

LUCIANA HIROMI YOSHINO KAMINO

**MODELOS DE DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA POTENCIAL:
APLICAÇÃO COM PLANTAS AMEAÇADAS DE EXTINÇÃO DA
FLORESTA ATLÂNTICA**

Belo Horizonte – Minas Gerais

2009

LUCIANA HIROMI YOSHINO KAMINO

**MODELOS DE DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA POTENCIAL:
APLICAÇÃO COM PLANTAS AMEAÇADAS DE EXTINÇÃO DA
FLORESTA ATLÂNTICA**

Tese de Doutorado apresentado ao Instituto Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Biologia Vegetal.

Orientador: Dr. João Renato Stehmann

Belo Horizonte – Minas Gerais

2009

Kamino, Luciana Hiromi Yoshino

Modelos de distribuição geográfica potencial: aplicação com plantas ameaçadas de extinção da Floresta Atlântica. [manuscrito] / Luciana Hiromi Yoshino Kamino. - 2009. 133f. : Il. ; 29,5 cm.

Orientador: João Renato Stehmann

Tese (doutorado) – Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Ciências Biológicas.

1. Plantas em extinção – Teses. 2. Mata Atlântica – Teses. 3. Botânica – Mata Atlântica – Teses. 4. Botânica – Teses. 5. Dalbergia nigra – Teses. 6. Melanoxylon brauna – Teses. 7. Petunias – Teses. 8. Maxent. I. Stehmann, João Renato . II. Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Ciências Biológicas. III. Título.

CDU: 581(213.56)

*Dedico esta tese aos
meus pais Yoshino e Eico;
meu sogro Susumu (†) e minha sogra Reiko;
e aos meus amores Fernando, Igor, Diogo e Lucas.*

AGRADECIMENTOS

Gostaria de expressar aqui os meus mais sinceros agradecimentos a todas as pessoas e instituições que contribuíram para a realização deste trabalho.

Agradeço à minha família pela feliz presença em minha vida e pelo estímulo constante: ao Fernando, meu marido; aos nossos filhos, Igor, Diogo e Lucas; aos meus pais, Yoshino e Eico; aos meus sogros, Susumu (†) e Reiko; ao meus irmãos, Takeshi e Milton, aos meus cunhados, Yumiko, Jonas, Satiko, Eduardo, Kiyoko, Hiroshi, Hisako e Therezinha.

Ao orientador e amigo prof. Dr. João Renato Stehmann pelo contínuo apoio e ensinamento, pelas inúmeras oportunidades e desafios propostos, pelas incansáveis palavras de conforto e motivação durante todo período de trabalho.

Ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal que me proporcionou os meios para realização da tese.

À FAPEMIG pela bolsa de estudo do doutorado, pelo financiamento ao projeto (Processo CRA 1792/06) e pelo apoio dado aos congressos de botânica em São Paulo (2007), Natal (2008) e Feira de Santana (2009).

Aos curadores dos herbários BHCB, RB, OUPR, VIC, PAMG, CESJ, UEC, HUEFS pela hospitalidade e pelo apoio dado durante as minhas visitas.

À Dra. Marinez Ferreira de Siqueira pela colaboração, paciência, disponibilidade, pelas críticas construtivas, oportunidades e pelo apoio.

Ao Dr. Andrew T. Peterson e pelas valiosas sugestões dadas sobre os métodos em modelagem.

À Dra. Elena Charlotte Landau pelas valiosas sugestões dadas ao projeto.

Ao Dr. Haroldo Cavalvante Lima pelas identificações taxonômicas com as leguminosas, pela atenção, pelos ensinamentos e pelas valiosas sugestões dadas ao trabalho.

À Dra. Flávia Cristina Pinto Garcia pelas valiosas sugestões dadas ao trabalho sobre a escolha das espécies e sobre a distribuição geográfica das mesmas.

Aos membros da banca de avaliação da minha tese: Dra. Marinez Ferreira de Siqueira, Dr. Adriano Paglia, Dr. Alexandre Salino, Dr. Ary Teixeira Oliveira-Filho pelas contribuições, apontando erros e sugerindo modificações valiosas no texto.

Aos professores Dr. Marcos Sobral e Dra. Cláudia Jacobi pelo apoio, ensinamento, pela colaboração, pelas críticas, sugestões e boas prosas que tivemos ao longo desses anos.

Ao Dr. Márcio Werneck pelo apoio, pelas críticas e sugestões dados ao trabalho. Pela atenção e ajuda com os programas, mapas e análises estatísticas.

Aos meus grandes amigos Thaís Elias Almeida, Leandro Lacerda Giacomin e Luciana Cláudia Neves Melo que sempre me acompanharam de perto em todos os momentos do doutorado. Sempre dispostos para ouvir, aconselhar, ajudar, criticar e apoiar. Muito obrigada por tudo!

Aos amigos e colegas do laboratório, pelo apoio e pelas horas de trabalho compartilhadas: Caetano Troncoso Oliveira, Rafaella Cardoso Ribeiro, Daniel Teixeira Souza, Luciana Badini Rolim, Aristônio Magalhães Teles, Flávio Dayrell Gontijo, Livia Echternacht, Raquel Stauffer Viveros, Cláudio Nicoletti Fraga, Marco Otávio Dias Pivari, Aline Joseph Ramalho, Demian Ferreira Félix, Flávia Santos Faria, Pedro Lage Viana, Nara Furtado de Oliveira Mota, Thiago Alves Magalhães, André Jardim Arruda,

Gustavo Heringer, Vinícius Antônio de Oliveira Dittrich, Izabella Martins da Costa Rodrigues, Eric Koiti Okiyama Hattori, Victor Teixeira Giorni, Mariana Bunger, Erica Fernanda Borsali, Rubens Custódio da Mota, Francine Costa Assis, Cinthia Tamara Vieira Rocha, Virginia Carvalho, Bruno Fernandes Falcão e Mariana Lobato Megale de Souza.

À Luciana Maielo pela valiosíssima ajuda nos trabalhos de campo.

À minha parceira Márcia Aparecida Coutinho Shimabukuro pelo imenso apoio e ajuda dado durante a nossa época como representantes discentes da PPGBV. Aos colegas: Marina Neiva Alvim, Ana Sílvia Franco Pinheiro Moreira, Fernando Augusto de Oliveira e Silveira, Renê Gonçalves da Silva Carneiro, Ana Paula de Faria, Patrícia Gonçalves de Oliveira, Letícia Anselmo Soares, Giovanni Eustáquio Alves Silva, Graciela Gonçalves Dias, Graziela Fleury coelho, Leandro Jardim, Cláudio Nicoletti Fraga, Denis Coelho de Oliveira, Janaina Guernica, Janaina Costa, Lídia Maria dos Santos, Warley Augusto Caldas Carvalho. Muito obrigada!

Aos professores da Pós-Graduação Dra. Denise Maria Trombert de Oliveira, Dr. Elder Antônio Sousa e Paiva, Dr. Eduardo Leite Borba, Dra. Queila de Souza Garcia, Dra. Rosy Mary dos Santos Isaias, Dr. João Aguiar Nogueira Batista, Dr. José Pires de Lemos Filho, Dr. Marcel Giovanni Costa França e Dr. Fernando Henrique Aguiar Vale pelos ensinamentos e pelas discussões e críticas que ajudaram muito a formar o meu perfil profissional.

Às funcionárias do departamento de botânica: Maria Márcia Araújo Dias, Terezinha de Jesus Alves, Sônia, Marina Cândida de Miranda Costa e Rita Bathe pelo apoio logístico.

Muitas pessoas apareceram durante a minha carreira, influenciando de uma ou outra forma, o meu agradecimento pela atenção e pelo estímulo: Dra. Edvani Franceschinelli, Dra. Denise Pinheiro da Costa, Dr. Leandro Freitas, Dra. Elsie Guimarães, Dr. Marcus Nadruz Coelho, Dr. José Alves Siqueira, Dr. Fernando Amaral da Silveira, Dra. Maria Iracema Loyola, Dr. Julio Antonio Lombardi, Dra. Rosana Romero, Dr. Vinícius de Castro Souza, Dra. Viviane Scalon, Dra. Maria Salete Marchioretto e Dr. José Eugênio C. Figueira.

Nesses últimos anos o destino fez com que eu conhecesse a Dra. Rafaela Carmostrini Forzza e o Dr. Enrique Forero, pessoas que participaram do meu trabalho de forma indireta, mas que me influenciaram de forma especial. Muito obrigada por tudo!

Durante esses quatro anos que passaram, é impossível contar as pessoas que me ajudaram de alguma forma e inevitavelmente, como diz meu amigo Sobral, estou sendo injusta com muitas pessoas pelo esquecimento de seus nomes. Peço desculpas a todas por antecipação.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	xi
ANEXO	xv
RESUMO	xvi
ABSTRACT	xviii
APRESENTAÇÃO.....	20
REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA.....	22
CAPÍTULO 1 MODELO DE DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA POTENCIAL: PREVISÃO DE NOVAS OCORRÊNCIAS PARA PLANTAS AMEAÇADAS DE EXTINÇÃO DA FLORESTA ATLÂNTICA.....	24
INTRODUÇÃO.....	24
MATERIAIS E MÉTODOS.....	28
RESULTADOS	49
DISCUSSÃO.....	65
REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA.....	74
CAPÍTULO 2 MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA POTENCIAL DE <i>PETUNIA MANTIQUEIRENSIS</i> , SOLANACEAE: PROCURANDO POR POPULAÇÕES DESCONHECIDAS DE UMA ESPÉCIE ENDÊMICA E AMEAÇADA DE EXTINÇÃO DA FLORESTA ATLÂNTICA	94
INTRODUÇÃO.....	94
MATERIAIS E MÉTODOS.....	96
RESULTADOS	103
DISCUSSÃO.....	109
CONSIDERAÇÕES FINAIS	132

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.1 – Domínio da Floresta Atlântica conforme Lei Federal nº 11.428 de 22 de dezembro de 2006. Fonte: Conservação Internacional..... 29
- Figura 1.2 – *Melanoxylon brauna* Schott: A) hábito, B) flor e C) fruto. 32
- Figura 1.3 – *Dalbergia nigra* (Vell.) Allemão ex Benth.: A) hábito, B) frutos e C) indivíduos em estágio de desenvolvimento juvenil..... 32
- Figura 1.4 – Mapa de distribuição potencial de *Melanoxylon brauna* Schott. Os círculos sobre o mapa representam os pontos de presença utilizados na modelagem. 50
- Figura 1.5 – Mapa de distribuição geográfica potencial de *Dalbergia nigra* (Vell.) Allemão ex Benth.. Os círculos sobre o mapa representam os pontos de presença utilizados na modelagem 50
- Figura 1.6 – Resultados da modelagem para *Melanoxylon brauna* Schott, aplicando os valores de limite de corte de 0,154 para Maxent LPT (A) e 0,336 para Maxent T10 (B). Regiões em verde indicam áreas com adequabilidade ambiental de acordo com o limite de corte utilizado. Legenda: círculos brancos mostram o conjunto treino, círculos em marrom o conjunto teste externo 1 e círculos em cinza o conjunto teste externo 2. 51
- Figura 1.7 - Resultados da modelagem para *Dalbergia nigra* (Vell.) Allemão ex Benth., aplicando os valores de limite de corte de 0,114 para Maxent LPT (A); e 0,515 para Maxent T10 (B). Regiões em verde indicam áreas com adequabilidade ambiental de acordo com o limite de corte utilizado. Legenda: círculos brancos mostram o conjunto treino, círculos em marrom o conjunto teste externo 1 e círculos em cinza o conjunto teste externo 2..... 52
- Figura 1.8 - Resultado do trabalho de campo para *Melanoxylon brauna* Schott, aplicando os valores de limite de corte de 0,154 para Maxent LPT (A) e 0,336 para Maxent T10 (B). Regiões em verde indicam áreas de presença conforme o limite de

corte utilizado. Legenda: círculos em azul mostram as presenças observadas no campo; quadrados em marrom as ausências observadas no campo; e círculos em preto os pontos de presença dos conjuntos de treino e de testes..... 55

Figura 1.9 – Resultado do trabalho de campo para *Dalbergia nigra* (Vell.) Allemão ex Benth., aplicando os valores de limite de corte de 0,114 para Maxent LPT (A); e 0,515 para Maxent T10 (B). Regiões em verde indicam áreas de presença conforme o limite de corte utilizado. Legenda: círculos em azul mostram as presenças observadas no campo, quadrados em marrom as ausências observadas no campo e círculos em preto os pontos de presença dos conjuntos de treino e de testes. 56

Figura 2.1 - *Petunia mantiqueirensis* T. Ando & Hashim.: A) habitat da planta, crescendo na borda da Floresta Ombrófila Mista, B) detalhe da corola da flor e C) hábito decumbente..... 98

Figura 2.2 – A e B) Área de estudo e resultado da modelagem de distribuição geográfica potencial para *Petunia mantiqueirensis* T. Ando & Hashim. Áreas em branco indicam potencial ausência e tons de cinza indicam potencial presença da espécie, conforme aplicação do limite de corte LPT. C) Localidades onde as novas populações foram encontradas. Legend: □ ausências observadas; ⊙ presenças observadas. 104

Figura 2.3 – Dispersão dos valores ambientais associados aos pontos de presença e ausência para as duas principais camadas ambientais relacionadas à distribuição de *Petunia mantiqueirensis* T. Ando & Hashim.. 108

Figura 2.4 – Comparação entre as médias de adequabilidade ambiental entre presença e ausência (média presença = $0,5020 \pm 0,17$ e média ausência = $0,2475 \pm 0,29$)..... 108

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1 – Lista dos dados de presença utilizados para gerar o modelo de distribuição geográfica potencial de <i>Melanoxylon brauna</i> Schott.	35
Tabela 1.2 – Espécimens do conjunto teste externo 1 utilizados para validar o modelo de distribuição geográfica potencial de <i>Melanoxylon brauna</i> Schott.	36
Tabela 1.3 – Espécimens do conjunto treino utilizados para gerar o modelo de distribuição geográfica potencial de <i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.	37
Tabela 1.4 – Espécimens do conjunto teste externo 1 utilizados para validar o modelo de distribuição geográfica potencial de <i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.	38
Tabela 1.5 – Matriz de confusão, onde <i>a</i> e <i>d</i> são previsões corretas; <i>b</i> é erro de sobreprevisão (falsos positivos) e <i>c</i> é erro de omissão (falsos negativos). Fonte: modificado de Fielding and Bell 1997.	47
Tabela 1.6 – Lista, definição e fórmula das medidas quantitativas derivadas da matriz de confusão: acurácia, sensibilidade, especificidade, erro de sobreprevisão e erro de omissão.	48
Tabela 1.7 – Taxa de acerto dos conjuntos de testes interno e externo dos modelos gerados pelo Maxent sob os diferentes limites de corte (T10 e LPT) para <i>Melanoxylon brauna</i> Schott e <i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.	53
Tabela 1.8 – Lista dos espécimens de <i>Melanoxylon brauna</i> Schott. (N) encontrados no trabalho de campo, valor da adequabilidade ambiental e a taxa de acerto de cada modelo, sendo que (1) é a presença e (0) ausência predita pelos Maxent T10 e Maxent LPT.	57
Tabela 1.9 - Localidades vistoriadas onde não foram observadas <i>Melanoxylon brauna Schott</i> em campo, valores de adequabilidade ambiental e taxa de acerto de cada modelo,	

sendo que (1) é a presença predita e (0) ausência predita pelos Maxent T10 e Maxent LPT.....	59
Tabela 1.10 – Lista dos espécimens de <i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth. (N) encontrados no trabalho de campo, valores de adequabilidade ambiental e a taxa de acerto de cada modelo, sendo que (1) é a presença e (0) ausência predita pelos Maxent T10 e Maxent LPT.....	60
Tabela 1.11 – Localidades vistoriadas onde não foram observadas <i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth. em campo, valores de adequabilidade ambiental e taxa de acerto de cada modelo, sendo que (1) é a presença predita e (0) ausência predita pelos Maxent T10 e Maxent LPT.	62
Tabela 1.12 – Desempenho dos modelos de distribuição geográfica potencial sob os diferentes Valores de Limite de Corte segundo o teste Binomial.	63
Tabela 1.13 – Resultado comparativo entre as medidas quantitativas derivadas da matriz de confusão dos modelos Maxent LPT e Maxent T10 para <i>Melanoxylon brauna</i> Schott e <i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth..	64
Tabela 2.1 – Lista do material examinado para compor os dados de ocorrência para <i>Petunia mantiqueirensis</i> T. Ando & Hashim..	98
Tabela 2.2 – Estatísticas de validação do modelo no campo.	105
Tabela 2.3 – Resultado do teste estatístico baseado em técnicas de <i>Jackknife</i> para <i>Petunia mantiqueirensis</i> T. Ando & Hashim.. Legenda: LPT = Limite de corte da menor presença; 1 = sucesso na predição do ponto removido; 0 = falha na predição do ponto removido.....	106

ANEXO

Anexo 1.1 - Lista das localidades selecionadas para compor o conjunto teste externo 2 para testar o modelo de distribuição geográfica potencial de <i>Melanoxylon brauna</i> Schott. Fonte: TreeAtlas 1.0	87
Anexo 1.2 – Lista das localidades selecionadas para compor o conjunto teste externo 2 para testar o modelo de distribuição geográfica potencial de <i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth. Fonte: TreeAtlas 1.0	89
Anexo 1.3 – Lista de Unidades de Conservação e áreas de preservação por estados, onde constam ocorrência da <i>Melanoxylon brauna</i> Schott.	92
Anexo 1.4 – Lista de Unidades de Conservação e áreas de preservação por estados, onde constam ocorrência da <i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth	93

RESUMO

KAMINO, L.H.Y. (2009). Modelos de Distribuição Geográfica Potencial: Aplicação com Espécies da Flora Ameaçada de Extinção da Floresta Atlântica. Tese (Doutorado) – Instituto Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. Orientador: João Renato Stehmann

Modelos de distribuição geográfica têm sido utilizados como uma importante ferramenta na biologia da conservação, gerando mapas de distribuição potencial de espécies raras, endêmicas e ameaçadas de extinção. Entre os algoritmos mais utilizados está o Maxent, capaz de gerar predições com poucos pontos de presença. O objetivo principal deste trabalho é avaliar a aplicabilidade de modelos gerados pelo Maxent para encontrar novas populações de plantas ameaçadas de extinção da Floresta Atlântica. O primeiro capítulo avalia duas espécies arbóreas com ampla distribuição geográfica (*Melanoxylon brauna* Schott e *Dalbergia nigra* (Vell.) Allemão ex Benth., Fabaceae), sendo que os dados de ocorrência apresentam baixa precisão geográfica, e as variáveis ambientais baixa resolução. Para gerar os modelos foram utilizados os métodos Maxent LPT e o Maxent T10. Os mapas resultantes podem ser interpretados como uma aproximação razoável da distribuição potencial das espécies, com menos de 25 pontos de ocorrência. A taxa de acerto para *M. brauna* foi de 63% (LPT) e 83%(T10), enquanto que para *D. nigra* foi de 40% (LPT) e 75% (T10). De acordo com os resultados do trabalho de campo, os mapas gerados pelos modelos Maxent T10 obtiveram uma melhor acurácia em relação aos modelos Maxent LPT. Considerando o histórico de sobreexploração ocorrida no passado e a área de ocupação encontrar-se severamente

fragmentada, sugere-se que as espécies em estudo sejam mantidas na categoria Vulnerável nas listas de espécies ameaçadas de extinção conforme os critérios da IUCN. O segundo capítulo avalia a modelagem para uma espécie herbácea com distribuição geográfica restrita (*Petunia mantiqueirensis* T. Ando & Hashim., Solanaceae) com apenas oito pontos de ocorrência, com coordenadas mais precisas que as espécies arbóreas estudadas no primeiro capítulo. Os modelos apresentaram uma taxa de acerto de 87%, sendo considerado estatisticamente significativo. Foram registradas nove novas populações da espécie em áreas previstas pelos mapas gerados. Os modelos de distribuição geográfica potencial associados a trabalhos de campo mostraram-se úteis para aumentar o conhecimento sobre a distribuição geográfica atual de espécies ameaçadas de extinção.

PALAVRAS-CHAVE: Modelos de distribuição geográfica potencial, MAXENT, espécies ameaçadas de extinção, Floresta Atlântica, *Melanoxylon brauna*, *Dalbergia nigra*, *Petunia mantiqueirensis*.

ABSTRACT

KAMINO, L.H.Y. (2009). Potential Models of Species Geographical Distribution: an essay with threatened species from Atlantic Forest. Ph.D. Thesis – Instituto Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. Advisor: João Renato Stehmann.

Potential Models of Species' Distribution have been used as important tools in conservation biology, producing maps of expected distribution of rare, endemic and threatened species. One of the most used algorithms is Maxent, that can predict distribution with a few occurrence data. The main goal of this work is to evaluate the predictive models generated by Maxent, as a tool to help finding new populations of plants threatened of extinction in the Atlantic Forest. In the first chapter two tree species with large extent of occurrence are evaluated (*Melanoxylon brauna* Schott e *Dalbergia nigra* (Vell.) Allemao ex Benth., Fabaceae), and the data of occurrence acquired from herbarium sheets were of low geographic precision. To generate the models were used the Maxent LPT and T10 methods. The resulting maps exhibit na acceptable approach of the species potential distribution, with less then 25 occurrence data. The set rate for *M. brauna* was of 63% (LPT) and 83% (T10), and for *D. nigra* of 40% (LPT) and 75% (T10), respectively. According to the results of the field surveys, the maps generated by the T10 algorithm had a better accuracy than the LPT's. Considering the level of fragmentation and the history of over exploitation of the occurrence area of the species, they are both recommended to be maintained as Vulnerable, according to IUCN criteria for threatened species. The second chapter evaluate the predictive model for one herb specie of restricted distribution (*Petunia mantiqueirensis* T. Ando & Hashim.,

Solanaceae), with only eight known registries, but with more precise references than the trees of the first chapter. The models showed a set rate of 87%, what are considered statistically significant. Nine new populations of *P. mantiqueirensis* were found in predicted areas of the model. The Potential Models of Geographical Distribution associated with field trips were useful to enlarge the knowledge about the occupancy area of threatened plant species.

KEYWORDS: Potential Models of Species Geographical Distribution, Maxent, Threatened Species, Atlantic Forest, *Melanoxylon brauna*, *Dalbergia nigra*, *Petunia mantiqueirensis*.

APRESENTAÇÃO

A fascinante questão de como as plantas e os animais estão distribuídos na Terra tem sido fonte de inspiração para muitos pesquisadores. A muito tempo, sabe-se que, em certas escalas, fatores físicos e climáticos afetam profundamente a distribuição das espécies (Soberón & Peterson 2005). Por esse motivo a relação espécie/ambiente representa o centro das discussões em modelagem geográfica preditiva na ecologia (Guisan & Zimmermann 2000).

Nas duas últimas décadas, os modelos de distribuição geográfica potencial ganharam importância como uma ferramenta para direcionar estudos em biogeografia, evolução e, mais recentemente, em biologia da conservação e mudanças climáticas (Guisan & Thuiller 2005). Os modelos relacionam dados de ocorrências com variáveis ambientais e ecológicas para prever ambientes adequados, onde uma população possa se manter viável (Guisan & Zimmermann 2000).

Segundo Guisan & Thuiller (2005) houve uma explosão de artigos sobre aspectos metodológicos que permitiram fazer progressos consideráveis. Diante de uma diversidade de métodos em modelagem, estudos comparativos ajudam na escolha da melhor técnica em conformidade com os objetivos e disponibilidade de dados (ex.: Fielding & Bell 1997; Anderson *et al.* 2003; Elith *et al.* 2006). Os estudos de modelagem geralmente privilegiam espécies de ampla distribuição geográfica, tendo em vista a maior quantidade de dados disponíveis (ex.: Anderson *et al.* 2002; Siqueira & Durigan 2007; Peterson *et al.* 2008). Com o avanço da informática e da disponibilização de uma variedade de dados espaciais em diversas resoluções e de bancos de dados de coleções científicas pela internet, é crescente a realização de estudos que modelam

espécies raras, endêmicas e ameaçadas de extinção (ex.: Raxworthy *et al.* 2003; Guisan *et al.* 2006; Papes 2006; Giovanelli *et al.* 2008a; Williams *et al.* 2009b).

Tanto os trabalhos com modelagem para espécies de ampla distribuição como para espécies raras, endêmicas e ameaçadas indicam que os resultados podem direcionar trabalhos de campos à regiões desconhecidas ou pouco exploradas, evitando coletas em áreas bem amostradas ou baixo potencial de ocorrência da espécie, e racionalizando o uso do tempo e dos recursos financeiros.

A presente tese está dividida em dois capítulos e tem como objetivo principal avaliar a utilização de modelos de distribuição geográfica potencial para encontrar novas populações de plantas ameaçadas de extinção da Floresta Atlântica. O primeiro capítulo avalia duas espécies arbóreas com ampla distribuição geográfica (*Melanoxylon brauna* Schott e *Dalbergia nigra* (Vell.) Allemão ex Benth.) e o segundo capítulo uma espécie herbácea com distribuição geográfica restrita (*Petunia mantiqueirensis* T. Ando & Hashim.). Além das espécies, a diferença entre os capítulos é a qualidade dos dados utilizados para realizar a modelagem, sendo que no primeiro os dados de ocorrência baixa precisão geográfica e no segundo utilizamos dados mais refinados. Esperamos que os resultados obtidos tenham aplicações valiosas para desenvolver estratégias para conservação de espécies ameaçadas de extinção e estimulem novos estudos acerca do tema no Brasil.

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

- Anderson, R. P., M. Gómez-Laverde, et al. (2002). Geographical distributions of spiny pocket mice in South America: insights from predictive models. *Global Ecology & Biogeography* **11**, 131-141.
- Anderson, R. P., D. Lewc, et al. (2003). Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling* **162**, 211-232.
- Elith, J., C. H. Graham, et al. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* **29**, 129-151.
- Fielding, A. H. & J. F. Bell (1997). A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* **24**, 38-49.
- Giovanelli, J. G. R., C. O. Araujo, et al. (2008). Modelagem do nicho ecológico de *Phyllomedusa ayeaye* (Anura: Hyludae): previsão de novas áreas de ocorrência para uma espécie rara. *Neotropical Biology and Conservation*. **3**, 59-65.
- Guisan, A., O. Broennimann, et al. (2006). Using niche-based models to improve the sampling of rare species. *Conservation Biology* **20**, 501-511.
- Guisan, A. & W. Thuiller (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* **8**, 993-1009.
- Guisan, A. & N. E. Zimmermann (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* **135**, 147-186.

- Papes, M. (2006). Ecological niche modeling approaches to conservation of endangered and threatened birds in central and eastern europe. *Biodiversity Informatics* **4**, 14-26.
- Peterson, A. T., M. Papes, et al. (2008). Rethinking receiver operating characteristic analysis applications in ecological niche modelling. *Ecological Modelling* **213**, 63-72.
- Raxworthy, C. J., E. Martinez-Meyer, et al. (2003). Predicting distributions of known and unknown reptile species in Madagascar. *Nature* **426**, 837-841.
- Siqueira, M. F. & G. Durigan (2007). Modelagem da distribuição geográfica de espécies lenhosas de cerrado no Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Botânica* **30**, 233-243.
- Soberón, J. & A. T. Peterson (2005). Interpretation of Models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics* **2**, 1-10.
- Williams, J. N., C. Seo, et al. (2009). Using species distribution models to predict new occurrences for rare plants. *Diversity and Distribution* **15**, 565-576.

CAPÍTULO 1

MODELO DE DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA POTENCIAL: PREVISÃO DE NOVAS OCORRÊNCIAS PARA PLANTAS AMEAÇADAS DE EXTINÇÃO DA FLORESTA ATLÂNTICA¹

INTRODUÇÃO

A influência das atividades humanas sobre as espécies nativas cresceu a uma taxa sem precedentes. Apesar de algumas espécies responderem positivamente às pressões antropogênicas, a maioria apresenta uma tolerância limitada às mudanças que estão ocorrendo nos ecossistemas mundiais (Baillie *et al.* 2004). As principais ameaças à diversidade biológica são a destruição e fragmentação de habitat; a introdução de espécies exóticas e as mudanças climáticas (Kuussaari *et al.* 2009; Brown 1995). Em resposta à crise da biodiversidade, Willis *et al.* (2007) destacam iniciativas-chave de caráter conservacionista que focam as atenções (1) na identificação das espécies ameaçadas de extinção ex.: (ex: Mendonça & Lins 2000; Biodiversistas 2005; MMA 2008; IUCN 2009); (2) nas regiões que apresentam uma considerável riqueza de espécies e de endemismo e/ou que estão sob alto risco de ameaça (ex.: Myers *et al.* 2000; Olson *et al.* 2001; Mittermeier *et al.* 2005; Stehmann *et al.* 2008); (3) na documentação das invasões biológicas (ex.: Peterson 2003; Henderson *et al.* 2006); e finalmente (4) nas predições sobre a distribuição de espécies perante as mudanças climáticas futuras (ex.: (ex.: Pearson & Dawson 2003; Giovanelli *et al.* 2008a). Para

¹ Capítulo formatado nos padrões da revista Diversity and Distributions

otimizar os procedimentos de conservação, tais iniciativas dependem de informações básicas como o conhecimento da distribuição geográfica das espécies endêmicas, ameaçadas de extinção e exóticas (Whittaker *et al.* 2005).

Entretanto, a maioria das espécies são conhecidas por poucos registros de ocorrências e efetivamente são apenas pontos sobre mapas (Peterson 2006). Como a distribuição geográfica real de muitos táxons é pouco conhecida, modelos de distribuição geográfica potencial são considerados uma importante técnica que direcionam práticas conservacionistas (Guisan & Zimmermann 2000; Guisan & Thuiller 2005).

A distribuição geográfica de uma espécie é considerada uma unidade dinâmica e complexa resultante da interação dos seguintes fatores que atuam em diferentes intensidades e escalas: 1) condições abióticas; 2) interações bióticas; 3) regiões que são acessíveis à dispersão de espécies advindas de outra área; e 4) capacidade evolutiva das populações adaptarem a novos ambientes (Soberón & Peterson 2005; Brown 1995). Com base no conhecimento sobre a distribuição geográfica é possível direcionar trabalhos de campos para encontrar espécies e populações desconhecidas (Feria & Peterson 2002; Raxworthy *et al.* 2003; Bourg *et al.* 2005; Peterson & Papes 2006; Pearson *et al.* 2007; Williams *et al.* 2009b), monitorar populações (Guisan *et al.* 2006), identificar locais para translocações e reintroduções (Mladenoff *et al.* 1995; Danks & Klein 2002; Peterson *et al.* 2006), aplicar estratégias de conservação (Araújo *et al.* 2002; Loiselle *et al.* 2003; Jeganathan *et al.* 2004; Williams *et al.* 2005; Gaubert *et al.* 2006; Rondinini *et al.* 2006), avaliar os efeitos da perda de habitats para determinadas espécies (Thuiller 2004; Sánchez-Cordero *et al.* 2005), prever o potencial invasivo de espécies exóticas (Papes & Peterson 2003; Giovanelli *et al.* 2008b), bem como prever os efeitos das mudanças climáticas sobre a distribuição das espécies, projetadas no

futuro e avaliar os impactos das oscilações climáticas no passado (Thuiller *et al.* 2005; Carnaval & Moritz 2008).

A modelagem combina pontos de presença de espécies com variáveis ambientais/ecológicas (por exemplo: temperatura, precipitação, altitude e índices de vegetação) para predizer ambientes adequados, onde em tese uma população possa se manter viável (Anderson *et al.* 2003; Guisan & Thuiller 2005). Os pontos de presença são coordenadas georreferenciadas que situam a localidade onde um espécime foi coletado e/ou registrado. Normalmente, no caso das plantas, os dados de presença são compilados de fichas de exsicatas, de revisões taxonômicas, de levantamentos florísticos e estudos fitossociológicos. O resultado da modelagem é então projetado em um mapa, indicando as regiões com distribuição potencial (Anderson *et al.* 2003).

É impressionante a quantidade de algoritmos disponíveis para modelar a distribuição das espécies (ex.: Guisan & Zimmermann 2000; Guisan & Thuiller 2005; Elith *et al.* 2006; Muñoz *et al.* 2009). Por isso, é importante o conhecimento sobre a performance e o funcionamento desses algoritmos para selecionar o método mais apropriado para modelagem (Jimenez-Valverde *et al.* 2008). É importante também ter um objetivo bem definido, pois para cada objetivo, há diferentes algoritmos, técnicas de modelagem e de validação.

Muitos algoritmos utilizam dados de presença e de ausência de espécies para estimar a área de ocorrência (Guisan & Thuiller 2005). Contudo, dados de ausência são raros e somente em regiões muito bem exploradas é que podem ser interpretados como verdadeiros (Soberón & Peterson 2005). Na realidade, dados de ausência são difíceis de serem obtidos e podem ter um alto grau de incerteza devido a baixa detectabilidade das espécies ou então podem corresponder às áreas não amostradas (Jimenez-Valverde *et al.*

2008). Dentre os demais algoritmos, existem os que utilizam somente dados de presença e que criam pseudoausências em áreas ambientalmente distintas das áreas de presença (ex.: Fielding & Bell 1997; Stockwell & Peterson 2002). Outros métodos utilizam dados de presença e dados ambientais denominados background explorando toda a área de estudo (Hirzel & Guisan 2002; Phillips *et al.* 2006). E finalmente, existem métodos que utilizam somente dados de presença avaliando a similaridade ambiental com as ocorrências observadas no espaço ambiental (Carpenter *et al.* 1993; Skov 2000). Para todos os algoritmos, existe o número mínimo de pontos de presença para gerar um modelo robusto (Stockwell & Peterson 2002; Pearson *et al.* 2007). O Maxent é um dos poucos algoritmos que faz uma predição consistente com baixo número amostral ($n < 30$) (Jeganathan 2004; Pearson *et al.* 2007). Podendo ser utilizado com dados a partir de dez pontos. Os modelos de similaridade ambiental também podem ser utilizados a partir de poucos pontos, devido à simplicidade da sua forma de modelar, mas há poucos testes de sua efetividade (Siqueira *et al.* 2009).

O objetivo deste estudo é aplicar a técnica de modelagem com menos de 25 pontos de presença para encontrar novas populações para *Melanoxylon brauna* Schott e *Dalbergia nigra* (Vell.) Allemão ex Benth., espécies pertencentes à família Fabaceae (Leguminosae) e consideradas como ameaçadas de extinção (Biodiversistas 2005) e endêmicas da Floresta Atlântica (Stehmann *et al.* in press).

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

A área de estudo (figura 1.1) é considerada prioridade global para conservação devido a diversidade biológica, alta taxa de endemismo e está sob forte ameaça (Mittermeier *et al.* 2005). Considera-se Floresta Atlântica (*sensu lato*) as fitofisionomias que estão apresentadas na Lei Federal nº 11.428 de 22 de dezembro de 2006 (MMA 2006), que são as:

“formações florestais nativas e os ecossistemas associados, com as respectivas delimitações estabelecidas em Mapa do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - (IBGE 2008), conforme regulamento: Floresta Ombrófila Densa; Floresta Ombrófila Mista; também denominada de Mata de Araucárias; Floresta Ombrófila Aberta; Floresta Estacional Semidecidual; Floresta Estacional Decidual; bem como os manguezais; as vegetações de restingas; campos de altitude; brejos interioranos e encaves florestais do Nordeste”.

A extensão original da Floresta Atlântica era de 3° S a 31° S e de 35° W a 60° W, cobrindo uma área de aproximadamente 148 milhões de ha. Cerca de 92% do seu território está localizado ao longo da costa brasileira, e a porcentagem restante no Paraguai e na Argentina (Câmara 2005; Ribeiro *et al.* 2009). Dados atuais indicam que restam apenas 11% da cobertura original, sendo que a maioria dos remanescentes estão distribuídos em fragmentos florestais de tamanho reduzido menor que 100 ha (Ribeiro *et al.* 2009). Condições ambientais heterogêneas contribuem para explicar a riqueza de espécies e o alto grau de endemismo, como por exemplo: a) extensão latitudinal de 28°; b) extensão longitudinal que pode variar até 17°; c) variação altitudinal acentuada – do nível do mar até 2.870 m; d) diferenças climáticas, que variam de regimes sub-úmidos com estações secas, no Nordeste, até regimes com precipitação extrema em algumas

áreas costeiras (Oliveira-Filho & Fontes 2000; Câmara 2005; Leme & Siqueira-Filho 2006; Ribeiro *et al.* 2009).

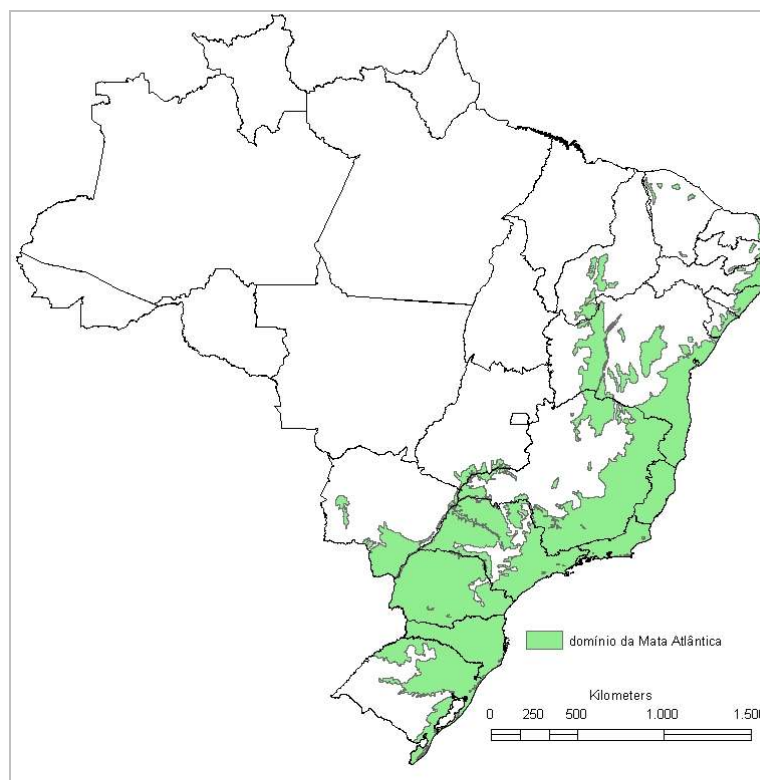


Figura 1.1 – Domínio da Floresta Atlântica conforme Lei Federal nº 11.428 de 22 de dezembro de 2006. Fonte: Conservação Internacional.

Espécies em estudo

Melanoxylon brauna Schott é uma espécie arbórea que pode chegar até 30 m de altura (figura 1.2). Atualmente, a distribuição geográfica da espécie está limitada entre os estados do Rio de Janeiro, Espírito Santo, Minas Gerais e Bahia, ocorrendo na Floresta Estacional Semidecidual das Terras Baixas e Submontana e na Floresta Estacional Semidecidual Baixo-Montana (Oliveira-Filho 2006). Destaca-se por apresentar flores com hipanto curto e campanulado, e corola amarela com pétalas

unguiculadas e margens \pm franjadas (Queiroz 2009). O fruto do tipo criptolomento, é oblongo, falciforme, comprimido com epicarpo lenhoso, bivalvar, verde quando imaturo e castanho quando maduro; e internamente é marcado por falsos septos transversais. O endocarpo é membranáceo, que se segmenta em artículos monospermicos. Cada artículo contendo uma semente na sua região basal, funciona como uma unidade de dispersão (Barroso *et al.* 1999). Floresce nos meses de fevereiro a meados de junho e a maturação dos frutos ocorre entre agosto a novembro (Ramalho & Marangon 1989; Carvalho 1994). Classificada como madeira de lei, a espécie é conhecida como braúna, brauna-preta, pau-ferro, baraúna, graúna, maria-preta, árvore-de-chuva, guaraúna, ibira-una e rabo-de-macaco (Gonzaga 2006).

Dalbergia nigra (Vell.) Allemão ex Benth. (figura 1.3) é uma espécie arbórea que pode alcançar até 35 m de altura (Leão & Vinha 1975). É considerada endêmica da Floresta Atlântica ocorrente nos estados do Rio de Janeiro à Bahia, estendendo para o interior de São Paulo e Minas Gerais (Carvalho 1997; Oliveira-Filho 2006). Ocupa as Floresta Estacional Semidecidual das Terras Baixa e Submontana, Floresta Estacional Semidecidual Baixo-Montana e Floresta Estacional Semidecidual Alto-Montana (Oliveira-Filho 2006). As flores são pequenas (0,9-1,0 cm), subsésseis e corola papilionóide creme (Bortoluzzi *et al.* 2004). O fruto é um legume samaróide, elíptica, subcoriácea, verde quando imatura e vinácea quando madura; 1-3 sementes, com núcleo semnífero central e ala marginal. O fruto seco, indeiscente, plano e comprido é adaptado à dispersão anemocórica (Barroso *et al.* 1999). Floresce nos meses de setembro a outubro e a maturação dos ocorre entre novembro e dezembro (Carvalho 1994). Classificada como madeira de lei, a espécie é conhecida como brazilian rosewood, jacarandá-da-bahia, cabiúna, cabiúna-rachada, cabiúna-do-mato, caviúna, jacarandá-

caviúna, jacarandá-preto, jacarandá-roxo, palisandre e jacarandazinho (Carvalho 1994; Lorenzi 2000).

Por serem madeiras de lei, *M. brauna* e *D. nigra* podem alcançar alto preço no mercado, motivo que levou a destruição de hectares de matas para extração e comercialização (Gonzaga 2006). No início do século XX, a madeira da *M. brauna* foi utilizada para móveis de luxo, postes e dormentes ferroviários. A casca foi utilizada em curtumes e tinturarias (Andrade & Vecchi 1916). Atualmente, a *M. brauna* é indicada na construção naval para vigas estruturais, sobressano, verdugo e na forração do casco e convés. Na construção civil é indicada como marcos, estruturas de telhado, assoalhos e passarelas. Além desses, outros usos foram relatados, como: confecção de bolas de bocha, peças torneadas, usos decorativos, instrumentos musicais, dormentes, moirões e postes (Sprent & Parsons 2000; Gonzaga 2006). Quanto a *D. nigra*, esta tem um alto valor comercial por causa da qualidade da madeira reconhecida internacionalmente (Lorenzi 2000). Muito apreciada também na fabricação de móveis de luxo, instrumentos musicais e acabamentos internos na construção civil (Carvalho 1994; Lorenzi 2000).



Figura 1.2 – *Melanoxylon brauna* Schott: A) hábito, B) flor e C) fruto.



Figura 1.3 – *Dalbergia nigra* (Vell.) Allemão ex Benth.: A) hábito, B) frutos e C) indivíduos em estágio de desenvolvimento juvenil.

Pontos de presença

Os pontos de presença das espécies foram compilados a partir de três fontes distintas:

1. exsicatas depositadas nos seguintes herbários: BHCB, GUA, HUEFS, OUPR, PAMG, RB, UEC e VIC;
2. pesquisa nas coleções científicas indexadas na Rede SpeciesLink². Os herbários provedores dos dados foram: BOTU, EAC, EAN, ESA, IAC³, INPA, IPA, MAC, MBM, MO, NY, SPSF e VIES;
3. banco de dados do TreeAtlan 1.0⁴, lista de espécies arbóreas e arborescentes pré-selecionadas da América do Sul oriental.

O georreferenciamento foi atribuído através da ferramenta geoLoc⁵ da rede speciesLink para as exsicatas que não possuíam coordenadas geográficas no local de coleta. Para cada espécie, os dados compilados foram agrupados em três conjuntos, a saber:

1. conjunto treino – são pontos de presença de exsicatas que foram selecionados para gerar os modelos (tabelas 1.1 e 1.3). Todos os pontos possuem coordenadas geográficas atribuídas no local ou nas proximidades em que os espécimens foram coletados. Além disso, a seleção priorizou também aquelas coletas realizadas a partir do ano de 2000 e as que foram realizadas em Unidades de Conservação nos anos anteriores.
2. conjunto teste externo 1 (tabelas 1.2 e 1.4) – são pontos de presença de exsicatas que os modelos utilizaram para validar os resultados durante o processo da

² Cria, Busca Centralizada da rede speciesLink. <http://splink.cria.org.br> (acessado em 11/dez/2007)

³ Herbário IAC On-line. <http://www.iac.sp.gov.br/herbario>. (acessado em 11/dez/2007)

⁴ TreeAtlan. <http://www.icb.ufmg.br/treetatlan/> (acessado em 23/set/2009)

⁵ Cria, Ferramenta geoLoc da rede speciesLink. <http://splink.cria.org.br/geoloc> (data)

modelagem. Os pontos possuem coordenadas de baixa resolução compiladas das fichas de exsicatas ou que foram atribuídas nas proximidades do local de coleta.

3. conjunto teste externo 2 (anexos 1.1 e 1.2) – são pontos de ocorrência do banco de dados do TreeAtlan 1.0 utilizados para fazer o teste externo 2.

A divisão dos pontos em grupos de treino e de teste é recomendada pela literatura para avaliar a qualidade do modelo (Anderson *et al.* 2003).

Os pontos de presenças dos testes foram compilados de exsicatas, coletadas por diversas pesquisadores, em localidades e épocas distintas. É importante ressaltar que foi realizada uma pré-seleção do montante de exsicatas examinadas e levantadas, utilizando os seguintes critérios: inclusão de espécimens cuja identificação foi determinada por taxonomistas especialistas na família e exclusão de espécimens cultivados, com localização duvidosa e registros duplicados.

Para modelar a distribuição geográfica potencial da *M. brauna*, foram selecionados 22 pontos de presença para compor o conjunto treino, 23 para o conjunto teste externo 1 e 97 para o conjunto teste externo 2 (tabelas 1.1, 1.2 e anexo 1.1), totalizando 142 pontos de presença. Para *D. nigra* foram selecionados 21 pontos de presença para compor o conjunto treino, 25 para o conjunto teste externo 1 e 76 para o conjunto teste externo 2 (tabelas 1.3, 1.4 e anexo 2), totalizando 122 pontos de presença.

Tabela 1.1 – Lista dos dados de presença utilizados para gerar o modelo de distribuição geográfica potencial de *Melanoxylon brauna* Schott.

N	Material testemunho	Local de coleta (Município, UF)
1	Machado 252 (MAC/CRIA)	Coruripe, AL
2	Sarmento & Bautista 871 (RB)	Cafarnaum, BA
3	Jost <i>et al.</i> 30 (HUEFS)	Conde, BA
4	Queiroz & Nascimento 3394 (HUEFS)	Iraquara, BA
5	Macedo 1179 (RB)	Jequié, BA
6	Queiroz 10836 (HUEFS)	Rui Barbosa, BA
7	Queiroz & Carvalho-Sobrinho 10982 (HUEFS)	São Félix do Coribe, BA
8	Queiroz & Nascimento 3367 (HUEFS)	Seabra, BA
9	Amorim <i>et al.</i> 1356 (RB)	Una, BA
10	Ana Luiza s.n. (VIC)	Conceição da Barra, ES
11	Souza 130 (UEC)	Linhares, ES
12	Pereira 10/59 (RB)	Abre Campo, MG
13	Stehmann 4723 (BHCB)	Belo Horizonte, MG
14	Stehmann 3078 (BHCB)	Brumadinho, MG
15	Lopes & Andrade 113 (BHCB)	Caratinga, MG
16	Echtemacht & Dornas 433 (BHCB)	Carmópolis de Minas, MG
17	França 331 (BHCB)	Córrego Novo, MG
18	Mendonça-Filho <i>et al.</i> 273 (BHCB)	Marliéria, MG
19	Salino <i>et al.</i> 10612 (BHCB)	Nova Lima, MG
20	Stehmann & Toledo s.n. (BHCB)	São Gonçalo do Rio Abaixo, MG
21	Ramalho 1091 (RB)	Viçosa, MG
22	Oliveira 1286 (GUA)	Rio de Janeiro, RJ

Tabela 1.2 – Espécimens do conjunto teste externo 1 utilizados para validar o modelo de distribuição geográfica potencial de *Melanoxylon brauna* Schott.

N	Material testemunho	Local de coleta (Município, UF)
1	Bayma 693 (MAC/CRIA)	Coruripe, AL
2	Silva & Ferreira 49 (HUEFS)	Conde, BA
3	Costa & Costa 351 (HUEFS)	Jandaíra, BA
4	Leite et al. 228 (HUEFS)	Maracás, BA
5	Araújo 136 (RB)	Maracás, BA
6	Santos 84 (HUEFS)	Serra Dourada, BA
7	Sucre 5564 (RB)	Linhares, ES
8	Lima 6080 (RB)	Linhares, ES
9	Ribeiro et al. 800 (RB)	São Mateus, ES
10	Árbocz 382 (UEC)	Nova Venécia, ES
11	Magalhaes 18919 (NY/CRIA)	Serra Azul, MG
12	Castro et al. 93 (HUEFS)	Descoberto, MG
13	Macedo s.n. (BHCB)	Belo Horizonte , MG
14	Ávila s.n. (VIC)	Belo Horizonte , MG
15	Marques s.n. (BHCB)	Betim, MG
16	Costa 231 (BHCB)	Brumadinho, MG
17	Lima et al. 364 (VIC)	Mariana, MG
18	Barreto 701 (BHCB)	Santa Bárbara, MG
19	Tameirão-Neto 3170 (BHCB)	São Pedro do Suaçuí, MG
20	J.M.P.S. s.n. (BHCB)	Vespasiano, MG
21	Silva & Fontes 1067 (VIC)	Viçosa, MG
22	Oliveira 58M (BHCB)	Rio das Ostras , RJ
23	Luchiari 756 (RB)	Silva Jardim, RJ

Tabela 1.3 – Espécimens do conjunto treino utilizados para gerar o modelo de distribuição geográfica potencial de *Dalbergia nigra* (Vell.) Allemão ex Benth..

N	Material testemunho	Local de coleta (Município, UF)
1	Lemos-Filho s.n. (BHCB)	Monte Pascoal, BA
2	Lemos-Filho s.n. (BHCB)	Vitória da Conquista, BA
3	Pizziolo 325 (RB)	Santa Teresa, ES
4	Lemos-Filho s.n. (BHCB)	Abre Campo, MG
5	Prates 38 (PAMG)	Belo Horizonte , MG
6	Andrade 738 (NY/CRIA)	Caratinga, MG
7	Santos 862 (HUEFS)	Dionísio, MG
8	Silveira & Lisboa s.n. (VIC)	Juiz de Fora , MG
9	Spósito 96 (HUEFS)	Marliéria , MG
10	Lemos-Filho s.n. (BHCB)	Pará de Minas, MG
11	Pedralli et al. s.n. (RB)	São Gonçalo do Rio Abaixo, MG
12	Ramalho s.n. (RB)	Viçosa, MG
13	Andrade 136 (RB)	Itatiaia, RJ
14	Lanna-Sobrinho 1272 (IPA/CRIA)	Resende, RJ
15	Pereira 44 (RB)	Sapucaia, RJ
16	Luchiari, C. 777 (RB)	Silva Jardim, RJ
17	Lima 6271 (RB)	Volta Redonda, RJ
18	Soriano & Torres s.n. (IAC)	Campinas, SP
19	Souza s.n. (IAC)	Mogi-Mirim, SP
20	Leitão Filho s.n. (IAC/CRIA)	Monte Alegre do Sul, SP
21	Barreto s.n. (UEC)	Piracicaba, SP

Tabela 1.4 – Espécimens do conjunto teste externo 1 utilizados para validar o modelo de distribuição geográfica potencial de *Dalbergia nigra* (Vell.) Allemão ex Benth..

N	Material testemunho	Local de coleta (Município, UF)
1	Santos & Mattos Silva 3321 (RB)	Almadina, BA
2	Queiroz 2974 (HUEFS)	Cahoeira, BA
3	Belém 1434 (NY/CRIA)	Camacan, BA
4	Queiroz 7930 (HUEFS)	Feira de Santana, BA
5	Sant'Ana 37 (RB)	Ilhéus, BA
6	Santos & Euponino 414 (HUEFS)	Santa Cruz Cabralia, BA
7	Fernandes s.n. (EAC/CRIA)	Ubajara, CE
8	Lima 17 (RB)	Baixo Guandu, ES
9	Gilbram 7 (UEC)	Cachoeiro do Itapemirim, ES
10	Peixoto s.n. (UEC)	Linhares, ES
11	Leoni s.n. (PAMG)	Carangola, MG
12	Lima & Araújo 243 (VIC)	Mariana, MG
13	Tameirão-Neto 2721 (UEC)	Mariana, MG
14	Lima et al. 317 (VIC)	Mariana, MG
15	Lima & Garcia 214 (VIC)	Ponte Nova, MG
16	Valente 635 (VIC)	Teixeiras, MG
17	Silva & Fontes s.n. (VIC)	Viçosa, MG
18	Yamashita s.n. (UEC)	Londrina, PR
19	Lima 2990 (RB)	Macaé, RJ
20	Lima 3661 (RB)	Paraty, RJ
21	Cláudio 40 (RB)	Margens do Ribeirão Santíssimo, Sítio São João Batista, RJ
22	Soriano & Torres s.n. (IAC/CRIA)	Campinas, SP
23	Barretto et al. 487 (UEC)	Piracicaba, SP
24	Campos 197 (BOTU/CRIA)	Pratânia, SP
25	Henriques 28664 (UEC)	Ribeirão Preto, SP

Variáveis ambientais

Foram utilizadas 12 variáveis ambientais, sendo duas topográficas, seis bioclimáticas e quatro imagens satélites de Índice de Vegetação NDVI: Normalized Difference Vegetation Index. Todas as variáveis foram previamente cortadas para o Brasil. Os pixels foram reamostrados para um tamanho de 3km de aresta, por causa da baixa precisão dos pontos de ocorrência, pois a maioria das coordenadas geográficas atribuídas aos pontos de presenças não se referem ao local exato onde as plantas foram coletadas.

As variáveis topográficas (altitude e inclinação do terreno) foram extraídas da base de dados da U.S. Geological Survey's Hydro 1K⁶ na resolução espacial de 1 Km².

As variáveis bioclimáticas extraídas do banco de dados do Worldclim⁷ na resolução espacial aproximada de 1 Km² foram: 1) temperatura anual média, 2) temperatura máxima do mês mais quente, 3) temperatura mínima do mês mais frio, 4) precipitação anual, 5) precipitação do mês mais úmido, e 6) precipitação do mês mais seco. Os *layers* são resultantes de interpolações de temperatura e pluviosidade obtidas por estações meteorológicas no período de 1950 e 2000 (Hijmans *et al.* 2005).

As imagens satélite de índice de vegetação NDVI são derivadas do sensor AVHRR - Advanced Very High Resolution Radiometer⁸ na resolução espacial de 1 km². Cada imagem corresponde à uma das estações do ano de 2005 (primavera, verão, outono e inverno).

A escolha das variáveis climáticas e topográficas segue recomendação geral da literatura (Guisan & Zimmermann 2000; Chapman *et al.* 2005; Phillips *et al.* 2006), que

⁶ Hydro-1K, 2008, disponível em <http://eros.usgs.gov/products/elevation/gtopo30/hydro/index.html>

⁷ Worldclim, 2006, disponível em <http://www.worldclim.org/>

⁸ <http://eros.usgs.gov/products/satellite/avhrr.php>

as apontam como fatores apropriados para análises de modelos de distribuição geográfica e com menos redundância de informação. Estudos comprovam que a distribuição de espécies arbóreas de Floresta Atlântica também está correlacionada diretamente com características climáticas, em especial a temperatura e a precipitação (Oliveira-Filho & Fontes 2000; Oliveira-Filho *et al.* 2006). O índice de vegetação NDVI fornece informações para análise de áreas remotas e de grande extensão territorial e constitui um indicador nas variações da densidade de vegetação (Freitas *et al.* 2005; Kawashima *et al.* 2007).

Escolha do algoritmo

Atualmente existe um grande número de métodos disponível para modelagem, sendo que os mais conhecidos são: BIOCLIM - *Bioclimatic Envelope Model* (Busby 1991), DOMAIN (Carpenter *et al.* 1993), GAM - *Generalized Additive Models* (Hastie & Tibshirani 1990), GLM - *Generalized linear models* (McCullagh & Nelder 1989), (Nix 1986), GARP - *Genetic Algorithm for Rule-Set Prediction* (Stockwell & Noble 1992; Stockwell & Peters 1999; Muñoz *et al.* 2009), MAXENT - *Maximum entropy modelling* (Phillips *et al.* 2004; Phillips *et al.* 2006) e SVM - *Support vector machines* (Schölkopf *et al.* 2000). Considerando um gradiente entre a distribuição potencial e a distribuição real, métodos podem ser arranjados ao longo desse gradiente de acordo com a sua habilidade de modelar a distribuição geográfica. Técnicas complexas (GAM, GLM), que precisam de presença e ausência e um número maior de dados, são consideradas mais adequadas para modelar a distribuição real e as mais simples ou que não precisam de ausência ou que podem trabalhar com um número amostral menor que 30 e não precisam de ausência (Maxent, GARP, BIOCLIM, DOMAIN) são mais apropriadas para estimar a distribuição potencial (Jimenez-Valverde *et al.* 2008).

Seguindo as recomendações das bibliografias especializadas em modelagem (Raxworthy *et al.* 2003; Pearson *et al.* 2007; Thorn *et al.* 2008), o Maxent (Phillips *et al.* 2006) foi considerado o algoritmo mais apropriado, tendo em vista o objetivo do trabalho e o conjunto de dados a ser utilizado, que é composto apenas por dados de presença. O algoritmo Maxent implementado no software de mesmo nome (Phillips *et al.* 2004; Phillips *et al.* 2006), baseia-se no princípio da máxima entropia, que significa a melhor aproximação para uma distribuição de probabilidades desconhecida satisfazendo qualquer restrição à distribuição. Trata-se de um método que a partir de informações incompletas realiza previsões ou inferências (Phillips *et al.* 2004); (Dudík *et al.* 2004; Phillips *et al.* 2006). O algoritmo estima a probabilidade de ocorrência da espécie encontrando a distribuição de probabilidade da máxima entropia (que é a distribuição mais próxima da distribuição uniforme), submetidas a um conjunto de restrições que representam a informação incompleta sobre a distribuição alvo (Dudík *et al.* 2004; Phillips *et al.* 2004; Phillips *et al.* 2006).

MAXENT

Maxent é um método novo utilizado para modelar a distribuição geográfica potencial de espécies e que tem mostrado boa performance quando comparado com outros métodos (Elith *et al.* 2006). É um programa que se baseia no princípio da máxima entropia para realizar previsões ou inferências a partir de informações incompletas (Phillips *et al.* 2006). Ao estimar a distribuição de uma espécie, Maxent formaliza o princípio de que a distribuição a ser estimada deverá concordar com tudo que se conhece (ou inferido a partir das condições ambientais nas localidades de ocorrência), mas que deverá também evitar quaisquer restrições infundadas. O método busca encontrar a distribuição da máxima entropia sujeita às limitações impostas pelas

informações disponíveis sobre a distribuição observada da espécie e as condições ambientais ao longo da área de estudo. Maxent computa então a distribuição probabilística sobre as variáveis ambientais da área de estudo (*background*). Para cada pixel, o Maxent indica um valor numérico que varia de 0-1, melhor definido como adequabilidade ambiental e não como probabilidade de ocorrência (Pearson *et al.* 2007). Neste trabalho foi utilizada a versão 3.3.1 do software⁹, mantendo os valores padrões do programa.

Limites de corte (Threshold)

Para validar e interpretar um modelo, é recomendado a definição de um limite de corte (*threshold*) para distinguir áreas ambientalmente “adequadas” e “inadequadas” para um determinado taxon. Como dito antes, o modelo atribui para cada pixel valores que correspondem uma adequabilidade ambiental para um taxon. Os pixels que apresentam valores acima do limite de corte são considerados como possíveis áreas de presença (Pearson *et al.* 2007).

Existem diferentes métodos para escolher um valor de limite de corte (Liu *et al.* 2005), contudo muitos dependem de dados de ausência para fazer a comparação entre cálculos das ausências observadas e previstas e das ausências observadas não previstas. Dentre os que utilizam apenas dados de presença, foram selecionados dois métodos para escolher os valores de limite de corte. O primeiro método, denominado como o Limite da Menor Presença (*lowest presence threshold* - LPT), identifica e seleciona o menor valor de adequabilidade ambiental atribuído pelo modelo a um ponto de presença do conjunto treino (Phillips *et al.* 2006). Esse método identifica uma área de presença mínima predita, mantendo o erro de omissão zero em relação ao grupo de treino

⁹ Maxent, 2009, disponível <http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/>

(Pearson *et al.* 2007). A segunda técnica (T10) aplica um limite fixo que aceita 10% de taxa de omissão dos pontos de presença. Entende-se que o primeiro método é o mais inclusivo, pois incorpora uma área maior predita como presença em relação ao segundo método. Isto implica uma taxa de omissão baixa, que é considerada como uma condição necessária (mas não suficiente) para gerar um bom modelo (Anderson *et al.* 2003).

Análise dos dados pós-modelagem

A habilidade preditiva do modelo foi analisada utilizando conjuntos de testes (interno e externo) independentes do conjunto de dados de treino (Anderson *et al.* 2003). Além do modelo ser avaliado por dois conjuntos testes, um terceiro, resultante do trabalho de campo foi utilizado para avaliar se a escolha do modelo foi a melhor opção. A descrição da análise de dados pós-modelagem está descrita no item *Validação estatística pós-modelagem*.

Foram aplicadas técnicas de geoprocessamento por meio do software de Sistema de Informação Geográfica (SIG) ESRI® ArcGis 9, permitindo a visualização das áreas preditas como presença e ausência em qualquer ponto da área de estudo.

Em ambiente SIG, os pontos de ocorrência dos conjuntos testes foram sobrepostos aos modelos gerados com os pontos de treino para quantificar os acertos e os erros. Os mapas que apresentaram a menor taxa de erro foram selecionados para planejar o trabalho de campo.

Mapa final e Trabalho de campo

Foram realizadas excursões aos remanescentes florestais localizados em áreas particulares e preditos como áreas de presença e ausência. Os trabalhos de campos

ficaram restritos às áreas do domínio da Floresta Atlântica dentro dos limites políticos do estado de Minas Gerais. Essa medida se justifica uma vez que não seria logisticamente possível percorrer toda a área de estudo. As viagens de campo iniciaram em fevereiro de 2008 e terminaram em janeiro de 2009. Foram realizadas 12 viagens com duração média de oito dias distribuídas ao longo do período.

Durante o trabalho de campo, adotou-se o método de levantamento florístico de varredura (*wide patrolling*) (modificado de Ratter *et al.* 2001; Walter 2006) para registrar presença ou ausência da espécie. O método consistiu na realização de caminhadas em linha reta ao longo da vegetação, distantes entre si em 10 m. A equipe de campo era composta por duas ou três pessoas, que anotavam as ocorrências inéditas de qualquer espécie que fossem sendo visualizadas durante intervalos de cinco minutos consecutivos em uma linha de caminhada. A cada intervalo consecutivo, em que não eram registradas novas ocorrências de espécies, o local foi considerado como amostrado.

Ao confirmar as espécies no campo, o material botânico foi coletado; o ponto georreferenciado e a área de ocorrência caracterizada. Todo material foi identificado, as amostras férteis (com flor/fruto) foram herborizadas conforme Fidalgo & Bononi (1984) e depositado no herbário BHCB do departamento de Botânica do Instituto Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais e duplicata foram enviadas ao Herbário RB. Caso contrário, quando a planta não era encontrada, a área vistoriada foi considerada como um ponto de ausência onde não foi detectada a presença da espécie no momento da varredura.

Em um segundo esforço de coleta, foram realizadas entrevistas com a comunidade local sobre a ocorrência das espécies. Caso positivo, foi realizada a busca no campo. Se a espécie fosse encontrada, seguia-se com o procedimento de coleta do

material botânico. Caso contrário, a área foi considerada vistoriada, mas por causa da dúvida sobre a existência da espécie, não foi possível comprovar como um ponto de ausência.

Com o resultado do trabalho de campo, em ambiente SIG, os pontos amostrados foram sobrepostos às áreas de ocorrência previstas para avaliar a performance preditiva dos modelos. Segundo Feria & Peterson (2002) este é o teste mais robusto que se pode fazer com os resultados de modelagem para avaliar a capacidade dos modelos de acertarem a distribuição da espécie em áreas de alta probabilidade de ocorrência.

Os dados de ausência observados em campo foram utilizados para compor os dados da matriz de confusão. O uso desses dados são considerados ausências observadas conforme a metodologia do trabalho de campo e só é justificada em locais onde foram feitos trabalhos de campo com esforço intensivo ou quando o ambiente vistoriado apresenta condições ambientalmente distintas daquelas fitofisionomias conhecidas para as espécies ocorrerem (Anderson *et al.* 2003).

Validação estatística pós-campo

Os modelos foram avaliados utilizando o método estatístico derivado da matriz de confusão (tabela 1.5), que descreve a frequência em que as presenças e as ausências são preditas correta e incorretamente (Fielding & Bell 1997). Os elementos a e d são considerados classificações corretas pelos modelos: sendo que a representa as áreas de distribuição conhecida predita corretamente como presença; e d reflete as regiões onde as espécies não foram encontradas e que foram classificadas pelo modelo com ausência. Os elementos c e b são interpretados usualmente como erros: sendo que c , conhecido como erro de omissão, são pixels de distribuição conhecida preditas como ausente pelo modelo; e b , denominado como erro de comissão ou de sobreprevisão, refletem áreas de ausência preditas incorretamente como área de presença. A partir da matriz de confusão, foram calculadas as medidas de acurácia, sensibilidade, especificidade, erros de sobreprevisão e erros de omissão (tabela 1.6).

Foi verificado também o quanto os modelos gerados apresentaram um bom desempenho diferente do acaso (Phillips *et al.* 2006). Para esse propósito, utilizou-se o teste binomial do programa BioEstat 3.0 (Ayres *et al.*, 2007). Após aplicação dos limites de cortes, a performance do modelo foi investigada utilizando a razão entre a omissão extrínseca (*extrinsic omission*) e a proporção da área predita. A omissão extrínseca é a fração dos pontos de presença do taxon derivados do conjunto de testes que caíram dentro de pixels preditos como ausência. A proporção da área predita é a fração de todos os pixels que foram preditos com alta adequabilidade ambiental para o taxon. Portanto, nesse teste utilizam as localidades dos conjuntos de testes, o erro de omissão e a proporção da área predita.

Infelizmente, é provável que os testes derivados da matriz de confusão sejam limitadas, pois o número de pontos de ausência observados em campo é quantitativamente inferior ao número de dados de presença. Contudo os resultados dos modelos por espécies podem ser utilizados como um método comparativo (Anderson *et al.* 2003).

Tabela 1.5 – Matriz de confusão, onde a e d são previsões corretas; b é erro de sobreprevisão (falsos positivos) e c é erro de omissão (falsos negativos). Fonte: modificado de Fielding and Bell 1997.

	Presença real	Ausência real
Presença prevista	a	b
Ausência prevista	c	d

Tabela 1.6 – Lista, definição e fórmula das medidas quantitativas derivadas da matriz de confusão: acurácia, sensibilidade, especificidade, erro de sobreprevisão e erro de omissão.

Medidas	Definição	Fórmula
Acurácia	Representa o grau de acerto do modelo, isto é, o quão próximo do valor real o modelo se aproxima.	$\frac{a + d}{a + b + c + d}$
Sensibilidade	É a probabilidade de um pixel de ocorrência verdadeira ser classificado corretamente	$\frac{a}{a + c}$
Especificidade	É o inverso de sensibilidade, é a probabilidade de um pixel onde o táxon não está presente ser corretamente classificado como uma ausência.	$\frac{d}{b + d}$
Erro de sobreprevisão	Também conhecido por erro de comissão, consiste em incluir áreas que não são verdadeiramente habitadas.	$\frac{b}{b + d}$
Erro de omissão	Consiste em não considerar, na previsão, áreas realmente habitadas	$\frac{c}{a + c}$
Kappa	Mede o desempenho dos modelos de distribuição e indica o grau de concordância do modelo com a realidade.	$\frac{\left(\frac{a + d}{a + b + c + d}\right) - \left(\frac{(a + b)(a + c) + (c + d)(d + b)}{n^2}\right)}{1 - \frac{(a + b)(a + c) + (c + d)(d + b)}{n^2}}$

RESULTADOS

Os modelos

O algoritmo Maxent produziu mapas de distribuição geográfica potencial para *M. brauna* e *D. nigra* (figuras 1.4 e 1.5).

Os mapas finais de distribuição potencial para a primeira espécie foram gerados utilizando os valores de 0,154 para o limite de corte Maxent LPT e de 0,336 para o Maxent T10 (figura 1.6). Para gerar os mapas da segunda espécie foram utilizados os valores de 0,114 para o limite de corte Maxent LPT e 0,515 para o Maxent T10 (figura 1.7). Em uma visão geral, os mapas apresentam extensas áreas de presença para ambas espécies, ultrapassando os limites da Floresta Atlântica e prevendo áreas sob o Domínio do Cerrado e da Caatinga. Contudo a distribuição *core* predita para as espécies coincide com as áreas do Domínio da Floresta Atlântica.

Em uma visão específica, a distribuição geográfica potencial da *M. brauna* estende do sul de Minas Gerais, divisa com São Paulo, até Rio Grande Norte, entrando para o interior de Pernambuco, Bahia, Minas Gerais, chegando até a região central de Goiás. Com relação à *D. nigra*, a distribuição geográfica potencial se estende principalmente do norte do Paraná até a região nordeste da Floresta Atlântica, entrando em direção ao estado do Mato Grosso do Sul e também indo em direção à região central de Goiás. Em relação aos demais estados, São Paulo e Minas Gerais são os que apresentam o maior número de áreas de presença preditas para *D. nigra*. Cabe destacar que o algoritmo não conseguiu prever áreas de presença para a região localizada na costa leste da Bahia, onde há registros de coletas para a espécie.

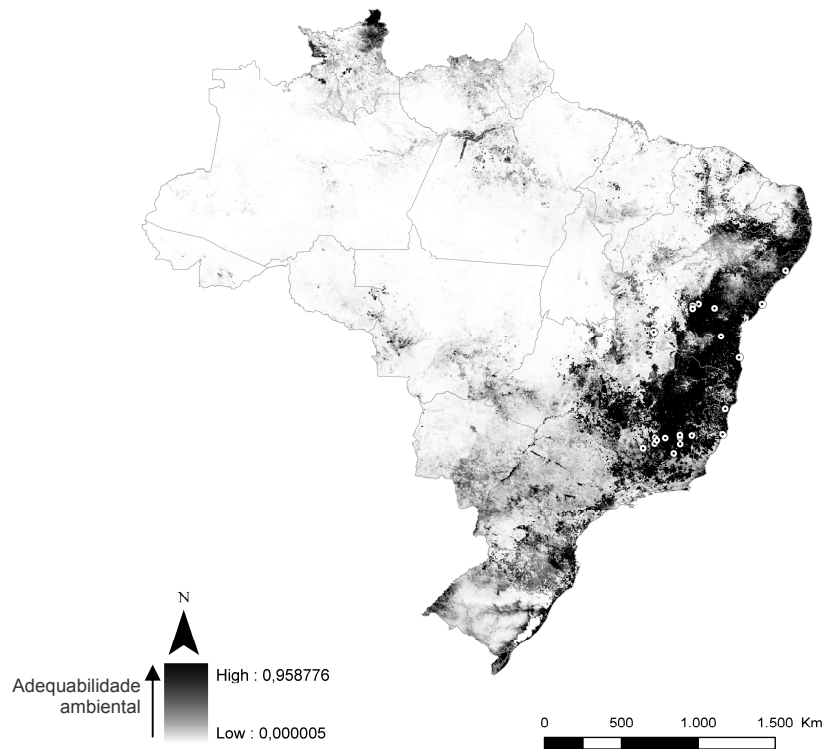


Figura 1.4 – Mapa de distribuição potencial de *Melanoxylon brauna* Schott. Os círculos sobre o mapa representam os pontos de presença utilizados na modelagem.

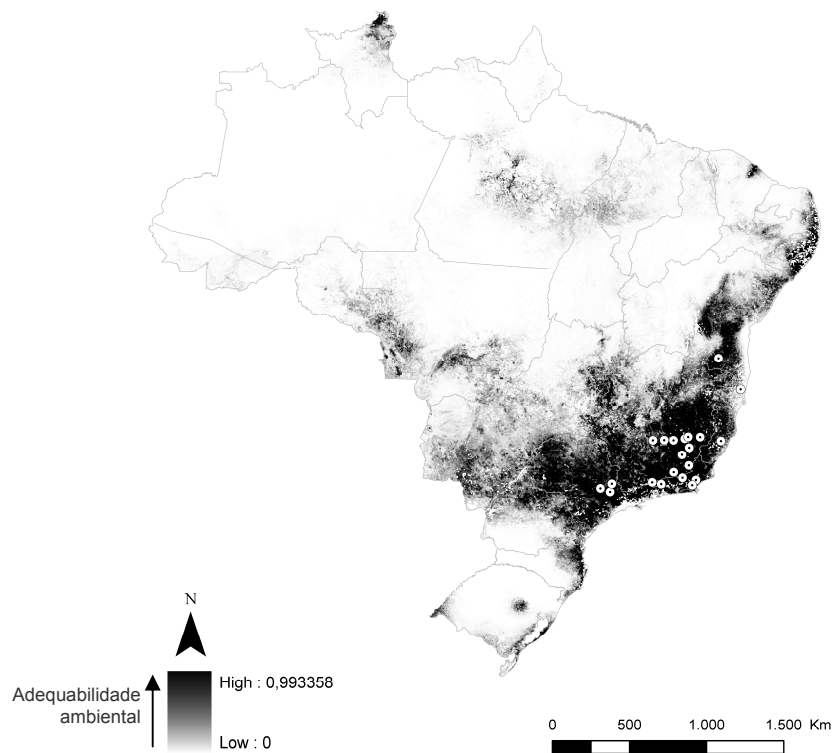


Figura 1.5 – Mapa de distribuição geográfica potencial de *Dalbergia nigra* (Vell.) Allemão ex Benth.. Os círculos sobre o mapa representam os pontos de presença utilizados na modelagem

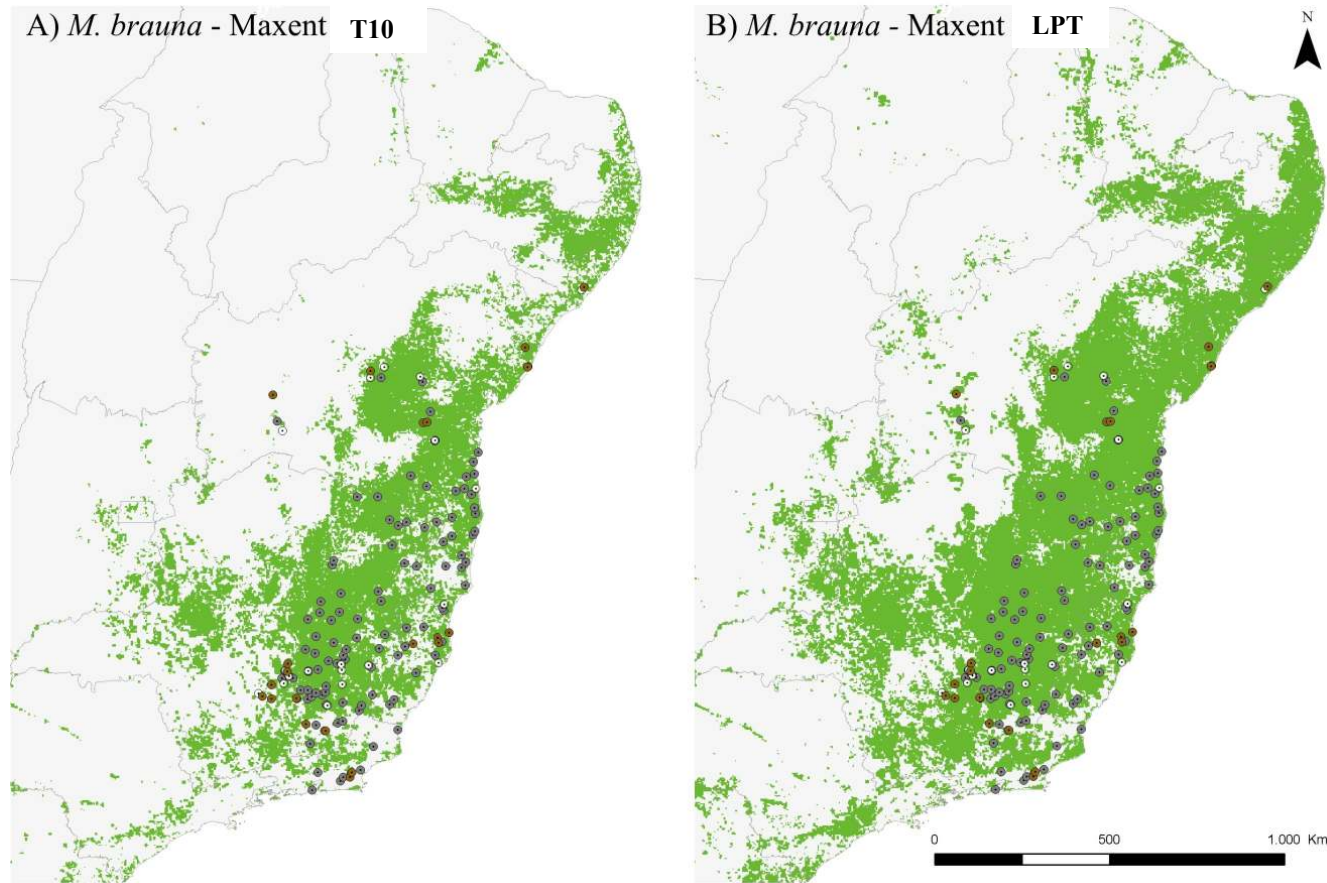


Figura 1.6 – Resultados da modelagem para *Melanoxylon brauna* Schott, aplicando os valores de limite de corte de 0,154 para Maxent LPT (A) e 0,336 para Maxent T10 (B). Regiões em verde indicam áreas com adequabilidade ambiental de acordo com o limite de corte utilizado. Legenda: círculos brancos mostram o conjunto treino, círculos em marrom o conjunto teste externo 1 e círculos em cinza o conjunto teste externo 2.

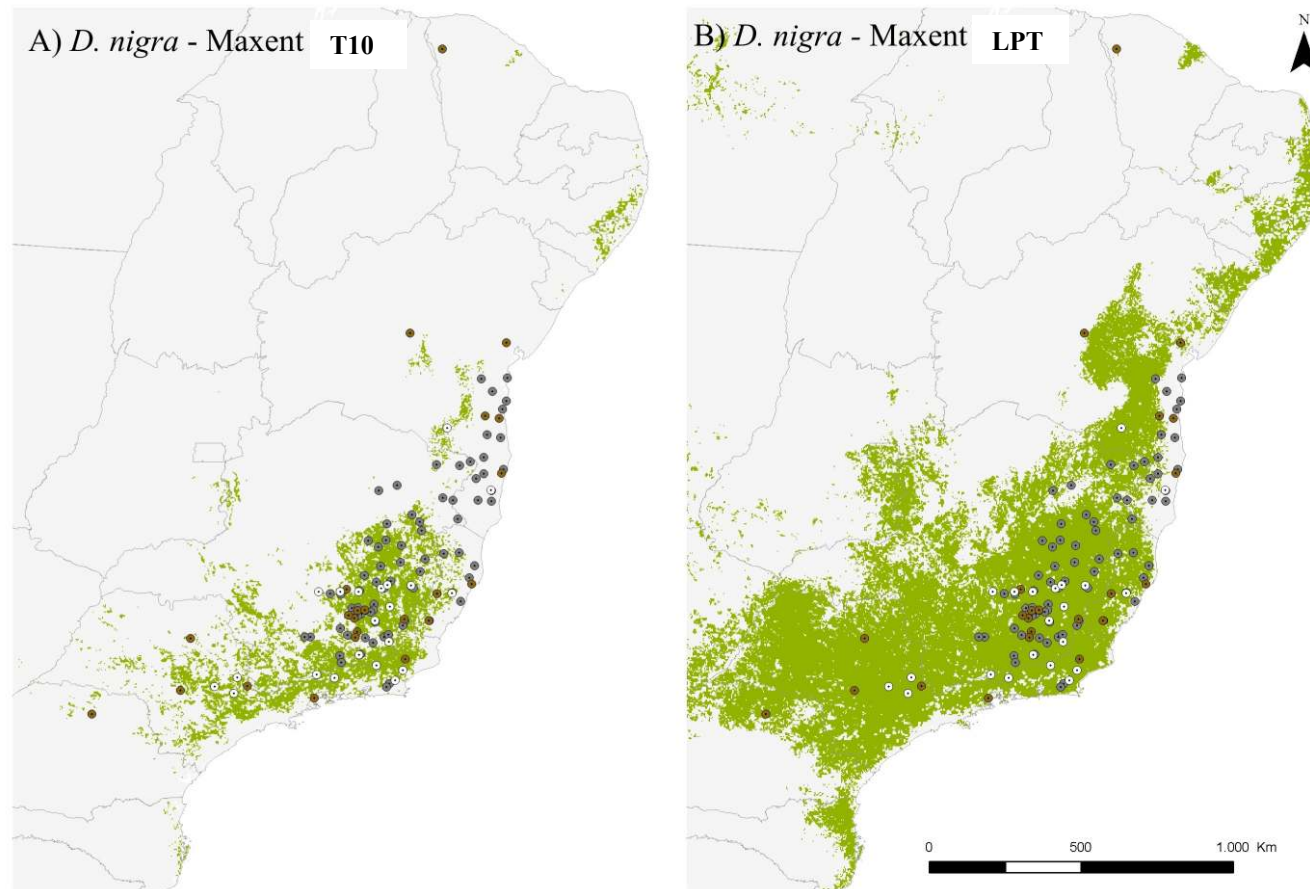


Figura 1.7 - Resultados da modelagem para *Dalbergia nigra* (Vell.) Allemão ex Benth., aplicando os valores de limite de corte de 0,114 para Maxent LPT (A); e 0,515 para Maxent T10 (B). Regiões em verde indicam áreas com adequabilidade ambiental de acordo com o limite de corte utilizado. Legenda: círculos brancos mostram o conjunto treino, círculos em marrom o conjunto teste externo 1 e círculos em cinza o conjunto teste externo 2.

As taxas de acerto dos modelos gerados, quando utilizado os limites de corte (tabela 1.7) apontam que os modelos Maxent LPT foram os que apresentaram os melhores resultados para as duas espécies estudadas.

Tabela 1.7 – Taxa de acerto dos conjuntos de testes interno e externo dos modelos gerados pelo Maxent sob os diferentes limites de corte (T10 e LPT) para *Melanoxylon brauna* Schott e *Dalbergia nigra* (Vell.) Allemão ex Benth.

Espécies	<i>Melanoxylon brauna</i>		<i>Dalbergia nigra</i>	
	Maxent T10	Maxent LPT	Maxent T10	Maxent LPT
Taxa de Acerto Teste Externo 1	9 (39%)	19 (82%)	8 (32%)	18 (72%)
Taxa de Acerto Teste Externo 2	71 (68%)	87 (83%)	32 (43%)	57 (76%)
Taxa de Acerto Total	80 (63%)	106 (83%)	40 (40%)	75 (75%)

Trabalho de campo

Com base no resultado anterior, foram escolhidos os mapas de distribuição geográfica potencial gerados pelo Maxent utilizando os limites de corte LPT. Os resultados do trabalho de campo para as espécies podem ser visualizados nas figuras 1.8 e 1.9.

Os trabalhos de campo resultaram no registro de 50 pontos de presença (tabela 1.8) e 20 pontos de ausência (tabela 1.9) para *M. brauna*. Comparando os resultados entre os modelos com diferentes valores de corte, o Maxent LPT obteve a melhor taxa de acerto (90%). Contudo obteve uma baixa taxa de acerto (20%) para prever as ausências observadas.

Quanto à *D. nigra*, foram registrados 29 pontos de presença (tabela 1.10) e 15 pontos de ausência (tabela 11). O resultado entre a comparação dos modelos com diferentes valores de corte mostrou que o Maxent T10 também obteve uma taxa de acerto de 93% contra 72% de acerto do Maxent LPT. Com relação à taxa de acerto para prever as ausências observadas, o modelo T10 apresentou uma taxa de acerto de 42% contra os 27% do Maxent LPT. Observa-se que ambos os modelos tiveram acerto somente quando os valores de adequabilidade ambiental foram muito baixos ($< 0,1$).

As ausências observadas foram relacionadas aos ambientes que apresentavam diferenças ambientais em relação ao conjunto de treino como os campos rupestres (no município de Conceição do Mato Dentro), campos de altitude (Itamonte), campo limpo (Carandaí), campo sujo (Rio Acima) e floresta ombrófila mista (Gonçalves). Em fragmentos florestais como nas florestas estacionais semidecíduais e nas florestas estacionais decíduais, as ausências observadas foram excluídas da amostragem, tendo em vista o potencial das espécies ocorrerem e a possibilidade das serem raras em função da exploração da madeira.

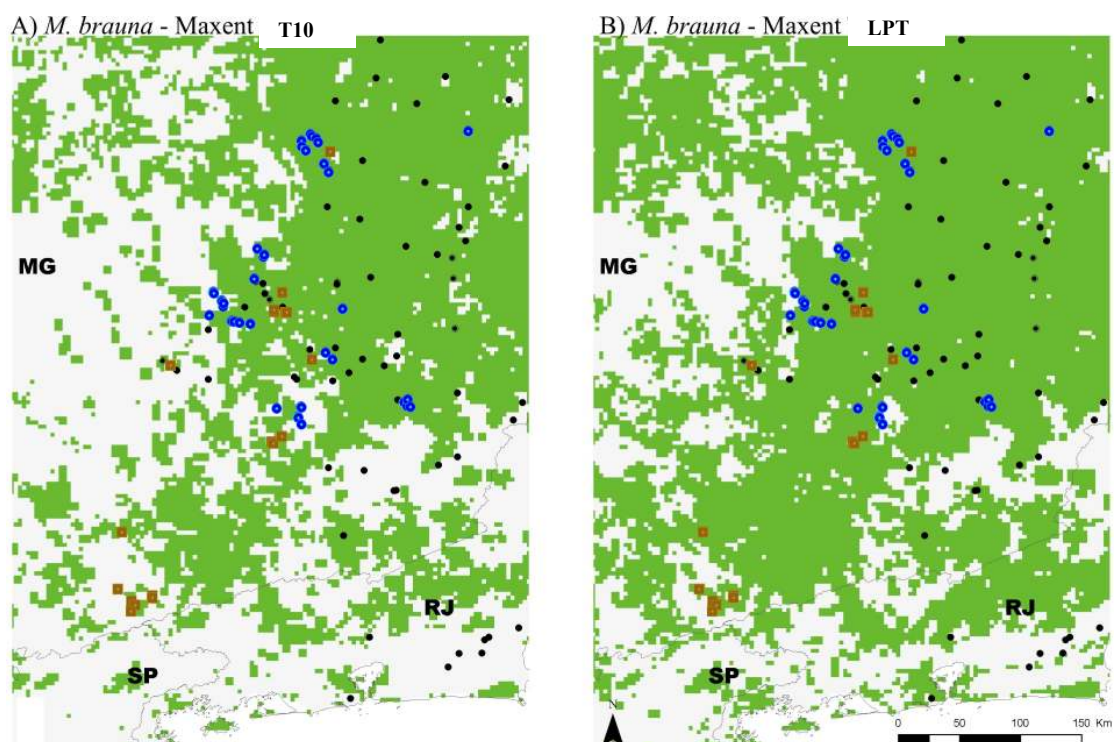


Figura 1.8 - Resultado do trabalho de campo para *Melanoxylon brauna* Schott, aplicando os valores de limite de corte de 0,154 para Maxent LPT (A) e 0,336 para Maxent T10 (B). Regiões em verde indicam áreas de presença conforme o limite de corte utilizado. Legenda: círculos em azul mostram as presenças observadas no campo; quadrados em marrom as ausências observadas no campo; e círculos em preto os pontos de presença dos conjuntos de treino e de testes.

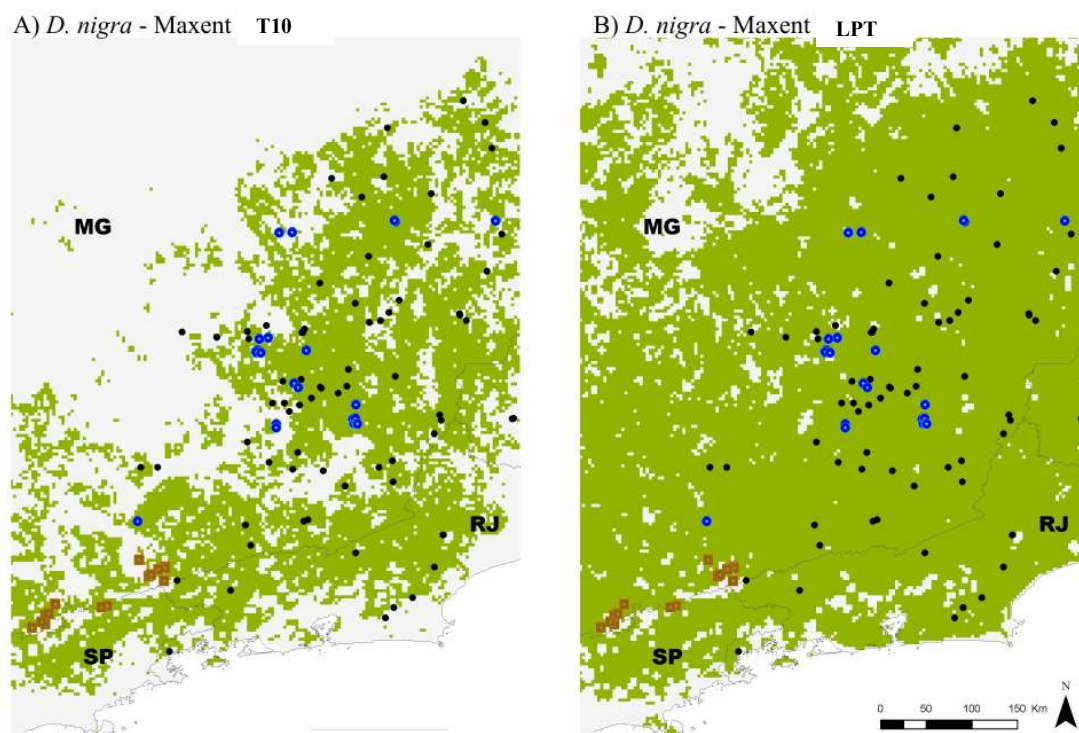


Figura 1.9 – Resultado do trabalho de campo para *Dalbergia nigra* (Vell.) Allemão ex Benth., aplicando os valores de limite de corte de 0,114 para Maxent LPT (A); e 0,515 para Maxent T10 (B). Regiões em verde indicam áreas de presença conforme o limite de corte utilizado. Legenda: círculos em azul mostram as presenças observadas no campo, quadrados em marrom as ausências observadas no campo e círculos em preto os pontos de presença dos conjuntos de treino e de testes.

Tabela 1.8 – Lista dos espécimens de *Melanoxylon brauna* Schott. (N) encontrados no trabalho de campo, valor da adequabilidade ambiental e a taxa de acerto de cada modelo, sendo que (1) é a presença e (0) ausência predita pelos Maxent T10 e Maxent LPT.

N	Município de coleta (MG)	Adequabilidade Ambiental	Maxent T10 limite de corte = 0,154	Maxent LPT limite de corte = 0,336
1	Brumadinho	0,84	1	1
2	Betim	0,22	0	1
3	Betim	0,22	0	1
4	Betim	0,22	0	1
5	Betim	0,05	0	0
6	Betim	0,05	0	0
7	Mário Campos	0,06	0	0
8	Betim	0,06	0	0
9	Brumadinho	0,31	0	1
10	Brumadinho	0,31	0	1
11	Brumadinho	0,49	1	1
12	Brumadinho	0,30	1	1
13	Brumadinho	0,79	1	1
14	Brumadinho	0,79	1	1
15	Belo Horizonte	0,64	1	1
16	Lagoa Santa	0,65	1	1
17	Lagoa Santa	0,18	0	1
18	Lagoa Santa	0,18	0	1
19	Cristiano Ottoni	0,26	0	1
20	Caranaíba	0,71	1	1
21	Caranaíba	0,71	1	1
22	Caranaíba	0,70	1	1
23	Santana dos Montes	0,40	1	1
24	Congonhas do Norte	0,25	0	1

N	Município de coleta (MG)	Adequabilidade Ambiental	Maxent T10 limite de corte = 0,154	Maxent LPT limite de corte = 0,336
25	Congonhas do Norte	0,25	0	1
26	Santana dos Montes	0,39	0	1
27	Capela Nova	0,14	0	0
28	Congonhas do Norte	0,24	0	1
29	Conceição do Mato Dentro	0,63	1	1
30	Conceição do Mato Dentro	0,63	0	1
31	Conceição do Mato Dentro	0,78	1	1
32	Conceição do Mato Dentro	0,78	1	1
33	Conceição do Mato Dentro	0,79	1	1
34	Conceição do Mato Dentro	0,79	1	1
35	Conceição do Mato Dentro	0,50	0	1
36	Conceição do Mato Dentro	0,45	0	1
37	Conceição do Mato Dentro	0,45	0	1
38	Conceição do Mato Dentro	0,60	1	1
39	Mariana	0,60	0	1
40	Conceição do Mato Dentro	0,77	0	1
41	Conceição do Mato Dentro	0,77	0	1
42	Conceição do Mato Dentro	0,77	1	1
43	Mariana	0,67	0	1
44	Catas Altas	0,84	1	1
45	Viçosa	0,86	1	1
46	Viçosa	0,86	1	1
47	Viçosa	0,85	0	1
48	Viçosa	0,86	1	1
49	Cajuri	0,85	0	1
50	Sardoá	0,84	1	1
Taxa de acerto			48% de acerto (Maxent T10)	90% de acerto (Maxent LPT)

Tabela 1.9 - Localidades vistoriadas onde não foram observadas *Melanoxylon brauna Schott* em campo, valores de adequabilidade ambiental e taxa de acerto de cada modelo, sendo que (1) é a presença predita e (0) ausência predita pelos Maxent T10 e Maxent LPT.

N	Município de coleta (MG)	Adequabilidade Ambiental	Maxent T10	Maxent LPT
			limite de corte = 0,154	limite de corte = 0,336
1	Carandaí	0,21	0	1
2	Carandaí	0,21	0	1
3	Carandaí	0,50	1	1
4	Alagoa	0,09	0	0
5	Alagoa	0,09	1	0
6	Alagoa	0,09	0	0
7	Alagoa	0,09	0	0
8	São Lourenço	0,20	0	1
9	São Thomé das Letras	0,30	0	1
10	Pouso Alto	0,70	1	1
11	Itamonte	0,69	1	1
12	Itamonte	0,36	1	1
13	Carmópolis de Minas	0,26	0	1
14	Rio Acima	0,84	1	1
15	Rio Acima	0,85	1	1
16	Rio Acima	0,80	1	1
17	Raposos	0,53	1	1
18	Rio Acima	0,33	0	1
19	Ouro Preto	0,67	1	1
20	Conceição do Mato Dentro	0,63	1	1
Taxa de acerto			45% de acerto	20% de acerto
			(Maxent T10)	(Maxent LPT)

Tabela 1.10 – Lista dos espécimens de *Dalbergia nigra* (Vell.) Allemão ex Benth. (N) encontrados no trabalho de campo, valores de adequabilidade ambiental e a taxa de acerto de cada modelo, sendo que (1) é a presença e (0) ausência predita pelos Maxent T10 e Maxent LPT.

N	Município de coleta (MG)	Adequabilidade	Maxent T10	Maxent LPT
		Ambiental	limite de corte = 0,114	limite de corte = 0,515
1	Teixeiras	0,60	1	1
2	Viçosa	0,82	1	1
3	Viçosa	0,80	1	1
4	Santana dos Montes	0,48	0	1
5	Santana dos Montes	0,45	0	1
6	Mariana	0,85	1	1
7	Catas Altas	0,63	1	1
8	Rio Acima	0,62	1	1
9	Rio Acima	0,62	1	1
10	Rio Acima	0,44	0	1
11	Rio Acima	0,28	0	1
12	Caeté	0,60	1	1
13	Raposos	0,61	1	1
14	São Thomé das Letras	0,61	1	1
15	Sardoá	0,89	1	1
16	Galiléia	0,10	0	0
17	Mariana	0,54	1	1
18	Raposos	0,62	1	1
19	Conceição do Mato Dentro	0,45	0	1
20	Conceição do Mato Dentro	0,07	0	0
21	Sardoá	0,84	1	1
22	Rio Acima	0,62	1	1
23	Rio Acima	0,41	0	1
24	Viçosa	0,80	1	1

N	Município de coleta (MG)	Adequabilidade Ambiental	Maxent T10	Maxent LPT
			limite de corte = 0,114	limite de corte = 0,515
25	Viçosa	0,74	1	1
26	Viçosa	0,80	1	1
27	Cajuri	0,80	1	1
28	Cajuri	0,80	1	1
29	Cauri	0,80	1	1
Taxa de acerto			72% de acerto (Maxent T10)	93% de acerto (Maxent LPT)

Tabela 1.11 – Localidades vistoriadas onde não foram observadas *Dalbergia nigra* (Vell.) Allemão ex Benth. em campo, valores de adequabilidade ambiental e taxa de acerto de cada modelo, sendo que (1) é a presença predita e (0) ausência predita pelos Maxent T10 e Maxent LPT.

N	Município de coleta (MG)	Adequabilidade Ambiental	Maxent T10	Maxent LPT
			limite de corte = 0,12	limite de corte = 0,51
1	Alagoa	0,46	1	0
2	Alagoa	0,04	0	0
3	Itamonte	0,12	1	0
4	Pouso Alto	0,60	1	1
5	Itamonte	0,74	1	1
6	Itamonte	0,69	1	1
7	Sapucaí Mirim	0,00	0	0
8	Gonçalves	0,87	1	1
9	Gonçalves	0,77	1	1
10	Sapucaí Mirim	0,00	0	0
11	Paraisópolis	0,69	1	1
12	Delfim Moreira	0,83	1	1
13	Delfim Moreira	0,58	1	1
14	Camanducaia	0,48	1	0
15	Itamonte	0,01	0	0
Taxa de acerto			27% de acerto (Maxent T10)	47% de acerto (Maxent LPT)

Os resultados dos testes binomiais (tabela 1.12) apontam que todos os modelos associados aos valores de limite de corte apresentaram bom desempenho, altamente significativos e melhores do que o acaso ($P < 0,001$).

Tabela 1.12 – Desempenho dos modelos de distribuição geográfica potencial sob os diferentes Valores de Limite de Corte segundo o teste Binomial.

Espécie	Algoritmo Valor de Limite de Corte	Proporção da área predita	Pontos de Presença não previstos (c)	Erro de omissão	Resultado do Teste Binomial
<i>M. brauna</i>	Maxent T10	59.153	75	0,42	$P < 0,001$
	Maxent LPT	106.410	27	0,15	$P < 0,001$
<i>D. nigra</i>	Maxent T10	20.091	68	0,52	$P < 0,001$
	Maxent LPT	100.590	27	0,21	$P < 0,001$

Validação dos Modelos

Os resultados da validação dos modelos incluindo os pontos de presença/ausência do trabalho de campo (denominados como campo) estão apresentados na tabela 1.13 para *M. brauna* e *D. nigra*.

De uma maneira geral, os modelos Maxent LPT foram os que apresentaram os melhores resultados, a saber: maior acurácia, maior sensibilidade, menor erro de omissão, maior taxa de acerto e conseqüentemente menor taxa de erro. A particularidade ficou no caso de *M. brauna* em que os modelos Maxent LPT apresentaram maior especificidade e a menor taxa de erro de sobreprevisão. Já para *D. nigra*, não houve excessão, todos os valores validaram o Maxent T10.

Tabela 1.13 – Resultado comparativo entre as medidas quantitativas derivadas da matriz de confusão dos modelos Maxent LPT e Maxent T10 para *Melanoxylon brauna* Schott e *Dalbergia nigra* (Vell.) Allemão ex Benth..

Espécie	<i>Melanoxylon brauna</i>				<i>Dalbergia nigra</i>			
	Maxent T10 Campo	Maxent LPT Campo	Maxent T10 Total	Maxent LPT Total	Maxent T10 Campo	Maxent LPT Campo	Maxent T10 Total	Maxent LPT Total
Acurácia	0,46	0,70	0,57	0,78	0,57	0,77	0,46	0,76
Sensibilidade	0,46	0,90	0,58	0,85	0,72	0,93	0,48	0,79
Especificidade	0,45	0,20	0,45	0,20	0,27	0,47	0,27	0,47
Erro de Sobreprevisão	0,55	0,80	0,55	0,80	0,73	0,53	0,73	0,53
Erro de Omissão	0,54	0,10	0,42	0,15	0,28	0,07	0,52	0,21
Kappa								
Taxa de acerto (a+d)/N	46%	70%	57%	78%	57%	77%	46%	76%
Taxa de erro (b+c)/N	54%	30%	43%	22%	43%	23%	54%	24%

Áreas protegidas

A ocorrência em áreas protegidas foi registrada para *M. brauna* e *D. nigra* em 18 e 15 áreas, respectivamente (anexos 1.3 e 1.4). Estas áreas estão concentradas principalmente em Minas Gerais (13) e as demais no Rio de Janeiro (6), Espírito Santo (3), Bahia (2) e São Paulo (1). Dentre estas, oito preservam ambas as espécies, sendo que cinco em Minas Gerais (Museu de História Natural e Jardim Botânico da Universidade Federal de Minas Gerais, Parque Estadual do Itacolomi, Parque Estadual do Rio Doce, Reserva Florestal Mata do Paraíso e Reserva Particular do Patrimônio Natural Feliciano Miguel Abdala); duas no RJ (Parque Nacional do Itatiaia e Reserva Biológica Poço das Antas); e uma no ES (Reserva Florestal da Companhia Vale do Rio Doce).

DISCUSSÃO

Interpretação do resultado da modelagem

Os mapas de distribuição geográfica potencial gerados para *M. brauna* e *D. nigra* foram considerados satisfatórios e podem ser interpretados como uma aproximação razoável da distribuição potencial das espécies. Os resultados foram influenciados pelos pontos de ocorrência, variáveis ambientais, algoritmo e técnicas de validação (Pearson *et al.* 2007; Jimenez-Valverde *et al.* 2008).

O mérito do Maxent foi produzir mapas preditivos utilizando apenas 22 pontos de presença para *M. brauna* e 23 para *D. nigra*. É possível que cada ponto tenha contribuído em parte para representar uma condição ambiental única em relação ao outro ponto amostrado. E que o conjunto de dados provavelmente tenha representado *n*-

condições ambientais para manter uma população viável sem que haja imigração (Pearson *et al.* 2007). Teoricamente, os modelos definiram limites de distribuição das espécies com base nas dimensões ambientais que foram representadas pelos pontos de ocorrência (Stockwell & Peterson 2002; Pearson *et al.* 2007). Entretanto é pouco provável que um número pequeno de localidades seja capaz de refletir o nicho das espécies (Lobo *et al.* 2008). O conceito de nicho implica necessariamente no entendimento dos fatores bióticos e abióticos sobre o *fitness* dos táxons (Kearney 2006). Segundo Jimenez-Valverde *et al.* (2008), os modelos são capazes de projetar simulações sobre a distribuição dos táxons no espaço geográfico, mas não são capazes de fornecer uma descrição de nichos. Outros estudos que realizaram a modelagem com poucos pontos de presença, evitaram fazer afirmações sobre o nicho das espécies (Peterson & Papes 2006; Pearson *et al.* 2007; Peterson *et al.* 2007; Giovanelli *et al.* 2008a).

Trabalho de campo

O resultado do trabalho de campo, com adição de 50 registros para *M. brauna* e 29 para *D. nigra*, reforçou a importância de utilizar programas de modelagem como o Maxent para encontrar novas populações em áreas como na Floresta Atlântica, onde as informações sobre a distribuição geográfica de muitos táxons são escassas (Fiaschi & Pirani 2009). Os modelos gerados pelo Maxent, aplicando o limite de corte de 10% de omissão (T10), apresentaram uma melhor acurácia em relação ao LPT. Como pode ser observado, o ajuste sobre a decisão do limite de corte mudou sensivelmente a proporção da área predita como presença e afetou a proporção dos pontos observados nessas áreas. Em relação à amplitude total de adequabilidade ambiental, o limite de corte LPT manteve uma alta proporção de presenças preditas corretamente, mesmo com a redução artificial da área de estudo. O mesmo não foi verificado quando se aplicou o limite de

corte T10, pois o tamanho da área predita diminuiu consideravelmente. Pearson *et al.* (2004) sugere a utilização do LPT nos casos em que uma predição mais conservativa seja desejada. O uso do LPT tem a vantagem de identificar locais que apresentam adequabilidade ambiental semelhante às localidades onde as espécies foram coletadas. Com relação ao T10, apesar de ser um método arbitrário, o limite de corte fixo fornece uma técnica alternativa que pode ser comparado com o primeiro (Pearson *et al.* 2007).

Para obter melhores resultados, recomendamos a divisão do trabalho de campo em duas etapas. Na primeira etapa seriam realizadas coletas com base no mapa de distribuição potencial, aplicando-se limite de corte T10 (conforme recomendações de Pearson *et al.* (2007). E como medida complementar, coletas seriam realizadas em outras áreas com base no mapa LPT. No primeiro esforço amostral, as coletas seriam direcionadas às áreas que apresentassem alta similaridade ambiental com o conjunto de treino, reduzindo custo e tempo empregados. No segundo esforço, outras coletas seriam direcionadas às regiões desconhecidas potencialmente importantes. De uma forma geral, ambas etapas evitariam coletas em áreas bem exploradas e/ou próximas aos grandes centros de pesquisas.

Distribuição geográfica das espécies

A distribuição geográfica da *M. brauna* era conhecida apenas para os estados do Rio de Janeiro, Espírito Santo, Minas Gerais e Bahia (Oliveira-Filho 2006; Queiroz 2009). Contudo os resultados obtidos através da modelagem, indicaram a possibilidade de ocorrência em outras regiões da Floresta Atlântica, como: ao longo da costa litorânea até o Rio Grande do Norte e regiões interioranas de Pernambuco e Ceará. Para algumas áreas como Sergipe e Alagoas, há registro recentes não publicados (Haroldo Cavalcante

Lima, *Comunicação pessoal*). O mesmo acontece com relação a *D. nigra*, que até pouco tempo era conhecida do norte de São Paulo ao sul da Bahia (Carvalho 1997). Segundo resultado da modelagem, a distribuição geográfica poderia abranger do norte do Paraná ao Rio Grande do Norte, podendo ainda apresentar ocorrências pontuais no Ceará. Atualmente, diversas amostras botânicas depositadas em herbários corroboram essas predições (ver tabela 1.4). Para verificar as hipóteses resultantes dos modelos gerados, recomendam-se novas buscas de *M. brauna* nas seguintes regiões: 1) ao longo da costa da Bahia, a partir do município de Itacaré sentido nordeste; 2) ao longo da costa do estado de Sergipe ao da Paraíba; 3) na região interiorana entre os estados de Pernambuco e Paraíba; e 4) na região sul do estado de Minas Gerais. Para *D. nigra*, recomendam-se esforços de coleta 1) ao longo da costa entre os estados de Alagoas e Pernambuco; 2) na região nordeste da Bahia e sul de Sergipe; 3) na região de divisa entre os estados de São Paulo e Minas Gerais; e finalmente, 4) nos fragmentos florestais relacionados à Floresta Atlântica no estado do Ceará.

As duas espécies estudadas apresentaram um padrão de distribuição geográfica semelhante, restrito à Floresta Atlântica, diferindo apenas nos limites inferiores. *Melanoxylon brauna* tem sido citada com ocorrência na caatinga arbórea em Minas Gerais e na Bahia (Queiroz 2009). Entretanto, essas formações florestais decíduais correspondem às matas secas, inclusas no domínio Atlântico definidas pela lei 11.428 da Mata Atlântica, na qual prevê a conservação, a proteção, a regeneração e a utilização do Bioma Mata Atlântica (MMA 2006). Quanto à *D. nigra*, conhecida como jacarandá-da-bahia, os modelos não conseguiram prever a ocorrência na região litorânea desde o sul da Bahia até o Recôncavo Bahiano, locais para onde há registros da espécie (ver tabela 1.4). Essa lacuna preditiva pode estar relacionada com a baixa amostragem de

indivíduos que possa refletir as condições ambientais na região ou com variáveis ambientais que não foram selecionadas na modelagem.

Apesar de serem endêmicas deste domínio fitogeográfico, as espécies não podem ser consideradas como elementos típicos das formações florestais ombrófilas do nordeste ou do sudeste da Floresta Atlântica. Segundo Fiaschi e Pirani (2009), que apresentaram uma síntese dos estudos biogeográficos no Brasil, existem diferenças florísticas entre os dois blocos: As florestas do nordeste (ocorrentes do Rio Grande do Norte ao norte do Espírito Santo) recebem influência florística das florestas da Amazônia, provavelmente devido às conexões históricas da era Cenozóica. Já as florestas do sudeste (ocorrentes do Espírito Santo ao sul de Santa Catarina) são influenciadas por elementos de outras regiões, como os Andinos e os elementos do sul da Gondwana. Apesar desses dois blocos florísticos serem separados naturalmente por uma região de clima estacional, conhecida como “Falha de Campos dos Goytacazes”(Oliveira-Filho & Fontes 2000), a mesma não foi confirmada como uma efetiva barreira de distribuição de espécies arbóreas no domínio (Oliveira-Filho *et al.* 2005). A distribuição da *M. brauna* e da *D. nigra*, que perpassa os dois blocos, não contribui para o reconhecimento dessa diferenciação florística, provavelmente por serem elementos de ocorrência preferencial em florestas estacionais (Oliveira-Filho *et al.* 2006). Estudos filogeográficos nestas espécies e outras com ampla distribuição poderão ajudar a compreender melhor a história evolutiva dos táxons e do domínio atlântico.

Contudo por apresentar uma distribuição similar com a ocorrência em parte do domínio da Floresta Atlântica, a *M. brauna*, a *D. nigra* e outras espécies endêmicas podem ser utilizadas como espécies indicadoras dos limites continentais da formação (Fiaschi & Pirani 2009).

Os modelos gerados indicaram a possibilidade de *M. brauna* ocorrer nas formações florestais do estado de São Paulo. Contudo, os únicos registros existentes são de materiais cultivados em áreas urbanas (Giselda Durigan e Haroldo Cavalcante Lima, *comunicação pessoal*). O estado de São Paulo pode ser considerado razoavelmente bem amostrado se comparado com outras regiões do país, pois nele encontramos grandes centros de referência em taxonomia (Sobral & Stehmann 2009) e atividades de coleta intensiva que tiveram apoio dos programas Biota Fapesp e Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo (Wanderley *et al.* 2001). A ausência em latitudes maiores (acima de 23°), como no estado de São Paulo, possivelmente esteja relacionada com clima mais frio e ocorrência de geadas, fator que tem sido considerado limitante na distribuição de espécies tipicamente tropicais relacionadas com a flora amazônica (Gentry 1982; Silva & Shepherd 1986). Estudos filogenéticos em Fabaceae (Caesalpinieae) com base em DNA de cloroplastos indicam que *Melanoxylon* está relacionado a dois gêneros amazônicos/andinos (*Batesia* e *Recordoxylon*), pertencentes ao grupo informal *Batesia* (Silva & Shepherd 1986; Haston *et al.* 2005), o que explicaria as possíveis limitações a climas temperados. A indicação da possibilidade de *M. brauna* ocorrer em São Paulo seria um exemplo de erro de sobreprevisão do modelo de distribuição potencial.

No estado de Minas Gerais não foi possível observar a ocorrência das espécies em algumas áreas preditas como presença. Provavelmente, os modelos não foram capazes de fazer uma distinção ambiental entre localidades muito próximas em uma escala reduzida. Para tentar elucidar tais detalhes, seriam necessárias outras bases de dados ambientais/ecológicas compatíveis com trabalho de campo em resoluções mais finas como de clima, solo, bem como dados de interações bióticas interespecíficas e de dinâmica de metapopulação (Pulliam 2000; Soberón & Peterson 2005). Para Área de Proteção Ambiental ao Sul da Região Metropolitana de Belo Horizonte, onde as duas

espécies ocorrem, Spósito e Stehmann (2006) encontraram uma alta heterogeneidade florística do componente arbóreo, com similaridades muito baixas entre áreas próximas. Das oito áreas estudadas, *M. brauna* foi encontrada em apenas duas, enquanto *D. nigra* em outra área, indicando que as espécies não tem uma distribuição uniforme e que as espécies possivelmente possuem preferências ambientais distintas.

Os exemplos acima evidenciam que nem todas as áreas indicadas pelo modelo serão ocupadas pelas espécies (Pulliam 2000; Anderson *et al.* 2003). As falhas podem ser causadas por fatores que não estão incluídos no modelo como: fatores abióticos, interações bióticas, barreiras de dispersão, efeitos antropogênicos, extinção de populações, eventos estocásticos e fatores históricos (Pulliam 2000; Pearson & Dawson 2003; Soberón & Peterson 2005). Por isso, cautelas devem ser tomadas, pois não é possível levantar todos os fatores que possam restringir a distribuição das espécies.

Conservação

O conjunto de dados de ocorrência das espécies permite uma reavaliação do estado de conservação, atualmente consideradas vulneráveis pelos critérios da IUCN (IUCN 2008) e incluídas no Anexo I da lista da flora ameaçada de extinção brasileira (MMA 2008). Conforme resultado da modelagem, a amplitude potencial geográfica das espécies é grande, com uma área estimada de cerca de 900 mil km². Contudo, houve uma redução da população com base na sobreexploração ocorrida no passado, que ainda não cessou, e a área de ocupação encontra-se severamente fragmentada. No caso específico da *M. brauna*, nos fragmentos visitados onde se observou a presença de indivíduos maduros, não se observavam indivíduos jovens (ex: Conceição do Mato Dentro, Sardoá e Capela Nova). Poucos foram os fragmentos onde foi observada a

presença de indivíduos em todas as fases do desenvolvimento como em Catas Altas, Congonhas do Norte e Ouro Preto. No caso da *D. nigra*, observamos muitos indivíduos jovens aglomerados desenvolvendo em pastos e beira de estradas, contudo não se avistavam as matrizes (Santana dos Montes e Rio Acima). Em outros casos, muitos indivíduos adultos foram observados, contudo plântulas não eram observadas (figura 1.3a, Conceição do Mato Dentro, Ouro Preto). Carvalho (1997) cita que *D. nigra* se tornou rara pela destruição do seu habitat natural e sobreexploração, mas regenera bem em floresta secundárias e pastagens (figura 1.3c).

Além da subexploração, a fragmentação do habitat e o desmatamento podem afetar diretamente a redução do tamanho da população (Ribeiro *et al.* 2005). As populações reduzidas que permanecem isoladas por várias gerações, podem perder alelos por deriva genética, reduzindo a variabilidade genética (Barrett & Kohn 1991; Young *et al.* 1996). Ribeiro *et al.* (2005) verificou que populações de *D. nigra* localizadas em fragmentos da bacia do rio Doce exibiram baixa variabilidade e alta divergência genética quando comparadas com populações do Parque Estadual do Rio Doce. Esses achados podem estar relacionados às diferentes intensidades dos efeitos antropogênicos. Por causa da alta variação genética, Ribeiro *et al.* (2005) levantaram a importância de se preservar os pequenos fragmentos, principalmente quando neles são encontradas espécies ameaçadas como a *D. nigra*. Esse parece ser o caso encontrado na Estação de Pesquisa Ambiental de Peti, em Santa Bárbara, onde ambas as espécies são abundantes, estando entre as doze mais importantes nos estudos fitossociológicos (Lopes *et al.* in press).

Segundo os critérios da IUCN, antes desse trabalho o *status* de conservação das espécies estavam categorizadas como Vulneráveis. E diante desse panorama apresentado acima, as espécies *M. brauna* e *D. nigra* devem ser mantidas nas listas de

espécies ameaçadas de extinção (Biodiversistas 2005; MMA 2008; IUCN 2009)^{10,11}. As ameaças aqui relatadas estão condizente com as justificativas apresentadas na época da inclusão das espécies nas listas de espécies ameaçadas: tamanho reduzido da população observada; declínio da área de ocupação e da extensão de ocorrência; perda da qualidade do habitat; e sobreexploração (Biodiversistas 2005; IUCN 2009). E no caso específico de *D. nigra*, sugerimos que seja mantida no anexo I da lista da Convenção sobre o Comércio Internacional de Espécies da Flora e da Fauna selvagens em Perigo de Extinção (CITES 2009) por estar ameaçada e pela possibilidade de ser afetada pela comercialização.

¹⁰ Fundação Biodiversitas, Revisão da Lista da Flora Brasileira Ameaçada de Extinção, disponível em http://www.biodiversitas.org.br/floraBr/consulta_fim.asp (acessado em 13/10/2009).

¹¹ IUCN, The IUCN Red List of Threatened Species 2009.1, disponível em <http://www.iucnredlist.org/> (acessado em 13/10/2009).

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

- Anderson, R. P., D. Lewc, et al. (2003). Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling* **162**, 211-232.
- Andrade, E. N. & O. Vecchi (1916). *Les bois indigènes de São Paulo; contribution à l'étude de la flore forestière de l'état de S. Paulo*, São Paulo, Typ. Alonzi & Miglino.
- Araújo, M. B., P. H. Williams, et al. (2002). Dynamics of extinction and the selection of nature reserves. *Proceedings of the Royal Society of London B* **269**, 1971-1980.
- Ayres, M., M. Ayres Jr., et al. BioEstat versão 3). Sociedade Civil Mamirauá/MCT - CNPq.
- Baillie, J. E. M., C. Hilton-Taylor, et al. (2004). *2004 IUCN Red List of Threatened Species. A Global Species Assessment.*, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, IUCN.
- Barrett, S. C. H. & J. R. Kohn (1991). Genetic and evolutionary consequences of small population size in plants: implications for conservation. *Genetics and conservation of rare plants.* (ed. by D. A. Falk and K. E. Holsinger), pp. 3-30. Oxford University Press, New York.
- Barroso, G. M., M. P. Morim, et al. (1999). *Frutos e Sementes. Morfologia aplicada à sistemática de dicotiledônea.*, Viçosa, Editora UFV.
- Biodiversistas, F. (2005). Revisão da Lista da Flora Brasileira Ameaçada de Extinção). Fundação Biodiversistas.

- Bortoluzzi, R. L. C., R. M. Carvalho-Okano, et al. (2004). Leguminosae, Papilionoideae no Parque Estadual do Rio doce, Minas Gerais, Brasil. II: árvores e arbustos escandentes. *Acta bot. bras.* **18**, 49-71.
- Bourg, N. A., W. J. McShea, et al. (2005). Putting a cart before the search: Successful habitat prediction for a rare forest herb. *Ecology* **86**, 2793-2804.
- Brown, J. H. (1995). *Macroecology*, Chicago, University of Chicago Press.
- Busby, J. R. (1991). BIOCLIM – a bioclimate analysis and prediction system. *Nature conservation: cost effective biological surveys and data analysis*. (ed. by C. R. Margules and M. P. Austin), pp. 64–68. CSIRO.
- Câmara, I. G. (2005). Breve história da conservação da Mata Atlântica. *Mata Atlântica: Biodiversidade, ameaças e perspectivas*. (ed. by C. Galindo-Leal and I. G. Câmara), pp. 31-42. Fundação SOS Mata Atlântica/Conservação Internacional, São Paulo/Belo Horizonte.
- Carnaval, A. C. & C. Moritz (2008). Historical climate modelling predicts patterns of current biodiversity in the Brazilian Atlantic forest. *Journal of Biogeography* **35**, 1187-1201.
- Carpenter, G., A. N. Gillison, et al. (1993). DOMAIN: A flexible modeling procedure for mapping potential distributions of animals and plants. *Biodiversity and Conservation* **2**, 667-680.
- Carvalho, A. M. (1997). A synopsis of the genus *Dalbergia* (Fabaceae: Dalbergieae) in Brazil. *Brittonia* **49**, 87-109.
- Carvalho, P. E. R. (1994). *Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira*, Brasília, EMBRAPA - SPI.

- Chapman, A. D., M. E. S. Muñoz, et al. (2005). Environmental information: Placing Biodiversity phenomena in an ecological and environmental context. *Biodiversity Informatics* **2**, 24-21.
- CITES (2009). The CITES species. Disponível em <http://www.cites.org/eng/disc/species.shtml> (acessado em 13/10/2009.).
- Danks, F. S. & D. R. Klein (2002). Using GIS to predict potential wildlife habitat: a case study of muskoxen in northern Alaska. *International Journal of Remote Sensing* **23**, 4611-4632.
- Dudík, M., S. J. Philips, et al. (2004). Performance Guarantees for Regularized Maximum Entropy Density Estimation. *Appearing in Proceedings of the 17th Annual Conference on Computational Learning Theory*.
- Elith, J., C. H. Graham, et al. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* **29**, 129-151.
- Feria, T. P. & A. T. Peterson (2002). Prediction of bird community composition based on point-occurrence data and inferential algorithms: a valuable tool in biodiversity assessments. *Diversity and Distributions* **8**, 49-56.
- Fiaschi, P. & J. Pirani (2009). Review of plant biogeographic studies in Brazil. *Journal of Systematics and Evolution*, 1-20.
- Fidalgo, O. & V. L. R. Bononi (1984). *Técnicas de coleta, preservação e herborização de material botânico. Manual n° 4.*, São Paulo, Instituto de Botânica.
- Fielding, A. H. & J. F. Bell (1997). A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* **24**, 38-49.

- Freitas, S. M., M. C. S. Mello, et al. (2005). Relações entre maturidade estrutural da floresta e índices de vegetação na Mata Atlântica. *Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. INPE, Goiânia, Goiás, Brasil.
- Gaubert, P., M. Papes, et al. (2006). Natural history collections and the conservation of poorly known taxa: Ecological niche modeling in central African rainforest genets (*Genetta* spp.). *Biological Conservation* **130**, 106-117.
- Gentry, A. (1982). Neotropical floristic diversity: phylogeographical connections between Central and South America, pleistocene climatic fluctuations, or an accident of the andean orogeny? . *Annals of Missouri Botanical Garden* **69**, 557-593.
- Giovanelli, J. G. R., C. O. Araujo, et al. (2008). Modelagem do nicho ecológico de *Phyllomedusa ayeaye* (Anura: Hyludae): previsão de novas áreas de ocorrência para uma espécie rara. *Neotropical Biology and Conservation*. **3**, 59-65.
- Giovanelli, J. G. R., C. F. B. Haddad, et al. (2008). Predicting the potential distribution of the alien invasive American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) in Brazil *Biol Invasions* **10**, 585-590.
- Gonzaga, A. L. (2006). *Madeira: Uso e Conservação*, Brasília, IPHAN, MONUMENTA.
- Guisan, A., O. Broennimann, et al. (2006). Using niche-based models to improve the sampling of rare species. *Conservation Biology* **20**, 501-511.
- Guisan, A. & W. Thuiller (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* **8**, 993-1009.
- Guisan, A. & N. E. Zimmermann (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* **135**, 147-186.

- Hastie, T. J. a. T., R.J. (1990). *Generalized Additive Models*, New York, Chapman and Hall.
- Haston, E. M., G. P. Lewis, et al. (2005). A Phylogenetic reappraisal of the *Peltophorum* group (Caesalpinieae: Leguminosae) based on the Chloroplast TRNL-F, RBCL and RPS16 sequence data. *American Journal of Botany* **92**, 1359-1371.
- Henderson, S., T. P. Dawson, et al. (2006). Progress in invasive plants research. *Prog. Phys. Geogr.* **30**, 1-22.
- Hijmans, R. J., S. E. Cameron, et al. (2005). Very High Resolution Interpolated Climate Surfaces for Global Land Areas. *International Journal of Climatology* **25**, 1965-1978.
- Hirzel, A. & A. Guisan (2002). Which is the optimal sampling strategy for habitat suitability modelling. *Ecological Modelling* **157**, 331-341.
- IBGE, I. B. d. G. e. E. (2008). Mapa da Área de Aplicação da Lei nº 11.428 de 2006 (Decreto no. 6006, de 21 de novembro de 2008, publicado no diário Oficial da União de 24 de novembro de 2008). Escala 1:5.000.000). IBGE
- IUCN, I. U. f. C. o. N. R. (2009). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009.1.).
- IUCN, S. a. P. W. G. (2008). Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 7.0. *Prepared by the Standards and Petitions Working Group of the IUCN SSC Biodiversity Assessments Sub-Committee in August 2008.*).
- Jeganathan, P. (2004). Modelling habitat selection and distribution of the critically endangered Jerdon's courser *Rhinoptilus bitorquatus* in scrub jungle: an application of a new tracking method. *J Appl Ecol* **41**, 224–237.

- Jeganathan, P., R. E. Green, et al. (2004). Modelling habitat selection and distribution of the critically endangered Jerdon's courser *Rhinoptilus bitorquatus* in scrub jungle: an application of a new tracking method. *Journal of Applied Ecology* **41**, 224-237.
- Jimenez-Valverde, A., J. M. Lobo, et al. (2008). Not as good as they seem: the importance of concepts in species distribution modelling. *Diversity and Distribution* **14**, 885-890.
- Kawashima, R. S., M. F. Siqueira, et al. (2007). Dados do monitoramento da cobertura vegetal por NDVI na modelagem da distribuição geográfica potencial do lobo-guará (*Chrysocyon bracyurus*). *Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. INPE, Florianópolis, SC.
- Kearney, M. (2006). Habitat, environment and niche: what are we modelling? *Oikos* **115**, 186-191.
- Kuussaari, M., R. Bommarco, et al. (2009). Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology and Evolution* **24**, 564-571.
- Leão, A. C. & S. G. Vinha (1975). Ocorrência do jacarandá no sul da Bahia *Cacau Atualidades, Ilhéus* **12**, 22-29.
- Leme, E. M. C. & J. A. Siqueira-Filho (2006). A Mata Atlântica - aspectos gerais. *Fragmentos de Mata Atlântica do Nordeste - Biodiversidade, Conservação e suas Bromélias*. (ed. by E. M. C. Leme and J. A. Siqueira-Filho), pp. 47-79. Andréa Jakobsson Estúdio, Rio de Janeiro.
- Liu, C., P. M. Berry, et al. (2005). Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography* **28**, 385-393.

- Lobo, J. M., A. Jimenez-Valverde, et al. (2008). AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology & Biogeography* **17**, 145-151.
- Loiselle, B. A., C. A. Howell, et al. (2003). Avoiding pitfalls of using species distribution models in conservation planning. *Conservation biology* **17**, 1591-1600.
- Lopes, R. M. F., G. S. França, et al. (in press). Estrutura do Componente Arbóreo de uma Floresta Estacional Semidecidual Montana Secundária, no Alto Rio Doce, Minas Gerais. *Rodriguésia*.
- Lorenzi, H. (2000). *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*, Nova Odessa, Instituto Plantarum.
- McCullagh, P. & J. A. Nelder (1989). *Generalized Linear Models*, London, Chapman and Hall.
- Mendonça, M. P. & L. V. Lins (2000). *Lista Vermelha das Espécies Ameaçadas de Extinção da Flora de Minas Gerais*, Belo Horizonte, Fundação Biodiversitas, Fundação Zoo-Botânica de Belo Horizonte.
- Mittermeier, C. G., P. R. Gil, et al. (2005). *Hotspots Revisitados. As regiões biologicamente mais ricas e ameaçadas do planeta.*, Belo Horizonte, Conservação Internacional do Brasil.
- Mladenoff, D. J., T. A. Sickley, et al. (1995). A regional landscape analysis and prediction of favorable gray wolf habitat in the northern Great Lakes region. *Conservation Biology* **9**, 279-294.
- MMA (2006). Lei Federal no. 11.428 de 22 de dezembro de 2006. (ed. by M. d. M. Ambiente).

- MMA (2008). Instrução Normativa nº. 6, de 23 de setembro de 2008. (ed. by M. d. M. Ambiente), p. 55.
- Muñoz, M. E. S., R. Giovanni, et al. (2009). openModeller: a generic approach to species' potential distribution modelling. *Geoinformatica*.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, et al. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**, 853-858.
- Nix, H. A. (1986). A biogeographic analysis of Australian elapid snakes. *Atlas of Elapid Snakes of Australia*. (ed. by R. Longmore), pp. 4-15. Australian Government Publishing Service, Canberra.
- Oliveira-Filho, A. T. (2006). *Catálogo das árvores nativas de Minas Gerais: mapeamento e inventário da flora nativa e dos reflorestamentos de Minas Gerais*, Lavras, Editora UFLA.
- Oliveira-Filho, A. T. & M. A. L. Fontes (2000). Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate. *Biotropica* **32**, 793-810.
- Oliveira-Filho, A. T., J. A. Jarenkov, et al. (2006). Floristic relationships of seasonally dry forests of eastern South America based on tree species distribution patterns. *Neotropical savannas and seasonally dry forests: Plant diversity, biogeography, and conservation*. (ed. by R. T. Pennington, G. P. Lewis and J. A. Ratter), p. 484. CRC Press Taylor & Francis Group, Boca Raton.
- Oliveira-Filho, A. T., E. Tameirão-Neto, et al. (2005). Análise Florística do Comportamento Arbóreo de áreas de Floresta Atlântica sensu lato na região das bacias do leste (Bahia, Minas Gerais, Espírito Santo e Rio de Janeiro). *Revista Árvore* **56**, 185-235.

- Olson, D. M., E. Dinerstein, et al. (2001). Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on earth. *BioScience* **51**, 933-938.
- Papes, M. & A. T. Peterson (2003). Predicting the potential invasive distribution for *Eupatorium adenophorum* Spreng. In China. *J Wuhan Bot Res* **21**, 137-142.
- Pearson, R. G. & T. P. Dawson (2003). Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology & Biogeography* **12**, 361-371.
- Pearson, R. G., T. P. Dawson, et al. (2004). Modelling species distributions in Britain: a hierarchical integration of climate and land-cover data. *Ecography* **27**, 285-298.
- Pearson, R. G., C. J. Raxworthy, et al. (2007). Predicting species' distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography* **34**, 102-117.
- Peterson, A. T. (2003). Predicting the Geography of Species' Invasions Via Ecological Niche Modeling. *The Quarterly Review of Biology* **78**, 419-433.
- Peterson, A. T. (2006). Uses and requirements of ecological niche models and related distributional models. *Biodiversity Informatics* **3**, 59-72.
- Peterson, A. T., E. Martínez-Meyer, et al. (2006). Ecological niche modelling and strategizing for species reintroductions. *Oryx* **40**, 411-418.
- Peterson, A. T. & M. Papes (2006). Potential geographical distribution of the Bugun *Liocichla Liocichla bugunorum*, a poorly-known species from north-eastern India. *Indian Birds* **2**, 146-149.
- Peterson, A. T., M. Papes, et al. (2007). Transferability and model evaluation in ecological niche modeling: a comparison of GARP and Maxent. *Ecography* **30**, 550-560.

- Phillips, S. J., R. P. Anderson, et al. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* **190**, 231-259.
- Phillips, S. J., M. Dudík, et al. (2004). A Maximum Entropy Approach to Species Distribution Modeling. *Proceeding of the 21st International Conference on Machine Learning*.
- Pulliam, H. R. (2000). On the relationship between niche and distribution. *Ecology Letters* **3**, 349-361.
- Queiroz, L. P. (2009). *Leguminosa da Caatinga*, Feira de Santana, Universidade Estadual de Feira de Santana.
- Ramalho, R. S. & L. C. Marangon (1989). Características fenológicas de *Melanoxylon brauna* Schott., em Viçosa - Minas Gerais. *Revista Árvore* **13**, 203-209.
- Ratter, J. A., S. Bridgewater, et al. (2001). Espécies lenhosas da fitofisionomia cerrado sentido amplo em 170 localidades do bioma Cerrado. *Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer* **7**, 5-112.
- Raxworthy, C. J., E. Martinez-Meyer, et al. (2003). Predicting distributions of known and unknown reptile species in Madagascar. *Nature* **426**, 837-841.
- Ribeiro, M. C., J. P. Metzger, et al. (2009). The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* **142**, 1141-1153.
- Ribeiro, R. A., A. C. S. Ramos, et al. (2005). Genetic Variation in Remnant Populations of *Dalbergia nigra* (Papilionoideae), an Endangered Tree from the Brazilian Atlantic Forest. *Annals of Botany* **95**, 1171-1177.
- Rondinini, C., K. A. Wilson, et al. (2006). Tradeoffs of different types of species occurrence data for use in systematic conservation planning. *Ecology Letters* **9**, 1136-1145.

- Sánchez-Cordero, V., P. Illoldi-Rangel, et al. (2005). Deforestation and extant distributions of Mexican endemic mammals. *Biological Conservation* **126**, 465-473.
- Schölkopf, B., A. Smola, et al. (2000). New support vector algorithms. *Neural Computation* **12**, 1207-1245.
- Silva, A. E. & G. J. Shepherd (1986). Comparações florísticas entre algumas matas brasileiras utilizando análise de agrupamento. *Rvta Brasil. Bot.* **9**, 81-86.
- Skov, F. (2000). Potencial plant distribution mapping based on climatic similarity. *Taxon* **49**, 503-515.
- Soberón, J. & A. T. Peterson (2005). Interpretation of Models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics* **2**, 1-10.
- Sobral, M. & J. R. Stehmann (2009). An analysis of new angiosperm species discoveries in Brazil (1990-2006). *Taxon* **58**, 1-6.
- Spósito, T. C. & J. R. Stehmann (2006). Heterogeneidade florística e estrutural de remanescentes florestais da Área de Proteção Ambiental ao Sul da Região Metropolitana de Belo Horizonte (APA Sul-RMBH), Minas Gerais, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* **20**, 347-362.
- Sprent, J. I. & R. Parsons (2000). Nitrogen fixation in legume and non-legume trees. *Field Crops Research* **65**, 183-196.
- Stehmann, J. R., R. C. Forzza, et al. (in press). *Plantas da Floresta Atlântica*, Rio de Janeiro, Instituto de Pesquisa Jardim Botânico do Rio de Janeiro.
- Stehmann, J. R., A. Salino, et al. (2008). Endemismos de plantas vasculares na Mata Atlântica. *59º Congresso Nacional de Botânica 2008, Natal. Atualidade, desafios e perspectivas da Botânica no Brasil.* Imagem Gráfica, Natal.

- Stockwell, D. & D. Peters (1999). The GARP modelling system: problems and solutions to automated spatial prediction. *International Journal of Geographical Information Science* **13**, 143-158.
- Stockwell, D. R. B. & R. Noble (1992). Induction of sets of rules from animal distribution data: A robust and informative method of analysis. *Mathematics and Computers in Simulation* **33**, 385-390.
- Stockwell, D. R. B. & A. T. Peterson (2002). Effects of sample size on accuracy of species distribution models. *Ecological Modelling* **148**, 1-13.
- Thorn, J. S., V. Nijman, et al. (2008). Ecological niche modelling as a technique for assessing threats and setting conservation priorities for Asian slow lorises (Primates: *Nycticebus*). **15**, 289-298.
- Thuiller, W. (2004). Patterns and uncertainties of species' range shifts under climate change. *Global Change Biology* **10**, 2020-2027.
- Thuiller, W., S. Lavorel, et al. (2005). Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* **102**, 8245-8250.
- Walter, B. M. T. (2006). Fitofisionomias do cerrado: síntese terminológica e relações florísticas. *Departamento de Ecologia*, p. 389. Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- Wanderley, M. G. L., G. J. Shepherd, et al. (2001). *Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo*, São Paulo, FAPESP/HUCITEC.
- Whittaker, R. J., M. B. Araújo, et al. (2005). Conservation Biogeography: assessment and prospect. *Diversity and Distributions* **11**, 3-23.
- Williams, J. N., C. Seo, et al. (2009). Using species distribution models to predict new occurrences for rare plants. *Diversity and Distribution* **15**, 565-576.

- Williams, P. H., L. Hannah, et al. (2005). Planning for climate change: Identifying minimum-dispersal corridors for the Cape Proteaceae. *Conservation biology* **19**, 1063-1074.
- Willis, K. J., M. B. Araújo, et al. (2007). How can a knowledge of the past help to conserve the future? Biodiversity conservation and the relevance of long-term ecological studies. *Phil. Trans. R. Soc. B* **362**, 175-186.
- Young, A., T. Boyle, et al. (1996). The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. *Trends in Ecology and Evolution* **11**, 413–418.

ANEXOS

Anexo 1.1 - Lista das localidades selecionadas para compor o conjunto teste externo 2 para testar o modelo de distribuição geográfica potencial de *Melanoxylon brauna* Schott. Fonte: TreeAtlas 1.0 .

N	Local de coleta (Município, UF)	N	Local de coleta (Município, UF)	N	Local de coleta (Município, UF)
1	Águas Formosas, BA	27	Braúnas e Joanésia, MG	53	Muriaé, MG
2	Cairu, BA	28	Carandaí, MG	54	Nanuque, MG
3	Eunápolis, BA	29	Carangola, MG	55	Nova Lima, MG
4	Guaratinga, BA	30	Caratinga, MG	56	Ouro Preto, MG
5	Ibirapitanga, BA	31	Catas Altas da Noruega, MG	57	Parque Estadual do Rio Doce, MG
6	Itacaré, BA	32	Conselheiro Pena, MG	58	Pinheiros Altos, MG
7	Itamaraju, BA	33	Descoberto, MG	59	Piranga, MG
8	Itapebi, BA	34	Diogo de Vasconcelos, MG	60	Ponte Nova, MG
9	Jussari, BA	35	Frei Gaspar, MG	61	Posses, MG
10	Monte Pascoal, BA	36	Governador Valadares, MG	62	Rio Doce, MG
11	Santa Cruz Cabrália, BA	37	Guaraciaba, MG	63	Rio Pomba, MG
12	Teixeira de Freitas, BA	38	Ipanema, MG	64	Rio Preto, MG
13	Una, BA	39	Ipatinga, MG	65	Rio Vermelho e Serra Azul, MG
14	Uruçuca, BA	40	Itambé do Mato Dentro, MG	66	Salto da Divisa, MG
15	Wenceslau Guimarães,	41	Itumirim, MG	67	Santa Bárbara, MG

N	Local de coleta (Município, UF)	N	Local de coleta (Município, UF)	N	Local de coleta (Município, UF)
	BA				
16	Cachoeiro de Itapemirim, ES	42	Jacinto, MG	68	São Geraldo do Baixio, MG
17	Flona Goytacazes, ES	43	Jequitinhonha, MG	69	São João Evangelista, MG
18	Linhares, ES	44	João Monlevade, MG	70	São Pedro do Suaçuí, MG
19	Mantena, ES	45	Juiz de Fora, MG	71	Teófilo Otoni, MG
20	Nova Venécia, ES	46	Ladainha, MG	72	Tombos, MG
21	Santa Teresa, ES	47	Lavras, MG	73	Viçosa, MG
22	Serra, ES	48	Lima Duarte, MG	74	Virgem da Lapa, MG
23	Antônio Dias, MG	49	Machacalis, MG	75	Rio Bonito, RJ
24	Aricanduva, MG	50	Mariana, MG	76	Silva Jardim, RJ
25	Barbacena, MG	51	Marilac, MG	-	
26	Betim, MG	52	Miraí, MG	-	

Anexo 1.2 – Lista das localidades selecionadas para compor o conjunto teste externo 2 para testar o modelo de distribuição geográfica potencial de *Dalbergia nigra* (Vell.) Allemão ex Benth. Fonte: TreeAtlas 1.0¹²

N	Local de coleta (Município, UF)	N	Local de coleta (Município, UF)	N	Local de coleta (Município, UF)
1	Arataca, BA	36	Santa Tereza, ES	71	Miraí, MG
2	Arataca, BA	37	Águas formosas, MG	72	Miraí, MG
3	Belmonte, BA	38	Aimorés, MG	73	Morro do Pilar, MG
4	Canavieiras, BA	39	Almenara, MG	74	Muriaé, MG
5	Caravelas, BA	40	Antônio Dias, MG	75	Ninheira, MG
6	Eunápolis, BA	41	Araponga, MG	76	Nova lima, MG
7	Guaratinga, BA	42	Belo Horiozonte, MG	77	Ouro Preto, MG
8	Ilhéus, BA	43	Braunas, MG	78	Pedra Azul, MG
9	Iraquara, BA	44	Capelinha, MG	79	Piranga, MG
10	Itaberaba, BA	45	Carangola, MG	80	Piranga, MG
11	Itabuna, BA	46	Caratinga, MG	81	Ponte Nova, MG
12	Itacaré, BA	47	Caratinga, MG	82	Rio Acima, MG
13	Itamaraju, BA	48	Caratinga, MG	83	Rio Doce, MG
14	Itambé, BA	49	Carmesia, MG	84	Rio Vermelho, MG
15	Itapebi, BA	50	Conselheiro Pena, MG	85	Rio Vermelho, MG
16	Jequié, BA	51	Descoberto, MG	86	Salto da divisa, MG
17	Planaltino, BA	52	Diogo Vasconcelos, MG	87	São Geraldo do Baixo, MG
18	Porto Segura, BA	53	Frei Gaspar, MG	88	São Gonçalo do Rio

¹² TreeAtlas disponível em <http://www.icb.ufmg.br/treetatlan/>, acessado em setembro/2009

N	Local de coleta (Município, UF)	N	Local de coleta (Município, UF)	N	Local de coleta (Município, UF)
					Abaixo, MG
19	Porto Seguro, BA	54	Governador Valadares, MG	89	São João do Paraíso, MG
20	Prado, BA	55	Guaraciba, MG	90	São João Evangelista, MG
21	Prado, BA	56	Ibirité, MG	91	São Pedro do Suaçuí, MG
22	Santa Cruz Cabrália, BA	57	Ibitirama, MG	92	Serra dos Aimorés, MG
23	São Felix do Coribe, BA	58	Ipaba, MG	93	Serro, MG
24	Una, BA	59	Ipanema, MG	94	Teófilo Otoni, MG
25	Uruçuca, BA	60	Itambé do Mato Dentro, MG	95	Tombos, MG
26	Vitória da Conquista, BA	61	Jacinto, MG	96	Umburatiba, MG
27	Barra de São Francisco, ES	62	Jequitinhonha, MG	97	Viçosa, MG
28	Cachoeiro do Itapemirim, ES	63	Jequitinhonha, MG	98	Campos dos Goytacazes, RJ
29	Castelo, ES	64	João Monlevade, MG	99	Casimiro de Abreu, RJ
30	Conceição da Barra, ES	65	Juiz de Fora, MG	100	Petrópolis, RJ
31	Linhares, ES	66	Leme do Prado, MG	101	Rio Bonito, RJ
32	Linhares, ES	67	Leme do Prado, MG	102	Rio de Janeiro, RJ
33	Nova Venécia, ES	68	Mariana, MG	103	São Francisco de Itabapoana, RJ

N	Local de coleta (Município, UF)	N	Local de coleta (Município, UF)	N	Local de coleta (Município, UF)
34	Pancas, ES	69	Marilac, MG	104	Silva Jardim, RJ
35	Pedro Canário, ES	70	Marliéria, MG	105	Silva Jardim, RJ

Anexo 1.3 – Lista de Unidades de Conservação e áreas de preservação por estados, onde constam ocorrência da *Melanoxylon brauna* Schott.

UF	Unidades de Conservação	Material Examinado
BA	Reserva Biológica Mico-Leão	Amorim et al. 1356 (RB)
ES	Floresta Nacional Rio Preto	Ana Luíza s.n. (VIC)
ES	Reserva Biológica de Sooretama	Sucre 5564 (RB)
ES	Reserva Florestal da Companhia Vale do Rio Doce	Souza 130 (UEC)
MG	Estação de Pesquisa e Desenvolvimento Ambiental de Peti	Stehmann & Toledo s.n. (BHCB)
MG	Estação Ecológica da Mata do Cedro	Echtemacht & Dornas 433 (BHCB)
MG	Jardim Botânico da Universidade Federal de Minas Gerais	Ávila s.n. (VIC)
MG	Parque Estadual do Itacolomi	Lima et al. 364 (VIC)
MG	Parque Estadual do Rio Doce	Mendonça Filho et al 273 (BHCB)
MG	Reserva Biológica da Represa do Grama	Castro et al 93 (HUEFS)
MG	Reserva Florestal Mata do Paraíso	Ramalho 1765 (RB)
MG	RPPN Feliciano Miguel Abdala	Lopes & Andrade 113 (BHCB)
MG	RPPN Mata Samuel de Paula	Salino et al. 10612 (BHCB)
RJ	Jardim Botânico do Rio de Janeiro	Silva 74 (RB)
RJ	Parque Nacional da Floresta da Tijuca	Lanna-Sobrinho 790 (RB)
RJ	Parque Nacional do Itatiaia	Mello s.n. (RB)
RJ	Reserva Biológica Poço das Antas	Luchiari 756 (RB)
RJ	Reserva Biológica União	Oliveira 58M (BHCB)

Anexo 1.4 – Lista de Unidades de Conservação e áreas de preservação por estados, onde constam ocorrência da *Dalbergia nigra* (Vell.) Allemão ex Benth

UF	Unidades de Conservação	Material Examinado
BA	Estação Ecológica do Pau Brasil	Santos & Euponino 414 (HUEFS)
ES	Reserva Florestal da Companhia Vale do Rio Doce	Peixoto s.n. (UEC)
MG	Estação Ecológica da Universidade Federal de Minas Gerais	Tameirão-Neto et al. 99 (BHCB)
MG	Jardim Botânico da Universidade Federal de Minas Gerais	Prates 38 (PAMG)
MG	Parque Estadual do Itacolomi	Lima & Araújo 252 (VIC)
MG	Parque Estadual do Rio Doce	Spósito 69 (HUEFS)
MG	Parque Estadual do Rio Preto	Salino s.n. (BHCB)
MG	Reserva Florestal Mata da Biologia	Silva & Fontes s.n. (VIC)
MG	Reserva Florestal Mata do Paraíso	Kamino 432 (BHCB)
MG	RPPN Feliciano Miguel Abdala	Couto 177 (BHCB)
RJ	Horto Florestal do Rio de Janeiro	Marquete 1721 (RB)
RJ	Parque Estadual Serra da Concórdia	Lima 728 (RB)
RJ	Parque Nacional do Itatiaia	Sócrates de Andrade 136 (RB)
RJ	Reserva Biológica Poço das Antas	Luchiari 777 (RB)
SP	RPPN Palmeira da Serra	Campos 197 (BOTU)

CAPÍTULO 2

**MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA POTENCIAL
DE *PETUNIA MANTIQUEIRENSIS*, SOLANACEAE:
PROCURANDO POR POPULAÇÕES DESCONHECIDAS DE UMA
ESPÉCIE ENDÊMICA E AMEAÇADA DE EXTINÇÃO DA
FLORESTA ATLÂNTICA¹³**

INTRODUÇÃO

O conhecimento sobre a distribuição geográfica de plantas no Brasil está longe de ser considerado satisfatório, mesmo em áreas muito coletadas como a Floresta Atlântica, onde centenas de espécies permanecem desconhecidas ou pouco conhecidas pela ciência (Sobral & Stehmann 2009). Dentre essas, destacam-se espécies endêmicas, consideradas prioritárias para os planos de conservação, pois são exclusivas de um local e apresentam um maior risco de extinção quando comparadas com espécies comuns de ampla distribuição (Mcknney 1999; Guisan *et al.* 2006).

Diante desta realidade, modelos de distribuição de espécies – SDM são uma ferramenta útil para aumentar o conhecimento sobre a distribuição geográfica de espécies pouco conhecidas e que encontram-se provavelmente ameaçadas de extinção (Giovanelli *et al.* 2008a). O modelo associa dados primários de ocorrência de espécies e variáveis ambientais para definir regiões que apresentam condições ambientais adequadas, onde essas espécies possam manter uma população viável (Guisan & Thuiller 2005; Pearson *et al.* 2006). Essa relação pode ser mapeada espacialmente para

¹³ Capítulo formatado nos padrões da revista Diversity and Distributions

predizer a distribuição geográfica potencial (Guisan & Zimmermann 2000). Os mapas resultantes da modelagem podem diminuir os custos e o tempo empregado nos trabalhos de campo, direcionando coletas às regiões desconhecidas ou pouco exploradas e evitando ainda o esforço de coletas em áreas bem amostradas, como aquelas localizadas nas proximidades dos grandes centros de pesquisas (Raxworthy *et al.* 2003).

Essa técnica tem sido muito utilizada enfocando espécies de ampla distribuição geográfica (Anderson *et al.* 2002; Bonaccorso *et al.* 2006; Siqueira & Durigan 2007; Peterson *et al.* 2008). Recentemente, graças aos avanços da biodiversity informatic (Graham *et al.* 2004), é crescente o número de estudos que utilizam modelos de distribuição geográfica para espécies que possuem poucos registros de ocorrência conhecidos e também para espécies endêmicas e/ou ameaçadas de extinção. Além de investigar a distribuição geográfica potencial e fazer inferências sobre conservação, estes estudos avaliam os impactos potenciais das mudanças climáticas (Pearson *et al.* 2006), direcionam buscas para encontrar novas populações e espécies novas (Feria & Peterson 2002; Raxworthy *et al.* 2003; Bourg *et al.* 2005; Guisan *et al.* 2006; Peterson & Papes 2006; Pearson *et al.* 2007; Giovanelli *et al.* 2008a; Thorn *et al.* 2008; Williams *et al.* 2009a), levantam a composição potencial de uma comunidade (Feria & Peterson 2002), localizam sítios potenciais para reintrodução de espécies (Hinojosa-Díaz *et al.* 2009) e investigar variações taxonômicas, geográficas e ecológicas (Gaubert *et al.* 2006).

A existência de poucos dados de distribuição é uma realidade para a maioria das espécies tropicais, como aquelas ocorrentes na Floresta Atlântica, o que dificulta a tomada de decisão da avaliação do estado de conservação. Neste estudo, utilizamos a técnica de SDM voltado à conservação, com objetivo de direcionar trabalhos de campo em busca de populações desconhecidas de *Petunia mantiqueirensis*. Esta espécie foi

escolhida atender aos seguintes pré-requisitos: 1) espécie endêmica da Floresta Atlântica, aparentemente restrita à serra da Mantiqueira; 2) os pontos de ocorrência foram georreferenciados no local em que a planta foi coletada; 3) espécie de fácil reconhecimento no campo sem problemas taxonômicos e 4) discordâncias no status de conservação da espécie (Drummond *et al.* 2008; MMA 2008; Biodiversitas 2010).

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

A Floresta Atlântica está entre os 34 hotspots Mundiais de Biodiversidade por apresentar uma alta taxa de endemismo e por sofrer um alto grau de ameaça, restando menos de 8% da sua extensão original (Mittermeier *et al.* 2005). São reconhecidas cerca de 15,800 espécies, sendo que 48% das plantas vasculares são endêmicas (Stehmann *et al.* 2009a). A região de estudo coincide com área core da Floresta Atlântica¹⁴, abrangendo os estados de Minas Gerais (MG), Espírito Santo (ES), Rio de Janeiro (RJ), São Paulo (SP), Paraná (PR) e Santa Catarina (SC) (fig. 2). Nesta região dominam as formações florestais: Florestas Ombrófilas Densas, Florestas Estacionais Semidecíduais e Decíduais, e ao sul as Florestas Ombrófilas Mistas (florestas de *Araucaria*). Estas últimas estão localizadas nas áreas de maior altitude da região Sul e de forma disjunta, no complexo da serra da Mantiqueira próximos aos limites estaduais de SP, MG e RJ. Entre as formações florestais existem as formações campestres como os campos de altitudes (Câmara 2005; Safford 2007).

¹⁴ Lei Federal nº 11.428 de 22/XII/2006.

Espécie estudada

Petunia mantiqueirensis T. Ando & Hashim. (figura 2.1) é uma espécie herbácea anual, de hábito decumbente. Seus ramos são apoiantes e em geral muito compridos, atingindo mais de 2 m. A planta pode ser encontrada em flor de outubro a maio. A frutificação ocorre geralmente a partir de novembro e prolonga-se por todo o período do verão e com a chegada da estação fria, em maio, a planta fenece. A distribuição geográfica da espécie é restrita a serra da Mantiqueira, MG, nas bordas da Floresta Ombrófila Mista e em formações campestres com altitudes que variam de 1,000 até 1,700 m onde poucas populações são conhecidas (Ando & Hashimoto 1994; Stehmann *et al.* 2009b).

Para a modelagem, foram utilizados oito pontos de ocorrência (tabela 2.1) compilados dos herbários BHCB e IAC (Holmgren *et al.* 1990) e do protólogo da espécie (Ando & Hashimoto 1994). Os pontos de ocorrência foram plotados com auxílio do software ESRI[®] ArcGis 9 e analisados para verificar possíveis erros de georrefenciamento. A extensão de ocorrência foi calculada traçado um polígono mínimo, em que os ângulos não excedam 180 graus e que contenha todos os pontos de ocorrência (IUCN 2010).

A espécie é considerada ameaçada de extinção na categoria “Criticamente em Perigo”, conforme a Lista das espécies da flora ameaçadas de extinção do estado de Minas Gerais (Drummond *et al.* 2008); ameaçada de extinção na categoria Vulnerável devido à extensão de ocorrência menor que 20,000 km² em uma região altamente fragmentada e conhecida em poucas localidades (Fundação Biodiversitas 2010); e reconhecida como Dados Deficiente na lista de plantas ameaçadas de extinção do governo brasileiro (MMA 2008).



Figura 2.1 - *Petunia mantiqueirensis* T. Ando & Hashim.: A) habitat da planta, crescendo na borda da Floresta Ombrófila Mista, B) detalhe da corola da flor e C) hábito decumbente.

Tabela 2.1 – Lista do material examinado para compor os dados de ocorrência para *Petunia mantiqueirensis* T. Ando & Hashim..

Voucher	Coordenadas Geográficas	Ano coleta (dd/mm/yyyy)	Locality (Municipality, UF)
Hashimoto et al. B361 (BM)*	-45.9322, -22.7517	11/XI/1992	Sapucaí-Mirim, MG
França & Stehmann 181 (BHCB)	-45.9708, -22.6869	14/I/2000	Camanducaia, MG
Torres <i>et al.</i> s.n. (IAC)	-45.9433, -22.7077	28/II/2000	Camanducaia, MG
Torres <i>et al.</i> s.n. (IAC)	-45.8558, -22.6589	4/IV/2000	Gonçalves, MG
Stehmann <i>et al.</i> 2706 (BHCB)	-45.9407, -22.7066	3/II/2001	Camanducaia, MG
Stehmann & França 3419 (BHCB)	-45.9474, -22.7099	12/III/2003	Camanducaia, MG
Stehmann & França 3423 (BHCB)	-45.8803, -22.6825	12/III/2003	Gonçalves, MG
Stehmann et al. 4524 (BHCB)	-45.8758; -22.6753	23/XI/2006	Gonçalves, MG

* Apesar do registro ser do ano de 1992, seu georreferenciamento foi confirmado em campo em 2008.

Variáveis ambientais

Foram utilizadas 13 variáveis ambientais, sendo três topográficas, seis bioclimáticas e quatro imagens satélites de Índice de Vegetação Realçada (EVI). As variáveis topográficas (altitude, aspecto e inclinação do terreno) foram extraídas do site da U.S. Geological Survey's Hydro-1K¹⁵ na resolução espacial de 1 km². As variáveis bioclimáticas, extraídas do banco de dados do Worldclim¹⁶ na resolução espacial de 0,98 km², foram: 1) temperatura anual média, 2) temperatura máxima do mês mais quente, 3) temperatura mínima do mês mais úmido, 4) precipitação anual, 5) precipitação do mês mais úmido e 6) precipitação do mês mais seco. Essas variáveis bioclimáticas são derivadas das interpolações de temperatura e pluviosidade entre o período de 1950 e 2000, obtidas por estações meteorológicas (Hijmans *et al.* 2005). E finalmente, foram utilizadas imagens compostas de 16-dias de EVI que corresponderam às estações do ano (primavera, verão, outono e inverno) de 2007 com resolução espacial de 250 m² do satélite NASA-MODIS/*Terra product ID*¹⁷. O EVI atua como um substitutivo para cobertura vegetal, aumenta a extração de parâmetros biofísicos e está relacionado com um coeficiente de ajustamento do solo (Huete *et al.* 1999). Todas as variáveis ambientais foram reamostradas na resolução linear de 250 m, para aproveitar a resolução das camadas de EVI e recortadas para região de estudo.

Devido ao número reduzido de amostras disponíveis (oito registros de ocorrência da espécie) foram escolhidas as variáveis ambientais que mais contribuíram para explicar a distribuição da espécie dentre as variáveis previamente definidas. Utilizamos as técnicas de Componentes Principais (PCA) e aplicamos também o coeficiente de Jackknife para escolher as camadas menos correlacionadas duas a duas

¹⁵ Hydro-1K, 2008, disponível em <http://eros.usgs.gov/products/elevation/gtopo30/hydro/index.html>

¹⁶ Worldclim, 2006, disponível em <http://www.worldclim.org>

¹⁷ NASA, 2009, disponível em <http://modis-land.gsfc.nasa.gov/vi.htm>

($|r| \geq 0.8$), para reduzir assim as dimensões utilizadas na modelagem. As variáveis selecionadas foram: temperatura máxima do mês mais quente, precipitação do mês mais úmido, precipitação do mês mais seco, aspecto, inclinação and três camadas de EVI que corresponderam às estações do ano de 2007 (EVI_01, EVI_193, EVI_273).

Máxima Entropia – Maxent

O software Maxent é um programa baseado no princípio da máxima entropia para realizar previsões ou inferências a partir de informações incompletas e que tem sido muito aplicado para modelar distribuição de espécies (Phillips *et al.* 2004; Phillips *et al.* 2006). Os resultados produzidos pelo Maxent são apresentados em forma de uma distribuição probabilística (mais corretamente definida como adequabilidade ambiental) logística com valores numéricos que variam de 0-1. Neste trabalho foi utilizada a versão 3.3.2 do software¹⁸, mantendo os valores padrões do programa.

Limite de corte

Foi determinado um valor de corte para transformar o modelo probabilístico em modelo de presença e ausência, cujo objetivo é distinguir áreas adequadas e inadequadas para *P. mantiqueirensis*. Neste estudo, adotou-se o Limite de Corte da Menor Presença (*lowest presence threshold* – LPT) (Pearson *et al.* 2007), no qual é escolhido o menor valor da predição associado aos pontos de ocorrência dentro do conjunto de pontos utilizado na modelagem. Esse método identifica o pixel que possui a menor predição adequada para o conjunto de dados de presença, e conseqüentemente, torna nulo o erro de omissão. Segundo Pearson *et al.* (2007), a aplicação do LPT é

¹⁸ Maxent, 2009, disponível <http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/>

apropriada para guiar trabalhos de campo com objetivo de encontrar novas populações e identificar áreas de distribuição desconhecidas.

Foram aplicadas técnicas de geoprocessamento para visualização e comparação dos resultados da modelagem (ESRI® ArcGis 9.2). Para visualizar área predita como presença e ausência foi adotando o valor de 0,27 (LPT).

Validação do modelo

Apesar de ser muito comum dividir os pontos de ocorrência em treino e teste para avaliar a habilidade preditiva do modelo (Guisan & Thuiller 2005), decidiu-se manter os oito pontos de ocorrência em treino por considerar o tamanho amostral pequeno. O modelo foi avaliado empregando-se a metodologia com base em Jackknife desenvolvida por Pearson *et al.* (2007). Cada localidade observada é removida uma vez do conjunto de dados e um modelo é então construído com os dados remanescentes, e assim sucessivamente até construir os modelos com todos os pontos tendo sido excluídos uma vez. Em seguida é realizado o teste de significância com base na proporção da área predita como presente (P_i) quando excluiu um ponto e na variável (X_i) que indica o sucesso ou a falha na predição (Pearson *et al.* 2007). Para cada predição, os valores de P_i e da X_i foi baseado nos valores de LPT de cada modelo gerado. O valor de P então foi calculado utilizando o programa desenvolvido por Pearson *et al.* (2007).

Trabalho de campo

Por questões logísticas, visto que seria impossível percorrer toda a região delimitada pelo modelo, os trabalhos de campo foram direcionados para algumas áreas

de ocorrência indicadas pelo mapa, concentrando-se na serra da Mantiqueira. As outras áreas indicadas na serra da Bocaina e na serra dos Órgãos tem sido objeto de inventários recentes que não resultaram na coleta dessa espécie. As viagens foram realizadas de fevereiro de 2008 a abril de 2009, perfazendo um total de 42 dias de campo, concentradas no período de floração da espécie. Adotou-se o método de levantamento florístico de varredura *wide patrolling* (Ratter *et al.* 2001; Walter & Guarino 2006) para registrar presença ou ausência da espécie. O método consistiu na realização de caminhadas em linha reta nas áreas de coleta, distantes entre si em 20 m, nas quais foram anotadas as ocorrências de espécimens que fossem visualizadas durante intervalos de cinco minutos consecutivos. A cada intervalo consecutivo, em que não eram registradas novas ocorrências de espécies, o local era considerado como amostrado. Em um segundo esforço de coleta, foram realizadas entrevistas com a comunidade local sobre a ocorrência da espécie. Quando a espécie era confirmada no campo, o material botânico era coletado; o local georreferenciado com receptor GPS e a área de ocorrência caracterizada. Todo o material coletado foi identificado, herborizado e depositado no herbário BHCB do Departamento de Botânica do Instituto Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais. Caso contrário, quando a planta não era encontrada, a área vistoriada foi considerada como um ponto de ausência onde não foi detectada a presença da espécie no momento da varredura. O uso desses dados são considerados ausências observadas conforme a metodologia do trabalho de campo e só foi utilizada em locais onde foram feitos trabalhos de campo com esforço intensivo ou quando o ambiente vistoriado apresentou condições ambientalmente bastante distintas daquelas fitofisionomias conhecidas para a espécie (Anderson *et al.* 2003).

Validação do modelo no campo

Os dados de ausência e de presença observados em campo foram utilizados para compor a matriz de confusão, que descreve a frequência em que as presenças e as ausências são preditas correta e incorretamente (Fielding & Bell 1997). A partir da matriz de confusão, foram calculadas as medidas de acurácia, sensibilidade, especificidade, erros de sobreprevisão, erros de omissão, Kappa index, taxa de acerto e taxa de erro do modelo (tab. 2.2).

Foi verificado também o quanto que o resultado da modelagem foi diferente do acaso (Phillips *et al.* 2006). Para esse propósito, utilizou-se o teste binomial do programa BioEstat 5.0 (Ayres *et al.*, 2007).

Para avaliar o efeito do esforço amostral sobre a área de estudo, foi construído um gráfico de dispersão com os valores de suitability dos pontos de presença e ausência para as duas principais variáveis ambientais que mais contribuíram com a distribuição geográfica potencial da espécie (fig. 2.3). Foi realizado teste de Tukey (Ayres *et al.*, 2007) para comparar as médias de adequabilidade ambiental entre os pontos de presença e os de ausência para verificar eles diferiam entre si (fig. 2.4).

RESULTADOS

O algoritmo Maxent produziu mapa de distribuição geográfica potencial para *P. mantiqueirensis* (figuras 2.2). Os valores do threshold LPT, P_i e X_i utilizados para avaliar a habilidade preditiva do modelo são apresentados na tabela 2.2.

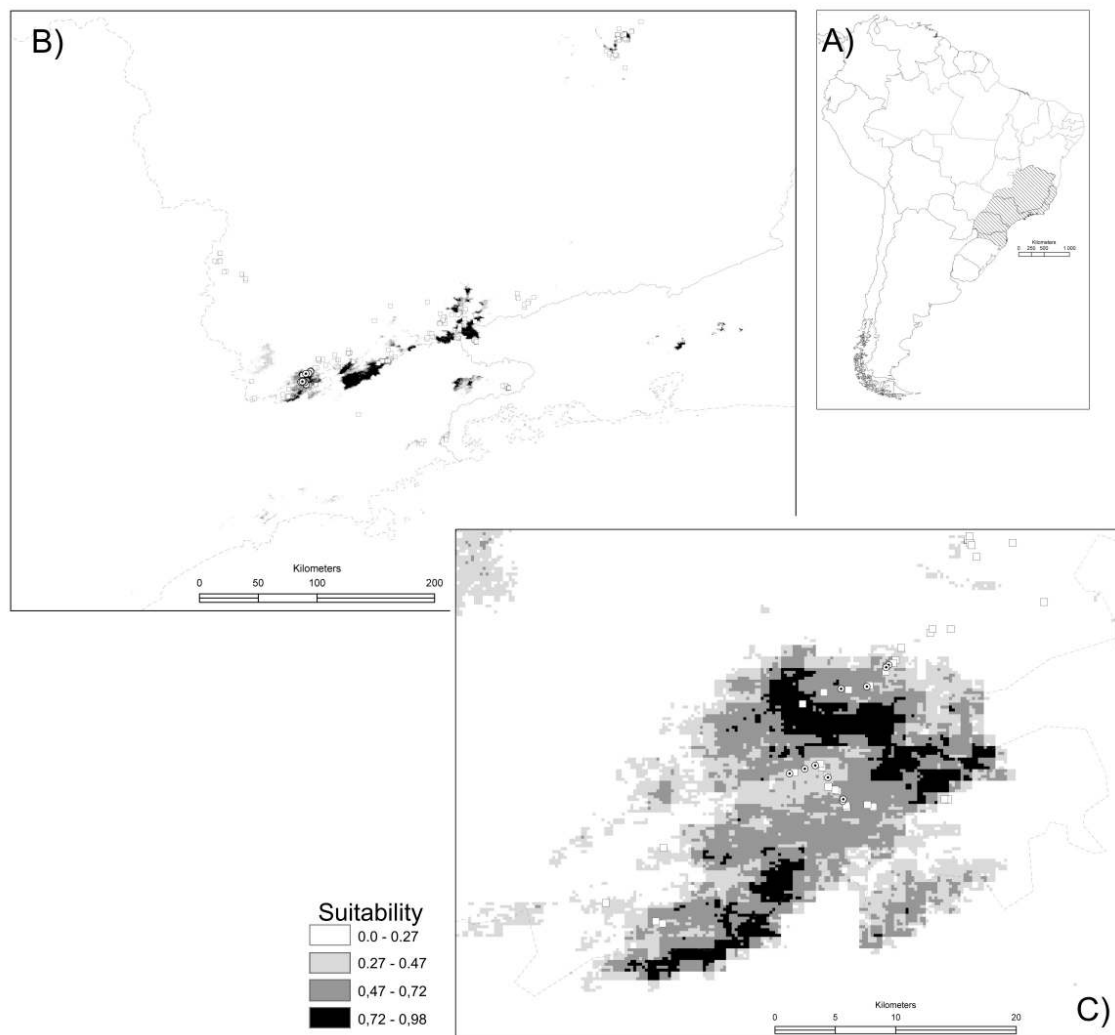


Figura 2.2 – A e B) Área de estudo e resultado da modelagem de distribuição geográfica potencial para *Petunia mantiqueirensis* T. Ando & Hashim. Áreas em branco indicam potencial ausência e tons de cinza indicam potencial presença da espécie, conforme aplicação do limite de corte LPT. C) Localidades onde as novas populações foram encontradas. Legend: □ ausências observadas; ⊙ presenças observadas.

Tabela 2.2 – Estatísticas de validação do modelo no campo.

AUC – average	0,999 ± 0,001
Acurácia	0,58
Sensibilidade	0,94
Especificidade	0,55
Sobreprevisão	0,45
Omissão	0,06
Kappa	0,14074
Taxa de acerto	137 (58%)
Taxa de erro	100 (42%)
Teste binomial	$P < 0,001$

Na tabela 2.3 estão apresentados os valores de LPT, P_i e X_i utilizados para avaliar a habilidade preditiva do modelo e os oito mapas testes desenvolvidos pelo Maxent. Dentre os modelos testados, apenas um falhou ao predizer a distribuição potencial do ponto excluído. O resultado estatístico (Pearson *et al.* 2007) mostrou que o Maxent produziu um modelo satisfatório, com taxa de acerto de 87% de previsão e estatisticamente significativa ($P < 0,01$; tabela 2.3).

Tabela 2.3 – Resultado do teste estatístico baseado em técnicas de *Jackknife* para *Petunia mantiqueirensis* T. Ando & Hashim.. Legenda: LPT = Limite de corte da menor presença; 1 = sucesso na predição do ponto removido; 0 = falha na predição do ponto removido.

<i>Modelos testes</i>	<i>Limite de corte</i>	<i>Adequabilidade</i>	<i>Taxa de acerto</i>	<i>Proporção da área de estudo</i>
<i>Maxent</i>	<i>LPT</i>	<i>ambiental</i>	<i>(X_i)</i>	<i>predita como presente (P_i)</i>
A	0,226	0,462161	1	0,002332634
B	0,262	0,878558058	1	0,002487313
C	0,368	0,084792705	0	0,001131718
D	0,209	0,493960305	1	0,002567217
E	0,261	0,603206919	1	0,002250492
F	0,271	0,887287647	1	0,002456744
G	0,260	0,842703847	1	0,002433827
H	0,268	0,35522	1	0,002204007

* Resultado final do teste *Jackknife*: taxa de acerto = 0,875; $P < 0,01$

Como resultado do trabalho de campo foram identificadas nove novas populações para *P. mantiqueirensis* sendo cinco no município de Gonçalves e quatro no município de Sapucaí-Mirim (fig. 2.2). Nos demais 219 sítios inventariados em 31 municípios, a espécie não foi encontrada. A área de extensão de ocorrência para espécie foi de 92 km².

A figura 2.3 mostra a dispersão dos valores ambientais para os pontos de presença e de ausência para as duas principais camadas ambientais relacionadas à distribuição da espécie. A figura 2.4 apresenta a comparação entre as médias de

adequabilidade ambiental entre os pontos de presença e de ausência. A comparação entre os valores médios de presença e ausência são significativamente diferentes do acaso segundo o teste de Tukey ($F = 7,264$, $gl = 1$, $gl\ erro = 227$, $p < 0,01$).

De acordo com o esforço amostral realizado, podemos supor que a área de distribuição potencial foi vistoriada em sua totalidade, uma vez que todos os pontos amostrados pós-modelagem estão dispersos em um range de suitability que variaram entre 0 – 0,98 (valores menores e maiores associados as amostras) e a média dos valores de suitability associados aos pontos de presença foi significativamente maior que os valores associados aos pontos de ausência (fig. 2.4). Além disso, a amplitude dos valores de ausência relacionados as variáveis que mais contribuíram com o modelo foram mais amplos que os pontos de presença (figura 2.3). Os valores obtidos rejeitam a hipótese nula, ou seja, de que os valores de suitability dos pontos de presença e ausência são iguais, aceitando-se a hipótese alternativa que ambos são diferentes e que os valores de suitability de presença são, em média, mais altos que os valores de ausência. Estes dados mostram que a espécie apresenta um nicho bastante estreito, ocupando uma área de 92 km², o que a define como endêmica da Serra da Mantiqueira.

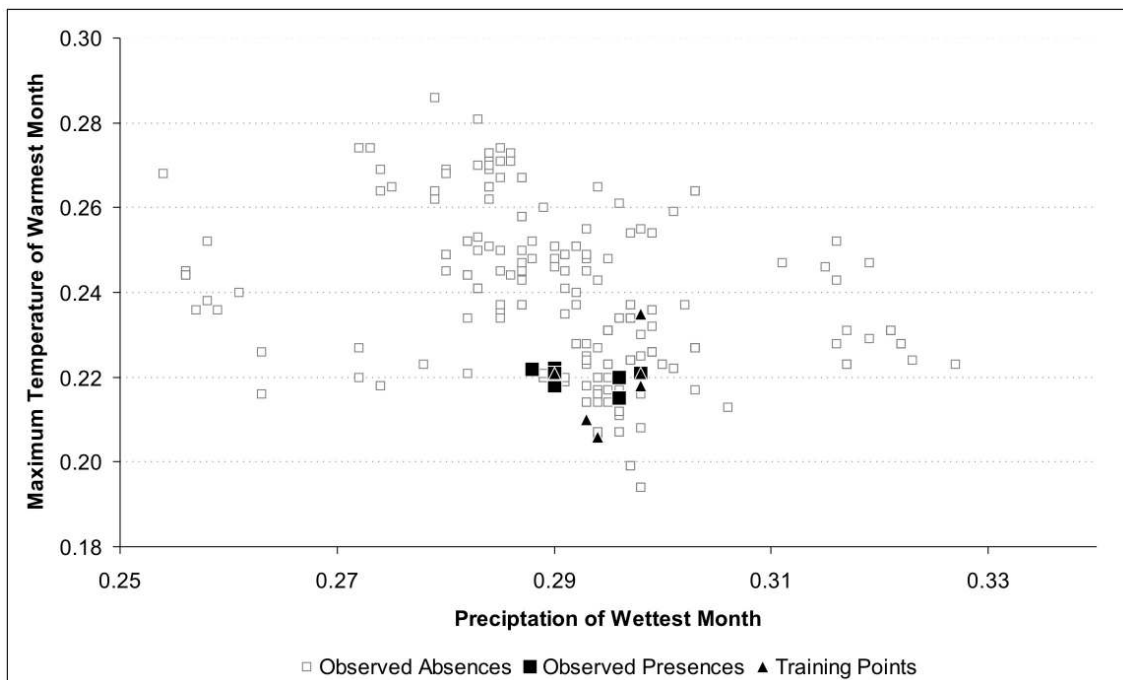


Figura 2.3 – Dispersão dos valores ambientais associados aos pontos de presença e ausência para as duas principais camadas ambientais relacionadas à distribuição de *Petunia mantiqueirensis* T. Ando & Hashim..

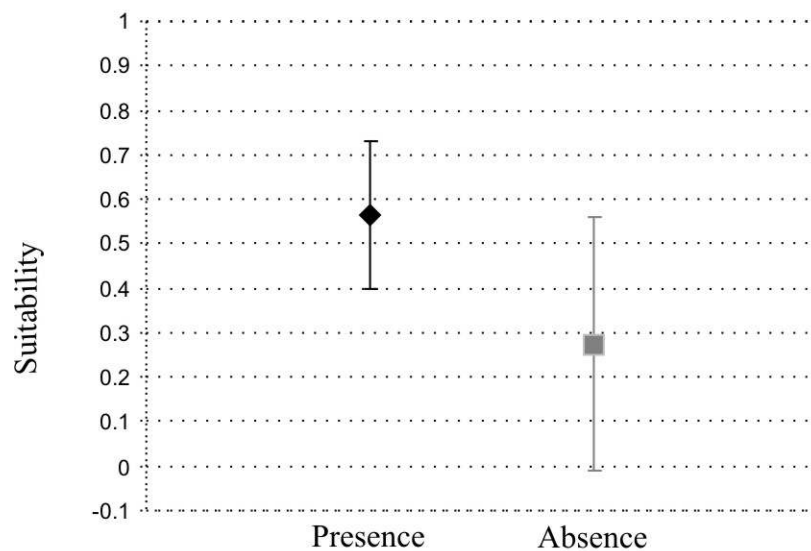


Figura 2.4 – Comparação entre as médias de adequabilidade ambiental entre presença e ausência (média presença = 0,5020 ± 0,17 e média ausência = 0,2475 ± 0,29).

DISCUSSÃO

A validação estatística de modelos de distribuição de espécies com poucos pontos de ocorrência é problemática, uma vez que muitos métodos dependem da disponibilidade de dados de ausência (Loiselle *et al.* 2003; Pearson *et al.* 2007). Outro problema levantado é a divisão da amostra de dados de ocorrência em conjunto de treino e de teste, seja, por partição aleatória dos dados, por períodos temporais de coleta ou por distribuição espacial (Fielding & Bell 1997; Hirzel & Guisan 2002; Raxworthy *et al.* 2003; Peterson *et al.* 2008). O conjunto reduzido de amostragem dessas espécies compromete a habilidade preditiva dos modelos e o resultado deve ser interpretado com cautela (Stockwell & Peterson 2002; Pearson *et al.* 2007; Wisz *et al.* 2008). Neste trabalho, a aplicação do limite de corte LPT e do método Jackknife propostos por Pearson *et al.* (2007) nos permitiu avaliar a habilidade preditiva do Maxent com base em apenas oito pontos de presença e oito variáveis ambientais. O resultado estatístico mostrou que o Maxent produziu um modelo satisfatório, com taxa de acerto de 87% de previsão ($P < 0,01$). Estudos anteriores, também apresentaram resultados semelhantes, mas utilizando um maior número de pontos de presença. Pearson *et al.* (2007) obtiveram resultados com taxas de acertos acima de 80% para espécies de geckos (*Uroplatus* spp.) que tinham mais dez pontos de presença. Resultados semelhantes foram encontrados por Thorn *et al.* (2008), que conseguiram uma taxa de sucesso acima de 87% para três espécies de primatas (*Nycticebus* spp.) com 10, 15 e 23 pontos de ocorrências.

Apesar das considerações positivas em relação à habilidade preditiva do modelo, ele não nos permite analisar as dimensões do nicho ecológico da espécie. Para isso, seriam necessárias a inclusão de dados bióticos que refletissem melhor o nicho

requerido. Tais dados ainda faltam para a espécie estudada e para a maioria das espécies que ocorrem nas regiões tropicais (Soberón & Peterson 2004; Peterson & Papes 2006; Pearson *et al.* 2007).

As áreas preditas como presença coincidem com a atual distribuição geográfica da espécie e extrapolam para outras áreas ambientalmente similares ao longo do complexo da serra da Mantiqueira e da serra do Mar (fig. 2). A descoberta das novas populações nas áreas preditas como presença, validam o modelo gerado pelo Maxent e ampliam o conhecimento sobre a atual distribuição geográfica. Recentemente, outros estudos encontraram em campo populações desconhecidas com base nos resultados dos modelos de distribuição geográfica para espécies raras e ameaçadas de extinção (Siqueira *et al.* 2009; Williams *et al.* 2009a). Estas descobertas trazem implicações positivas, pois confirmam a importância da modelagem em práticas conservacionistas para táxons que possuem distribuição restrita ou parcialmente amostrada (Thorn *et al.* 2008).

Por questões logísticas, não foi possível percorrer a totalidade da distribuição potencial para *P. mantiqueirensis*. De forma a superar esse problema, não foram realizadas coletas em locais bem inventariados e com ausência de registros da espécie, conforme a rede *speciesLink* (CRIA 2010). Dentre essas áreas não vistoriadas, citamos como exemplo a área de 290 km² do município de Campos do Jordão que apresenta áreas com alta adequabilidade ambiental para *P. mantiqueirensis* e onde foram coletadas 2.964 amostras da flora, depositadas em 24 herbários nacionais e internacionais. Consideramos a área do município vistoriada por apresentar uma alta taxa de coleta de plantas (10 registros/km²), que é bastante superior à média nacional de 0,59 registros/km² (Sobral & Stehmann 2008) na qual a espécie não foi registrada. A espécie não passaria despercebida pelos coletores, uma vez que seria facilmente

reconhecida na paisagem campestre pelas suas flores vistosas e de coloração púrpura (Stehmann *et al.* 2009b).

O gênero *Petunia* compreende 14 espécies, todas exclusivas da América do Sul, sendo que seis possuem distribuição geográfica restrita aos campos de altitudes associadas às florestas de *Araucaria angustifolia* no sul e sudeste do Brasil, em altitudes que variam de 800 a 1.800 m. *P. mantiqueirensis* é a espécie que possui a ocorrência mais setentrional, restrita a serra da Mantiqueira, no estado de Minas Gerais, onde poucas populações são conhecidas. Comparando os mapas de distribuição potencial resultantes dos testes para *P. mantiqueirensis*, não foram previstos áreas de presença na região subtropical, localizadas no estado do PR e em SC, que coincidem com os centros de diversidade para o grupo (Stehmann *et al.* 2009b).

Estudos filogeográficos têm demonstrado que *P. mantiqueirensis* apresenta os menores índices de diversidade haplotípica entre as petúnias de terras altas e sua expansão populacional possivelmente seja recente (Lorenz-Lemke, dados inéditos), talvez associada à expansão das áreas campestres ocorrida no último máximo glacial (15-18.000 anos) (Behling 2002). A partir dos últimos 6.000 anos, dados paleoclimáticos sugeriram a expansão das áreas florestais tropicais em direção ao planalto e a formação de barreiras entre as regiões campestres (Carnaval & Moritz 2008), isolando as populações mais setentrionais do gênero, seguida de diferenciação morfológica e conduzindo a um rápido processo de especiação. Sabe-se que o modelo de distribuição geográfica potencial não leva em consideração a influência das barreiras geográficas sobre a distribuição potencial das espécies (Guisan & Thuiller 2005), entretanto o resultado da modelagem evidenciou áreas inadequadas, que são em parte coincidentes com as áreas de expansão da floresta tropical apresentada por Carnaval (2008). As florestas ombrófilas densa e estacional semidecidual, ocorrentes no estado de

São Paulo, podem ser consideradas barreiras geográficas recentes para as espécies do gênero. Essas áreas também são barreiras geográficas coincidentes para outras espécies que ocorrem disjuntas no PR e em MG, como *Solanum cassioides* L.B. Smith & Downs e *S. pinetorum* (L. B. Sm. & Downs) Bohs, (Bohs 1994; Mentz & Oliveira 2004).

Com relação ao status de conservação, *P. mantiqueirensis* deve ser mantida na categoria Criticamente em Perigo, conforme indicado por Drummond *et al.* (2008). Isso é justificado pela espécie possuir habilidade de dispersão localizada, especificidade de habitat, disponibilidade limitada de habitat, endêmica da serra da Mantiqueira, extensão geográfica de ocorrência menor que $< 100 \text{ km}^2$ e habitat severamente fragmentado (IUCN, 2001). As populações da espécie ocorrem na Área de Proteção Ambiental Estadual: APA Fernão Dias¹⁹, área não efetivamente protegida, pois não constitui uma Unidade de Conservação de proteção integral. Assim, sugere-se a conservação *ex situ* em bancos de germoplasma, o incentivo ao cultivo da espécie tendo em vista o potencial ornamental e possibilidade de reintrodução em áreas que apresentam alta adequabilidade ambiental.

Segundo o atlas de áreas prioritárias para conservação da biodiversidade no estado de Minas Gerais, a região da serra da Mantiqueira foi referendada de importância biológica especial por sua riqueza de espécies de fauna e flora raras, endêmicas e ameaçadas (Drummond *et al.* 2005; Drummond *et al.* 2008). O mesmo estudo recomenda, a curto prazo, ações voltadas para investigações científicas, criação de Unidades de Conservação e práticas no plano de manejo e educação ambiental. Para a região seria desejável o estudo da distribuição de outros táxons endêmicos, viabilizando a escolha de áreas prioritárias para conservação biológica na região, como apresentado nos trabalhos de Ortega-Huerta & Peterson (2004) para riqueza de espécies de aves e de

¹⁹ Decreto do Estado de Minas Gerais nº 38.925 de 17/07/1997.

mamíferos no nordeste do México; de Young (2007) para espécies endêmicas da cordilheira dos Andes no Peru e na Bolívia e de Thorn (2008) para os primatas da Ásia. A criação e implantação de Unidade de Conservação e de Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN) na região deve ser estudada como possibilidade, uma vez que outras espécies endêmicas e ameaçadas são nela encontrada (Drummond *et al.* 2005).

A distribuição geográfica das espécies ameaçadas de extinção pode estar limitada a poucos registros de ocorrência, como no caso da *P. mantiqueirensis*. Nesses casos, os modelos de distribuição geográfica potencial associados a trabalhos de campo podem aumentar o conhecimento sobre a atual distribuição geográfica. Novos registros são importantes para se estabelecer a extensão de ocorrência e a área de ocupação das espécies, critérios utilizados pela IUCN para a avaliação do estado de conservação. Convém lembrar que várias espécies possivelmente ameaçadas de extinção têm sido colocadas na categoria “DD – dados deficientes” nas listas de espécies ameaçadas por falta de dados (que no Brasil compreendem 1.079 e 2.513, segundo o anexo II da lista oficial do governo e estudo da comunidade científica coordenado pela Fundação Biodiversitas, respectivamente – ver site http://www.biodiversitas.org.br/floraBr/destaque_flora.asp). Projetos específicos com esse grupo de espécies utilizando modelagem precisam ser estimulados, para que possam ser reavaliadas e efetivamente categorizadas quanto ao estado de conservação.

A inclusão de dados imprecisos ou incorretos nas análises de modelagem podem causar ruído ou mapas com uma distribuição geográfica potencial equivocada ou enganosa. Para melhorar a acurácia dos modelos de distribuição geográfica potencial, recomenda-se que cada registro junto aos herbários tenha obrigatoriamente coordenadas geográficas atribuídas no local de coleta da planta. Segundo os indicadores do banco de

dados da rede *speciesLink* (CRIA 2010), apenas 19,5 % das 2.191.600 exsicatas que estão disponíveis na *internet*, possuem coordenadas geográficas. Dentre essas, a maioria constitui referência à sede do município, e várias registram dados equivocados. Essas estimativas indicam que além do esforço na informatização do acervo dos herbários, que tem sido estimulado nos últimos anos, é necessário o georrefinamento dos registros de ocorrência nos bancos de dados. Hoje há inúmeras facilidades que permitem obtenção de dados precisos de localização (coordenadas geográficas) como o uso de receptores de GPS, mapas disponíveis na *internet*, entre outros aplicativos. É importante que a prática de georeferenciamento seja uma rotina exigida pelos curadores de coleções científicas e ensinada para os profissionais que atuam na área ambiental.

Por fim, gostaríamos de ressaltar que cautelas devem ser tomadas no momento de definir práticas de conservação e manejo, pois nem toda área predita como presença para a espécie significa que a mesma está ou estará presente (Anderson *et al.* 2002). Os mapas gerados pela modelagem não devem ser um fim em si próprios. Eles são apenas um instrumento a mais que poder ser utilizado em projetos de conservação biológica, entre outras aplicações. A acessibilidade a diferentes programas, o aumento de bases de dados disponíveis e o fascínio causado pelas imagens obtidas não podem mascarar a necessidade premente que temos na obtenção de novos registros obtidos no campo. São eles que garantirão a efetiva validação dos modelos de distribuição potencial e o sucesso de estratégias de conservação neles baseados.

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

- Anderson, R. P., Gómez-Laverde, M. & Peterson, A. T. (2002). Geographical distributions of spiny pocket mice in South America: insights from predictive models. *Global Ecology & Biogeography* **11**, 131-141.
- Anderson, R. P., Lewc, D. & Peterson, A. T. (2003). Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling* **162**, 211-232.
- Ando, T. & Hashimoto, G. (1994). A new Brazilian species of *Petunia* (Solanaceae) from the Serra da Mantiqueira. *Brittonia* **46**, 340-343.
- Andrade, E. N. & Vecchi, O. (1916). *Les bois indigènes de São Paulo; contribution à l'étude de la flore forestière de l'état de S. Paulo*, São Paulo, Typ. Alonzi & Miglino.
- Araújo, M. B., Williams, P. H. & Fuller, R. J. (2002). Dynamics of extinction and the selection of nature reserves. *Proceedings of the Royal Society of London B* **269**, 1971-1980.
- Ayres, M., Ayres Jr., M., Ayres, D. L. & Santos, A. S. BioEstat versão 5). Sociedade Civil Mamirauá/MCT - CNPq.
- Baillie, J. E. M., Hilton-Taylor, C. & Stuart, S. N. (2004). *2004 IUCN Red List of Threatened Species. A Global Species Assessment.*, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, IUCN.
- Barrett, S. C. H. & Kohn, J. R. (1991). Genetic and evolutionary consequences of small population size in plants: implications for conservation. *Genetics and conservation of rare plants.* (ed. by Falk, D. A. & Holsinger, K. E.), pp. 3-30. Oxford University Press, New York.

- Barroso, G. M., Morim, M. P., Peixoto, A. L. & Ichaso, C. L. F. (1999). *Frutos e Sementes. Morfologia aplicada à sistemática de dicotiledônea.*, Viçosa, Editora UFV.
- Behling, H. (2002). South and southeast Brazilian grasslands during late quaternary times: A synthesis. *Paleogeography Paleoclimatology Palaecology* **171**, 19-27.
- Biodiversistas (2005). Revisão da Lista da Flora Brasileira Ameaçada de Extinção. Disponível em <http://www.biodiversitas.org.br/floraBr/default.asp> (acessado em 06/10/2009). Fundação Biodiversistas.
- Bohs, L. (1994). *Cyphomandra* (Solanaceae). *Flora Neotrópica Monograph* **63**, 1-176.
- Bonaccorso, E., Koch, I. & Peterson, A. T. (2006). Pleistocene fragmentation of Amazon species' ranges. *Diversity and Distributions* **12**, 157-164.
- Bortoluzzi, R. L. C., Carvalho-Okano, R. M., Garcia, F. C. P. & Tozzi, A. M. G. A. (2004). Leguminosae, Papilionoideae no Parque Estadual do Rio doce, Minas Gerais, Brasil. II: árvores e arbustos escandetes. *Acta bot. bras.* **18**, 49-71.
- Bourg, N. A., McShea, W. J. & Gill, D. E. (2005). Putting a cart before the search: Successful habitat prediction for a rare forest herb. *Ecology* **86**, 2793-2804.
- Brown, J. H. (1995). *Macroecology*, Chicago, University of Chicago Press.
- Busby, J. R. (1991). BIOCLIM – a bioclimate analysis and prediction system. *Nature conservation: cost effective biological surveys and data analysis.* (ed. by Margules, C. R. & Austin, M. P.), pp. 64–68. CSIRO.
- Câmara, I. G. (2005). Breve história da conservação da Mata Atlântica. *Mata Atlântica: Biodiversidade, ameaças e perspectivas.* (ed. by Galindo-Leal, C. & Câmara, I. G.), pp. 31-42. Fundação SOS Mata Atlântica/Conservação Internacional, São Paulo/Belo Horizonte.

- Carnaval, A. C. & Moritz, C. (2008). Historical climate modelling predicts patterns of current biodiversity in the Brazilian Atlantic forest. *Journal of Biogeography* **35**, 1187-1201.
- Carpenter, G., Gillison, A. N. & Winter, J. (1993). DOMAIN: A flexible modeling procedure for mapping potential distributions of animals and plants. *Biodiversity and Conservation* **2**, 667-680.
- Carvalho, A. M. (1997). A synopsis of the genus *Dalbergia* (Fabaceae: Dalbergieae) in Brazil. *Brittonia* **49**, 87-109.
- Carvalho, P. E. R. (1994). *Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira*, Brasília, EMBRAPA - SPI.
- Chapman, A. D., Muñoz, M. E. S. & Koch, I. (2005). Environmental information: Placing Biodiversity phenomena in an ecological and environmental context. *Biodiversity Informatics* **2**, 24-21.
- CITES (2009). The CITES species. Disponível em <http://www.cites.org/eng/disc/species.shtml> (acessado em 13/10/2009).
- CRIA - Centro de Referência em Informação Ambiental (2010). species Link. Accessed Date: 15/apr/2010
- Danks, F. S. & Klein, D. R. (2002). Using GIS to predict potential wildlife habitat: a case study of muskoxen in northern Alaska. *International Journal of Remote Sensing* **23**, 4611-4632.
- Drummond, G. M., Machado, A. B. M., Martins, C. S., Mendonça, M. P. & Stehmann, J. R. (2008). *Listas Vermelhas das Espécies da Fauna e da Flora Ameaçadas de Extinção em Minas Gerais.*, Belo Horizonte, MG, Fundação Biodiversitas.

- Drummond, G. M., Martins, C. S., Machado, A. B. M., Sebaio, F. A. & Antonini, Y. (2005). *Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação*, Belo Horizonte, Fundação Biodiversitas.
- Dudík, M., Philips, S. J. & R. E, S. (2004). Performance Guarantees for Regularized Maximum Entropy Density Estimation. *Appearing in Proceedings of the 17th Annual Conference on Computational Learnig Theory*.
- Elith, J., Graham, C. H., Anderson, R. P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R. J., Huettmann, F., Leathwick, J. R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L. G., Loiselle, B. A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J. M., Peterson, A. T., Phillips, S. J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R. E., Soberon, J., Williams, S., Wisz, M. S. & Zimmermann, N. E. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* **29**, 129-151.
- Feria, T. P. & Peterson, A. T. (2002). Prediction of bird community composition based on point-occurrence data and inferential algorithms: a valuable tool in biodiversity assessments. *Diversity and Distributions* **8**, 49-56.
- Fiaschi, P. & Pirani, J. (2009). Review of plant biogeographic studies in Brazil. *Journal of Systematics and Evolution*, 1-20.
- Fidalgo, O. & Bononi, V. L. R. (1984). *Técnicas de coleta, preservação e herborização de material botânico. Manual nº 4.* , São Paulo, Instituto de Botânica.
- Fielding, A. H. & Bell, J. F. (1997). A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* **24**, 38-49.

- Freitas, S. M., Mello, M. C. S. & Cruz, C. B. M. (2005). Relações entre maturidade estrutural da floresta e índices de vegetação na Mata Atlântica. *Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*). INPE, Goiânia, Goiás, Brasil.
- Fundação Biodiversitas (2010). Lista da flora brasileira ameaçada de extinção. <http://www.biodiversitas.org.br/floraBr> Accessed Date: 15/jun/2009
- Gaubert, P., Papes, M. & Peterson, A. T. (2006). Natural history collections and the conservation of poorly known taxa: Ecological niche modeling in central African rainforest genets (*Genetta* spp.). *Biological Conservation* **130**, 106-117.
- Gentry, A. (1982). Neotropical floristic diversity: phytogeographical connections between Central and South America, pleistocene climatic fluctuations, or an accident of the andean orogeny? . *Annals of Missouri Botanical Garden* **69**, 557-593.
- Giovanelli, J. G. R., Araujo, C. O., Haddad, C. F. B. & Alexandrino, J. (2008a). Modelagem do nicho ecológico de *Phyllomedusa ayeaye* (Anura: Hylidae): previsão de novas áreas de ocorrência para uma espécie rara. *Neotropical Biology and Conservation*. **3**, 59-65.
- Giovanelli, J. G. R., Haddad, C. F. B. & Alexandrino, J. (2008b). Predicting the potential distribution of the alien invasive American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) in Brazil *Biol Invasions* **10**, 585-590.
- Gonzaga, A. L. (2006). *Madeira: Uso e Conservação*, Brasília, IPHAN, MONUMENTA.
- Graham, C. H., Ferrier, S., Huettmann, F., Moritz, C. & Peterson, A. T. (2004). New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. *Trends in Ecology and Evolution* **19**, 497-503.

- Guisan, A., Broennimann, O., Engler, R., Vust, M., Yoccoz, N. G., Lehmann, A. & Zimmermann, N. E. (2006). Using niche-based models to improve the sampling of rare species. *Conservation biology* **20**, 501-511.
- Guisan, A. & Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* **8**, 993-1009.
- Guisan, A. & Zimmermann, N. E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* **135**, 147-186.
- Hastie, T. J. & Tibshirani, R. J. (1990). *Generalized Additive Models*, New York, Chapman and Hall.
- Haston, E. M., Lewis, G. P. & Hawkins, J. A. (2005). A Phylogenetic reappraisal of the *Peltophorum* group (Caesalpinieae: Leguminosae) based on the Chloroplast TRNL-F, RBCL and RPS16 sequence data. *American Journal of Botany* **92**, 1359-1371.
- Henderson, S., Dawson, T. P. & Whittaker, R. J. (2006). Progress in invasive plants research. *Prog. Phys. Geogr.* **30**, 1-22.
- Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G. & Jarvis, A. (2005). Very High Resolution Interpolated Climate Surfaces for Global Land Areas. *International Journal of Climatology* **25**, 1965-1978.
- Hinojosa-Díaz, I. A., Feria-Arroyo, T. P. & Engel, M. S. (2009). Potential distribution of orchid bees outside their native range: The cases of *Eulaema polychroma* (Mocsáry) and *Euglossa viridissima* Friese in the USA (Hymenoptera: Apidae). *Diversity and Distributions* **15**, 421-428.
- Hirzel, A. & Guisan, A. (2002). Which is the optimal sampling strategy for habitat suitability modelling. *Ecological Modelling* **157**, 331-341.

- Holmgren, P. K., Holmgren, N. H. & Barnett, L. C. (1990). *Index Herbariorum. Part I. The herbaria of the world.*, New York, The New York Botanical Garden.
- Huete, A., Justice, C. & Leeuwen, W. (1999). *Modis Vegetation Index (MOD 13). Algorithm Theoretical Basis Document. Version 3.*, Tucson, Arizona.
- IBGE (2008). Mapa da Área de Aplicação da Lei nº 11.428 de 2006: Decreto no. 6006, de 21 de novembro de 2008, publicado no diário Oficial da União de 24 de novembro de 2008. (Escala 1:5.000.000). Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.
- IUCN (2009). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009.1. disponível em <http://www.iucnredlist.org/> (acessado em 30/09/2009). International Union for Conservation of Nature and Natural Resources.
- IUCN, S. a. P. W. G. (2008). Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 7.0. *Prepared by the Standards and Petitions Working Group of the IUCN SSC Biodiversity Assessments Sub-Committee in August 2008.*
- IUCN Standards and Petitions Subcommittee (2010). Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version . Prepared by Standards and Petitions Subcommittee in March 2010. <http://intranet.iucn.org/webfiles/doc/SSC/RedList/RedListGuidelines.pdf>.
Accessed Date: 15/04/2010
- Jeganathan, P. (2004). Modelling habitat selection and distribution of the critically endangered Jerdon's courser *Rhinoptilus bitorquatus* in scrub jungle: an application of a new tracking method. *J Appl Ecol* **41**, 224–237.
- Jeganathan, P., Green, R. E., Norris, K., Vogiatzakis, I. N., Bartsch, A., Wotton, S. R., Bowden, C. G. R., Griffiths, G. H., Pain, D. & Rahmani, A. R. (2004). Modelling habitat selection and distribution of the critically endangered Jerdon's

- courser *Rhinoptilus bitorquatus* in scrub jungle: an application of a new tracking method. *Journal of Applied Ecology* **41**, 224-237.
- Jimenez-Valverde, A., Lobo, J. M. & Hortal, J. (2008). Not as good as they seem: the importance of concepts in species distribution modelling. *Diversity and Distributions* **14**, 885-890.
- Kawashima, R. S., Siqueira, M. F. & Mantovani, J. E. (2007). Dados do monitoramento da cobertura vegetal por NDVI na modelagem da distribuição geográfica potencial do lobo-guará - *Chrysocyon bracyurus*. *Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (21-26 abril 2007)*. INPE, Florianópolis, SC.
- Kearney, M. (2006). Habitat, environment and niche: what are we modelling? *Oikos* **115**, 186-191.
- Kuussaari, M., Bommarco, R., Heikkinen, R. K., Helm, A., Krauss, J., Lindborg, R., Öckinger, E., Pärtel, M., Pino, J., Rodà, F., Stefanescu, C., Teder, T., Zobel, A. & Steffan-Dewenter, I. (2009). Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology and Evolution* **24**, 564-571.
- Leão, A. C. & Vinha, S. G. (1975). Ocorrência do jacarandá no sul da Bahia *Cacau Atualidades, Ilhéus* **12**, 22-29.
- Leme, E. M. C. & Siqueira-Filho, J. A. (2006). A Mata Atlântica - aspectos gerais. *Fragmentos de Mata Atlântica do Nordeste - Biodiversidade, Conservação e suas Bromélias*. (ed. by Leme, E. M. C. & Siqueira-Filho, J. A.), pp. 47-79. Andréa Jakobsson Estúdio, Rio de Janeiro.
- Liu, C., Berry, P. M., Dawson, T. P. & Pearson, R. G. (2005). Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography* **28**, 385-393.

- Lobo, J. M., Jimenez-Valverde, A. & Real, R. (2008). AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology & Biogeography* **17**, 145-151.
- Loiselle, B. A., Howell, C. A., Graham, C. H., Goerck, J. M., Brooks, T., Smith, K. G. & Williams, P. H. (2003). Avoiding pitfalls of using species distribution models in conservation planning. *Conservation biology* **17**, 1591-1600.
- Lopes, R. M. F., França, G. S. & Stehmann, J. R. (in press). Estrutura do Componente Arbóreo de uma Floresta Estacional Semidecidual Montana Secundária, no Alto Rio Doce, Minas Gerais. *Rodriguésia*.
- Lorenzi, H. (2000). *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*, Nova Odessa, Instituto Plantarum.
- McCullagh, P. & Nelder, J. A. (1989). *Generalized Linear Models*, London, Chapman and Hall.
- Mcknney, M. (1999). High rates of extinction and threat in poorly studied taxa. *Conservation biology* **13**, 1273-1281.
- Mendonça, M. P. & Lins, L. V. (2000). *Lista Vermelha das Espécies Ameaçadas de Extinção da Flora de Minas Gerais*, Belo Horizonte, Fundação Biodiversitas, Fundação Zoo-Botânica de Belo Horizonte.
- Mentz, L. A. & Oliveira, P. L. (2004). *Solanum* (Solanaceae) na região Sul do Brasil. *Pesquisas. Botânica* **54**, 1-327.
- Mittermeier, C. G., Gil, P. R., Hoffmann, M., Pilgrim, J., Brooks, T., Mittermeier, C. G., Lamourex, J. & Fonseca, G. A. B. (2005). *Hotspots Revisitados. As regiões biologicamente mais ricas e ameaçadas do planeta.*, Belo Horizonte, Conservação Internacional do Brasil.

- Mladenoff, D. J., Sickley, T. A., Haight, R. G. & Wydeven, A. P. (1995). A regional landscape analysis and prediction of favorable gray wolf habitat in the northern Great Lakes region. *Conservation biology* **9**, 279-294.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente (2008). Instrução Normativa no. 6, 23/sep/2008.
- MMA (2006). Lei Federal no. 11.428 de 22 de dezembro de 2006. (ed. by Ambiente, M. d. M.).
- MMA (2008). Instrução Normativa nº. 6, de 23 de setembro de 2008. (ed. by Ambiente, M. d. M.), p. 55.
- 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*.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B. & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**, 853-858.
- Nix, H. A. (1986). A biogeographic analysis of Australian elapid snakes. *Atlas of Elapid Snakes of Australia*. (ed. by Longmore, R.), pp. 4-15. Australian Government Publishing Service, Canberra.
- Oliveira-Filho, A. T. (2006). *Catálogo das árvores nativas de Minas Gerais: mapeamento e inventário da flora nativa e dos reflorestamentos de Minas Gerais*, Lavras, Editora UFLA.
- Oliveira-Filho, A. T. & Fontes, M. A. L. (2000). Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate. *Biotropica* **32**, 793-810.
- Oliveira-Filho, A. T., Jarenkov, J. A. & Rodal, M. J. N. (2006). Floristic relationships of seasonally dry forests of eastern South America based on tree species distribution patterns. *Neotropical savannas and seasonally dry forests: Plant*

- diversity, biogeography, and conservation*. (ed. by Pennington, R. T., Lewis, G. P. & Ratter, J. A.), p. 484. CRC Press
Taylor & Francis Group, Boca Raton.
- Oliveira-Filho, A. T., Tameirão-Neto, E., Carvalho, W. A. C., Werneck, M. S., Brina, A. E., Vidal, C. V., Rezende, S. C. & Pereira, J. A. A. (2005). Análise Florística do Comportamento Arbóreo de áreas de Floresta Atlântica sensu lato na região das bacias do leste (Bahia, Minas Gerais, Espírito Santo e Rio de Janeiro). *Revista Árvore* **56**, 185-235.
- Olson, D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E. D., Burgess, N. D., Powell, G. V. N., Underwood, E. C., D'Amico, J. A., Itoua, I., Strand, H. E., Morrison, J. C., Loucks, C. J., Allnutt, T. F., Ricketts, T. H., Kura, Y., Lamoreux, J. F., Wettengel, W. W., Hedao, P. & Kassem, K. R. (2001). Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on earth. *BioScience* **51**, 933-938.
- Ortega-Huerta, M. A. & Peterson, A. T. (2004). Modelling spatial patterns of biodiversity for conservation prioritization in North-eastern Mexico. *Diversity and Distributions* **10**, 39-54.
- Papes, M. (2006). Ecological niche modeling approaches to conservation of endangered and threatened birds in central and eastern europe. *Biodiversity Informatics* **4**, 14-26.
- Papes, M. & Peterson, A. T. (2003). Predicting the potential invasive distribution for *Eupatorium adenophorum* Spreng. In China. *J Wuhan Bot Res* **21**, 137-142.
- Pearson, R. G. & Dawson, T. P. (2003). Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology & Biogeography* **12**, 361-371.

- Pearson, R. G., Dawson, T. P. & Liu, C. (2004). Modelling species distributions in Britain: a hierarchical integration of climate and land-cover data. *Ecography* **27**, 285-298.
- Pearson, R. G., Raxworthy, C. J., Nakamura, M. & Peterson, A. T. (2007). Predicting species' distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography* **34**, 102-117.
- Pearson, R. G., Thuiller, W., Araújo, M. B., Martinez-Meyer, E., Brotons, L., McClean, C., Miles, L., Segurado, P., Dawson, T. P. & Lees, D. C. (2006). Model-based uncertainty in species range prediction. *Journal of Biogeography*, 1-8.
- Peterson, A. T. (2003). Predicting the Geography of Species' Invasions Via Ecological Niche Modeling. *The Quarterly Review of Biology* **78**, 419-433.
- Peterson, A. T. (2006). Uses and requirements of ecological niche models and related distributional models. *Biodiversity Informatics* **3**, 59-72.
- Peterson, A. T., Martínez-Meyer, E., Servin, J. & Kiff, L. F. (2006). Ecological niche modelling and strategizing for species reintroductions. *Oryx* **40**, 411-418.
- Peterson, A. T. & Papes, M. (2006). Potential geographical distribution of the Bugun Liocichla *Liocichla bugunorum*, a poorly-known species from north-eastern India. *Indian Birds* **2**, 146-149.
- Peterson, A. T., Papes, M. & Eaton, M. (2007). Transferability and model evaluation in ecological niche modeling: a comparison of GARP and Maxent. *Ecography* **30**, 550-560.
- Peterson, A. T., Papes, M. & Soberón, J. (2008). Rethinking receiver operating characteristic analysis applications in ecological niche modelling. *Ecological Modelling* **213**, 63-72.

- Phillips, S. J., Anderson, R. P. & Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* **190**, 231-259.
- Phillips, S. J., Dudík, M. & Schapire, R. E. (2004). A Maximum Entropy Approach to Species Distribution Modeling. *Proceeding of the 21st International Conference on Machine Learning*.
- Pulliam, H. R. (2000). On the relationship between niche and distribution. *Ecology Letters* **3**, 349-361.
- Queiroz, L. P. (2009). *Leguminosa da Caatinga*, Feira de Santana, Universidade Estadual de Feira de Santana.
- Ramalho, R. S. & Marangon, L. C. (1989). Características fenológicas de *Melanoxylon brauna* Schott., em Viçosa - Minas Gerais. *Revista Árvore* **13**, 203-209.
- Ratter, J. A., Bridgewater, S. & Ribeiro, J. F. (2001). Espécies lenhosas da fitofisionomia cerrado sentido amplo em 170 localidades do bioma Cerrado. *Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer* **7**, 5-112.
- Raxworthy, C. J., Martinez-Meyer, E., Horning, N., Nussbaum, R. A., Schneider, G. E., Ortega-Huerta, M. A. & Peterson, A. T. (2003). Predicting distributions of known and unknown reptile species in Madagascar. *Nature* **426**, 837-841.
- Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F. J. & Hirota, M. M. (2009). The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* **142**, 1141-1153.
- Ribeiro, R. A., Ramos, A. C. S., Lemos-Filho, J. P. & Lovato, M. B. (2005). Genetic Variation in Remnant Populations of *Dalbergia nigra* (Papilionoideae), an Endangered Tree from the Brazilian Atlantic Forest. *Annals of Botany* **95**, 1171-1177.

- Rondinini, C., Wilson, K. A., Boitani, L., Grantham, H. & Possingham, H. P. (2006). Tradeoffs of different types of species occurrence data for use in systematic conservation planning. *Ecology Letters* **9**, 1136-1145.
- Safford, H. D. (2007). Brazilian Páramos IV. Phytogeography of the campos de altitude. *Journal of Biogeography* **34**, 1701-1722.
- Sánchez-Cordero, V., Illoldi-Rangel, P., Linaje, M., Sarkar, S. & Peterson, A. T. (2005). Deforestation and extant distributions of Mexican endemic mammals. *Biological Conservation* **126**, 465-473.
- Schölkopf, B., Smola, A., Williamson, R. & Bartlett, P. L. (2000). New support vector algorithms. *Neural Computation* **12**, 1207-1245.
- Silva, A. E. & Shepherd, G. J. (1986). Comparações florísticas entre algumas matas brasileiras utilizando análise de agrupamento. *Rvta Brasil. Bot.* **9**, 81-86.
- Siqueira, M. F. & Durigan, G. (2007). Modelagem da distribuição geográfica de espécies lenhosas de cerrado no Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Botânica* **30**, 233-243.
- Siqueira, M. F., Durigan, G., De Marco Junior, P. & Peterson, A. T. (2009). Something from nothing: Using landscape similarity and ecological niche modeling to find rare plant species. *Journal for Nature Conservation* **17**, 25-32.
- Skov, F. (2000). Potential plant distribution mapping based on climatic similarity. *Taxon* **49**, 503-515.
- Soberón, J. & Peterson, A. T. (2004). Biodiversity informatics: managing and applying primary biodiversity data. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* **359**, 689-698.
- Soberón, J. & Peterson, A. T. (2005). Interpretation of Models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics* **2**, 1-10.

- Sobral, M. & Stehmann, J. R. (2009). An analysis of new angiosperm species discoveries in Brazil (1990-2006). *Taxon* **58**, 1-6.
- Spósito, T. C. & Stehmann, J. R. (2006). Heterogeneidade florística e estrutural de remanescentes florestais da Área de Proteção Ambiental ao Sul da Região Metropolitana de Belo Horizonte (APA Sul-RMBH), Minas Gerais, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* **20**, 347-362.
- Sprent, J. I. & Parsons, R. (2000). Nitrogen fixation in legume and non-legume trees. *Field Crops Research* **65**, 183-196.
- Stehmann, J. R., Forzza, R. C., Salino, A., Sobral, M., Costa, D. P. & Kamino, L. H. Y. (2009a). Diversidade taxômica na Floresta Atlântica. *Plantas da Floresta Atlântica*. (ed. by Janeiro, I. d. P. d. J. B. d. R. d.), pp. 3-12, Rio de Janeiro, RJ.
- Stehmann, J. R., Forzza, R. C., Sobral, M., Salino, A. & Kamino, L. H. Y. (in press). *Plantas da Floresta Atlântica*, Rio de Janeiro, Instituto de Pesquisa Jardim Botânico do Rio de Janeiro.
- Stehmann, J. R., Lorenz-Lemke, A. P., Freitas, L. B. & Semir, J. (2009b). The genus *Petunia*. *Petunia: Evolutionary, Developmental and Physiological Genetics*. (ed. by Gerats, T. & Strommer, J.), pp. 1-28. Springer Science, Business Media, New York.
- Stehmann, J. R., Salino, A., Rocha, C. T. V., Werneck, M. S., Sobral, M. E. G., Almeida, T. & Landau, E. C. (2008). Endemismos de plantas vasculares na Mata Atlântica. *59º Congresso Nacional de Botânica 2008, Natal. Atualidade, desafios e perspectivas da Botânica no Brasil*. Imagem Gráfica, Natal.
- Stockwell, D. & Peters, D. (1999). The GARP modelling system: problems and solutions to automated spatial prediction. *International Journal of Geographical Information Science* **13**, 143-158.

- Stockwell, D. R. B. & Noble, R. (1992). Induction of sets of rules from animal distribution data: A robust and informative method of analysis. *Mathematics and Computers in Simulation* **33**, 385-390.
- Stockwell, D. R. B. & Peterson, A. T. (2002). Effects of sample size on accuracy of species distribution models. *Ecological Modelling* **148**, 1-13.
- Thorn, J. S., Nijman, V., Smith, D. & Nekaris, A. I. (2008). Ecological niche modelling as a technique for assessing threats and setting conservation priorities for Asian slow lorises (Primates: *Nycticebus*). **15**, 289-298.
- Thuiller, W. (2004). Patterns and uncertainties of species' range shifts under climate change. *Global Change Biology* **10**, 2020-2027.
- Thuiller, W., Lavorel, S., Araújo, M. B., Sykes, M. T. & Prentice, I. C. (2005). Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* **102**, 8245-8250.
- Walter, B. M. T. (2006). Fitofisionomias do cerrado: síntese terminológica e relações florísticas. *Departamento de Ecologia*, p. 389. Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- Walter, B. M. T. & Guarino, E. S. G. (2006). Comparação do método de parcelas com o "levantamento rápido" para amostragem da vegetação arbórea do Cerrado sentido restrito. *Acta bot. bras.* **20**, 285-297.
- Wanderley, M. G. L., Shepherd, G. J. & Giulietti, A. M. (2001). *Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo*, São Paulo, FAPESP/HUCITEC.
- Whittaker, R. J., Araújo, M. B., Jepson, P., Ladle, R. J., Watson, J. E. M. & Willis, K. J. (2005). Conservation Biogeography: assessment and prospect. *Diversity and Distributions* **11**, 3-23.

- Williams, J. N., Seo, C., Thorne, J., Nelson, J. K., Erwin, S., O'Brien, J. M. & Schwartz, M. W. (2009a). Using species distribution models to predict new occurrences for rare plants. *Diversity and Distributions* **15**, 565-576.
- Williams, J. N., Seo, C., Thorne, J., Nelson, J. K., Erwin, S., O'Brien, J. M. & Schwartz, M. W. (2009b). Using species distribution models to predict new occurrences for rare plants. *Diversity and Distribution* **15**, 565-576.
- Williams, P. H., Hannah, L., Andelman, S., Midgely, G. F., Araújo, M. B., Hughes, G. O., Manne, L. L., Martínez-Meyer, E. & Pearson, R. G. (2005). Planning for climate change: Identifying minimum-dispersal corridors for the Cape Proteaceae. *Conservation biology* **19**, 1063-1074.
- Willis, K. J., Araújo, M. B., Bennett, K. D., Figueroa-Rangel, B., Froyd, C. A. & Myers, N. (2007). How can a knowledge of the past help to conserve the future? Biodiversity conservation and the relevance of long-term ecological studies. *Phil. Trans. R. Soc. B* **362**, 175-186.
- Wisz, M. S., Hijmans, R. J., Li, J., Peterson, A. T., Graham, C. C. & Guisan, A. (2008). Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions* **14**, 763-773.
- Young, A., Boyle, T. & Brown, T. (1996). The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. *Trends in Ecology and Evolution* **11**, 413-418.
- Young, B. E. (2007). *Endemic species distributions on the east slope of the Andes in Peru and Bolivia*, Arlington, NatureServe.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A distribuição geográfica das espécies ameaçadas de extinção pode estar limitada a poucos registros de ocorrência e com baixa precisão, como no caso das espécies aqui estudadas. Nesses casos, os modelos de distribuição geográfica potencial associados a trabalhos de campo podem contribuir enormemente para aumentar o conhecimento sobre a atual distribuição geográfica dessas espécies. Os novos registros são importantes para se estabelecer, como um mínimo de confiabilidade, a extensão de ocorrência e a área de ocupação das espécies, critérios utilizados pela IUCN para a avaliação do estado de conservação. Convém lembrar que várias espécies possivelmente ameaçadas de extinção têm sido colocadas na categoria “DD – dados deficientes” nas listas de espécies ameaçadas por falta de dados (que no Brasil compreendem 1.079 e 2.513, segundo o anexo II da lista oficial do governo e estudo da comunidade científica coordenado pela Fundação Biodiversitas, respectivamente – ver http://www.biodiversitas.org.br/floraBr/destaque_flora.asp). Projetos específicos com esse grupo de espécies utilizando modelagem precisam ser estimulados, para que possam ser reavaliadas e efetivamente categorizadas quanto ao estado de conservação.

Deve-se assegurar a precisa identificação taxonômica da espécie a ser modelada e a averiguação das coordenadas geográficas atribuídas às localidades onde as plantas foram coletadas. Há muitos erros nas bases de dados disponibilizadas e a inclusão de dados imprecisos ou incorretos nas análises de modelagem podem causar ruído ou mapas com uma distribuição geográfica potencial equivocada ou enganosa.

Hoje há inúmeras facilidades que permitem obtenção de dados precisos de localização (coordenadas geográficas) como o uso de GPS, mapas disponíveis na internet (Google Earth), entre outros aplicativos. É importante que a prática de

georeferenciamento seja uma rotina exigida pelos curadores de coleções científicas e ensinada para os profissionais que atuam na área ambiental.

Considerando a enorme perda ocorrida da cobertura original, o estado de degradação atual da Floresta Atlântica e a falta de conhecimento para determinadas regiões, a modelagem torna-se uma ferramenta útil para indicar áreas ambientalmente adequadas para reintrodução de espécies em projetos de restauração da biodiversidade. Para as espécies arbóreas aqui estudadas, que foram sobreexploradas no passado, os mapas gerados indicam áreas ambientalmente adequadas para a realização de projetos de replantio.

Por fim, gostaríamos de ressaltar que os mapas gerados pelos programas de modelagem não devem ser um fim em si próprios. Eles são apenas um instrumento a mais que poder ser utilizado em projetos de conservação biológica, entre outras aplicações. A acessibilidade a diferentes programas, o aumento de bases de dados disponíveis e o fascínio causadas pelas imagens obtidas não podem mascarar a necessidade premente que temos na obtenção de novos registros obtidos no campo. São eles que garantirão a efetiva validação dos modelos de distribuição potencial e o sucesso de estratégias de conservação neles baseados.