

Universidade de São Paulo  
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”

Avaliação das ferramentas de modelagem preditiva de nicho fundamental  
para espécies de aves do Parque Estadual da Serra do Mar e Núcleo São  
Sebastião – SP

Rodrigo da Silva Matos

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em  
Recursos Florestais, com opção em Conservação de  
Ecossistemas Florestais

Piracicaba  
2010

Rodrigo da Silva Matos  
Bacharel em Ciências Biológicas

Avaliação das ferramentas de modelagem preditiva de nicho fundamental  
para espécies de aves do Parque Estadual da Serra do Mar e Núcleo São  
Sebastião – SP

Orientador:  
Prof. Dr. **HILTON THADEU ZARATE DO COUTO**

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em  
Recursos Florestais, opção em Conservação de Ecossistemas  
Florestais

Piracicaba  
2010

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
DIVISÃO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - ESALQ/USP**

Matos, Rodrigo da Silva

Avaliação das ferramentas de modelagem preditiva de nicho fundamental para espécies de aves do Parque Estadual da Serra do Mar e Núcleo São Sebastião - SP / Rodrigo da Silva Matos. - - Piracicaba, 2010.  
121 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2010.  
Bibliografia.

1. Algoritmos 2. Aves - Classificação 3. Avifauna 4. Biodiversidade 5. Ecossistemas florestais - Conservação 6. Modelagem de dados 7. Proteção ambiental I. Título

CDD 598.2  
M433a

**"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"**

*A todas as vítimas da insensatez humana*



## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a Durci da Silva Matos (D. Durce), a pessoa mais maravilhosa, doce, atenciosa, compreensiva, batalhadora, companheira, íntegra e amorosa que conheço e de quem tive a monumental sorte de receber metade dos genes que possuo.

A minha família, a qual todo esforço, apoio, suporte e incentivo para que eu me tornasse uma pessoa boa foram suficientes para fazer com que eu me tornasse essa pessoa mais ou menos.

Ao Professor Hilton Thadeu, pela orientação e pela oportunidade de desenvolver o estudo que originou essa dissertação.

A Professora Kátia Ferraz, por me mostrar os caminhos, apresentar e tirar dúvidas sobre o encantador e envolvente mundo da Modelagem de Nicho Fundamental.

Ao Jeferson Polizel do LMQ, um exímio profissional que me ajudou dos “paus” no computador a elaboração dos mapas em SIG neste trabalho.

Aos meus ornitoamigos Eduardo (Inguia), Julio César (Sem-rumo), Carlos Gussoni e André Guaraldo . por me ajudarem a solucionar duvidas em identificações de cantos e avaliar os resultados da modelagem.

Ao Leandro Saadi pelos serviços de guia, cujo extremo profissionalismo e bom humor facilitaram as subidas e descidas dos intermináveis morros do PESM durante a coleta de dados em campo.

A todos os profissionais da Sede do Parque Estadual em São Sebastião, em especial Edson Marques Lobato (Fredê), Reinaldo Dias Gomes (Zem), Beatriz Jacomino Lopes (Bia) e os Guarda-parques Marcelo de Souza e Rodrigo Sampaio pela boa vontade incentivo, apoio técnico e logístico durante a coleta de dados em campo, o mesmo se aplicada a Dante Costalonga “agregado” ao parque através da sua noiva Bia. Vocês foram essenciais!

A Dra. Maria Inês Siqueira, pelas eventuais explicações, via email ou pessoalmente, no início do estudo.

A todos os amigos(as)/companheiros(as) do LMQ: Maurício, Melissa, Inguia, Chico, Lú, Jaime, Edigar, Gabi, Tiana, Marcos, Juliana, Sâmia, Tito e Jeferson, cuja convivência deixará saudades.

A todos os amigos sebastianenses pelo apoio e incentivo que direta ou indiretamente influenciaram este trabalho , em especial ao Alício (Alicera) meu irmão gêmeo de alma e companheiro de surf na chuva, D. Carmem pelo carinho e incentivo e pelos bolos e o franguinho na panela. Ao Professores e amigos: Ângelo Rossini, pela hospedagem solidária, durante a coleta de dados em Boiçucanga, a Sandrinha, Amábile, Rodrigo, Cris, Ana Márcia, Andréia, Parada, Hildebrando, Márcio e Fábio, pela amizade, incentivo e apoio.

As Irmãs Giseli e Geisse pelo abrigo e incentivo em minhas passagens pelo centro de São Sebastião.

A Petra Mello pelo incentivo e ajuda na formatação final deste trabalho,

A todos os amigos de copo e de grupo de Piracicaba e adjacências, fundamentais para que eu conseguisse enfrentar todos os contratemplos com um sorriso no rosto, em especial Jorge e Marcius, os melhores amigos que um cara pode ter e Márcio, Marcinho, Eli, Branco, Mariele, Indriati, Shirley, Júlia Raquel, Búia, Lão, Mecânico, vocês são fantásticos, obrigado!

A amiga Ivone Emilia, por ouvir os meus lamentos com bom humor, me fazendo rir das minhas “desgraças”.

E finalmente a meus grandes amigos Niva e Néia pelas seções de “terapia hidropônicas” dos finais de semana.

Perdoem se tiver esquecido alguém, acreditem que meu coração é bem melhor que minha memória e ainda que um nome não esteja aqui não significa em absoluto, que não me importe e não seja grato.

Escrevendo essa pequena lista, percebo que estou cercado de pessoas especiais, e por isso sou feliz, então agradeço a Deus essa sorte. A todos muito obrigado!

## SUMÁRIO

LISTA DE SIGLAS .....	9
RESUMO .....	11
ABSTRACT .....	13
1 INTRODUÇÃO .....	15
1.1 Revisão bibliográfica .....	17
1.2 A idéia de nicho e a modelagem de nicho ecológico.....	17
1.3 A modelagem de nicho ecológico.....	19
1.4 Dados usados em modelagem.....	21
1.5 Dados bióticos:.....	21
1.6 Dados abióticos.....	23
1.7 Tipos de Modelos de Distribuição de Espécies - MDEs .....	24
1.8 Acesso a performance preditiva dos modelos.....	28
1.9 Aplicação da Modelagem de nicho ecológico nos trabalhos com avifauna.....	32
Referências .....	34
2 MODELAGEM DE NICHOS FUNDAMENTAL DE AVES DO PARQUE ESTADUAL DA SERRA DO MAR E NÚCLEO SÃO SEBASTIÃO – SP .....	41
Resumo.....	41
Abstract.....	42
2.1 Introdução .....	42
2.2 Material e métodos.....	45
2.2.1 Seleção do modelo.....	45
2.2.2 Escala de estudo.....	45
2.2.3 Variáveis ambientais .....	46
2.2.4 Dados bióticos.....	53
2.2.5 Distribuição dos pontos para amostragem .....	53

2.2.6 Escolha das Espécies.....	54
2.2.3. Análise dos dados.....	55
2.4 Resultados.....	57
2.5 Discussão.....	72
2.5.1 Avaliação biológica dos resultados da modelagem.....	73
2.6 Conclusão.....	79
Referências.....	79
<b>3 AVALIAÇÃO DOS ALGORITMOS MAXENT, GARP E ENVIROMETAL DISTANCE PARA MODELAGEM DE NICHOS FUNDAMENTAL DE AVES DO NÚCLEO SÃO SEBASTIÃO DO PARQUE ESTADUAL DA SERRA DO MAR – SP.....</b>	
Resumo.....	89
Abstract.....	89
3.1 Introdução.....	90
3.2 Material e métodos.....	93
3.2.1 Seleção do modelo.....	93
3.2.2 Escala de estudo.....	94
3.2.3 Variáveis ambientais.....	94
3.2.5 Distribuição dos pontos para amostragem.....	98
3.2.6 Escolha das Espécies.....	99
3.3 Análise dos dados.....	100
3.4 Resultados.....	101
3.5 Discussão.....	117
3.6 Conclusão.....	118
Referências.....	119

## LISTA DE SIGLAS

AUC – “Area Under the Curve”

DK – GARP - “Desktop - Genetic Algorithm for Rule Set Production”

ED - “Environmental Distance”

EVI - “Enhanced Vegetation Index”

GARP - “Genetic Algorithm for Rule Set Production”

IF – Instituto Florestal

IPCC - “Intergovernmental Panel on Climate Change”

MDEs - Modelos de Distribuição de Espécies

MLA - Modelo Linear Aditivo

MLG - Modelo Linear Generalizado

MOBOT – Missouri Botanical Garden

NDVI - “Normalized Difference Vegetation Index”

NYBG - New York Botânica Garden

OM – “OpenModeller”

OM – GARP - “OpenModeller - Genetic Algorithm for Rule Set Production”

ROCplot - “Receiver Operating Characteristic”

SRES - Special Report Emissions Scenarios”



## RESUMO

### **Avaliação das ferramentas de modelagem preditiva de nicho fundamental para espécies de aves do Parque Estadual da Serra do Mar e Núcleo São Sebastião – SP**

Os modelos de distribuição de espécies (MDEs) utilizam dados de ocorrência de campo e variáveis ambientais para indicar locais adequados para a ocorrência de uma espécie. Apesar dos inúmeros trabalhos que avaliam diversos aspectos deste tipo de modelagem, a aplicação desses métodos para predição do distribuição potencial de espécies de aves em escala local para o Parque Estadual da Serra do Mar (PESM) – São Paulo, ainda não foi avaliada. Este trabalho analisa o potencial dos MDEs para o referido parque a partir das variáveis ambientais disponíveis para modelagem da área. Para isso, foram desenvolvidos modelos para 23 espécies de aves a partir de dados coletados em levantamento sistemático da avifauna do Núcleo São Sebastião – um dos 8 núcleos que integram o PESM. Numa primeira etapa foi utilizado o algoritmo Maxent, por ser um dos mais utilizados segundo a literatura e por sua habilidade em realizar predições a partir de informações incompletas. A seguir a performance do Maxent foi comparada com as performances dos algoritmos GARP e Environmental Distance. O parâmetro utilizado para analisar o desempenho e definir os melhores modelos preditivos foi a análise do valor de AUC. Os modelos ainda foram avaliados através da matriz de confusão, para estabelecer a taxa de omissão, e realizar o Teste Binomial Duas proporções do BioEstat 5.0 a fim de estabelecer a probabilidade dos acertos destes modelos serem diferentes do acaso. E finalmente foi determinada a área mínima estimada, baseado na premissa que um bom modelo deve prever a menor área possível com o maior número de acertos ao mesmo tempo. Apesar de existir um número reduzido de camadas disponíveis para modelagem da área em escala local – 8 mapas - O Maxent, teve o melhor desempenho entre os algoritmos testados, esse algoritmo se mostrou capaz de gerar mapas estatisticamente bons e biologicamente confiáveis para aves, nas áreas estudadas. São necessários cuidados específicos com relação a escolha das espécies a serem modeladas, assegurando que os camadas disponíveis representem premissas das necessidades ecológicas dessas espécies. Estudos posteriores sobre as respostas do algoritmo a diferentes quantidades e padrões de distribuição dos dados de ocorrência podem elucidar a aplicabilidade do algoritmo como ferramenta para auxiliar nos trabalhos de conservação.

Palavras-chave: Avifauna; Mata Atlântica, Modelagem de nicho ecológico; Maxent, GARP, Environmental Distance



## ABSTRACT

### **Evaluation of predictive modelling tools of fundamental niche for species of birds in the Parque Estadual da Serra do Mar e Núcleo São Sebastião**

Species Distribution Models (SDM) use Field occurrence data and environmental variables to indicate adequate places for the presence of a species. Despite a number of papers evaluate various aspects on these methodologies, the application of such models in order to predict the potential niche for bird species in Parque Estadual da Serra do Mar (PESM) in Sao Paulo, hasn't been analyzed yet. This paper examines the potential of SDM for the referred park from available variable to the modelling of the area. In order to do so, models were developed for 23 bird species form data collected in a systematic survey in the avifauna in Núcleo Sao Sebastião which is one of the 8 centers that are part of PESH. At first, Maxent algorithm was used as it is one of the most used algorithms according to current literature and due to its ability to accomplish predictions from incomplete information. Maxent performance was then compared to GARP and Environmental Distance algorithms performances. The parameter used to analyze skill and define the best predicting models was AUC value analyses. They were also evaluated though the confusion matrix as to establish the omission rate and take the binomial test of two proportions in order to define the correctness of such models as being different from chance and finally the estimated minimum area was determined based on the premise that a good model must predict the smallest possible area with the biggest number of correctness allowed. Although there are a few number of layers for modelling the area in local scale (just 8 maps), maxent results to be potentially useful for generating maps for potential distribution of the birds from the park. It was the best result shown by the 3 algorithms methods tried out. More studies are necessary as to evaluate the algorithms behavior from a smaller number of records occurrences well as different patterns en these records for the definition of the best method of distribution modelling of the avifauna in the park. Maxent proved itself to be capable of generating maps that are mathematically good and ecologically reliable for the birds in studied areas, It was the best result shown shown by the 3 algorithms methods tried out. Specific care is necessary in relation to the species to be modeled so as to assure the feasible layers represent premises of the ecological needs for such species. Further studies on the algorithm responses to different quantities and distributions patterns of occurrence data may elucidate its applicability as a tool to help conservation work.

Keywords: Avifauna; Atlantic Forest, Ecological niche modelling, Maxent, GARP, Environmental Distance



## 1 INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica brasileira é considerada um dos biomas mais ameaçados do mundo (COLLAR et al., 1987; CRARAFT, 1985). Em seu entorno, região de rico patrimônio étnico e cultural, ficam as maiores cidades e os grandes pólos industriais do país, onde vivem aproximadamente 100 milhões de pessoas, as quais exercem enorme pressão sobre seus remanescentes, seja por espaço, ou por seus inúmeros recursos. Embora restem exíguos 11,4% (RIBEIRO, 2009) de sua área original, apresenta uma das maiores biodiversidades do planeta.

Pela ameaça que sofre e por sua imensa riqueza, traduzida em um alto grau de endemismo, a Mata Atlântica foi classificada como uns dos 25 *hot spots* do mundo para a conservação (MITTERMEIER et al., 1994). A exploração de seus recursos, historicamente, é feita de forma predatória dos pontos de vista social, econômico e ecológico. Os problemas de preservação/ conservação são enormes e decorrentes principalmente da fragmentação para o uso da terra em atividades agrícolas e pecuárias, além da caça e a exploração de recursos madeireiros (COSTA, 2009; PAIVA, 1999; PRIMACK, 1998; PRIMACK; RODRIGUES, 2001).

Nos últimos 40 anos, a criação de áreas protegidas de Mata Atlântica aumentou radicalmente, no entanto é difícil avaliar a proteção real conferida por essas áreas, pois muitas delas carecem do aparato básico para manter efetivamente a biodiversidade, como planos de manejo, definição da situação fundiária, inventários de plantas e animais, monitoramento e fiscalização. Além disso, muitas vezes seu tamanho, forma e zoneamento podem não ser os mais adequados para os propósitos conservacionistas (TABARELLI et al., 2005).

Dessa forma, o avanço do conhecimento, desenvolvimento e aplicação de técnicas eficientes na conservação da biodiversidade interessam enormemente e estão inseridos nas preocupações de conservação da Mata Atlântica. Neste sentido, a compreensão de aspectos da fauna é particularmente importante, pois os animais participam ativamente da construção e manutenção dos ecossistemas. Quanto maior nosso conhecimento sobre a ecologia dos animais de vida livre, maior será nossa

capacidade de utilizar recursos naturais com o menor impacto sobre o ecossistema, e conseqüentemente maior a sustentabilidade da exploração dos recursos. Uma das faces da vida animal que precisa ser elucidada é a forma como eles se distribuem em uma dada região, quais as suas necessidades e como se relacionam com o espaço onde vivem (MANTOVANI, 2006), a modelagem de nicho ecológico abarca esses aspectos gerando informações importantes a cerca da possível distribuição das espécies.

Os modelos utilizam associações entre as variáveis ambientais e registros de ocorrência das espécies para identificar as condições ambientais em que as populações podem ser mantidas, e então estimam a distribuição espacial dos ambientes que contém tais condições em uma determinada área de estudo. (GUISAN; THUILLER, 2005). Uma grande variedade de técnicas de modelagem tem sido desenvolvida com o objetivo de contribuir com os trabalhos de conservação de recursos naturais.

Este estudo avalia o potencial da modelagem de nicho ecológico para espécies de aves no Parque Estadual da Serra do Mar. No primeiro capítulo é feito um estudo das características dos modelos gerados a partir de dados de ocorrência coletados no Núcleo São Sebastião do referido parque, usando o algoritmo Maxent. O trabalho sintetiza as limitações e possibilidades do uso da ferramenta de modelagem ambiental para as áreas do Parque Estadual da Serra do Mar e do Núcleo São Sebastião e traz os resultados da aplicação da ferramenta para 23 espécies da Mata Atlântica. No segundo capítulo, é feita uma comparação do desempenho de diferentes algoritmos: Maxent, “Genetic Algorithm for Rule Set Production” - GARP e “Environmental Distance” - ED e é abordada as limitações, vantagens e desvantagens da aplicação de cada ferramenta para modelagem de nicho ecológico das espécies de aves do Núcleo São Sebastião.

O principal desafio do estudo foi a obtenção de “camadas” ambientais da área, disponíveis em resolução suficientemente alta para o processo de modelagem em escala local. É feita também uma análise dos modelos do ponto de vista biológico e sugestões para melhorar o procedimento de modelagem para as espécies de aves da

área estudada, visando contribuir com os trabalhos voltados para a conservação da área de estudo.

## **1.1 Revisão bibliográfica**

### **1.2 A idéia de nicho e a modelagem de nicho ecológico**

O termo nicho foi usado pela primeira vez por Joseph Grinnell, sua definição se refere a um espaço abstrato ocupado por uma espécie, onde as condições e recursos existentes combinam com suas características fisiológicas e comportamentais (GRINNEL, 1917). Elton (1927) usa o termo nicho para se referir ao espaço físico ocupado, onde as condições ambientais e, as relações com os outros organismos e posição trófica determinam o *status* da espécie na comunidade. Finalmente Hutchinson (1957) aprimora o termo, através da definição de nicho-fundamental, que corresponde a um hipervolume n-dimensional no qual cada ponto corresponde a uma condição do ambiente que permite que a espécie exista indefinidamente.

O nicho fundamental de Hutchinson é determinante das propriedades ecológicas de uma espécie, porém o autor não fez distinção entre variáveis ambientais e fatores bióticos, mas cunhou o termo nicho realizado, que definiu como sendo um subconjunto reduzido do nicho fundamental, em que são subtraídas as situações em que outras espécies se sobressaem na competição por recursos, dessa forma, o nicho realizado descreve a parte do nicho fundamental no qual a espécie realmente ocorre, ou seja, é delimitado por fatores bióticos, de forma que a área definida pelo nicho fundamental é, via de regra, maior que o nicho realizado (HUTCHINSON, 1957).

Assim, Hutchinson, fornece um conceito operacional de nicho fundamental, mas é necessário fazer a distinção conceitual com os nichos de Grinnell - ênfase em variáveis ambientais em larga escala, e de Elton - ênfase em fatores bióticos em escala local (SOBERON, 2007).

A interpretação de nicho fundamental como um conjunto de habitats descrito por n-variáveis ambientais permite estimar sua extensão geográfica e, assim, prever onde ocorrem as condições adequadas para a ocorrência da espécie, através da extrapolação das relações dos pontos de ocorrência de indivíduos com fatores

ambientais. Vários algoritmos vêm sendo desenvolvidos para modelar essas relações, mas para entender a relação dos modelos com os nichos é essencialmente importante avaliar todas as relações lógicas possíveis entre três principais grupos de fatores: i) condições abióticas (p.ex., altitude, inclinação do terreno, umidade da serrapilheira, pH da água, fertilidade do solo, abertura do dossel, pluviosidade) que implicam em limites fisiológicos para a persistência da espécie; ii) fatores biológicos que influenciam a sobrevivência de populações (podendo ser negativas, no caso de competição, predação e parasitismo, ou positivas, no caso de mutualismos); e iii) capacidade de dispersão, que reflete quais locais são acessíveis para indivíduos de uma espécie (importante para distinguir a distribuição atual da distribuição potencial).

Soberón e Peterson (2005) apresentaram um diagrama (Figura 1) para ilustrar a influência desses grupos de fatores e facilitar a discussão dos conceitos. Na Figura 1, **G** representa o espaço geográfico, **B** a região onde as variáveis bióticas que afetam o uso de recursos e as interações biológicas permitem o crescimento das populações (locais em que a espécie pode coexistir ou se sobressair contra competidores), **A** a região em que os fatores abióticos permitem a existência da espécie (equivalente à expressão geográfica do nicho fundamental) e **M** representa as regiões que são acessíveis considerando a capacidade de dispersão das espécies. As intersecções entre esses conjuntos de variáveis apresentam diferenças importantes para a interpretação dos modelos espaciais de nicho.

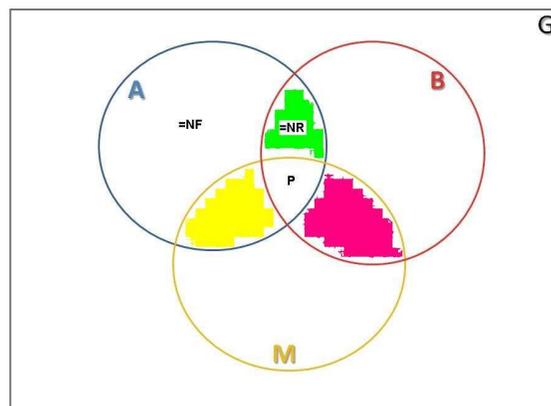


Figura 1 - A circunferência azul A representa a região geográfica com o conjunto de fatores abióticos apropriados para a espécie, e pode ser considerada como a expressão geográfica do nicho fundamental - NF. A circunferência B (vermelha) é a região de possíveis interações entre espécies, que podem ou não sobrepor-se a A.  $A \cap B$  representa a extensão geográfica do nicho realizado - RN da espécie. A circunferência M (marrom) representa as partes do mundo "acessíveis" para a espécie no sentido ecológico, (desconsiderando as restrições de dispersão e colonização).  $A \cap B \cap M = P$  é a região com o conjunto de fatores bióticos e abióticos favoráveis e acessíveis para a espécie, e é equivalente à distribuição geográfica potencial das espécies (SOBERÓN; PETERSON, 2005)

Naturalmente, compreender plenamente todas as condições em que uma espécie ocorre, é uma tarefa monumental (SUTTON et al., 2007), primariamente limitada pelo grande número de possibilidades que uma pesquisa desse tipo pode assumir. Contudo, a importância do clima na determinação da distribuição de plantas e animais é reconhecida a muito tempo (HUMBOLDT; BONPLAND, 1807; de CANDOLLE, 1855 apud GUIBAN, 2000). Clima e fatores ambientais tem sido muito utilizado para explicar os principais padrões de distribuição da vegetação ao redor do mundo (BOX, 1981; CAIN, 1944; ELLENBERG, 1988; GOOD, 1953; HOLDRIDGE, 1967; MCARTHUR, 1972; SALISBURY, 1926; STOTT, 1981; WALTER, 1985; WOODWARD, 1987) e a quantificação das relações entre as espécies e o ambiente representa o núcleo da modelagem de nicho. Estes modelos são geralmente baseadas em diferentes hipóteses quanto a maneira como os fatores ambientais influenciam a distribuição de espécies e comunidades (GUIBAN, 2000).

### **1.3 A modelagem de nicho ecológico**

O processo de modelagem de nicho ecológico (Figura 2) consiste na conversão de dados de ocorrência de espécies em mapas de distribuição geográfica indicando a provável presença ou ausência da espécie, através da aplicação de um algoritmo que tenta encontrar relações não aleatórias entre os dados de ocorrência das espécies com dados ecológico/ambientais pertinentes a espécie (temperatura, topografia, precipitação tipo de solo entre outros)

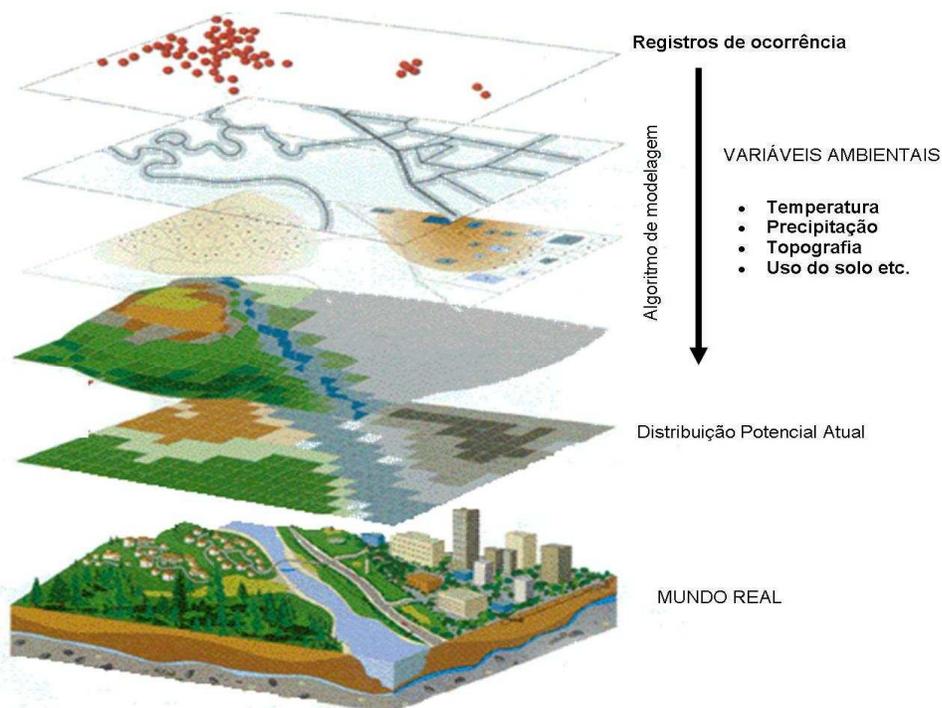


Figura 2 - Modelagem de nicho ecológico (adaptado de: <http://www.effinghamcounty.org/DepartmentsGP/GIS/GISHome/tabid/1550/Default.aspx>)

Diversos trabalhos enfatizam a importância de esclarecer o objeto da modelagem (ARAÚJO; GUIBAN, 2006; AUSTIN 2002a; AUSTIN et al., 2006; OKSANEN; MINCHIN, 2002; PHILLIPS et al., 2006; RUSHTON et al., 2004; SOBERON; PETERSON, 2005). Na prática, um modelo de nicho representa uma aproximação do nicho ecológico da espécie, nas dimensões das camadas ambientais utilizadas, ou seja, é utilizado um sub-espço de condições do nicho ecológico na realização da modelagem. Neste tipo de técnica, não entram fatores históricos, barreiras geográficas, competição, predação etc. Ou seja, os resultados da modelagem correspondem a uma previsão, baseada em dados do nicho realizado, que se aproxima do nicho fundamental da espécie e a área projetada representa a distribuição potencial da espécie baseada nas camadas ambientais utilizadas na modelagem.

Os modelos podem contribuir de forma efetiva nos trabalhos de conservação sobretudo nos casos em que exista algum tipo de ameaça. No entanto, as espécies raras e/ou ameaçadas, que carecem de maior cuidado por parte dos manejadores, freqüentemente apresentam um número limitado de registros de ocorrência, o que

dificulta a elaboração de modelos que predigam de forma eficiente sua área de ocorrência (HERNANDES et al., 2006). Esse paradoxo representa um desafio aos modeladores, que faz com que esta área do conhecimento tenha experimentado um impressionante avanço nos últimos anos (ARAUJO; GUIBAN, 2006; GUIBAN; ZIMMERMANN, 2000; HERNANDES et al., 2006; HIRZEL et al., 2002; HIRZEL; GUIBAN, 2002; MANEL et al., 2001; PEARSON et al., 2006; PETERSON et al., 2008; PHILLIPS, 2006; PULLIAN, 2000; SOBER; PETERSON, 2004; RODRIGUEZ et al., 2007).

Alem disso, existem atualmente grandes bancos de dados de ocorrências, além de vários softwares de modelagem disponíveis gratuitamente na internet, o que reforça a necessidade da realização de trabalhos metodológicos que comparem a performance preditiva das técnicas utilizadas, e elucidem a forma como as características de cada espécie afetam o procedimento de modelagem (VALVERDE et al., 2008).

#### **1.4 Dados usados em modelagem**

Para realizar modelagem de distribuição potencial de espécies são necessários dois tipos de dados: (I) Dados bióticos: coordenadas dos registros de ocorrência das espécies; e (II) Dados abióticos: mapas temáticos que resumem a informação ambiental da área de estudo.

#### **1.5 Dados bióticos:**

Existem dois tipos de dados bióticos usados em Modelagem de Nicho Ecológico, registros de presença (coordenadas onde a espécie foi capturada ou avistada), e os registros de ausência. Esses dados são utilizados para alimentar, calibrar e avaliar os modelos.

Os registros de presença podem ser coletados a partir de espécimes de museus ou herbários, ou de observações de campo e existem atualmente grandes coleções científicas cujos dados estão armazenados, e parte deles disponível através da Internet - SpeciesLink, NYBG, MOBOT.

Já os registros de ausência (ou registro zero), são locais onde os pesquisadores procuraram por indivíduos da espécie, e não a encontraram (ENGLER et al., 2004). Dados de ausência são mais difíceis de obter acuradamente, pois a ausência de uma espécie pode ser registrada de forma equivocada, caso a espécie não seja percebida, devido a sua baixa detectabilidade, ou se, por razões históricas, a espécie está ausente, embora o habitat seja adequado; (PHILLIPS et al., 2006). É um tipo de dado é particularmente precioso, porém bastante raro, configurando um dos primeiros problemas enfrentados pela modelagem de distribuição de espécies (RUSHTON et al., 2004).

No presente estudo, é avaliado o procedimento de modelagem para espécies de aves, e, por cautela, não foram coletados dados de ausência, devido à alta mobilidade e dificuldade de detecção de algumas espécies. Alguns autores vêm contornando o problema da falta de dados de ausência utilizando dados de pseudo-ausência simulados para a modelagem (ENGLER et al., 2004).

O tipo de registro, limita primariamente o modelo a ser usado no processo de modelagem (ELITH et al., 2006) , se existirem dados de presença e de ausência, é possível utilizar métodos estatísticos para modelar a distribuição (ELITH; BURGMAN, 2002; GUISAN; ZIMMERMANN, 2000; SCOTT et al., 2002) nesta categoria estão o Modelo Linear Generalizado - MLG (AUSTIN et al., 1994) e o Modelo Linear Aditivo - MLA (YEE; MITCHELL, 1991). Caso os dados bióticos forem compostos somente por registros de presença, outra categoria de modelos tem que ser utilizada. Nesta categoria está o DOMAIN (CARPENTER et al., 1993), o BIOCLIM (BUSBY, 1986; NIX, 1986) e os algoritmos baseados em Distância Ambiental (Environmental Distance) disponíveis no *openModeller*.

A categoria de algoritmos que usam dados de pseudo-ausência para gerar os modelos são chamados híbridos ou intermediários. Pseudo-ausência também conhecidos como “background pixels”, são pontos escolhidos aleatoriamente na área de estudo (FERRIER et al., 2002) e usados como ausências durante o processo de modelagem. O GARP (STOCKWELL; PETERSON, 1999) e o Maxent (PHILLIPS et al., 2004) são exemplos desse tipo de algoritmo.

A qualidade dos dados bióticos está diretamente relacionados a estratégia de

coleta dos dados, que merecem particular atenção para evitar problemas de amostragem (STOCKWELL; PETERSON, 2002), como tendências ou vícios de coleta - provocados por facilidade de acesso por exemplo (AUSTIN, 2002; REDDY; DÁVALOS, 2003), ou imprecisões das referências geográficas - provocadas por falta de habilidade do operador ou defeito dos equipamentos, (CHAPMAN et al., 2005). No caso do uso de registros de espécimes de museus e herbários, é necessário observar se há discrepância temporal entre os dados de coleções, esses problemas são particularmente importantes quando se trabalha com dados oriundos de diferentes fontes.

### **1.6 Dados abióticos**

Os dados abióticos tradicionalmente usados em modelagem são camadas climáticas (temperatura, precipitação), topográficas (altitude, declividade) e de uso e ocupação de solo (GUISAN et al., 1999; HIRZEL et al., 2002; ZANIEWSKI et al., 2002). Produtos dos satélites ambientais NOAA e Modis que geram dados de índices de vegetação do tipo “Normalized Difference Vegetation Index”- NDVI e “Enhanced Vegetation Index”- EVI (DEH, 2004; EGBERT et al., 2000; STRAHLER et al., 1999; UMD, 2001; VERHOEF et al., 1996), também têm sido empregados.

A preparação dos dados ambientais para o processo de modelagem exige bastante atenção por parte do modelador, pois erros durante o tratamento das camadas dificilmente são visíveis a usuários comuns. A escala dos mapas deve ser compatível com as necessidades da questão que está sendo analisada, e deve-se ter o cuidado de usar dados relevantes e em número suficiente para garantir a geração de modelos que reflitam, de fato, uma porção do nicho fundamental da espécie estudada.

Outro inconveniente dos dados abióticos é o tamanho dos arquivos. Os dados ambientais estão sendo gerados em resoluções cada vez maiores, o que os torna bastante grandes e pesados dificultando a manipulação e os armazenados pelo usuário comum.

### **1.7 Tipos de Modelos de Distribuição de Espécies - MDEs**

Elith et al. (2006) classificam os modelos em dois grandes grupos baseados nos tipos de dados que alimentam os modelos. No primeiro grupo estão os modelos que utilizam apenas registros de presença. No segundo grupo estão os modelos que empregam dados de presença e ausência, de modo a limitar as áreas de ocorrência, diminuindo erros de falsos positivos, esse grupo pode ser dividido em dois subgrupos, modelos que utilizam dados de apenas uma espécie e os modelos que descrevem a presença da espécie alvo através de dados de presença de outras espécies, isto é, da comunidade.

Uma terceira categoria de modelos é aquela que usa dados de pseudo-ausência na geração dos MDEs, como descrito anteriormente.

A Tabela 1 apresenta os diversos algoritmos e *softwares* disponíveis e ilustra o grande número de métodos de modelagem disponíveis. O texto segue descrevendo genericamente 3 dos algoritmos mais utilizados em trabalhos da literatura e que foram utilizados neste estudo. Informações mais detalhadas sobre os outros métodos podem ser acessados em diversos estudos da literatura que discutem essas metodologias (ANDERSON et al. 2003; AUSTIN et al. 2006; ELITH et al. 2006; HIRZEL et al. 2002; LOBO et al. 2008; MANEL et al. 2001; PETERSON et al. 2008; PHILLIPS et al. 2006; SEGURADO 2005, et al.).

Tabela 1 – Métodos de modelagem disponíveis para implementação

MÉTODO	modelo / software	Tipo de dados	Referencia / URL
“Gower Metric”	DOMAIN	presença	CARPENTER et al. 1993; <a href="http://www.cifor.cgiar.org/docs/_ref/research_tools/domain/">http://www.cifor.cgiar.org/docs/_ref/research_tools/domain/</a> <a href="http://diva-gis.org">http://diva-gis.org</a>
“Ecological Niche Factor Analysis” - ENFA	BIOMAPPER	presença e pseudo-ausência	HIRZEL et al., 2002; <a href="http://www2.unil.ch/biomapper/">http://www2.unil.ch/biomapper/</a>
“Maximum Entropy”	MAXENT	presença e pseudo-ausência	PHILLIPS et al., 2006; <a href="http://www.cs.princeton.edu/~sc_hapire/maxent/">http://www.cs.princeton.edu/~sc_hapire/maxent/</a>
“Genetic algorithm”- GA	GARP3	pseudo-ausência*	STOCKWELL; PETERS, 1999; <a href="http://www.lifemapper.org/desktopgarp/">http://www.lifemapper.org/desktopgarp/</a>
“Artificial Neural Network”- ANN	SPECIES	presença e ausência (pseudo-ausência)	PEARSON et al. 2002.
“Regression: generalized linear model - GLM, generalized additive model - GAM, boosted regression trees - BRT, multivariate adaptive regression splines – MARS”	Implemented in R5	presença e ausência (pseudo-ausência)	LEHMAN et al., 2002; ELITH et al., 2006; LEATHWICK et al., 2006; ELITH et al., 2007.
“Multiple methods”	BIOMOD	presença e ausência (pseudo-ausência)	THUILLER, 2003.
“Multiple methods”	OpenModeller	depende do método	<a href="http://openmodeller.sourceforge.net/">http://openmodeller.sourceforge.net/</a>

Fonte: ELITH et al. (2006) adaptada

“Environmental Distance” – algoritmo genérico, implementado no OM, que usa somente dados de presença e é baseado em dissimilaridade ambiental, com quatro diferentes métricas para cálculo de distancia: Euclidiana, Mahalanobis, Chebyshev e Manhattan. Esse algoritmo normaliza os valores das variáveis ambientais e calcula a distancia entre as condições ambientais para cada ponto de ocorrência e a seguir, seleciona a menor distancia (distancia mínima). Ou calcula o ponto médio no espaço ambiental

considerando dois ou mais pontos de presença fornecidos e calcula a distancia entre o ponto médio e cada ponto no espaço ambiental (média da distancia). Para ambos os casos, se o valor de distancia calculado estiver entre o valor zero e o valor do parâmetro fornecido (valor máximo de distancia que será utilizado), então a probabilidade de ocorrência estará entre [0,1], no caso da média da distancia, com decaimento linear. Se o valor for superior ao valor do parâmetro, então a probabilidade será zero. (Muñoz et al. 2009).

Máxima entropia (Maxent) – é um algoritmo que utiliza somente dados de presença. De acordo com Phillips et al. (2006) a máxima entropia (Maxent) é um método para realizar previsões ou inferências a partir de informações incompletas. É aplicado em diversas áreas como astronomia, reconstrução de imagens, física estatística e processamento de sinal. O Maxent estima a probabilidade de ocorrência da espécie calculando a distribuição de probabilidade da máxima entropia, submetida a um conjunto de restrições que representam a informação incompleta sobre a distribuição do alvo.

O princípio da máxima entropia é elaborar uma aproximação onde sejam respeitadas todas as restrições conhecidas acerca da distribuição da espécie. Esse princípio pode ser expresso da seguinte forma: denota-se uma distribuição desconhecida por  $\pi$ , sobre um conjunto finito  $X$  (que representa o conjunto de pixels da área de estudo). Os elementos de  $X$  são tomados como pontos  $x$ . Assim a distribuição  $\pi$  define uma distribuição de probabilidade não negativa  $\pi(x)$  para cada  $x$ , onde

$$\sum_{k=1}^n \pi(x) = 1, \text{ sendo } n \text{ o número de elementos em } X.$$

Para modelagem é necessário uma aproximação para  $\pi$  que é denotada como  $\hat{\pi}$

Desse modo a entropia de  $\hat{\pi}$  é dada pela equação:

$$H(\hat{\pi}) = - \sum_{x \in X} \hat{\pi}(x) \ln \hat{\pi}$$

A informação disponível sobre a distribuição da espécie constitui um conjunto de valores tomados como verdades de campo, chamados “feições”, e suas restrições são

os valores esperados de cada feição que devem corresponder com as médias empíricas (valor médio para um conjunto de pontos tomados da distribuição do alvo).

GARP – é um modelo que define o nicho fundamental através de um conjunto de regras que são selecionadas através de um algoritmo genético. O GARP opera sobre o conjunto de regras, realizando uma “seleção natural”, excluindo regras menos eficientes e criando novos conjuntos de regras a partir de “indivíduos” sobreviventes (STOCKWELL; PETERS, 1999). As regras são baseadas nos valores das camadas ambientais correspondentes aos registros de ocorrências das espécies. Durante a execução do algoritmo as regras são modificadas aleatoriamente através de operadores heurísticos de recombinação e mutação. Novas regras são geradas a partir da recombinação e da mutação e apresentando diferentes valores de adaptação. Estes valores podem ser melhores ou piores que os valores originais. Quando um número pré-determinado de interações é atingido, o algoritmo é encerrado.

A essência do sistema é a capacidade de filtrar e lidar com diversos tipos de erros (STOCKWELL; PETERS, 1999). O GARP é capaz de atingir 90% de acerto sobre um conjunto de 10 amostras (STOCKWELL; PETERSON, 2002). Com 100 amostras o desempenho chega a superar o MLG, tido como mais robusto (STOCKWELL et al., 2005). Há uma versão disponível com interface gráfica, o “Desktop - Genetic Algorithm for Rule Set Production” - DK-GARP e uma versão para o OpenModeller, o “OpenModeller - Genetic Algorithm for Rule Set Production” - OM-GARP.

O GARP possui uma série de parâmetros que devem ser estabelecidos antes de rodar o modelo. Estes parâmetros são importantes porque regem as regras do algoritmo genético. Segue uma rápida descrição segundo Stockwell (2006).

- O limite de convergência (“convergence limit”) estabelece a condição para cessarem as interações dentro do algoritmo genético. Seus valores estão geralmente entre 0,01 e 0,1 e caso seja zerado, o algoritmo só vai parar quando o número de interações estabelecidas atingir o seu máximo;
- Número máximo de gerações (“max generations”) é o número máximo de interações e estabelece outra condição para a parada do algoritmo. Este

parâmetro faz o algoritmo parar mesmo se o limite de convergência ainda não for atingido. Um número maior de interações produz resultados mais estáveis;

- Proporção de treinamento (“training proportion”) é a quantidade do total de amostras que será utilizada para treino e para teste;
- O número de modelos (“total runs”) gerados é utilizado para compor o conjunto *Best Subsets*;
- Máximo número de processos (“maximum number of threads”) é o número máximo de processos executados simultaneamente;
- Limite de omissão “hard” (“hard omission threshold”) é o número de modelos abaixo no limite de omissão que serão considerados no resultado;
- Tamanho da população (“population size”) – é o número máximo de regras mantidas na solução;
- Tamanho da amostra de comissão (“commission sample size”) é o número de amostras utilizadas para calcular os erros de comissão;
- O limite de comissão (“commission threshold”) é outro critério para a seleção dos melhores modelos onde, neste caso, os melhores estão próximos à mediana.

### **1.8 Acesso a performance preditiva dos modelos**

A avaliação da acurácia dos modelos é denominada validação, e é um passo vital do desenvolvimento do modelo. A aplicação do modelo terá pouco valor se não for capaz de fazer previsões precisas. A validação determina a aplicabilidade dos modelos para uma situação específica e permite estabelecer comparações entre diferentes métodos de modelagem (PEACE; FERRIER, 2000). Apesar de existir várias formas de se acessar a performance preditiva dos modelos, não há um consenso nem inclinação por nenhuma delas para que venha a ser usada de forma universal e definitiva. Contudo, sabe-se que a escolha da estratégia de validação deve se adequar aos objetivos da modelagem, aos tipos de dados disponíveis e ao método de modelagem utilizado (PEARSON, 2007).

O método de avaliação mais comum em quase todos os modelos de distribuição de espécies é através da matriz de confusão dos acertos e erros associados à previsão

dos modelos. Na Tabela 2, os itens “a” e “d” são os verdadeiros positivos e verdadeiros negativos respectivamente, ou seja, a presença e ausência previstas corretamente. Os possíveis erros dos modelos são os falsos positivos e falsos negativos, itens “b” e “c” respectivamente.

Tabela 2 - Matriz de confusão

	Observado	
	+	-
Predito	A (verdadeiro positivo)	b (falso positivo)
	C (verdadeiro negativo)	d (falso negativo)

Fonte: Peterson (2007) adaptada

Analisar a matriz de confusão é útil na investigação dos erros de superestimativa, e super-ajuste ou omissão do modelo. Erros de sobreprevisão ou superestimativa não são considerados verdadeiras falhas de modelos. A região de ocorrência prevista pode ser adequada para a ocorrência da espécie, mas por motivos históricos ou ecológicos a espécie está ausente. O maior equívoco ocorre nos erros de omissão onde o modelo falha em prever a ocorrência da espécie. Um super-ajuste também prejudica a utilidade do modelo, visto que muitos trabalhos visam projetar modelos para outras áreas ou condições climáticas.

Com os valores dos diferentes tipos de erros é possível obter uma série de medidas (Tabela 3) para a avaliação de desempenho de MDEs (FIELDING; BELL, 1997). Os cálculos da Tabela 3 consideram os itens da Tabela 2 como valores absolutos e não proporcionais.

Tabela 3 - Medidas de classificação da acurácia dos MDEs derivadas da matriz de confusão

Medida	Cálculo
Prevalência	$(a + c) / N$
poder de diagnostico global	$(b + d) / N$
Taxa de classificação correta	$(a + d) / N$
Sensibilidade	$a / (a + c)$
Especificidade	$d / (b + d)$
Taxa de falso positivo (sobre-previsão)	$b / (b + d)$
Taxa de falso negativo (omissão)	$c / (a + c)$
Poder preditivo positivo (PPP)	$a / (a + b)$
Poder preditivo negativo (PPN)	$d / (c + d)$
Kappa	$\frac{(a + d) - \frac{((a + c)(a + b) + (b + d)(c + d))}{N}}{N - \frac{((a + c)(a + b) + (b + d)(c + d))}{N}}$

Fonte: Fielding e Bell (1997) adaptada

Entre estas métricas, a prevalência, a sensibilidade e a especificidade são as mais usadas. Prevalência é o total (%) da área de estudo em que a espécie realmente ocorre. Sensibilidade é uma medida que descreve a probabilidade de um “pixel” x ser corretamente classificado como ocorrência. Especificidade é a probabilidade de um “pixel” ser corretamente classificado como ausência (FIELDING; BELL, 1997; GUIBAN; ZIMMERMANN, 2000; SEGURADO; ARAÚJO, 2004).

O índice Kappa, obtido a partir da matriz de confusão. Também é considerado uma boa medida de desempenho de modelos de distribuição de espécies porque faz uso de todas as informações contidas na matriz de confusão (FIELDING ; BELL, 1997). O índice Kappa varia de 0 a 1 e pode ser classificado de acordo com a Tabela 4.

Tabela 4 – Qualidade índice Kappa

<b>Índice Kappa</b>	<b>Qualidade</b>
0,01 a 0,20	Ruim
0,21 a 0,40	Razoável
0,41 a 0,60	Boa
0,61 a 0,80	Muito Boa
0,81 a 1,00	Excelente

Fonte: Landis e Koch (1977) adaptada

Pontius Jr. (2000) alerta para o fato de que o índice kappa pode conduzir a conclusões equivocadas, pois a tabela de contingência trabalha com proporções, não considerando a localização dos rótulos atribuídos.

A fim de garantir medidas apropriadas para avaliação de desempenho, Pontius e Schneider (2001) recomendam o uso do gráfico “Receiver Operating Characteristic” - ROCplot. O chamado ROC-plot é uma opção de avaliação dos modelos, onde é representado num gráfico, a sensibilidade pela especificidade. O ROC-plot é uma medida independente da prevalência (MANEL et al., 2001) e correlacionada com o Kappa (ANDERSON et al., 2003) onde a área sob a curva (“Area Under the Curve” – AUC) é a medida de desempenho. Quanto mais próximo de um for a área, melhor o desempenho (PHILLIPS et al., 2005; RUSHTON et al., 2004). Este método é bastante utilizado porque é uma medida global de desempenho independente de limites de corte (FIELDING; BELL, 1997), geralmente empregados na construção da matriz de confusão.

Guisan e Zimmermann (2000) propõem mais duas abordagens para a avaliação do modelo: “Jack-knife” (“leave-one-out”), ou seja calibrar o modelo e realizar a validação cruzada, ou “bootstrap”; que consiste na utilização de dois conjuntos independentes de dados, um para calibrar e outro para validar.

O emprego da validação cruzada, do “Jack-knife” ou “bootstrap” é particularmente interessante nos casos em que o conjunto de dados é demasiado pequeno, para ser separado em subconjuntos de calibração e validação (FIELDING; BELL, 1997). O método “bootstrap” é uma técnica de re-amostragem que permite investigar a tendência de uma estimativa através da realização de múltiplas re-amostragens (com reposição)

dentro do conjunto de dados de calibração, que então o remove para obter uma estimativa não tendenciosa (GUISAN; ZIMMERMANN, 2000).

A diversidade de métodos disponíveis para modelagem de nicho ecológico tem provocado uma extensa discussão na literatura sobre as vantagens e limitações de cada um deles (ARAÚJO; GUISAN, 2006; AUSTIN 2002a; AUSTIN et al. 2006; OKSANEN; MINCHIN, 2002; PHILLIPS et al., 2006; RUSHTON et al., 2004; SOBERON; PETERSON, 2005). Segurado e Araújo (2004) discutem que dificilmente será encontrado o “melhor” modelo, pois cada método possui pontos fracos e fortes. A escolha do método apropriado depende dos dados, das premissas e dos objetivos de cada trabalho.

### **1.9 Aplicação da Modelagem de nicho ecológico nos trabalhos com avifauna**

Diversos trabalhos recentes, indicam que deve haver mudanças significativas no conhecimento dos padrões de diversidade e endemismos a medida que estudos forem sendo conduzidos no sentido de coletar dados de distribuição e sintetizar os já existentes (BROWN; BROWN, 1993; HEYER, 1988). Além disso, a identificação e o mapeamento de habitats potenciais são úteis em planos de reintrodução de espécies ameaçadas de extinção em áreas onde não ocorrem mais, MDEs também são úteis ao planejamento da amostragem de fauna de vida livre (MATTOS et al., 2005), na indicação de áreas onde direcionar esforços, e recursos das buscas das espécies em campo. Finalmente a Modelagem de Nicho Fundamental, é uma ferramenta útil na indicação de áreas prioritárias para a conservação assim como áreas susceptíveis a ocupação por espécies invasoras. A seguir são citados alguns trabalhos onde foram aplicadas as ferramentas de modelagem para acessar a distribuição potencial de espécies de aves com diferentes objetivos.

Mattos (2005) desenvolveu um modelo de nicho ecológico usando GARP para prever a provável área de ocorrência da ararinha azul (*Cyanopsitta Spixii*). A espécie, declarada extinta na natureza desde 2000, conserva um pequeno plantel em cativeiro composto de 54 indivíduos (BARROS, 2001 apud MATTOS, 2005). A criação de um programa de reprodução em cativeiro é a única opção existente para evitar a extinção

da espécie. Os indivíduos nascidos em cativeiro poderão, eventualmente, ser introduzidos na natureza e a seleção das regiões mais propícias para essa atividade corresponde a uma importante etapa do processo. Mattos 2005 usou o algoritmo GARP, anteriormente utilizado por outros autores (ANDERSON; LEW; PETERSON, 2003; ANDERSON; PETERSON; GOMÉZ-LAVERDE, 2002; PETERSON et al., 2001; PETERSON; VIEGLAIS, 2001 apud MATTOS, 2005) principalmente para modelos em escala regional ou global, e observou performance satisfatória do algoritmo na geração de um modelo em escala local, que resultou em uma distribuição bastante precisa, especialmente em comparação aos relatos históricos da distribuição de *C. spixii*.

Rojas-Soto et al. (2003) encontraram correspondência biogeográfica e ecológica para a distribuição de 113 espécies de aves da Península Bajas California – México, através da comparação de modelos gerados a partir de dados da literatura e de coleções científica. O estudo aponta para o bom desempenho do algoritmo GARP e indicam a ferramenta como sendo potencialmente útil na aplicação em estudos sobre biogeografia dos animais da península, sobretudo aqueles usando dados oriundos de coleções científicas.

Leite (2006) modelou a distribuição potencial de aves endêmicas do cerrado usando MLG, verificando que essas espécies não respondem a um gradiente latitudinal, apresentando um padrão “mid-domain effect” de modo a concentrar a maior riqueza de espécies no centro do Bioma, o mesmo autor identificou o funcionamento da Mata de Galeria como fator de segregação populacional para duas espécies de aves dependentes de floresta (*Antilophia galeata* e *Herpsilochimus longirostris*) salientando a importância da incorporação dessas matas em estudos para elucidar os padrões biogeográficos, ecologia e de conservação das mesmas.

Marini et al. (2009), utilizando vários métodos de modelagem, compararam o padrão de distribuição atual de 26 espécies de aves amplamente distribuídas pelo cerrado com o padrão previsto as sob cenários climáticos simulados a partir de projeções feitas usando dados do “Special Report Emissions Scenarios” - SRES do “Intergovernmental Panel on Climate Change” - IPCC. Os autores alertam para possível “migração” dessas espécies para a região sudeste do Brasil e indicam a necessidade da criação e ampliação de áreas de preservação do bioma para diminuir

os riscos de extinção das espécies de aves do cerrado, visto que a região sudeste (mais ocupada do país) dificilmente terá condições de abrigar essas espécies.

O presente estudo, avalia o potencial da aplicação da Modelagem de Nicho Ecológico em escala local, para as espécies de aves do Parque Estadual da Serra do Mar. O trabalho insere-se nas preocupações de conservação da Mata Atlântica através da geração de conhecimento sobre a aplicabilidade de uma ferramenta relativamente recente e promissora para auxiliar nos planos de conservação de um bioma bastante ameaçado. Ressaltam-se a relevância das informações geradas por esses modelos, a partir da integração de informações do sensoriamento remoto, e dados bióticos acessíveis a um nível baixíssimo de perturbação.

## Referências

ANDERSON, R.P.; LEW, D.; PETERSON, A.T. Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 162, n. 3, p. 211-232, Apr. 2003.

ARAÚJO, M.B.; GUIBAN, A. Five (or so) challenges for species distribution modelling. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 33, n.10, p. 1677-1688, Oct. 2006.

AUSTIN, M.P. Spatial prediction of species distributions: an interface between ecological theory and statistical modelling. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 157, n. 2, p. 101-118, Nov. 2002.

AUSTIN, M.P.; NICHOLLS, A.O.; DOHERTY, M.D.; MEYERS, J.A. Determining species response functions to an environmental gradient by means of a beta-function. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 5, p. 215-228, 1994.

AUSTIN, M.P.; BELBIN, L.; MEYERS, J.A.; DOHERTY, M.D.; LUOTO, M. Evaluation of statistical models used for predicting plant species distributions: role of artificial data and theory. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 199, n. 2, p. 197-216, Nov. 2006.

BROWN, A.K.; BROWN, J.H. Incomplete data sets in community ecology and biogeography: a cautionary tale. **Ecological Applications**, Tempe, v. 3, p. 736-742, 1993.

CARPENTER, G.; GILLISON, A.N.; WINTER, J. DOMAIN: a flexible modelling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 2, p. 667-680, 1993.

CHAPMAN, A.D.; MUÑOZ, M.E.S.; KOCH, I. Environmental information: placing biodiversity phenomena in a ecological and environmental context. **Biodiversity Informatics**, Lawrence, v. 2, p. 24-41, 2005.

COLLAR, N.J.; GONZAGA, L.A.P.; JONES, P.J.; SCOTT, D.A. Avifauna da Mata Atlântica. In: SEMINÁRIO DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E IMPACTO AMBIENTAL EM ÁREAS DE TRÓPICO ÚMIDO, A EXPERIÊNCIA DA CVRD, SEMA/IWRB/CVRD, 1987, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: 1987. p. 73 - 84.

COSTA, S.F. **Ecologia reprodutiva de *Hydromedusa maximiliani* (Testudines, Chelidae) no Parque Estadual Carlos Botelho**. 2009. 115 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

CRACRAFT J. Historical, biogeography and patterns of differentiation within the South American avifauna: areas of endemism. In: BUCKLEY, P.A.; FOSTER, M.S.; MORTON, E.S.; RIDGELY, R.S.; FG, B. (Ed.). **Ornithological monographs**. Washington: Neotropical Ornithology, 1985. p. 49-84.

ELITH, J.; GRAHAM, C.H.; NCEAS Modelling Group. Novel methods improve prediction of species? Distributions from occurrence data. **Ecography**, Copenhagen, v.29, n. 2, p. 129-151, Apr. 2006.

ELTON, C. **Animal ecology**. London: Sedgwick and Jackson, 1927.

ENGLER, R.; GUISAN, A.; RECHSTEINER, L. An improved approach for predicting the distribution of rare and endangered species from occurrence and pseudo-absence data. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 41, n. 2, p. 263-274, Apr. 2004.

EFFINGHAM COUNTY ORGANIZATION. Disponível em:  
<<http://www.effinghamcounty.org/DepartmentsGP/GIS/GISHome/tabid/1550/Default.aspx>> . Acesso em: 02 fev. 2010.

FIELDING, A. H.; BELL, J. F. A review of methods for the assessment of prediction error in conservation presence/absence models. **Environmental Conservation**, Manchester, v. 24, n.1, p. 38-49, Mar. 1997.

GRINNELL, J. Field tests of theories concerning distributional control. **American Naturalist**, Chicago, v. 51, p. 115-128, 1917.

GUISAN, A.; THUILLER, W. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. **Ecology Letters**, Oxford, v. 8, n. 9, p. 993-1009, Sept. 2005.

GUISAN, A.; ZIMMERMANN, N.E. Predictive habitat distribution models in ecology. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 135, p. 147-186, 2000.

GUISAN, A.; WEISS, S.B.; WEISS, A.D. GLM versus CCA spatial modelling of plants species distributions. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 143, n. 1, p. 107-122, July 1999.

HEYER, W. R. On frog distribution patterns east of the Andes. In: VANZOLINI, P.E.; HEYER, W.R. (Ed.). **Proceedings of a Workshop on Neotropical Distribution Patterns**. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 1988. p. 245-274.

HIRZEL, A.; GUIAN, A. Which is the optimal sampling strategy for habitat suitability modelling. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 157, n. 3, p. 331-341, Nov. 2002.

HIRZEL, A. H.; HAUSSER, J.; CHESSEL, D.; PERRIN, N. Ecological-niche factor analysis: how to compute habitat suitability maps without absence data? **Ecology**, Durham, v. 83, n. 7, p. 2027-2036, July 2002.

HUTCHINSON, G E. Concluding Remarks. **Cold Spring Harbour Symposium on Quantitative Biology**, New York, v. 22, p. 415-427, 1957.

LANDIS, J.R.; KOCH, G.G. The measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics**, Washington, v. 33, n. 1, p. 159-174, Mar. 1977.

LOBO, J. M.; VALVERDE, A.J.; REAL, R. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. **Global Ecology and Biogeography**. Oxford. V. 17, p.145-151. 2008.

MANTOVANI, J. E. Estudo e monitoramento de animais através do sensoriamento remoto e do geoprocessamento. In: SIMPÓSIO DE GEOTECNOLOGIAS NO PANTANAL, 1., 2006, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: EMBRAPA Informática Agropecuária; INPE, 2006. 1 CD-ROM.

McARTHUR, R.H. **Geographical ecology: patterns in the distribution of species**. New York: Harper and Row, 1972.

MANEL, S.; WILLIAMS, H.C.; ORMEROD, S.J. Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 38, n. 5, p. 921-931, Oct. 2001.

MATTOS, J.C.F.; CARVALHO JR, O. A.; GUIMARÃES, R.F.; MACHADO, R.B.; BARROS, Y.M.; GOMES, R.A.T. Emprego da imagem Landsat 7- ETM+ e parâmetros morfométricos para determinação da distribuição geográfica de (*Cyanopsitta Spixii*) utilizando modelagem de nichos ecológicos. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., 2005, Goiânia. **Anais...** Goiânia: INPE, 2005. p. 2701-2707.

MARINI, M.A.; BARBET-MASSIN, M.; LOPES, L.E.; JIGUET, FE Predicted climate-driven bird distribution changes and forecasted conservation conflicts in a Neotropical Savanna. **Conservation Biology**, Boston, Feb. 2009.

MITTERMEIER, R.A.; FONSECA, G.A.B.; RYLANDS, A.B.; COSTA, C.M.R.; MACHADO, R.B.; LEITE, Y.L.R. (Ed). **Livro vermelho dos mamíferos brasileiros ameaçados de extinção**. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 1994.

MUÑOZ, M.E.S., GIOVANNI, R., SIQUEIRA, M.F., SUTTON, T., BREWER, P., PEREIRA, R.S., CANHOS, D.A.L. & CANHOS, V.P. (2009) "openModeller: a generic approach to species' potential distribution modelling". *GeoInformatica*.

OKSANEN, J.; MINCHIN, P. R. Continuum theory revisited: what shapes are species responses along ecological gradients? **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 157, n. 2, p. 119-129, Nov. 2002.

PAIVA, M.P. **Conservação da fauna brasileira**. Rio de Janeiro: Interciência, 1999. 260 p.

PEARSON, R.G. **Species' distribution modelling for conservation educators and practitioners**. American Museum of Natural History, 2007. 50 p. Disponível em: <<http://ncep.amnh.org>>. Acesso em: 01 fev. 2009.

PEARSON, R.G.; THUILLER, W.; ARAÚJO, M.B.; MARTINEZ-MEYER, E.; BROTONS, L.; MCCLEAN, C.J.; MILES, L.; SEGURADO, P.; DAWSON, T.P.; LEES, D.C. Model-based uncertainty in species range prediction. **Journal of Biogeography**, London, v. 33, n. 10, p. 1704-1711, Oct. 2006.

PETERSON, A.T. Predicting species' geographic distributions based on ecological niche modelling. **Condor**, Los Angeles, v. 103, n. 3, p. 599–605, 2001.

PETERSON, A.T.; VIEGLAIS, D.A. Predicting species invasions using ecological niche modelling: new approaches from bioinformatics attack a pressing problem. **BioScience**, Amsterdam, v. 51, p. 363-371, 2001.

PETERSON, A.T.; PAPES, M.; SOBERÓN J. Rethinking receiver operating characteristic analysis applications in ecological niche modelling. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 213, p. 63–72, Jan. 2008.

PHILLIPS, S.J.; ANDERSON, R.P.; SCHAPIRE, R.E. Maximum entropy modelling of species geographic distributions. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 190, n. 3/4, p. 231-259, Jan. 2006.

PONTIUS Jr., G. Quantification error versus location error in comparison of categorical maps. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, Amsterdam, v. 66, n. 8, p. 1011-1016, Aug, 2000.

PONTIUS JR., G.; SCHNEIDER, L.C. Land-cover change model validation by an ROC method for the Ipswich watershed, Massachusetts, USA. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 85, n. 1, p. 239-248, June 2001.

PRIMACK, R.B. **Essentials of conservation biology**. Sunderland: Sinauer Associates, 1998. 660 p.

PRIMACK, R.B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: Ed. Planta, 2001. 328 p.

PULLIAM, R. On the relationship between niche and distribution. **Ecology Letters** , Oxford, v. 3, p. 349-361, 2000.

REDDY, S.; DÁVALOS, L.M. Geographical sampling bias and its implications for conservation priorities in Africa. **Journal of Biogeography**, London, v. 30, n. 11, p. 1719-1727, Nov. 2003.

RODRÍGUEZ, J.P.; BROTONS, L.; BUSTAMANTE, J.; SEOANE, J. The application of predictive modelling of species distribution to biodiversity conservation. **Diversity and Distributions**, Cambridge, p. 1-9, 2007.

SCOTT, J.M.; HEGLUND, P.J.; MORRISON, M.L.; HAUFLER, J.B.; RAPHAEL, M.G.; WALL, W.A.; SAMSON, F.B. (Ed.). **Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale**. Washington: Island Press, 2002.

SEGURADO, P.; ARAÚJO, M.B. An evaluation of methods for modelling species distributions. **Journal of Biogeography**, London, v. 31, n. 10, p. 1555-1568, Oct. 2004.

SOBERÓN, J. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. **Ecology Letters**, Oxford, v. 10, p. 1115-1123, 2007.

SOBERÓN, J.; PETERSON, T. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. **Biodiversity Informatics**, Lawrence, v. 2, p. 1-10, 2005.

STOCKWELL, D.; PETERS, D. The GARP modelling system: problems and solutions to automated spatial prediction. **International Journal of Geographical Information Science**, London, v. 13, p. 143-158, 1999.

STOCKWELL, D.R.B.; PETERSON, A.T. Effects of sample size on accuracy of species distribution models. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 148, p. 1-13, 2002.

RUSHTON, S. P.; ORMEROD, S. J.; KERBY, G. New paradigms for modelling species distributions? **Journal of Applied Ecology**, Amsterdam, v. 41, n. 2, p. 193-200, Apr. 2004.

TABARELLI, M.; PINTO, L.P.; SILVA, J.M.C.; HIROTA, M.M.; BEDÊ, L.C. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, v. 1, n. 1, p. 132-138, jul. 2005.

YEE, T. W.; MITCHELL, N. D. Generalized additive models in plant ecology. **Journal of Vegetation Science**, Amsterdam, v. 2, p. 587-602, 1991.

ZANIEWSKI, A. E.; LEHMANN, A.; OVERTON, J. M. Predicting species spatial distributions using presence-only data: a case study of native New Zealand ferns. **Ecological modelling**, Amsterdam, v. 157, n. 2, p. 261-280, Nov. 2002.



## **2 MODELAGEM DE NICHOS FUNDAMENTAL DE AVES DO PARQUE ESTADUAL DA SERRA DO MAR E NÚCLEO SÃO SEBASTIÃO – SP**

### **Resumo**

A Mata Atlântica, é considerada o ecossistema com o maior número de endemismos de aves da América do Sul, mas vários fatores ameaçam esta diversidade. A exploração de seus recursos, historicamente feita de forma predatória dos pontos de vista social, econômico e ecológico traz enormes problemas de preservação/conservação decorrentes, principalmente da fragmentação, caça e exploração de recursos deste ecossistema. Nos últimos anos, vários grandes projetos têm aumentado a compreensão das causas e conseqüências da perda e fragmentação da Mata Atlântica, no entanto estudos sobre os padrões de distribuição de nicho ecológico da avifauna deste bioma são, ainda, bastante incipientes. O uso de técnicas de modelagem de distribuição geográfica de espécies é particularmente indicado em situações nas quais é preciso tomar decisões mas ainda não existe disponível um conjunto grande de informações, desta forma, o presente estudo avalia o uso da modelagem preditiva de distribuição geográfica, através da análise da aplicação do algoritmo Maxent, como ferramenta para produção de mapas de distribuição potencial para 23 espécies de aves do Parque Estadual da Serra do Mar. Foram utilizados dados de obtidos em um levantamento sistemático realizado no Núcleo São Sebastião – um dos 8 núcleos que formam o PESH - e 8 variáveis ambientais disponíveis para modelagem em escala local da área. O parâmetro utilizado para analisar o desempenho e definir os melhores modelos preditivos foi o valor de AUC, os modelos ainda foram avaliados através da matriz de confusão, para determinação da taxa de omissão, através do Teste Binomial Duas proporções no BioEstat 5.0 e submetidos a avaliação quanto a área mínima estimada. A seguir foi realizada a avaliação ecológica dos modelos. O algoritmo se mostrou capaz de gerar modelos estatisticamente bons e ecologicamente coerentes para as aves nas áreas estudadas. São necessários cuidados específicos com relação a escolha das espécies a serem modeladas, assegurando que os camadas disponíveis representem premissas das necessidades ecológicas dessas espécies, estudos posteriores sobre a resposta do algoritmo a diferentes quantidades e padrões de distribuição dos pontos de ocorrência podem elucidar a aplicabilidade do algoritmo como ferramenta para auxiliar nos trabalhos de conservação.

Palavras-chave: Mata Atlântica; Avifauna; Modelagem de distribuição; Conservação

## Abstract

The Atlantic Forest is considered to be the ecosystem which has the greatest number of BIRD endemism in South America, but several factors threaten such diversity. Its resources exploitation, historically made in a predatory way from social, economical and ecological points of view, arises a large number of preservation/conservation problems especially because of the fragmentation, poaching and resources exploitation of this ecosystem. In the last few years various great projects have increased the understanding of the cause and consequences of loss and fragmentation of the Atlantic Forest, however studies of the ecological niche distribution pattern of the bird fauna in that bioma are still superficial. The usage of modelling techniques for geographical distribution of species is particularly pointed out in situations which a decision must be made but there isn't a large number of groups of information available. The present study focuses on the predictive modelling of geographical distribution maps creation for 23 bird species in PESH. Data from a systematic survey of the avifauna in Nucleo Sao Sebastiao was used as well as 8 environmental variables available for modelling the area in local scale. The parameter used to evaluate fulfillment and define the best models was the AUC value. They were also tried out through the confusion matrix to establish the omission rate and take the binomial test of 2 proportions. Besides the tests mentioned above they were also evaluated as for the estimated minimum area and ecological coherence. Maxent proved itself to be capable of generating maps that are statistically good and biologically reliable for the birds in studied areas. Specific care is necessary in relation to the species to be modeled so as to assure the feasible layers represent premises of the ecological needs for such species. Further studies on the algorithm responses to different quantities and distributions patterns of occurrence data may elucidate its applicability as a tool to help conservation work.

Keywords: Atlantic Forest; Avifauna; Distribution modelling; Conservation

## 2.1 Introdução

A Mata Atlântica brasileira é uma vasta e heterogênea região (1.481.946 km<sup>2</sup>, cerca de 17,4% do território brasileiro), que inclui uma grande variedade de fisionomias e composições florestais, distribuídos ao longo de aproximadamente 3300 km de costa atlântica brasileira, a partir de 3° S a 30° S, desde o nível do mar até 2700 m. Estas florestas estão distribuídas em diferentes condições climáticas e topográficas, abrangendo regiões de morros, as planícies costeiras com altos níveis de precipitação, bem como planaltos interiores com longos (> 5 meses), períodos de seca. A região de

Mata Atlântica inclui comunidades que vivem em diferentes condições sócio-econômicas, desde as grandes áreas urbanas de São Paulo e Rio de Janeiro até as regiões rurais. Pelo menos 70% da população brasileira (aproximadamente 120 milhões de pessoas) vive nesta região (METZGER, 2009).

A Mata Atlântica é reconhecida internacionalmente por seu grande número de espécies (1-8% do total das espécies do mundo) e elevado grau de endemismo (MYERS et al., 2000). Uma avaliação recente destaca o grande número de espécies endêmicas nos diversos grupos, como 8000 espécies de árvores (40% do total), 200 aves (16%), 71 mamíferos (27%), 94 répteis (31%), e 286 de anfíbios (60%), para citar apenas os grupos taxonômicos mais conhecidos (MITTERMEIER et al., 2005). Apesar desta riqueza biológica, a Mata Atlântica é provavelmente uma das florestas tropicais mais ameaçadas do mundo. Historicamente, o desmatamento tem sido intimamente relacionado a exploração econômica de diferentes mercadorias. Isto inclui a exploração do Pau-Brasil (*Caesalpinia echinata*) no século 16, a introdução da cana de açúcar no século 18, a expansão das pastagens na porção nordeste do país, que começou durante o primeiro século de colonização e continua até os dias atuais, as plantações de café desenvolvida nos séculos 19 e 20 e, mais recentemente, a expansão das áreas urbanas e plantações de eucalipto (DEAN, 1997). Ainda hoje, apesar das restrições legais severas sobre o desmatamento, a taxa de perda de floresta ainda é elevada, aproximando-se de 0,25%, ou 350 km<sup>2</sup> por ano (Fundação SOS Mata Atlântica e INPE, 2008). Como consequência dessa longa história de degradação, a Mata Atlântica está altamente fragmentada, e por isso seu grande número de suas espécies endêmicas são consideradas ameaçadas de extinção (METZGER, 2009).

Um estudo recente sobre a distribuição espacial dos remanescentes de Mata Atlântica revela que mais de 80% dos fragmentos são inferiores a 50ha, quase metade desses fragmentos tem menos de 100m entre as bordas, além disso a média de distância entre os fragmentos é grande (1440m) e somente 9% do remanescente total (aproximadamente 1% área original) estão em áreas de proteção integral. Por outro lado, as estimativas atuais apontam aumento de cobertura de Mata Atlântica, que passou dos 7-8% anteriores para um valor entre 11,4% e 16%. No entanto, é preciso salientar que esses novos percentuais se devem, em parte, a inclusão de florestas

secundárias e intermédias e fragmentos pequenos (<100 ha), que correspondem a cerca de 32-40% da área que resta (RIBEIRO, 2009).

Durante esta década, vários grandes projetos, tem aumentado a compreensão das causas e conseqüências da perda e fragmentação da Mata Atlântica (FONSECA et al. 2009; PARDINI et al., 2009, METZGER et al., 2009; UEHARA-PRADO et al., 2009), as perspectivas e projetos de restauração florestal estão se tornando mais bem sucedido como um resultado do aumento da perícia dos cientistas neste campo (RODRIGUES et al., 2009) A urgência da definição das ações de conservação, a fim de reduzir os efeitos negativos da perda e fragmentação da Mata Atlântica também enfatiza a necessidade de ter bons indicadores ecológicos ou atalhos para apoiar o processo de decisão. Um destes atalhos é a utilização de indicadores de espécies, conforme apresentado por Uehara-Prado et al. (2009).

Neste sentido, a avifauna representa um excelente indicador ecológico, tanto na avaliação da qualidade dos ecossistemas como no registro e monitoramento de alterações provocadas no ambiente (ANDRADE, 1993; SILVA 1997), entre as vantagens da utilização de aves como indicadores ambientais destacam-se a facilidade de serem observadas, serem bastante conhecidas e caracterizadas, com taxonomia e biologia geralmente bem definidas (MATARAZZO-NEUBERGER, 1994) e serem extremamente móveis, podendo responder de forma rápida às mudanças ambientais no tempo e no espaço (GAESE-BOHNING et al., 1994).

Este estudo lança mão da Modelagem de Nicho Ecológico, uma ferramenta que tem sido amplamente utilizada na construção de modelos ecológicos para prever a distribuição potencial das espécies, para contribuir com o avanço no conhecimento sobre o padrão de distribuição de 23 espécies de aves do Parque Estadual da Serra do Mar, a maior área protegida do estado de São Paulo, integralmente inserido no domínio da Mata Atlântica..

## **2.2 Material e métodos**

### **2.2.1 Seleção do modelo**

Neste estudo foi utilizado o algoritmo Maxent, implementado no Desktop Maxent, que caracteriza-se pela qualidade de realizar previsões sobre informações incompletas (PHILLIPS et al., 2006). A escolha do algoritmo seguiu as indicações de Elith et al. (2006), sobre a aplicabilidade do modelo para diferentes categorias de desempenho. Trata-se de um método pra realizar previsões ou inferências a partir de informações incompletas. É aplicado em áreas como astronomia, reconstrução de imagens e processamento de sinal. A aplicação de máxima entropia na geração de MDE é estimar a probabilidade de ocorrência da espécie encontrando a distribuição de probabilidade da máxima entropia (que é a distribuição mais espalhada, mais próxima da distribuição uniforme), submetidas a um conjunto de restrições que representam a informação incompleta sobre a distribuição alvo.

Como este trabalho avalia o padrão de distribuição de espécies de aves, não foram investigados registros de ausências, devido a dificuldade de se obter dados consistentes de não presença em virtude da grande mobilidade e dificuldade de detecção de algumas espécies.

### **2.2.2 Escala de estudo**

É necessário definir a escala de estudo em dois aspectos, extensão e resolução espacial. A extensão da escala de estudo foi definida pelas próprias dimensões das áreas de estudo, Parque Estadual da Serra do Mar, e o Núcleo São Sebastião, subdivisão integralmente inserida no PESH (Figura 1). A resolução espacial de estudo foi determinada pela maior resolução entre as variáveis ambientais disponíveis, 250m.

O PESH foi criado por decreto do governo do estado de São Paulo em 1977 para garantir a proteção integral da fauna, flora e belezas naturais locais, assim como sua utilização para fins educacionais, científicos e de recreação, e envolveu a incorporação de reservas estaduais criadas em governos anteriores (São Paulo 1977; Secretaria do Meio Ambiente – SMA, 1997).

O Parque é a maior área protegida do estado, assim como a área protegida com a maior porção de Mata Atlântica no estado. Sua extensão total é de 315.000 hectares, e abrange 21 municípios. O PESH contém as elevações íngremes e promontórios da Serra do Mar, bem como porções do planalto atlântico e segmentos das planícies costeiras e todos os tipos de vegetação existentes no país. Ademais, o Parque contém as maiores porções dos rios que deságuam no Atlântico e abastecem os centros urbanos costeiros. Em termos de flora, o Parque abriga cerca de 350 espécies de aves, 60 espécies de anfíbios, 600 espécies vegetais e uma significativa população de mamíferos (DIEGUES, 1995; SMA, 1997, 2001).

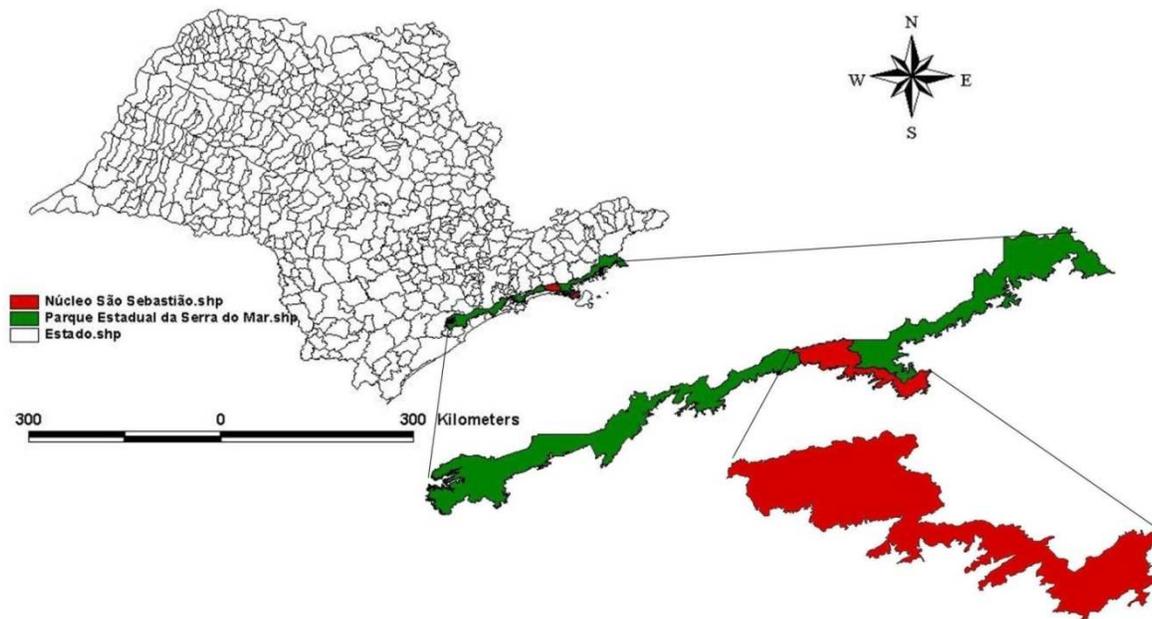


Figura 1 - Áreas de estudo

### 2.2.3 Variáveis ambientais

Partiu-se da premissa de que apenas as características físicas do ambiente são determinantes do nicho fundamental das espécies em estudo. Para esta caracterização foram selecionadas informações, de relevo e de solo disponíveis. Assim, como variáveis ambientais preditivas foram utilizados: relevo (altitude, aspecto do terreno e declividade), distância da rede de drenagem, índices de vegetação (EVI e NDVI), classes de vegetação e classes de uso do solo, totalizando 8 planos de informação (Tabela 1).

Tabela 1 – Variáveis ambientais

Variáveis ambiental	Resolução espacial (m)
Altitude	250
Declividade	250
Aspecto do terreno	250
Distância da rede de drenagem	250
EVI	250
NDVI	250
Classes de uso do solo	250
Classificação da vegetação	250

Uma das principais dificuldades desse trabalho foi encontrar mapas das variáveis ambientais da área em resolução suficiente para modelagem em escala local. Dessa forma, informações como temperatura, precipitação, não foram incorporadas por não haver mapas em resolução suficientemente baixas para o processo de modelagem em escala local.

O modelo digital de elevação do “Shuttle Radar Topographic Mission” - SRTM tem uma resolução original de 90 m, contudo a base de dados foi reamostrada para 250m. A partir do modelo digital de elevação foram calculados o aspecto e a declividade. Os dados foram fornecidos pelo “Jet Propulsion Laboratory” - JPL da “National Aeronautics and Space Administration”- NASA.

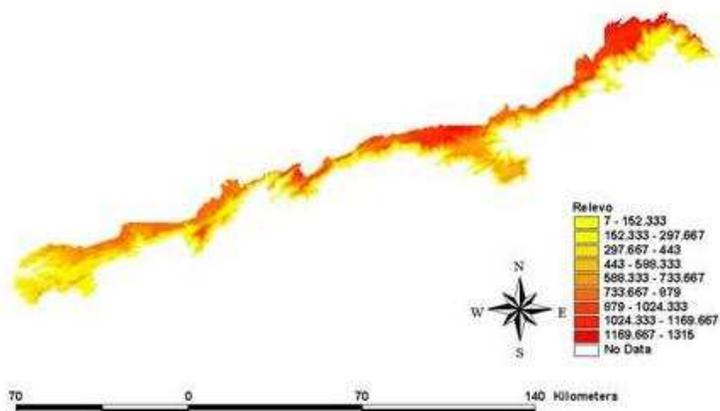
Os índices de vegetação são os mais recentes dados oriundos de satélites ambientais (PARRA et al., 2004; PARUELO et al., 2001; ROURA-PASCUAL et al., 2005; STOCKWELL, 2006; STOMS; HARGROVE; 2000), e são eles oriundos dos satélites NOAA e Modis que geraram dados de índices de vegetação do tipo NDVI (DEH, 2004; EGBERT et al., 2000; STRAHLER et al., 1999; UMD, 2001; VERHOEF et al., 1996), EVI ambos na resolução de 250m.

O mapa de distância das redes de drenagem foi gerado no ArcView 3.3 a partir de um mapa de hidrografia do Estado de São Paulo, cedido pelo Instituto Florestal de São Paulo, usando a ferramenta *find distance*, que resultou em um grid de resolução espacial 250m com as distâncias de cada ponto em relação ao seu respectivo dreno.

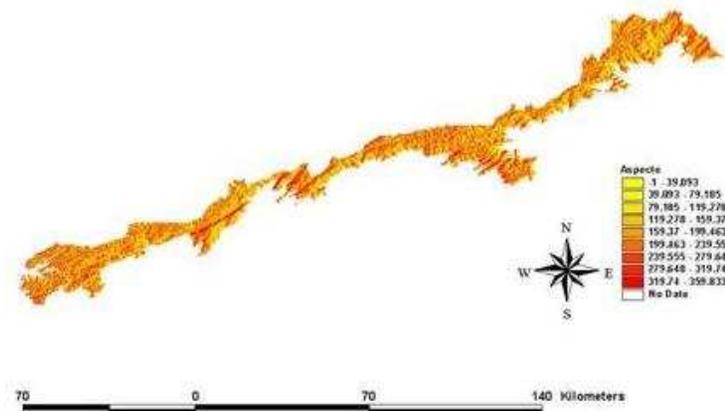
As camadas de classificação e uso do solo, e tipos de vegetação, também foram geradas no ArcView, a partir da conversão de mapas no formato *shape* cedidos pelo IF

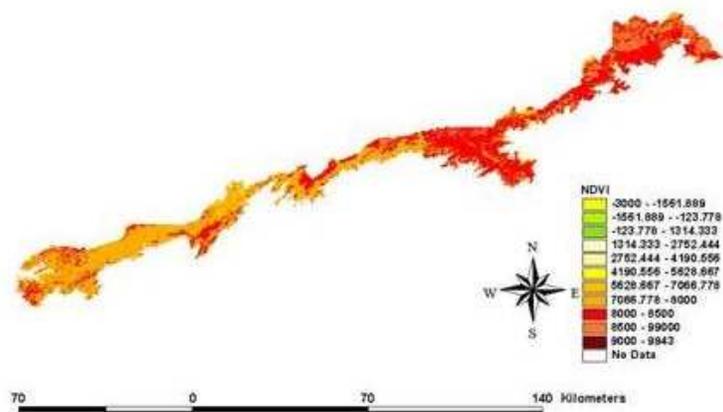
em grids com resolução espacial de 250m. Esses mapas representam variáveis categóricas. Uma vez que são atribuídos classes de uso do solo, ou vegetação, respectivamente, para cada fisionomia observada pelos autores durante a elaboração dos mesmos.

As figuras 2 e 3 ilustram a variabilidade espacial dos parâmetros ambientais usados para modelagem no PESM (2a e 2b), e no NSS (3a e 3b)

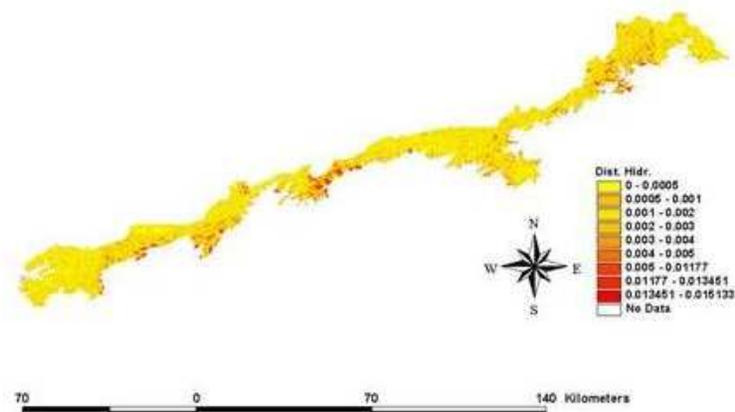


a)

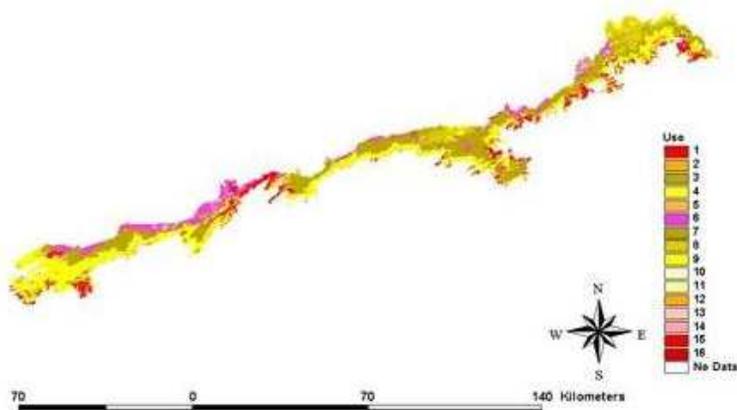




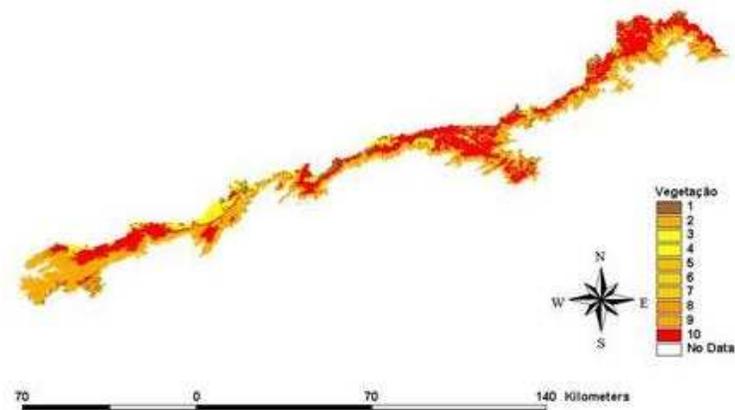
e)



f)



g)



h)

Figura 2b - Camadas ambientais utilizadas para modelagem no Parque Estadual da Serra do Mar: e) Índice de Vegetação – NDVI, f) Distância da rede de dreagem, g) Mapa de uso do solo e h) Mapa de classes de vegetação

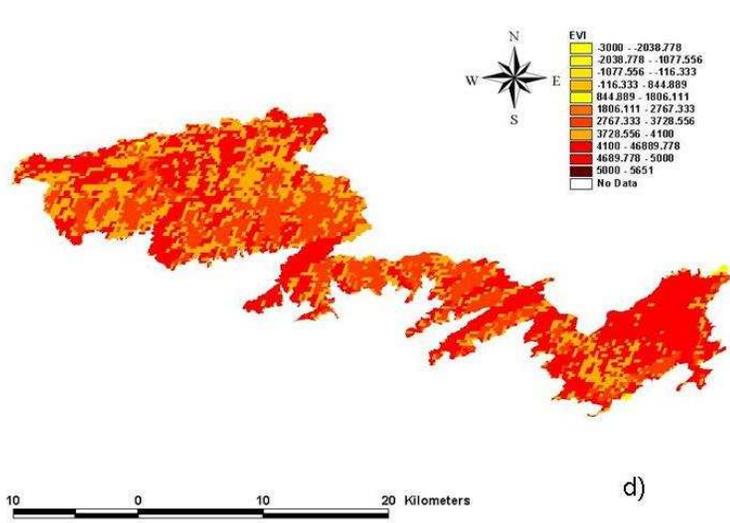
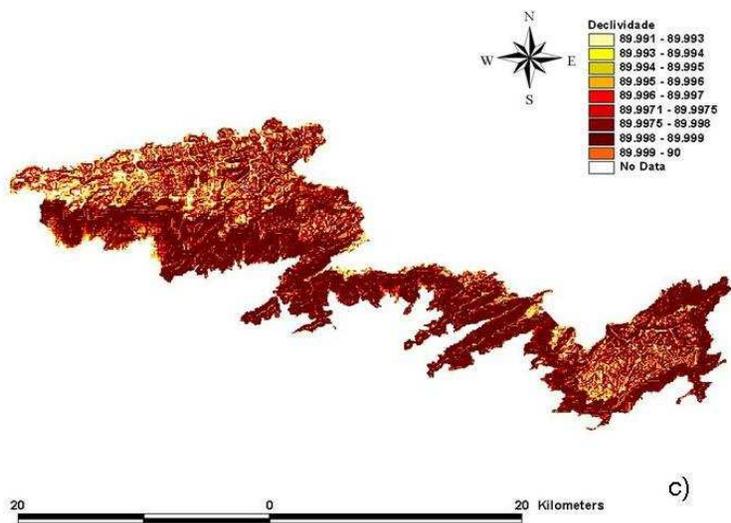
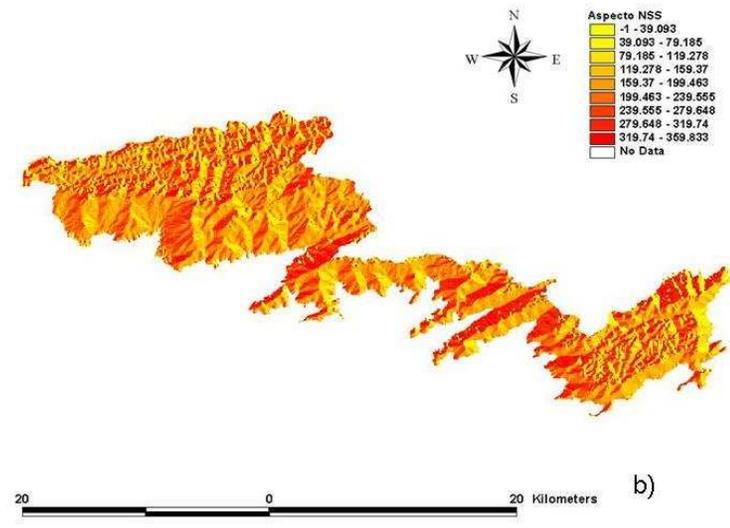
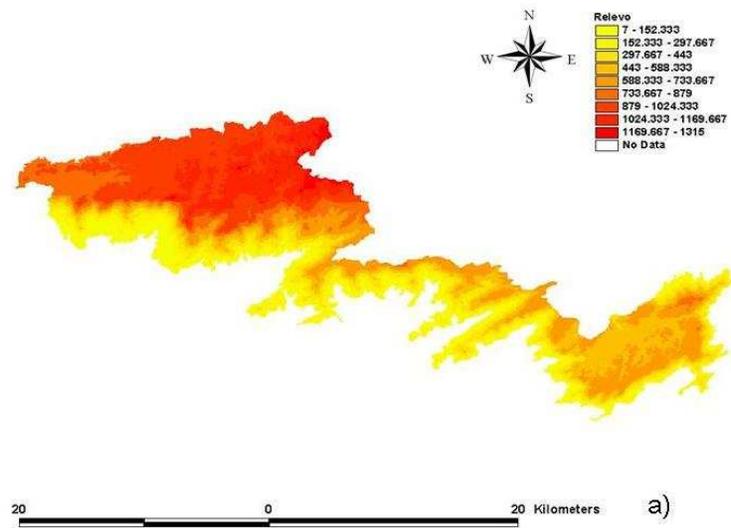


Figura 3a - Camadas ambientais utilizadas para modelagem no Núcleo São Sebastião : a) relevo, b) aspecto do terreno, c) declividade, d) Índice de vegetação – EVI

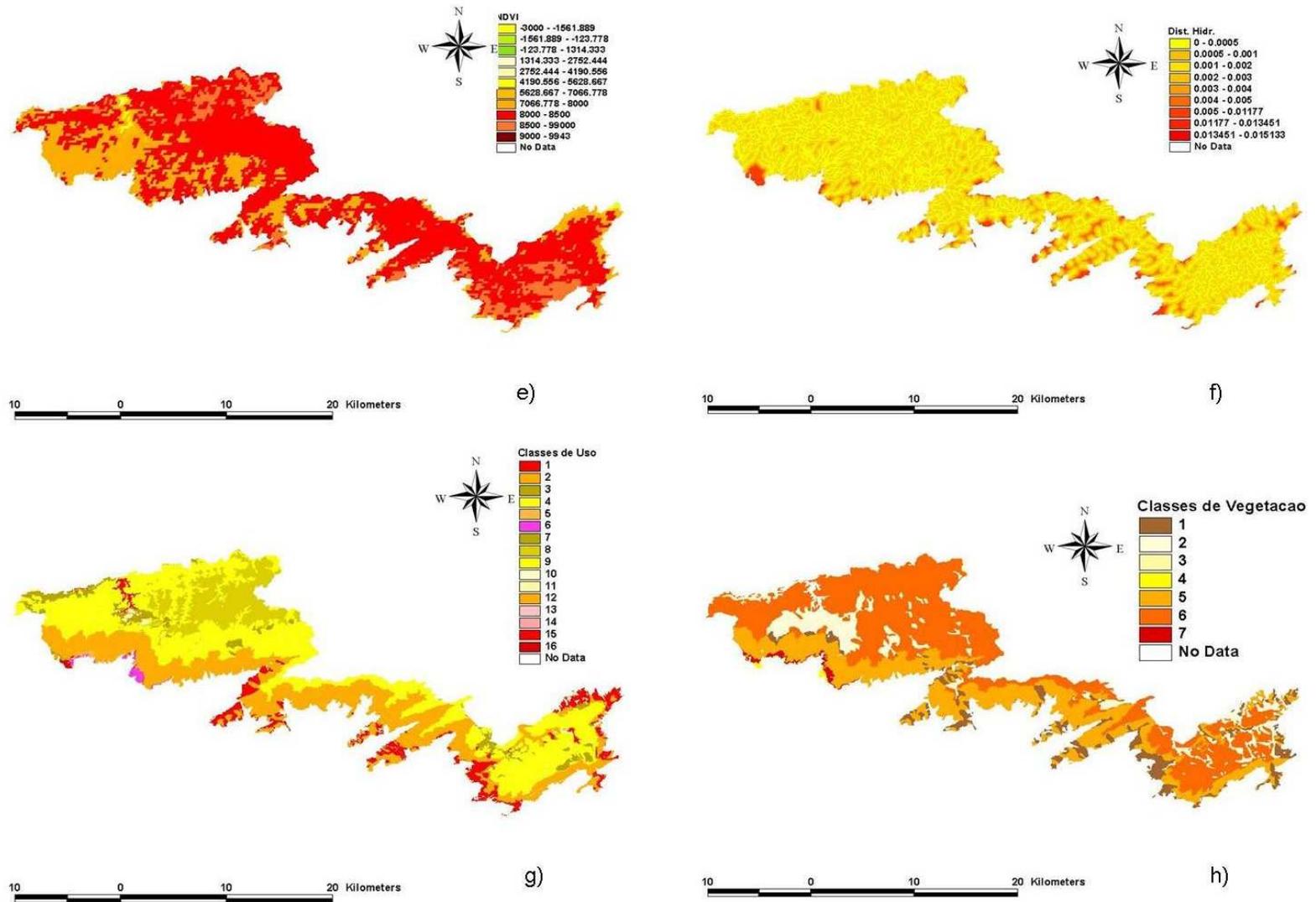


Figura 3b - Camadas ambientais utilizadas para modelagem no Núcleo São Sebastião : e) Índice de vegetação – NDVI, f) Distância da rede de drenagem, g) Mapa de uso do solo e h) Mapa de classes de vegetação

#### **2.2.4 Dados bióticos**

Os dados de ocorrência das espécies foram obtidos entre 15 de janeiro e 30 de junho de 2009, no Núcleo São Sebastião (paralelos 23°38'52"S e 23°50'30"S e meridianos 45°23'44"O e 45°50'00"O), Litoral Norte do estado, no município de São Sebastião, sendo este o mais novo dos núcleos do PESH, criado a partir de seu desmembramento do núcleo vizinho de Caraguatatuba. Sua sede está localizada no bairro de Juqueí, a 50 quilômetros de São Sebastião, na Costa Sul da cidade. O núcleo abrange 30.115 hectares, o equivalente a 9% do total da área do parque e a 70% do território do município. Apenas 6% das terras do parque são de domínio do estado. O restante constitui terras de propriedade privada, terras cuja propriedade é incerta, ou ainda terras de propriedade em litígio e terras invadidas (SMA, 1998).

A metodologia, usada para acessar os dados da avifauna, foi de levantamento por pontos de escuta, permite a realização de estimativas da diversidade da avifauna sem que seja necessário coletas de animais ou manipulações invasivas que possam comprometer o ecossistema (VIELLIARD; 1987).

#### **2.2.5 Distribuição dos pontos para amostragem**

A alocação dos pontos em campo foi feita de forma sistemática, respeitando uma distância de 1000m entre cada ponto. Devido às características de relevo e dificuldade de acesso, não foram amostradas a extensão total do Núcleo. No total foram investigados 187 pontos (Figura 4), durante as três primeiras horas após o amanhecer e antes do anoitecer, os contatos visuais e auditivos foram registrados durante 30 minutos em cada ponto, totalizando 93,5 horas efetivas de observações. As espécies foram anotadas em caderneta de campo, e os contatos sonoros gravados com gravador digital TASCAM – DAP1, para análise em laboratório, confirmação de dúvidas de identificação.

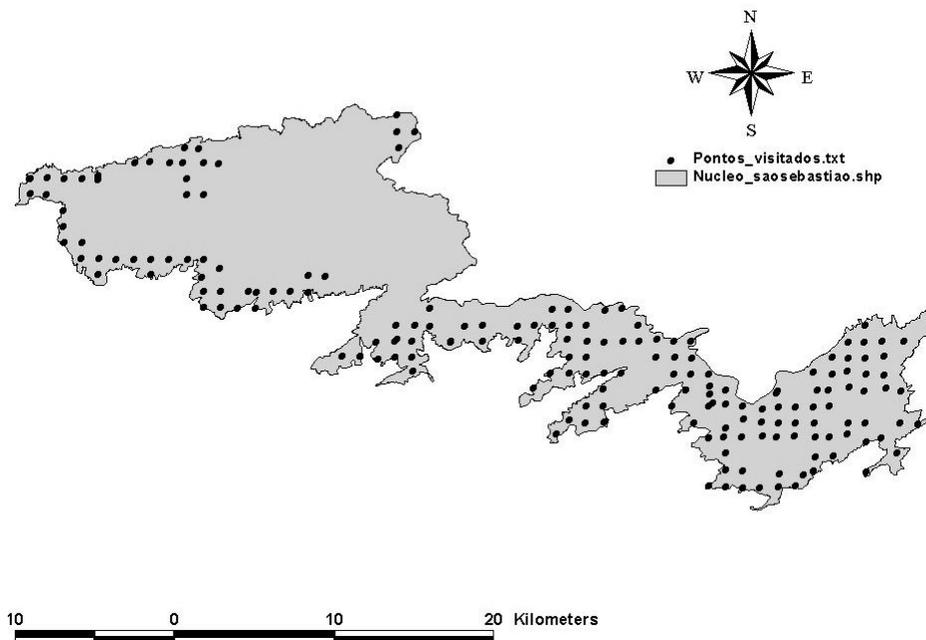


Figura 4 - Pontos de investigação da avifauna no NSS

### 2.2.6 Escolha das Espécies

Para a realização da modelagem, foram escolhidas 23 espécies, por apresentarem os maiores conjuntos de pontos disponíveis, ou seja, foram registradas em 20 ou mais localidades dentre os 192 pontos amostrados. A escolha deste limite de corte (20 registros) seguiu as recomendações de Stockwell e Noble (1992), para se conseguir um bom resultado de modelagem usando o GARP. Embora o algoritmo utilizado seja o Maxent, a necessidade de estabelecer um limite de corte e ausência de literatura específica para auxiliar nesta decisão levaram a adoção dos critérios de Stockwell e Noble (1992).

Das 23 espécies, 12 são endêmicas da Mata Atlântica (PACHECO 1999), e uma delas (*Ramphastos vitelinus*) está na lista de espécies ameaçadas do estado de São Paulo. A Tabela 2 mostra as espécies usadas para modelagem, e o respectivo número de registros em campo.

Tabela 2 - Espécies<sup>1</sup> escolhidas para modelagem de nicho fundamental

ESPÉCIE	Familia	Nome comum	n
<i>Ramphastos vitelinus</i>	Ramphastidae	tucano-de-bico-preto	84
<i>Pionus maximiliani</i>	Psittacidae	maitaca-verde	80
<i>Drymophila squamata</i>	Thamnophilidae	pintadinho	77
<i>Brotogeris tirica</i>	Psittacidae	periquito-rico	71
<i>Chiroxiphia caudata</i>	Pipridae	tangará	68
<i>Ramphodon naevius</i>	Trochilidae	beija-flor-rajado	59
<i>Parula pitaiayumi</i>	Parulidae	mariquita	52
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	Thamnophilidae	chorozinho-de-asa-vermelha	46
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	Dendrocolaptidae	arapaçu-rajado	38
<i>Attila rufus</i>	Tyrannidae	capitão-de-saíra	38
<i>Trogon viridis</i>	Trogonidae	surucuá-grande-de-barriga-amarela	37
<i>Coragyps atratus</i>	Cathartidae	urubu-de-cabeça-preta	35
<i>Turdus albicollis</i>	Turdidae	sabiá-coleira	30
<i>Dysithamnus mentalis</i>	Thamnophilidae	choquinha-lisa	27
<i>Tangara seledon</i>	Thraupidae	saíra-sete-cores	26
<i>Conopophaga lineata</i>	Conopophagidae	chupa-dente	25
<i>Basileuterus culicivorus</i>	Parulidae	pula-pula	25
<i>Habia rubica</i>	Cardinalidae	tiê-do-mato-grosso	24
<i>Tachyphonus coronatus</i>	Thraupidae	tiê-preto	23
<i>Thalurania glaucopis</i>	Trochilidae	beija-flor-de-fronte-violeta	22
<i>Saltator fuliginosus</i>	Thraupidae	pimentão	21
<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	Momotidae	juruva-verde	20
<i>Drymophila malura</i>	Thamnophilidae	choquinha-carijó	20

1 - Nomenclatura segundo o Comitê Brasileiro de registros Ornitológicos (2008).

### 2.2.3 Análise dos dados

Fielding e Bell (1997) estabelecem uma série de critérios para a avaliação de modelos. Três desses critérios são relevantes para este trabalho:

- Não confiar em estimativas baseadas em redistribuição dos dados de treinamento. Estimativas mais robustas serão obtidas a partir dos dados de testes independentes;
- Caso as previsões estejam restritas a uma área homogênea, deve-se considerar a partição dos dados em treino e teste;
- Considerar o efeito de prevalência. Medidas de acurácia global podem ser um guia pobre para avaliar modelos.

O parâmetro utilizado para analisar o desempenho e definir os melhores modelos para cada espécie, foi o valor de AUC, que é independente de qualquer limite de corte (FIELDING; BELL 1997). O valor de AUC varia de 0 a 1, sendo que o valor 1 indica diferença máxima entre a previsão e o que seria feito ao acaso, valores iguais a 0.5 indicam previsões iguais às realizadas ao acaso e valores menores que 0,5 indicam previsões piores do que as ocorridas ao acaso. Segundo Elith (2002) e Elith et al. (2006), valores acima de 0.75 são considerados bons e aceitáveis como indicador de desempenho do modelo.

A média dos valores de AUC ( $AUC_m$ ) e o desvio padrão foram obtidos para os 10 modelos de cada espécie. A seleção do melhor modelo preditivo foi realizada através do maior AUC obtido para cada espécie ( $AUC_{bm}$ ). Para os melhores modelos foi estabelecido como limite de corte o menor valor de adequabilidade ambiental associado ao conjunto treino (valor fornecido pelo Maxent na tabela de resultados do arquivo do melhor modelo). Geralmente a escolha por este valor é arbitrária e sujeita a questionamento. Neste estudo, a opção pela adoção deste critério para estabelecimento do limite de corte se deu por se tratar de um procedimento comumente utilizado na literatura recente referente ao assunto. A partir da definição e uso dos limites de corte para cada melhor modelo obteve-se um mapa final indicando áreas adequadas e não adequadas à ocorrência para cada uma das espécies modeladas.

Os modelos foram ainda avaliados através da matriz de confusão (FIELDING; BELL, 1977), destacando-se o erro de omissão como o mais informativo sobre a taxa de acerto do modelo. Por fim a significância dos modelos foi testada pelo Teste Binomial de Duas Proporções no BioEstat 5.0, com a finalidade de avaliar a

probabilidade do acerto dos pontos de teste ser diferente do acaso em relação à área prevista pelo modelo gerado.

## 2.4 Resultados

A Tabela 3 sumariza os resultados da modelagem. São apresentados o número de pontos usados para gerar o modelo ( $n$ ), o valor de AUC do melhor modelo para cada espécie ( $AUC_{bm}$ ) a média dos AUCs dos 10 modelos de cada espécie ( $AUC_m$ ), o desvio padrão dos valores de AUC dos 10 modelos gerados (DESV) e o resultado do Teste Binomial Duas proporções, com a significância ( $p$ ), dos melhores modelos para as 23 espécies estudadas.

No experimento NSS, 48% dos modelos gerados para o Núcleo tiveram valores de AUC iguais ou superiores a 0.75, no experimento PESM, 57% dos modelos tiveram AUC maiores que 0.75. Indicando que é possível gerar bons modelos para espécies de aves com as "camadas" ambientais disponíveis para a área.

Com relação a significância, 17% dos modelos foram significativos no experimento NSS e 39% no experimento PESM, para um nível de significância de 1%. Se considerarmos um nível de significância de 5% os valores aumentam para 35% e 61% nos experimentos NSS e PESM respectivamente.

A tabela 4 mostra os valores das taxas de omissão e a porcentagem das áreas previstas pelos algoritmos como adequadas para as espécies modeladas, e a taxa de omissão dos modelos para os pontos usados para teste, quando confrontados com o conjunto de pontos usados para testar a performance dos modelos.

Tabela 3 - Resultados do procedimento de modelagem para as 23 espécies de aves estudadas

ESPÉCIE	Família	Experimento NSS					Experimento PESM			
		n	AUC	MED	DESV	P	AUC	MED	DESV	P
<i>Ramphastos vitelinus</i>	Ramphastidae	84	0.682	0.628	0.047	0.062	0.783	0.726	0.045	0.002
<i>Pionus maximiliani</i>	Psittacidae	80	0.739	0.654	0.050	0.124	0.802	0.738	0.041	0.001
<i>Drymophila squamata</i>	Thamnophilidae	77	0.680	0.571	0.047	0.291	0.712	0.646	0.046	0.031
<i>Brotogeris tirica</i>	Psittacidae	71	0.777	0.674	0.057	0.004	0.723	0.665	0.041	0.003
<i>Chiroxiphia caudata</i>	Pipridae	68	0.675	0.596	0.063	0.016	0.864	0.771	0.047	0.000
<i>Ramphodom naevius</i>	Trochilidae	59	0.593	0.551	0.036	0.248	0.729	0.660	0.064	0.002
<i>Parula pitiayumi</i>	Parulidae	52	0.657	0.543	0.071	0.176	0.697	0.603	0.056	0.133
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	Thamnophilidae	46	0.785	0.724	0.047	0.151	0.899	0.805	0.064	0.000
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	Dendrocolaptidae	38	0.744	0.661	0.064	0.008	0.900	0.826	0.043	0.001
<i>Attila rufus</i>	Tyrannidae	38	0.706	0.617	0.064	0.151	0.731	0.649	0.064	0.084
<i>Trogon viridis</i>	Trogonidae	37	0.651	0.609	0.035	0.361	0.738	0.674	0.053	0.063
<i>Coragyps atratus</i>	Cathartidae	35	0.688	0.542	0.106	0.134	0.861	0.654	0.134	0.031
<i>Turdus albicollis</i>	Turdidae	30	0.756	0.559	0.115	0.019	0.831	0.696	0.071	0.022
<i>Dysithamnus mentalis</i>	Thamnophilidae	27	0.811	0.659	0.070	0.009	0.907	0.785	0.076	0.001
<i>Tangara seledon</i>	Thraupidae	26	0.787	0.635	0.109	0.139	0.768	0.633	0.093	0.025
<i>Conopophaga lineata</i>	Conopophagidae	25	0.809	0.641	0.101	0.124	0.692	0.537	0.113	0.064
<i>Basileuterus culicivorus</i>	Parulidae	25	0.764	0.631	0.091	0.017	0.606	0.505	0.067	0.143
<i>Habia rubica</i>	Cardinalidae	24	0.807	0.743	0.041	0.016	0.953	0.843	0.076	0.001
<i>Tachyphonus coronatus</i>	Thraupidae	23	0.763	0.607	0.086	0.060	0.569	0.473	0.075	0.444
<i>Thalurania glaucopis</i>	Trochilidae	22	0.756	0.593	0.116	0.130	0.882	0.667	0.103	0.072
<i>Saltator fuliginosus</i>	Thraupidae	21.000	0.938	0.865	0.056	0.002	0.924	0.840	0.049	0.018
<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	Momotidae	20.000	0.734	0.604	0.093	0.179	0.920	0.788	0.096	0.914
<i>Drymophila malura</i>	Thamnophilidae	20.000	0.651	0.550	0.068	0.104	0.647	0.550	0.058	0.069

Tabela 4 - Porcentagem de áreas com predição de presença e taxa de omissão dos modelos no Núcleo São Sebastião e no Parque Estadual da Serra do Mar

Espécie	NSS		PESM	
	Área com presença prevista (%)	Taxa de omissão	Área com presença prevista (%)	Taxa de omissão (%)
<i>Ramphastos vitelinus</i>	84.49	4.17	63.53	8.00
<i>Pionus maximiliani</i>	82.04	8.70	72.37	0.00
<i>Drymophila squamata</i>	92.33	4.55	80.07	4.35
<i>Brotogeris tirica</i>	72.41	0.00	61.50	9.52
<i>Chiroxiphia caudata</i>	60.12	15.79	49.81	0.00
<i>Ramphodon naevius</i>	92.77	5.88	61.03	5.56
<i>Parula pitayumi</i>	98.24	0.00	59.19	26.67
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	92.94	0.00	51.93	0.00
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	65.50	0.00	52.72	0.00
<i>Attila rufus</i>	74.38	9.09	85.23	0.00
<i>Trogon viridis</i>	77.34	10.00	59.61	18.18
<i>Coragyps atratus</i>	59.69	12.50	72.04	0.00
<i>Turdus albicollis</i>	65.15	0.00	68.94	0.00
<i>Dysithamnus mentalis</i>	59.15	0.00	43.13	0.00
<i>Tangara seledon</i>	85.62	0.00	48.53	0.00
<i>Conopophaga lineata</i>	87.59	0.00	83.52	0.00
<i>Basileuterus culicivorus</i>	60.91	0.00	66.68	14.29
<i>Habia rubica</i>	45.25	14.29	37.28	0.00
<i>Tachyphonus coronatus</i>	30.14	42.86	68.98	0.00
<i>Thalurania glaucopis</i>	82.59	0.00	73.72	0.00
<i>Saltator fuliginosus</i>	41.71	0.00	41.19	14.29
<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	65.50	16.67	77.61	0.00
<i>Drymophila malura</i>	60.19	16.67	73.16	0.00

A seguir são apresentados os melhores modelos para cada espécie nos dois experimentos. Os mapas foram gerados no Desktop Maxent e processados usando ArcView 3.0. Para conversão do mapa original com uma distribuição contínua de probabilidades em um mapa de presença e ausência. A limite de corte utilizado para o foi o menor valor de adequabilidade ambiental associado ao conjunto de treino (valor fornecido pelo maxent no final do procedimento de modelagem). Posteriormente esse mapas foram confrontados com os dados usados para teste durante a modelagem para se determinar a taxa de omissão de cada modelo.

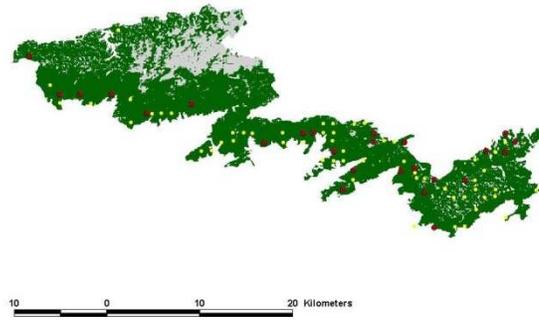


Figura 5a – Distribuição prevista para *R. vitelinus* NSS (AUC =0.6817)

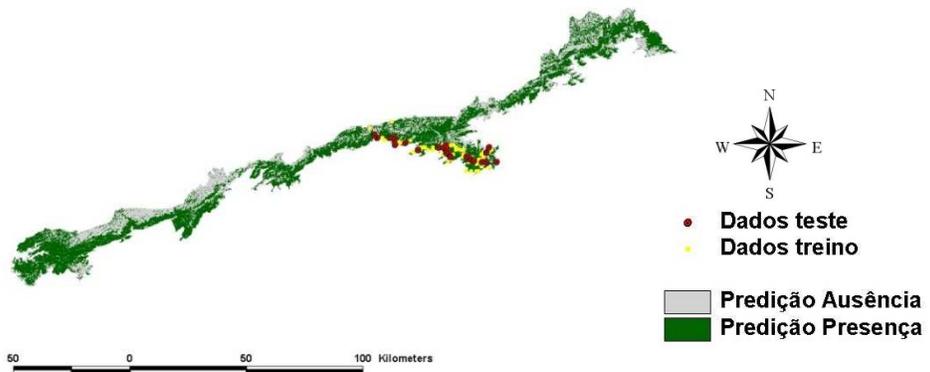


Figura 5b – Distribuição prevista para *R. vitelinus* PESH (AUC=0.7829)

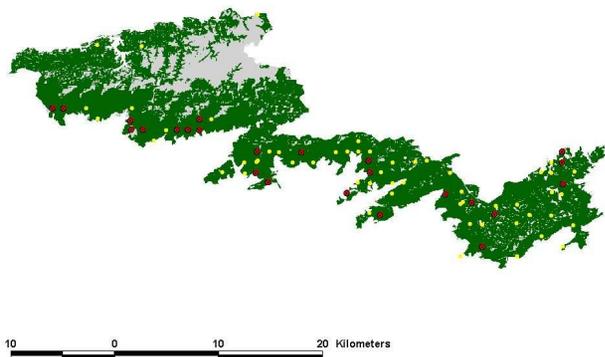


Figura 6a – Distribuição prevista para *P. maximiliani* NSS (AUC=0.7392)

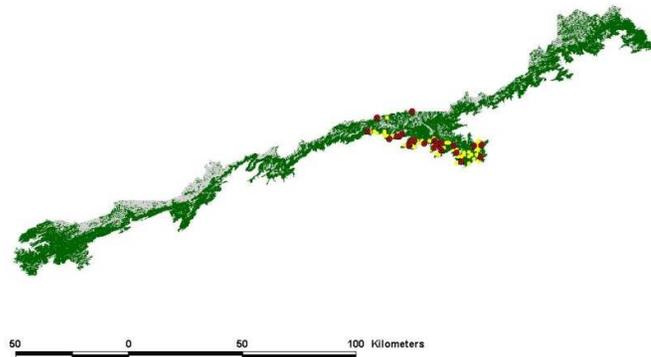


Figura 6b – Distribuição prevista para *P. maximiliani* PESH (AUC=0.8017)

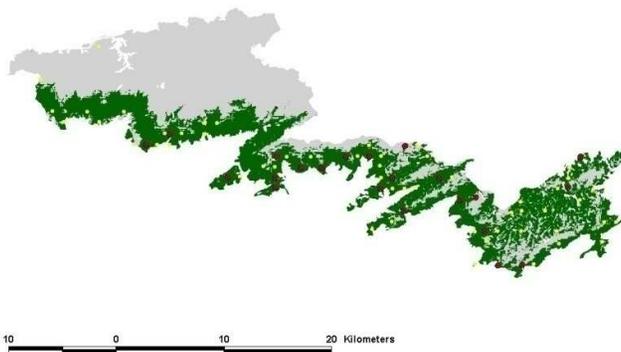


Figura 7a – Distribuição prevista para *D. squamata* NSS (AUC=0.68)

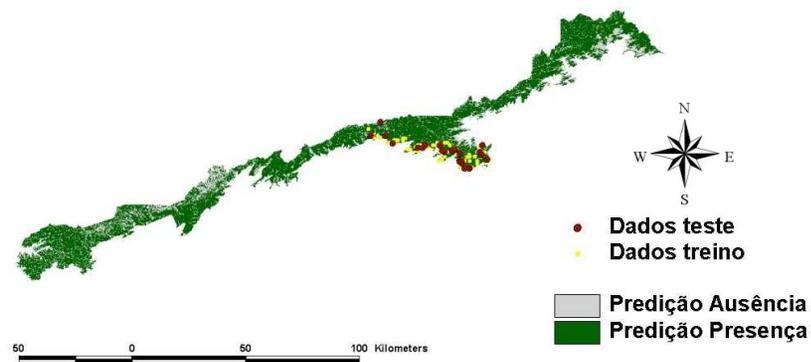


Figura 7b – Distribuição prevista para *D. squamata* PESH (AUC=0.7122)

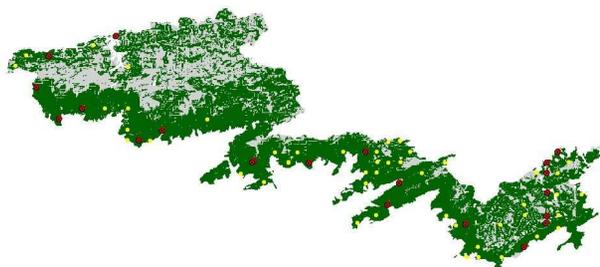


Figura 8a – Distribuição prevista para *B. tirica* PESH  
(AUC=0.7233)

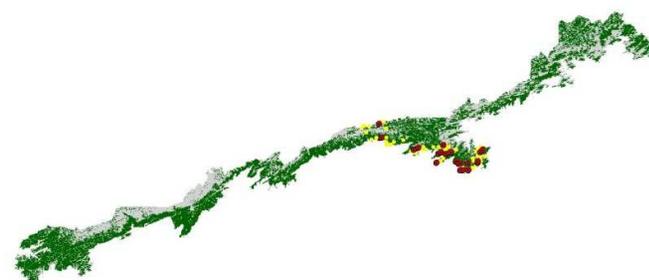


Figura 8b – Distribuição prevista para *B. tirica* NSS  
(AUC=0.7771)

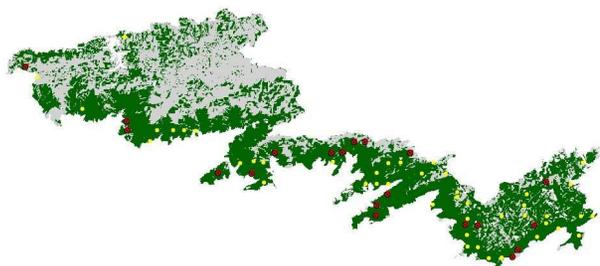


Figura 9a – Distribuição prevista para *C. caudata* NSS  
(AUC =0.675)



Figura 9b – Distribuição prevista para *C. caudata* PESH  
(AUC =0.8642)

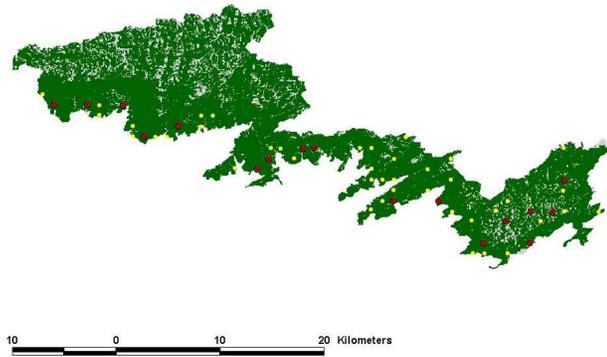


Figura 10a – Distribuição prevista para *R. naevius* NSS  
(AUC =0.5926)

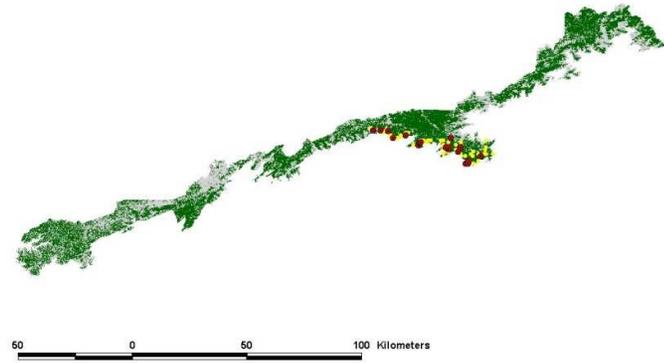


Figura 10b – Distribuição prevista para *R. naevius* PESM  
(AUC =0.7291)

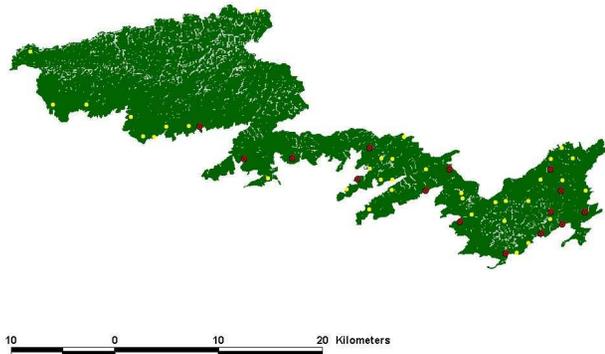


Figura 11a – Distribuição prevista para *P. pitayumi* NSS  
(AUC =0.6573)

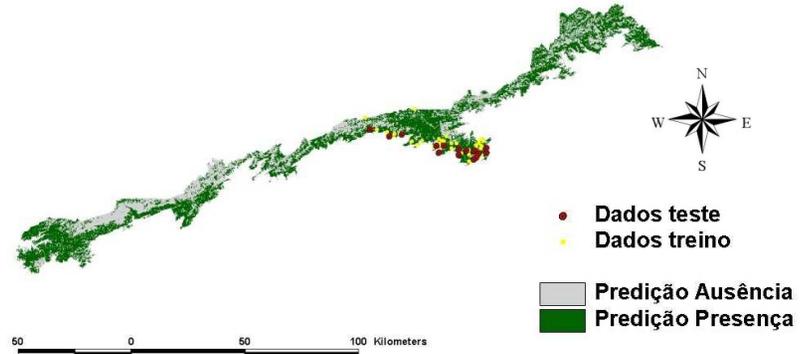


Figura 11b – Distribuição prevista para *P. pitayumi* PESM  
(AUC =0.6966)

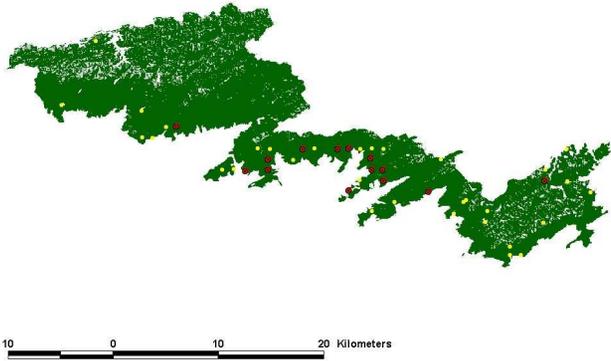


Figura 12a – Distribuição prevista para *H. rufimarginatus* NSS (AUC =0.7846)

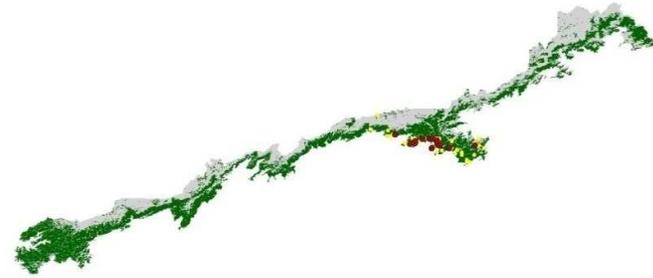


Figura 12b – Distribuição prevista para *H. rufimarginatus* PESH (AUC =0.8994)

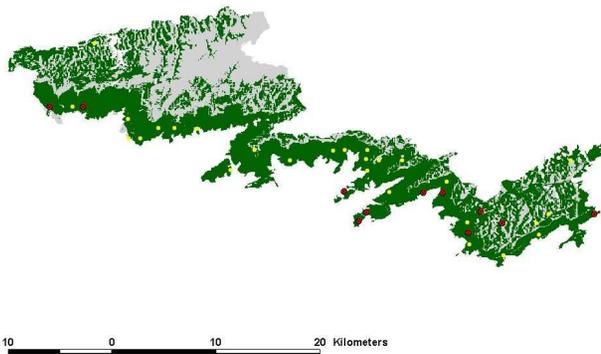


Figura 13a – Distribuição prevista para *X. fuscus* NSS (AUC =0.7438)

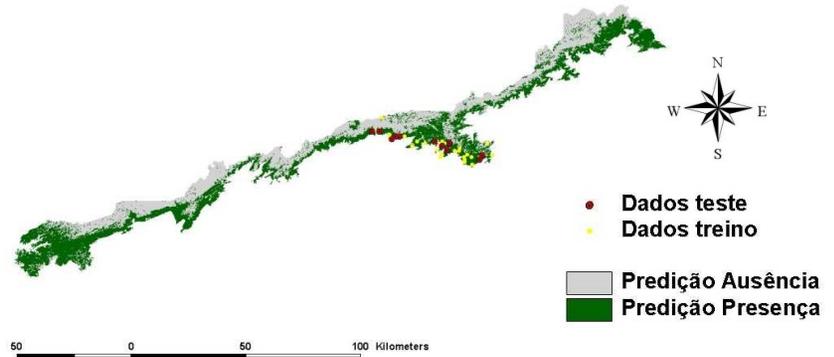


Figura 13b – Distribuição prevista para *X. fuscus* PESH (AUC =0.9001)

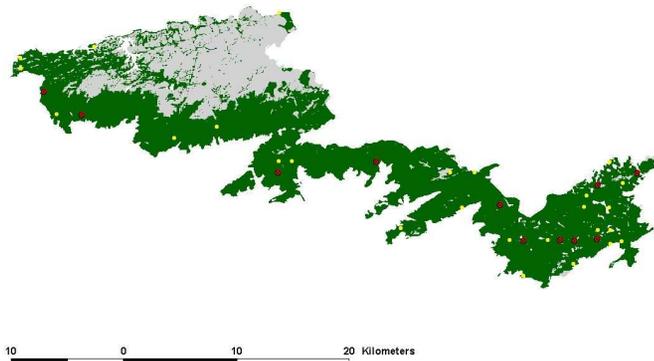


Figura 14a – Distribuição prevista para *A. rufus* NSS (AUC =0.7057)

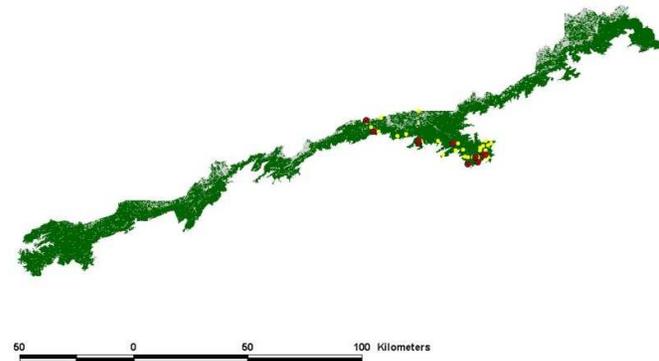


Figura 14b – Distribuição prevista para *A. rufus* PESH (AUC =0.7306)

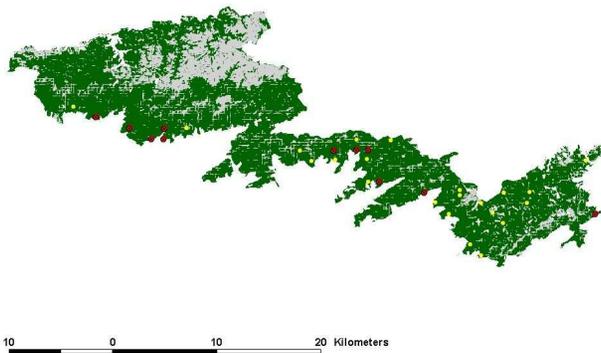


Figura 15a – Distribuição prevista para *T. viridis* NSS (AUC =0.6514)

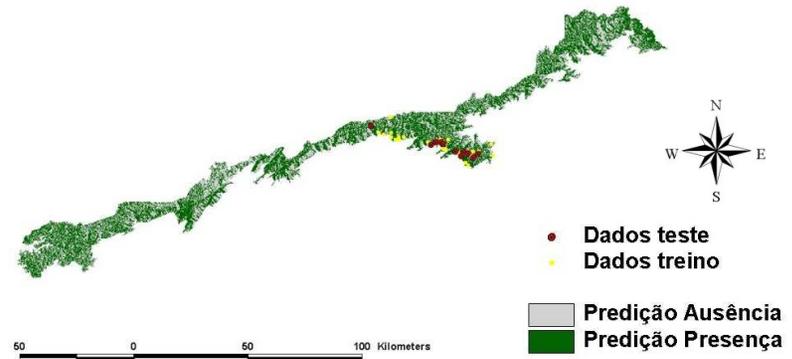


Figura 15b – Distribuição prevista para *T. viridis* PESH (AUC =0.7377)

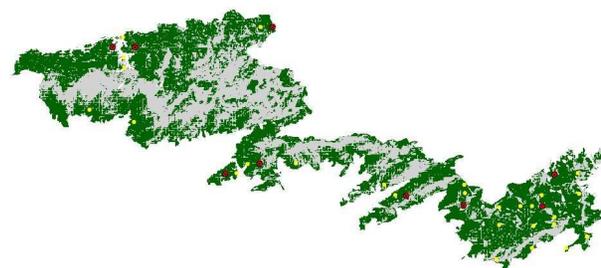


Figura 16a – Distribuição prevista para *C. atratus* NSS  
(AUC =0.6879)

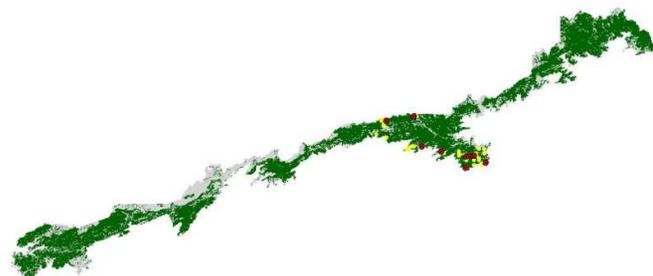


Figura 16b – Distribuição prevista para *C. atratus* PESM  
(AUC =0.8605)



Figura 17a - Distribuição prevista para *T. albicollis* NSS  
(AUC =0.7562)



Figura 17b – Distribuição prevista para *T. albicollis* PESM  
(AUC =0.8308)

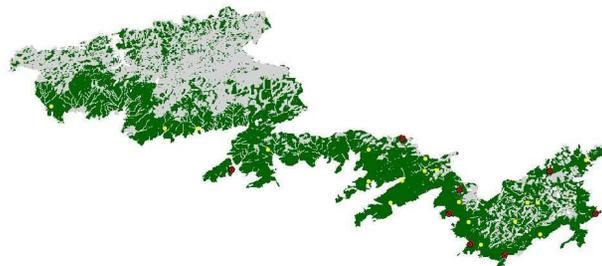


Figura 18a – Distribuição prevista para *D. mentalis* NSS  
(AUC =0.8112)

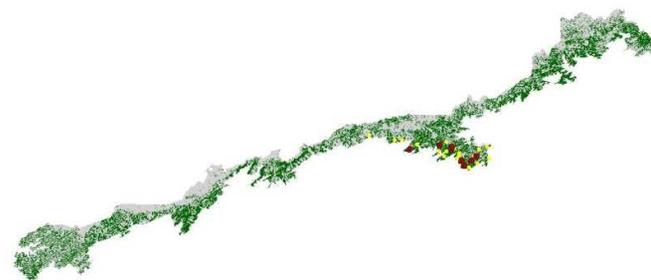


Figura 18b – Distribuição prevista para *D. mentalis* PESH  
(AUC =0.9069)

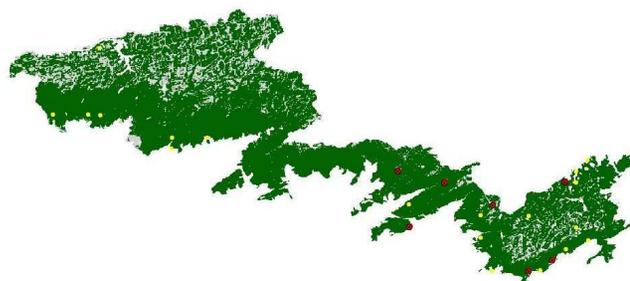


Figura 19a: Distribuição prevista para *T. seledon* PESH  
(AUC =0.7676)

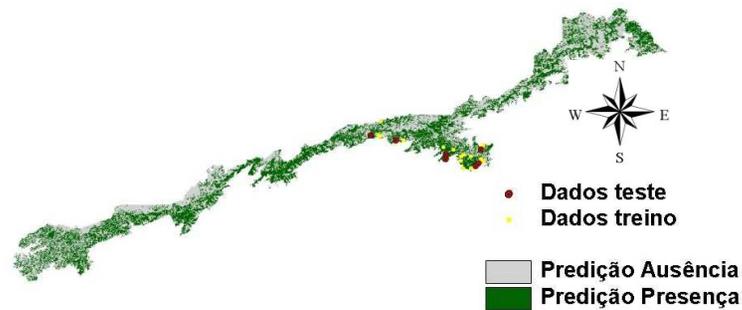


Figura 19b: Distribuição prevista para *T. seledon* NSS  
(AUC =0.7869)

10 0 10 20 Kilometers

50 0 50 100 Kilometers

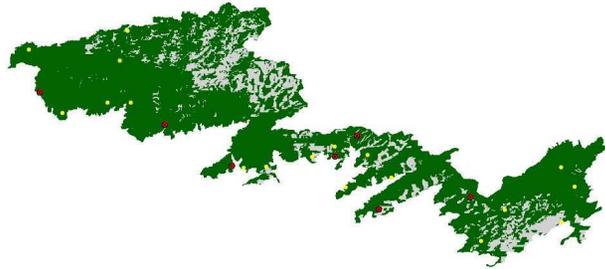


Figura 20a – Distribuição prevista para *C. lineata* NSS  
(AUC =0. 0.8092)



Figura 20b – Distribuição prevista para *C. lineata* PESH  
(AUC =0. 0.6918)



Figura 21a – Distribuição prevista para *B. culicivorus* NSS  
(AUC =0.7644)

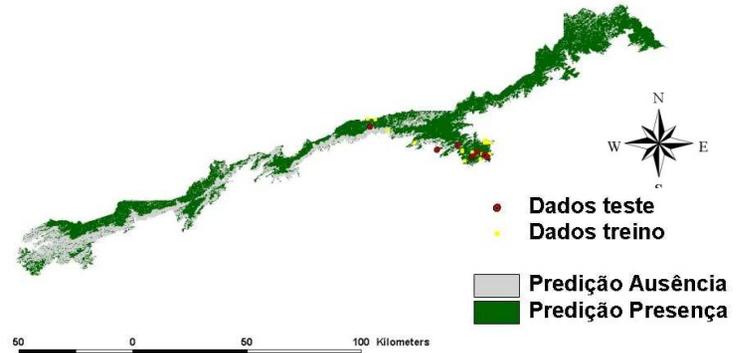


Figura 21b – Distribuição prevista para *B. culicivorus* PESH  
(AUC =0. 0.6057)

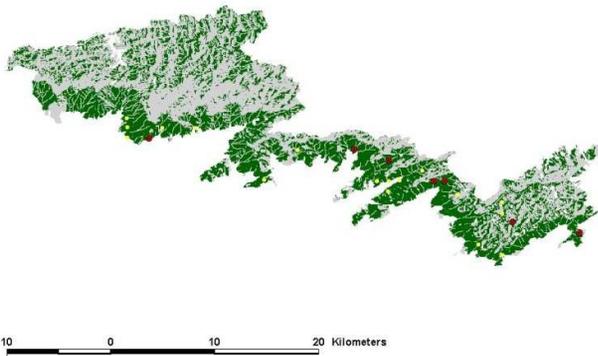


Figura 32a – Distribuição prevista para *H. rubica* NSS (AUC =0.8072)

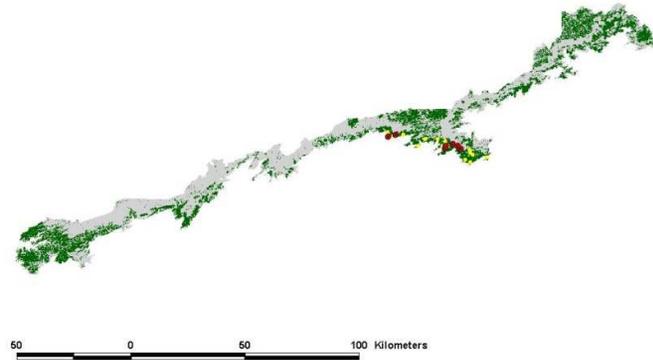


Figura 22b – Distribuição prevista para *H. rubica* PESM (AUC =0.9534)

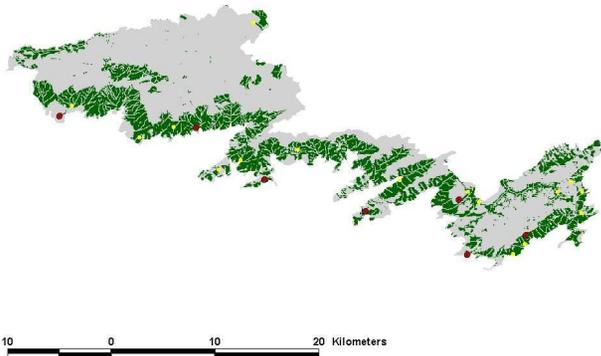


Figura 23a – Distribuição prevista para *T. coronatus* NSS (AUC =0. 0.7632)

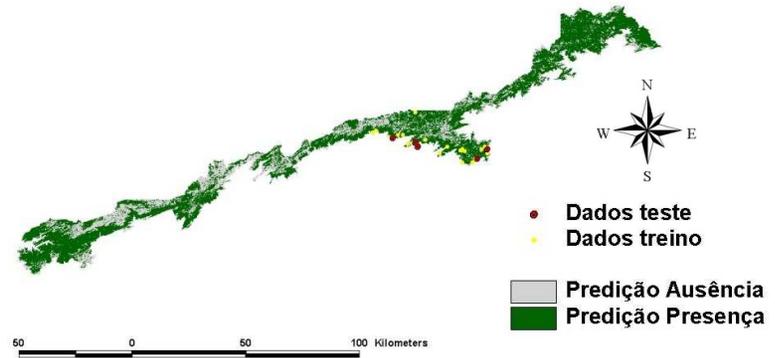


Figura 23b – Distribuição prevista para *T. coronatus* PESM (AUC =0.5690)

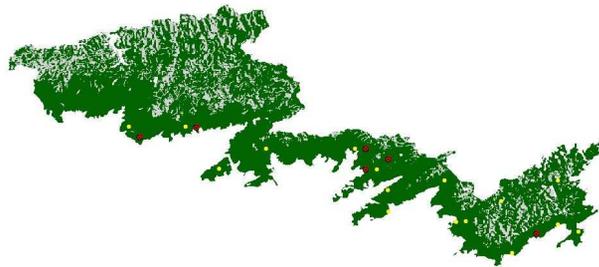


Figura 24a – Distribuição prevista para *T. glaucops* NSS (AUC =0.7564)

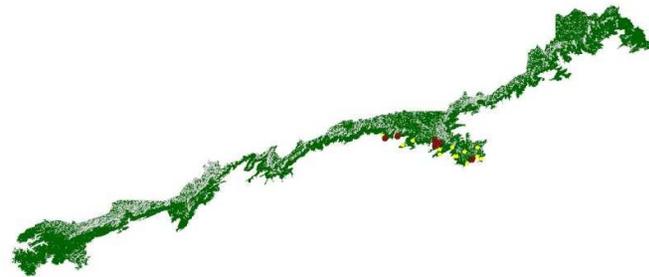


Figura 24b – Distribuição prevista para *T. glaucops* PESH (AUC =0.8821)

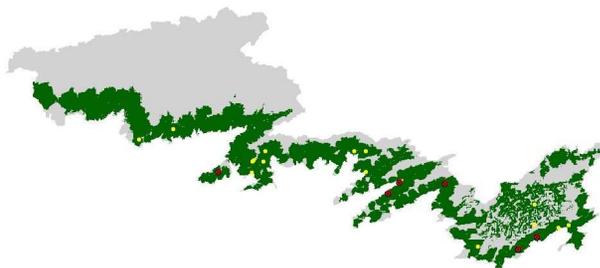


Figura 25a – Distribuição prevista para *S. fuliginosus* NSS (AUC =0.9384)

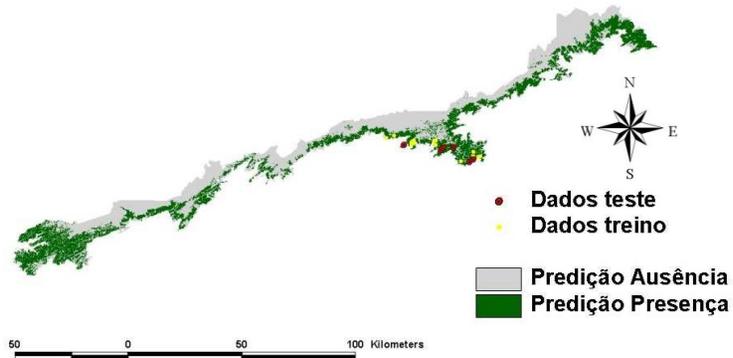


Figura 25b – Distribuição prevista para *S. fuliginosus* PESH (AUC =0. 0.9238)

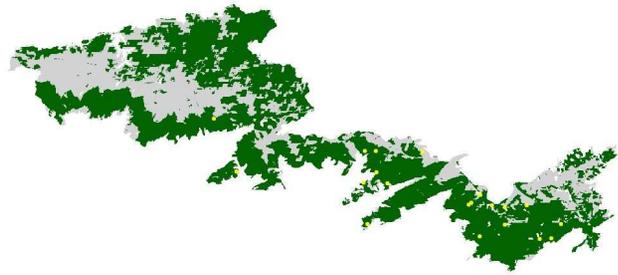


Figura 26a – Distribuição prevista para *B. ruficapillus* NSS  
(AUC =0.7341)



Figura 26b – Distribuição prevista para *B. ruficapillus* PESH  
(AUC =0.9197)

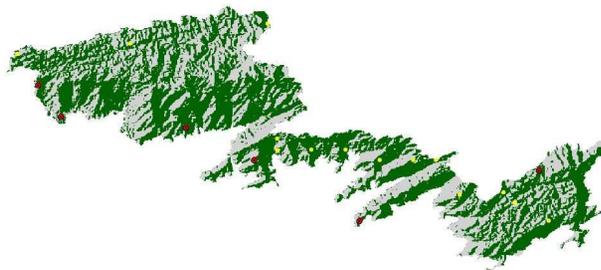


Figura 27a – Distribuição prevista para *D. malura* NSS  
(AUC =0.6505)

10 0 10 20 Kilometers

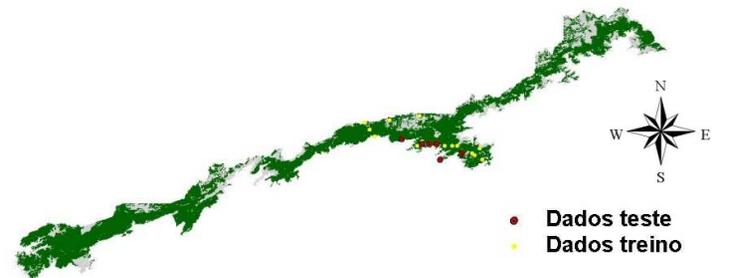


Figura 27b – Distribuição prevista para *D. malura* PESH  
(AUC =0.6473)

50 0 50 100 Kilometers

• Dados teste  
• Dados treino  
■ Predição Ausência  
■ Predição Presença

## 2.5 Discussão

As ferramentas e técnicas da modelagem de nicho ecológico - MNE e assuntos relacionados a MDEs têm observado um impressionante aumento em atividade nos últimos anos (ARAUJO; GUIBAN, 2006; GUIBAN; ZIMMERMANN, 2000; SOBERON; PETERSON, 2005). Muitas facetas dessas ferramentas e suas aplicações têm sido examinadas através de análises detalhadas (ANDERSON et al., 2003; GUIBAN; THUILLER, 2005; PEARSON et al., 2007; PEARSON; DAWSON, 2003; STOCKWELL; PETERSON, 2002a, 2002b; PETERSON 2003) que têm elucidado muito as condições de sua aplicação. Entretanto, apesar de toda atenção, a questão de como avaliar estatisticamente as previsões desses modelos continua a ser uma questão incompleta e insatisfatoriamente resolvida (ARAUJO; GUIBAN, 2006; FIELDING; BELL, 1997; LOBO et al., 2007). Em publicações recentes, avaliações estatísticas de modelos de predição de distribuição e nicho têm sido normalmente baseadas em análises da curva de - ROC (DELONG et al., 1988) no entanto, Lobo et al. (2008) ponderam que estas análises entre outros fatores não trazem informações sobre a distribuição espacial do erro do modelo, por atribuir o mesmo “peso” aos erros de omissão e sobre-previsão e pelo teste ser fortemente influenciado pela extensão da área em que os modelos são gerados, por outro lado é um teste independente do limite de corte (geralmente aplicado nas matrizes de confusão), o que permite comparação global do desempenho dos modelos.

De acordo com Elith (2006) bons modelos apresentam valores de AUC maiores que 0.75, apesar de toda controvérsia da literatura quanto a forma de avaliar os modelos, os valores de AUC encontrados nesse estudo sugerem o potencial do algoritmo maxent para modelagem de nicho ecológico das aves em escala local. A maior utilidade dos modelos é evidenciada quando podem ser utilizadas como ferramentas preditivas (para seleção de áreas prioritárias para conservação por exemplo), e não simplesmente meios de explorar relações entre os conjuntos de dados (RUSHTON, 2004).

Sabe-se que quanto maior a área de estudo em relação a distribuição dos pontos maior será o valor de AUC (LOBO et al., 2008), conseqüentemente, mais diferente do

acaso é o modelo. Esse artefato da técnica de avaliação da performance dos modelos que dificulta a interpretação dos resultados, é um tema polêmico, porém a falta de alternativas que as substituam faz com que continuem a ser utilizadas. Neste estudo o desempenho sensivelmente melhor dos modelos da área do Parque Estadual da Serra do Mar podem estar relacionados com esta característica do método de avaliação, não significando necessariamente que tenham tido um desempenho melhor.

A seguir é apresentada uma avaliação biológica dos resultados da modelagem, através de interpretação visual (PHILLIPS, 2006) dos modelos. Esta avaliação é muito importante pois é bastante comum termos um resultado de modelo que estatisticamente é muito bom, mas que biologicamente não o é. O número mínimo de registros para modelagem, definido neste trabalho (n=20), fez com que as espécies usadas para modelagem fossem aquelas mais comuns, e conseqüentemente, com maior distribuição nas áreas de estudo, no entanto algumas espécies como *Saltatos fuliginosus* e *Drymophilla squamata*, mais restritas a áreas de baixada tiveram suas características “capturadas” pelos modelos.

### **2.5.1 Avaliação biológica dos resultados da modelagem**

*Ramphastos vitellinus* – o modelo corresponde com a distribuição geralmente observada em campo (obs. pessoal) para a espécie. Trata-se de uma espécie bastante generalista (SICK, 1997) que demonstra preferência por áreas mais baixas (700m a. n. m.) (GALLETI; PIZZO 2000). *R. vitellinus* alimentam-se basicamente de frutos, principalmente *Euterpe edulis*, *Virola gardneri*, *V. oleifera*. (GALLETI; PIZZO, 2000), o mapa da distribuição das referidas espécies vegetais, podem ajudar a refinar os modelos de distribuição da espécie.

*Pionus maximiliani* – Há evidências que o aninhamento dessas populações possa estar relacionado com a disponibilidades de ocos adequados em arvores (NEWTON, 1994; STOLENSEN; BESSINGER, 1997). Geralmente ocos usados por pscitacideos são feitos por espécies de pica-paus de porte médio ou grande (peso 35 – 264g) (ex. *Dryocopus lineatus*, *Celeus flavencens*, *Veliniornis* spp) em árvores velhas (SICK, 1997; TOYNE; JEFFCOTE, 1994). Geralmente, as grandes espécies de papagaios (ex.

*Amazona* spp., *P. maximiliani*) aumentam a entrada e cavidade dos ninhos dos pica-paus adaptando para o tamanho necessário para seus ninhos. Entretanto, é possível que alguns grandes ninhos usados por essas espécies de papagaios sejam menores que das espécies de pica-paus (ex. *Melanerpes flavifrons*, *Veniliornis* spp., *Piculus* spp.). Ocos de pica-paus e cavidades de árvores também são usados por outras espécies sintópicas de aves (SICK, 1997). Possivelmente informações sobre distribuição de ocos e ou das espécies que os fabricam possam refinar os modelos de *P. maximiliani*.

*Drymophila squamata* – modelos condizem com a realidade. De acordo com Rajão e Cerqueira (2006) *Drymophila squamata* parece ocorrer principalmente até 600 m ao longo da maior parte de sua distribuição geográfica que se estende desde a Bahia até Santa Catarina. Entre as seis espécies de *Drymophila* na Mata Atlântica, somente *D. squamata* (principalmente as populações meridionais) parece não apresentar qualquer preferência por bambu (RIDGELY; TUDOR, 1994; ZIMMER; ISLER, 2003) sendo consideradas como generalistas no uso de substratos de forrageio. A possibilidade de utilizar outros recursos que não bambu pode estar permitindo que essas espécies colonizem áreas na Mata Atlântica onde as outras espécies não podem ocorrer. *Drymophila squamata* só se sobrepõe altitudinalmente com *D. ferruginea*, o que ocorre entre 300 e 600 m. Essas duas espécies são as únicas que ocorrem ao nível do mar ou próximo a ele.

*Brotogeris tirica* – Espécie bastante generalista, facilmente observada em toda extensão do parque e fora dele. É sugerida a verificação de possível erro de omissão nas áreas não previstas pelo modelo (CORDEIRO, 2003).

*Chiroxiphia caudata* – Esta espécie é uma das aves mais comumente encontrada em fragmentos de sub-bosque perturbados na Mata Atlântica (ALEIXO; VIELLIARD, 1995; WILLIS, 1979). Pode ter alguma vantagem ecológica sobre as espécies de aves especialistas. A avaliação da ocorrência da espécie nas áreas não previstas pelo modelo poderia, caso não se trate de erro de omissão, a compreender aspectos importantes da ecologia desta espécie.

*Ramphodon naevius* – De acordo com Piacentini (2006), a espécie é a mais generalista entre as aves polinizadoras de bromélias. E segundo Araujo et al. (1994), a espécie é a principal polinizadora de bromélias – e a única polinizadora das espécies *Vriesea carinata*, *V. ensiformes* e *V. incurvata*. A incorporação de mapas de distribuição dessas bromélias possivelmente refinaria os modelos de distribuição de *R. naevius*.

*Parula pityaiumi* – Modelos em concordância com as observações de campo. De acordo com Dingle e Greeney (2009) trata-se de uma espécie generalista, residente e razoavelmente comum em toda a sua distribuição que se estende desde o sul do Texas nos EUA até o norte da Argentina, ocorrendo em grande variedade fisionomias florestais.

*Herpsilochimus rufimarginatus* – Alimenta-se de insetos e é encontrada forrageando no interior e na borda de florestas de úmidas, em florestas estacionais semidecíduas, na restinga arbórea e nas matas ciliares (ISLER; WHITNEY 2002; RIDGELY; TUDOR, 1994; ZIMMER; ISLER, 2003). Passa bastante tempo forrageando uma mesma área (LOPES et al., 2006), que sugere que se alimentem de presas mais ocultas na vegetação (ROBSON e HOLMES, 1982), assim como *Dysithamnus mentalis*, *Hypoedaleus guttatus* e *Thamnophilus caerulecens* (LOPES et al., 2006) o que sugere sobreposição de nicho com essas espécies embora *H. rufimarginatus* seja menos tolerante a altitude (LOPES et al., 2006). Possivelmente na área do NSS a espécie esteja ocupando o nicho dessas outras espécies. O baixo número de observações em campo dessas espécies durante o trabalho a fase de campo deste trabalho corroboram com essa hipótese.

*Xiphorhynchus fuscus* – As variáveis ambientais usadas para gerar o modelo de distribuição da espécie foram capazes de prever as necessidades da espécie estando de acordo com as observações de campo e o previsto na literatura. *X. fuscus* é residente anual ao longo de toda a sua ocorrência e habita os principais tipos de florestas da Mata Atlântica, desde altitude próximas ao nível do mar até mais de 1000m

(MARANTZ et al., 2003). É uma ave abundante e habita o sub-bosque de matas primárias e secundárias tardias (STOTZ et al., 1996), com preferência àquelas porções da floresta com sub-bosque denso, mas sem taquaras (CABANNE, 2009).

*Atilla rufus* – É vista tanto nas copas das árvores quanto no chão, sua alimentação é variada, constituída de borboletas que apanha em vôo, formigas, pererecas e bagas (ANDRADE, 1992). Seus hábitos alimentares, dificultam a amostragem para modelagem de nicho ecológico, uma vez que a espécie parece “acompanhar” o pesquisador na trilha para capturar os insetos espantados por este durante o deslocamento.

*Trogon viridis* – Modelos dos experimentos NSS e PESM carecem de observações de campo. *T. viridis* alimenta-se de insetos, completando sua dieta com frutos, principalmente de *E. edulis* (REMSSEN; HYDE; CHAPMAN, 1993), mas de acordo com Galletti e Aleixo, 1998 não parece ser afetada pelo período de frutificação de *E. edulis*.

*Coragapis atratus* – Espécie generalista muito comum em todo o parque. A semelhança do modelo gerado com o mapa de altitude (não incorporado ao algoritmo durante o treinamento do modelo) sugere alguma relação da espécie com os paredões existentes na área. Provavelmente associadas a possibilidade de formação de térmicas, essenciais para o vôo da espécie (PENNYCUICK, 1983).

*Turdus albicollis* – Espécie muito comum, de ocorrência coerente com a distribuição prevista pelo modelo do experimento NSS. A área de ocorrência não prevista pelo modelo do experimento PESM carece de investigação, para compreensão do padrão de distribuição e necessidades da espécie ou identificação de erro de omissão do modelo.

*Dysithamnus mentalis* – Espécie que compartilha nicho com *Thaminophilus caerulecens* e *Pyriglena leucoptera*, mas que não tem os territórios sobrepostos na Amazônia (DUCA et al., 2006). No presente estudo, as distribuições concordam com as observações de campo. É sugerida a investigação da sobreposição de nicho com

*Dysithaminus stictotorax*, comum na baixada (CORDEIRO, 2003), mas que teve poucos registros (n=2) durante a coleta de dados neste trabalho.

*Tangara seledon* – Modelos condizem com a realidade. Espécie generalista bastante comum em toda área do PESH (ALEIXO, 1999; AZEVEDO, 2006; DEVELEY, 2006; FREITAS et al., 2007; OLIVEIRA et al., 2007).

*Conopophaga lineata* – Modelos condizem com a realidade. O conhecimento sobre a biologia e ecologia da espécie está restrito a registros isolados de nidificação (STRAUBE, 1989), no entanto é uma espécie comum e citada com frequência nos trabalhos de levantamento na área do PESH (DEVELEY, 2006; GOUVEA et al., 2005; STRAUBE, 2008; TELINO JUNIOR, 2005; WILLIS, 2002).

*Basileuterus culicivorus* – Modelos carecem investigação de campo para avaliação de possíveis erros de omissão pelo modelo nas áreas previstas como ausência. Trata-se de uma espécie muito comum, citada com frequência nos trabalhos de levantamentos em áreas de Mata Atlântica (ALEIXO, 1999; AZEVEDO, 2005; CORREA et al., 2008; DARIO et al., 2002; DEVELEY, 2006; DONATELLI et al., 2004; MACHADO; FONSCECA, 2000; MELO JUNIOR et al., 2001; NAKA et al., 2002; NEVES, 2004; STRAUBE, 2008; TELINO JUNIOR et al., 2005).

*Habia rubica* – Modelos para espécie carecem de refinamentos. O modelo do experimento A sugere forte relação da espécie com a distância da rede de drenagem. De acordo com Develey e Peres (2000) a espécie tem importância na manutenção da coesão e estabilidade de bandos mistos, é possível que a relação sugerida pelo modelo se dê na necessidade da espécie de ter a vocalização propagada, no entanto, são necessários estudos complementares para investigar tal hipótese.

*Tachyphonus coronatus* – O conjunto de pontos utilizado e/ou variáveis ambientais disponíveis para modelagem na área não foram capazes de gerar bons modelos para esta espécie. Espécie comum, facilmente observada em toda área do Parque Estadual

da Serra do Mar, seu registro é bastante freqüente em diversos trabalhos de levantamento em áreas de Mata Atlântica. (ALEIXO, 1999; AZEVEDO, 2006; CORRÊA et al., 2008; DARIO et al., 2002; DEVELEY et al., 2006; DONATELLI et al., 2004; FADINI; MARCO JUNIOR, 2004; FARIA et al., 2006; GUIMARÃES; GUIMARÃES, 2006;; MACHADO, 2000; NAKA et al., 2002; PENSE; CARVALHO, 2005).

*Thalurania glaucops* – Espécie generalista (FEINSINGER; COLWELL, 1978 apud BUZATO et al., 2000), comum em toda área do PESM, frequente nos levantamentos de avifauna de Mata Atlântica (ALEIXO, 1999; AZEVEDO, 2005; DÁRIO, 2002; DEVELEY; PERES, 2000; DEVELEY; MARTENSEN 2006; DONATELLI et al., 2004; GOUVÊA et al., 2005; MACHADO; SEMIR, 2006; NAKA et al., 2002; STRAUBE, 2008; TELINO-JUNIOR et al., 2005). Modelos condizem com a realidade em ambos os experimentos.

*Saltator fuliginosus* – Espécie típica de baixada. Modelos condizem com a realidade. Observações de campo apontam possível associação da espécie com frutificação de bambus. A incorporação da distribuição de taquaral na área modelada é sugerida como forma de melhorar a performance dos algoritmos para esta espécie.

*Baryphthengus ruficapillus* – Modelo condiz com a realidade. .Resultado concorda com as observações feitas em campo. No entanto a bibliografia sobre informações com relação a ecologia da espécie é bastante insipiente.

*Drymophila malura* – Modelos condizem com a realidade. Espécie comum ocorre desde as baixadas até 1900m (ANJOS, 2002; BELTON 2000; PARKER et al., 1996; RIDGELY; TUDOR, 1994; ZIMMER; ISLER, 2003). *D. malura*, juntamente com *D. squamata*, são as espécies do gênero que apresentam menor associação com bambus na Mata Atlântica, sendo consideradas como generalistas no uso de substratos de forrageio (LEME, 2001; RYDGELY; TUDOR, 1994; ZIMMER; ISLER, 2003). A possibilidade de utilizar outros recursos que não o bambu pode estar permitindo que essas espécies colonizem áreas na Mata Atlântica onde as outras espécies de *Drymophila* não podem ocorrer (RAJÃO; CERQUEIRA, 2006).

## 2.6 Conclusão

O algoritmo Maxent é uma ferramenta útil na geração de modelos estatisticamente bons e biologicamente coerentes em escala local, para espécies de aves do Núcleo São Sebastião e do Parque Estadual da Serra do Mar, no entanto deve-se ter atenção especial durante a escolha das espécies, se limitando àquelas cujas camadas ambientais disponíveis para a área sejam de importância sabidamente relevante para a espécie.

Embora seja possível conseguir bons modelos para áreas maiores (PESM) a partir de dados coletados em áreas reduzidas (NSS), devido as características dos métodos de validação dos modelos, sempre que possível deve-se ter um conjunto de amostras melhor distribuídos possível, ou reduzir a área de estudo (modelagem), afim de se obter modelos mais consistentes.

## Referências

ALEIXO, A. Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic Forest. **The Condor**, Los Angeles, v. 101, p. 537-548, 1999.

ALEIXO, A.; VIELLIARD, J. M. E. Composição e dinâmica da avifauna da mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v.12, n. 3, p. 493-511, 1995.

ANDERSON, R.P.; LEW, D.; PETERSON, A.T. Using intermodel variation in error components to select best subsets of ecological niche models. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 162, p. 211-232, 2003.

ANDRADE, M. A. **Aves silvestres Minas Gerais**. Belo Horizonte: Conselho Internacional para a Preservação das Aves, 1992. 176 p.

\_\_\_\_\_. **A vida das aves**. Belo Horizonte: Fundação Acangaú, 1993.160 p.

ANJOS, L. dos. Forest bird communities in the Tibagi river hydrographic basin, southern Brazil. **Ecotropica**, Ulm, v. 8, p. 67-79. 2002.

ARAÚJO, A.C.; FISCHER, E.A.; SAZIMA, M. Floração seqüencial e polinização de três espécies de Vriesea (Bromeliaceae) na região da Juréia, sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 17, n. 2, p. 113-118, 1994.

ARAÚJO, M.B.; GUIBAN, A. Five (or so) challenges for species distribution modelling. **Journal of Biogeography**, London, v. 33, n.10, p. 1677-1688, Oct. 2006.

AZEVEDO, M.A.G. Contribuição de estudos para licenciamento ambiental ao conhecimento da avifauna de Santa Catarina, Sul do Brasil. **Biotemas**, Florianópolis, v. 19, n. 1, p. 93-106, 2005.

BELTON, W. **Aves do Rio Grande do Sul**: distribuição e biologia. São Leopoldo: Ed. Unisinos, 2000. 584 p.

BUZATO, S.; SAZIMA, M.; SAZIMA, I. Hummingbird-pollinated floras at three Atlantic Forest sites. **Biotropica**. Washington, v. 32, n. 4, p. 824-841, 2000.

CABANNE, G.S. **Padrões de distribuição geográfica de linhagens intra-específicas e processos demográficos históricos em aves da Floresta Atlântica**. 2009. 19 p. Tese (Doutorado em Biologia/Genética) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

CORDEIRO, P.H.C. A Fragmentação da Mata Atlântica no Sul da Bahia e suas implicações na conservação dos psitacídeos In: PRADO, P.I.; LANDAU E.C.; MOURA, R.T.; PINTO, L.P.S.; FONSECA, G.A.B.; ALGER K.N. (Org.) **Corredor de biodiversidade da Mata Atlântica do Sul da Bahia**. Instituto de Estudos Sócio-Ambientais do Sul da Bahia e Conservation International do Brasil, 2003.

CORREA, L.; BAZÍLIO, S.; WORDAN, D.; BOESING A. L. Avifauna da Floresta Nacional de Três Barras (Santa Catarina, Brasil). **Atualidades Ornitológicas**, Ivaipora, v. 143, p. 38-42, 2008.

DÁRIO, F.R.; VINCENZO, M.C.V.; ALMEIDA, A.F. Avifauna em Fragmentos da Mata Atlântica. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 32, n. 6, p. 989-996, 2002.

DEAN, W. **With broadax and firebrand**: the destruction of the Brazilian Atlantic Forest. Berkeley: University of California Press, 1997.

DEH. **Normalized difference vegetation index**. Department of Environmental and Heritage. 2004. Disponível em: <<http://www.deh.gov.au/erin/ndvi/ndvi.html>>. Acesso em: 02 fev. 2009.

DELONG E.R.; DELONG D.M.; CLARKE-PEARSON DL. Comparing the areas under two or more correlated receiver operating characteristic curves: a nonparametric approach. **Biometrics**. Washington, v. 44, p. 837–845, 1988.

DEVELEY, P.F.; MARTENSEN, A. As aves da Reserva do Morro Grande (Cotia, SP). Campinas. **Biota Neotropica**, Belo Horizonte, v. 6, n. 2, p. 1-16, 2006.

- DEVELEY, P.F.; PERES C.A. Resource seasonality and the structure of mixed species bird flocks in a coastal Atlantic forest of southeastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**. Cambridge, v. 16, p. 33-53, 2000.
- DINGLE, C.; GREENEY, H.F. Nesting of the Tropical Parula *Parula pitiayumi* in eastern Ecuador. **Cotinga**, Sandy, v. 31, p. 112-114, 2009.
- DONATELLI, R.J.; COSTA, T.V.V.; FERREIRA, C.D. Dinâmica da avifauna em fragmento de mata na Fazenda Rio Claro, Lençóis Paulista, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v. 21, n. 1, p. 97-114, 2004.
- DUCA, C.; GUERRA, T.J.; MARINI, A.M. Territory size of three Antbirds (Aves, Passeriformes) in na Atlantic Forest fragment in southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v. 23, p. 692-698, 2006.
- EGBERT, S.L.; ORTEGA-HUERTA, M.A.; MARTINEZ-MEYER, E.; PRICE, K.P.; PETERSON, A.T. **Time-series analysis of high-temporal resolution AVHRR NDVI**. . 2000. Imagery of Mexico. 504p.
- ELITH, J.; BURGMAN, M.A. Predictions and their validation: rare plants. In: SCOTT, J.M.; HEGLUND, P.J.; MORRISON, M.L.; HAUFLE, J.B.; RAPHAEL, M.G.; WALL, W.A; SAMSON, F.B. (Ed.). **The central highlands, Victoria, Australia**. Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale. Washington: Island Press, 2002. p. 303–313.
- ELITH, J.; GRAHAM, C.H. NCEAS Modelling Group. Novel methods improve prediction of species? Distributions from occurrence data. **Ecography**, Copenhagen, v. 29, n. 2, p. 129-151, Apr. 2006.
- FADINI, R.F., MARCO JR., P. Interações entre aves frugívoras e plantas em um fragmento de mata atlântica de Minas Gerais. **Ararajuba**, Rio de Janeiro, v. 1, n. 2, p. 97-103, 2004.
- FARIA, C.M.A.; RODRIGUES, M.; AMARAL, F.Q.; MÓDENA, E.; FERNANDES, A.M. Aves de fragmento de Mata Atlântica no alto do Rio Doce, Minas Gerais: colonização e extinção. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Pualo, v. 23, n. 4, p. 1217-1230, 2006.
- FIELDING, A.H.; BELL, J.F. A review of methods for the assessment of prediction error in conservation presence/absence models. **Enviromental Conservation**, Manchester, v. 24, n. 1, p. 38-49, Mar. 1997.
- FONSECA, C.R. Towards an ecologically sustainable forestry in the Atlantic forest. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, p. 1209–1219, 2009.
- FREITAS, M.A.; THAIS, F.S.S.; CLARLECI, S.S. Levantamento e monitoramento da avifauna da Fazenda Palmeiras, Itapebi, Bahia. **Atualidades Ornitológicas**, Ivaipora, v. 137, p. 43-47, maio/jun. 2007.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2000–2005**. São Paulo, Fundação SOS Mata Atlântica; Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2008.

GAESE-BOHNING, K.; TAPER, M.L.; BROWN, J.H. Avian community dynamics are discordant in space and time. **Oikos**, København, v. 70, p. 121-126, 1994.

GALETTI, M.; ALEIXO, A. Effects of palm heart harvesting on avian frugivores in the Atlantic rain forest of Brazil. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 35, p. 286-293, 1998.

GALLETTI, M.; LAPS, R.; PIZO, M. Frugivory by Toucans (Ramphastidae) at Two Altitudes in Atlantic Forest of Brazil. **Biotropica**, Washington, v. 32, n. 4b, p. 842-850, 2000.

GOUVÊA, E.R.; GOUVÊA, E.; PIRATELLI, A. Comunidades de aves de sub-bosque em uma área de entorno do Parque Nacional de Itatiaia, Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v. 22, n. 4, p. 859-866, 2005.

GUIMARÃES, M.A.; GUIMARÃES, P.L.C. Levantamento preliminar da avifauna da Serra de Sapiatiba, região dos lagos, Rio de Janeiro, Brasil. **Atualidades Ornitológicas**, Ivaipora, v. 133, p. 1-5, 2006.

GUIAN A.; ZIMMERMANN N.E. Predictive habitat distribution models in ecology. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 135, n. 2, p. 147–186, Dec. 2000.

GUIAN, A.; THUILLER, W. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. **Ecology Letters**, Oxford, v. 8, p. 993–1009, 2005.

GUTBERLET, J. **Cubatão**: desenvolvimento, exclusão social e degradação ambiental. São Paulo: EDUSP; FAPESP, 1996. 244 p.

ISLER, P.R.; WHITNEY, B.M. **Songs of the antbirds**: Thamnophilidae, Formicariidae, and Conopophagidae. Ithaca; New York: Macaulay Library of Natural Sounds, Cornell Laboratory of Ornithology, 2002.

LEME, A. Foraging patterns and resource use in four sympatric species of antwrens. **Journal of Field Ornithology**, Tulsa, v. 72, n. 2, p. 221-227, 2001.

LOBO, J.M.; JIMÉNEZ-VALVERDE, A.; REAL, R. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 17, p. 145–151, 2008.

LOPES, S.F.; BALDIM, R.F.; ANDREUCCI, L.A. Caracterização da Avifauna no Instituto Estadual de Floresta do Município de Bebedouro-SP, **Revista Fafibe**, Bebedouro, v. 3, p. 1-6, 2007.

LOPES, V.L.; VOLPATO, G.H.; MENDONÇA, L.B.; FÁVARO, F.L.; ANJOS, L. Abundância, microhabitat e repartição ecológica de papa-formigas (Passeriformes, Thamnophilidae) na bacia hidrográfica do rio Tibagi, Paraná, Brasil. **Rev. Bras. de Zoologia**, São Paulo, v. 23, n. 2, p. 395-403, jun. 2006.

MACHADO, C.G.; SEMIR, J. Fenologia da floração e biologia floral de bromeliáceas ornitófilas de uma área da Mata Atlântica do Sudeste brasileiro. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 29, n. 1, p. 163-174, jan./mar. 2006.

MACHADO, R.B.; FONSECA, G.A.B. The avifauna of Rio Doce Valley, south east ern Brazil, a highly fragmented area. **Biotropica**, Washington, v. 32, n. 4b, p. 914-924, 2000.

MARANTZ, C.A.; ALEIXO, A.; BEVIER, L.R.; PATTEN, M.A. Family Dendrocolaptidae (woodcreepers). In: DEL HOYO, J.; ELLIOTT, A.; CHRISTIE, D.A. (Ed.). **Handbook of the birds of the world**. Barcelona: Lynx Edicions, 2003. v. 8, p. 358–447.

MATARAZZO-NEUBERGER; W.M. Avifauna urbana de dois municípios da Grande São Paulo. **Acta Biológica Paranaense**, Curitiba, v.121, n. 4, p. 89-106, 1992.

MELO- JUNIOR, T.; VASCONCELOS, M.F.; FERNANDES, G.W.; MARINI, M.A. Bird species distribution and conservation in Serra do Cipó , Minas Gerais, Brazil. **Bird Conservation International**, Cambridge, v. 11, p. 189–204, 2001.

METZGER, J. P. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, p. 1138-1140, 2009.

MITTERMEIER, R.A.; GIL, P.R.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, J.; MIITERMEIER, C.G.; LAMOURUX, J.; FONSECA, G.A.B. **Hotspots tevisited**: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Washington: Cemex, 2005.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v. 403, p. 853–858, 2000.

NAKA, L.N.; RODRIGUES, M.; ROOS, A.L.; AZEVEDO, M.A.G. Bird conservation on Santa Catarina Island, Southern Brazil. **Bird Conservation International**, London, v. 12, p. 123-150, 2002.

NEVES, R.M.L. **Estudo da avifauna em quarto fragmentos de Mata Atlântica no Estado de Pernambuco, Brasil**. 2005. 107 p. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2005.

NEWTON, I. The role of nest sites in limiting the numbers of hole-nesting birds: a review. **Biological Conservation**, Essex, v. 70, p. 265–276, 1994.

OLIVEIRA, G.; BARRETO, B.S.; PINTO, M.P.; DINIZ FILHO, J.A.F.; BLAMIRE, D. Padrões espaciais de diversidade da Família Emberizidae (Aves: Passeriformes) e seleção de áreas prioritárias para conservação no Cerrado. **Lundiana**, Belo Horizonte, v. 8, n. 2, p. 97-106, 2007.

PACHECO, J.F., BAUER, C. Estado da arte da Ornitologia na Mata Atlântica e Campos sulinos. In: **Workshop para avaliação e ações prioritárias para a conservação do bioma Floresta Atlântica e Campos sulinos**. 40p.1999.

PARDINI, R. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: a multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, p. 1178–1190, 2009.

PARKER, T.A., STOTZ, D.F.; FITZPATRICK, J.W. Ecological and distributional databases, In: STOTZ, D.F.; FITZPATRICK, J.W.; PARKER, T.A.; MOSKOVITS, D.K. (Ed.). **Neotropical birds: ecology and conservation**. Chicago: University of Chicago Press, 1996. p. 131-146.

PARRA, J.L.; GRAHAM, C. .; FREILE, J.F. Evaluating alternative data sets for ecological niche models of birds in the Andes. **Ecography**, Copenhagen, v. 27, p. 350-360. 2004.

PARUELO, J.M.; JOBBGY, E.G.; SALA, O.E. Current distribution of ecosystem functional types in temperate South America. **Ecosystems**, Amsterdam, v. 4, p. 683-698. 2001.

PEARSON, R.G.; DAWSON, T.P. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 12, p. 361–371, 2003.

PENNYCUICK, C.J. Thermal soaring compared in three dissimilar tropical bird species, *Fregata magnificens*, *Pelecanus occidentals* e *Coragyps atratus*. **Journal of Experimental Biology**, London, v. 102, p. 307-325, 1983.

PENSE, M.R.; CARVALHO, A.P.C. Biodiversidade de aves do Parque Estadual do Jaraguá (SP). **ConScientiae Saude**, São Paulo, v. 4, p. 55-62, 2005.

PETERSON, A.T. Predicting the geography of species\_ invasions via ecological niche modelling. **Quarterly Review of Biology**, New York, v. 78, p. 419–433, 2003.

PHILLIPS, S.J.; ANDERSON, R.P.; SCHAPIRE, R.E. Maximum entropy modelling of species geographic distributions. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 190, n. 3/4, p. 231-259, Jan. 2006.

PIACENTINI, V.Q. **Relações entre bromélias e uma comunidade de beija-flores numa área de Floresta Ombrófila Densa do Sul do Brasil**. 2006. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

RAJÃO, H.; CERQUEIRA, R. Distribuição altitudinal e simpatria das aves do gênero *Drymophila Swainson* (Passeriformes, *Thamnophilidae*) na Mata Atlântica. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v. 23, n. 3, p. 597–607, set. 2006.

RANDIN, C.F.; DIRNBÖCK, T.; DULLINGER, S.; ZIMMERMANN, N.E.; ZAPPA, M.; GUIBAN, A. Are niche-based species distributions models transferable in space? **Journal of Biogeography**, Amsterdam, v. 33, n. 10, p. 1689-1703, Oct. 2006.

REMSEN JR., J.V., HYDE M.A., CHAPMAN A. The Diets of Neotropical Trogons, Motmots, Barbets and Toucans. **The Condor**, Los Angeles, v. 95, n. 1, p. 178-192, Feb. 1993.

RIBEIRO, M.C., METZGER, J.P., MARTENSEN, A.C., PONZONI, F., HIROTA, M. Brazilian Atlantic forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Amsterdam, v. 142, p. 1141–1153, 2009.

RIDGELY, R., G. TUDOR. **The birds of South America**. Austin: University of Texas Press, 1994. v. 2, 814 p.

ROBSON, S.K., HOLMES, R.T. Foraging behavior of forest birds: the relationships among search tactics, diet and habitat structure. **Ecology**, Durham, v. 63, p. 1913-1918, 1982.

RODRIGUES, R.R.; LIMA, R.A.F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experiences in the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, Amsterdam, v. 142, p. 1242–1251, 2009.

ROURA-PASCUAL, N.; SUAREZ, A.; GOMEZ, C.; PONS, P.; TOUYAMA, Y.; WILD, A.L.; PETERSON, A.T. Geographic potential of Argentine ants (*Linepithema humile* Mayr) in the face of global climate change. **Proceedings of the Royal Society of London**, London, v. 271, p. 2527-2535, 2005.

RUSHTON, S.P.; ORMEROD, S.J.; KERBY, G. New paradigms for modelling species distributions? **Journal of Applied Ecology**, Amsterdam, v. 4, p. 193-200, 2004.

SÃO PAULO. Decreto nº 10251, de 30 de agosto de 1977. Cria o Parque Estadual da Serra do Mar e d[á] providências correlatas. Secretaria do Governo, 30 de ago, 1977.

SICK, H. **Ornitologia brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997.

SILVA, C.A. **bandos de aves frugívoras na Reserva Biológica de Paranapiacaba, em Santo André**. 1997. 31 p. Monografia (Bacharelado) – Faculdade de Ciências

Biológicas e da Saúde, Universidade Metodista de São Paulo, São Bernardo do Campo, 1997.

SOBERON, J.M.; PETERSON, A.T. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. **Biodiversity Informatics**, Oxford, v. 2, p. 1-10, 2005.

STOCKWELL, D.R.B. Improving ecological niche models by data mining large environmental datasets for surrogate models. **Ecological Modelling**, Amsterdam, 2006.

STOCKWELL, D.R.B.; NOBLE, I.R. Induction of sets of rules from animal distribution data: A robust and informative method of analysis. **Mathematics and Computers in Simulation**, Essex, v. 33, p. 385-390, 1992.

STOCKWELL, D.R.B.; PETERSON, A.T. Effects of sample size on accuracy of species distribution models. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 148, p. 1-13, 2002.

STOCKWELL, D.R.B.; PETERSON, A.T. Controlling bias in biodiversity data. In: SCOTT, J.M.; HEGLUND, P.J.; MORRISON, M.L. (Ed.). **Predicting species occurrences: issues of scale and accuracy**. Washington: Island Press, 2002. p. 537-546.

STOLENSEN, S.H.; BEISSINGER, S.R. Hatching asynchrony in parrots: Boon or bane for sustainable use? In: CLEMMONS, J.R.; BUCHOLZ, R. (Ed.). **Behavioral approaches to conservation in the wild**. Cambridge: Cambridge University Press, 1997. p. 157-180.

STOMS, D.M.; HARGROVE, W.W. Potential NDVI as a baseline for monitoring ecosystem functioning. **International Journal of Remote Sensing**, Basingstoke, v. 21, p. 401-407, 2000.

STOTZ, D.F.; FITZPATRICK, J.W.; PARKER, T.A.; MOSKOVITS, D.K. **Neotropical birds: ecology and conservation**. Chicago: University of Chicago Press, 1996.

STRAHLER, A.H.W.; LUCHT, C.B.; SHAAF, T.; TSANG, F.; GAO, X. LI.; MULLER, J.P.; LEWIS, P.; BARNESLEY, M.J. **MODIS BRDF/Albedo Product: algorithm theoretical basis document (Version 5)**, 1999.

STRAUBE, F.C. Notas bionômicas sobre *Cinopophaga melanops* (Vieillot, 1818) no estado do Paraná. **Biotemas**, Florianópolis, v. 2, n. 1, p. 91-95, 1989.

\_\_\_\_\_. Avifauna da fazenda Barra Mansa (Arapoti, Paraná), com anotações sobre a ocupação de monoculturas de essências arbóreas. **Atualidades Ornitológicas**, Ivaipora, v. 142, p. 46-50, 2008.

- TELINO-JUNIOR, W.R. **Avifauna de fragmentos de Mata Atlântica na Zona da Mata de Pernambuco, Brasil, com ênfase na estrutura trófica**. 2006. 77 p. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2006.
- TELINO-JUNIOR, W.R.; DIAS, M.M.; AZEVEDO JUNIOR, S.M.; LYRA-NEVES, R.M.; LAZARRAZÀBEL, M.E.L. Estrutura trófica da avifauna na Reserva Estadual de Gurjaú, Zona da Mata Sul, Pernambuco, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 22, n. 4, p. 962-973, 2005.
- TOYNE, E.P.; JEFFCOTE, M.T. Nesting records of Pionus species in southern Ecuador. **Bull BOC**, Oxford, v. 114, p. 124–127, 1994.
- UEHARA-PRADO, M. Selecting terrestrial arthropods as indicators of small-scale disturbance: a first approach in the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**. Amsterdam, v. 142, p. 1220–1228, 2009.
- UNIVERSITY OF MARYLAND. **AVHRR NDVI Data Set**. College Park: University of Maryland, 2001. Disponível em: <<http://glcf.umiacs.umd.edu/index.shtml>>. Acesso em: 02 fev. 2009.
- VERHOEF, W.; MENENTI, M.; AZZALI, S.A. Colour composite of NOAA-AVHRR-NDVI based on time series analysis (1981-1992). **International Journal of Remote Sensing**, Basingstoke, v. 17, p. 231-235, 1996.
- WILLIS, E.O. Effects of a cold wave on an Amazian avifauna in the upper Paraguay drainage, western Mato Grosso, and suggestions on oscine-suboscine relationships. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 6, p. 379-394, 1976.
- WILLIS, E.O.; ONIKI, Y. Birds of Santa Teresa, Espírito Santo, Brazil: do humans add or subtract species. **Papéis Avulsos de Zoologia**. São Paulo, v. 42, n. 9, p. 193-264, 2002.
- ZIMMER, K.J.; ISLER, M.L. Family Thamnophilidae (typical antbirds). In: DEL HOYO, J; ELLIOT, A.; CHRISTIE, D.A. (Ed.). **Handbook of the birds of the world**. Barcelona: Lynx Ediciones, 2003. v. 8, p. 448-681.



### **3 AVALIAÇÃO DOS ALGORITMOS MAXENT, GARP E ENVIROMETAL DISTANCE PARA MODELAGEM DE NICHOS FUNDAMENTAL DE AVES DO NÚCLEO SÃO SEBASTIÃO DO PARQUE ESTADUAL DA SERRA DO MAR – SP**

#### **Resumo**

O desenvolvimento de modelos de distribuição potencial de espécies tornou-se um componente importante do planejamento de conservação nos últimos anos, e uma grande variedade de técnicas de modelagem têm sido desenvolvidas para esta finalidade. Esses modelos utilizam associações entre as variáveis ambientais e registros de ocorrência das espécies para identificar condições ambientais em que as populações podem ser mantidas e estimar a distribuição espacial dos ambientes que contém tais condições em uma determinada área de estudo. Diversos trabalhos recentes, indicam que deve haver mudanças significativas no conhecimento dos padrões de diversidade e endemismos a medida que estudos forem sendo conduzidos no sentido de coletar e sintetizar dados de ocorrência existentes. Este estudo comparou o desempenho da aplicação de três algoritmos de modelagem de nicho fundamental de espécies na predição da distribuição de 23 espécies de aves no Núcleo São Sebastião do Parque Estadual da Serra do Mar utilizando dados de um levantamento sistemático da avifauna deste núcleo e as variáveis ambientais disponíveis para modelagem em escala local. O parâmetro utilizado para analisar o desempenho e definir os melhores modelos preditivos foi o valor de AUC, os modelos ainda foram avaliados através da matriz de confusão para acessar os erros de omissão, através do Teste Binomial Duas proporções no BioEstat 5.0 e quanto a área mínima estimada. O algoritmo Maxent apresentou o melhor desempenho, tendo sido capaz de produzir mapas de predição da distribuição estatisticamente bons e biologicamente coerentes para um maior número de espécies entre as 23 estudadas. O GARP foi o algoritmo que apresentou as menores áreas com predição de presença, no entanto este algoritmo também apresentou as maiores taxas de omissão. Neste estudo o algoritmo Environmental Distance não apresentou um bom desempenho, produzindo os mapas mais generalistas, com baixos valores de AUC, Estudos complementares, de avaliação dos algoritmos a partir de um número menor de registros de ocorrência, e incorporação de outras informações ambientais, a medida que estas forem sendo produzidas, são necessários para elucidar as melhores técnicas de modelagem de nicho fundamental para a avifauna do PESH.

Palavras-chave: Aves; Modelagem de nicho ecológico; Maxent, GARP, Environmental Distance

#### **Abstract**

The understanding of geographical distribution patterns of species has become an important part of planning and conservation of ecosystems in the late years and a wide variety of techniques for modelling has been developed for thus purpose. These techniques make use of association between environmental variables and occurrence

record of species to identify environmental conditions in which populations can be maintained and also estimate the spatial distribution of the spots that have such conditions in a determined study area. Various recent scientific papers point that there must be significant changes in the comprehension of the diversity and endemism patterns as long as researches are conducted to collect and synthesize occurrence data existent nowadays. This paper has compared the fulfillment of 3 algorithms for modelling fundamental niche of 23 bird species of the Nucleo Sao sebastiao in Paque Estadual da Serra do Mar using data from a systematic survey of its avifauna and available environmental variables in local scale. The parameter used to evaluate fulfillment and define the best models was the AUC value. They were also tried out through the confusion matrix to establish the omission rate and take the binomial test of 2 proportions. Besides the tests mentioned above they were also evaluated as for the estimated minimum area and ecological coherence. Maxent algorithm has presented the best performance in prediction of maps for prediction and distribution which are statistically good and ecologically reliable for the brightest number of 23 species approached. GARP was the one that presented the smallest areas in presence predictions nonetheless it has also shown the brightest omission rates. In the present study the Environmental Distance didn't show a good performance because it produced the most generalist maps and low AUC values. Complementary studies of the algorithms from a small number of occurrence data and other environmental information aggregation (as they are being produced for they don't exist by now) will elucidate the best modelling techniques for the avifauna in Núcleo São Sebastião.

Keywords: Birds; Ecological niche modelling; Maxent; GARP; Environmental distance

### 3.1 Introdução

Planos para estratégias de conservação da avifauna regional necessitam de um detalhado conhecimento da riqueza, dos padrões de endemismo e da distribuição espacial das espécies (CAVALCANTI, 1999). Alguns trabalhos já demonstraram que, quanto mais estudos forem conduzidos no sentido de coletar dados de distribuição, ou mesmo estudos que melhor sintetizem os dados de distribuição já conhecidos, poderão ocorrer mudanças significativas a respeito do que se sabe dos padrões de diversidade e endemismo pré-estabelecidos (HEYER, 1988; BROWN; BROWN, 1993).

O conhecimento da distribuição e da historia natural de muitas espécies, de forma quase universal, é escasso (PETERSON et al., 1998; FERIA; PETERSON, 2002). Este fato, somado a fragmentação do habitat, tem levado pesquisadores a se concentrar em uma visão mais ampla, como ecologia da paisagem, sistemas de

informação geográfica e sensoriamento remoto (PETERSON et al., 2000). Uma ferramenta que tem sido amplamente utilizada é a construção de modelos ecológicos para prever a distribuição das espécies. Inferências acerca da distribuição potencial das espécies, podem ser obtidas com auxílio de ferramentas computacionais diversas. Há vários sistemas que possibilitam inferir sobre a distribuição potencial de espécies, tais como o BIOCLIM (FARBER; KADMON, 2003), General Linear Model (GLM) (McCULLAGH; NELDER, 1989), Domain (CARPENTER et al., 1993) e Genetic Algorithm Rule-Set Production (GARP) (STOCKWELL; PETERSON, 1999).

A análise do Maxent baseia-se no princípio da máxima entropia, que diz que a melhor aproximação para uma distribuição de probabilidades desconhecida é aquela que satisfaça qualquer restrição à distribuição. Entropia baseia-se na quantidade de escolhas envolvendo a seleção de um evento. Trata-se de um método pra realizar previsões ou inferências a partir de informações incompletas. É aplicado em áreas como astronomia, reconstrução de imagens e processamento de sinal. A aplicação de máxima entropia na geração de MDEs é estimar a probabilidade de ocorrência da espécie encontrando a distribuição de probabilidade da máxima entropia (que é a distribuição mais espalhada, mais próxima da distribuição uniforme), submetidas a um conjunto de restrições que representam a informação incompleta sobre a distribuição alvo. A informação disponível sobre a distribuição da espécie constitui um conjunto de valores tomados como verdades (oriundos dos dados de presença) e suas restrições são os valores esperados de cada valor que devem corresponder às médias para o conjunto de dados tomados da distribuição alvo. Os valores reais correspondem aos valores dos pixels da área de estudo na qual a espécie está presente, ou seja, aos valores das camadas ambientais utilizadas nesses pixels. O presente trabalho tem como objetivo identificar áreas de potencial distribuição de 23 espécies de aves da Mata Atlântica.

A análise GARP (Genetic Algorithm for Rule-set Production) (PETERSON; COHOON, 1999) aplica métodos de modelagem usando inteligência artificial para desenvolver modelos de predição, baseado em regras que descrevem o nicho ecológico das espécies (STOCKWELL; PETERS, 1999). O GARP é um programa que combina dados primários de ocorrência das espécies com variáveis ambientais e

fatores abióticos, gerando um mapa de distribuição potencial das espécies, ou seja, provável presença ou ausência da espécie, aplicando um algoritmo genético (ANDERSON et al., 2003). Entretanto o sucesso deste programa depende criticamente da qualidade dos dados de ocorrência (KROHN, 1996). De acordo com Stockwell e Peterson (2002), 20 pontos de ocorrência são suficientes para alcançar 90% de precisão nesse teste. Desta forma, mesmo com o déficit de conhecimento da distribuição das várias espécies, é possível prever a distribuição das mesmas, fornecendo informações importantes que podem ser utilizadas em planos para conservação.

“Environmental Distance” – algoritmo genérico, que usa somente dados de presença e é baseado em dissimilaridade ambiental, com quatro diferentes métricas para cálculo de distancia: Euclidiana, Mahalanobis, Chebyshev e Manhattan. Esse algoritmo normaliza os valores das variáveis ambientais e calcula a distancia entre as condições ambientais para cada ponto de ocorrência e a seguir, seleciona a menor distancia (distancia mínima). Ou calcula o ponto médio no espaço ambiental considerando dois ou mais pontos de presença fornecidos e calcula a distancia entre o ponto médio e cada ponto no espaço ambiental (média da distancia). Para ambos os casos, se o valor de distancia calculado estiver entre o valor zero e o valor do parâmetro fornecido (valor máximo de distancia que será utilizado), então a probabilidade de ocorrência estará entre  $[0,1]$ , no caso da média da distancia, com decaimento linear. Se o valor for superior ao valor do parâmetro, então a probabilidade será zero (CARPENTER, 1993).

Neste capítulo comparamos o desempenho desses três algoritmos para modelagem de Nicho Fundamental para 23 espécies de aves do Núcleo São Sebastião com objetivo de avaliar o desempenho de cada um deles, bem como a aplicabilidade e potencial de contribuição aos trabalhos de conservação. O estudo insere-se nas preocupações de conservação da biodiversidade de um dos 25 *Hot spots* considerado maior centro de endemismo de aves da América do Sul (CRACRAFT, 1985). E segue as indicações de Cavalcanti 1999 com relação a necessidade da elaboração de planos e estratégias de conservação da avifauna regional, baseado em detalhado

conhecimento da riqueza, dos padrões de endemismo e da distribuição espacial das espécies (CAVALCANTI, 1999).

## **3.2 Material e métodos**

### **3.2.1 Seleção do modelo**

Neste estudo foram avaliados os algoritmos Maxent, implementado no Desktop Maxent, e os algoritmos GARP e Environmental Distance implementados no Opem Modeller. Por serem amplamente utilizados na literatura atual para geração de mapas de distribuição potencial de espécies.

Como este trabalho avalia o padrão de distribuição de espécies de aves, não foram investigados registros de ausências, devido a dificuldade de se obter dados consistentes de não presença em virtude da grande mobilidade e dificuldade de detecção de algumas espécies.

### 3.2.2 Escala de estudo

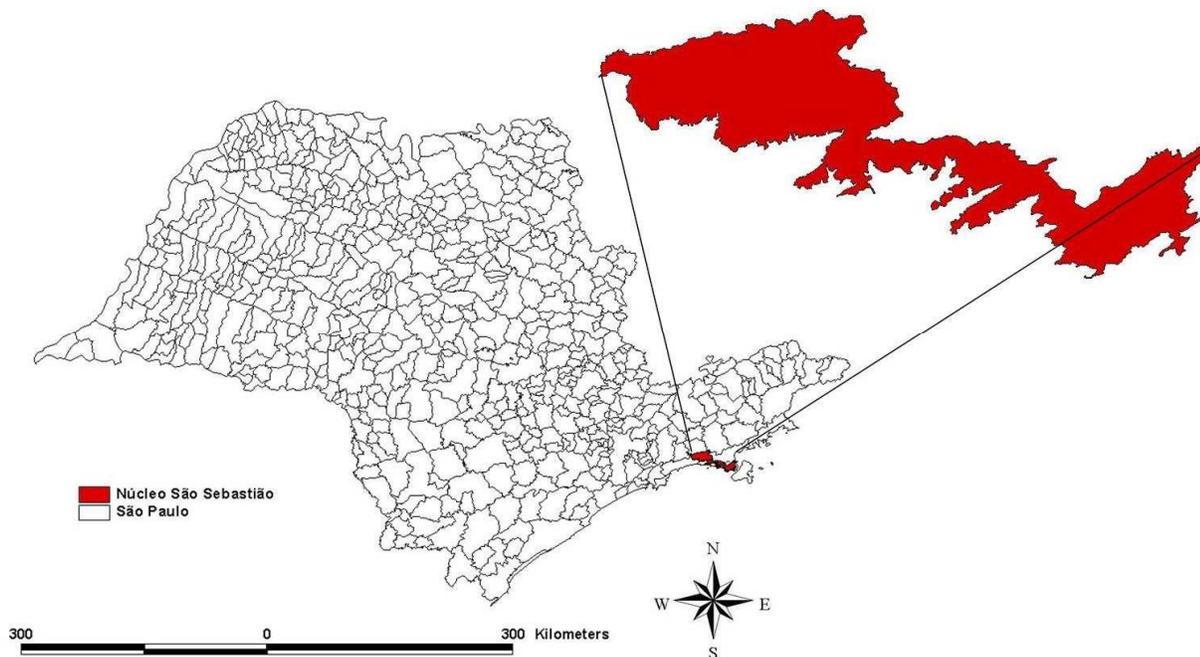


Figura 1 - Área de estudo.

A resolução espacial de estudo foi determinada pela maior resolução entre as variáveis ambientais disponíveis, 250m. Esta resolução refere-se aos mapas de índice de vegetação, EVI e NDVI do Satélite ambiental MODIS. Os mapas que apresentaram escalas mais finas de resolução foram reamostrados para a resolução de 250m.

### 3.2.3 Variáveis ambientais

Partiu-se da premissa de que apenas as características físicas do ambiente são determinantes do nicho fundamental das espécies em estudo. Para esta caracterização foram selecionadas informações, de relevo e de solo disponíveis. Assim, como variáveis ambientais preditivas foram utilizados: relevo (altitude, aspecto do terreno e declividade), distância da rede de drenagem, índices de vegetação (EVI e NDVI), classes de vegetação e classes de uso do solo, totalizando 8 planos de informação (Tabela 1).

Tabela 1 – Variáveis ambientais

<b>Variável</b>	<b>Resolução espacial (m)</b>
Altitude	250
Declividade	250
Aspecto do terreno	250
Distância da rede de drenagem	250
EVI	250
NDVI	250
Classes de uso do solo	250
Classificação da vegetação	250

Uma das principais dificuldades deste trabalho foi encontrar mapas descrevendo variáveis ambientais da área, em resolução fina o suficiente para modelagem em escala local. Dessa forma, informações como temperatura, precipitação, não foram incorporadas por não haver esses mapas disponíveis na resolução adotada neste estudo.

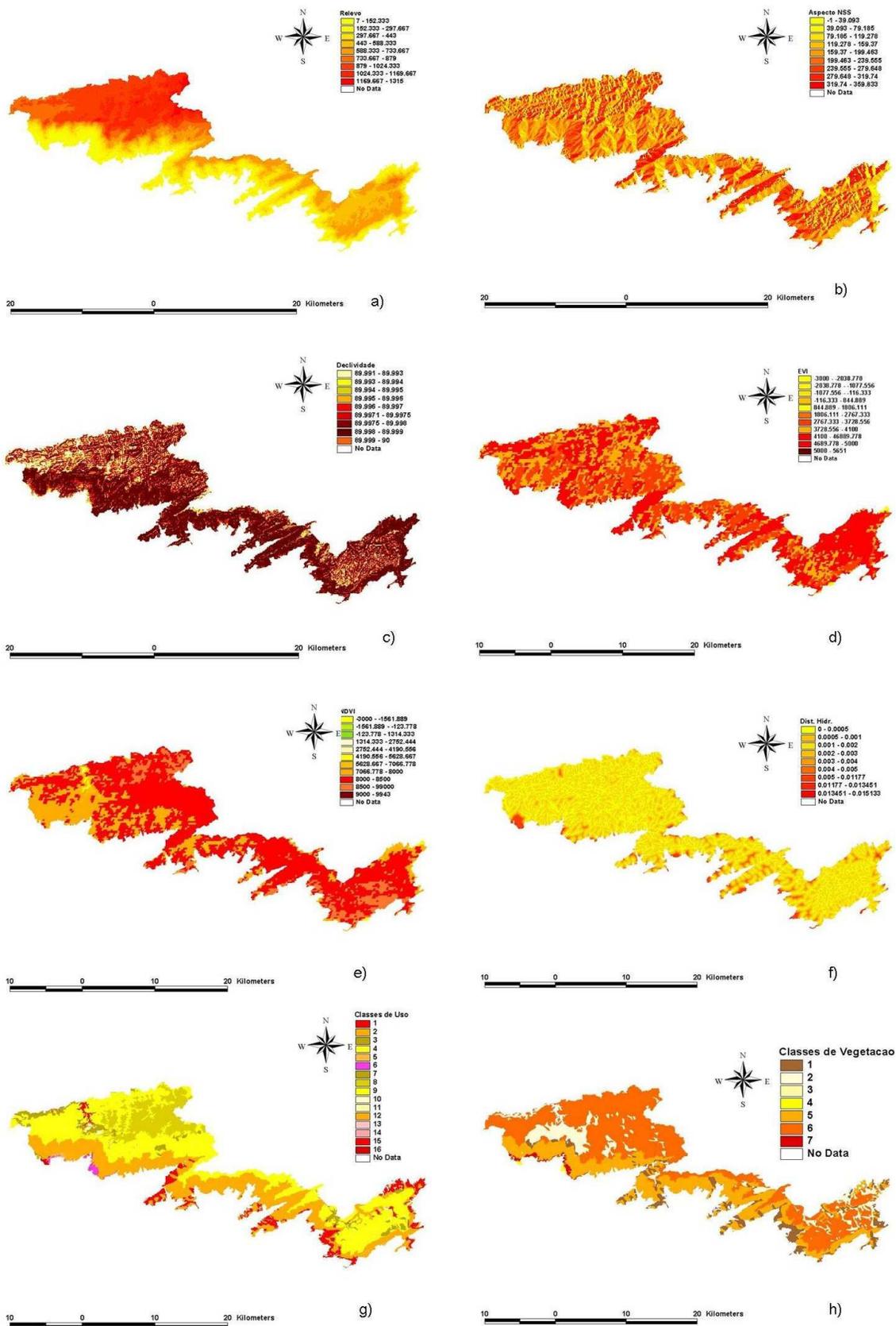
O modelo digital de elevação utilizado foi proveniente do “Shuttle Radar Topographic Mission” - SRTM – e tem uma resolução original de 90 m, contudo a base de dados foi reamostrada para 250m. A partir do modelo digital de elevação foram calculados o aspecto e a declividade. Os dados foram fornecidos pelo “Jet Propulsion Laboratory” - JPL da “National Aeronautics and Space Administration”- NASA.

Os índices de vegetação são os mais recentes dados oriundos de satélites ambientais (PARRA et al., 2004; PARUELO et al., 2001; ROURA-PASCUAL et al., 2005; STOCKWELL, 2006; STOMS; HARGROVE; 2000), os mapas utilizados neste estudo são oriundos do satélite Modis que geraram dados de índices de vegetação do tipo NDVI e EVI na resolução de 250m. (DEH, 2004; EGBERT et al., 2000; STRAHLER et al., 1999; VERHOEF et al., 1996; UMD, 2001). Disponíveis no site da National Aeronautics and Space Administration da NASA (<http://modis-land.gsfc.nasa.gov/vi.htm>).

O mapa de distância das redes de drenagem foi gerado no *ArcView 3.3* a partir de um mapa de hidrografia do Estado de São Paulo, cedido pelo Instituto Florestal de São Paulo, usando a ferramenta *find distance*, que resultou em um grid de resolução espacial 250m com as distâncias de cada ponto em relação ao seu respectivo dreno.

As camadas de classificação e uso do solo, e tipos de vegetação, também foram geradas no ArcView, a partir da conversão de mapas no formato *shape* cedidos pelo IF em grids com resolução espacial de 250m. Esses mapas representam variáveis categóricas. Uma vez que são atribuídos classes de uso do solo, ou vegetação, respectivamente, para cada fisionomia observada pelos autores durante a elaboração dos mesmos.

A figura 2 ilustra a variabilidade espacial dos parâmetros ambientais usados para modelagem e no NSS.



### **3.2.4 Dados bióticos**

Os dados de ocorrência das espécies foram obtidos entre 15 de janeiro e 30 de junho de 2009, no Núcleo São Sebastião (paralelos 23°38'52"S e 23°50'30"S e meridianos 45°23'44"O e 45°50'00"O), Litoral Norte do estado, no município de São Sebastião, sendo este o mais novo dos núcleos do PESH, criado a partir de seu desmembramento do núcleo vizinho de Caraguatatuba. Sua sede está localizada no bairro de Juqueí, a 50 quilômetros de São Sebastião, na Costa Sul da cidade. O núcleo abrange 30.115 hectares, o equivalente a 9% do total da área do parque e a 70% do território do município. Apenas 6% das terras do parque são de domínio do estado. O restante constitui terras de propriedade privada, terras cuja propriedade é incerta, ou ainda terras de propriedade em litígio e terras invadidas (SMA, 1998).

A metodologia, usada para acessar os dados da avifauna, foi o levantamento por pontos de escuta, que permite a realização de estimativas da diversidade da avifauna sem que seja necessário coletas de animais ou manipulações invasivas que possam comprometer o ecossistema (VIELLIARD 1987).

### **3.2.5 Distribuição dos pontos para amostragem**

A alocação dos pontos em campo foi feita de forma sistemática, respeitando uma distância de 1000m entre cada ponto. Devido às características de relevo e dificuldade de acesso, não foram amostradas a extensão total do Núcleo. No total foram investigados 187 pontos (Figura 3), durante as três primeiras horas após o amanhecer e antes do anoitecer, os contatos visuais e auditivos foram registrados durante 30 minutos em cada ponto, totalizando 93,5 horas efetivas de observações. As espécies foram anotadas em caderneta de campo, e os contatos sonoros gravados com gravador digital TASCAM – DAP1, para análise em laboratório, confirmação de dúvidas de identificação.

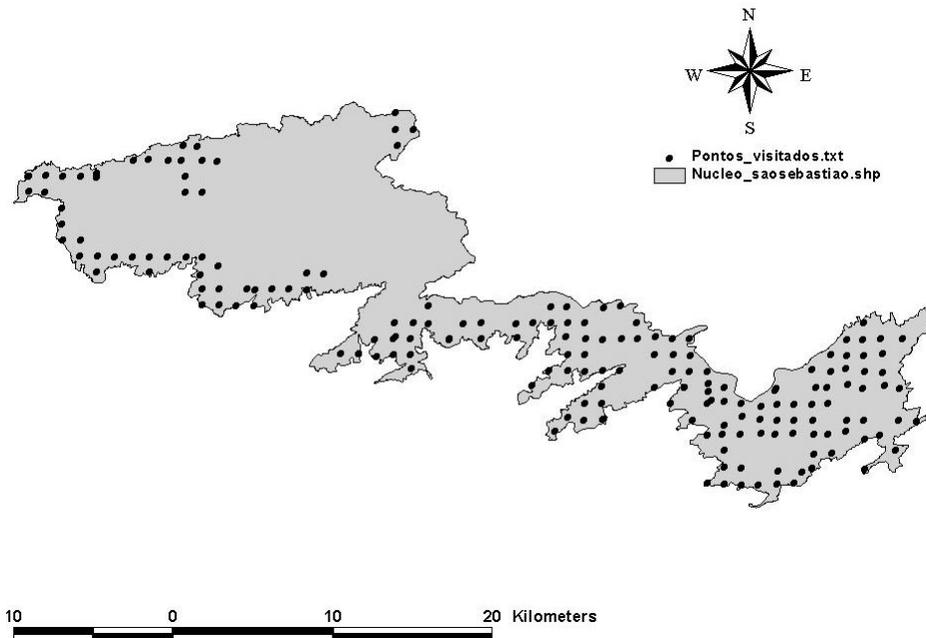


Figura 3 - Pontos de investigação da avifauna no NSS

### 3.2.6 Escolha das Espécies

Para a realização da modelagem, foram escolhidas 23 espécies, por apresentarem os maiores conjuntos de pontos disponíveis, ou seja, foram registradas em 20 ou mais localidades dentre os 192 pontos amostrados. A escolha deste limite de corte (20 registros) seguiu as recomendações de Stockwell e Noble (1992), para se conseguir um bom resultado de modelagem usando o GARP. Embora o algoritmo utilizado seja o Maxent, a necessidade de estabelecer um limite de corte e ausência de literatura específica para auxiliar nesta decisão levaram a adoção dos critérios de Stockwell e Noble (1992).

Das 23 espécies, 12 são endêmicas da Mata Atlântica, e uma delas (*Ramphastos vitelinus*) está na lista de espécies ameaçadas do estado de São Paulo. A Tabela 2 mostra as espécies usadas para modelagem, e o respectivo número de registros em campo.

Tabela 2 - Espécies<sup>1</sup> escolhidas para modelagem de nicho fundamental

ESPÉCIE	Familia	Nome comum	n
<i>Ramphastos vitelinus</i>	Ramphastidae	tucano-de-bico-preto	84
<i>Pionus maximiliani</i>	Psittacidae	maitaca-verde	80
<i>Drymophila squamata</i>	Thamnophilidae	Pintadinho	77
<i>Brotogeris tirica</i>	Psittacidae	periquito-rico	71
<i>Chiroxiphia caudata</i>	Pipridae	Tangará	68
<i>Ramphodon naevius</i>	Trochilidae	beija-flor-rajado	59
<i>Parula pitiayumi</i>	Parulidae	Mariquita	52
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	Thamnophilidae	chorozinho-de-asa-vermelha	46
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	Dendrocolaptidae	arapaçu-rajado	38
<i>Attila rufus</i>	Tyrannidae	capitão-de-saíra	38
<i>Trogon viridis</i>	Trogonidae	surucuá-grande-de-barriga-amarela	37
<i>Coragyps atratus</i>	Cathartidae	urubu-de-cabeça-preta	35
<i>Turdus albicollis</i>	Turdidae	sabiá-coleira	30
<i>Dysithamnus mentalis</i>	Thamnophilidae	choquinha-lisa	27
<i>Tangara seledon</i>	Thraupidae	saíra-sete-cores	26
<i>Conopophaga lineata</i>	Conopophagidae	chupa-dente	25
<i>Basileuterus culicivorus</i>	Parulidae	pula-pula	25
<i>Habia rubica</i>	Cardinalidae	tiê-do-mato-grosso	24
<i>Tachyphonus coronatus</i>	Thraupidae	tiê-preto	23
<i>Thalurania glaucopis</i>	Trochilidae	beija-flor-de-fronte-violeta	22
<i>Saltator fuliginosus</i>	Thraupidae	Pimentão	21
<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	Momotidae	juruva-verde	20
<i>Drymophila malura</i>	Thamnophilidae	choquinha-carijó	20

1 - Nomenclatura segundo o Comitê Brasileiro de registros Ornitológicos (2008).

### 3.3 Análise dos dados

O parâmetro utilizado para analisar o desempenho e definir os melhores modelos para cada espécie, foi o valor de AUC, que é independente de qualquer limite de corte (FIELDING; BELL, 1997). O valor de AUC varia de 0 a 1, sendo que o valor 1 indica diferença máxima entre a previsão e o que seria feito ao acaso, valores iguais a 0.5 indicam predições iguais as realizadas ao acaso e valores menores que 0,5 indicam

previsões piores do que as ocorridas ao acaso. Segundo Elith (2002) e Elith et al. (2006), valores acima de 0.75 são considerados bons e aceitáveis como indicador de desempenho do modelo.

A média dos valores de AUC ( $AUC_m$ ) e o desvio padrão foram obtidos para os 10 modelos de cada espécie. A seleção do melhor modelo preditivo foi realizada através do maior AUC obtido para cada espécie ( $AUC_{bm}$ ). Para os melhores modelos foi estabelecido como limite de corte o menor valor de adequabilidade ambiental associado ao conjunto treino (valor fornecido pelo Maxent na tabela de resultados do arquivo do melhor modelo). Geralmente a escolha por este valor é arbitrária e sujeita a questionamento. Neste estudo, a opção pela adoção deste critério para estabelecimento do limite de corte se deu por se tratar de um procedimento comumente utilizado na literatura recente referente ao assunto. A partir da definição e uso dos limites de corte para cada melhor modelo obteve-se um mapa final indicando áreas adequadas e não adequadas à ocorrência para cada uma das espécies modeladas.

Os modelos foram ainda avaliados através da matriz de confusão (FIELDING; BELL, 1997), destacando-se o erro de omissão como o mais informativo sobre a taxa de acerto do modelo. Por fim a significância dos modelos foi testada pelo Teste Binomial de Duas Proporções no BioEstat 5.0, com a finalidade de avaliar a probabilidade do acerto dos pontos de teste ser diferente do acaso em relação à área prevista pelo modelo gerado.

### 3.4 Resultados

A Tabela 3 sumariza os resultados da modelagem. São apresentados o número de pontos usados para gerar o modelo ( $n$ ), o valor de AUC do melhor modelo para cada espécie ( $AUC_{bm}$ ) a média dos AUCs dos 10 modelos de cada espécie ( $AUC_m$ ), o desvio padrão dos valores de AUC dos 10 modelos gerados (DESV) e o resultado do Teste Binomial Duas proporções, com a significância ( $p$ ), dos melhores modelos para as 23 espécies estudadas. A tabela 4 mostra os valores das taxas de omissão e a porcentagem das áreas previstas pelos algoritmos como adequadas para as espécies modeladas, e a taxa de omissão dos modelos para os pontos usados para teste,

quando confrontados com o conjunto de pontos usados para testar a performance dos modelos.

Tabela 3 - Número de registros de ocorrência para cada espécie (n), valor AUC do melhor modelo para a espécie (AUC<sub>bm</sub>), a média dos valores de AUC dos 10 modelos gerados para cada espécie (AUC<sub>m</sub>), desvio padrão dos valores de AUC (DESV) e o valor do Teste

ESPÉCIE	Familia	n	Experimento Maxent				Experimento GARP				Experimento ED			
			AUC <sub>bm</sub>	AUC <sub>m</sub>	DESV	p	AUC <sub>bm</sub>	AUC <sub>m</sub>	DESV	p	AUC <sub>bm</sub>	AUC <sub>m</sub>	DESV	p
<i>Ramphastos vitelinus</i>	Ramphastidae	84	0.682	0.628	0.047	0.062	0.716	0.648	0.042	0.003	0.654	0.578	0.043	0.070
<i>Pionus maximiliani</i>	Psittacidae	80	0.739	0.654	0.050	0.124	0.739	0.644	0.036	0.018	0.565	0.499	0.048	0.346
<i>Drymophila squamata</i>	Thamnophilidae	77	0.680	0.571	0.047	0.291	0.539	0.463	0.062	0.346	0.712	0.647	0.045	0.008
<i>Brotogeris tirica</i>	Psittacidae	71	0.777	0.674	0.057	0.004	0.711	0.650	0.046	0.027	0.618	0.581	0.024	0.054
<i>Chiroxiphia caudata</i>	Pipridae	68	0.675	0.596	0.063	0.016	0.676	0.605	0.048	0.013	0.629	0.563	0.050	0.031
<i>Ramphodom naevius</i>	Trochilidae	59	0.593	0.551	0.036	0.248	0.636	0.551	0.063	0.008	0.551	0.509	0.034	0.008
<i>Parula pitaiyumi</i>	Parulidae	52	0.657	0.543	0.071	0.176	0.620	0.535	0.054	0.009	0.643	0.501	0.066	0.092
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	Thamnophilidae	46	0.785	0.724	0.047	0.151	0.745	0.695	0.044	0.001	0.746	0.643	0.070	0.111
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	Dendrocolaptidae	38	0.744	0.661	0.064	0.008	0.726	0.599	0.042	0.005	0.703	0.593	0.078	0.229
<i>Attila rufus</i>	Tyrannidae	38	0.706	0.617	0.064	0.151	0.603	0.530	0.047	0.082	0.660	0.561	0.073	0.326
<i>Trogon viridis</i>	Trogonidae	37	0.651	0.609	0.035	0.361	0.693	0.562	0.083	0.036	0.646	0.588	0.051	0.270
<i>Coragyps atratus</i>	Cathartidae	35	0.688	0.542	0.106	0.134	0.671	0.512	0.107	0.132	0.507	0.434	0.104	0.439
<i>Turdus albicollis</i>	Turdidae	30	0.756	0.559	0.115	0.019	0.655	0.549	0.070	0.273	0.636	0.517	0.067	0.220
<i>Dysithamnus mentalis</i>	Thamnophilidae	27	0.811	0.659	0.070	0.009	0.709	0.596	0.073	0.060	0.700	0.523	0.112	0.315
<i>Tangara seledon</i>	Thraupidae	26	0.787	0.635	0.109	0.139	0.611	0.486	0.084	0.241	0.609	0.445	0.090	0.218
<i>Conopophaga lineata</i>	Conopophagidae	25	0.809	0.641	0.101	0.124	0.775	0.652	0.072	0.001	0.730	0.619	0.095	0.179
<i>Basileuterus culicivorus</i>	Parulidae	25	0.764	0.631	0.091	0.017	0.606	0.535	0.061	0.458	0.613	0.541	0.064	0.439
<i>Habia rubica</i>	Cardinalidae	24	0.807	0.743	0.041	0.016	0.797	0.709	0.060	0.007	0.770	0.627	0.101	0.225
<i>Tachyphonus coronatus</i>	Thraupidae	23	0.763	0.607	0.086	0.060	0.765	0.600	0.089	0.124	0.638	0.488	0.082	0.276
<i>Thalurania glaucopis</i>	Trochilidae	22	0.756	0.593	0.116	0.130	0.759	0.651	0.096	0.327	0.793	0.568	0.120	0.317
<i>Saltator fuliginosus</i>	Thraupidae	21	0.938	0.865	0.056	0.002	0.869	0.774	0.067	0.005	0.805	0.773	0.036	0.045
<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	Momotidae	20	0.734	0.604	0.093	0.179	0.731	0.544	0.079	0.370	0.756	0.624	0.078	0.499
<i>Drymophila malura</i>	Thamnophilidae	20	0.651	0.550	0.068	0.104	0.678	0.605	0.077	0.128	0.705	0.618	0.063	0.081

Tabela 4 - Porcentagem da área com predição de presença para cada espécie pelos 3 modelos. Taxa de omissão dos melhores modelos de cada algoritmo

Espécie	Maxent		GARP		ED	
	% área predição presença	Taxa de omissão	% área predição presença	Taxa de omissão	área predição presença (%)	Taxa de omissão (%)
<i>Ramphastos vitelinus</i>	84.49	4.17	51.34	20.83	91.32	0.00
<i>Pionus maximiliani</i>	82.04	8.70	77.42	4.35	93.90	4.35
<i>Drymophila squamata</i>	92.33	4.55	62.48	31.82	79.17	0.00
<i>Brotogeris tirica</i>	72.41	0.00	77.67	4.76	88.60	0.00
<i>Chiroxiphia caudata</i>	60.12	15.79	66.66	10.00	85.24	0.00
<i>Ramphodon naevius</i>	92.77	5.88	41.69	29.41	73.38	0.00
<i>Parula pitiayumi</i>	98.24	0.00	54.37	14.29	79.47	7.14
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	92.94	0.00	56.02	0.00	90.40	0.00
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	65.50	0.00	42.96	18.18	95.25	0.00
<i>Attila rufus</i>	74.38	9.09	82.22	0.00	94.12	9.09
<i>Trogon viridis</i>	77.34	10.00	77.17	0.00	95.99	0.00
<i>Coragyps atratus</i>	59.69	12.50	69.27	12.50	95.82	0.00
<i>Turdus albicollis</i>	65.15	0.00	81.01	12.50	93.80	0.00
<i>Dysithamnus mentalis</i>	59.15	0.00	47.48	25.00	97.17	0.00
<i>Tangara seledon</i>	85.62	0.00	58.31	28.57	90.78	0.00
<i>Conopophaga lineata</i>	87.59	0.00	43.32	0.00	85.56	0.00
<i>Basileuterus culicivorus</i>	60.91	0.00	64.62	28.57	83.56	14.29
<i>Habia rubica</i>	45.25	14.29	28.91	28.57	92.46	0.00
<i>Tachyphonus coronatus</i>	30.14	42.86	60.27	14.29	90.47	14.29
<i>Thalurania glaucopis</i>	82.59	0.00	89.04	0.00	96.36	0.00
<i>Saltator fuliginosus</i>	41.71	0.00	47.81	0.00	67.69	0.00
<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	65.50	16.67	77.70	16.67	83.30	16.67
<i>Drymophila malura</i>	60.19	16.67	60.68	16.67	71.79	0.00

A seguir são apresentados os melhores modelos para cada espécie gerados por cada um dos 3 algoritmos testados. Os mapas dos algoritmos GARP e Environmental Distance foram gerados no Open Modeler Desktop enquanto que os mapas do Maxent foram gerados no Desktop Maxent. Todos eles foram processados usando ArcView 3.0. para conversão do mapa original com uma distribuição contínua de probabilidades em um mapa de presença e ausência. O limite de corte utilizado para todos eles o foi o menor valor de adequabilidade ambiental associado ao conjunto de treino (valor fornecido pelo maxent no final do procedimento de modelagem). Posteriormente esses mapas foram confrontados com os dados usados para teste durante a modelagem para se determinar a taxa de omissão de cada modelo e realizar o teste Binomial Duas proporções no Bioestat 5.0.

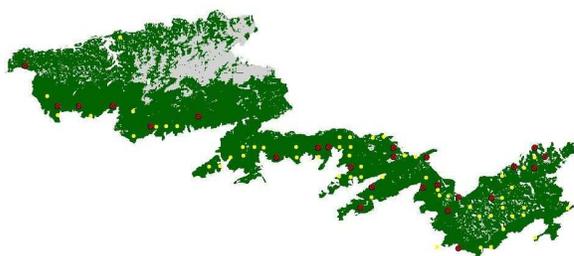


Figura 3 - Distribuição prevista para *R. vitelinus* no NSS pelo algoritmo Maxent, AUC = 0-682.



Figura 4 - Distribuição prevista para *R. vitelinus* no NSS pelo algoritmo GARP, AUC =0.716

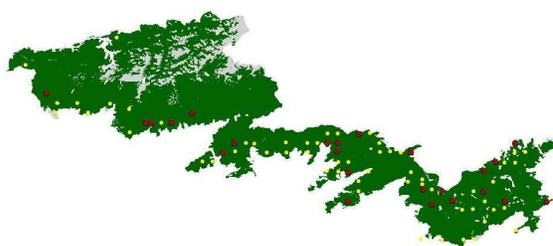


Figura 5 – Distribuição prevista para *R. vitelinus* no NSS pelo algoritmo ED, AUC = 0.654.



● Dados teste  
● Dados treino

■ Predição Ausência  
■ Predição Presença

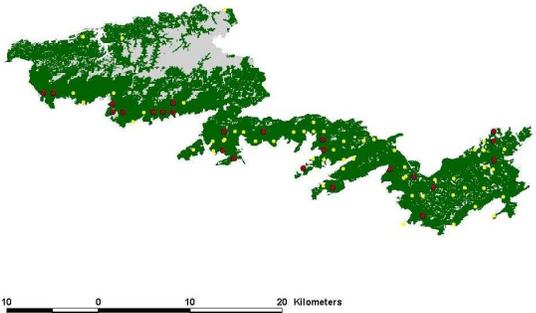


Figura 6 – Distribuição prevista para *P. maximiliani* no NSS pelo algoritmo Maxent, AUC = 0.739

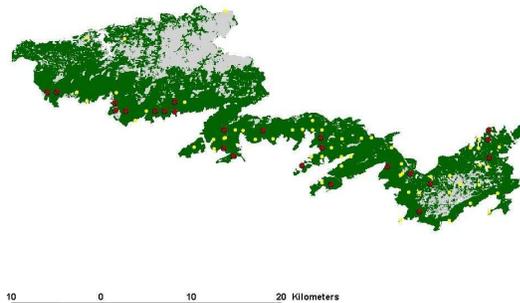


Figura 2 – Distribuição prevista para *P. maximiliani* no NSS pelo algoritmo GARP, AUC = 0.739.

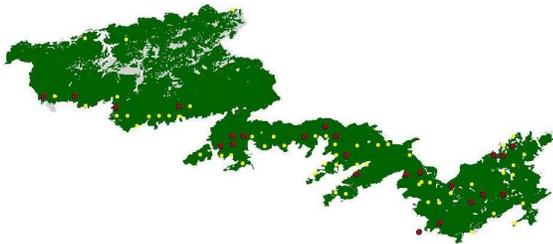


Figura 8 – Distribuição prevista para *P. maximiliani* no NSS pelo algoritmo ED, AUC = 0.644

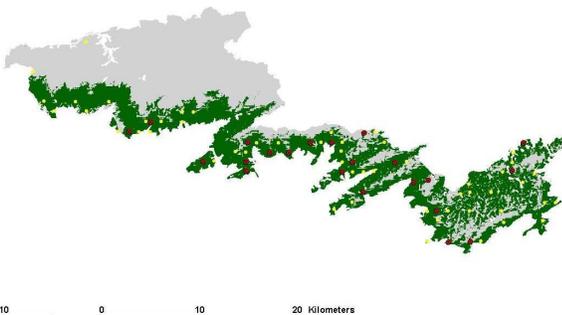


Figura 9 – Distribuição prevista para *D. squamata* no NSS pelo algoritmo Maxent, AUC = 0.680

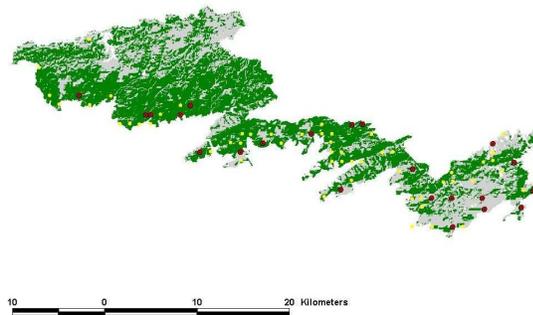


Figura 10 – Distribuição prevista para *D. squamata* no NSS pelo algoritmo GARP, AUC = 0.539

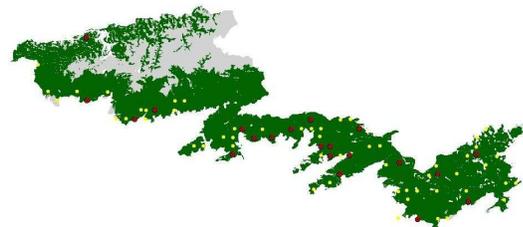


Figura 11 – Distribuição prevista para *D. squamata* no NSS pelo algoritmo ED, AUC = 0.712



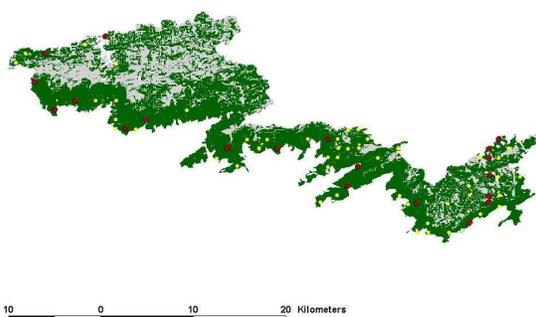


Figura 4 – Distribuição prevista para *B. tirica* no NSS pelo algoritmo Maxent, AUC= 0.777

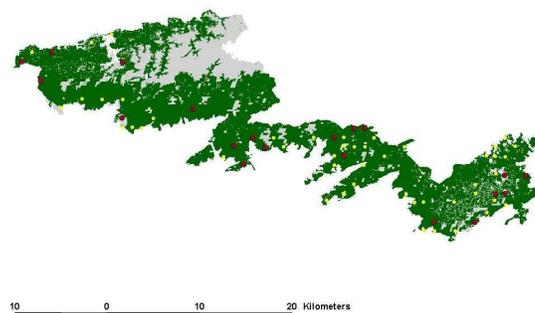


Figura 3 - Distribuição prevista para *B tirica* no NSS pelo algoritmo GARP, AUC=711

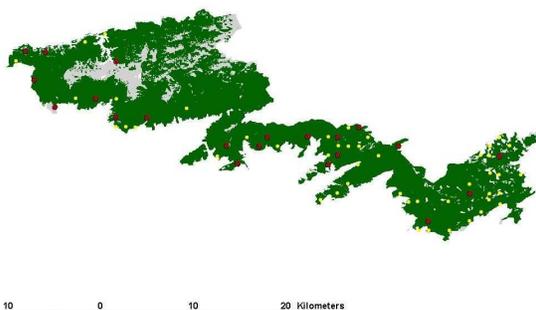


Figura 5 – Distribuição prevista para *B. tirica* no NSS pelo algoritmo ED , AUC= 0.618

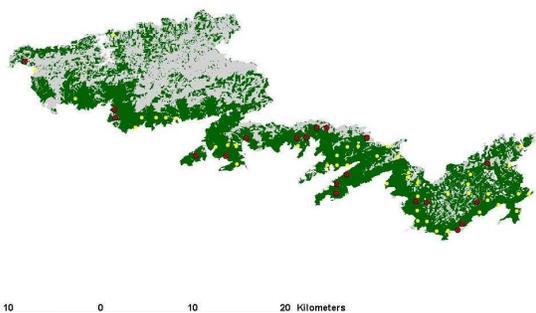


Figura 15 – Distribuição prevista para *C. caudata* no NSS pelo algoritmo Maxent, AUC= 0.675

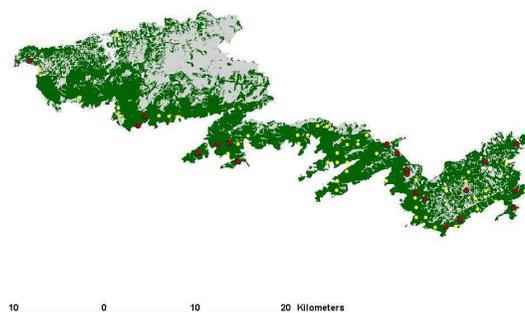


Figura 6 – Distribuição prevista para *C. caudata* no NSS pelo algoritmo GARP, AUC= 0.676.

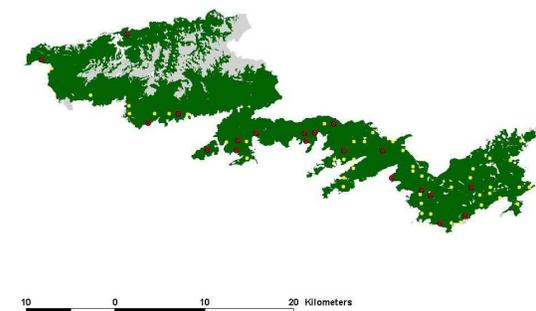
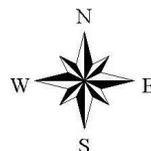


Figura 7 – Distribuição prevista para *C. caudata* no NSS pelo algoritmo ED, AUC= 629



● Dados teste  
● Dados treino

■ Predição Ausência  
■ Predição Presença

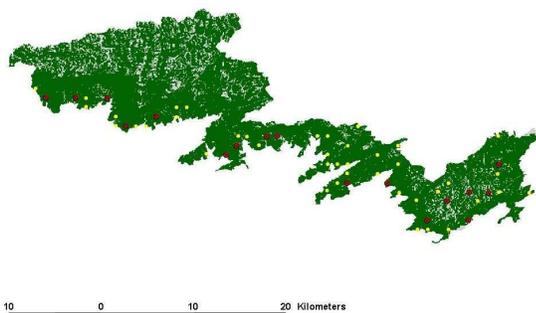


Figura 13 – Distribuição prevista para *R. naevius* no NSS pelo algoritmo Maxent , AUC= 0.593

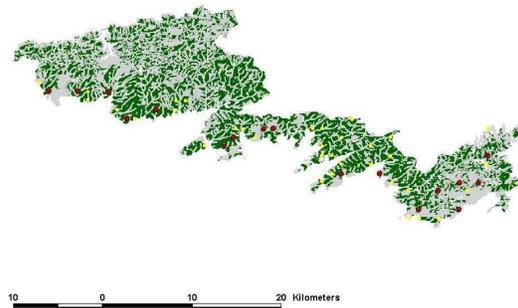


Figura 13 – Distribuição prevista para *R. naevius* no NSS pelo algoritmo GARP, AUC= 0.636.

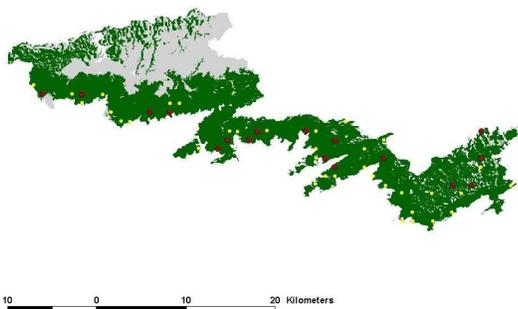


Figura 13 – Distribuição prevista para *R. naevius* no NSS pelo algoritmo ED, AUC= 0.551

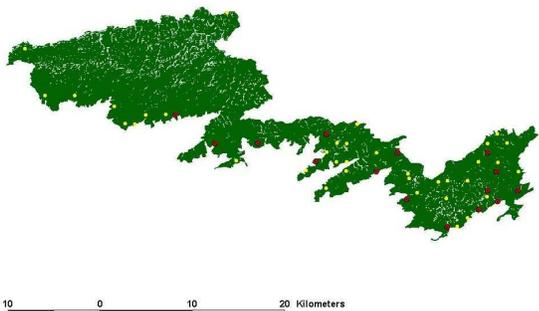


Figura 213 – Distribuição prevista para *P. pitayumi* no NSS pelo algoritmo Maxent, AUC= 0.657.

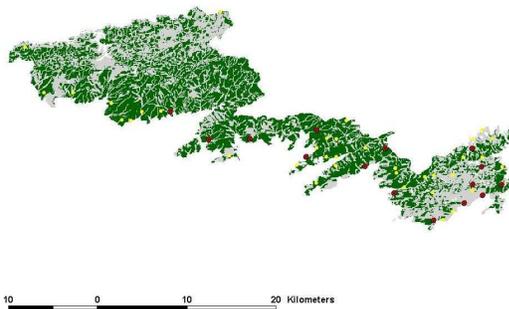


Figura 13 - Distribuição prevista para *P. pitayumi* no NSS pelo algoritmo GARP . AUC= 0.620.

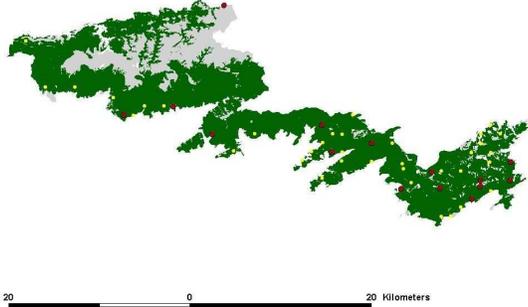


Figura 13 – Distribuição prevista para *P. pitayumi* no NSS pelo algoritmo ED , AUC= 0.643



- Dados teste
- Dados treino
- Predição Ausência
- Predição Presença

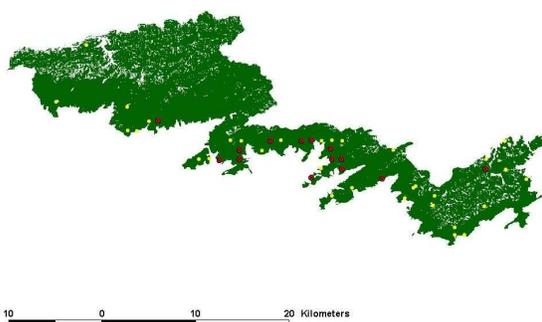


Figura 19 – Distribuição prevista para *H. rufimarginatus* no NSS pelo algoritmo Maxent, AUC=0.785

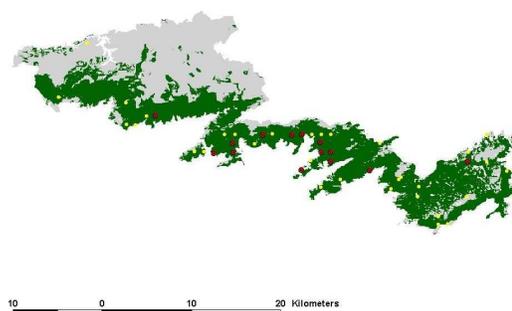


Figura 19 – Distribuição prevista para *H. rufimarginatus* no NSS pelo algoritmo GARP, AUC= 0.745

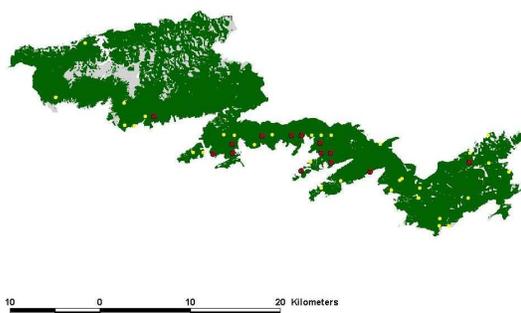


Figura 19 – Distribuição prevista para *H. rufimarginatus* no NSS pelo algoritmo ED, AUC= 0.746

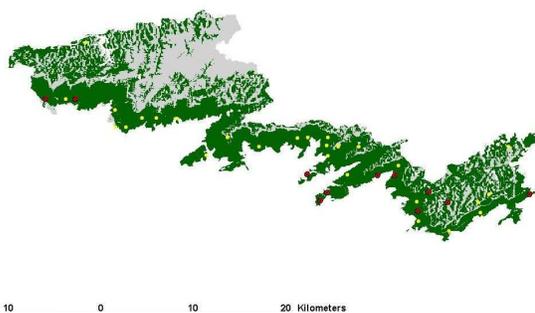


Figura 19 – Distribuição prevista para *X. fuscus* no NSS pelo algoritmo Maxent, AUC= 0.7,44

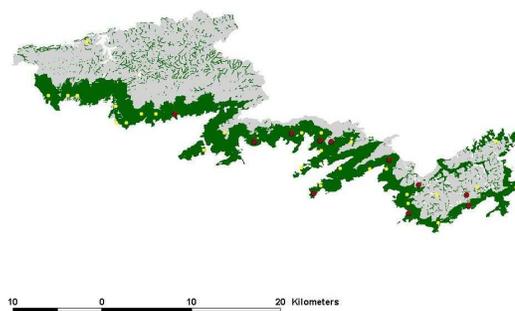


Figura 19 – Distribuição prevista para *X. fuscus* no NSS pelo algoritmo GARP, AUC= 0.726

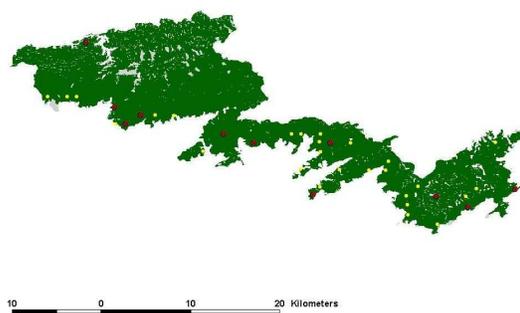
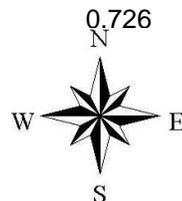


Figura 19 – Distribuição prevista para *X. fuscus* no NSS pelo algoritmo ED, AUC= 0.703.



● Dados teste  
● Dados treino

■ Predição Ausência  
■ Predição Presença

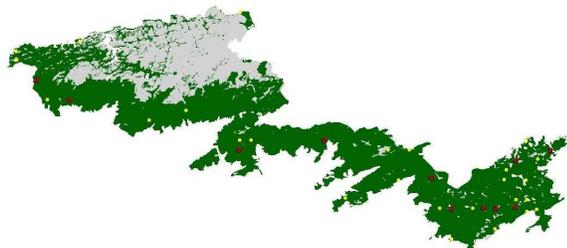


Figura 25 – Distribuição prevista para *A. rufus* no NSS pelo algoritmo Maxent, AUC= 0.706

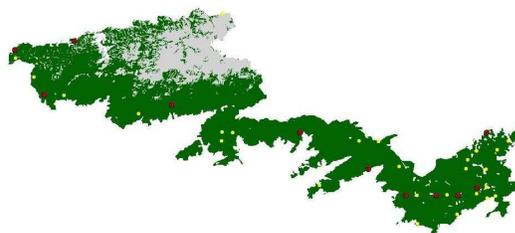


Figura 25- Distribuição prevista para *A. rufus* no NSS pelo algoritmo GARP, AUC= 0.603.



Figura 25 – Distribuição prevista para *A. rufus* no NSS pelo algoritmo ED, AUC= 0.660



Figura 25 – Distribuição prevista para *T. viridis* no NSS pelo algoritmo Maxent, AUC= 0.706



Figura 25 – Distribuição prevista para *T. viridis* no NSS pelo algoritmo GARP, AUC= 0.693

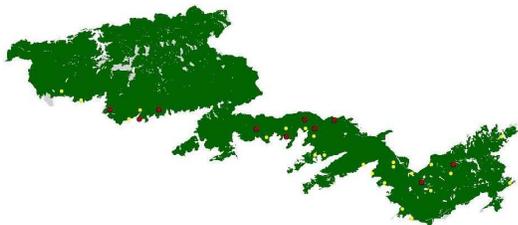
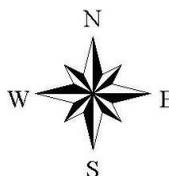


Figura 25 – Distribuição prevista para *T. viridis* no NSS pelo algoritmo ED, AUC= 0.646.



- Dados teste
- Dados treino
- Predição Ausência
- Predição Presença

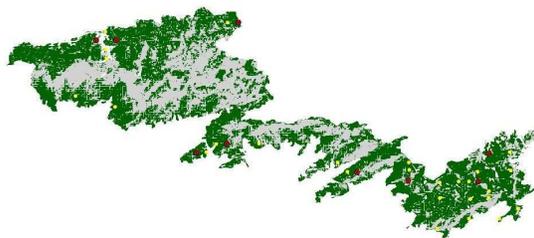


Figura 31 – Distribuição prevista para *C. atratus* no NSS pelo algoritmo Maxent, AUC= 0.688.

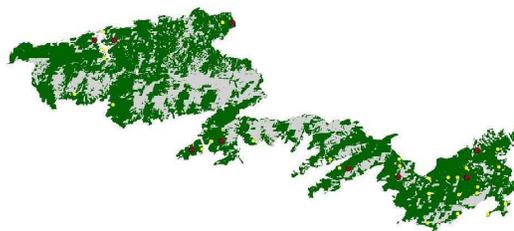


Figura 31 - Distribuição prevista para *C. atratus* no NSS pelo algoritmo GARP, AUC= 0.671.



Figura 31 – Distribuição prevista para *C. atratus* no NSS pelo algoritmo ED, AUC= 0.507



Figura 31 – Distribuição prevista para *T. albicollis* no NSS pelo algoritmo Maxent. AUC= 0.756



Figura 31 - Distribuição prevista para *T. albicollis* no NSS pelo algoritmo GARP, AUC= 0.655,

10 0 10 20 Kilometers

10 0 10 20 Kilometers

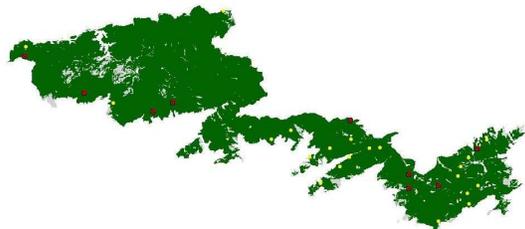
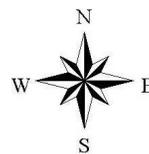


Figura 31 - Distribuição prevista para *T. albicollis* no NSS pelo algoritmo ED, AUC= 0.636.



● Dados teste  
● Dados treino

■ Predição Ausência  
■ Predição Presença

10 0 10 20 Kilometers

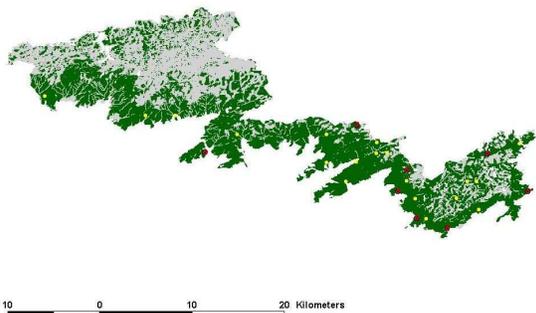


Figura 37 – Distribuição prevista para *D. mentalis* no NSS pelo algoritmo Maxent, AUC= 0.811

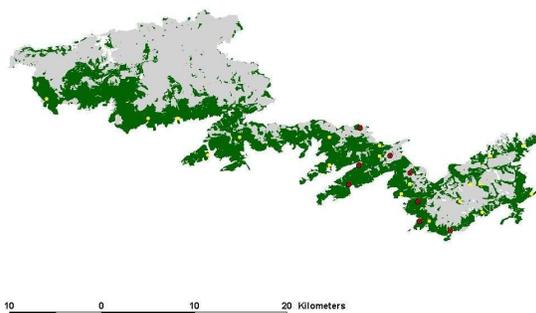


Figura 37 – Distribuição prevista para *D. mentalis* no NSS pelo algoritmo GARP, AUC= 0.709

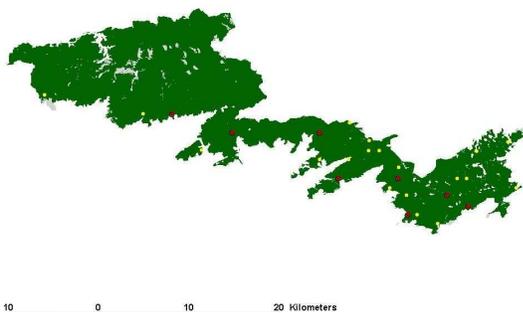


Figura 37 – Distribuição prevista para *D. mentalis* no NSS pelo algoritmo ED, AUC= 0.700



Figura 37 – Distribuição prevista para *T. seledon* no NSS pelo algoritmo Maxent, AUC= 0.787

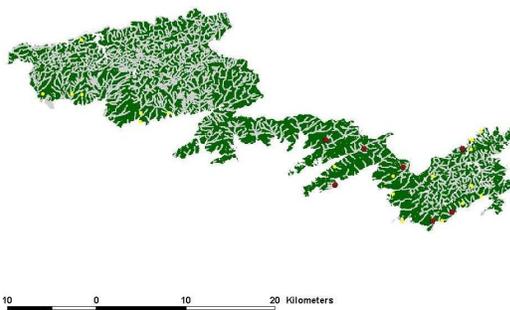


Figura 37 – Distribuição prevista para *T. seledon* no NSS pelo algoritmo GARP, AUC= 0.611

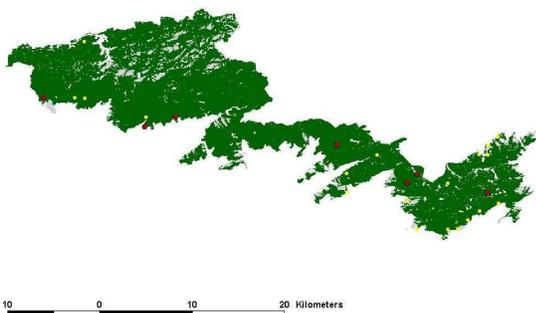


Figura 37 – Distribuição prevista para *T. seledon* no NSS pelo algoritmo ED, AUC= 0.609.



● Dados teste  
● Dados treino

■ Predição Ausência  
■ Predição Presença

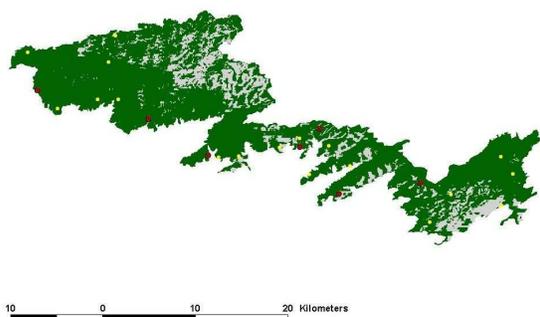


Figura 43 – Distribuição prevista para *C. lineata* no NSS pelo algoritmo Maxent, AUC= 0.809

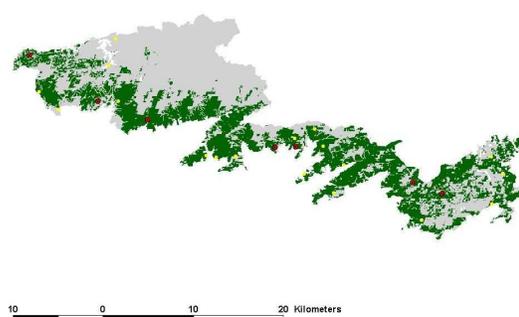


Figura 43 – Distribuição prevista para *C. lineata* no NSS pelo algoritmo GARP, AUC= 0.705.

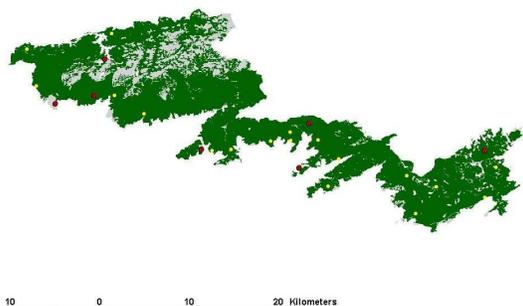


Figura 43 – Distribuição prevista para *C. lineata* no NSS pelo algoritmo ED, AUC= 0.730

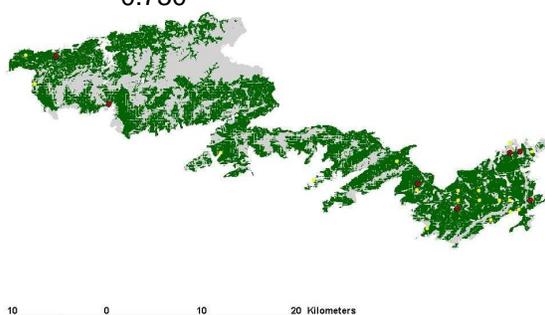


Figura 43 – Distribuição prevista para *B. culicivorus* no NSS pelo algoritmo Maxent, AUC= 0.764

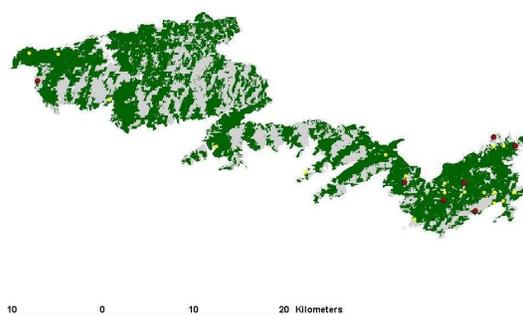


Figura 43 – Distribuição prevista para *B. culicivorus* no NSS pelo algoritmo GARP, AUC= 0.606

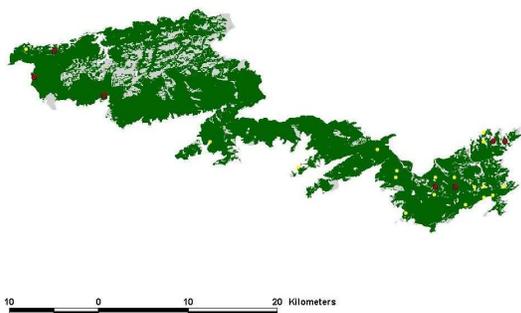
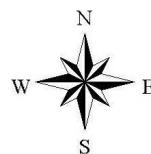


Figura 43 – Distribuição prevista para *B. culicivorus* no NSS pelo algoritmo ED, AUC= 0.613.



● Dados teste  
● Dados treino

■ Predição Ausência  
■ Predição Presença

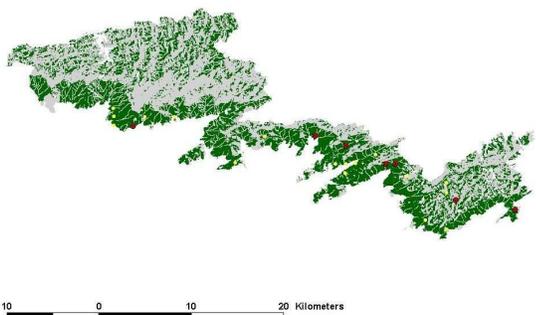


Figura 49 – Distribuição prevista para *H. rubica* no NSS pelo algoritmo Maxent, AUC=0.807.

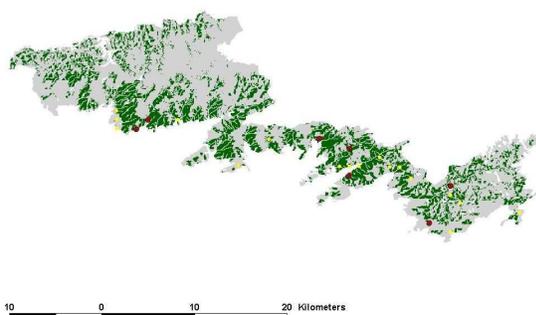


Figura 49 – Distribuição prevista para *H. rubica* no NSS pelo algoritmo GARP, AUC= 0.797.

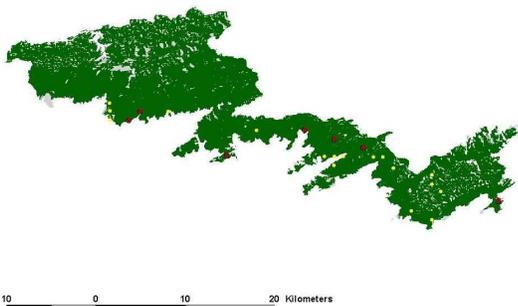


Figura 49 – Distribuição prevista para *H. rubica* no NSS pelo algoritmo Maxent, AUC= 0.770.

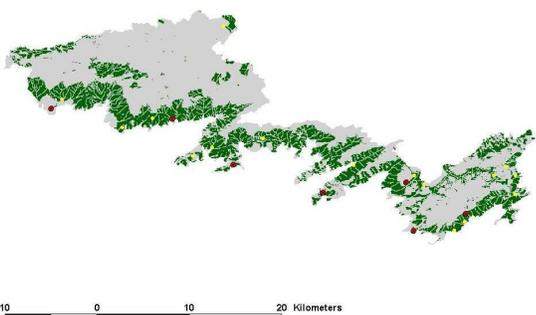


Figura 49 – Distribuição prevista para *T. coronatus* no NSS pelo algoritmo Maxent, AUC= 0.763

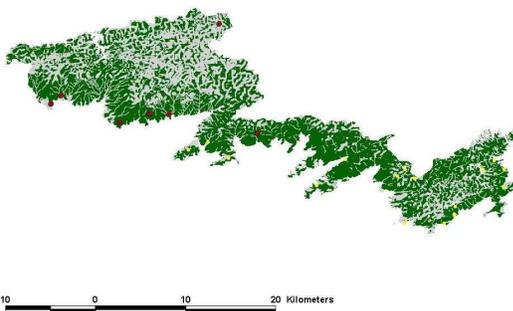


Figura 49 – Distribuição prevista para *T. coronatus* no NSS pelo algoritmo GARP, AUC= 0.765

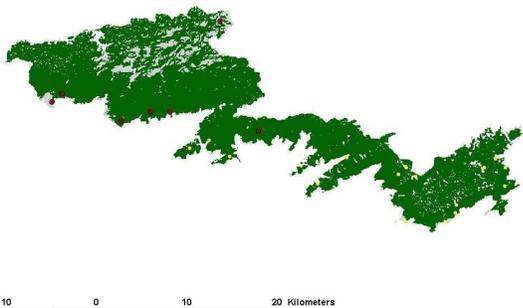


Figura 49 – Distribuição prevista para *T. coronatus* no NSS pelo algoritmo ED, AUC= 0.638



- Dados teste
- Dados treino
- Predição Ausência
- Predição Presença

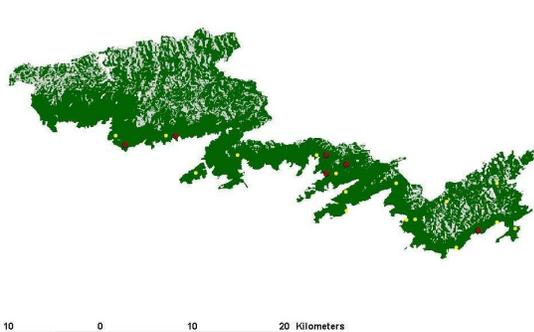


Figura 55 – Distribuição prevista para *T. glaucopis* no NSS pelo algoritmo Maxent, AUC= 0.756

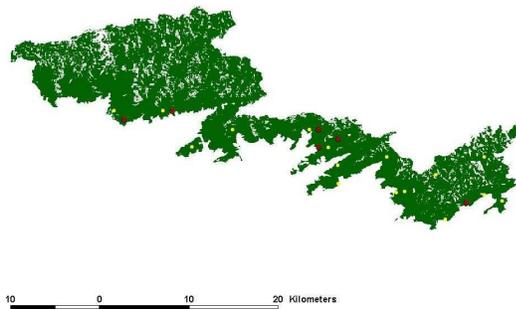


Figura 55 – Distribuição prevista para *T. glaucopis* no NSS pelo algoritmo GARP, AUC= 0.759.

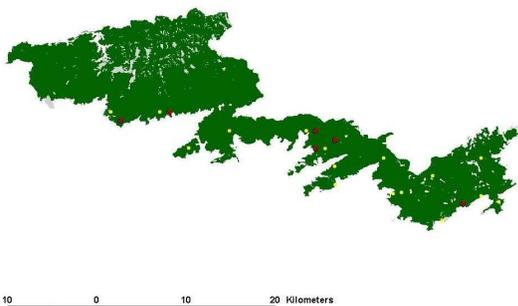


Figura 55 – Distribuição prevista para *T. glaucopis* no NSS pelo algoritmo ED, AUC= 0.793

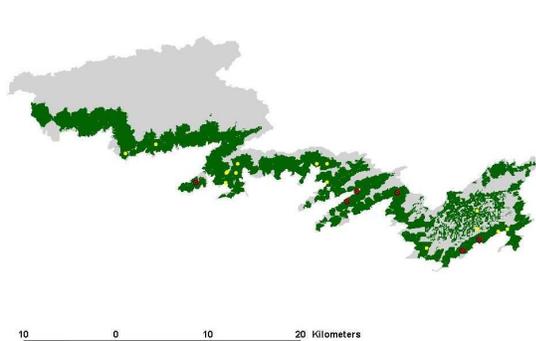


Figura 55 – Distribuição prevista para *S. fuliginosus* no NSS pelo algoritmo Maxent, AUC= 0.938.

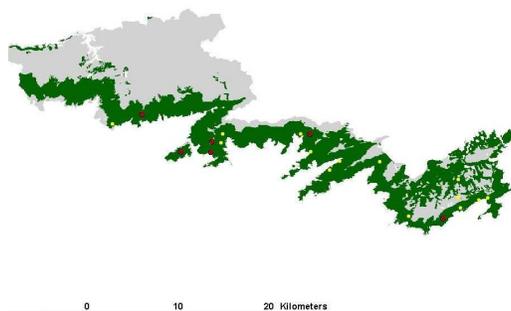


Figura 55 – Distribuição prevista para *S. fuliginosus* no NSS pelo algoritmo GARP, AUC= 0.869.



Figura 55 – Distribuição prevista para *S. fuliginosus* no NSS pelo algoritmo ED, AUC= 0.805



- Dados teste
- Dados treino
- Predição Ausência
- Predição Presença

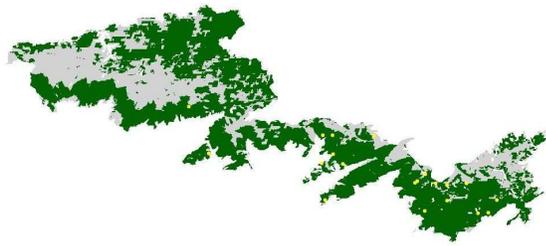


Figura 61 – Distribuição prevista para *B. ruficapillus* no NSS pelo algoritmo Maxent, AUC= 0.734



Figura 61 – Distribuição prevista para *B. ruficapillus* no NSS pelo algoritmo GARP, AUC= 0.731.

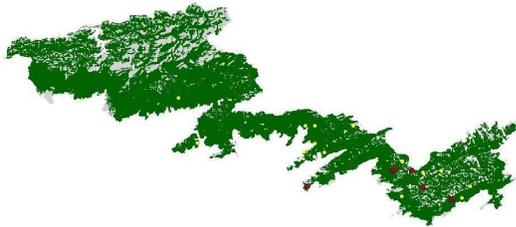


Figura 61 – Distribuição prevista para *B. ruficapillus* no NSS pelo algoritmo ED, AUC= 0.756.



Figura 61 – Distribuição prevista para *D. malura* no NSS pelo algoritmo Maxent, AUC= 0.651



Figura 610 – Distribuição prevista para *D. malura* no NSS pelo algoritmo GARP, AUC= 0.678.

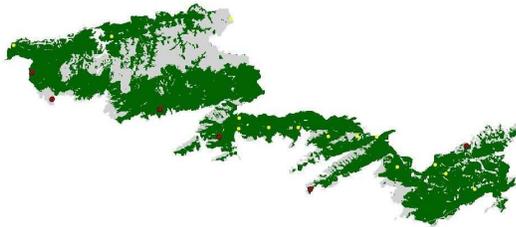
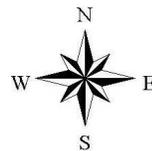


Figura 611 – Distribuição prevista para *D. malura* no NSS pelo algoritmo ED, AUC= 0.705.



- Dados teste
- Dados treino
- Predição Ausência
- Predição Presença

### 3.5 Discussão

Os resultados obtidos no presente estudo evidenciam um maior grau de eficiência do algoritmo Maxent se comparado com os algoritmos GARP e Environmental Distance, para os conjuntos de pontos e variáveis ambientais utilizadas. Tendo sido capaz de gerar modelos com valores de AUC acima de 0.75 para 48% das espécies modeladas, enquanto o AUC do GARP e do ED ficaram acima de este valor para 21.80% e 17.40% das espécies, respectivamente. Segundo Elith (2002) e Elith et al. (2006), valores acima de 0.75 são considerados bons e aceitáveis como indicador de desempenho do modelo. Com relação ao Teste Binomial de Duas Proporções os modelos do GARP tiveram um desempenho melhor, tanto nos níveis de significância de 1% quanto 5%, no entanto esse algoritmo apresentou as maiores taxas de omissão.

Uma limitação particularmente importante deste estudo, foi quanto ao número de camadas ambientais em resolução suficientemente baixa (pelo menos 250m) disponíveis para modelagem da área. De acordo com Peterson & Cohoon (1999), cinco camadas ambientais seriam suficientes para se obter uma consistente precisão na previsão do modelo e camadas acrescidas não afetariam muito a previsibilidade do mesmo. Mas isto depende diretamente de particularidades das espécies analisadas, isto é, a quantidade de dimensões ambientais não seria o fator determinante, mas o tipo de camada (clima, vegetação, hidrografia, etc.). No presente trabalho foram utilizadas 8 camadas (Tabela), e estas representam as únicas disponíveis para modelagem na área de estudo, impedindo uma decisão clara e embasada de quais fatores ecológicos relacionados às camadas disponíveis seriam os maiores responsáveis na delimitação do nicho de cada espécie.

Segundo Silva e Santos (2005), qualquer planejamento regional de conservação deve ter como objetivo manter os processos biogeográficos responsáveis pela diversidade regional. Neste sentido, quando preservamos a fauna endêmica de uma forma ou de outra estamos preservando estes processos. Assim, os resultados deste estudo são importantes no processo de conservação da avifauna da Mata Atlântica. Contudo, faz-se necessário verificar a validade dos resultados no que se refere à ocorrência ou não da espécie onde foi determinado o potencial de ocorrência. Mas, as

áreas apontadas como possível ocorrência das espécies, servem como uma etapa fundamental nas tomadas de decisões para futuros planos de conservação. Estudos complementares, de avaliação dos algoritmos a partir de um número menor de registros de ocorrência, e incorporação de outras informações ambientais, a medida que estas forem sendo produzidas, podem elucidar as melhores técnicas de modelagem de nicho fundamental para a avifauna do PESH.

Finalmente, a avaliação da área mínima estimada deve ser vista com cautela neste trabalho, esse teste, cuja premissa básica é que um bom mapa de habitat, obtidos a partir de dados de presença apenas, deveria prever áreas com potencial de ocorrência menor possível enquanto inclui um número máximo de ocorrências da espécie ao mesmo tempo (ENGLER et al. 2004), neste estudo, optou-se por estabelecer um número mínimo de registros de ocorrência (n=20) para escolha das espécies a serem modeladas. Desse modo foram modelados os nichos das espécies mais comumente registradas, e conseqüentemente as mais generalistas, o que resultou, evidentemente, em áreas com perda de presença relativamente amplas.

### **3.6 Conclusão**

O Maxent teve o melhor desempenho entre os 3 algoritmos avaliados, considerando os conjuntos de pontos utilizados e as variáveis ambientais disponíveis para modelagem em escala local.

O GARP, teve desempenho semelhante ao Maxent com relação aos valores de AUC dos modelos. Os mapas gerados por este algoritmo apontam uma área adequada para as espécies menor, porém apresentou as maiores taxas de erro de omissão. Sugerindo cautela para utilização deste método.

É imperativo o desenvolvimento de novas pesquisas no sentido de obter informações básicas atualizadas tanto no campo do desenvolvimento de camadas ambientais que auxiliem na modelagem de distribuição de espécies da área, quanto para na coleta de dados que acrescentem informações para tornar possível a elaboração e validação de modelos para espécies especialistas afim de se determinar os melhores métodos e parâmetros para estudo da distribuição potencial da avifauna da Mata Atlântica em escala local.

## Referências

- ANDERSON, R.P.; LEW, D.; PETERSON, A.T. Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 162, p. 211-232, 2003.
- BROWN, A.K.; BROWN, J.H. Incomplete data sets in community ecology and biogeography: a cautionary tale. **Ecological Applications**, London, v. 3, p. 736-742, 1993.
- CARPENTER, G.; GILLSON, A.N.; WINTER, J. DOMAIN: a flexible modelling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 2, p. 667-680, 1993.
- CAVALCANTI, R.B. Bird species richness and conservation in the Cerrado region of central Brasil. **Studies in Avian Biology**, Lawrence, v. 19, p. 244-249, 1999.
- CRACRAFT, J. Historical biogeography and patterns of differentiation within the South American avifauna: areas of endemism. **Neotropical Ornithology**, Honolulu, v. 36, p. 49-84, 1985.
- DEH. **Normalized difference vegetation index**. Department of Environmental and Heritage. 2004. Disponível em: <<http://www.deh.gov.au/erin/ndvi/ndvi.html>>. Acesso em: 02 fev. 2009.
- EGBERT, S.L.; ORTEGA-HUERTA, M.A.; MARTINEZ-MEYER, E.; PRICE, K.P.; PETERSON, A.T. **Time-series analysis of high-temporal resolution AVHRR NDVI imagery of Mexico**. 2000. p. 1978-1980.
- ELITH, J.; BURGMAN, M.A. Predictions and their validation: rare plants in the central highlands, Victoria, Australia. In: SCOTT, J.M.; HEGLUND, P.J.; MORRISON, M.L.; HAUFLER, J.B.; RAPHAEL, M.G.; WALL, W.A.; SAMSON, F.B. (Ed.). **Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale**. Washington: Island Press, 2002. p. 303-313.
- ELITH, J.; GRAHAM, C.H.; NCEAS Modelling Group. Novel methods improve prediction of species? Distributions from occurrence data. **Ecography**, Copenhagen, v.29, n. 2, p. 129-151, Apr. 2006.
- ENGLER, R.; GUISAN, A.; RECHSTEINER, L. An improved approach for predicting the distribution of rare and endangered species from occurrence and pseudo-absence data. **Journal of Applied Ecology**, London, v. 41, p. 263-274, 2004.
- FARBER, O.; KADMON, R. Assessment of alternative approaches for bioclimatic modelling with special emphasis on the Mahalanobis distance. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 160, p. 115-130, 2003.

FERIA, T.P.; PETERSON, A. Prediction of bird community composition based on point-occurrence data and inferential algorithms: a valuable tool in biodiversity assessments. **Diversity and Distributions**, Amsterdam, v. 8, p. 49-56, 2002.

FIELDING, A.H.; BELL, J.F. A review of methods for the assessment of prediction error in conservation presence/absence models. **Environmental Conservation**, Manchester, v. 24, n. 1, p. 38-49, Mar. 1997.

HEYER, W.R. On frog distribution patterns east of the Andes. Pp. 245- 274 *in* VANZOLINI, P.E.; HEYER, W. R. (Ed.). **Proceedings of a Workshop on Neotropical Distribution Patterns**. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 1988.

KROHN, W.B. 1996. Predicted vertebrate distributions from gap analysis: considerations in the designs of statewide accuracy assessments. In: SCOTT, J.M.; TEAR, T.H.; DAVIS, F.W. (Ed.). **Gap analysis: a landscape approach to biodiversity planning**. Bethesda: American Society for Photogrammetry and Remote Sensing, 1996. p. 147–162.

MCCULLAGH, P.; NELDER, J.A. **Generalized linear models**. 2<sup>nd</sup> ed. London: Chapman and Hall, 1989. 511 p. (Monographs on Statistics and Applied Probability).

PARRA, J.L.; GRAHAM, C.C.; FREILE, J.F. Evaluating alternative data sets for ecological niche models of birds in the Andes. **Ecography**, Copenhagen, v. 27, p. 350-360. 2004.

PARUELO, J.M.; JOBB GY, E.G.; SALA, O.E. Current distribution of ecosystem functional types in temperate South America. **Ecosystems**, Amsterdam, v. 4, p. 683-698, 2001.

PETERSON, A.T.; COHOON, K.P. Sensitivity of distributional prediction algorithms to geographic data completeness. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 117, p. 159-164, 1999.

PETERSON, A.T.; EGBERT, S.L.; SANCHEZ-CORDERO, V.; PRICE, K.P. 2000. Geographic analyses of conservation priority: endemic birds and mammals in Veracruz, Mexico. **Biological Conservation**, Amsterdam, v. 93, p. 85-94, 2000.

PETERSON, A.T.; NAVARRO-SIGUENZA, A.G.; BENÍTEZ-DÍAZ, H. The need for continued scientific collecting; a geographic analysis of Mexican bird specimens. **IBIS**, Amsterdam, v. 140, p. 288–294, 1998.

ROURA-PASCUAL, N.; SUAREZ, A.; GOMEZ, C.; PONS, P.; TOUYAMA, Y.; WILD, A. L.; PETERSON, A.T. Geographic potential of Argentine ants (*Linepithema humile* Mayr) in the face of global climate change. **Proceedings of the Royal Society of London**, London, v. 271, p. 2527-2535, 2005.

SILVA, J.M.C.; SANTOS, M.P.D. A importância relativa dos processos biogeográficos na formação da avifauna do Cerrado e de outros biomas brasileiros. In: SCARIOT, A.; SOUZA-SILVA, J.C.; FELFILI, J.M. (Ed.). **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005. p. 220–233.

STOCKWELL, D.; PETERS, D. The GARP modelling system: problems and solutions to automated spatial prediction. **International Journal of Geographical Information Science**, Amsterdam, v. 13, p. 143-158, 1999.

STOCKWELL, D.R.B.; NOBLE, I.R. Induction of sets of rules from animal distribution data: A robust and informative method of analysis. **Mathematics and Computers in Simulation**, Oxford, v. 33, p. 385-390, 1992.

STOCKWELL, D.R.B.; PETERSON, A.T. Effects of sample size on accuracy of species distribution models. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 148, p. 1-13, 2002.

STRAHLER, A.H.; LUCHT, W.; SHAAF, C.B.; TSANG, T.; GAO, F.; LI, X.; MULLER, J.P.; LEWIS, P.; BARNESLEY, M.J. **MODIS BRDF/Albedo Product: algorithm theoretical basis document (version 5)**. 1999.

UNIVERSITY OF MARYLAND. **AVHRR NDVI Data Set**. College Park: University of Maryland, 2001. Disponível em: <<http://glcf.umiacs.umd.edu/index.shtml>>. Acesso em: 02 fev. 2009.

VERHOEF, W.; MENENTI, M.; AZZALI, S. A colour composite of NOAA-AVHRR-NDVI based on time series analysis (1981-1992). **International Journal of Remote Sensing**, Oxford, v. 17, p. 231-235, 1996.

VIELLIARD, J.M.E. Uso da bioacústica na observação de aves. In: ENCONTRO NACIONAL DE ANILHADORES DE AVES, 2., 1987, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: UFRJ, 1987. p. 98-121.