Rafael Guerra Pimentel

INFLUÊNCIA DE FATORES
BIOGEOGRÁFICOS SOBRE A
SENSIBILIDADE DAS ESPÉCIES DE AVES À
FRAGMENTAÇÃO DO HABITAT

São Paulo

2009

Rafael Guerra Pimentel

INFLUÊNCIA DE FATORES
BIOGEOGRÁFICOS SOBRE A
SENSIBILIDADE DAS ESPÉCIES DE AVES À
FRAGMENTAÇÃO DO HABITAT

Dissertação apresentada ao Instituto de
Biociências da Universidade de São
Paulo, para a obtenção de Título de
Mestre em Ciências, na Área de
Ecologia.

Orientador(a): Jean Paul Metzger

São Paulo

2009

Ficha Catalográfica

Pimentel, Rafael Guerra

Influência de fatores biogeográficos
sobre a sensibilidade das espécies de aves à
fragmentação do habitat

97 páginas

Dissertação (Mestrado) - Instituto de
Biociências da Universidade de São Paulo.
Departamento de Ecologia.

1. Fragmentação do habitat 2.
Biogeografia 3. Aves
I. Universidade de São Paulo. Instituto de
Biociências. Departamento de Ecologia.

Comissão Julgadora:

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr(a).

Orientador(a)

Dedicatória

À Laura

Agradecimentos

Mais do que agradecer, dedico esse trabalho à Laura, por ter sido a pessoa mais importante de minha vida durante toda a elaboração desta dissertação. Por ter me dado forças para continuar. Por ter transformando os momentos mais difíceis em momentos prazerosos, simplesmente me lembrando que existe algo muito além do que essas linhas. Por ter me dado a oportunidade de constituir uma família (sim, nós já somos uma família), me mostrando o que realmente importa na vida de uma pessoa.

Agradeço ao meu orientador, Jean Paul Metzger, por tudo o que aprendi desde a iniciação científica, além de proporcionar toda a estrutura, sem a qual seria impossível realizar essa dissertação.

Agradecimento muito especial para a Érica Hasui, pela importância que teve na concepção desse trabalho e também pelas discussões ao longo dos últimos anos. Obrigado mesmo!!!

Ao Miltinho, por todas as discussões e aprendizados. Realmente esse trabalho não estaria da maneira como está se não fosse por suas contribuições das mais diversas formas.

À Marinez Siqueira, por ter me iniciado na questão da modelagem da biodiversidade, com tamanha atenção, paciência e competência, que poucas vezes vi em um profissional.

Essa dissertação envolveu muita gente, principalmente na incansável busca (na verdade, eu cansei.....) por referências bibliográficas e bases ambientais. Algumas delas são Carlos Eduardo Zimmerman (FURB), Sergio Lucena Mendes (UFES), Elaine Fidalgo (Embrapa), Helena Bergallo, Renata Antunes (Budju), Prof. Wesley Rodrigues (UNICAMP), Cláudia Schaalman (DEPRN) e, principalmente ao Paulo Henrique Chaves Cordeiro, por disponibilizar toda a sua base de dados. A todas as bibliotecárias das diversas universidades que visitei e, principalmente às bibliotecárias do Instituto de Biociências da USP. Esse trabalho teve participação efetiva de todos vocês.

A todo o pessoal do Lepac pelo convívio durante todos esses anos. Paula, Alexandre, Cris, Érica, Miltinho, Leandro, Mari, André, Thais, Kiwi, D2, Simone, Cintia, Wellington. Foi uma honra fazer parte desse grupo durante todos esses anos.

Ao Celso e à Paula, pela ajuda no banco de dados.

A toda minha família, principalmente à minha mãe, pelo apoio incondicional nos momentos mais decisivos de minha vida.

Ao Benê, Clara e Liz Maria, por me ensinarem diariamente que a felicidade reside nas coisas pequenas da vida.

Ao meu pai, que, de onde estiver, sei que continua torcendo por mim.

Aos irmãos que seguem firme e forte do meu lado: Rick, Bubano, Renatão, Eric, Dado, Gastão, Lusão....TAMO JUNTO!!!

E também ao CNPq, pelo apoio financeiro indispensável para esse projeto de pesquisa.

Índice

Capítulo 1	7
Introdução Geral	7
Capítulo 2	12
Distribuição potencial de espécies de aves de sub-bosque da Mata Atlântica: um estudo metodológico	12
RESUMO	13
ABSTRACT	14
3.1 Área de Estudo	17
3.2 Dados biológicos	18
3.3 Variáveis ambientais	20
3.4 Algoritmos utilizados	20
3.5 Critério de desempenho dos algoritmos	24
Capítulo 3	55
Influência biogeográfica sobre a sensibilidade das espécies de aves à fragmentação do habitat	55
RESUMO	56
ABSTRACT	57
1. INTRODUÇÃO	58
2. OBJETIVOS	62
3. MATERIAIS E MÉTODOS	62
3.1 Área de Estudo	62
3.2 Compilação de dados biológicos das espécies de aves	64
3.3 Abundância das espécies de aves	65
3.4 Modelos de distribuição das espécies	66
3.5 Métricas de Paisagem	68
3.6 Modelos de abundância	69
3.7 Análise das respostas	71
4. RESULTADOS	72
4.1 Modelos de distribuição das espécies	72
4.2 Variáveis independentes	74
4.3 Modelos de abundância	74
5. DISCUSSÃO	77
6. IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO	79
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	80
Apêndice 1	87
Capítulo 4	93
Conclusão Geral	93

Capítulo 1

Introdução Geral

1. INTRODUÇÃO GERAL

O crescimento da população humana e a conseqüente expansão das atividades antrópicas nas últimas décadas vêm se refletindo na devastação e ocupação de ambientes naturais (Sisk *et al.*, 1994) e no desaparecimento de espécies dos mais variados táxons ao longo de todo o mundo (Ehrlich, 1997), o que leva muitos autores a afirmarem que estamos presenciando um novo processo de extinção em massa (Myers, 1997; Thomas *et al.*, 2004). Nos últimos 400 anos, foram registradas mais de 1000 espécies extintas (Smith *et al.*, 1993). Contudo, alguns autores indicam que esse número seja bastante subestimado, devido ao grande número de extinções não registradas nesse mesmo período (Pimm *et al.*, 2006).

Apesar de ignorada pela maior parte da população, é impossível desvincular os efeitos dessa perda de espécies ao modo de vida das civilizações atuais. Estimativas indicam que a população humana utiliza diariamente, para os mais diversos fins, cerca de 40000 espécies de plantas, animais e microorganismos (Eldredge, 2000). Os efeitos diretos e indiretos da perda de espécies sobre a humanidade tornam-se ainda mais alarmantes quando se estima que estejam descritas apenas 10% de todas as espécies existentes no planeta (Primack, 2003), ou seja, uma grande diversidade de espécies, das quais nem temos conhecimento, está sob ameaça.

Dentro do contexto de impactos antrópicos, não há como definir uma única causa para essa perda de espécies. Efeitos deletérios da caça (Roberts *et al.*, 2001), introdução de espécies invasoras (Ricciardi *et al.*, 1998) e mudanças climáticas (Mehlman, 1997) vêm ameaçando a biodiversidade em diversas regiões do planeta. No entanto, o principal impacto sobre a biodiversidade, atualmente, decorre das alterações das paisagens naturais e conseqüente perda e fragmentação dos habitats naturais (Debinski & Holt 2000; Fahrig 2003; Fisher & Lindenmayer 2007). A forte influência que a perda e fragmentação do habitat

exercem sobre a biodiversidade e os processos ecológicos têm sido amplamente destacados nas pesquisas científicas e nas políticas voltadas à conservação (Wilcox & Murphy, 1985; MMA, 2005).

Essa enorme influência que a perda e fragmentação do habitat exercem sobre as espécies fica evidenciada pelo grande número de estudos feitos sobre o tema (Fahrig, 2003). O corpo teórico formado a partir desses estudos tem grande potencial para auxiliar na elaboração de planos e estratégias de conservação das espécies em paisagens fragmentadas. No entanto, a maior parte desses estudos é feita em uma escala local, através de comparações feitas entre diferentes fragmentos de uma mesma paisagem (Ricketts *et al.*, 2001; Laurance *et al.*, 2002; Ribon, 2003), o que torna problemático o entendimento de alguns padrões para escalas regionais. Dentro desse contexto, é interessante que se conheçam os padrões de resposta das espécies à perda e fragmentação do habitat em uma escala regional, para que esse conhecimento possa auxiliar na elaboração de planos de conservação nessa mesma escala.

Porém, poucos estudos que tratam da resposta das espécies à fragmentação do habitat são feitos em escalas geograficamente mais amplas, dadas as reais dificuldades em se coletar dados biológicos nessas escalas espaciais, o que limita ou torna até mesmo inviáveis os procedimentos metodológicos de uma pesquisa (Blackburn & Gaston, 1998; Sagarin & Gaines, 2002). Para contornar essa situação, existem ferramentas analíticas inovadoras que conseguem suprir essa falta de informações ao longo de uma extensa área de estudo, modelando as condições das espécies ao longo dessa área a partir de um pequeno conjunto de dados. Apesar desse potencial, por se tratar de uma nova ferramenta de análise, ainda existem muitas questões a respeito da maneira mais adequada de sua aplicação.

Dentro desse contexto, a presente dissertação aborda a inclusão de uma variável biogeográfica, que atua em escalas regionais, em análises do efeito da cobertura e

configuração dos remanescentes florestais em paisagens fragmentadas do Sudeste do Brasil, com o intuito de verificar a importância dessa variável para o entendimento da persistência de populações de aves nesses locais. Ademais, é apresentado estudo metodológico de uma ferramenta analítica que propicia a utilização de uma variável biogeográfica, a partir de associações das espécies com características físicas do ambiente.

2. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Blackburn, T. M. and Gaston K, J., 1998. Some methodological issues in macroecology. *American Naturalist* 151: 68-83.
- Debinski, D. M, and R. D. Holt. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14:342-355.
- Ehrlich, P. R., 1997. A perda de diversidade – causas e conseqüências. Págs 27-35. In: *Biodiversidade*. E. O. Wilson e F. M. Peter, eds. Ed. Nova Fronteira, Rio de Janeiro, Brasil.
- Eldredge, N., 2000. *Life in the Balance: Humanity and the Biodiversity Crisis*. Princeton University Press, 240p.
- Fahrig, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34: 487-515.
- Fisher, J., and D. B. Lindenmayer. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16:265-280.
- Laurance, W.F.; T.E. Lovejoy; H.L. Vasconcelos; E.M. Bruna; R.K. Didham; P.C. Stouffer; C. Gascon; R.O. Bierregard; S.G. Laurance and E. Sampaio. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology* 16: 605-618.
- Mehlman, D.W. 1997. Change in avian abundance across the geographic range in response to environmental change. *Ecological Applications* 7: 614-624.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). 2005. *Fragmentação de ecossistemas. Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. 2ª. edição. MMA/SBF, Brasília, Brasil.

- Myers, N., 1997. Florestas tropicais e suas espécies sumindo, sumindo.....? Págs 36-45 In: Biodiversidade. E. O. Wilson e F. M. Peter, eds. Ed. Nova Fronteira, Rio de Janeiro, Brasil.
- Pimm, S., Raven, P., Peterson, A., Sekercioglu, C.H. and Ehrlich, P.R. 2006. Human impacts on the rates of recent, present, and future bird extinctions Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 103: 10941-10946.
- Primack, R.B. 1993. Essentials of Conservation Biology. Sinauer Associates, INC. Sunderland, Massachusetts.
- Ribon, R.; J.E. Simon and G.T. Mattos. 2003. Bird extinctions in Atlantic Forest fragments of the Viçosa region, southeastern Brazil. Conservation Biology 17: 1827-1839.
- Ricciardi, A.; Neves, R. J., and Rasmussen, J. B. 1998. Impending extinctions of North American freshwater mussels (Unionoida) following the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) invasion. Journal of Animal Ecology 67: 613-619.
- Ricketts, T.H.; G.C. Daily; P.R. Ehrlich and J.P. Fay. 2001. Countryside biogeography of moths in a fragmented landscape: biodiversity in native and agricultural habitats. Conservation Biology 15: 378-388.
- Roberts, R.G., Flannery, T.F., Ayliffe, L.A., Yoshida, H., Olley, J.M., Prideaux, G.J., Laslett, G.M., Baynes, A., Smith, M.A., Jones, R. and Smith, B.L. 2001. New ages for the last Australian megafauna: continent-wide extinction about 46,000 years ago. Science 292: 1888-1892.
- Sagarin, R.D. and S.D. Gaines. 2002. The “abundant centre” distribution: to what extent is it a biogeographical rule? Ecology Letters 5: 137-147.
- Sisk, T. D., A. E. Launer, K. R. Switky and P. R. Ehrlich, 1994. Identifying extinction threats. Bioscience 44: 592-604.
- Smith, F.D.M., May, R.M., Pellew, R., Johnson, T.H. & Walter, K.R. 2003. How much do we know about the current extinction rate? Trends in Ecology and Evolution 8: 375- 378.
- Thomas, J. A., M. G. Telfer, D. B. Roy, C. D. Preston, J. J. D. Greenwood, J. Asher, R. Fox, R. T. Clarke and J. H. Lawton, 2004. Comparative losses of british butterflies, birds and plants and the global extinction crisis. Science 303: 1879-1881.
- Wilcox, B. A. and D. D. Murphy. 1985. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. American Naturalist 125: 879-887.

Capítulo 2

Distribuição potencial de espécies de aves de sub-bosque da Mata Atlântica: um estudo metodológico

RESUMO

A modelagem de distribuição potencial de espécies constitui uma técnica bastante recente e vem sendo, atualmente, utilizada em estudos nos mais diferentes ramos das ciências biológicas. No entanto, como um problema intrínseco a uma nova ferramenta de análise, ainda existem muitas questões a respeito da maneira mais adequada de aplicação dos modelos de distribuição potencial das espécies. Assim, por ser uma ferramenta com potencial de aplicação em diversas áreas de estudo, é extremamente útil que se façam testes metodológicos capazes desenvolver e aperfeiçoar essa técnica. Com o intuito de contribuir para o desenvolvimento da técnica de modelagem de distribuição potencial das espécies, o presente capítulo consta de um estudo metodológico que visa comparar o desempenho de diversos algoritmos da referida modelagem. Para conduzir os testes metodológicos foram utilizados dados de presença de 21 espécies de aves de sub-bosque da Mata Atlântica. A obtenção desses dados de presença foi feita através de uma extensa revisão em diversas fontes de informações. As variáveis ambientais utilizadas no processo de modelagem consistiram de 19 variáveis bioclimáticas, além de altitude e declividade do terreno. Os algoritmos utilizados foram o Maxent, GARP e SVM. Como parâmetro de desempenho dos três algoritmos testados na modelagem, utilizamos a área sob a curva ROC (AUC) gerada a partir de dados independentes. Os modelos com maior capacidade de previsão foram aqueles gerados pelo Maxent, seguido pelo SVM, e por último o GARP. Os padrões dos modelos gerados pelo Maxent e pelo SVM parecem ter também maior significado biológico, além de serem mais condizentes com os padrões de distribuição conhecido das espécies. Consideramos que o Maxent foi o algoritmo mais adequado para modelagens de distribuição potencial das espécies estudadas, sendo assim recomendado para modelagem de distribuição de espécies que sejam realizadas sob as mesmas condições do presente estudo, como número e distribuição dos pontos de ocorrência, assim como das variáveis ambientais utilizadas.

ABSTRACT

Species distribution models (SDM) is a quite new technique that has been used in many fields of natural sciences. Nevertheless, as problem inherent of a new technique, there is still a lot of questions about the most appropriated manner of its use and application. As the SDM consists a powerful tool with high potential to be used use in many fields of research, it is extremely useful that tests are carried out, to improve and refine this technique. To help in the development of the SDM, this study consist a methodological test that aims to compare the performance of different algorithms used in SDM. We used points of occurrence of 21 bird species along an area of nearly 1,200,000 km² in southeastern Brazil. The data were obtained through a rough bibliographic revision. Environmental layers used in the modeling procedure consisted of 19 bioclimatic variables, besides altitude and slope of the terrain. The algorithms used were Maxent, GARP and SVM. As a performance parameter of the algorithms we used the area under de ROC curve (AUC), generated with points of occurrence independent of the ones used for the modeling procedure. Based on the AUC values, we observed a higher prevision capacity of the models generated with Maxent, followed by the ones generated with SVM, and at least, the ones generated with GARP. The pattern of the probability distributions of the models generated with Maxent and SVM had a higher biological meaning, besides agreeing more with the species real area of occurrence. As conclusion of this study we consider that Maxent is the most appropriate algorithm to be used in species distribution models, that are made under the same conditions of the ones used in the present study.

1. INTRODUÇÃO

A modelagem de distribuição potencial de espécies é uma técnica recente e muito utilizada, atualmente, em estudos que abordam diferentes questões ambientais (Stockwell & Peters, 1999; Anderson *et al.*, 2003). Sua utilização vem sendo empregada em estudos que lidam com questões ecológicas (Peterson & Vieglais, 2001), efeitos de mudanças climáticas (Mehlman, 1997) e até mesmo de estratégias de conservação da biodiversidade (Loiselle *et al.*, 2003).

Atualmente, dadas as condições de degradação e ameaça de diversas áreas naturais, existe certa urgência em estabelecer metas e planos de conservação da biodiversidade, mesmo que não haja informação biológica suficiente que nos permita entender o sistema natural por completo. E é justamente nessas situações nas quais é necessária a tomada de decisões sem que haja um grande conjunto de informações, que a modelagem de distribuição potencial das espécies pode ser aplicada (Siqueira, 2005).

Conhecendo suas aplicações, estudiosos da Biologia da Conservação começaram a encarar a modelagem de distribuição potencial das espécies como uma importante ferramenta, o que fez com que o número de publicações utilizando esse tipo de modelagem aumentasse dramaticamente a partir do início dos anos 90 (Guisan & Thuiller, 2005). A primeira revisão completa que tratou das utilizações e aplicações da modelagem de distribuição das espécies foi realizada apenas no ano 2000 (Guisan & Zimmerman, 2000), evidenciando o recente aparecimento dessa ferramenta para o público científico em geral.

No entanto, como um problema intrínseco a uma nova ferramenta de análise, ainda existem muitas questões a respeito da maneira mais adequada de aplicação dos modelos de distribuição potencial das espécies, principalmente pela grande quantidade de análises estatísticas e algoritmos disponíveis para esse fim (ver Guisan & Zimmerman, 2000 para

descrição geral dos algoritmos). Existem diversas publicações abordando diferentes métodos para a modelagem de distribuição potencial de espécies, como por exemplo, algoritmos genéticos (Anderson *et al.*, 2003; Stockwell *et al.*, 2005; Illoldi-Rangel, 2004), algoritmos de máxima entropia (Phillips *et al.*, 2006), envelopes ambientais (Waker & Cocks, 1991), análises de correspondência (Hill, 1991), modelos lineares generalizados (Augustin *et al.*, 1996; Lehman, 1998), inferências bayesianas (Latimer *et al.*, 2006) e redes neurais de inteligência artificial (Tourenq *et al.*, 1999; Tan & Smeins, 1996, Laë *et al.*, 1999). Tão numerosas quanto são as publicações que envolvem comparações entre dois ou mais métodos de modelagem (Austin & Meyers, 1996; Guisan *et al.*, 1999; Pearce & Ferrier, 2000; McPherson *et al.*, 2004; Leathwick *et al.*, 2006; Elith *et al.*, 2006; Allouche *et al.*, 2008), evidenciando a importância da discussão sobre as maneiras mais adequadas de utilizar modelos de distribuição potencial das espécies.

Dentro desse contexto de uma ferramenta de análise bastante nova, em que ainda existe muita discussão a respeito da melhor maneira de sua utilização, é extremamente útil que se façam testes metodológicos capazes de desenvolver e aperfeiçoar essa técnica para os mais diversos campos das ciências naturais, como é a modelagem de distribuição potencial das espécies.

2. OBJETIVO

Com o intuito de contribuir para o desenvolvimento da técnica de modelagem de distribuição potencial das espécies, o presente capítulo proporciona um estudo metodológico que visa comparar o desempenho de diversos algoritmos na modelagem da distribuição de 21 espécies de aves de sub-bosque da Mata Atlântica.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de Estudo

A região de estudo compreende uma vasta extensão territorial (~1.200.000 km²), abrangendo todo o território dos estados brasileiros do Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná e Santa Catarina. Originalmente a área era majoritariamente coberta por Floresta Atlântica (MMA, 2000), mas atualmente restam cerca de 4 milhões de ha (36,5% da área original, Ribeiro *et al.*, 2009; Figura 1).

Figura 1. Unidades federativas brasileiras que compõem a área de estudo. Em vermelho, limites do centro de endemismo de aves da Serra do Mar, proposto por Silva *et al.* (2004).

A escolha dessa área de estudo foi baseada em critérios provenientes de outro estudo (ver capítulo 3), visto que a área compreende um importante centro de endemismo de espécies de aves da Mata Atlântica (Silva *et al.*, 2004). Cabe ressaltar também que a área de estudo

utilizada compreende porção significativa da área de ocorrência das espécies de aves analisadas no presente estudo.

3.2 Dados biológicos

Para conduzir os testes metodológicos foram utilizados dados de presença de 21 espécies de aves ao longo de toda a área de estudo (Tabela 1).

Tabela 1. Lista das 21 espécies analisadas, categorizadas por guilda (Willis, 1979), sendo Is: insetívoros de sub-bosque; Os: onívoros de sub-bosque; Ob: onívoros de borda; Nec: nectarívoros; Gb: granívoros de borda; It: insetívoros de tronco e galho.

Espécie	Família	Guilda	# tipos de floresta que utiliza	Área de distribuição geográfica (km ²)
<i>Basileuterus culicivorus</i>	Parulidae	Is	3	3.780.680
<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	Parulidae	Is	3	1.248.321
<i>Chiroxiphia caudata</i>	Pipridae	Os	3	1.291.493
<i>Conopophaga lineata</i>	Conopophagidae	Is	3	1.640.046
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	Dendrocolaptidae	Is	3	3.217.348
<i>Dysithamnus mentalis</i>	Thamnophilidae	Is	2	3.620.236
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	Tyrannidae	Is	2	6.749.333
<i>Mionectes rufiventris</i>	Tyrannidae	Os	2	938.914
<i>Phaetornis eurynome</i>	Trochilidae	Nec	2	828.449
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	Tyrannidae	Is	2	4.840.254
<i>Pyriglena leucoptera</i>	Thamnophilidae	Is	2	1.079.105
<i>Schiffornis virescens</i>	Tityridae	Os	3	1.458.371
<i>Sclerurus scansor</i>	Furnariidae	Is	2	2.395.740
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	Dendrocolaptidae	It	5	999.917
<i>Tachyphonus coronatus</i>	Thraupidae	Ob	3	1.199.963
<i>Thalurania glaucopis</i>	Trochilidae	Nec	3	1.253.530
<i>Thamnophilus caeruleus</i>	Thamnophilidae	Is	4	3.508.323
<i>Trichothraupis melanops</i>	Thraupidae	Os	3	2.149.503
<i>Turdus albicollis</i>	Turdidae	Os	1	6.369.587
<i>Turdus rufiventris</i>	Turdidae	Ob	3	43.743.296
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	Dendrocolaptidae	It	2	19.163.389

A obtenção desses dados de presença foi feita através de uma extensa revisão bibliográfica da literatura, que englobou cerca de 130 teses e dissertações de diversas universidades nacionais e internacionais, e 265 artigos publicados em periódicos desde a década de 1940.

Informações sobre a ocorrência das espécies de aves foram obtidas também em coleções biológicas disponíveis na internet (SpeciesLink) e em coleções biológicas de museus nacionais (Museu Nacional, Museu de Zoologia das USP, Museu de História Natural do Capão do Imbuia e Museu de Biologia Prof. Melo Leitão) e internacionais (American Museum of Natural History, Academy of Natural Science of Philadelphia, Museum of Zoology of Louisiana State University, Field Museum of Natural History). Ao mesmo tempo foram compiladas informações das espécies através da revisão de trabalhos técnicos referentes a processos de licenciamento ambiental, disponíveis na Biblioteca da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Ao final dessa compilação foram obtidos 6040 pontos de ocorrências das 21 espécies de aves (Figura 2; Tabela 2).

Tabela 2. Número de pontos de ocorrência utilizados nos modelos de distribuição potencial das espécies de aves (MDE).

Espécie	Número de pontos de ocorrência utilizados para MDE
<i>Basileuterus culicivorus</i>	491
<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	205
<i>Chiroxiphia caudata</i>	464
<i>Conopophaga lineata</i>	392
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	222
<i>Dysithamnus mentalis</i>	326
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	292
<i>Mionectes rufiventris</i>	192
<i>Phaetornis eurynome</i>	166
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	327
<i>Pyriglena leucoptera</i>	442
<i>Schiffornis virescens</i>	230
<i>Sclerurus scansor</i>	144
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	344
<i>Tachyphonus coronatus</i>	276
<i>Thalurania glaucopis</i>	180
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	351
<i>Trichothraupis melanops</i>	219
<i>Turdus albicollis</i>	219
<i>Turdus rufiventris</i>	366
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	192

Figura 2. Distribuição dos pontos (•) na área de estudo em que existem informações de ocorrência das 21 espécies de aves. Esses pontos ilustram os pontos utilizados para a modelagem de distribuição potencial de todas as 21 espécies.

3.3 Variáveis ambientais

O conjunto de dados ambientais utilizados na modelagem das espécies consistiu de 19 variáveis bioclimáticas provenientes do WORLDCLIM (Hijmans *et al.*, 2005), além de altitude e declividade. As variáveis bioclimáticas são parâmetros derivados de medições históricas (1960-1990) de temperatura e pluviosidade da área de estudo. Para o procedimento de modelagem, foram utilizados mapas contendo essas informações ambientais em formato matricial, sendo que a escala de resolução de todos os mapas foi de 1 km.

3.4 Algoritmos utilizados

Foram utilizados nos testes metodológicos três métodos de modelagem, cada um correspondente a um tipo de algoritmo, sendo eles o GARP, o MAXENT e o SVM.

O GARP (Genetic Algorithm for Rule Set Prediction) tem como preceito a utilização de um algoritmo genético capaz de gerar e testar uma série de possíveis modelos de distribuição

das espécies (Stockwell & Peters, 1999). A modelagem se baseia em um conjunto de regras que relacionam os pontos de ocorrência das espécies com as variáveis ambientais utilizadas e delimitam, dessa maneira, o nicho ecológico das espécies. O processo de modelagem consiste na alteração, de maneira aleatória, de parte desse conjunto de regras, sendo que, à medida que ocorrem essas alterações, é feita uma validação interna que verifica se cada alteração proporciona modelos mais condizentes com a distribuição dos pontos de ocorrência utilizados ao longo do espaço ambiental. Caso essa alteração produza um modelo melhor que o anterior, ela é aceita e o processo continua até que uma série de alterações não proporcione diferenças significativas no modelo de distribuição gerado (Stockwell & Peters, 1999). Ao final do processo de modelagem, o algoritmo seleciona modelos que satisfaçam alguns requisitos pré-determinados (“*best-subsets*”), como limites de taxas de omissão e comissão, sintetizando-os em um único mapa de probabilidades de ocorrência. Para a aplicação desse algoritmo foi utilizada a interface do GARP disponível na plataforma OpenModeller Desktop 1.0.8 (<http://openmodeller.sourceforge.net>) e os parâmetros específicos utilizados estão descritos na Tabela 2 abaixo. No presente estudo, com o intuito de alcançarmos maior precisão dos mapas de distribuição gerados pelo GARP, decidimos aumentar o número de rodadas e também de iterações em cada uma dessas rodadas, em relação ao padrão utilizado pelo OpenModeller Desktop 1.0.8 (Tabela 3). O aumento do número de rodadas faz com que mais mapas sejam gerados e o aumento do número de iterações faz com que cada modelo gerado tenha suas regras alteradas mais vezes.

Tabela 3. Parâmetros específicos para a implementação do algoritmo genético (Genetic Algorithm for Rule Set Production – GARP).

Parâmetro	Valor
Limiar de comissão dos modelos	50%*
Limiar de omissão dos modelos	100%*
Limite de convergência	0,01*
Número máximo de iterações	1000**
Número mínimo de modelos abaixo do limiar de omissão	100***
Número máximo de regras	50*
Número de pontos utilizados para testar as regras	2500*
Número de rodadas	200****

* valor padrão do OpenModeller Desktop 1.0.8.

** o valor padrão do OpenModeller Desktop 1.0.8 é de 400 iterações.

*** o valor padrão do OpenModeller Desktop 1.0.8 é de 20 modelos.

**** o valor padrão do OpenModeller Desktop 1.0.8 é de 20 rodadas.

O MAXENT (Phillips *et al.*, 2004), por sua vez, pertence ao grupo dos algoritmos de máxima entropia. Através de alterações iterativas dos parâmetros da distribuição empírica dos dados (i.e. dados de presença das espécies) em função das variáveis ambientais utilizadas, o algoritmo busca a distribuição de maior entropia (i.e. mais próxima do uniforme), que seja mais plausível com os dados utilizados para a geração dos modelos (Phillips *et al.*, 2004). Para a aplicação desse algoritmo foi utilizado o software Maxent 3.2.1 e os parâmetros específicos da modelagem estão descritos na Tabela 4 abaixo.

Tabela 4. Parâmetros específicos para a implementação do algoritmo de máxima entropia (Maxent).

Parâmetro	Valor
Limite de convergência	0,00001*
Número máximo de iterações	500*
Número de pontos de pseudo-ausências	10000*
Índice de regularização	1*

* valor padrão do Maxent 3.2.1.

O SVM (Support Vector Machine) pertence ao grupo dos algoritmos de classificadores lineares. Basicamente, o algoritmo estabelece um hiperplano no espaço ambiental que maximiza a separação entre os pontos de ocorrência das espécies e o restante do espaço ambiental (Guo *et al.*, 2005). Apesar de os algoritmos de classificação trabalharem melhor em situações empíricas envolvendo duas categorias (no caso, presenças e ausências), Scholkopf *et al.* (1999) demonstraram que o SVM tem boa capacidade de previsão trabalhando apenas com uma categoria (presença). Para a implantação desse algoritmo também foi utilizada a interface do SVM disponível na plataforma OpenModeller Desktop 1.0.8 (<http://openmodeller.sourceforge.net>) e os parâmetros específicos utilizados para esse algoritmo estão descritos na Tabela 5 abaixo.

Tabela 5. Parâmetros específicos para a implementação do Support Vector Machine (SVM).

Parâmetro	Valor
Tipo de função de kernel	função radial*
Grau da função de kernel	3*
Gamma da função de kernel	0*
Coeficiente da função de kernel	0*

* valor padrão do OpenModeller Desktop 1.0.8.

O número de pontos de ocorrência utilizados para cada espécie de ave variou de 144 a 491 (para *S. scansor* e *B. culicivorus*, respectivamente; Tabela 2). Dessa maneira, o número de pontos utilizados no presente estudo para a modelagem de distribuição das espécies de aves é, para a maior parte das espécies, pelo menos duas vezes maior do que a quantidade mínima de pontos recomendada para que os modelos atinjam sua máxima acurácia (Stockwell & Peterson, 2002).

Para todas as espécies, em todos os algoritmos, foram utilizados 70% dos pontos de ocorrência para a geração dos modelos de distribuição e os outros 30% foram utilizados para a validação externa dos mesmos. Apesar de alguns autores recomendarem a utilização de 50% dos pontos para teste (McPherson, 2004; Siqueira, 2005), a proporção de pontos aqui destinada para esse fim permite que tenhamos um número bem maior do que 20 pontos por espécie para a validação externa dos modelos, o que, segundo estudos prévios (Stockwell & Peterson, 2002; Siqueira 2005), já seriam suficientes. Dessa maneira, decidimos utilizar proporção maior de pontos de ocorrência para a construção dos modelos, sem prejuízo da validação externa dos mesmos. Essa divisão dos pontos foi feita aleatoriamente, antes do processo de modelagem propriamente dito, de maneira que os subconjuntos de pontos de treino e teste foram os mesmos para os três algoritmos testados.

3.5 Critério de desempenho dos algoritmos

Como parâmetro de desempenho dos três algoritmos testados na modelagem, utilizamos a área sob a curva ROC (AUC) gerada a partir de dados de presença independentes utilizados para construir os modelos (Fawcett, 2003). A AUC é um parâmetro bastante útil para a comparação de três algoritmos diferentes, por fornecer uma medida de acurácia independente de limiares específicos dos modelos gerados a partir de cada um dos três métodos de modelagem (Fielding & Bell, 1997). Segundo critério estabelecido por Metz (1986), valores de AUC entre 1,0 e 0,9 indicam modelos com excelente capacidade de previsão, entre 0,9 e 0,8 modelos com boa capacidade de previsão, entre 0,8 e 0,7 modelos com média capacidade de previsão, e AUC menor que 0,7 indicam modelos com capacidade de previsão ruim.

Além desse critério de desempenho baseado no valor de AUC, os mapas gerados foram comparados visualmente a mapas das áreas de distribuição das espécies, disponíveis na

literatura (Ridgely *et al.*, 2003), com o intuito de verificar a conformidade dos mapas gerados por modelagem em relação à distribuição conhecida das espécies.

4. RESULTADOS

A partir dos testes metodológicos conduzidos e baseados nos valores de AUC, o algoritmo que teve melhor desempenho, para 18 das 21 espécies de aves estudadas, foi o algoritmo de máxima entropia (Tabela 6, Figura 3).

Tabela 6. Valores da área sob a curva ROC (AUC) gerados a partir da validação externa dos modelos gerados para cada um dos algoritmos.

Espécie	Maxent	GARP	SVM
<i>Basileuterus culicivorus</i>	0.88	0.76	0.89
<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	0.92	0.49	0.87
<i>Chiroxiphia caudata</i>	0.89	0.86	0.85
<i>Conopophaga lineata</i>	0.90	0.74	0.90
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	0.79	0.57	0.77
<i>Dysithamnus mentalis</i>	0.92	0.78	0.78
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	0.88	0.62	0.81
<i>Mionectes rufiventris</i>	0.91	0.78	0.93
<i>Phaetornis eurynome</i>	0.95	0.66	0.90
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	0.89	0.80	0.92
<i>Pyriglena leucoptera</i>	0.88	0.78	0.87
<i>Schiffornis virescens</i>	0.93	0.68	0.82
<i>Sclerurus scansor</i>	0.95	0.68	0.82
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	0.86	0.70	0.82
<i>Tachyphonus coronatus</i>	0.91	0.78	0.88
<i>Thalurania glaucopis</i>	0.92	0.68	0.90
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	0.87	0.75	0.86
<i>Trichothraupis melanops</i>	0.91	0.76	0.89
<i>Turdus albicollis</i>	0.92	0.85	0.89
<i>Turdus rufiventris</i>	0.90	0.76	0.88
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	0.89	0.70	0.87
Média	0.90	0.72	0.86
Valor Máximo	0.95	0.86	0.93
Valor Mínimo	0.79	0.49	0.77

A distribuição de três espécies foi melhor prevista pelo SVM, enquanto uma foi igualmente modelada pelo Maxent e pelo SVM, e nenhuma espécie teve sua distribuição melhor prevista pelo GARP. Ademais, o Maxent apresentou a maior média dos valores de AUC (0,90), o maior valor máximo (0,95) e também o maior valor mínimo (0,79).

Figura 3. Valores médios (linha espessa) de AUC dos modelos gerados a partir de cada um dos algoritmos utilizados

Segundo critério estabelecido por Metz (1986) a respeito da capacidade de previsão de modelos baseado nos valores de AUC, para 14 espécies o Maxent apresentou capacidade de previsão ótima dos modelos e para outras sete espécies capacidade de previsão foi considerada boa. Utilizando esse mesmo critério para os outros algoritmos, obtiveram-se para o SVM cinco modelos com ótima capacidade de previsão, 14 com boa capacidade de previsão e dois com capacidade de previsão média. Para o GARP, nenhum modelo teve ótima capacidade de previsão, três tiveram boa, 11 tiveram média e outros sete apresentaram capacidade de previsão ruim.

Os mapas de distribuição gerados foram posteriormente comparados a mapas da área de ocorrência das espécies (Ridgely *et al.*, 2003; Figuras 3 a 23). A partir da comparação visual

dos mapas, foi verificado que, em algumas ocasiões, a ocorrência das espécies no norte do estado de Minas Gerais foi ignorada pelos algoritmos utilizados na modelagem. Para o Maxent e o SVM, a ocorrência de espécies nessa porção norte da área de estudo ocorreu em três situações (*P. mystaceus*, *S. scansor* e *T. melanops*). No caso do GARP, essa situação foi exacerbada e o algoritmo genético chegou a omitir a ocorrência de espécies para essa porção norte da área de estudo, assim como para outras porções, em 12 ocasiões (*C. lineata*, *D. platyrostris*, *L. amaurocephalus*, *P. mystaceus*, *S. virescens*, *S. scansor*, *S. griseicapillus*, *T. coronatus*, *T. caerulescens*, *T. melanops*, *T. rufiventris* e *X. fuscus*). Apesar das omissões, os mapas gerados, principalmente pelo Maxent e SVM, foram considerados como tendo um resultado satisfatório em termos biológicos, pois, de uma maneira geral, refletiram bem as áreas de ocorrência das espécies de aves analisadas.

Com relação à distribuição das probabilidades de ocorrência das espécies ao longo da área de estudo, observa-se que o Maxent e o SVM tiveram padrões bastante semelhantes. Já os modelos feitos com o GARP apresentaram um padrão um pouco diferente de distribuição das probabilidades de ocorrência. Enquanto os dois primeiros tiveram uma tendência a obter uma faixa de gradientes de probabilidades no espaço geográfico, o GARP tendeu a não apresentar muitos locais com probabilidades intermediárias. Neste caso, os mapas apresentavam áreas bastante extensas de altas probabilidades e uma queda abrupta dos valores, até que as probabilidades tendessem a zero, sem que houvesse muitos locais com probabilidades intermediárias de ocorrência das espécies.

a) Área de ocorrência

b) Maxent

c) GARP

d) SVM

Probabilidade Alta Probabilidade Baixa

Figura 3. Mapas de probabilidades de ocorrência de *B. culicivorus*, gerados a partir dos três algoritmos utilizados. Em a) a área demarcada representa a distribuição da espécie na área de estudo, segundo Ridgely *et al.*, (2003)

a) Área de ocorrência

b) Maxent

c) GARP

d) SVM

Probabilidade Alta Probabilidade Baixa

Figura 4. Mapas de probabilidades de ocorrência de *B. leucoblepharus*, gerados a partir dos três algoritmos utilizados. Em a) a área demarcada representa a distribuição da espécie na área de estudo, segundo Ridgely *et al.*, (2003)

a) Área de ocorrência

b) Maxent

c) GARP

d) SVM

Probabilidade Alta Probabilidade Baixa

Figura 5. Mapas de probabilidades de ocorrência de *C. caudata*, gerados a partir dos três algoritmos utilizados. Em a) a área demarcada representa a distribuição da espécie na área de estudo, segundo Ridgely *et al.*, (2003).

a) Área de ocorrência

b) Maxent

c) GARP

d) SVM

Probabilidade Alta Probabilidade Baixa

Figura 6. Mapas de probabilidades de ocorrência de *C. lineata*, gerados a partir dos três algoritmos utilizados. Em a) a área demarcada representa a distribuição da espécie na área de estudo, segundo Ridgely *et al.*, (2003)

a) Área de ocorrência

b) Maxent

c) GARP

d) SVM

Probabilidade Alta Probabilidade Baixa

Figura 7. Mapas de probabilidades de ocorrência de *D. platyrostris*, gerados a partir dos três algoritmos utilizados. Em a) a área demarcada representa a distribuição da espécie na área de estudo, segundo Ridgely *et al.*, (2003).

a) Área de ocorrência

b) Maxent

c) GARP

d) SVM

Probabilidade Alta Probabilidade Baixa

Figura 8. Mapas de probabilidades de ocorrência de *D. mentalis*, gerados a partir dos três algoritmos utilizados. Em a) a área demarcada representa a distribuição da espécie na área de estudo, segundo Ridgely *et al.*, (2003).

a) Área de ocorrência

b) Maxent

c) GARP

d) SVM

Probabilidade Alta Probabilidade Baixa

Figura 9. Mapas de probabilidades de ocorrência de *L. amaurocephalus*, gerados a partir dos três algoritmos utilizados. Em a) a área demarcada representa a distribuição da espécie na área de estudo, segundo Ridgely *et al.*, (2003).

a) Área de ocorrência

b) Maxent

c) GARP

d) SVM

Probabilidade Alta Probabilidade Baixa

Figura 10. Mapas de probabilidades de ocorrência de *M. rufiventris*, gerados a partir dos três algoritmos utilizados. Em a) a área demarcada representa a distribuição da espécie na área de estudo, segundo Ridgely *et al.*, (2003).

a) Área de ocorrência

b) Maxent

c) GARP

d) SVM

Probabilidade Alta Probabilidade Baixa

Figura 11. Mapas de probabilidades de ocorrência de *P. eurynome*, gerados a partir dos três algoritmos utilizados. Em a) a área demarcada representa a distribuição da espécie na área de estudo, segundo Ridgely *et al.*, (2003).

a) Área de ocorrência

b) Maxent

c) GARP

d) SVM

Probabilidade Alta Probabilidade Baixa

Figura 12. Mapas de probabilidades de ocorrência de *P. mystaceus*, gerados a partir dos três algoritmos utilizados. Em a) a área demarcada representa a distribuição da espécie na área de estudo, segundo Ridgely *et al.*, (2003).

a) Área de ocorrência

b) Maxent

c) GARP

d) SVM

Probabilidade Alta Probabilidade Baixa

Figura 13. Mapas de probabilidades de ocorrência de *P. leucoptera*, gerados a partir dos três algoritmos utilizados. Em a) a área demarcada representa a distribuição da espécie na área de estudo, segundo Ridgely *et al.*, (2003).

a) Área de ocorrência

b) Maxent

c) GARP

d) SVM

Probabilidade Alta Probabilidade Baixa

Figura 14. Mapas de probabilidades de ocorrência de *S. virescens*, gerados a partir dos três algoritmos utilizados. Em a) a área demarcada representa a distribuição da espécie na área de estudo, segundo Ridgely *et al.*, (2003)

a) Área de ocorrência

b) Maxent

c) GARP

d) SVM

Probabilidade Alta Probabilidade Baixa

Figura 15. Mapas de probabilidades de ocorrência de *S.scansor*, gerados a partir dos três algoritmos utilizados. Em a) a área demarcada representa a distribuição da espécie na área de estudo, segundo Ridgely *et al.*, (2003)

a) Área de ocorrência

b) Maxent

c) GARP

d) SVM

Probabilidade Alta Probabilidade Baixa

Figura 16. Mapas de probabilidades de ocorrência de *S. griseicapillus*, gerados a partir dos três algoritmos utilizados. Em a) a área demarcada representa a distribuição da espécie na área de estudo, segundo Ridgely *et al.*, (2003)

a) Área de ocorrência

b) Maxent

c) GARP

d) SVM

Probabilidade Alta Probabilidade Baixa

Figura 17. Mapas de probabilidades de ocorrência de *T. coronatus*, gerados a partir dos três algoritmos utilizados. Em a) a área demarcada representa a distribuição da espécie na área de estudo, segundo Ridgely *et al.*, (2003)

a) Área de ocorrência

b) Maxent

c) GARP

d) SVM

Probabilidade Alta Probabilidade Baixa

Figura 18. Mapas de probabilidades de ocorrência de *T. glaucopis*, gerados a partir dos três algoritmos utilizados. Em a) a área demarcada representa a distribuição da espécie na área de estudo, segundo Ridgely *et al.*, (2003).

a) Área de ocorrência

b) Maxent

c) GARP

d) SVM

Probabilidade Alta Probabilidade Baixa

Figura 19. Mapas de probabilidades de ocorrência de *T. caerulea*, gerados a partir dos três algoritmos utilizados. Em a) a área demarcada representa a distribuição da espécie na área de estudo, segundo Ridgely *et al.*, (2003).

a) Área de ocorrência

b) Maxent

c) GARP

d) SVM

Probabilidade Alta Probabilidade Baixa

Figura 20. Mapas de probabilidades de ocorrência de *T. melanops*, gerados a partir dos três algoritmos utilizados. Em a) a área demarcada representa a distribuição da espécie na área de estudo, segundo Ridgely *et al.*, (2003).

a) Área de ocorrência

b) Maxent

c) GARP

d) SVM

Probabilidade Alta Probabilidade Baixa

Figura 21. Mapas de probabilidades de ocorrência de *T. albicollis*, gerados a partir dos três algoritmos utilizados. Em a) a área demarcada representa a distribuição da espécie na área de estudo, segundo Ridgely *et al.*, (2003).

a) Área de ocorrência

b) Maxent

c) GARP

d) SVM

Probabilidade Alta Probabilidade Baixa

Figura 22. Mapas de probabilidades de ocorrência de *T. rufiventris*, gerados a partir dos três algoritmos utilizados. Em a) a área demarcada representa a distribuição da espécie na área de estudo, segundo Ridgely *et al.*, (2003).

a) Área de ocorrência

b) Maxent

c) GARP

d) SVM

Probabilidade Alta Probabilidade Baixa

Figura 23. Mapas de probabilidades de ocorrência de *X. fuscus*, gerados a partir dos três algoritmos utilizados. Em a) a área demarcada representa a distribuição da espécie na área de estudo, segundo Ridgely *et al.*, (2003).

5. DISCUSSÃO

Dentro das condições do presente teste metodológico (i.e. número de pontos utilizados, distribuição dos pontos na área de estudo e variáveis ambientais utilizadas), o algoritmo de máxima entropia, o Maxent, obteve melhor desempenho em prever a probabilidade de ocorrência das espécies de aves na área de estudo. Consideramos que o SVM também apresentou resultado satisfatório, pois, além de apresentar valores relativamente altos de AUC, mostrou os padrões semelhantes com o Maxent de distribuição das probabilidades de ocorrência das espécies na área de estudo.

Comparações feitas em estudos prévios também chegaram à mesma conclusão: o Maxent teria maior capacidade de previsão do que outros algoritmos, inclusive o GARP (Elith *et al.*, 2006; Hernandez *et al.*, 2006; Peterson *et al.*, 2007, Wang *et al.*, 2007).

Além da alta capacidade de previsão, o Maxent e o SVM também apresentaram um padrão relevante, que foi o de representar as áreas de distribuição potencial das espécies de aves condizentes com as áreas de distribuições conhecidas das mesmas (Ridgely *et al.*, 2003). Apesar de essa acurácia ter sido medida através de análise visual dos mapas gerados, sem utilizar parâmetros quantitativos e sistemáticos de verificação, consideramos que esta tendência fornece maior confiabilidade no dado obtido.

Apesar de bastante difundido e utilizado em diversos estudos, o GARP mostrou desempenho fraco para a modelagem das espécies de aves no presente estudo. Além de os modelos gerados com esse algoritmo terem apresentado baixa capacidade de previsão, apresentaram também certa incongruência das áreas de distribuição das espécies em relação à área conhecida (Ridgely *et al.*, 2003). O fato de que, para 12 espécies, houve certa omissão de áreas de ocorrência nos modelos gerados, faz com que a aplicação dos mapas exija alguma cautela. Outro resultado relevante foi o de que as probabilidades de ocorrência ao longo da

área de estudo tenderam para valores altos na maior parte dos locais em que a probabilidade não era nula, não apresentando valores intermediários de probabilidades de ocorrência. Acreditamos que esse padrão de distribuição das probabilidades de ocorrência seja decorrente da maneira como o GARP trabalha. O fato de o algoritmo selecionar apenas os melhores modelos dentre todos os modelos gerados a partir do processo iterativo, deve propiciar certa uniformidade entre os modelos selecionados, caso os dados de entrada (pontos de ocorrência) sejam robustos ou consistentes. Uma alternativa para contornar essa uniformidade poderia ser uma flexibilização dos limiares aceitos de taxas de comissão e omissão. No entanto, acreditamos que essa flexibilização poderia gerar probabilidades de ocorrência mais heterogêneas ao longo da área de estudo, em detrimento da própria qualidade dos modelos gerados, o que não seria uma condição desejável.

Em termos biológicos, consideramos que esse padrão uniforme de probabilidades de ocorrência remete a uma uniformidade nas condições ambientais e na própria estrutura das populações dentro da área de distribuição, o que não condiz com a realidade dos sistemas naturais. No entanto, é sabido que as populações existentes em diferentes regiões dentro dos limites das áreas de distribuição das espécies exibem estruturas diferenciadas (Blackburn *et al.*, 1999) e que essas diferenças são causadas justamente por alterações nas condições ambientais que conseguem satisfazer, em diferentes níveis, os requisitos do nicho ecológico das espécies (Brown *et al.*, 1995). Assim, consideramos que os mapas gerados pelo GARP no presente estudo não conseguiram refletir a realidade dos limites de distribuição das espécies na área de estudo, nem a heterogeneidade interna das populações dentro desses limites.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Allouche, O., O. Steinitz, D. Rotem, A. Rosenfeld and R. Kadmon, 2008. Incorporating distance constraints into species distribution models. *Journal of Applied Ecology* 45: 599-609.
- Anderson, R. P., D. Lew and T. Peterson, 2003. Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling* 162: 211-232.
- Austin, M. P. and J. A. Meyers, 1996. Current approaches to modelling the environmental niche of eucalypts: implication for management of forest biodiversity. *Forest Ecology and Management* 85: 95-106.
- Augustin, N. H., M. A. Muggleston and S.T. Buckland, 1996. An autologistic model for the spatial distribution of wildlife. *Journal of Applied Ecology* 33: 339-347.
- Blackburn T. M., Gaston K. J., Quinn R. M. & Gregory R. D., 1999. Do local abundances of British birds change with proximity to range edge? *Journal of Biogeography* 26: 493-505.
- Brown, J. H., D. W. Mehlman and G. C. Stevens, 1995. Spatial variation in abundance. *Ecology* 76: 2028-2043.
- Elith, J., C. H. Graham, R. P. Anderson, M. Dudík, S. Ferrier, A. Guisan, R. J. Hijmans, F. Huettmann, J. R. Leathwick, A. Lehmann, J. Li, L. G. Lohmann, B. A. Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, J. McC. Overton, A. T. Peterson, S. J. Phillips, K. Richardson, R. Scachetti-Pereira, R. E. Schapire, J. Soberón, S. Williams, M. S. Wisz and N. E. Zimmermann. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29: 129-151.
- Fawcett, T. 2003. ROC graphs: notes and practical considerations for data mining researchers. HP Laboratory Technical Reports. Disponível em: <http://www.ailab.si/blaz/predavanja/ozp/gradivo/2003-fawcett-kddj-submitted.pdf> [03/11/2008].
- Fielding, A. H. and J. F. Bell, 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24: 38-49.
- Guisan, A. and W. Thuiller, 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8: 993-1009.
- Guisan, A. and N. E. Zimmermann, 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135: 147-186.

- Guisan, A., S. B. Weiss and A. Weiss, 1999. GLM versus CCA spatial modeling of plant species distribution. *Plant Ecology* 143: 107-122.
- Guo, Q., M. Kelly and C. H. Graham, 2005. Support vector machines for predicting distribution of Sudden Oak Death in California. *Ecological Modelling* 182: 75-90.
- Hernandez, P. A., C. H. Graham, L. L. Master and D. L. Albert, 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* 29: 773-785.
- Hijmans, R.J.; S.E. Cameron; J.L. Parra; P.G. Jones & A. Jarvis. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25: 1965-1978
- Hill, M. O., 1991. Patterns of species distribution in Britain elucidated by canonical correspondence analysis. *Journal of Biogeography* 18: 247-255.
- Iloldi-Rangel, P.; V. Sánchez-Cordero & Peterson A.T. 2004. Predicting distributions of Mexican mammals using ecological niche modeling. *Journal of Mammalogy* 85: 658-662.
- Laë, R., S. Lek and J. Moreau, 1999. Predicting fish yield of African lakes using neural networks. *Ecological Modelling* 120:325-335.
- Latimer, A. M., S. Wu, A. E. Gelfand and J. A. Silander Jr., 2006. Building statistical models to analyze species distributions. *Ecological Applications* 16: 33-50.
- Leathwick, J. R., J. Elith and T. Hastie, 2006. Comparative performance of generalized additive models and multivariate adaptive regression splines for statistical modelling of species distributions. *Ecological Modelling* 199: 188-196.
- Lehman, A., 1998. GIS modeling of submerged macrophyte distribution using Generalized Additive Models. *Plant Ecology* 139: 113-124.
- Loiselle, B.A.; C.A. Howell; C.H. Graham; J.M. Goerck; T. Brooks; K.G. Smith & P.H. Williams. 2003. Avoiding pitfalls of using species distribution models in conservation planning. *Conservation Biology* 17: 1591-1600.
- McPherson, J. M., W. Jetz and D. J. Rogers, 2004. The effects of species' range sizes on the accuracy of distribution models: ecological phenomenon or statistical artefact? *Journal of Applied Ecology* 41: 811-823.
- Mehlman, D.W. 1997. Change in avian abundance across the geographic range in response to environmental change. *Ecological Applications* 7: 614-624.

- Metz, C.E. 1986. ROC methodology in radiologic imaging. *Investigative Radiology* 21: 720-733.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). 2000. Avaliações e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e campos sulinos. Conservation International do Brasil, Fundação SOS Mata Atlântica, Fundação Biodiversitas, Instituto de Pesquisas Ecológicas, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, SEMAD/Instituto Estadual de Florestas-MG. MMA/ SBF, Brasília.
- Pearce, J., S. Ferrier, 2000. An evaluation of alternative algorithms for fitting species distribution models using logistic regression. *Ecological Modelling* 128: 127-147.
- Peterson, A.T. & Viegals D.A. 2001. Predicting species invasions using ecological niche modeling: new approaches from bioinformatics attack a pressing problem. *Bioscience* 51: 363-371.
- Peterson, A.T., M. Papes and M. Eaton, 2007. Transferability and model evaluation in ecological niche modeling: a comparison of GARP and Maxent. *Ecography* 30: 550-560.
- Phillips, S.J.; M. Dudik & R.E. Schapire. 2004. A maximum entropy approach to species distribution modeling. *Proceedings of the Twenty-First International Conference on Machine Learning*, New York, pp. 655-662.
- Phillips, S.J; R.P. Anderson & R.E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231-259.
- Ribeiro, M. C., J. P. Metzger, A. C. Martensen, F. J. Ponzoni and M. M. Hirota, 2008. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142: 1141-1153.
- Ridgely, R.S.; T.F. Allnutt; T. Brooks; D.K. McNicol; D.W. Mehlman; B.E. Young & J.R. Zook. 2003. Digital Distribution Maps of the Birds of the Western Hemisphere - Version 1.0.
- Scholkopf, B., Platt, J. C., J. Shawe-Taylor, A. J. Smola and R. C. Williamson, 1999. Estimation the support of a high-dimensional distribution. Technical Report MSR-TR-99-87, Microsoft Research.
- Silva, J.M.C.; M.C. Sousa & C.H.M. Castelletti. 2004. Areas of endemism for passerine birds in the Atlantic Forest, South America. *Global Ecology and Biogeography* 13: 85-92.

- Siqueira, M. F., 2005. Uso de modelagem de nicho fundamental na avaliação do padrão de distribuição geográfica de espécies vegetais. Tese de Doutorado pela Escola de Engenharia de São Carlos – USP.
- SOS Mata Atlântica & INPE. 2008. Atlas da evolução dos remanescentes florestais da Mata Atlântica no período de 2000-2005. Fundação SOS Mata Atlântica, São Paulo.
- Stockwell, D.R.B. and D. Peters, 1999. The GARP modeling system: problems and solutions to automated spatial prediction. *International Journal of geographical Information Science* 13: 143-158.
- Stockwell, D.R.B. & A.T. Peterson. 2002. Effects of sample size on accuracy of species distribution models. *Ecological Modelling* 148: 1-13.
- Stockwell, D. R. B, J. H. Beach, A. Stewart, G. Vorontsov, D. Vieglais, R. Scachetti-Pereira, 2006. The use of the GARP genetic algorithm and Internet grid computing in the Lifemapper world atlas of species biodiversity. *Ecological Modelling* 195 139-145.
- Tan, S. S. and F. E. Smeins, 1996. Predicting grassland community changes with an artificial neural network model. *Ecological Modelling* 84: 91-97.
- Tourenq, C., S. Aulagnier, F. Mesléard, L. Durieux, A. Johnson, G. Gonzalez, S. Lek, 1999. Use of artificial neural networks for predicting rice crop damage by greater flamingos in the Camargue, France. *Ecological Modelling* 120: 349-358.
- Walker, P. A. and K. D. Cocks, 1991. HABITAT: A procedure for modeling a disjoint environmental envelope for a plant or animal species. *Global Ecology and Biogeography Letters* 1: 108-118.
- Wang, Y., B. Xie, F. Wan, Q. Xiao and L. Dai, 2007. The Potential Geographic Distribution of *Radopholus similis* in China. *Biological Conservation* 117: 1444-1449.

Capítulo 3

Influência biogeográfica sobre a sensibilidade das espécies de aves à fragmentação do habitat

RESUMO

Fatores biogeográficos, em particular a posição da população em relação à sua área de distribuição geográfica, podem mediar variações interpopulacionais da resposta das espécies à fragmentação do habitat. O presente estudo teve como objetivo verificar se a posição biogeográfica das populações pode prever a sensibilidade das espécies de aves à distribuição espacial do seu habitat, medida pela cobertura e configuração dos remanescentes florestais em paisagens fragmentadas. Considerando 21 espécies presentes em pelo menos 30 fragmentos, estabelecemos modelos de regressão relacionando a abundância destas espécies com a cobertura e configuração dos remanescentes, e ainda com a posição biogeográfica das populações. A variável de posição biogeográfica foi obtida através de modelos de distribuição das espécies, utilizando o algoritmo de máxima entropia (Maxent). Utilizamos o Critério de Informação de Akaike (AIC) para comparar os modelos e verificar a importância relativa de cada variável. Grande parte das espécies ($n = 10$) apresentou um padrão de resposta semelhante, que é o de serem influenciadas tanto por variáveis de configuração da paisagem, quanto pela posição biogeográfica em que se encontram as populações. Outras seis espécies foram influenciadas somente por características da paisagem, enquanto duas foram influenciadas somente pela posição biogeográfica das populações. Houve ainda três espécies que não mostraram sofrer influência de nenhuma das variáveis utilizadas. Não foram verificadas características biológicas das espécies que estivessem relacionadas com esses grupos de respostas das espécies. De maneira geral, o presente estudo mostrou que a posição biogeográfica das populações, assim como os parâmetros de estrutura da paisagem, são fatores importantes na determinação da abundância das populações da maioria das espécies de aves em paisagens fragmentadas. Tais resultados têm implicações para o próprio entendimento da persistência de populações de aves em paisagens fragmentadas, assim como para o direcionamento de esforços voltados para planos de conservação em escalas regionais.

ABSTRACT

Biogeographical factors, specially the location of populations in relation to the occurrence area of the species, could mediate interpopulational variations in species response to habitat fragmentation. The present study aimed to verify if the biogeographical position of populations can predict bird species sensitivity to habitat spatial distribution, measured as the forest cover and configuration in fragmented landscapes. Considering 21 species present in at least 30 fragments, we established regression models relating the abundance of the species with patch cover and configuration of the patches, and with the population biogeographical position. This position was obtained through species distribution models, with the maximum entropy algorithm (Maxent). We used the Akaike Information Criteria (AIC) to compare the models and verify the relative importance of each variable. Most of the species ($n= 10$) presented a similar response pattern, being influenced by landscape configuration and also by biogeographical position parameter. Six other species were influenced only by landscape structure, while two species were influenced only by biogeographical position. There were also three other species that were not influenced by any of the used variables. The response pattern to the independent variables seems to be independent of the biological characteristic of the species. The present study showed that the biogeographical position of the populations could be, with the landscape structure, an important factor to determine the abundance of major part of bird species in a fragmented landscape. Such results have implications on the comprehension of bird species persistence in fragmented landscapes, as well to driven effort for conservation plans in regional scales.

1. INTRODUÇÃO

A forte influência que a perda e fragmentação do habitat exercem sobre a biodiversidade e os processos ecológicos tem sido amplamente destacados nas pesquisas científicas e nas políticas voltadas à conservação (Wilcox & Murphy, 1985; MMA, 2005). O grande número de estudos feitos sobre a fragmentação do habitat permite a formação de um corpo teórico capaz de identificar alguns fatores que afetam os organismos durante esse processo. Em particular, há certa congruência nos resultados observados quanto à ação exercida pela *proporção de habitat* na paisagem sobre as comunidades. A princípio, quanto menor a proporção de habitat disponível na paisagem para os organismos, menor as chances de persistência das espécies nas paisagens (Andrén, 1994; Fahrig, 1998; Cooper & Walters, 2002). Essa perda de espécies pode ser atribuída ao fato de a área de vida de muitas espécies ser maior que a própria área de habitat disponível na paisagem (Stratford & Stouffer, 1999). Outro importante fator destacado nos estudos é a *fragmentação da paisagem*, caracterizada pela disposição e configuração do habitat disponível em uma paisagem (Fahrig, 1997). Paisagens menos fragmentadas tendem a apresentar um maior fluxo de organismos e genes entre os remanescentes (Tischendorf & Fahrig, 2000), amenizando assim os impactos da subdivisão estrutural das manchas de habitat (Saunders & Hobbs, 1991).

Ademais, é amplamente reconhecida a existência de uma grande *variação interespecífica* em relação à sensibilidade à fragmentação do habitat (Henle *et al.*, 2004). Diversos padrões de resposta espécie-específicas a uma perturbação do habitat são observados numa mesma comunidade (Villard *et al.*, 1999). Estas respostas podem estar relacionadas à densidade populacional (Terborgh, 1974; Pimm *et al.*, 1993), à capacidade de dispersão (Samietz *et al.*, 1996), ao potencial reprodutivo (Whitcomb, 1987), além de características morfológicas e ecológicas das espécies (Andrén *et al.*, 1997).

Outro fator de variação na resposta das espécies à perda e fragmentação do habitat consiste em uma *variação interpopulacional*, i.e. populações de uma mesma espécie respondendo de maneira diferenciada à fragmentação do habitat em diferentes regiões geográficas estudadas (Anjos, 2006). Apesar de ser uma questão essencial para o entendimento e manutenção das espécies em paisagens fragmentadas, esse tema ainda é pouco abordado e compreendido. A maior parte dos estudos que tratam dos impactos da fragmentação do habitat sobre as espécies não leva em conta esse tipo de variação interpopulacional, pois geralmente são feitos em uma escala local, através de comparações feitas entre diferentes fragmentos de uma mesma paisagem (Ricketts *et al.*, 2001; Laurance *et al.*, 2002; Ribon, 2003). Isso torna problemática a extrapolação para escalas regionais de alguns padrões observados em escalas mais locais.

Fatores biogeográficos, em particular a posição da população em relação à sua distribuição geográfica (i.e. posição biogeográfica), podem estar na origem das variações interpopulacionais: populações alocadas na periferia da distribuição geográfica seriam mais vulneráveis e sujeitas às extinções do que aquelas localizadas em regiões centrais (Temple & Cary, 1988; Kattan *et al.*, 1994). Essa maior vulnerabilidade de populações periféricas estaria diretamente ligada ao tamanho reduzido dessas populações (Gaston, 1990; Townsend *et al.*, 2003). Populações situadas nos limites de distribuição da espécie estariam sujeitas às condições limites de tolerância ecológica, onde as dimensões do nicho ecológico, representado pela combinação de fatores bióticos e abióticos requeridos pelos indivíduos, estariam sendo minimamente satisfeitas (Hutchinson, 1957), limitando assim a abundância e distribuição da espécie (Gaston, 1990; Brown & Lomolino, 1998). Brown (1984) sugeriu ainda que, de maneira inversa, essas condições ambientais seriam ótimas no centro de distribuição das espécies, onde as populações tenderiam a ser maiores e menos sensíveis às perturbações ambientais.

Baseados nas idéias de Brown, outros pesquisadores propuseram algumas hipóteses relacionadas às diferenças entre populações de uma mesma espécie de acordo com suas posições relativas dentro da distribuição geográfica, tais como extinções mais freqüentes em populações periféricas (Hengeveld, 1994; Kattan *et al.*, 1994), sentido de dispersão e colonização do centro para a periferia (Pulliam, 1988; Lawton, 1996) e uma maior importância da competição em populações marginais (Hall *et al.*, 1992). Todas essas hipóteses estão baseadas na premissa de que as espécies são mais abundantes em seus centros de distribuição geográfica, e que esses valores de abundância seriam inversamente proporcionais à distância ao centro de distribuição.

No entanto, apesar de bastante difundida, a hipótese de que populações centrais seriam mais abundantes e menos vulneráveis às perturbações ambientais é sustentada por poucas evidências empíricas (Sagarin & Gaines, 2002). Além disso, existem estudos que contradizem o modelo de populações centrais mais abundantes e resistentes (Blackburn *et al.*, 1999). Channell & Lomolino (2000) observaram que a vulnerabilidade das populações a perturbações ambientais ao longo das distribuições geográficas da espécie não era inversamente proporcional à distância ao centro de distribuição, mas sim à distância à própria perturbação. Essa falta de suporte não se dá somente pela escassez de estudos sobre o assunto, mas principalmente pelo fato de que a maioria das pesquisas sobre o tema não tem um desenho amostral que permite obter resultados elucidativos (Sagarin & Gaines, 2002).

Talvez o principal fator que conduza a um pequeno número de estudos sobre esse assunto seja a dificuldade em coletar dados biológicos nas amplas escalas espaciais requeridas para este tipo de estudo, o que limita ou torna até mesmo inviáveis os procedimentos metodológicos de uma pesquisa (Blackburn & Gaston, 1998; Sagarin & Gaines, 2002). Com relação à inadequabilidade dos desenhos amostrais desses estudos, um dos maiores problemas

está na maneira como é tratada a posição biogeográfica das populações (i.e. posição da população dentro da área de distribuição da espécie). Geralmente, populações situadas em diferentes posições biogeográficas são diferenciadas apenas por critérios espaciais categóricos (periferia vs. centro de distribuição), sem considerar explicitamente as mudanças ambientais dentro do espaço geográfico em que a espécie se distribui. Apesar de não contemplada diretamente na maioria dos estudos, são essas variações ambientais responsáveis por deixar populações periféricas em condições de limite de tolerância ecológica, o que as torna menores e mais suscetíveis a perturbações ambientais. Uma alternativa viável para contornar esses dois problemas pode ser o uso de modelos de distribuição das espécies (Guisan & Zimmermann, 2000; Stockwell *et al.*, 2006). Baseados no conceito de nicho ecológico, esses modelos geram mapas de probabilidade de ocorrência das espécies ao longo de suas distribuições geográficas a partir de expressões matemáticas, que cruzam dados de ocorrência das espécies com variáveis ambientais em um espaço geográfico determinado (Stockwell *et al.*, 2006). Mesmo com dados esparsos de ocorrência das espécies, esses modelos conseguem auxiliar na delimitação de suas distribuições geográficas e previsões de ocorrência com relativa precisão (Peterson, 2001). Em estudos biogeográficos, por exemplo, a utilização desses modelos de distribuição tornou-se uma ferramenta inovadora por permitir fazer previsões que vão além do simples contorno das distribuições geográficas das espécies. Baseados nos valores de probabilidade de ocorrência, esses modelos fazem ainda um prognóstico sobre as possíveis diferenças entre populações em diferentes regiões biogeográficas (Anderson *et al.*, 2002a; Illoldi-Rangel, 2004). Dessa maneira, outros fatores, além da localização espacial das populações, são incorporados nas condições biogeográficas a que as populações estão submetidas (Parmesan *et al.*, 2005). Modelos de distribuição das espécies têm sido amplamente utilizados em estudos relacionados à conservação da biodiversidade (Margules & Austin, 1994; Peterson *et al.*, 2000), no manejo de espécies invasoras (Peterson & Vieglais,

2001), mudanças climáticas (Mehlman, 1997) e também para a seleção de áreas prioritárias para a conservação (Loiselle *et al.*, 2003).

Desta forma, a influência da posição biogeográfica das populações sobre a sensibilidade das espécies às perturbações ambientais ainda é uma questão aberta, que carece de evidências empíricas baseadas em experimentos que abordem diretamente a questão.

2. OBJETIVOS

O presente estudo tem como objetivo verificar se a posição biogeográfica das populações pode ser um fator importante para prever a abundância das espécies de aves em paisagens fragmentadas do Sul e Sudeste do Brasil, juntamente com fatores relacionados à cobertura e configuração espacial do habitat. Em princípio, espera-se que, seguindo as idéias de Brown (1984; ver também Gaston, 1990), a abundância das espécies seja menor em posições biogeográficas caracterizadas por condições ambientais menos favoráveis para as espécies, e que haja uma interação entre a posição biogeográfica das populações e os parâmetros de cobertura e configuração do habitat, indicando uma influência da posição sobre a sensibilidade à fragmentação do habitat.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de Estudo

A região de estudo compreende uma vasta extensão territorial (~1.200.000 km²), abrangendo todo o território dos estados brasileiros do Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná e Santa Catarina. Originalmente a área era majoritariamente coberta por Floresta Atlântica (MMA, 2000), mas atualmente restam cerca de 4 milhões de ha (36,5% da área original, Ribeiro *et al.*, 2009).

Figura 1. Unidades federativas brasileiras que compõem a área de estudo. Em vermelho, limites do centro de endemismo de aves da Serra do Mar, proposto por Silva *et al.* (2004).

A escolha dessa região foi baseada no centro de endemismo de aves da Serra do Mar, proposto por Silva *et al.* (2004), que se estende pela porção oriental da região de estudo, desde o Espírito Santo até Santa Catarina. Assim, a utilização dessa região, que tende a compreender tanto o centro de distribuição das espécies, quanto suas regiões adjacentes, permitirá uma grande variação biogeográfica, necessária para os objetivos a que o presente projeto se destina. Ao propor tal centro de endemismo, Silva *et al.* (2004) ainda ressaltaram a importância da utilização dessa unidade biogeográfica como base para estudos em escalas regionais.

3.2 Compilação de dados biológicos das espécies de aves

No presente estudo, foi elaborado um banco de dados que reúne informações de ocorrência e abundância das espécies de aves ao longo da área de estudo definida (Figura 2). A organização desse banco de dados foi feita através de uma extensa revisão bibliográfica da literatura, que englobou cerca de 130 teses e dissertações de diversas universidades nacionais e internacionais, e 265 artigos publicados em periódicos desde a década de 1940. Informações sobre a ocorrência das espécies de aves foram obtidas também em coleções biológicas disponíveis na internet (SpeciesLink) e em coleções biológicas de museus nacionais (Museu Nacional, Museu de Zoologia das USP, Museu de História Natural do Capão do Imbuia e Museu de Biologia Prof. Melo Leitão) e internacionais (American Museum of Natural History, Academy of Natural Science of Philadelphia, Museum of Zoology of Louisiana State University, Field Museum of Natural History). Finalmente, foram ainda consideradas informações das espécies através da revisão de trabalhos técnicos referentes a processos de licenciamento ambiental, disponíveis na Biblioteca da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo.

Figura 2. Distribuição dos pontos (•) ao longo da área de estudo para a) a modelagem de distribuição das espécies e b) obtenção dos dados de abundância das espécies.

3.3 Abundância das espécies de aves

Para a obtenção dos dados de abundância das espécies de aves, foram considerados apenas os estudos cujos levantamentos utilizaram redes de neblina como método de amostragem (Figura 2b). Apesar de ser um método bastante seletivo, por amostrar apenas as aves que se deslocam pelo sub-bosque da floresta (Develey, 2003), tal método é bastante adequado para comparações entre diferentes sítios amostrais, por ser pouco influenciado por diferenças entre observadores, ter erros de identificação das espécies minimizados e possibilitar a marcação de indivíduos (Karr 1981; Pearman 2002). Os valores de abundância das espécies para cada fragmento florestal amostrado foram padronizados pelo número de capturas para cada 100 horas/rede (seguindo Stouffer & Bierregard 1995). Para que houvesse correspondência temporal entre os dados de abundância das espécies e as variáveis de paisagem utilizadas (ver item 3.5. *Métricas de Paisagem*), utilizamos apenas informações de abundância compreendidas entre os anos de 2000 e 2008. Nas análises, foram considerados os dados para as espécies que apresentavam pelo menos 30 pontos de amostragem com rede de neblina, o que resultou na análise de 21 espécies (Tabela 1). Esse critério foi utilizado para garantir uma ampla distribuição geográfica das espécies, sem a qual a consideração de uma variável biogeográfica não seria pertinente. O número de locais utilizados para estimativa de abundância das 21 espécies variou de 30 a 56 (Tabela 2).

As espécies selecionadas caracterizam-se por serem espécies de sub-bosque de pequeno porte (< 80 g), bastante sujeitas à captura através das redes de neblina. Apesar de grande parte destas espécies apresentar certa restrição a ambientes antropicamente alterados, nenhuma delas vive estritamente em ambientes florestais preservados, conseguindo manter populações em fragmentos florestais menores que 50 ha (Martensen *et al.*, 2008). Existe grande variação

quanto à área de distribuição geográfica das espécies, com espécies distribuídas por menos de $1 \times 10^6 \text{ km}^2$ até mais de $43 \times 10^6 \text{ km}^2$ (Tabela 1).

Tabela 1. Lista das 21 espécies analisadas, categorizadas por guilda (Willis, 1979), número de tipos de floresta que utiliza (Stotz *et al.*, 1996) e área de distribuição geográfica (Ridgely, 2003). Is: insetívoros de sub-bosque; Os: onívoros de sub-bosque; Ob: onívoros de borda; Nec: nectarívoros; Gb: granívoros de borda; It: insetívoros de tronco e galho.

Espécie	Família	Guilda	# tipos de floresta que utiliza	Área de distribuição geográfica (km ²)
<i>Basileuterus culicivorus</i>	Parulidae	Is	3	3.780.680
<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	Parulidae	Is	3	1.248.321
<i>Chiroxiphia caudata</i>	Pipridae	Os	3	1.291.493
<i>Conopophaga lineata</i>	Conopophagidae	Is	3	1.640.046
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	Dendrocolaptidae	Is	3	3.217.348
<i>Dysithamnus mentalis</i>	Thamnophilidae	Is	2	3.620.236
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	Tyrannidae	Is	2	6.749.333
<i>Mionectes rufiventris</i>	Tyrannidae	Os	2	938.914
<i>Phaetornis eurynome</i>	Trochilidae	Nec	2	828.449
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	Tyrannidae	Is	2	4.840.254
<i>Pyriglena leucoptera</i>	Thamnophilidae	Is	2	1.079.105
<i>Schiffornis virescens</i>	Tityridae	Os	3	1.458.371
<i>Sclerurus scansor</i>	Furnariidae	Is	2	2.395.740
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	Dendrocolaptidae	It	5	999.917
<i>Tachyphonus coronatus</i>	Thraupidae	Ob	3	1.199.963
<i>Thalurania glaucopis</i>	Trochilidae	Nec	3	1.253.530
<i>Thamnophilus caeruleus</i>	Thamnophilidae	Is	4	3.508.323
<i>Trichothraupis melanops</i>	Thraupidae	Os	3	2.149.503
<i>Turdus albicollis</i>	Turdidae	Os	1	6.369.587
<i>Turdus rufiventris</i>	Turdidae	Ob	3	43.743.296
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	Dendrocolaptidae	It	2	19.163.389

3.4 Modelos de distribuição das espécies

Modelos de distribuição de espécies (MDE) foram utilizados para gerar mapas de distribuição potencial contendo valores de probabilidade de ocorrência da espécie para cada local. Apesar destes valores não serem encarados como uma real probabilidade de ocorrência da espécie (Peterson A.T. com. pess.), interpretamos que esse valor de probabilidade represente um grau de associação entre a espécie e as variáveis ambientais utilizadas no

modelo. Dessa maneira, valores altos de probabilidade correspondem a associações fortes da espécie com o ambiente, enquanto valores baixos correspondem a associações fracas. Assim, utilizamos essas probabilidades de ocorrência derivadas dos MDE como a variável de posição biogeográfica (PB), considerando, dessa maneira, não apenas o espaço geográfico, mas também o espaço ambiental em uma variável que sintetiza a condição biogeográfica da espécie em determinado local.

Para a modelagem de distribuição de espécies utilizamos o algoritmo de entropia máxima (Maxent versão 3.2.1). Basicamente, o algoritmo de máxima entropia estima a distribuição das espécies procurando a distribuição de maior entropia (i.e. mais próxima do uniforme), que seja mais plausível com os dados empíricos (Phillips *et al.* 2004). Testes prévios (ver capítulo 2) indicaram que o desempenho desse algoritmo foi melhor do que outros, como o GARP e o SVM, conforme já relatado na literatura (Elith *et al.* 2006; Hernandez *et al.* 2006; Hijmans & Graham, 2006; Phillips *et al.* 2006), e conforme evidenciado para as espécies estudadas (ver capítulo 2).

Todas as espécies selecionadas apresentavam pelo menos 80 pontos de ocorrência, excluindo-se os 30 pontos obtidos através da amostragem com redes de neblina (Tabela 2). Estudos anteriores mostram que esse número de pontos é mais do que suficiente para que sejam gerados modelos satisfatoriamente acurados (Stockwell & Peterson, 2002). Esses pontos foram divididos, sendo que 70% foram destinados para treino dos modelos e 30% para validação dos mesmos.

Para a modelagem, utilizamos 19 variáveis bioclimáticas provenientes do WORLDCLIM (Hijmans *et al.*, 2005), além de altitude e declividade. Todas estas camadas ambientais estavam na escala de resolução de 1 km.

Tabela 2. Número de pontos de ocorrência utilizados para os modelos de distribuição das espécies (MDE), número de locais que a espécie foi amostrada com método padronizado, onde obtivemos a abundância das espécies de aves (o número de locais equivale ao número de amostras dos modelos de abundância para cada espécie), amplitude dos valores de porcentagem de floresta (PF), agregação dos remanescentes florestais (AIF) e posição biogeográfica (PB) para cada espécie.

Espécie	# pontos para MDE	# locais com abundância das espécies	Amplitude de valores de PF (%)	Amplitude de valores de AIF (%)	Amplitude de valores de PB (%)
<i>Basileuterus culicivorus</i>	491	64	100 – 5,7	99 – 78	0,88 - 0,16
<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	205	38	100 – 5,7	99 – 78	0,95 - 0,15
<i>Chiroxiphia caudata</i>	464	66	100 – 5,7	99 – 78	0,90 - 0,22
<i>Conopophaga lineata</i>	392	62	100 – 5,7	99 – 78	0,55 - 0,01
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	222	36	100 – 14,6	99 – 81	0,95 - 0,33
<i>Dysithamnus mentalis</i>	326	63	100 – 5,7	99 – 78	0,92 - 0,16
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	292	54	100 – 7,3	99 – 78	0,93 - 0,10
<i>Mionectes rufiventris</i>	192	43	100 – 7,3	99 – 78	0,94 - 0,01
<i>Phaetornis eurynome</i>	166	36	100 – 9,2	99 – 78	0,93 - 0,08
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	327	73	100 – 5,7	99 – 78	0,93 - 0,10
<i>Pyriglena leucoptera</i>	442	62	100 – 7,3	99 – 78	0,91 - 0,28
<i>Schiffornis virescens</i>	230	46	100 – 7,3	99 – 81	0,92 - 0,10
<i>Sclerurus scansor</i>	144	34	100 – 7,3	99 – 78	0,94 - 0,15
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	344	66	100 – 7,3	99 – 78	0,92 - 0,25
<i>Tachyphonus coronatus</i>	276	48	100 – 5,7	99 – 78	0,89 - 0,09
<i>Thalurania glaucopis</i>	180	45	100 – 5,7	99 – 78	0,89 - 0,20
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	351	34	100 – 5,7	99 – 81	0,92 - 0,05
<i>Trichothraupis melanops</i>	219	64	100 – 5,7	99 – 78	0,93 - 0,05
<i>Turdus albicollis</i>	219	55	100 – 5,7	99 – 78	0,93 - 0,09
<i>Turdus rufiventris</i>	366	46	100 – 7,3	99 – 78	0,90 - 0,09
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	192	58	100 – 7,3	99 – 78	0,94 - 0,06

Utilizamos como parâmetro da capacidade de previsão dos modelos a área sob a curva ROC (AUC), gerada a partir de dados de presença independentes dos dados utilizados para construir os modelos (Fawcett, 2003). Segundo critério estabelecido por Metz (1986), valores de AUC entre 1,0 e 0,9 indicam modelos com excelente capacidade de previsão, entre 0,9 e 0,8 modelos com boa capacidade de previsão, entre 0,8 e 0,7 modelos com média capacidade de previsão e AUC menor que 0,7 indicam modelos com capacidade de previsão ruim.

3.5 Métricas de Paisagem

Para a análise da paisagem, utilizamos o mapa temático do Atlas de Remanescentes da Mata Atlântica (SOS Mata Atlântica & INPE 2008), com ano de referência 2005 e resolução

espacial de 50 m. Apesar da análise da estrutura da paisagem ser preferencialmente feita a partir de mapas com resoluções mais finas, o referido mapa foi considerado o mais adequado, visto que representa os remanescentes florestais ao longo de toda a área de estudo, utilizando um método padronizado de classificação. Segundo Ribeiro *et al.* (2009), a acurácia geral deste mapa varia de 76% a 97%, o que é considerado adequado para um mapeamento em escala regional.

Para o cálculo das métricas de paisagem, estabelecemos um círculo com raio de 800 m a partir do centro do fragmento florestal amostrado com redes de neblina (i.e. fragmentos nos quais obtivemos as abundâncias das espécies de aves). Estudos prévios mostram que, apesar de existir certa variação na escala espacial de medida mais apropriada para análise do efeito da paisagem sobre espécies de aves, a escala de medida aqui utilizada pode ser vista como a escala média de resposta da comunidade de aves de sub-bosque às características da paisagem (Boscolo, 2007, Boscolo & Metzger, 2009). Dentro desses círculos, calculamos duas métricas de estrutura da paisagem: a porcentagem de cobertura florestal (PF) e o índice de agregação dessa cobertura florestal (AIF), que mede o grau de adjacência de pixels da classe florestal (McGarigal & Marks, 1995). Essas métricas de paisagem foram calculadas através do software Fragstats 3.3 (McGarigal *et al.*, 2002) para 85 pontos de amostragem das aves distribuídos ao longo de toda a área de estudo.

3.6 Modelos de abundância

Para verificar a influência que as três variáveis independentes exercem sobre a abundância das espécies de aves em diversos fragmentos ao longo de toda a área de estudo, estabelecemos 11 modelos de regressões simples e múltiplas para cada uma das 21 espécies de aves. As variáveis independentes utilizadas foram transformadas em escala logarítmica, para um melhor ajuste dos modelos lineares estabelecidos. Para o ajuste dos modelos foi

considerado que o erro dos mesmos segue uma distribuição normal. Visto que o esforço amostral no trabalho de captura das aves através de redes de neblina apresentou certa variação entre os diversos estudos utilizados, foi considerado o esforço amostral (medido em horas-rede) como uma covariável em todos os modelos. Seguem os 11 modelos estabelecidos para cada espécie:

- $\text{Abundância} = a + \beta_1 \log_PF + \beta_2 \log_esforço + \varepsilon$
- $\text{Abundância} = a + \beta_1 \log_AIF + \beta_2 \log_esforço + \varepsilon$
- $\text{Abundância} = a + \beta_1 \log_PB + \beta_2 \log_esforço + \varepsilon$
- $\text{Abundância} = a + \beta_1 \log_PF + \beta_2 \log_AIF + \beta_3 \log_esforço + \varepsilon$
- $\text{Abundância} = a + \beta_1 \log_PF + \beta_2 \log_PB + \beta_3 \log_esforço + \varepsilon$
- $\text{Abundância} = a + \beta_1 \log_AIF + \beta_2 \log_PB + \beta_3 \log_esforço + \varepsilon$
- $\text{Abundância} = a + \beta_1 \log_PF + \beta_2 \log_AIF + \beta_3 \log_PB + \beta_4 \log_esforço + \varepsilon$
- $\text{Abundância} = a + \beta_1 \log_PF + \beta_2 \log_PB + \beta_3 \log_PF*PB + \beta_4 \log_esforço + \varepsilon$
- $\text{Abundância} = a + \beta_1 \log_AIF + \beta_2 \log_PB + \beta_3 \log_AIF*PB + \beta_4 \log_esforço + \varepsilon$
- $\text{Abundância} = a + \beta_1 \log_PF + \beta_2 \log_AIF + \beta_3 \log_PF*AIF + \beta_4 \log_esforço + \varepsilon$
- $\text{Abundância} = a + \beta_1 \log_esforço + \varepsilon$

A correlação de Spearman entre as métricas de paisagem (AIF e PF) variou entre 0,6 e 0,7 para todas as espécies, enquanto a correlação da variável biogeográfica com as duas métricas de paisagem foi mais baixa, não assumindo valores maiores que 0,3 em todos os casos.

Para comparar esses modelos foi utilizado o Critério de Informação de Akaike (AIC, Burnham & Anderson, 1998), com a correção para amostras pequenas (AICc, Hurvich & Tsai, 1989), gerando uma hierarquização dos modelos, conforme a plausibilidade dos mesmos em relação aos dados analisados.

Para cada um dos modelos gerados, também foram calculados parâmetros derivados do AICc, como o $\Delta AICc$ (diferença no valor de AICc entre o melhor modelo e o valor de AICc de todos os outros) e o wAICc (chance do modelo ser selecionado como o melhor).

3.7 Análise das respostas

Baseado na interpretação da seleção de modelos e dos parâmetros gerados pela mesma, as espécies foram classificadas em quatro categorias, de acordo com a influência relativa das variáveis que cada uma das variáveis independentes teve sobre a abundância das espécies de aves. Dessa maneira, as categorias de resposta das espécies de aves foram: i) espécies que apresentaram maior influência das variáveis estruturais da paisagem; ii) espécies que apresentaram maior influência da posição biogeográfica; iii) espécies que apresentaram influência tanto da estrutura da paisagem quanto da posição biogeográfica e iv) espécies que foram pouco influenciadas pelas variáveis utilizadas.

Para testar quais características biológicas das espécies poderiam determinar os motivos do agrupamento das espécies, as mesmas foram categorizadas em grupos funcionais, considerando três atributos que potencialmente interferem na resposta à fragmentação (Henle *et al.*, 2004): *guilda* (insetívoros de sub-bosque, onívoros de sub-bosque, onívoros de borda, nectarívoros, insetívoros de troncos e galhos e granívoros de borda), baseado em Willis (1979); *flexibilidade no uso de diferentes tipos de floresta* (um tipo, dois tipos, três tipos, mais de três tipos), baseado em Stotz *et al.* (1996); *tamanho da área de distribuição geográfica*, definidos a partir de mapas de distribuição existentes na literatura (Ridgely *et al.*, 2003). Não foram considerados outros atributos biológicos importantes, como flutuações populacionais, sucesso reprodutivo, uso de microhabitats e uso de matriz, devido à indisponibilidade dessas informações para as 21 espécies analisadas.

Utilizamos o teste de Qui-quadrado para verificar se diferentes os grupos funcionais de guilda e de flexibilidade de uso de florestas permitiam explicar os grupos de respostas definidas acima. No caso do tamanho da área de distribuição das espécies, utilizamos uma análise de função discriminante.

4. RESULTADOS

4.1 Modelos de distribuição das espécies

Os modelos de distribuição das espécies mostraram, para a maioria das espécies (13 espécies), um padrão caracterizado por altas probabilidades de ocorrência para as áreas de florestas úmidas situadas mais próximas ao litoral, e valores decrescentes no sentido do interior, resultando em probabilidades de ocorrência extremamente baixas em regiões características de cerrados e campos sulinos (Figuras 3a e 3b). Para outras duas espécies (*B. leucoblepharus* e *D. mentalis*), os mapas gerados apresentaram padrão parecido com o anterior, acrescido de altas probabilidades de ocorrência no sentido do interior dos estados de São Paulo e Paraná (Figura 3c). Para outras sete espécies, foram gerados mapas que apresentaram altas probabilidades de ocorrência para as florestas úmidas do litoral, para o interior dos estados de São Paulo e Paraná, e também ao longo da Serra do Espinhaço no estado de Minas Gerais (Figura 3d).

a)

b)

c)

d)

Probabilidade Alta Probabilidade Baixa

Figura 3. Mapas de distribuição potencial das espécies gerados pelo Maxent para quatro espécies de aves, caracterizando três padrões de distribuição das probabilidades de ocorrência. Em a e b, respectivamente, mapas de *M. rufiventris* e *T. coronatus*; em c *D. mentalis*; em d *S. griseicapillus*.

O valor médio de AUC na modelagem de distribuição das 21 espécies foi de 0,90 e o mínimo foi de 0,79 (para *D. platyrostris*), indicando que todos os modelos têm, no mínimo, boa capacidade de previsão (Metz, 1986). Para 14 espécies, a capacidade de previsão dos modelos foi excelente (AUC maior que 0,9).

4.2 Variáveis independentes

Houve grande variação nos valores das variáveis independentes, com exceção do índice de agregação (Tabela 2). Assim, o conjunto de modelos de abundância para as 21 espécies foi estabelecido com dados de abundância obtidos ao longo de um gradiente de porcentagem de cobertura florestal (PF) das paisagens, com situações que foram desde paisagens de floresta contínua (PF = 100) até paisagens extremamente desmatadas (PF = 5,7). Da mesma maneira, a variação da posição biogeográfica das espécies também foi alta (Tabela 2).

4.3 Modelos de abundância

A maior parte das espécies (n= 10) apresentou um padrão de resposta semelhante, que é o de serem influenciadas tanto por variáveis de configuração da paisagem, quanto pela posição biogeográfica em que se encontram as populações (Tabela 3). Outras seis espécies de aves mostraram não sofrer influência da posição biogeográfica das populações, sendo influenciadas somente por características da cobertura e configuração do habitat na paisagem. De maneira inversa, duas espécies foram influenciadas quase que exclusivamente pela posição biogeográfica das populações, enquanto que outras três espécies parecem não sofrer influência de nenhuma das três variáveis utilizadas na construção dos modelos, visto que, para essas três espécies, o modelo nulo foi considerado tão plausível quanto os outros modelos.

Tabela 3. Agrupamento das 21 espécies de aves, conforme a variável de maior importância relativa para suas abundâncias.

Variável de maior importância relativa	Espécies
Variáveis de cobertura e configuração da paisagem e posição biogeográfica	<i>B. culicivorus</i> , <i>C. caudata</i> , <i>D. mentalis</i> , <i>L. amaurocephalus</i> , <i>P. mystaceus</i> , <i>S. virescens</i> , <i>T. caerulescens</i> , <i>T. melanops</i> , <i>T. albicollis</i> , <i>T. rufiventris</i>
Variáveis de cobertura e configuração da paisagem	<i>B. leucoblepharus</i> , <i>C. lineata</i> , <i>D. platyrostris</i> , <i>P. leucoptera</i> , <i>S. scansor</i> , <i>S. griseicapillus</i>
Posição biogeográfica	<i>P. eurynome</i> , <i>X. fuscus</i>
Sem relação com as variáveis independentes utilizadas	<i>M. rufiventris</i> , <i>T. coronatus</i> , <i>T. glaucopsis</i>

Dentre as 10 espécies que tiveram suas abundâncias influenciadas por características estruturais da paisagem e também pela posição biogeográfica das populações, cinco espécies (*B. culicivorus*, *D. mentalis*, *T. rufiventris*, *P. mystaceus*, *T. caerulescens*) tiveram suas abundâncias negativamente relacionadas com as variáveis de estrutura de paisagem, enquanto que outras cinco (*C. caudata*, *L. amaurocephalus*, *S. virescens*, *T. albicollis*, *T. melanops*) espécies apresentaram maiores abundâncias em paisagens com maior proporção de habitat ou com maior agregação das áreas de habitat. Com relação à influência da posição biogeográfica sobre abundância dessas espécies, sete (*D. mentalis*, *T. rufiventris*, *P. mystaceus*, *C. caudata*, *S. virescens*, *T. albicollis*, *T. melanops*) das 10 espécies tiveram suas abundâncias positivamente relacionadas com a variável de posição biogeográfica utilizada.

As espécies que foram afetadas somente por características estruturais da paisagem também apresentaram variações interespecíficas com relação ao tipo de resposta em função das variações na configuração das paisagens. Metade das seis espécies (*C. lineata*, *D. platyrostris*, *S. griseicapillus*) foram negativamente afetadas pelas variáveis estruturais da

paisagem, enquanto que as outras três espécies (*B. leucoblepharus*, *P. leucoptera*, *S. scansor*) tiveram suas abundâncias positivamente relacionadas com essas variáveis.

Por fim, as duas espécies que foram influenciadas somente pela posição biogeográfica de suas populações, apresentaram maiores abundâncias em locais em que eram encontradas as maiores probabilidades de ocorrência das espécies.

As análises das características biológicas das espécies mostraram que nem a flexibilidade do uso de diversos tipos de floresta ($\chi^2 = 7,58$; gl=4), nem a guilda a qual a espécie pertence ($\chi^2 = 11,03$; gl =5) são fatores determinantes para que as espécies de aves sejam mais influenciadas pela estrutura da paisagem ou pela posição biogeográfica das populações. A análise de função discriminante, por sua vez, não mostrou diferenças significativas entre as áreas de distribuição dos diferentes grupos de espécies (Figura 3).

Figura 3. Tamanho das áreas de distribuição das espécies de aves, para cada um dos grupos em que cada variável utilizada teve maior importância relativa. **Paisagem** representa as variáveis de cobertura (PF) e/ou configuração (AIF) da paisagem; **PosBio** representa a variável de posição biogeográfica.

5. DISCUSSÃO

O presente estudo mostrou que, dentro da comunidade de aves de sub-bosque, as espécies respondem de maneira diferenciada às variações da estrutura da paisagem e posição biogeográfica, com espécies sendo mais afetadas pela proporção e configuração dos remanescentes na paisagem, enquanto outras são mais afetadas pela posição biogeográfica. Destaca-se, a partir dos resultados, que a abundância da maioria das espécies (12) é influenciada pela posição biogeográfica das populações. Visto que o tamanho populacional é um fator importante na sensibilidade das espécies à fragmentação do habitat (Henle, 2004), isso sugere que a posição biogeográfica exerce influência sobre a sensibilidade das populações à fragmentação do habitat.

Os mecanismos que estão por trás dessa relação entre posição biogeográfica e abundância das populações, não puderam ser explicados pelas características biológicas das espécies testadas no presente estudo, como guilda, flexibilidade no uso dos ambientes florestais e áreas de distribuição. Em estudos futuros, que abordem essa questão, sugerimos que sejam testadas variáveis relacionadas a interações diretas das espécies com o ambiente. Visto que a variável de posição biogeográfica, em princípio, reflete a associação das espécies com o ambiente, acreditamos que as espécies que tenham fortes relações de interação com o ambiente em que vivem, podem ter suas abundâncias mais influenciadas por alterações na posição biogeográfica das populações.

Com relação às espécies que não responderam a nenhuma das variáveis utilizadas, consideramos que outros fatores podem estar atuando pontualmente sobre as abundâncias das espécies, em escalas mais finas, minimizando a importância relativa das variáveis de paisagem e posição biogeográfica em uma escala regional. De fato, outros estudos verificaram que espécies que, no presente estudo, não foram influenciadas pelas características estruturais

da paisagem, o foram em escala local (p. ex. *M. rufiventris* em Ribon, 2003). Fatores como o histórico de fragmentação (Knick & Rotenberry, 2000; Lindborg & Eriksson, 2004) ou a qualidade dos fragmentos florestais (Hill & Curran, 2003; Barlow & Peres, 2004), que são características únicas das paisagens em escalas mais finas, influenciam a permanência e abundância das espécies em fragmentos, e podem assim mascarar padrões mais gerais em escala regional.

Ademais, o presente estudo também levantou evidências que o padrão de distribuição das abundâncias das espécies ao longo de suas áreas de distribuição não segue, estritamente, o padrão sugerido na literatura (Brown, 1984; Gaston, 1990), em que as populações seriam maiores nas porções centrais da área de distribuição das espécies e, inversamente, menores na periferia da distribuição. Nove espécies de aves não tiveram suas abundâncias influenciadas pela posição biogeográfica das populações. Além disso, das espécies que foram influenciadas por essa variável, três delas tiveram suas abundâncias inversamente relacionadas com a variável biogeográfica utilizada. Apesar de não ter sido contemplada toda a área de distribuição das espécies de aves no presente estudo, a área utilizada cobre uma porção significativa da maior parte das espécies de aves analisadas. Dessa maneira, os resultados obtidos indicam que o padrão de distribuição das abundâncias ao longo da área de ocorrência das espécies, sugerido por Brown (1984), não seja característico de todas as espécies, podendo coexistir outro padrão de distribuição, no qual a porção central da área de distribuição da espécie não coincida com populações mais abundantes. Sagarin & Gaines (2002) observaram que a teoria de que as espécies seriam mais abundantes no centro de suas distribuições não se aplicava para todas as espécies, mas apenas para uma fração de espécies. Mais recentemente, Murphy *et al.* (2006) propuseram padrão alternativo de distribuição das abundâncias, que pode se assemelhar mais aos resultados aqui observados. Esses autores propuseram que ao invés de as espécies apresentarem centros de distribuição mais abundantes

(“abundant-centre”), apresentariam áreas em que seriam mais abundantes, independente de estarem no centro ou na periferia da área de distribuição das espécies (“abundant-core”).

De maneira geral, a principal contribuição desse estudo para o entendimento de padrões de distribuição, persistência e vulnerabilidade das espécies de aves em paisagens fragmentadas foi a de mostrar que a posição biogeográfica das populações, assim como os parâmetros de estrutura da paisagem, são fatores importantes na determinação da abundância das populações da maioria das espécies de aves nessas paisagens.

Apesar de nem todas as espécies seguirem esse padrão, possivelmente por que outros fatores em escala mais fina atuam sobre as abundâncias e mascaram um padrão regional, esse estudo chama a atenção para a necessidade de se considerar, juntamente com a cobertura e configuração do habitat na paisagem, a posição biogeográfica como um fator relevante a ser contemplado em estudos que lidem com as abundâncias das espécies de aves em paisagens fragmentadas.

6. IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO

Uma implicação para a conservação das espécies proveniente desse estudo está relacionada à seleção de áreas para conservação nas unidades federativas aqui abrangidas. Nesses estados brasileiros, muito esforço em termos de criação de unidades de conservação é direcionado às áreas mais preservadas próximas ao litoral e regiões serranas (MMA, 2000). Consideramos que, em um plano de conservação da biodiversidade em escala regional, é necessário que sejam direcionados esforços para a criação de áreas de proteção em regiões nas quais as espécies estariam sob condições ambientais menos favoráveis, pois, sob essas condições, as espécies tendem a apresentar populações menores e mais sensíveis à fragmentação do habitat. Na região Sudeste do Brasil, essas áreas em que as populações tendem a ser mais sensíveis à fragmentação do habitat se situam nas regiões interioranas, que

também se caracterizam por serem regiões bastante degradadas, em termos de quantidade de habitat disponível. Essas duas condições de sensibilidade das populações e degradação ambiental levam a uma situação emergencial da persistência dessas espécies nessas regiões interioranas da região sudeste do Brasil. Dessa maneira, sem desconsiderar a real importância de serem criadas unidades de conservação em grandes áreas preservadas, consideramos que devem ser aumentados os esforços direcionados para a criação de áreas protegidas no interior dos estados da região Sudeste do Brasil.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Anderson, R.P.; M. Gómez-Laverde & A.T. Peterson. 2002. Geographical distribution of spiny pocket mice in South America: insights from predictive models. *Global Ecology and Biogeography* 11 (2): 131-141.
- Andrén, H., 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat - A Review. *Oikos* 71: 355-366.
- Andrén, H., Delin A. & Seiler A., 1997. Population response to landscape changes depends on specialization to different landscape elements. *Oikos* 80(1): 193-196.
- Anjos, L. dos. 2006. Bird species sensitivity in a fragmented landscape of the Atlantic Forest in southern Brazil. *Biotropica* 38 (2): 229-234.
- Barlow, J. & C.A. Peres. 2004. Avifaunal responses to single and recurrent wildfires in Amazonian forests. *Ecological Application* 14: 1358-1373.
- Blackburn, T. M. & Gaston K, J., 1998. Some methodological issues in macroecology. *American Naturalist* 151(1): 68-83.
- Blackburn T. M., Gaston K. J., Quinn R. M. & Gregory R. D., 1999. Do local abundances of British birds change with proximity to range edge? *Journal of Biogeography* 26: 493-505.
- Boscolo, D. 2007. Influência da estrutura da paisagem sobre a persistência de três espécies de aves em paisagens fragmentadas da Mata Atlântica. Tese de Doutorado pelo Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo.
- Boscolo, D. and J. P. Metzger, 2009. Is bird incidence in Atlantic forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? *Landscape Ecology* 24: 907-918.

- Brown, J.H. 1984. On the relationship between abundance and distribution of species. *American Naturalist* 124 (2): 255-279.
- Brown, J. H. & Lomolino M. V., 1998. *Biogeography*. 2nd edition. Sinauer Associates, Inc. Publishers, USA.
- Burnham, K.P. & D.R. Anderson. 1998. *Model Selection and Inference: a practical information-theoretic approach*. Springer-Verlag, New York, NY, USA.
- Cooper, C. B. and J. R. Walters, 2002. Independent effects of woodland loss and fragmentation on Brown Treecreeper distribution. *Biological Conservation* 105:1-10.
- Develey, P.F. 2003. Métodos para estudos com aves, In: Cullen, L. JR; Rudran, R. & Valladares-Padua, C. (eds.). *Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. Curitiba, Editora da Universidade Federal do Paraná, Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, p. 153-168.
- Elith, J.; C.H. Graham; R.P. Anderson; M. Dudik; S. Ferrier; A. Guisan; R.J. Hijmans; F. Huettmann; J.R. Leathwick; A. Lehmann; J. Li; L.G. Lohmann; B.A. Loiselle; G. Manion; C. Moritz; M. Nakamura; Y. Nakazawa; J.McC. Overton; A.T. Peterson; S.J. Phillips; K.S. Richardson; R. Scachetti-Pereira; R.E. Schapire; J. Soberon; S. Williams; M.S. Wisz & N.E. Zimmermann. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29: 129-151.
- Fahrig, L., 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *The Journal of Wildlife Management* 61: 603-610.
- Fawcett, T. 2003. ROC graphs: notes and practical considerations for data mining researchers. HP Laboratory Technical Reports. Disponível em: <http://www.ailab.si/blaz/predavanja/ozp/gradivo/2003-fawcet-kddj-submitted.pdf> [03/11/2008].
- Gaston, K.J. 1990. Patterns in the geographical ranges of species. *Biological Reviews* 65: 105-129.
- Guisan, A. & N.E. Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135: 147-186.
- Hall, C. A. S., Stanford J. A. & Hauer F. R., 1992. The distribution and abundance of organisms as consequence of energy balances along multiple environmental gradients. *Oikos* 65: 377-390.
- Hengeveld, R., 1994. Biogeographical ecology. *Journal of Biogeography* 21: 341-351.

- Henle, K.; K.F. Davies; M. Kleyer; C. Margules & J. Settele. 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13: 207-251.
- Hernandez, P.A.; C.H. Graham; L.L. Master & D.L. Albert. 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* 29 (5):773-785.
- Hijmans, R.J.; S.E. Cameron; J.L. Parra; P.G. Jones & A. Jarvis. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25: 1965-1978
- Hijmans, R.J. & C.H. Graham. 2006. The ability of climate envelope models to predict the effect of climate change on species distributions. *Global Change Biology* 12 (12): 2272-2281.
- Hill, J.L. & P.J. Curran. 2003. Area, shape and isolation of tropical forest fragments: effects on tree species diversity and implications for conservation. *Journal of Biogeography* 30 :1391-1403.
- Hurvich, C.M. & Tsai C.L. 1989. Regression and time series model selection in small samples. *Biometrika* 76: 297-307.
- Hutchinson, G.E. 1957. *A Treatise on Limnology*, vol. 1. John Wiley & Sons, USA.
- Illoldi-Rangel, P.; V. Sánchez-Cordero & Peterson A.T. 2004. Predicting distributions of mexican mammals using ecological niche modeling. *Journal of Mammalogy* 85 (4): 658-662.
- Karr, J.R. 1981. Surveying birds with mist nets, In: Ralph, C.J., Scott, J.M. (Eds.), *Studies in Avian Biology* No. 6. Cooper Ornithological Society. Allen Press Inc., Lawrence, Kansas, pp. 62-67.
- Kattan, G.H.; H. Alvarez-López & M. Giraldo. 1994. Forest fragmentation and bird extinctions: San Antonio eighty years later. *Conservation Biology* 8 (1): 138-146.
- Knick, A.T. & J.T. Rotenberry. 2000. Ghost of habitats past: contribution of landscape change to current habitats used by shrubland birds. *Ecology* 81: 220-227.
- Laurance, W.F.; T.E. Lovejoy; H.L. Vasconcelos; E.M. Bruna; R.K. Didham; P.C. Stouffer; C. Gascon; R.O. Bierregard; S.G. Laurance & E. Sampaio. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology* 16 (3): 605-618.
- Lawton, J. H., 1996. Population abundances, geographic ranges and conservation: 1994 Witherby Lecture. *Bird Study* 43:3-19.

- Lindborg, R. & O. Eriksson. 2004. Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. *Ecology* 85: 1840-1845.
- Loiselle, B.A.; C.A. Howell; C.H. Graham; J.M. Goerck; T. Brooks; K.G. Smith & P.H. Williams. 2003. Avoiding pitfalls of using species distribution models in conservation planning. *Conservation Biology* 17 (6): 1591-1600.
- Margules, C.R. & M.P. Austin. 1994. Biological models for monitoring species decline: the construction and use of data bases. *Philosophical Transactions of the Royal Society* 344 (1307): 69-75.
- McGarigal, Kevin; Marks, Barbara J. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 122 p.
- McGarigal, K.; S.A. Cushman; M.C. Neel & E. Ene. 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Disponível em: www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html [03/11/2008]
- Mehlman, D.W. 1997. Change in avian abundance across the geographic range in response to environmental change. *Ecological Applications* 7 (2): 614-624.
- Metz, C.E. 1986. ROC methodology in radiologic imaging. *Investigative Radiology* 21: 720-733.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). 2000. Avaliações e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e campos sulinos. Conservation International do Brasil, Fundação SOS Mata Atlântica, Fundação Biodiversitas, Instituto de Pesquisas Ecológicas, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, SEMAD/Instituto Estadual de Florestas-MG. MMA/ SBF, Brasília.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). 2005. Fragmentação de ecossistemas. Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. 2ª. edição. MMA/SBF, Brasília, Brasil.
- Murphy, H. T., J. VanDerWal and J. Lovett-Dust, 2006. Distribution of abundance across the range in eastern North American trees. *Global ecology and Biogeography* 15: 63-71.
- Parmesan, C.; S. Gaines; L. Gonzalez; D.M. Kaufman; J. Kingsolver; A.T. Peterson & R. Sagarin. 2005. Empirical perspectives on species borders: from traditional biogeography to global change. *Oikos* 108 : 58-75.

- Pearman, P.B. 2002. The scale of community structure: Habitat variation and avian guilds in tropical forest understory. *Ecological Monographs* 72: 19-39.
- Peterson, A. T., Egbert S. L., Sánchez-Cordero V. & Price K. P., 2000. Geographic analysis of conservation priority: Endemic birds and mammals in Veracruz, Mexico. *Biological Conservation* 93: 85-94.
- Peterson, A.T. & Viegals D.A. 2001. Predicting species invasions using ecological niche modeling: new approaches from bioinformatics attack a pressing problem. *Bioscience* 51 (5): 363-371.
- Peterson, A.T. 2001. Predicting species' geographic distribution based on ecological niche modeling. *The Condor* 103: 599-605.
- Phillips, S.J.; M. Dudik & R.E. Schapire. 2004. A maximum entropy approach to species distribution modeling. *Proceedings of the Twenty-First International Conference on Machine Learning*, New York, pp. 655-662.
- Phillips, S.J; R.P. Anderson & R.E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231-259.
- Pimm, S. L., Diamond J., Reed T. M., Russell G. J. & Verner J., 1993. Times to extinction for small populations of large birds. *Proceedings of the National Academy of Science USA* 90: 10871-10875.
- Pulliam, H. R., 1988. Sources, sinks, and population regulation. *American Naturalist* 132: 652-661.
- Ribeiro, M. C., J. P. Metzger, A. C. Martensen, F. J. Ponzoni and M. M. Hirota, 2008. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142: 1141-1153.
- Ribon, R.; J.E. Simon & G.T. Mattos. 2003. Bird extinctions in Atlantic Forest fragments of the Viçosa region, southeastern Brazil. *Conservation Biology* 17 (6): 1827-1839.
- Ricketts, T.H.; G.C. Daily; P.R. Ehrlich & J.P. Fay. 2001. Countryside biogeography of moths in a fragmented landscape: biodiversity in native and agricultural habitats. *Conservation Biology* 15 (2): 378-388.
- Ridgely, R.S.; T.F. Allnutt; T. Brooks; D.K. McNicol; D.W. Mehlman; B.E. Young & J.R. Zook. 2003. Digital Distribution Maps of the Birds of the Western Hemisphere - Version 1.0.
- Sagarin, R.D. & S.D. Gaines. 2002. The "abundant centre" distribution: to what extent is it a biogeographical rule? *Ecology Letters* 5: 137-147.

- Samietz, J., Berger U. & Köhler G., 1996. A population vulnerability analysis of the stripe-winged grasshopper, *Stenobothrus lineatus* (Caelifera: Acrididae). In: Settele J., Margules C. R., Poschlod P. & Henle K. (eds.), *Survival of species in fragmented landscapes*. Kluwer, The Netherlands, pp. 39-51.
- Saunders, D. A., Hobbs R. J., 1991. The role of corridors in conservation: what do we know and where do we go? In: Saunders, D. A., Hobbs, R. J. (eds.), *Nature conservation 2 : the role of corridors*. New South Wales: Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton, pp. 421-427.
- Silva, J.M.C.; M.C. Sousa & C.H.M. Castelletti. 2004. Areas of endemism for passerine birds in the Atlantic Forest, South America. *Global Ecology and Biogeography* 13: 85-92.
- SOS Mata Atlântica & INPE. 2008. Atlas da evolução dos remanescentes florestais da Mata Atlântica no período de 2000-2005. Fundação SOS Mata Atlântica, São Paulo.
- Stockwell, D.R.B. & A.T. Peterson. 2002. Effects of sample size on accuracy of species distribution models. *Ecological Modelling* 148: 1-13.
- Stockwell, D.R.B.; J.H. Beach; A. Stewart; G. Vorontsov; D. Vieglaes & R.S. Pereira. 2006. The use of the GARP genetic algorithm and Internet grid computing in the Lifemapper world atlas of species biodiversity. *Ecological Modelling* 195: 139-145.
- Stotz, D. 1996. *Neotropical birds: ecology and conservation*. Chicago University Press, Chicago.
- Stouffer, P.C. & R.O. Bierregard Jr. 1995. Use of amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology* 76 (8): 2429-2445.
- Stratford, J. A. & Stouffer P. C., 1999. Local extinctions of terrestrial insectivorous birds in a fragmented landscape near Manaus, Brazil. *Conservation Biology* 13(6): 1416-1423.
- Temple, S.A. & J.R. Cary. 1988. Modeling dynamics of habitat-interior bird populations in fragmented landscapes. *Conservation Biology* 2 (4): 340-347.
- Terborgh, J., 1974. Preservation of natural diversity: the problem of extinction prone species. *Bioscience* 24(12): 715-722.
- Tischendorf, L. & Fahrig L., 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90: 7-19.
- Villard, M.A.; M.K. Trzcinski & G. Merriam. 1999. Fragmentation effects on forest birds: relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. *Conservation Biology* 13: 774-783.

- Wilcox, B.A. & D.D. Murphy. 1985. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *American Naturalist* 125 (6), 879-887.
- Willis, E.O. 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia* 33: 1-25.
- Whitcomb, R. F., 1987. North American forests and grasslands: biotic conservation. In: Saunders D. A., Arnold G. W., Burbidge A. A. & Hopkins A. J. M. (eds.). *Nature Conservation: the role of remnants of native vegetation*. Surrey Beatty, Australia, pp. 163-176.

Apêndice 1. Modelos de variação de abundância para 21 espécies de aves. Modelos estão hierarquizados seguindo o Critério de Informação de Akaike com correção para amostras pequenas (AICc). $\Delta AICc$ é a diferença entre o menor valor de AICc e o AICc de cada modelo, wAICc pode ser considerada como a chance de o modelo ser selecionado e gl corresponde aos graus de liberdade do modelo.

Modelos para <i>B. culicivorus</i>	AICc	gl	$\Delta AICc$	wAICc
log_PLAND + log_PB	55.2	5	0	0.3013
log_PLAND	56.2	4	1.1	0.1762
log_PLAND + log_PB + log_PLAND*log_PB	56.7	6	1.5	0.1394
log_PLAND + log_AI + log_PB	57.7	6	2.5	0.0856
log_PB	57.9	4	2.8	0.0759
log_PLAND + log_AI + log_PLAND*log_AI	58.1	6	3	0.0684
log_AI + log_PB	58.5	5	3.3	0.0585
log_PLAND + log_AI	58.7	5	3.5	0.0527
log_AI	60.6	4	5.4	0.0199
log_AI + log_PB + log_AI*log_PB	60.8	6	5.6	0.0179
NULO	63.8	2	8.6	0.0041

Modelos para <i>B. leucoblepharus</i>	AICc	gl	$\Delta AICc$	wAICc
log_PLAND+log_AI+log_PLAND*log_AI	80.3	6	0	0.7239
log_PLAND+log_AI	84.5	5	4.2	0.08756
log_AI	84.5	4	4.2	0.08663
log_PLAND	86.6	4	6.3	0.03057
log_AI+log_PB	87	5	6.7	0.02517
log_PLAND+log_AI+log_PB	87.3	6	7	0.02154
log_PLAND+log_PB	88.4	5	8.1	0.01265
log_AI+log_PB+log_AI*log_PB	89.3	6	9.1	0.00781
log_PLAND+log_PB+log_PLAND*log_PB	91	6	10.7	0.00343
NULO	95.1	2	14.9	0
log_PB	95.7	4	15.4	0

Modelos para <i>C. caudata</i>	AICc	gl	$\Delta AICc$	wAICc
log_AI+log_PB	139.6	5	0	0.4018
log_PLAND+log_AI+log_PB	141.4	6	1.8	0.1625
log_AI	141.4	4	1.8	0.1613
log_AI+log_PB+log_AI*log_PB	142.1	6	2.5	0.1176
log_PLAND+log_AI	143.8	5	4.2	0.0497
log_PB	144.5	4	4.9	0.0353
log_PLAND+log_AI+log_PLAND*log_AI	145	6	5.4	0.0268
log_PLAND	145.6	4	6	0.0198
log_PLAND+log_PB	146	5	6.4	0.0162
log_PLAND+log_PB+log_PLAND*log_PB	147.7	6	8.1	0.0069
NULO	150.1	2	10.5	0.0021

Modelos para C. lineata	AICc	gl	Δ AICc	wAICc
log_PLAND+log_AI	85	5	0	0.3499
log_PLAND	86.8	4	1.8	0.1391
log_PLAND+log_AI+log_PLAND*log_AI	87.5	6	2.5	0.0978
log_PLAND+log_AI+log_PB	87.5	6	2.6	0.0972
log_PB	87.8	4	2.9	0.0835
log_AI	88.1	4	3.1	0.0727
log_PLAND+log_PB	88.8	5	3.8	0.0522
log_PLAND+log_PB+log_PLAND*log_PB	89.2	6	4.2	0.0424
log_AI+log_PB	89.7	5	4.7	0.033
NULO	90.5	2	5.6	0.0218
log_AI+log_PB+log_AI*log_PB	92	6	7	0.0105

Modelos para D. platyrostris	AICc	gl	Δ AICc	wAICc
log_PLAND+log_AI+log_PLAND*log_AI	-57.3	6	0	0.98757
log_AI	-47.5	4	9.8	0.0072
log_AI+log_PB	-45.1	5	12.3	0.00213
log_PLAND+log_AI	-45	5	12.4	0.00204
log_PLAND+log_AI+log_PB	-42.3	6	15	0
log_AI+log_PB+log_AI*log_PB	-42.1	6	15.3	0
log_PLAND	-36.2	4	21.2	0
log_PLAND+log_PB	-33.4	5	23.9	0
log_PLAND+log_PB+log_PLAND*log_PB	-31	6	26.4	0
log_PB	-29.6	4	27.8	0
NULO	-28.2	2	29.1	0

Modelos para D. mentalis	AICc	gl	Δ AICc	wAICc
log_PLAND+log_PB	31.2	5	0	0.29853
log_PLAND+log_PB+log_PLAND*log_PB	31.2	6	0.1	0.29005
log_PLAND+log_AI+log_PB	32.1	6	0.9	0.18904
log_PB	33.2	4	2	0.11141
log_PLAND	35.1	4	3.9	0.04288
log_AI+log_PB	35.6	5	4.4	0.03234
log_PLAND+log_AI	37.1	5	5.9	0.01562
log_AI+log_PB+log_AI*log_PB	38	6	6.8	0.00979
log_PLAND+log_AI+log_PLAND*log_AI	39.3	6	8.2	0.00504
log_AI	39.4	4	8.2	0.00495
NULO	44.6	2	13.5	0

Modelos para L. amaurocephalus	AICc	gl	Δ AICc	wAICc
log_AI+log_PB+log_AI*log_PB	32	6	0	0.39831
log_PB	32.7	4	0.7	0.28142
log_AI+log_PB	34.5	5	2.5	0.11505
log_PLAND+log_PB	34.8	5	2.8	0.09774
log_PLAND+log_PB+log_PLAND*log_PB	35.7	6	3.7	0.06204
log_PLAND+log_AI+log_PB	37.2	6	5.2	0.02951
log_AI	40.3	4	8.3	0.00615
log_PLAND	40.8	4	8.8	0.00486
NULO	42.2	2	10.2	0.00242
log_PLAND+log_AI	42.7	5	10.7	0.00188
log_PLAND+log_AI+log_PLAND*log_AI	44.9	6	13	0

Modelos para M. rufiventris	AICc	gl	$\Delta AICc$	wAICc
NULO	1	2	0	0.46275
log_PLAND	2.7	4	1.7	0.19944
log_PLAND+log_AI	4.6	5	3.6	0.07717
log_PLAND+log_PB	5.1	5	4.2	0.05756
log_AI	5.7	4	4.7	0.04435
log_PB	5.8	4	4.8	0.04185
log_PLAND+log_PB+log_PLAND*log_PB	5.8	6	4.8	0.04169
log_PLAND+log_AI+log_PLAND*log_AI	6	6	5	0.03806
log_PLAND+log_AI+log_PB	6.9	6	6	0.02343
log_AI+log_PB	8.4	5	7.5	0.01115
log_AI+log_PB+log_AI*log_PB	11.4	6	10.4	0.00256

Modelos para P. eurynome	AICc	gl	$\Delta AICc$	wAICc
log_PB	40.6	4	0	0.41141
NULO	41.8	2	1.2	0.22089
log_AI+log_PB	43.1	5	2.5	0.11901
log_PLAND+log_PB	43.2	5	2.7	0.10921
log_PLAND	45.9	4	5.3	0.02849
log_AI+log_PB+log_AI*log_PB	46	6	5.4	0.02737
log_PLAND+log_AI+log_PB	46	6	5.4	0.02714
log_PLAND+log_PB+log_PLAND*log_PB	46.2	6	5.6	0.02484
log_AI	46.5	4	5.9	0.02146
log_PLAND+log_AI	48.4	5	7.8	0.00819
log_PLAND+log_AI+log_PLAND*log_AI	51.3	6	10.7	0.00198

Modelos para P. mystaceus	AICc	gl	$\Delta AICc$	wAICc
log_AI	68.5	4	0	0.2883
log_PLAND	69.7	4	1.2	0.1586
log_PB	69.8	4	1.2	0.1575
log_AI+log_PB	70.4	5	1.9	0.1135
log_PLAND+log_AI	70.9	5	2.4	0.087
log_PLAND+log_PB	71.9	5	3.4	0.0529
log_PLAND+log_AI+log_PB	72.8	6	4.3	0.0344
NULO	72.9	2	4.4	0.0326
log_AI+log_PB+log_AI*log_PB	72.9	6	4.4	0.0321
log_PLAND+log_AI+log_PLAND*log_AI	73.2	6	4.7	0.0275
log_PLAND+log_PB+log_PLAND*log_PB	74.4	6	5.8	0.0155

Modelos para P. leucoptera	AICc	gl	$\Delta AICc$	wAICc
log_PLAND	68.6	4	0	0.40102
log_PLAND+log_AI	70.6	5	2	0.14796
log_PLAND+log_PB	70.7	5	2.1	0.13782
log_AI	72.4	4	3.8	0.05996
log_PLAND+log_AI+log_PLAND*log_AI	72.5	6	4	0.0546
NULO	72.7	2	4.1	0.05137
log_PLAND+log_AI+log_PB	72.9	6	4.3	0.04661
log_PB	73.3	4	4.7	0.03736
log_PLAND+log_PB+log_PLAND*log_PB	73.3	6	4.8	0.03649
log_AI+log_PB	74.5	5	5.9	0.02072
log_AI+log_PB+log_AI*log_PB	76.9	6	8.4	0.00608

Modelos para <i>S. virescens</i>	AICc	gl	Δ AICc	wAICc
log_AI+log_PB	29.3	5	0	0.277
log_PB	30	4	0.7	0.1926
log_PLAND+log_PB	30.9	5	1.6	0.1241
log_AI+log_PB+log_AI*log_PB	31.3	6	2.1	0.0994
log_PLAND+log_PB+log_PLAND*log_PB	31.8	6	2.5	0.0795
log_PLAND+log_AI+log_PB	32	6	2.7	0.0718
log_AI	32.2	4	2.9	0.0644
log_PLAND	32.5	4	3.2	0.0549
log_PLAND+log_AI	34.5	5	5.2	0.0201
NULO	36	2	6.8	0.0094
log_PLAND+log_AI+log_PLAND*log_AI	36.7	6	7.4	0.0068

Modelos para <i>S. scansor</i>	AICc	gl	Δ AICc	wAICc
log_PLAND	32.1	4	0	0.3073
NULO	32.9	2	0.8	0.2016
log_AI	33.8	4	1.7	0.131
log_PLAND+log_PB	34.5	5	2.4	0.0922
log_PLAND+log_AI	35	5	2.9	0.0724
log_PB	35.1	4	3	0.0692
log_AI+log_PB	35.4	5	3.3	0.0596
log_PLAND+log_AI+log_PB	37.5	6	5.4	0.0202
log_PLAND+log_PB+log_PLAND*log_PB	37.6	6	5.6	0.0191
log_PLAND+log_AI+log_PLAND*log_AI	38.1	6	6	0.0151
log_AI+log_PB+log_AI*log_PB	38.5	6	6.4	0.0124

Modelos para <i>S. griseicapillus</i>	AICc	gl	Δ AICc	wAICc
log_PLAND+log_AI	51.4	5	0	0.24841
log_PLAND+log_AI+log_PLAND*log_AI	51.6	6	0.2	0.22782
NULO	52.2	2	0.9	0.16156
log_PLAND	52.5	4	1.1	0.14243
log_PLAND+log_AI+log_PB	53.8	6	2.4	0.07345
log_PLAND+log_PB	54.8	5	3.5	0.04383
log_PB	55.1	4	3.7	0.03923
log_AI	55.2	4	3.9	0.03595
log_PLAND+log_PB+log_PLAND*log_PB	57.3	6	6	0.01264
log_AI+log_PB	57.5	5	6.2	0.01146
log_AI+log_PB+log_AI*log_PB	60.1	6	8.7	0.00322

Modelos para <i>T. coronatus</i>	AICc	gl	Δ AICc	wAICc
NULO	9.9	2	0	0.35622
log_PLAND	11.7	4	1.8	0.14822
log_AI	12.4	4	2.5	0.10427
log_PB	12.5	4	2.6	0.0982
log_PLAND+log_AI+log_PLAND*log_AI	12.8	6	2.9	0.08558
log_PLAND+log_PB+log_PLAND*log_PB	13.5	6	3.5	0.06077
log_PLAND+log_PB	14.4	5	4.5	0.03824
log_PLAND+log_AI	14.4	5	4.5	0.03776
log_AI+log_PB+log_AI*log_PB	14.6	6	4.7	0.03361
log_AI+log_PB	15	5	5.1	0.0283
log_PLAND+log_AI+log_PB	17.3	6	7.4	0.00883

Modelos para <i>T. caeruleus</i>	AICc	gl	Δ AICc	wAICc
log_AI	4.8	4	0	0.2542
log_PLAND	5.4	4	0.5	0.1939
log_PB	5.4	4	0.6	0.1861
NULO	6.3	2	1.5	0.122
log_AI+log_PB	7.7	5	2.8	0.0614
log_PLAND+log_AI	7.7	5	2.9	0.0608
log_PLAND+log_PB	8.2	5	3.4	0.0464
log_PLAND+log_AI+log_PLAND*log_AI	9.1	6	4.3	0.0303
log_PLAND+log_PB+log_PLAND*log_PB	10.1	6	5.3	0.0182
log_AI+log_PB+log_AI*log_PB	10.7	6	5.8	0.0137
log_PLAND+log_AI+log_PB	10.8	6	5.9	0.013

Modelos para <i>T. glaucopsis</i>	AICc	gl	Δ AICc	wAICc
NULO	36.6	2	0	0.32835
log_PB	36.8	4	0.2	0.2903
log_PLAND+log_PB	38.8	5	2.2	0.10927
log_AI+log_PB	39.4	5	2.8	0.08141
log_PLAND	40.4	4	3.8	0.04836
log_PLAND+log_PB+log_PLAND*log_PB	40.5	6	4	0.04522
log_AI	41.5	4	4.9	0.0282
log_PLAND+log_AI+log_PB	41.7	6	5.1	0.02547
log_PLAND+log_AI	42.2	5	5.6	0.01958
log_AI+log_PB+log_AI*log_PB	42.3	6	5.7	0.01905
log_PLAND+log_AI+log_PLAND*log_AI	45.1	6	8.5	0.00476

Modelos para <i>T. melanops</i>	AICc	gl	Δ AICc	wAICc
log_PLAND+log_PB	90.7	5	0	0.28434
log_AI+log_PB	91	5	0.3	0.24434
log_PLAND+log_AI+log_PB	92.3	6	1.6	0.12865
log_PLAND+log_PB+log_PLAND*log_PB	92.8	6	2.1	0.1013
log_PB	92.8	4	2.1	0.09738
log_AI+log_PB+log_AI*log_PB	93.5	6	2.8	0.07146
NULO	95.6	2	4.9	0.02431
log_PLAND	95.9	4	5.2	0.02127
log_AI	96.3	4	5.6	0.01708
log_PLAND+log_AI	97.9	5	7.2	0.00773
log_PLAND+log_AI+log_PLAND*log_AI	100.5	6	9.8	0.00215

Modelos para <i>T. albicollis</i>	AICc	gl	Δ AICc	wAICc
log_AI+log_PB	94.5	5	0	0.3115
log_AI+log_PB+log_AI*log_PB	96.1	6	1.6	0.1394
log_PLAND+log_PB	96.4	5	1.8	0.1246
log_PLAND+log_AI+log_PB	96.6	6	2	0.1122
log_PLAND	96.8	4	2.3	0.101
log_AI	98.1	4	3.6	0.0519
log_PLAND+log_AI	98.6	5	4	0.0414
log_PB	98.7	4	4.2	0.0383
log_PLAND+log_PB+log_PLAND*log_PB	98.9	6	4.4	0.0353
log_PLAND+log_AI+log_PLAND*log_AI	99.8	6	5.3	0.0223
NULO	99.8	2	5.3	0.022

Modelos para <i>T. rufiventris</i>	AICc	gl	Δ AICc	wAICc
log_PB	59.3	4	0	0.2223
log_PLAND+log_PB	59.5	5	0.3	0.1931
log_PLAND	59.6	4	0.4	0.1832
log_PLAND+log_AI+log_PB	61.1	6	1.9	0.0865
log_PLAND+log_AI	61.7	5	2.5	0.0644
log_PLAND+log_PB+log_PLAND*log_PB	61.8	6	2.5	0.0626
log_AI+log_PB	61.9	5	2.6	0.0605
log_PLAND+log_AI+log_PLAND*log_AI	62.2	6	2.9	0.0517
log_AI	62.6	4	3.3	0.0417
NULO	64.3	2	5	0.0181
log_AI+log_PB+log_AI*log_PB	64.5	6	5.3	0.0159

Modelos para <i>X. fuscus</i>	AICc	gl	Δ AICc	wAICc
log_PB	50.5	4	0	0.40433
log_PLAND+log_PB	52.6	5	2.1	0.14078
log_AI+log_PB	52.6	5	2.1	0.14039
log_PLAND+log_AI+log_PB	53.1	6	2.6	0.10878
log_AI+log_PB+log_AI*log_PB	54.5	6	4	0.05396
log_PLAND+log_PB+log_PLAND*log_PB	55	6	4.6	0.04152
log_PLAND	55.4	4	4.9	0.03443
NULO	55.5	2	5	0.03346
log_AI	56.1	4	5.6	0.02469
log_PLAND+log_AI	57.4	5	6.9	0.01295
log_PLAND+log_AI+log_PLAND*log_AI	59.4	6	8.9	0.00471

Capítulo 4

Conclusão Geral

1 CONCLUSÃO GERAL

Os resultados obtidos e apresentados no presente estudo evidenciam a importância de se considerar a posição biogeográfica das populações de aves de sub-bosque para o entendimento da persistência e manutenção das mesmas em paisagens fragmentadas. Além disso, visto que o tamanho populacional é um fator importante na sensibilidade das espécies à fragmentação do habitat (Henle, 2004), tal resultado remete ao fato de que a posição biogeográfica também exerce influência sobre a sensibilidade das populações à fragmentação do habitat.

Apesar de não terem sido elucidados os mecanismos que estão por trás dessa relação entre posição biogeográfica e abundância das populações de aves de sub-bosque, sugerimos que, em estudos futuros, sejam contempladas variáveis relacionadas a interações diretas das espécies com o ambiente, com o intuito de compreender mais a fundo os mecanismos biológicos que atuam nessa relação. Visto que a variável de posição biogeográfica, em princípio, reflete a associação das espécies com o ambiente, acreditamos que as espécies que tenham fortes relações de interação com o ambiente em que vivem, podem ter suas abundâncias mais influenciadas por alterações na posição biogeográfica das populações.

O presente estudo também levantou evidências que o padrão de distribuição das abundâncias das espécies ao longo de suas áreas de ocorrência não segue, estritamente, o padrão sugerido na literatura (Brown, 1984; Gaston, 1990), em que as populações seriam maiores nas porções centrais da área de distribuição das espécies e, inversamente, menores na periferia da distribuição. Apesar dessa questão não ter sido diretamente testada aqui, os mapas gerados a partir do processo de modelagem sugerem que, para algumas espécies de aves, a distribuição de abundâncias não depende da distância à porção central da área de ocorrência

(“abundant-centre”), mas sim das condições ambientais de cada local (“abundant-core”, Murphy *et al* 2006).

Ademais, os resultados do teste metodológico do desempenho dos algoritmos para a modelagem de distribuição potencial das espécies mostraram que o algoritmo de máxima entropia teve melhor capacidade de previsão do que os outros algoritmos testados. No entanto, destacamos que os resultados desse teste podem não ser aplicáveis sob outras condições de modelagem, como número de pontos utilizados, distribuição dos pontos na área de estudo e variáveis ambientais utilizadas.

2 IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO

Consideramos que, em um plano de conservação da biodiversidade em escala regional, é necessário que sejam direcionados esforços para a criação de áreas de proteção em regiões nas quais as espécies estariam sob condições ambientais menos favoráveis, pois, sob essas condições as espécies tendem a apresentar populações menores e mais sensíveis à fragmentação do habitat. Na região Sudeste do Brasil, essas áreas em que as populações tendem a ser mais sensíveis à fragmentação do habitat se situam nas regiões interioranas, que também se caracterizam por serem regiões bastante degradadas, em termos de quantidade de habitat disponível. Essas duas condições de sensibilidade das populações e degradação ambiental levam a uma situação emergencial da persistência dessas espécies nessas regiões interioranas da região sudeste do Brasil. Dessa maneira, sem desconsiderar a real importância de serem criadas unidades de conservação em grandes áreas preservadas, consideramos que devem ser aumentados os esforços direcionados para a criação de área protegidas no interior dos estados da região Sudeste do Brasil.

3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Brown, J.H. 1984. On the relationship between abundance and distribution of species. *American Naturalist* 124 (2): 255-279.
- Gaston, K.J. 1990. Patterns in the geographical ranges of species. *Biological Reviews* 65: 105-129.
- Henle, K.; K.F. Davies; M. Kleyer; C. Margules & J. Settele. 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13: 207-251.
- Murphy, H. T., J. VanDerWal and J. Lovett-Dust, 2006. Distribution of abundance across the range in eastern North American trees. *Global ecology and Biogeography* 15: 63-71.