



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS**  
**INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**

Departamento de Botânica

**Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal**



**MODELOS DE DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES DE *VELLOZIA***  
**(VELLOZIACEAE) ENDÊMICAS DA CADEIA DO ESPINHAÇO E O**  
**EFEITO AMOSTRAL SOBRE OS MAPAS PREDITIVOS**

**Marina Dutra Miranda**

Dissertação apresentada ao Instituto de Ciências  
Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais,  
para obtenção do título de Mestre em Biologia  
Vegetal, Área de Concentração Taxonomia Vegetal.

**BELO HORIZONTE – MG**

**2012**



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS**  
**INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**

Departamento de Botânica

**Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal**



**MARINA DUTRA MIRANDA**

**MODELOS DE DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES DE *VELLOZIA***  
**(VELLOZIACEAE) ENDÊMICAS DA CADEIA DO**  
**ESPINHAÇO E O EFEITO AMOSTRAL SOBRE OS MAPAS**  
**PREDITIVOS**

**Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal do Departamento de Botânica do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Biologia Vegetal.**

**Área de concentração: Taxonomia Vegetal**

**Orientador: Prof. Dr. Eduardo Leite Borba**  
**Universidade Federal do ABC**

**Co-orientadora: Dra. Luciana Hiromi Yoshino Kamino**  
**Universidade Federal de Minas Gerais**

**BELO HORIZONTE – MG**  
**2012**

*“Mestre não é quem ensina, mas quem de repente aprende.”*

*“Viver - não é? - é muito perigoso. Por que ainda não se sabe. Porque aprender - a - viver é que é o viver, mesmo.”*

Guimarães Rosa

No caminhar da dissertação o que mais fiz foi aprender. Enveredar-me por caminhos novos que ainda não havia trabalhado. O aprendizado que foi desde simples, mas não menos importante, observações em campo e convivência com pessoas incríveis, a aprendizados de geoprocessamento, da modelagem, da biogeografia, da biologia.

Esse aprender se deu graças a muitas pessoas da qual simplesmente passei efêmeros momentos, mas na qual aprendi muito, sobre a biologia ou sobre a vida mesmo, afinal biologia é vida, até aquelas que me acompanharam durante toda essa fase ou desde a graduação.

Primeiramente, gostaria de agradecer ao Eduardo pela oportunidade de trabalhar com essas duas plantas de *Vellozia* fantásticas e de conhecer lugares incríveis e indescritíveis onde elas ocorrem, envolvidas por toda uma história evolutiva e de mudanças associadas ao homem que nos deixam com vontade de voltar no tempo, mas que nos dias de hoje nos fazem achar, como descreveu bem o Roneijober, que estamos vivendo na pré-história. Nos sentimos pequenos diante da grandeza, do sobressalto aos olhos, da beleza, tamanho o fascínio que elas e o ambiente em que ocorrem nos causam, parecendo que querem nos contar algo, ou melhor, muitas histórias de sua existência. Agradeço também, ao Eduardo, por todos os ensinamentos, reflexões e questionamentos filosóficos e científicos desde a graduação (que me levaram a busca por sua orientação) e durante essa fase que me fizeram crescer muito.

À Luciana quero agradecer por toda companhia, aprendizado do mundo da modelagem, pelas iniciativas que me levaram também a crescer muito, como da criação do grupo de discussão e das disciplinas de modelagem e pela organização do I Workshop de Modelagem. Aproveito para agradecer também a todos que fazem parte do grupo de discussão, por toda a troca de ideias e discussões. Ao Bira, Doug e Fred agradeço, especialmente, pelas intermináveis, incansáveis e empolgantes

discussões que se prolongavam pelos corredores e/ou pelo Laboratório de Aracnologia.

Esse trabalho também não seria possível de se realizar se não fosse toda a ajuda que recebi nos trabalhos de campo. A Nara e ao Léo, o meu imenso agradecimento, primeiramente por propiciar o conhecimento dos registros de *Vellozia auriculata* e *Vellozia gigantea*, respectivamente, que tornaram possível a realização desse trabalho (aqui não posso deixar de agradecer o Pedrinho também) e também por terem me acompanhado no primeiro contato com as populações. Nos trabalhos subsequentes com a *Vellozia gigantea*, reforço meus agradecimentos ao Léo, na qual todo apoio logístico e companhia foram imprescindíveis. Ao Bira, pela companhia constante, Bárbara, Cecília, Luciana, Fifão, Nara, Dani, Lilian, Léo, Guilherme, o meu muito obrigado por toda ajuda em campo e companhia.

Aos grandes guias de campo quero agradecer imensamente, eles que são tão íntimos das regiões que pesquisamos e que nos encham com cada detalhe e conhecimento, que muitas vezes, poderiam passar despercebidos por nós pesquisadores e que ao mesmo tempo se mostram tão dispostos, envolvidos e com uma vontade de se enveredar por nossas discussões científicas. Na figura do grande Heitor, um cientista nato, quero começar a agradecer pela simplicidade e ao mesmo tempo pela grandeza de enxergar, conhecer, querer aprender tudo, de se envolver com o nosso trabalho e tirar respostas simples, tão lógicas e verdadeiras para as perguntas curiosas sobre o trabalho que às vezes me deixavam sem resposta, por todo o seu carinho e de sua família (Dona Tidi, Fabinho, Heitorzinho e Diego) em nos receber e por todos os 'causos' contados (por exemplo, a conversa com o compadre Manoel que me fez esquecer aquele dia de sol causticante, "mochilão" pesado nas costas e, uma subida íngreme pela frente, que não parecia acabar nunca). E na sequência quero agradecer a todos os outros guias e pessoas que também, da mesma forma, me ensinaram muito ou contribuíram de alguma forma para a realização do trabalho: Claudinho do P. N. da Serra do Cipó; Cilico, Miltinho do P. E do Rio Preto; Rogério, Paulo do P.E. da Serra Negra; Gonçalo e família, Genésio do P.E. do Pico do Itambé; Tadeu do P.E. de Biribiri; D. Ciba e família de Mendanha; D. Carmem, Bartolomeu e Sr. Gêso de São João da Chapada; D. Terezinha, Sr. Luciano, Sr. Quito e família de Pedra Menina; Wiliam, Marcinha e

Lucinha de Penha de França; Roneijober de Ipoema; Mário e Rosália de Itambé do Mato Dentro; Paulo Henrique de Itabira.

Gostaria de agradecer também a todos os diretores e colaboradores dos parques por todo o apoio para realizar o trabalho dentro das Unidades de Conservação: Daniel do Parque Nacional das Sempre-Vivas, ao Henri Collet e Advar do Parque Nacional da Serra do Cipó, ao Antônio Augusto do Parque Estadual do Rio Preto, ao Wanderlei Pimenta do Parque Estadual da Serra Negra, à Silvia Jussara do Parque Estadual do Pico do Itambé e à Viviane Cristina do Parque Estadual de Biribiri.

Ao Bira quero fazer um agradecimento especial e dizer que por saber que sempre poderia contar com você, o caminho se tornou mais suave, mais rico, por todas as discussões de horas e horas e por todo aprendizado com a modelagem, geoprocessamento, biogeografia e tudo mais, pela grande companhia em campo, paciência (que precisou ter em excesso), pelos riscos, pelo grande entusiasmo, estímulo e força ao longo de toda caminhada, por toda ajuda com os programas, pelas matérias que fizemos juntos que nos deram a oportunidade de conhecer pessoas que admiramos muito como o Miguel Houri e Ana Clara Mourão que não poderia deixar de citar, por também terem sido importantes nesta fase. Acho que nem com todas as palavras do mundo conseguiria expressar o meu agradecimento a toda a sua ajuda e companhia. “Em cada pedacinho dessa dissertação tem uma contribuição sua. Muito obrigada por tudo”.

A minha família, tão importante sempre, em toda a jornada da vida, quero agradecer pelo apoio, compreensão e incentivo nesta fase. Aos meus pais, principalmente, os responsáveis e incentivadores de toda a jornada acadêmica, quero agradecer imensamente. À minha mãe por compartilhar todos os sentimentos, de alegria ou de tristeza, principalmente, nessa fase final, mesmo sem às vezes entender o que estava acontecendo, mas por simplesmente ser mãe e sentir tudo que a gente sente e saber quando as coisas estão bem ou ruins.

A todos do Laboratório de Sistemática e Taxonomia pelo convívio e pela prontidão em ajudar quando precisei, quero agradecer, principalmente, Bárbara, Fred, Ana Paula, Ariane, Aline, João Batista, Karina Proit, Érica, Talita, Nara, Mariana, Fifão, Ana Cláudia, Marcelo, João Renato, Alexandre Salino. A todos do laboratório de Aracnologia, Bira, Doug, Bárbara, Graciele, Ivan, Viviane, Ana,

Vinícius, Carla, e especialmente ao Adalberto quero agradecer pelo espaço concedido, por todas as oportunidades de participar das discussões do laboratório e por ter sido incluída na roda de divisão de chocolates trazidos por você de suas viagens, que são muito bons, principalmente os do Pará.

Às famílias do turismo receptivo familiar de Mendanha (casa da D. Ciba) e Capivari (casa da Noemi e Gonçalo) pela oportunidade de conhecer e experimentar um pouco da cultura da região, do dia-a-dia e pelas longas conversas à beira do fogão de lenha.

Não poderia esquecer e gostaria de agradecer ao Viajante e Espoleta, dois cachorros, onde quer que eles estejam pelo povoado dos Alves que foram importantes em minha primeira viagem de campo pelo estímulo do viajante que ia sempre a frente com o Léo, e que nos lembravam a seguir e pela companhia do Espoleta atrás, fechando a tropa e que parecia nos vigiar e guardar para que não desistíssemos e que ao mesmo tempo, me alegrava e não me desanimava por saber que não era a última da fila. Essa primeira viagem foi a prova de fogo e eu juro que muitas vezes achei que não ia dar conta de fazer esse trabalho. “Êta lugar difícil! Mas que cada viagem era um estímulo para a próxima”.

E por sempre a memória falhar, gostaria de agradecer a todas as outras pessoas que tenham de alguma forma contribuído para a dissertação, mas que não estão citadas aqui por a memória teimar em não lembrar.

# Índice

RESUMO .....	vii
ABSTRACT .....	ix
INTRODUÇÃO GERAL.....	11
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	20
CAPÍTULO I.....	26
<b>Distribuição de espécies de <i>Vellozia</i> endêmicas dos Campos Rupestres da Cadeia do Espinhaço a partir de modelos preditivos .....</b>	<b>26</b>
<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>27</b>
<b>MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>31</b>
<i>Área de Estudo.....</i>	<i>31</i>
<i>Dados de ocorrência.....</i>	<i>32</i>
<i>Parâmetros ambientais.....</i>	<i>33</i>
<i>Algoritmo utilizado .....</i>	<i>34</i>
<i>Expedições a campo, validação dos modelos e análise da amplitude ambiental associados aos pontos de ocorrência.....</i>	<i>35</i>
<b>RESULTADOS .....</b>	<b>36</b>
<i>Mapas de predição das espécies .....</i>	<i>36</i>
<i>Expedição a campo e validação dos modelos.....</i>	<i>37</i>
<i>Análise de Componentes Principais dos dados de ocorrência.....</i>	<i>39</i>
<b>DISCUSSÃO .....</b>	<b>51</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>57</b>
CAPÍTULO II.....	62
<b>Efeitos do tamanho amostral e do viés de coleta na modelagem de distribuição de espécies endêmicas em um ambiente insular e heterogêneo: os campos rupestres na Cadeia do Espinhaço .....</b>	<b>62</b>
<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>63</b>

<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	67
<i>Área de Estudo</i> .....	67
<i>Dados de ocorrência</i> .....	68
<i>Modelos gerados com diferentes tamanhos amostrais</i> .....	68
<i>Modelos gerados por subamostras enviesadas espacialmente</i> .....	68
<i>Parâmetros ambientais</i> .....	69
<i>Algoritmos utilizados e avaliação dos modelos</i> .....	70
<b>RESULTADOS</b> .....	71
<i>Efeito do tamanho amostral sobre os MDE</i> .....	71
<i>Efeito do viés espacial sobre os MDE</i> .....	72
<i>Correlação entre os modelos</i> .....	72
<b>DISCUSSÃO</b> .....	78
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	85
<b>Anexo 1:</b> Lista das novas ocorrências de <i>Vellozia auriculata</i> e <i>V.gigantea</i> , indicando as localidades que se encontram em Unidades de Conservação (UC's). .....	92



## RESUMO

A eficiência de ações conservacionistas depende do conhecimento da distribuição geográfica das espécies. Porém, esse conhecimento está longe de ser alcançado para a maioria das espécies, principalmente para as que ocorrem em ambientes montanhosos tropicais, como os campos rupestres da Cadeia do Espinhaço, caracterizados por formar ilhas de vegetação nas partes mais altas das serras isoladas pela variação altitudinal. Essa descontinuidade e a dificuldade de acesso agravam a falta de conhecimento sobre a distribuição das espécies, que seria essencial para se estudar os processos evolutivos e ecológicos tão marcantes nesses ambientes. *Vellozia auriculata* e *V. gigantea* são exemplos desse problema, sendo conhecidas, inicialmente, pela distribuição em uma ou duas serras próximas, com novas ocorrências encontradas em esforços de levantamento da distribuição direcionados para essas espécies. Os modelos de distribuição de espécies (MDEs) têm se mostrado uma ferramenta útil para prever a distribuição das espécies e guiar pesquisas de campo para encontrar novos registros. O objetivo desse estudo foi utilizar o algoritmo Maxent para localizar novas populações de espécies endêmicas na Cadeia do Espinhaço e auxiliar medidas de ampliação, criação e manejo de Unidades de Conservação, além de quantificar a amplitude ambiental das ocorrências dessas espécies. Os MDEs associam os dados de ocorrência das espécies e a informação ambiental disponível para definir condições adequadas onde as populações possam ser mantidas e extrapolar a distribuição das espécies no espaço geográfico. A quantidade e a qualidade dos dados de ocorrência são cruciais para um bom resultado de predição dos modelos e aplicação à conservação. Contudo, além de escassos, a maioria dos dados encontra-se enviesada resultando em mapas com alto grau de incerteza. Diante disso, testou-se a influência do tamanho amostral e do viés espacial na predição de diferentes algoritmos (Bioclim, Domain, Distância Ambiental Euclidiana e Maxent) nesses ambientes marcados por grande diversidade de relevo, geologia e ambiental, utilizando essas duas espécies como exemplo. Novas localidades foram encontradas para ambas as espécies, sendo sete para *V. auriculata* e cinco para *V. gigantea*. Diante das ameaças antrópicas, da potencialidade de apresentarem uma

diferença genética significativa do conhecido para a espécie, principalmente em extremos de distribuição, e da classificação “Em Perigo”, as espécies necessitam urgência de manejo e conservação. Os mapas gerados com números amostrais pequenos geraram previsões satisfatórias para serem utilizados em ações exploratórias para guiar pesquisas de campo para todos os algoritmos, exceto para Bioclim, sendo que amostras maiores geraram mapas mais acurados. O Domain foi geralmente o menos sensível à influência do tamanho amostral e o menos influenciado pelo viés espacial, na qual foram mostrados um dos mais altos valores de AUC, com mapas praticamente idênticos aos gerados com a amostragem ótima, com todos os dados de ocorrência. A nova amostragem realizada em campo a partir dos registros conhecidos das espécies foi essencial para aumentar a acurácia dos mapas e encontrar novos registros em campo. Como esse é o primeiro tratamento dessa abordagem metodológica para os campos rupestres, os resultados obtidos tanto com a aplicação quanto com a avaliação de métodos podem servir de guia para estudos futuros de distribuição com espécies na Cadeia do Espinhaço, além de servir de comparação entre as diferentes abordagens de aplicabilidade e avaliação metodológica em modelagem de distribuição de espécies.

**Palavras-chave:** conservação, déficit Hutchinsoniano, déficit Wallaceano, esforço amostral de coleta, espécies ameaçadas de extinção, espécies endêmicas, mapas de distribuição de espécies, viés de coleta.

## ABSTRACT

The effectiveness of conservation actions depends on the knowledge of the geographical distribution of species. However, this knowledge is far from being achieved for most species, especially those occurring in mountainous tropical environments, such as the rocky fields (“campos rupestres”) of the Espinhaço Range, characterized by forming islands of vegetation in the higher parts of mountains isolated by altitudinal variation. This discontinuity and difficulty of access aggravate the lack of knowledge about the distribution of species, which would be essential for studying the evolutionary and ecological processes in these environments. *Vellozia auriculata* and *V. gigantea* are examples of this problem as they were initially known by the occurrence in only one or a couple of hills. New records have been found in survey efforts targeted for these species. Species distribution models (SDMs) have proved to be a useful tool to predict the distribution of species and guide field research in order to find new records. The aim of this study was to use the algorithm Maxent to locate new populations of endemic species in the Espinhaço Range and to assist actions to expand, creation and management of protected areas, in addition to quantify the environment range of the occurrences of these species. The SDMs associate species occurrence data and environmental information available to set appropriate conditions where populations can be maintained, and extrapolate the distribution of species in geographic space. The quantity and quality of occurrence data are the crucial points to a successful outcome prediction models and application to conservation. However, beyond scarce, most data are biased resulting in maps with high degree of uncertainty. Therefore, we tested the influence of sample size and the spatial bias in the prediction of different algorithms (Bioclim, Domain, Environmental Euclidean Distance and Maxent) in these environments marked by great topographical, geological and environmental diversity, using these two species as an example. New locations were found for both species, seven for *V. auriculata* and five for *V. gigantea*. Due to anthropogenic threats, potentiality of presenting a genetical divergence, especially in extremes of distribution, and the classification of "Endangered", these species need urgent conservation and management. In this study, the maps generated by all algorithms, except for BIOCLIM, from small sample

numbers generated satisfactory prediction for use in exploratory actions to guide field surveys, with larger samples generating more accurate maps. Domain was generally less sensitive to the influence of sample size and less influenced by the bias space, showing one of the highest AUC values, and almost identical to the maps generated from optimal sampling, including all the occurrence data. New sampling conducted in the field from the known records of the species was essential to increase the accuracy of the maps and find new records in the field. Because this is the first study using this methodological approach in the rocky fields, the results obtained with both the application and the evaluation of methods may serve as a guide for future studies of species distribution in the Espinhaço Range, and may also be used to comparison between different approaches of applicability and methodological evaluation in species distribution modeling.

**Keywords:** collection bias, conservation, endangered species, endemic species, Hutchinsonian shortfall, sampling effort, species distribution maps, Wallacean shortfall.

## INTRODUÇÃO GERAL

O planejamento das ações conservacionistas depende do conhecimento da distribuição geográfica das espécies bem como da história evolutiva e das condições bióticas e ambientais necessárias para manutenção de suas populações (Margules & Pressey, 2000; Whittaker *et al.*, 2005). Porém, o conhecimento sobre a distribuição geográfica para a maioria das espécies está longe de ser alcançado, principalmente na região tropical (Collen *et al.*, 2008; Feeley & Silman, 2011a; Rocchini *et al.*, 2011). O Global Biodiversity Information Facility (GBIF, <http://www.gbif.org/>), principal sistema que integra bancos de dados de biodiversidade, mostra um panorama preocupante sobre o conhecimento da distribuição das espécies em regiões tropicais: mais de 1/3 das espécies não possuem um único registro (baseando-se nas estimativas do número de plantas vasculares de Raven, 1988), e cerca de 40% do restante possui um único registro (Feeley & Silman, 2011a). Tais dados demonstram o quão longe estamos de ter um panorama acurado da distribuição para a maioria das espécies, também denominado como déficit Wallaceano (Lomolino, 2004; Whittaker *et al.*, 2005), revelando lacunas de conhecimento sobre a diversidade e distribuição de espécies (Baillie *et al.*, 2004; Tobler *et al.*, 2007; Collen *et al.*, 2008; Feeley & Silman, 2011a).

Na área da biologia da conservação, frente à acelerada degradação ambiental, os pesquisadores estão criando e fazendo uso de diversas ferramentas e teorias que conduzam ao entendimento da distribuição e da diversidade, interações espécie-ambiente, padrões de diversidade e endemismos com o propósito de guiar as ações de conservação, o que vem sendo tratado como biogeografia da conservação (Whittaker *et al.*, 2005; Richardson & Whittaker, 2010). Apesar dos

esforços, alguns dos grupos mais estudados, principalmente nos trópicos, ainda apresentam um grande número de espécies consideradas como Deficientes de Dados (DD) (Baillie *et al.*, 2004; Collen *et al.*, 2008; IUCN, 2010). A descoberta de novos locais de distribuição dessas espécies é um passo fundamental para conservação, visto que essas áreas representam importantes lacunas de conhecimento biológico e ambiental (Baillie *et al.*, 2008; Collen *et al.*, 2008).

Os modelos de distribuição de espécies (MDE) têm se mostrado uma ferramenta útil para aumentar a predição da distribuição de espécies, sendo considerada uma importante ferramenta na biologia da conservação (Rodríguez *et al.*, 2007), pois pode direcionar esforços de coleta para áreas onde falta conhecimento ecológico e biológico das espécies, otimizando as atividades de campo, reduzindo custos e contribuindo para estratégias de conservação (Guisan *et al.*, 2006; Siqueira *et al.*, 2009). Os MDE utilizam da associação entre as variáveis ambientais e os dados de ocorrência das espécies para produzir mapas de distribuição, indicando áreas que apresentam condições favoráveis à ocorrência das espécies (Guisan & Zimmermann, 2000; Guisan & Thuiller, 2005). Existe um grande número de algoritmos que vão desde aqueles de lógica mais simples, tais como o Bioclim e Domain, até algoritmos mais complexos, de aprendizagem de máquina, como Maxent e GARP, além daqueles que utilizam parâmetros estatísticos como o GAM (Hastie & Tibshirani, 1986) e que por utilizarem dados de ausência se aproximam da distribuição real das espécies (Jiménez-Valverde *et al.*, 2008).

O Bioclim (Busby, 1991) prediz as condições adequadas que delimitam um envelope climático que representa uma região linear do espaço ambiental, definida pelo gradiente das condições ambientais observadas nos dados de presença da espécie. Geralmente, o Bioclim gera modelos bastante restritivos por não conseguir

extrapolar os dados ambientais obtidos com os pontos de ocorrência. O Domain (Carpenter *et al.*, 1993) e a Distância Ambiental Euclidiana utilizam da similaridade métrica na qual a predição de adequabilidade é calculada pela distância mínima do espaço ambiental para cada ponto de presença e, assim, conseguem gerar predições mais amplas que se aproximam do nicho fundamental das espécies (Jiménez-Valverde *et al.*, 2008). O GARP (Stockwell & Peters, 1999) cria um conjunto de regras e seleciona aquelas de melhor solução, ou seja, melhor predição. O Maxent (Phillips *et al.*, 2006) baseia-se no princípio da máxima entropia para realizar a predição de distribuição mais próxima da uniforme, inferindo as probabilidades de distribuição a partir do conhecimento aprendido com os dados de ocorrência da espécie. Este último tem apresentado melhor desempenho quando comparado a outros algoritmos e resultados satisfatórios quando poucos pontos de ocorrência estão disponíveis (Elith *et al.*, 2006; Hernandez *et al.*, 2006; Pearson *et al.*, 2007; Wisz *et al.*, 2008). A escolha do algoritmo depende do número e da qualidade dos pontos, dos objetivos do trabalho, na qual os algoritmos mais simples geram predições mais próximas do nicho fundamental, enquanto os mais complexos geram predições próximas da distribuição real da espécie (Jiménez-Valverde *et al.*, 2008).

A Cadeia do Espinhaço constitui uma das principais cadeias montanhosas do Brasil, na qual a grande variação altitudinal e topográfica dificulta o acesso às muitas áreas que permanecem com parcial ou total desconhecimento taxonômico e de distribuição para os diversos grupos (Martinelli, 2007). Essa Cadeia compreende um conjunto de serras distribuídas de forma disjunta em 1.000 km de extensão na direção norte-sul pelos estados de Minas Gerais e Bahia e de 50 a 100 km na direção leste-oeste. O Espinhaço é um divisor de dois *hotspots* de biodiversidade, a

Mata Atlântica e o Cerrado (Myers *et al.*, 2000), além de sofrer influência do Domínio da Caatinga. Sendo um importante centro de endemismo, devido às particularidades de seu clima, relevo e solo (Giulietti & Pirani, 1988), foi considerada Reserva da Biosfera pela UNESCO em 2005.

Em altitudes acima de 900 m, a fitofisionomia predominante na Cadeia do Espinhaço é o campo rupestre, caracterizado por um estrato herbáceo contínuo que cresce sobre pedregulhos ou rochas e solos arenosos, entremeados por espécies arbustivas e subarbustos esparsos (Joly, 1970). Assim os campos rupestres se caracterizam por uma vegetação que se agrega em diversos afloramentos ou substratos de areia que podem ser encontrados localmente em uma única serra, formando verdadeiras ilhas de vegetação sobre esses substratos descontínuos. Além disto, por também ocorrerem nos topos das serras isolados pela grande variação altitudinal da Cadeia, os campos rupestres ocasionam um cenário de dupla insularidade para essa vegetação (Conceição *et al.*, 2007a, b). Essa situação e a grande heterogeneidade ambiental podem ser a causa da alta riqueza e endemismos presentes nos campos rupestres. A flora é bastante peculiar e estima-se a ocorrência de mais de 4.000 espécies, sendo considerado o centro de diversidade de vários grupos de plantas, abrigando um grande número de espécies endêmicas (Joly, 1970; Giulietti & Pirani, 1988; Giulietti *et al.*, 1997; Rapini *et al.*, 2008). Nestes locais, o padrão de distribuição das espécies é fortemente influenciado pela disjunção das serras, condições climáticas, relevo, topografia e geologia (Joly, 1970; Giulietti & Pirani, 1988; Giulietti *et al.*, 1997).

Eriocaulaceae, Xyridaceae e Velloziaceae estão entre as famílias de plantas mais representativas dos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço, com um total de 800 espécies e mais de 90% destas endêmicas, sendo de grande importância na



caracterização dessa fitofisionomia (Giulietti *et al.*, 2005; Rapini *et al.*, 2008). A família Velloziaceae apresenta uma distribuição tropical, com aproximadamente 250 espécies, sendo cerca de 80% endêmicas do Brasil, o que representa aproximadamente 98% das espécies brasileiras dessa família (Giulietti *et al.*, 2005, Mello-Silva, *et al.*, 2011). A Cadeia do Espinhaço é o principal centro de diversidade do grupo, onde se concentram cerca de 70% das espécies (Giulietti & Pirani, 1988; Rapini *et al.*, 2008).

O gênero *Vellozia* compreende cerca de 45% das espécies da família, sendo um dos gêneros mais representativos da Cadeia do Espinhaço, conhecidas popularmente como canelas-de-ema ou candombás. Várias destas espécies, especialmente as arbustivas e arborescentes, constituem importantes forófitos para diversas espécies, especialmente Orchidaceae (Barros & Lourenço, 2004) sendo diversas destas epífitas exclusivas de seus caules, além de serem utilizadas também como substrato de nidificação para abelhas. Dentre as espécies arborescentes da Cadeia do Espinhaço destacam-se *Vellozia auriculata* N.L.Menezes & Mello-Silva e *Vellozia gigantea* N.L.Menezes & Mello-Silva, com distribuição restrita a afloramentos rochosos quartzíticos ou em substratos de areia, pertencentes ao grupo de espécies de hábito dracenóide, que podem alcançar 6 m de altura (Mello-Silva & Menezes, 1999). Essas espécies apresentaram diferenças na sua classificação das Listas Vermelhas de Espécies ameaçadas de extinção estadual e nacional. Na Revisão das Listas das Espécies da Flora e da Fauna Ameaçadas de Extinção do Estado de Minas Gerais (Drummond *et al.*, 2008), ambas foram classificadas como “Em Perigo”, já na Lista Oficial das Espécies da Flora Brasileira Ameaçadas de Extinção (MMA - Ministério do Meio Ambiente, Instrução Normativa no. 6, 23 de setembro de 2008), as espécies foram classificadas como “Deficientes

em Dados (DD)”. Além da distribuição restrita, as populações de ambas as espécies, no geral, sofrem com as queimadas, coleta de ramos para pegar as orquídeas epífitas de seus galhos ou para serem usadas para ascender fornos caseiros, além de sofrer com a pastagem de gado, a expansão imobiliária, a mineração e com a extração de areia. *Vellozia gigantea*, a mais alta espécie da família, inicialmente era conhecida por uma única população no Parque Nacional da Serra do Cipó, região do Alto Palácio, em uma área de cerca de dois hectares (Mello-Silva & Menezes, 1999). Outras nove localidades de ocorrência de *V. gigantea* foram recentemente encontradas, ocorrendo em geral nos trechos de afloramentos rochosos voltados para a face leste da Serra do Cipó, na drenagem da bacia do rio Doce, em altitudes na qual ocorre a condensação de nuvens (Ribeiro *et al.*, 2009). As populações podem formar manchas isoladas sobre os afloramentos inseridos em uma matriz graminóide ou um conjunto de manchas conectadas, que em geral ocorrem ao longo de redes de drenagem, como o Rio Entancado e o Rio Preto. Todas as populações de *V. gigantea* conhecidas são encontradas nos municípios de Morro do Pilar, Itambé do Mato Dentro, Jaboticatubas e Itabira, sendo que a maior distância entre as populações é de cerca de 25 km no sentido longitudinal e 35 km no sentido latitudinal. A maioria das populações está inserida no Parque Nacional da Serra do Cipó ou na Área de Proteção Ambiental Morro da Pedreira, em geral em locais de difícil acesso.

*Vellozia auriculata* era conhecida inicialmente apenas nas Serras do Ambrósio e da Bocaina, que dividem as bacias do Rio Doce e do Rio Jequitinhonha, nos municípios de Rio Vermelho e Itamarandiba, no estado de Minas Gerais (Mello-Silva & Menezes, 1999). Outras sete novas populações recentemente descobertas se localizam nos municípios de Rio Vermelho, Itamarandiba, Felício dos Santos e São

Gonçalo do Rio Preto, todas inseridas no Planalto de Diamantina, na Cadeia do Espinhaço em Minas Gerais. A maior distância entre as populações da espécie é de, aproximadamente, 70 km no sentido longitudinal e 50 km no sentido latitudinal.

Conhecer a distribuição das espécies é de fundamental importância para eficiência da sua conservação, pois essa informação é a base para estudos ecológicos, evolutivos e históricos que identificam áreas importantes para criação, ampliação ou manejo de Unidades de Conservação. Estudos de genética de populações têm sido conduzidos nos campos rupestres a partir da distribuição conhecida para os diversos grupos de plantas (e.g., Borba *et al.*, 2001; Jesus *et al.*, 2001, 2009; Lambert *et al.*, 2006; Pereira *et al.*, 2007; Conceição *et al.*, 2008; Ribeiro *et al.*, 2008; Cruz *et al.*, 2011), inclusive para essas duas espécies de *Vellozia* (Lousada *et al.*, 2011; Fiorini *et al.*, dados não publicados). Contudo a informação utilizada nesses estudos pode ser incompleta por falta de conhecimento completo da distribuição real e da amplitude ecológica da espécie (Martinelli, 2007). De uma maneira geral esses trabalhos revelam uma alta estruturação genética entre as populações. Desta forma, populações desconhecidas que ocupem extremos geográficos ou áreas disjuntas ou estejam em condições ambientais diferenciadas da distribuição conhecida podem apresentar um pool gênico diferenciado de relevância para a conservação da espécie. Por outro lado, espécies que são conhecidas por uma distribuição descontínua podem estar apresentando uma estruturação genética irreal, que seria criada pela não amostragem de populações desconhecidas e que ocorreriam em áreas intermediárias da distribuição da espécie.

Apesar do potencial dos modelos em prever a distribuição, algumas questões metodológicas cruciais para uma boa predição têm sido discutidos (Guisan & Thuiller, 2005; Araújo & Guisan, 2006), sendo que a quantidade e a qualidade de

dados são importantes para aumentar a confiança dos resultados dos MDE. Estudos revelam que amostras pequenas ou enviesadas podem diminuir a acurácia dos MDE (Stockwell & Peterson, 2002; Kadmon *et al.*, 2003, 2004; Hernandez *et al.*, 2006; Hortal *et al.*, 2008; Wisz *et al.*, 2008; Costa *et al.*, 2010; Bean *et al.*, 2011; Feeley & Silman, 2011b; McCarthy *et al.*, 2012). Como os dados para a maioria das espécies nos ambientes montanhosos são escassos (Martinelli, 2007) e muitas vezes enviesados (Madeira *et al.*, 2008), estudos que verifiquem a influência do tamanho amostral e do viés na predição das espécies dos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço são importantes para identificar aqueles modelos menos sensíveis e com potencial para encontrar novas ocorrências, principalmente para as espécies endêmicas e raras.

Diante das limitações de conhecimento sobre a distribuição, de todo potencial de ameaça à conservação e da distribuição restrita de *V. auriculata* e *V. gigantea*, é fundamental que se conheça a distribuição real dessas espécies como suporte para ações de conservação de criação, ampliação ou manejo de Unidades de Conservação, tais como os projetos de conservação do Espinhaço Sempre Vivo, que pretende criar o mosaico do Espinhaço Meridional na área de ocorrência de *V. auriculata* e o projeto do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que pretende ampliar a Unidade de Conservação de Proteção Integral do Parque Nacional da Serra do Cipó, que é a área de ocorrência de *V. gigantea*.

Assim, baseando-se na hipótese de que o conhecimento da distribuição das duas espécies é incompleto, foram utilizados os modelos de distribuição de espécies como ferramenta para indicar áreas potenciais de ocorrência de espécies endêmicas presentes em um ambiente insular e heterogêneo, a Cadeia do Espinhaço, utilizando como modelo essas espécies de *Vellozia*. Estes dados foram utilizados para auxiliar

na localização de novas populações e conseqüentemente na conservação dessas espécies, indicando áreas com relevância para preservação. No caso de detecção de ocorrência de novas populações a partir da modelagem realizada, foi verificado se estas novas ocorrências levam a um acréscimo na informação do nicho das espécies, ou se estes locais estavam inteiramente inseridos na amplitude de variação ecológico/ambiental conhecida, indicando uma fragmentação e repetição espacial deste nicho.

Este é o primeiro tratamento deste tema nos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço, e poderá servir como modelo metodológico geral para outros estudos, envolvendo espécies de plantas dos campos rupestres que na maioria das vezes são escassos e/ou enviesados. Desta forma, foi também objetivado testar a influência do tamanho amostral e do viés espacial em algoritmos que utilizam diferentes lógicas para prever a distribuição de espécies, utilizando como modelo espécies de *Vellozia*. Isto baseia-se na hipótese de que os algoritmos não conseguem ter uma acurácia na predição em ambientes com alta diversidade ambiental, mesmo para aquelas espécies endêmicas que possuem um nicho estreito. O estudo foi conduzido em uma escala refinada e um conjunto de dados independentes foi utilizado na validação dos modelos, sem aplicar um limiar de corte.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Araújo, M. B. & Guisan, A. 2006. Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography* **33**: 1677-1688.
- Baillie, J. E. M., Hilton-Taylor, C. & Stuart, S.N. 2004. *A Global Species Assessment - 2004 IUCN Red List of Threatened Species*. IUCN, Gland and Cambridge.
- Baillie, J. E. M., Collen, B., Amin, R., Akcakaya, H. R., Butchart, S. H. M., Brummitt, N., Meagher, T. R., Ram, M., Hilton-Taylor, C. & Mace, G. M. 2008. Toward monitoring global biodiversity. *Conservation Letters* **1**: 18-26.
- Barros, F. & Lourenço, R. A. 2004. Synopsis of the Brazilian orchid genus *Grobya*, with the description of two new species. *Botanical Journal of the Linnean Society* **145**: 119-127.
- Bean, W. T., Stafford, R. & Brashares, J. S. 2011. The effects of small sample size and sample bias on threshold selection and accuracy assessment of species distribution models. *Ecography* **34**: 1-9.
- Borba, E. L., Felix, J. M., Solferini, V. N. & Semir, J. 2001. Fly-pollinated *Pleurothallis* (Orchidaceae) species have high genetic variability: evidence from isozyme markers. *American Journal of Botany* **88**: 419-428.
- Busby, J. R. 1991. BIOCLIM - a bioclimate analysis and prediction system. In C. R. Margules & M. P. Austin (Eds.), *Nature conservation: cost effective biological surveys and data analysis*. CSIRO, Melbourne (pp. 64-68).
- Carpenter, G., Gillison, A. N. & Winter, J. 1993. DOMAIN: a flexible modelling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. *Biodiversity and Conservation* **2**: 667-680.
- Collen, B., Ram, M., Zamin, T. & McRae, L. 2008. The tropical biodiversity data gap: addressing disparity in global monitoring. *Tropical Conservation Science* **1**: 75-88.
- Conceição, A. S., Queiroz, L. P., Lambert, S. M., Pereira, A. C. S. & Borba, E. L. 2008. Biosystematics of *Chamaecrista* sect. *Absus* subsect. *Baseophyllum* (Leguminosae-Caesalpinioideae) based on allozyme and morphometric analyses. *Plant Systematics and Evolution* **270**: 183-207.
- Conceição, A. A., Giulietti, A. M. & Meirelles, S. T. 2007a. Ilhas de vegetação em afloramentos de quartzito-arenito no Morro do Pai Inácio, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* **21**: 335-347.
- Conceição, A. A., Pirani, J. R. & Meirelles, S. T. 2007b. Floristics, structure and soil of insular vegetation in four quartzite-sandstone outcrops of Chapada Diamantina, Northeast Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* **30**: 641-655.

- Costa, G. C., Nogueira, C., Machado, R. B. & Colli, G. R. 2010. Sampling bias and the use of ecological niche modeling in conservation planning: a field evaluation in a biodiversity hotspot. *Biodiversity & Conservation* **19**: 883-899.
- Cruz, D. T., Selbach-Schnadelbach, A., Lambert, S. M., Ribeiro, P. L. & Borba, E. L. 2011. Genetic and morphological variability in *Cattleya elongata* Barb. Rodr. (Orchidaceae), endemic to the campo rupestre vegetation in northeastern Brazil. *Plant Systematics and Evolution* **294**: 87-98.
- 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*. 2 Ed. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.
- 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., *et al.* 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* **29**: 129-151.
- Feeley, K. J. & Silman, M. R. 2011a. The data void in modeling current and future distributions of tropical species. *Global Change Biology* **17**: 626-630.
- Feeley, K. J. & Silman, M. R. 2011b. Keep collecting: accurate species distribution modelling requires more collections than previously thought. *Diversity and Distributions* **17**: 1132-1140.
- Giulietti, A. M. & Pirani, J. R. 1988. Patterns of geographic distribution of some plant species from the Espinhaço Range, Minas Gerais and Bahia, Brazil. In P. E. Vanzolini & W. R. Heyer (Eds.), *Proceedings of a Workshop on Neotropical Distribution Patterns*. Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro (pp. 39-69).
- Giulietti, A. M., Pirani, J. R. & Harley, R. M. 1997. Espinhaço range region. Eastern Brazil. In: S.D. Davis, V.H. Heywood, O. Herrera-MacBryde, J. Villa-Lobos & A.C. Hamilton (Eds.), *Centres of plant diversity. A guide and strategies for the conservation. Vol. 3: The Americas*. WWF/IUCN, Cambridge (pp. 39-404).
- Giulietti, A. M., Harley, R. M., De Queiroz, L. P., Wanderley, M. G. L. & van den Berg, C. 2005. Biodiversity and conservation of plants in Brazil. *Conservation Biology* **19**: 632-639.
- Guisan, A. & Zimmermann, N. E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* **135**: 147-186.
- Guisan, A. & Thuiller, W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* **8**: 993-1009.

- 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.
- Hastie, T. & Tibshirani, R. 1986. Generalized additive models. *Statistical Science* **1**: 297-318.
- Hernandez, P. A., Graham, C. H., Master, L. L. & Albert, D. L. 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* **29**: 773-785.
- Hortal, J., Jiménez-Valverde, A., Gómez, J. F., Lobo, J. M. & Baselga, A. 2008. Historical bias in biodiversity inventories affects the observed environmental niche of the species. *Oikos* **117**: 847-858.
- 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. URL <http://intranet.iucn.org/webfiles/doc/SSC/RedList/RedListGuidelines.pdf>.
- Jesus, F., Solferini, V. N., Semir, J. & Prado, P. 2001. Local genetic differentiation in *Proteopsis argentea* (Asteraceae), a perennial herb endemic in Brazil. *Plant Systematics and Evolution* **226**: 59-68.
- Jesus, F., Abreu, A., Semir, J. & Solferini, V. N. 2009. Low genetic diversity but local genetic differentiation in endemic *Minasia* (Asteraceae) species from Brazil. *Plant Systematics and Evolution* **277**: 187-196.
- Jiménez-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.
- Joly, A. B. 1970. *Conheça a vegetação brasileira*. EDUSP, São Paulo.
- Kadmon, R., Farber, O. & Danin, A. 2003. A systematic analysis of factors affecting the performance of climatic envelope models. *Ecological Applications* **13**: 853-867.
- Kadmon, R., Farber, O. & Danin, A. 2004. Effect of roadside bias on the accuracy of predictive maps produced by bioclimatic models. *Ecological Applications* **14**: 401-413.
- Lambert, S. M., Borba, E. L. & Machado, M. C. 2006. Allozyme diversity and morphometrics of the endangered *Melocactus glaucescens* (Cactaceae), and investigation of the putative hybrid origin of *Melocactus* × *albicephalus* (*Melocactus ernestii* × *M. glaucescens*) in north-eastern Brazil. *Plant Species Biology* **21**: 93-108.



- Lomolino, M. V. 2004. Conservation biogeography. In M. V. Lomolino & L. R. Heaney (Eds.), *Frontiers of biogeography: new directions in the geography of nature*. Sinauer Associates, Sunderland(pp. 293-296).
- Lousada, J. M., Borba, E. L., Ribeiro, K. T., Ribeiro, L. C. & Lovato, M. B. 2011. Genetic structure and variability of the endemic and vulnerable *Vellozia gigantea* (Velloziaceae) associated with the landscape in the Espinhaço Range, in southeastern Brazil: implications for conservation. *Genetica* **139**: 431-440.
- Madeira, J. A., Ribeiro, K. T., Oliveira, M. J. R., Nascimento, J. S. & Paiva, C. L. 2008. Distribuição espacial do esforço de pesquisa biológica na Serra do Cipó, Minas Gerais: subsídios ao manejo das unidades de conservação da região. *Megadiversidade* **4**: 233-247.
- Margules, C. R. & Pressey, R. L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* **405**: 243-253.
- Martinelli, G. 2007. Mountain biodiversity in Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* **30**: 587-597.
- McCarthy, K. P., Fletcher Jr., R. J., Rota, C. T. & Hutto, R. L. 2012. Predicting species distributions from samples collected along roadsides. *Conservation Biology* **26**: 68-77.
- Mello-Silva, R. & Menezes, N. L. 1999. Two new Brazilian Velloziaceae, *Vellozia auriculata* and *Vellozia gigantea*, and a key to the related dracenoid species of Vellozia. *Novon* **9**: 536-541.
- Mello-Silva, R., Santos, D. Y. A. C., Salatino, M. L. F., Motta, L. B., Cattai, M. B., Sasaki, D., Lovo, J., Pita, P. B., Rocini, C., Rodrigues, C. D. N., Zarrei, M. & Chase, M. W. 2011. Five vicarious genera from Gondwana: the Velloziaceae as shown by molecules and morphology. *Annals of Botany* **108**: 87-102.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**: 853-858.
- Pearson, R. G., Raxworthy, C. J., Nakamura, M. & Peterson, A. Townsend. 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography* **34**: 102-117.
- Pereira, A. C. S., Borba, E. L. & Giulietti, A. M. 2007. Genetic and morphological variability of the endangered *Syngonanthus mucugensis* Giul. (Eriocaulaceae) from the Chapada Diamantina, Brazil: implications for conservation and taxonomy. *Botanical Journal of the Linnean Society* **153**: 401-416.
- Phillips, S. J., Dudík, M. & Schapire, R. E. 2004. A maximum entropy approach to species distribution modeling. In *Proceedings of the 21st International Conference on Machine Learning*. ACM Press, New York(pp. 655-662).

- Phillips, S. J., Anderson, R. P. & Schapire, R. E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* **190**: 231-259.
- Rapini, A., Ribeiro, P.L., Lambert, S. & Pirani, J. R. 2008. A flora dos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço. *Megadiversidade* **4**: 16–24.
- Raven, P. 1988. Our diminishing tropical forests. In E. O. Wilson (Eds.), *Biodiversity*. National Academies Press, Washington(pp. 119-122).
- Ribeiro, P. L., Borba, E. L., Smidt, E. C., Lambert, S. M., Schnadelbach, A. S. & van den Berg, C. 2008. Genetic and morphological variation in the *Bulbophyllum exaltatum* (Orchidaceae) complex occurring in the Brazilian ‘campos rupestres’: implications for taxonomy and biogeography. *Plant Systematics and Evolution* **270**: 109-137.
- Ribeiro, K. T., Nascimento, J. S., Madeira, J. A. & Ribeiro, L. C. 2009. Aferição dos limites da Mata Atlântica na Serra do Cipó, MG, Brasil, visando maior compreensão e proteção de um mosaico vegetacional fortemente ameaçado. *Natureza & Conservação* **7**: 30-49.
- Richardson, D. M. & Whittaker, Robert J. 2010. Conservation biogeography - foundations, concepts and challenges. *Diversity and Distributions* **16**: 313-320.
- Rocchini, D., Hortal, J., Lengyel, S., Lobo, J. M., Jiménez-Valverde, A., Ricotta, C., Bacaro, G. & Chiarucci, A. 2011. Accounting for uncertainty when mapping species distributions: The need for maps of ignorance. *Progress in Physical Geography* **35**: 211-226.
- Rodríguez, J. P., Brotons, L., Bustamante, J. & Seoane, J. 2007. The application of predictive modelling of species distribution to biodiversity conservation. *Diversity and Distributions* **13**: 243-251.
- Siqueira, M. F., Durigan, G., De Marco Jr, 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.
- Stockwell, D. R. B. & 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. & Peterson, A. T. 2002. Effects of sample size on accuracy of species distribution models. *Ecological Modelling* **148**: 1-13.
- Tobler, M., Honorio, E., Janovec, J. & Reynel, C. 2007. Implications of collection patterns of botanical specimens on their usefulness for conservation planning: an example of two neotropical plant families (Moraceae and Myristicaceae) in Peru. *Biodiversity and Conservation* **16**: 659-677.

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.

Wisz, M. S., Hijmans, R. J., Li, J., Peterson, A. T., Graham, C. H. & Guisan, A. 2008. Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions* **14**: 763-773.

## **CAPÍTULO I**

**Distribuição de espécies de *Vellozia* endêmicas dos Campos Rupestres  
da Cadeia do Espinhaço a partir de modelos preditivos**

## INTRODUÇÃO

A região tropical é conhecida por sua megadiversidade (Mittermeier *et al.*, 1997). Porém, o conhecimento sobre a distribuição para a maioria das espécies está longe de ser alcançado, o que dificulta ações práticas de conservação (Margules & Pressey, 2000; Whittaker *et al.*, 2005; Feeley & Silman, 2011). Esse problema se agrava nas regiões montanhosas, onde o acesso às áreas é dificultado pela variação altitudinal e topográfica, sendo que a alta diversidade e endemismos contrastam com a falta de conhecimento taxonômico (Déficit Lineano) e de distribuição (Déficit Wallaceano) para os diversos grupos (Chaverri-Polini, 1998; Lomolino, 2004; Martinelli, 2007), o que pode levar também à uma falta de conhecimento sobre o nicho da espécie, Déficit Hutchinsoniano (Mokany & Ferrier, 2011).

A Cadeia do Espinhaço constitui uma das principais cadeias montanhosas do Brasil. Essa cadeia compreende um conjunto de serras distribuídas de forma descontínua na direção norte-sul da porção central-leste do Brasil e constitui um divisor de dois *hotspots* de biodiversidade, a Mata Atlântica e o Cerrado (Myers *et al.*, 2000), além de sofrer influência da Caatinga (Giulietti & Pirani, 1988). A flora presente na região é bastante peculiar, o que está associado ao padrão de distribuição insular dos campos rupestres, que ocorrem acima de 900 m, nos topos das serras e caracterizam-se por um estrato herbáceo contínuo que cresce sobre pedregulhos ou rochas e solos arenosos, sendo entremeados por espécies arbustivas e subarbustos esparsos (Joly, 1970; Giulietti & Pirani, 1988, Rapini *et al.*, 2008). Os campos rupestres formam um mosaico de comunidades com grande diversidade de habitats, fortemente influenciadas pela geologia, topografia, ângulo

de declividade, variação altitudinal, influência de microclima e natureza de substrato que podem se apresentar de forma agrupada e estruturada no espaço caracterizando as diferentes ilhas de vegetação (Conceição *et al.*, 2007a). Esta heterogeneidade de habitats está associada ao grande número de espécies endêmicas e raras dessas formações (Giulietti & Pirani, 1988; Giulietti *et al.*, 1997). As espécies se apresentam fortemente agrupadas e com distribuição geográfica limitada a uma pequena área, sendo muitas vezes restrita a uma única face de uma montanha (Giulietti & Pirani, 1988). Assim, o conhecimento da distribuição das espécies é extremamente importante por ser a base para se estudar os processos ecológicos, históricos e evolutivos tão marcantes nesses ambientes montanhosos, caracterizados pelo isolamento geográfico (Giulietti & Pirani, 1988, Giulietti *et al.*, 1997; Echternacht *et al.*, 2011).

A descontinuidade regional dos campos rupestres pela sua ocorrência nas áreas mais altas das serras, além do seu isolamento local por ocorrer de forma agregada nos diversos afloramentos rochosos ou substratos de areia isolados pela matriz vegetacional circundante, formando verdadeiras ilhas de vegetação sobre esses substratos descontínuos, ocasionam um cenário de dupla insularidade para essa vegetação (Conceição *et al.*, 2007a, b). Esse cenário pode ser o principal responsável por gerar uma grande estruturação genética entre as populações de diversos grupos de plantas na Cadeia do Espinhaço (Borba *et al.*, 2001; Jesus *et al.*, 2001, 2009; Lambert *et al.*, 2006; Pereira *et al.*, 2007; Conceição *et al.*, 2008; Ribeiro *et al.*, 2008; Cruz *et al.*, 2011; Lousada *et al.*, 2011). Desta forma, e diante de um panorama na qual o conhecimento sobre a distribuição da maioria dos táxons é extremamente escasso (Martinelli, 2007), populações desconhecidas que ocupem extremos da distribuição ou sejam disjuntas ou que ocorram em locais

ambientalmente diferentes da distribuição conhecida podem apresentar diferenciação significativa da variabilidade conhecida para a espécie. Além disto, espécies com aparente disjunção na distribuição podem apresentar uma falsa elevada estruturação genética em virtude de não amostragem de populações com localização intermediária entre áreas conhecidas.

*Vellozia gigantea* N.L.Menezes & Mello-Silva e *Vellozia auriculata* N.L.Menezes & Mello-Silva são exemplos dessa falta de informação da distribuição das espécies em regiões montanhosas tropicais. As duas espécies são endêmicas restritas aos campos rupestres da cadeia do Espinhaço (Mello-Silva & Menezes, 1999), e suas populações formam grandes manchas distribuídas de forma descontínua nos afloramentos rochosos. Em geral, as populações dessas espécies sofrem com queimadas, extração de ramos para coleta de orquídeas epífitas ou para serem usadas como lenha, além de sofrer com a degradação de habitat devido a pastoreio, mineração e extração de areia.

Até cerca de 2005, *V. gigantea* era conhecida por uma única população no Parque Nacional da Serra do Cipó (Mello-Silva & Menezes, 1999). Nove novas localidades de *V. gigantea* foram recentemente encontradas, na qual a área de ocorrência conhecida da espécie passou de aproximadamente 1 ha para 2.200 ha (Ribeiro *et al.*, 2009). *Vellozia auriculata* também era conhecida inicialmente somente em duas localidades na região central do Espinhaço (Mello-Silva & Menezes, 1999), sendo que sete novas localidades também foram descobertas recentemente. Estudos de genética de populações para essas duas espécies também têm sido realizados e revelam uma alta estruturação genética ou haplotípica entre as populações (Lousada *et al.*, 2011; Fiorini *et al.*, dados não publicados). Assim, populações desconhecidas que ocupem extremos ou condições ambientais

diferenciadas da distribuição conhecida podem apresentar um pool gênico diferenciado de relevância para a conservação da espécie.

Esse panorama pode refletir o desconhecimento da flora destas áreas montanhosas, principalmente se considerarmos o porte que estas plantas podem alcançar em uma matriz constituída principalmente por vegetação aberta. Essas estão entre as maiores espécies da família, com *V. gigantea* podendo alcançar seis metros de altura (Mello-Silva & Menezes, 1999). Assim, novas áreas de ocorrência dessas espécies podem indicar áreas potencialmente pouco conhecidas da flora em geral (Collen *et al.*, 2008).

Diante das ameaças à conservação, da distribuição restrita, da estruturação genética das populações, das limitações de conhecimento sobre a distribuição de *V. auriculata* e *V. gigantea* e considerando o ambiente insular na qual elas estão inseridas, estas representam um bom modelo para estudos biogeográficos. Além disso, o conhecimento sobre a distribuição de ambas as espécies pode servir como suporte para projetos de manejo e conservação, tais como o do ICMBio de redefinir os limites do Parque Nacional da Serra do Cipó, e de criar ou ampliar Unidades de Conservação apoiando projetos como o do Mosaico Meridional coordenado pelo Instituto Biotrópicos de Pesquisa em Vida Silvestre para que assim sejam determinadas satisfatoriamente ações práticas de conservação e manejo.

Uma das ferramentas que tem se mostrado muito úteis, para direcionar esforços de mapeamento da distribuição de espécies, são os modelos de distribuição de espécies (Guisan *et al.*, 2006; Rodríguez *et al.*, 2007), que utilizam uma associação entre variáveis ambientais e dados de ocorrência das espécies a fim de produzir mapas de distribuição geográfica, indicando áreas que apresentem condições favoráveis à ocorrência das populações (Guisan & Zimmermann, 2000;



Guisan & Thuiller, 2005). Direcionar a amostragem para as áreas com maior probabilidade de ocorrência das espécies aumenta a eficiência para encontrar novas localidades, otimizando as atividades de campo, reduzindo tempo e custos e contribuindo para estratégias de conservação (Guisan *et al.*, 2006; Siqueira *et al.*, 2009).

Assim, o objetivo desse estudo foi de utilizar os modelos de distribuição de espécies (MDE) como ferramenta para indicar áreas potenciais de ocorrência de espécies endêmicas presentes em um ambiente insular e heterogêneo, a Cadeia do Espinhaço, utilizando como modelo espécies de *Vellozia*. Esses dados foram utilizados para auxiliar na localização de novas populações, indicando áreas com relevância para preservação. No caso de detecção de ocorrência de novas populações, a partir da modelagem realizada, foi verificado se estas novas ocorrências implicam em acréscimo na informação do nicho das espécies, ou se estes locais estavam inteiramente inseridos na amplitude de variação ecológico/ambiental conhecida, indicando uma fragmentação e repetição espacial deste nicho, delimitando o nicho realizado das espécies a partir das ocorrências.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### *Área de Estudo*

A área de estudo foi constituída pelos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço, uma vez que todos os registros, para ambas as espécies, se situam nesta fitofisionomia. Como essa formação vegetacional está inserida em altitudes acima de 900 m (Joly, 1970; Giuliatti & Pirani, 1988), a área foi delimitada a partir de um corte altitudinal de 800 m (Figura 1), preservando uma possível margem de erro

de delimitação dos campos rupestres. Poucas espécies de *Vellozia* ocorrem de forma disjunta dos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço em outras formações (Mello-Silva, 1995), reforçando a escolha da área de estudo. Além disso, VanDerWal *et al.* (2009) apontam para influência do tamanho da área de estudo na predição do algoritmo Maxent em função da seleção de pseudoausências, na qual a área não pode ser muito ampla, pois pode ocorrer sobreprevisão, e nem muito reduzida, porque locais adequados à ocorrência podem ser omitidos.

#### *Dados de ocorrência*

Cada população de *V. auriculata* e *V. gigantea* conhecida possuía um único ponto georreferenciado de ocorrência, totalizando oito e 10 registros, respectivamente. Como as populações dessas espécies podem formar grandes manchas disjuntas, de eventualmente alguns hectares, distribuídas em um ambiente geológico, topográfico e climaticamente heterogêneo, ponderamos que um ponto de ocorrência para cada população provavelmente refletiria uma subamostragem das condições ambientais na qual a espécie poderia ocorrer. Por conseguinte, a predição da distribuição e a busca de novas ocorrências poderiam ficar prejudicadas. Assim, novos pontos foram georreferenciados em campo com auxílio de GPS e coletados ao longo das populações conhecidas com um limite mínimo de 90 m entre os pontos (resolução das camadas ambientais), tentando amostrar a maior variação de altitude, fisionomia e tipo e condições do substrato. Com isso, procurou-se obter uma maior representatividade das condições ambientais favoráveis à ocorrência das espécies, percorrendo a maior área possível, dentro dos limites de tempo de trabalho de campo e de logística em áreas de difícil acesso. Os dados de coleta originais, ou seja, as populações previamente conhecidas das

espécies serviram como um guia para localizar as populações já conhecidas, além de gerar modelos que foram comparados com aqueles gerados a partir todos os pontos coletados, neste estudo, nessas populações conhecidas.

Assim um total de 112 e 79 pontos de ocorrências de *V. auriculata* e *V. gigantea*, respectivamente, foram utilizados na modelagem de distribuição de espécies para gerar mapas que direcionaram pesquisas em campo em busca de populações desconhecidas e argumentações para conservação a partir de mapa de Unidades de Conservação (Figura 1).

#### *Parâmetros ambientais*

Ao todo foram utilizadas 28 camadas ambientais: 19 camadas bioclimáticas (extraídas do Worldclim, resolução aproximada de 1 km na linha do Equador); quatro camadas topográficas: altitude (obtida no Worldclim, resolução de 1 km), inclinação, orientação do terreno (obtidas do USGS-Hydro 1K, resolução de 1 km) e modelo de elevação digital (obtida do site LabGeo da UFRGS, resolução de 90 m); duas camadas de Índice de Vegetação Realçado - EVI, composta de 16 dias de 2010, sendo uma do mês de janeiro, representando o período de chuvas e outra do mês de junho, representando o período seco (obtidas do site da NASA, na resolução de 250 m); duas camadas de evapotranspiração, uma potencial e outra real, e uma camada de índice de aridez (obtidas do CGIAR-CSI, resolução de 1 km).

Poucos são os estudos que tratam dos requerimentos ecológicos favoráveis à ocorrência das espécies de *Vellozia*, sendo que alguns trabalhos abordam aspectos fisiológicos da germinação (Garcia *et al.*, 2007) e da tolerância à dessecação (Aidar *et al.*, 2010) para algumas espécies da família. Assim, procurou-se utilizar um grande número de variáveis que estivessem disponíveis para a área de estudo, já

que o conhecimento da ecologia e fisiologia do grupo ainda é incipiente. A inclusão de variáveis de alta resolução e que não mostram autocorrelação espacial em uma escala mais detalhada, como a de modelo de elevação digital e de índice de vegetação, são importantes para delimitar as condições ambientais em uma escala local (Guisan & Zimmermann, 2000). Além disso, o uso de variáveis climáticas, que delimitam o nicho da espécie em escala continental, são importantes devido à extensão da área de estudo (Guisan & Zimmermann, 2000). Assim as informações das variáveis climáticas se complementam às topográficas e de índices de vegetação.

A resolução utilizada para redimensionar os pixels das camadas preditoras foi de 90 x 90 m. Assim, procurou-se otimizar o trabalho de campo para encontrar populações desconhecidas, diminuir os custos e adequar a metodologia às características da distribuição das duas espécies (endêmicas, distribuição restrita e populações que formam grandes manchas em serras disjuntas) e da área de estudo (heterogeneidade ambiental, extensão latitudinal e continental e padrão de insularidade).

#### *Algoritmo utilizado*

A escolha do algoritmo foi direcionada para aqueles que resultam em mapas preditivos próximos da distribuição real, ou seja, do nicho realizado (Jiménez-Valverde *et al.*, 2008). Foi escolhido o princípio da Máxima Entropia presente no programa Maxent (Phillips *et al.*, 2004, 2006), visto que este não necessita de dados de ausência, tendo mostrado melhor resultado de predição em estudos que comparam diferentes MDE e também apresentado resultados satisfatórios com poucos pontos de ocorrência disponíveis (Elith *et al.*, 2006; Hernandez *et al.*, 2006;

Pearson *et al.*, 2007; Wisz *et al.*, 2008). Foi utilizada a versão 3.3.1 do software, mantendo os valores padrões do programa.

Foram gerados mapas preditivos com os pontos coletados a partir das populações previamente conhecidas das duas espécies para serem utilizados em campo na tentativa de encontrar populações desconhecidas. Além disso, outros mapas foram gerados com os pontos previamente conhecidos (um ponto por população) de ambas as espécies, como forma de comparação com a predição gerada anteriormente. Um limite de corte da mínima presença foi aplicado aos mapas resultantes do Maxent para interpretar as áreas de presença e de ausência. O valor do limite de corte é baseado no menor valor de adequabilidade ambiental associado a um ponto de presença que foi utilizado para gerar o modelo. Esse limite de corte foi escolhido por considerarmos menos arbitrário e mais parcimonioso, apesar de sofrer uma alta influência do conjunto amostral. Mas, nesse estudo, a coleta de pontos precisos evitou a inclusão de condições ambientais não representadas no nicho da espécie, como é o caso de dados retirados de coleções de herbário, museus e da literatura, que muitas vezes apresentam erros de georreferenciamento (Yesson *et al.*, 2007; Feeley & Silman, 2010).

#### *Expedições a campo, validação dos modelos e análise da amplitude ambiental associados aos pontos de ocorrência*

Expedições a campo foram direcionadas para as localidades onde esforços de coletas ainda não haviam sido feitos. A amostragem não se limitou às áreas de alta adequabilidade ambiental, mas englobou áreas de ausência e de presença em todas as amplitudes de adequabilidade. Tanto as presenças quanto as ausências foram registradas por simples visualização das espécies, já que estas são

caracterizadas por indivíduos conspícuos, alcançando 6 m de altura, que predominam na cobertura vegetal e estão distribuídos de forma adensada em extensas manchas populacionais. Material das novas ocorrências, quando possível, foi coletado como material testemunho e depositado no Herbário BHCB, Instituto Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais.

Os pontos de ausência e presença foram sobrepostos aos mapas preditivos para avaliar o desempenho dos modelos. Frequências de acertos e erros de predição das presenças e ausências foram utilizadas para gerar uma matriz de confusão, a partir da qual foram calculados índices de acurácia, sensibilidade, especificidade, erros de sobreprevisão, erros de omissão e índice Kappa.

Uma análise de PCA, utilizando a matriz de correlação, foi feita a partir das 28 variáveis ambientais utilizadas na modelagem extraídas de todos os registros (incluindo as novas ocorrências) de *V. auriculata* e *V. gigantea* a fim de verificar a amplitude e distinção do nicho das espécies. Além disso, outra análise de PCA foi feita separadamente para cada espécie a fim de verificar os possíveis acréscimos de informação ambiental obtidos com os dois esforços de campo, pontos coletados nas populações previamente conhecidas e novas populações obtidas a partir dos modelos.

## **RESULTADOS**

### *Mapas de predição das espécies*

Os mapas preditivos produzidos pelo Maxent para os pontos previamente conhecidos das espécies geraram áreas mínimas de presença de aproximadamente 6.000 Km<sup>2</sup> para *V. auriculata* e 1.450 Km<sup>2</sup> para *V. gigantea* (Figuras 2). As áreas

preditas para as duas espécies mostraram áreas coincidentes, sendo que *V. auriculata* englobou praticamente toda a distribuição conhecida para *V. gigantea*. Esta última também avançou sobre a distribuição de *V. auriculata* na região ao norte da distribuição predita, onde foi constatada, em campo, como área de ocorrência de *V. auriculata*. Já os mapas produzidos com os pontos coletados a partir das populações previamente conhecidas geraram áreas mais restritivas que as anteriores, 450 Km<sup>2</sup> para *V. auriculata* e 750 Km<sup>2</sup> para *V. gigantea* (Figuras 3). Além da área de predição de *V. auriculata* ter sido menor que a de *V. gigantea*, não houve sobreposição entre as áreas de distribuição preditas para as duas espécies. No mapa preditivo para *V. auriculata*, foram indicadas áreas de distribuição localizadas na porção central da Cadeia do Espinhaço (Figura 3). Áreas de alta adequabilidade de ocorrência foram preditas para Unidades de Conservação (UC's) e adjacências, como o Parque Estadual da Serra Negra (PE Serra Negra), PE do Rio Preto, PE do Itambé, Área de Proteção Ambiental Águas Vertentes (APA Águas Vertentes) e PE de Biribiri. Destacam-se ainda outras serras e localidades com alta adequabilidade ambiental que estão entre o PE Serra Negra e o PE Rio Preto.

Para *V. gigantea*, foram indicadas áreas localizadas na porção sul da Cadeia do Espinhaço (Figura 3). Áreas de alta adequabilidade foram preditas para áreas de UC's do Parque Nacional da Serra do Cipó (PN da Serra do Cipó) e da APA Morro da Pedreira, bem como as adjacências. Outras serras ao sul da Cadeia do Espinhaço, localizadas na região do Quadrilátero Ferrífero, também foram preditas como áreas de presença.

#### *Expedição a campo e validação dos modelos*

A expedição de campo realizada para *V. auriculata* levou à descoberta de sete novas localidades de ocorrências (Figura 3). Três delas estão situadas em UC's, sendo duas no PE do Itambé e uma na porção a oeste do PE Serra Negra. Além destas, outras quatro áreas foram localizadas fora de UC's: duas no município de Felício dos Santos (sul da Mata do Isidoro e serra da Bocaina) e as demais no município de Itamarandiba (distrito de Penha de França e localidade Ribeirão de Areia, próxima ao PE Serra Negra). Nos locais situados a oeste da distribuição predita, a espécie não foi encontrada, apesar de terem sido observadas outras espécies de Velloziaceae. Todas as novas ocorrências foram encontradas em todo o espectro de adequabilidade gerada pelo modelo. Em algumas áreas, a distribuição real ultrapassou os limites de distribuição preditos pelo modelo.

Para *V. gigantea*, foram descobertas cinco novas localidades, situadas a leste, ao sul e a oeste da distribuição conhecida (Figura 3). Três delas se localizam no município de Itabira (APA Morro da Pedreira e as outras duas fora de UC's, uma na localidade Morro Redondo e outra próxima a essa última, mas que estava fora da área predita pelo modelo), outra no município de Nova União (na APA Morro da Pedreira; fora da área predita como presença, porém próxima) e uma localizada no município de Itambé do Mato Dentro, na serra da Lapa, fora de UC's.

A validação dos modelos pela matriz de confusão (Tabela 1) foi realizada a partir 170 pontos de presenças e 2.360 pontos de ausências para *V. auriculata* e 23 pontos de presenças e 2.540 pontos de ausências para *V. gigantea*, coletados em campo. Valores mais altos de erros de sobreprevisão e mais baixos valores índice Kappa foram obtidos para os modelos gerados a partir dos pontos previamente conhecidos para as duas espécies, apesar da acurácia ter sido maior. O erro de omissão para *V. auriculata* foi menor para o modelo gerado com pontos previamente



conhecidos, na qual a sobreprevisão foi maior, porém o mesmo não ocorreu para *V. gigantea*.

#### *Análise de Componentes Principais dos dados de ocorrência*

Na PCA, utilizando todos os registros de ambas as espécies, os três primeiros eixos foram significativos, com o eixo 1 representando 56,5% da variação (autovalor = 15,82), o eixo 2 =18,3% (autovalor = 5,12) e o eixo 3 = 10,4% (autovalor = 2,91). A contribuição das variáveis para cada eixo é apresentada na Tabela 2. A maior dispersão dos pontos indica que *V. auriculata* apresentou uma maior amplitude ambiental do que *V. gigantea* (Figura 4; Tabela 2). As ocorrências de *V. gigantea* apresentaram valores mais altos de precipitação anual, precipitação da estação mais chuvosa e de precipitação da estação mais quente (variáveis 12, 16 e 18, Tabela 2) do que *V. auriculata*. *Vellozia gigantea* geralmente apresentou valores mais altos de variação média diurna da temperatura, temperatura sazonal e amplitude térmica anual (variáveis 2, 4 e 7, Tabela 2), porém quando *V. auriculata* apresenta valores altos para essas variáveis, estes estão também associados aos mais altos valores de temperatura média anual, temperatura máxima do mês mais quente, temperatura média da estação mais quente, temperatura média da estação mais fria e evapotranspiração potencial (variáveis 1, 5, 10, 11 e 20 Tabela 2) e valores mais baixos de altitude e precipitação do mês mais seco (variáveis 14 e 23). As duas espécies apresentaram um gradiente ao longo do eixo 1. A maior amplitude ambiental de *V. auriculata* pode ser observada para temperatura média anual, temperatura máxima do mês mais quente, temperatura média da estação mais quente, temperatura média da estação mais fria, evapotranspiração potencial, altitude e precipitação do mês mais seco (variáveis 1, 5, 10, 11, 20, 23 e 14, Tabela

2). O terceiro eixo do PCA também formou um gradiente ambiental, sem alta correlação das variáveis com esse eixo (Figura 4).

As PCA's dos diferentes conjuntos de dados de ocorrência para cada espécie apresentaram apenas os dois primeiros eixos significativos. Para *V. auriculata*, o eixo 1 representou 67,7% da variação (autovalor = 18,95) e o eixo 2 representou 14,4% (autovalor = 4,04), e para *V. gigantea*, o eixo 1 representou 74% da variação (autovalor = 20,70) e o eixo 2 representou 11,2% (autovalor = 3,14). Os pontos obtidos com o novo esforço de campo a partir das populações previamente conhecidas aumentaram a amplitude ambiental para a maioria das variáveis em relação aos pontos de ocorrência previamente conhecidos para as populações de ambas as espécies (Figuras 5 e 6). As populações de *V. auriculata* formam um gradiente ambiental no eixo 1, com uma sobreposição parcial, par a par (SA-SI-FS-PM-CG-MA-CE), sendo que as populações que se encontram nos extremos ambientais não se sobrepuseram. A maioria das variáveis apresentaram uma alta correlação com o eixo 1, no qual uma redução da temperatura e aumento da precipitação ocorre nas populações no sentido de leste para oeste do gradiente longitudinal da distribuição da espécie (Tabela 3). A população SN apresenta quase todo gradiente ambiental observado para as outras populações, no eixo 1. Com relação ao eixo 2, essa população se separou das demais, correlacionado principalmente com as variáveis 15, 17, 21, 13, 14, 3 e 16 (em ordem decrescente de correlação), devido principalmente a ocorrer em locais com menores valores de precipitação do mês mais chuvoso, sazonalidade da precipitação, precipitação da estação mais chuvosa e de evapotranspiração real e maiores valores de precipitação do mês mais seco, precipitação da estação mais seca e isotermalidade. As populações de *V. gigantea* também formaram um gradiente ambiental no eixo 1

(exceto BO e SL), ocorrendo sobreposição parcial de algumas destas (AP-LE-SA-SE-SR-NE-CB-CT). A maioria das variáveis apresentaram uma alta correlação com esse eixo, sendo que uma redução da temperatura e aumento da umidade ocorre no sentido de norte para sul do gradiente latitudinal de distribuição das populações (Tabela 3). Algumas das novas populações encontradas a partir dos modelos apresentaram condições ambientais diferentes das observadas nas populações previamente conhecidas para as variáveis correlacionadas com eixo 1 e 2 (Figuras 5 e 6).

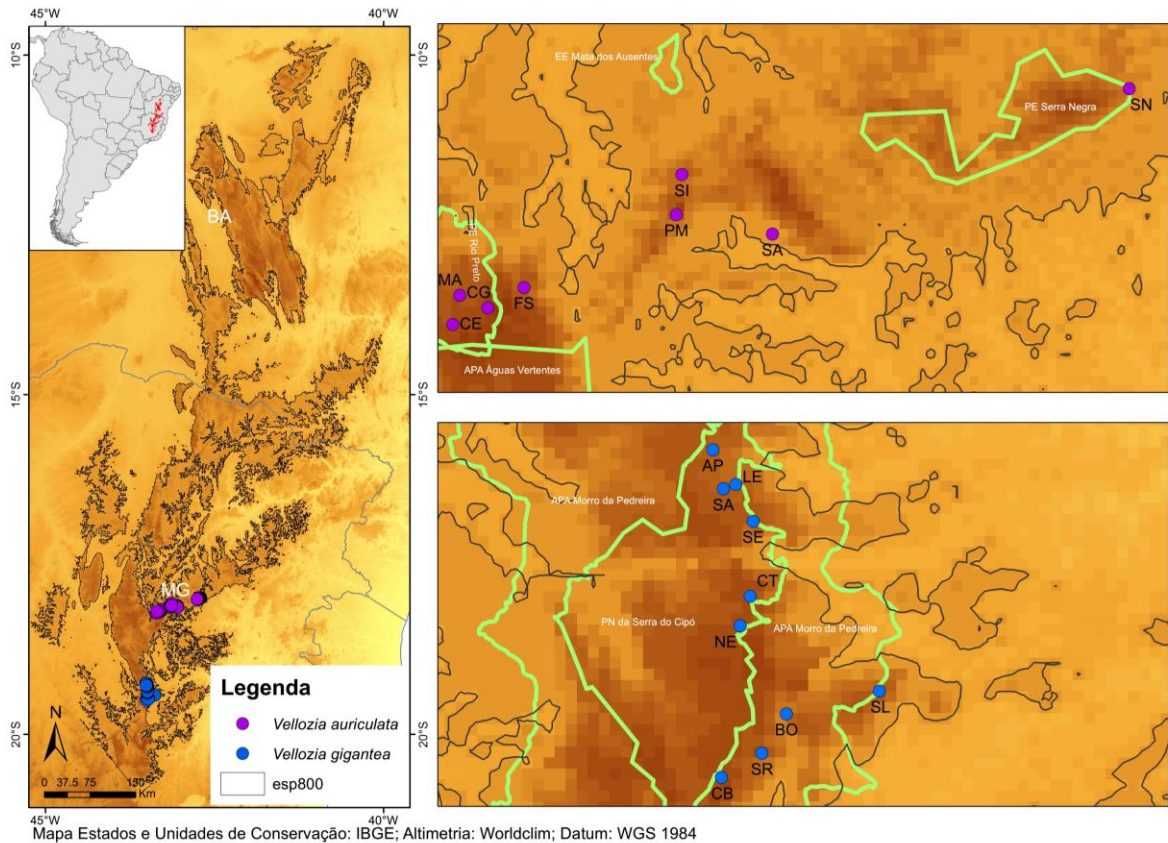


Figura 1: Localização da Cadeia do Espinhaço. À esquerda, limite da área de estudo em marrom escuro (corte altitudinal de 800 m). Detalhe da localização das populações de *Vellozia auriculata* e *V. gigantea* à direita. Populações de *V. auriculata*: MA = Morro do Alecrim; CE = Córrego das Éguas; CG = Córrego da Garrincha; FS = Felício dos Santos; PM = Pedra Menina; SI = Serra Dois Irmãos; SA = Serra do Ambrósio e SN = Serra Negra. Populações de *V. gigantea*: AP = Alto Palácio; LE = Leste da Estrutura; SA = Salitreiro; SE = Sul da Estrutura; CT = Casa de Tábuas; NE = Nascente do Entancado; SR = Serra da Rita; CB = Campo do Boi; BO = Borges e SL = Serra do Lobo. MG = Minas Gerais; BA = Bahia. Linhas em verde = limites de Unidades de Conservação.

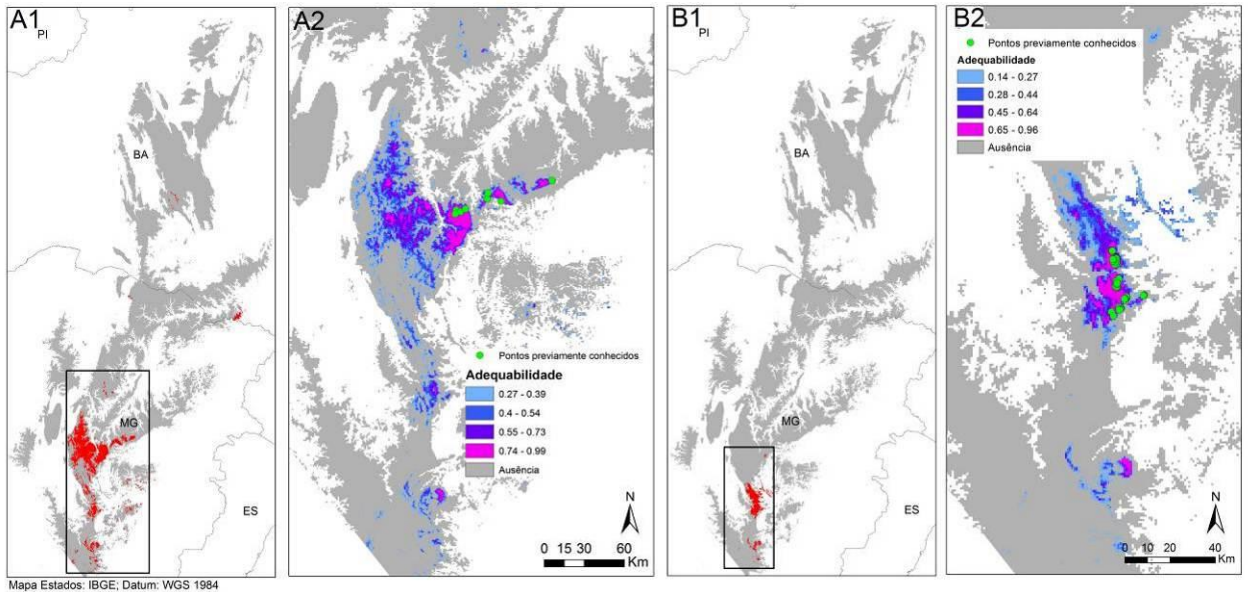


Figura 2: Mapas de distribuição potencial de *Vellozia auriculata* e *V. gigantea* gerados a partir de 8 e 10 pontos previamente conhecidos (pontos em verde), respectivamente, pelo algoritmo Maxent, utilizando 28 variáveis preditoras. A1: área predita para *V. auriculata*, em vermelho em relação à área de estudo. A2: detalhe da área predita para *V. auriculata* com a adequabilidade de ocorrência. B1: área predita para *V. gigantea*, em vermelho em relação à área de estudo. B2: detalhe da área predita para *V. gigantea* com a adequabilidade de ocorrência. MG = Minas Gerais; BA = Bahia; PI = Piauí; ES = Espírito Santo; RJ = Rio de Janeiro.

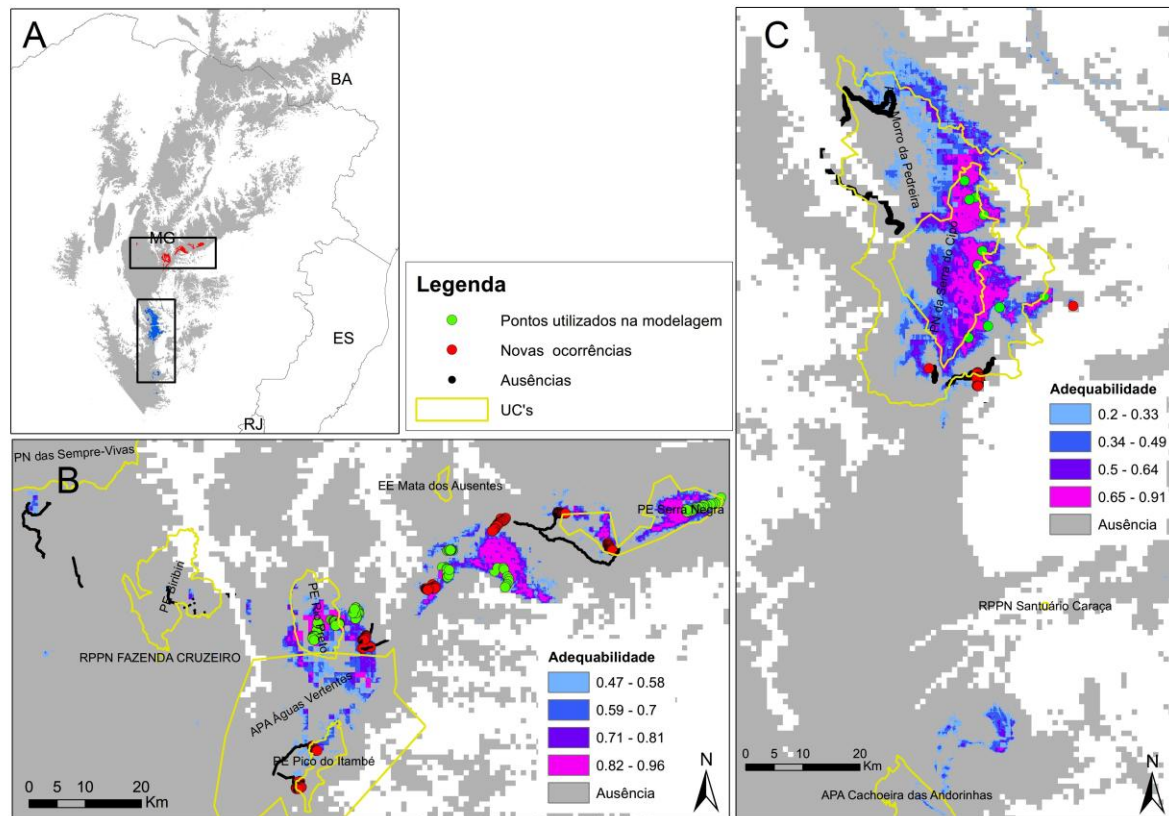


Figura 3: Mapas de distribuição potencial de *Vellozia auriculata* e *V. gigantea* gerados a partir de 112 e 79 pontos, respectivamente, coletados a partir das populações conhecidas pelo algoritmo Maxent, utilizando 28 variáveis predictoras. A: em vermelho área predita para *V. auriculata* e em azul área predita para *V. gigantea* em relação à área de estudo. B: detalhe da área predita para *V. auriculata* com a adequabilidade de ocorrência (correspondente à área vermelha em A). C: detalhe da área predita para *V. gigantea* com a adequabilidade de ocorrência (correspondente à área azul em A). MG = Minas Gerais; BA = Bahia; ES = Espírito Santo; RJ = Rio de Janeiro.

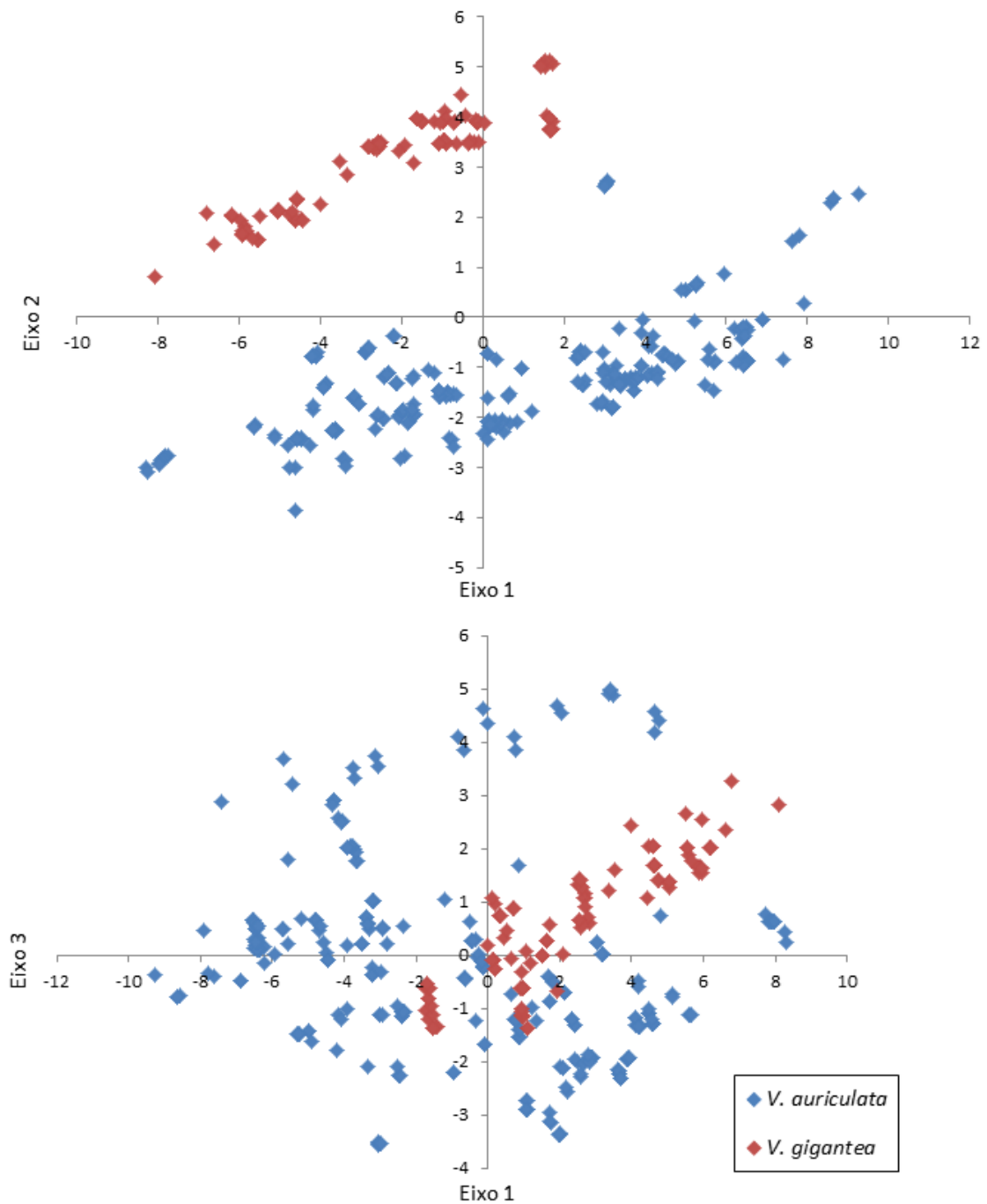


Figura 4: Ordenação dos três primeiros eixos de uma análise de componentes principais a partir de variáveis ambientais extraídas de todos os registros de *Vellozia auriculata* e *V. gigantea*.

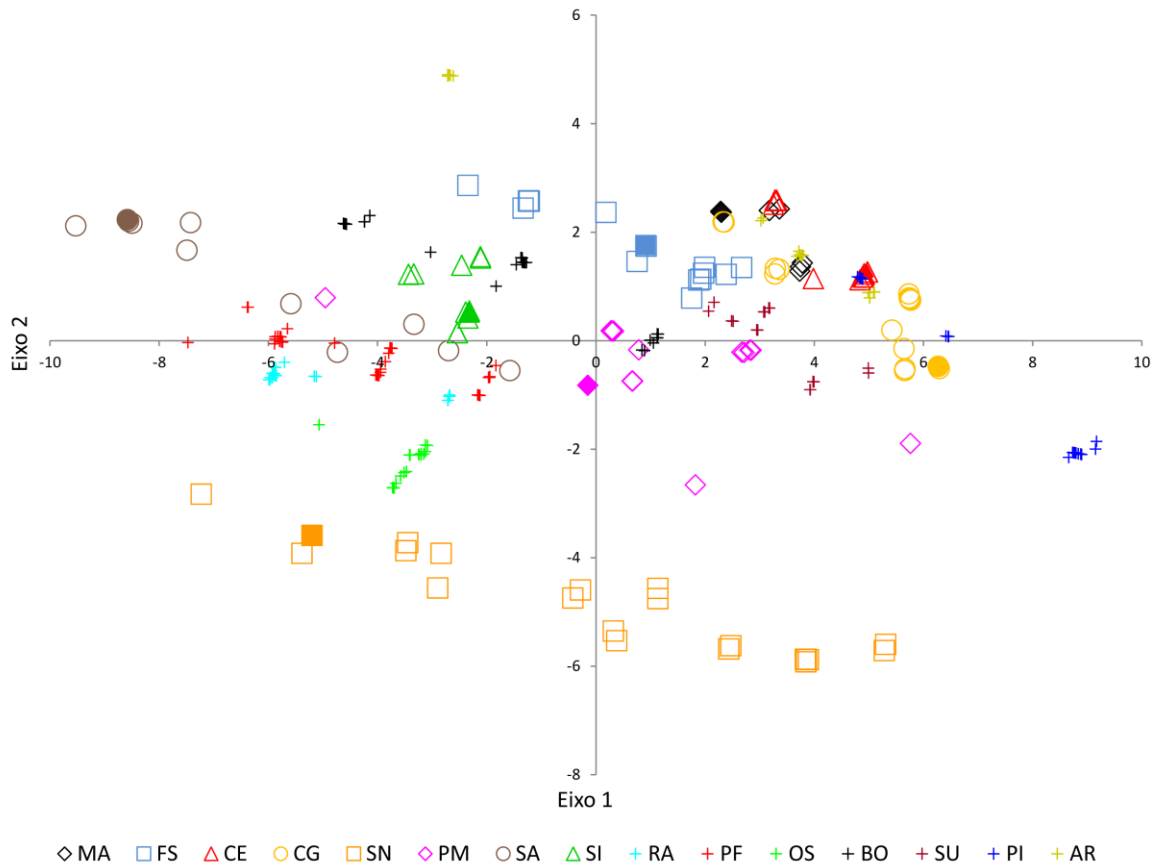
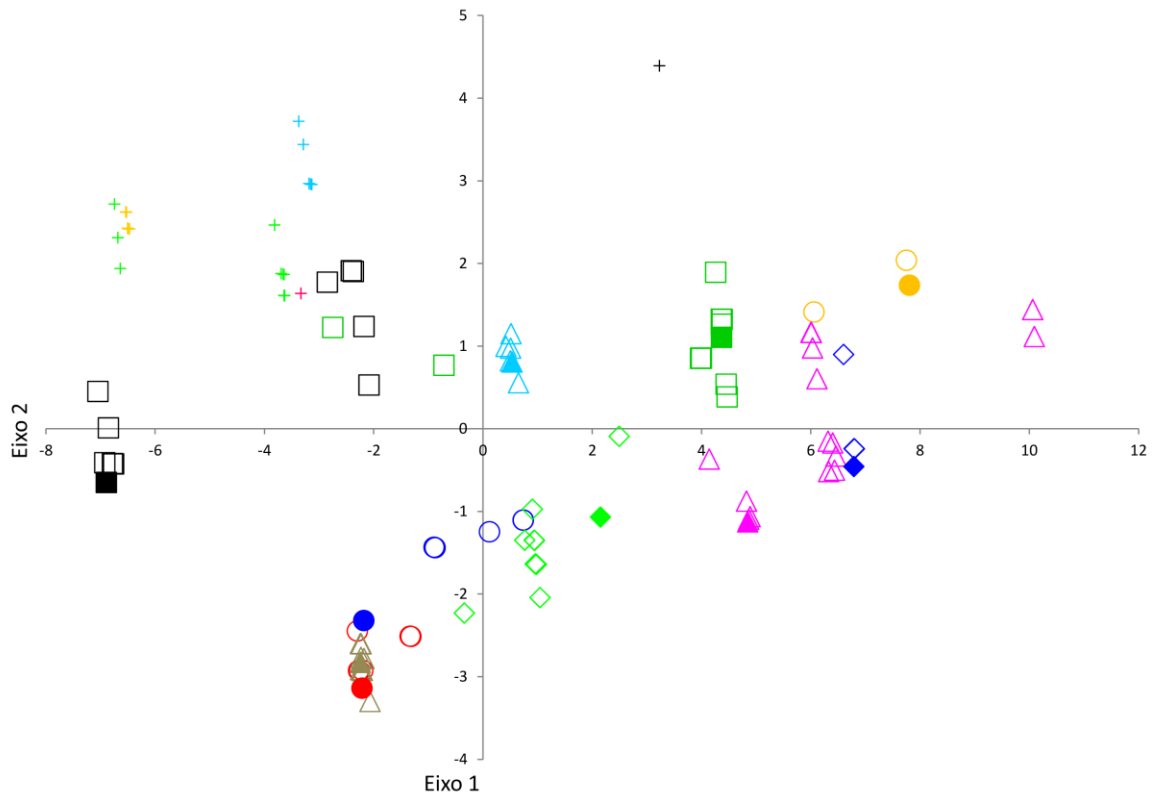


Figura 5: Ordenação dos dois primeiros eixos de uma análise de componentes principais a partir de variáveis ambientais extraídas para três amostragens de *Vellozia auriculata*: pontos previamente conhecidos (símbolos cheios), pontos coletados nas populações previamente conhecidas (símbolos vazios) e novas ocorrências (+). Populações: MA = Morro do Alecrim; CE = Córrego das Éguas; CG = Córrego da Garrincha; FS = Felício dos Santos; PM = Pedra Menina; SI = Serra Dois Irmãos; SA = Serra do Ambrósio; SN = Serra Negra; RA = Ribeirão de Areia; PF = Penha de França; OS = Oeste do PE da Serra Negra; BO = Bocaina; SU = Cachoeira do Sumidouro; PI = Pico do Itambé e AR = Serra do Arrependido.





○ AP   △ SL   ● CB   ◆ CT   ▲ LE   ▲ NE   ● SA   □ SR   ◆ SE   □ BO   + AL   + IP   + MR   + MV   + LA

Figura 6: Ordenação dos dois primeiros eixos de uma análise de componentes principais a partir de variáveis ambientais extraídas para três amostragens de *Vellozia gigantea*: pontos previamente conhecidos (símbolos cheios), pontos coletados nas populações previamente conhecidas (símbolos vazios) e novas ocorrências (+). Populações: AP = Alto Palácio; LE = Leste da Estrutura; SA = Salitreiro; SE = Sul da Estrutura; CT = Casa de Tábuas; NE = Nascente do Entancado; SR = Serra da Rita; CB = Campo do Boi; BO = Borges; SL = Serra do Lobo; AL = Altamira; IP = Ipoema; MR = Morro Redondo; MV = Morro Velho e LA = Serra da Lapa.

Tabela 1: Resultados da validação dos modelos de distribuição de espécies (Maxent) de *Vellozia auriculata* e *V. gigantea* pela matriz de confusão.

	Modelos <i>V. auriculata</i>		Modelos <i>V. gigantea</i>	
	Pontos previamente conhecidos	Pontos coletados a partir das populações previamente conhecidas	Pontos previamente conhecidos	Pontos coletados a partir das populações previamente conhecidas
Sobrepresvisão	0,53	0,07	0,3	0,06
Omissão	0,03	0,21	0,48	0,43
Sensibilidade	0,97	0,79	0,52	0,57
Especificidade	0,47	0,93	0,7	0,94
Kappa	0,09	0,5	0,01	0,11
Acurácia	0,55	0,11	0,3	0,06

Tabela 2: Correlações das 28 variáveis preditoras com os eixos significativos da PCA a partir de todos os registros de *Vellozia auriculata* e *Vellozia gigantea* e amplitude dessas variáveis para cada espécie.

Variáveis preditoras	Correlação com eixos			Amplitude	
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3	<i>V. auriculata</i>	<i>V. gigantea</i>
1 Temp. média anual	0.99	0.06	0.09	16.5-20.8	16.4-19.1
2 Variação média diurna da temp.	0.45	0.78	-0.4	10.4-11.9	11.2-11.6
3 Isotermalidade	0.49	0.47	-0.66	6.1-6.6	6.4-6.5
4 Temp. sazonal	0.43	0.85	-0.03	16.73-18.86	17.26-18.92
5 Temp. máx. mês mais quente	0.96	-0.03	0.24	24.9-29.1	24.5-27.2
6 Temp. mín. mês mais frio	0.89	-0.37	0.25	8.3-11.1	7.3-9.6
7 Amplitude térmica anual	0.33	0.9	0	16.6-18.0	17.2-17.8
8 Temp. média estação mais úmida	0.99	0.11	0.08	17.9-22.4	17.9-20.7
9 Temp. média estação mais seca	0.98	-0.12	0.11	14.7-18.3	14.3-16.7
10 Temp. média estação mais quente	0.99	0.11	0.08	18.3-22.9	18.2-21.1
11 Temp. média estação mais fria	0.99	-0.02	0.1	14.1-18.2	13.9-16.4
12 Precipitação anual	-0.81	0.55	0.18	1199-1556	1543-1647
13 Precip. mês mais chuvoso	-0.67	0.23	0.63	249-337	303-333
14 Precip. mês mais seco	-0.8	-0.17	-0.48	10-15	11-15
15 Sazonalidade da precipitação	0.71	-0.25	0.61	78-86	78-83
16 Precip. estação mais chuvosa	-0.78	0.51	0.32	670-840	841-864
17 Precip. estação mais seca	-0.79	-0.24	-0.51	31-53	36-47
18 Precip. estação mais quente	-0.71	0.68	0.12	457-593	628-664
19 Precip. estação mais fria	-0.98	0.04	-0.04	43-64	53-64
20 Evapotranspiração potencial	0.93	0.3	-0.13	1021-1115	1103-1138
21 Evapotranspiração real	-0.47	0.78	0.21	1298-1570	1348-1474
22 Índice de aridez	0.74	-0.39	-0.31	7968-11140	10637-12218
23 Altitude	-0.92	-0.38	-0.04	808-1672	1079-1579
24 Orientação do terreno	-0.14	-0.37	0.39	8,1-359,2	3,0-351,7
25 Declividade	-0.31	-0.15	-0.29	41-1135	47-944
26 Modelo Digital de Elevação	-0.78	-0.44	0.01	837-2037	1021-1615
27 EVI de janeiro de 2010	0.43	0	-0.47	568-6902	1132-6103
28 EVI de julho de 2010	0.43	-0.14	-0.37	1268-7174	1859-4374

Tabela 3: Correlações das 28 variáveis preditoras com os eixos significativos das PCA's a partir três amostragens: pontos previamente conhecidos, pontos coletados nas populações previamente conhecidas e novas ocorrências para *Vellozia auriculata* e *Vellozia gigantea*.

Variáveis preditoras	<i>V. auriculata</i>		<i>V. gigantea</i>	
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2
1 Temp. média anual	-0.99	0.13	-1.00	-0.02
2 Variação média diurna da temp.	-0.93	-0.19	-0.94	-0.13
3 Isotermalidade	-0.80	-0.54	-0.32	0.75
4 Temp. sazonal	-0.82	0.21	-0.88	-0.01
5 Temp. máx. mês mais quente	-0.95	0.29	-0.99	-0.10
6 Temp. mín. mês mais frio	-0.95	0.24	-0.99	0.07
7 Amplitude térmica anual	-0.80	0.37	-0.64	-0.68
8 Temp. média estação mais úmida	-0.99	0.14	-1.00	-0.01
9 Temp. média estação mais seca	-0.99	0.12	-0.99	-0.04
10 Temp. média estação mais quente	-0.99	0.14	-1.00	-0.01
11 Temp. média estação mais fria	-0.99	0.12	-1.00	-0.03
12 Precipitação anual	0.91	0.39	0.94	-0.25
13 Precip. mês mais chuvoso	0.79	0.59	-0.82	0.36
14 Precip. mês mais seco	0.77	-0.55	0.90	0.32
15 Sazonalidade da precipitação	-0.59	0.77	-0.95	0.19
16 Precip. estação mais chuvosa	0.85	0.51	0.78	-0.41
17 Precip. estação mais seca	0.75	-0.62	0.93	0.31
18 Precip. estação mais quente	0.87	0.47	0.94	0.29
19 Precip. estação mais fria	0.97	-0.08	0.96	0.09
20 Evapotranspiração potencial	-0.99	-0.03	-0.99	-0.05
21 Evapotranspiração real	0.53	0.62	-0.79	-0.54
22 Índice de aridez	-0.74	-0.37	0.99	-0.07
23 Altitude	0.98	-0.17	0.99	-0.03
24 Orientação do terreno	0.29	0.37	0.31	-0.23
25 Declividade	0.26	-0.29	0.59	-0.31
26 Modelo Digital de Elevação	0.88	-0.10	0.94	-0.10
27 EVI de janeiro de 2010	-0.49	-0.40	-0.33	0.64
28 EVI de julho de 2010	-0.37	-0.33	-0.24	0.71

## DISCUSSÃO

Antes da realização deste trabalho, alguns esforços de campo haviam sido empregados para aumentar o conhecimento sobre a distribuição destas espécies, já que eram conhecidas basicamente pela população onde o material tipo havia sido coletado. Consideramos que as coletas de dados georreferenciados no interior das populações, com intuito de serem utilizados na modelagem, foi uma estratégia bem sucedida para ampliar a representatividade do nicho das espécies, preenchendo as lacunas sobre as condições ecológicas adequadas às suas ocorrências, levando a mapas preditivos mais restritivos. A realidade encontrada para os dados de ocorrência, principalmente quando consideramos a região tropical, é de possuir informação incompleta, seja pela própria falta de conhecimento por falta de estudos em uma região megadiversa (Collen *et al.*, 2008; Feeley & Silman, 2011) ou por terem sido coletados com propósitos diferentes ou ainda pelos registros de ocorrências possuírem forte viés espacial e ambiental (Lobo *et al.*, 2007; Hortal *et al.*, 2008). Isso revela a preocupação que se deve ter com a qualidade, a quantidade e a utilização de dados de ocorrência para espécies que se encontram em ambientes com alta heterogeneidade ambiental. Esses resultados concordam com o que Guisan & Thuiller (2005), Araújo & Guisan (2006), Kamino *et al.* (2011) destacam sobre a importância de se aumentar o número dos dados de ocorrência das espécies para melhorar a eficiência de predição dos MDE, já que eles baseiam-se na teoria de nicho ecológico, ou seja, de um espaço ambiental multidimensional para gerar a predição (Guisan & Zimmermann, 2000; Soberón, 2007; Franklin, 2009). As duas espécies apresentaram nichos diferentes, sendo que *V. gigantea* ocupa ambientes mais úmidos e com maior variação de temperatura. Isto apenas foi

possível de ser detectado a partir da coleta de novos pontos nas populações previamente conhecidas. O aumento da amplitude das condições ambientais permitiu uma melhor caracterização do nicho de cada espécie, solucionando o problema da sobreposição dos modelos gerados a partir dos pontos previamente conhecidos. As populações de ambas as espécies formaram gradientes ambientais que corresponderam à extensão geográfica no sentido continental para *V. auriculata* (Figuras 1 e 5) e latitudinal para *V. gigantea* (Figuras 1 e 6). Assim, a umidade tende a aumentar enquanto a temperatura diminui ao longo do gradiente de continentalidade das populações de *V. auriculata*. Para *V. gigantea*, há uma tendência de redução das temperaturas e aumento da umidade no sentido sul da distribuição. As populações de ambas as espécies podem se sobrepor em maior ou menor grau no gradiente ambiental, dependendo da distância geográfica que essas se encontram. Entretanto a população SN de *V. auriculata* se diferiu das outras ambientalmente por apresentar uma menor variação da umidade ao longo do ano, o que pode estar relacionado a uma maior influência Atlântica sobre essa população que se encontra disjunta, no extremo leste da distribuição. No caso de *V. gigantea*, não houve relação do gradiente das condições ambientais com o gradiente geográfico latitudinal das populações BO e SL, possivelmente por localizarem-se mais a leste da distribuição da espécie.

Os campos rupestres se caracterizam por uma dupla insularidade, por ocorrer de forma disjunta nos topos das serras e por formar ilhas de vegetação, devido a ocorrência descontínua dos afloramentos rochosos ou dos substratos de areia em cada serra (Conceição *et al.*, 2007a, b). As condições favoráveis à ocorrência das espécies nesses ambientes podem se repetir em outras serras e a distribuição das espécies não ser tão restrita geograficamente como pode ser suposto. A falta de

conhecimento desse padrão pode gerar um forte viés de coleta dos taxonomistas em relação à distribuição das espécies, pois mesmo espécies especialistas podem não ser micro-endêmicas.

Como os campos rupestres não formam uma vegetação homogênea, mas sim um mosaico de comunidades influenciadas por topografia, ângulo de declividade, microclima e a natureza do substrato (Giulietti & Pirani, 1988), a escolha das variáveis preditoras também contribuiu para o sucesso dos modelos. As variáveis topográficas e de índice de vegetação em alta resolução permitiram uma definição local da distribuição ao longo da Cadeia do Espinhaço. As variáveis climáticas também foram importantes para definir condições regionais que delimitaram a distribuição da espécie, mas que em escala fina apresentam-se autocorrelacionadas. Este fato pode ser comprovado pela não predição de áreas adequadas na porção norte da Cadeia do Espinhaço, no estado da Bahia.

A busca por populações desconhecidas requer modelos mais próximos da distribuição real das espécies para otimizar o trabalho de campo, diminuindo os custos e o tempo gasto em campo (Guisan *et al.*, 2006). Neste estudo, os modelos gerados com os pontos coletados em campo apresentaram menores índices de erros de sobreprevisão, comparando com a modelagem utilizando os pontos conhecidos, importante para não desviar trabalhos de campo para regiões onde as espécies não ocorrem. De uma forma geral, os erros daqueles modelos ocorreram próximos às manchas de alta adequabilidade, sem prejudicar o esforço amostral de coletas. O mesmo ocorreu com o erro de omissão, que, apesar de ter sido mais alto que o de sobreprevisão, ainda assim ocorreu próximo às manchas de alta adequabilidade. Modelos com altos índices de sobreprevisão geralmente apresentam baixo índice de omissão. Porém o modelo gerado para *V. gigantea* com

base nos dados que se conheciam anteriormente apresentaram alto erro de sobreprevisão e de omissão quando comparado com o modelo gerado com os pontos coletados em campo. É possível inferir que o modelo gerado por informações incompletas pode gerar uma área predita maior que a distribuição real, contudo não necessariamente englobará as áreas onde a espécie ocorrerá.

O MDE mostrou-se eficiente em encontrar novas populações, principalmente se considerarmos o tempo empreendido e a área percorrida. As novas áreas de ocorrência encontradas para *V. gigantea* podem representar pool gênico diferenciado aos já identificados por Lousada *et al.* (2011), já que estas foram encontradas em serras descontínuas em extremos da distribuição geográfica e, que somado à elevada estruturação genética encontrada nas populações conhecidas da espécie, podem indicar a urgência na conservação das novas ocorrências que se encontravam desconhecidas e ameaçadas sob pressão antrópica. A não ocorrência da espécie na região noroeste da área predita pode estar relacionada à baixa influência da nebulosidade Atlântica que está associada à ocorrência de *V. gigantea* e de áreas da Mata Atlântica na vertente leste da Serra do Cipó (Ribeiro *et al.*, 2009). Todas as novas ocorrências de *V. gigantea* se inseriram nessa área de influência da nebulosidade delimitada por Ribeiro *et al.* (2009), exceto uma das populações que foi localizada a oeste da distribuição. As novas populações de *V. auriculata*, além de ocorrerem em extremos, também foram encontradas dentro da extensão de distribuição conhecida, mas ocorrendo de forma disjunta. Esse novo panorama de distribuição pode indicar também uma urgência na conservação dessas novas áreas, uma vez que em estudos filogeográficos, em desenvolvimento pelo nosso grupo, foi encontrada grande estruturação haplotípica mesmo dentro das



populações e a adição dessas novas ocorrências poderia complementar esses estudos (Fiorini *et al.*, dados não publicados).

As duas espécies foram classificadas como “Em Perigo” pelos critérios da IUCN, por apresentarem extensão de ocorrência das espécies inferior a 5.000 km<sup>2</sup>. Além disso, as populações parecem estar sob fortes alterações antrópicas da paisagem do entorno, que podem causar fragmentação das populações e contínuo declínio da qualidade do habitat. As principais alterações antrópicas observadas no campo foram queimadas, supressão de ramos para coleta de orquídeas epífitas em seus galhos ou para serem usados em fornos caseiros, pastagem de gado, expansão imobiliária, mineração e extração de areia. As novas ocorrências merecem atenção especial para medidas de conservação, por meio de ampliação ou de criação das áreas de proteção integral.

Determinar novas áreas de ocorrência dessas espécies é uma forma direta de indicar as lacunas de conhecimento e onde devem ser incorporadas informações biológicas e ambientais (Collen *et al.*, 2008), principalmente se considerarmos as regiões onde essas duas espécies conspícuas e que se destacam na paisagem foram encontradas. A exemplo disso, Martinelli (2007) indicou a Serra da Pedra Menina, área que já era conhecida para ocorrência de *V. auriculata*, como uma das serras brasileiras com parcial ou total ausência de informação biológica e que necessita a elaboração de inventários. Com o mesmo propósito, indicamos as serras que registraram novas ocorrências e que estão fora de UC's de proteção integral com potencial para realização de levantamentos biológicos (Anexo 1). Coletas em locais de fácil acesso podem gerar dados com viés espacial, ambiental e taxonômico, gerando apenas réplicas sem nenhuma contribuição ao conhecimento do nicho da espécie (Hortal *et al.*, 2008). Como exemplo, citamos Madeira *et al.*

(2008), no qual um levantamento dos registros de coleta na Serra do Cipó revelou uma concentração de coletas próximas a uma rodovia. As regiões onde foram localizadas novas ocorrências podem ser consideradas como áreas potenciais para se descobrir novas espécies, já que estão inseridas em áreas de serras caracterizados por alta riqueza, endemismos e subamostradas (Martinelli, 2007). Os novos registros de ocorrência de ambas as espécies corroboram com os resultados encontrados por Silva *et al.* (2008) de áreas insubstituíveis para conservação na Cadeia do Espinhaço, e a conservação dessas espécies possivelmente representará a conservação de outras espécies ainda desconhecidas.

Este estudo ressalta a importância dos MDE como método para encontrar novas localidades de ocorrência de espécies, diminuindo o Déficit Wallaceano (Lomolino, 2004), um dos principais problemas para se implementar ações de conservação (Margules & Pressey, 2000) e de extrema importância para fazer qualquer inferência direta ou indireta dos riscos de extinção das espécies e direcionar planos e ações de conservação. Foi verificado que as informações adquiridas neste estudo acrescentaram informações ambientais, ampliando o conhecimento sobre o nicho das espécies, diminuindo o Déficit Hutchinsoniano (Mokany & Ferrier, 2011), indicando que as espécies podem não ser tão especialistas quanto eventualmente determinado, o que pode se dever ao viés das coletas taxonômicas.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aidar, S. T., Meirelles, S. T., Pocius, O., Delitti, W. B. C., Souza, G. M. & Gonçalves, A. N. 2010. Desiccation tolerance in *Pleurostima purpurea* (Velloziaceae). *Plant Growth Regulation* **62**: 193-202.
- Araújo, M. B. & Guisan, A. 2006. Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography* **33**: 1677-1688.
- Borba, E. L., Felix, J. M., Solferini, V. N. & Semir, J. 2001. Fly-pollinated *Pleurothallis* (Orchidaceae) species have high genetic variability: evidence from isozyme markers. *American Journal of Botany* **88**: 419-428.
- Brown, J. H. & Lomolino, M. V. 1998. *Biogeography*, 2nd edn. Sinauer, Sunderland.
- Chaverri-Polini, A. 1998. Mountains, biodiversity and conservation. *Unasylva* **195**: 22-33.
- Collen, B., Ram, M., Zamin, T. & McRae, L. 2008. The tropical biodiversity data gap: addressing disparity in global monitoring. *Tropical Conservation Science* **1**: 75-88.
- Conceição, A. A., Pirani, J. R. & Meirelles, S. T. 2007a. Floristics, structure and soil of insular vegetation in four quartzite-sandstone outcrops of Chapada Diamantina, Northeast Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* **30**: 641-655.
- Conceição, A. A., Giulietti, A. M. & Meirelles, S. T. 2007b. Ilhas de Vegetação em afloramentos de quartzito-arenito no Morro do Pai Inácio, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* **21**: 335-347.
- Conceição, A. S., Queiroz, L. P., Lambert, S. M., Pereira, A. C. S. & Borba, E. L. 2008. Biosystematics of *Chamaecrista* sect. *Absus* subsect. *Baseophyllum* (Leguminosae-Caesalpinioideae) based on allozyme and morphometric analyses. *Plant Systematics and Evolution* **270**: 183-207.
- Cruz, D. T., Selbach-Schnadelbach, A., Lambert, S. M., Ribeiro, P. L. & Borba, E. L. 2011. Genetic and morphological variability in *Cattleya elongata* Barb. Rodr. (Orchidaceae), endemic to the campo rupestre vegetation in northeastern Brazil. *Plant Systematics and Evolution* **294**: 87-98.
- Echternacht, L., Trovó, M., Oliveira, C. T. & Pirani, J. R. 2011. Areas of endemism in the Espinhaço Range in Minas Gerais, Brazil. *Flora* **206**: 782-791.
- 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., et al. 2006. Novel methods improve

- prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* **29**: 129-151.
- Feeley, K. J. & Silman, M. R. 2011. The data void in modeling current and future distributions of tropical species. *Global Change Biology* **17**: 626-630.
- Feeley, K. J. & Silman, M. R. 2010. Modelling the responses of Andean and Amazonian plant species to climate change: the effects of georeferencing errors and the importance of data filtering. *Journal of Biogeography* **37**: 733-740.
- Franklin, J. 2009. *Mapping species distributions: spatial inference and predictions*. Cambridge University Press, New York.
- Garcia, Q. S., Jacobi, C. M. & Ribeiro, B. A. 2007. Resposta germinativa de duas espécies de *Vellozia* (Velloziaceae) dos campos rupestres de Minas Gerais, Brasil. *Acta Botanica Brasílica* **21**: 451-456.
- Giulietti, A. M. & Pirani, J. R. 1988. Patterns of geographic distribution of some plant species from the Espinhaço Range, Minas Gerais and Bahia, Brazil. In P. E. Vanzolini & W. R. Heyer (Eds.), *Proceedings of a Workshop on Neotropical Distribution Patterns*. Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro (pp. 39-69).
- Giulietti, A. M., Pirani, J. R. & Harley, R. M. 1997. Espinhaço range region. Eastern Brazil. In: S.D. Davis, V.H. Heywood, O. Herrera-MacBryde, J. Villa-Lobos & A.C. Hamilton (Eds.), *Centres of plant diversity. A guide and strategies for the conservation. Vol. 3: The Americas* WWF/IUCN, Cambridge (pp. 39-404).
- 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.
- Hernandez, P. A., Graham, C. H., Master, L. L. & Albert, D. L. 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* **29**: 773-785.
- Hortal, J., Jiménez-Valverde, A., Gómez, J. F., Lobo, J. M. & Baselga, A. 2008. Historical bias in biodiversity inventories affects the observed environmental niche of the species. *Oikos* **117**: 847-858.
- Jesus, F., Abreu, A., Semir, J. & Solferini, V. N. 2009. Low genetic diversity but local genetic differentiation in endemic *Minasia* (Asteraceae) species from Brazil. *Plant Systematics and Evolution* **277**: 187-196.

- Jesus, F., Solferini, V. N., Semir, J. & Prado, P. 2001. Local genetic differentiation in *Proteopsis argentea* (Asteraceae), a perennial herb endemic in Brazil. *Plant Systematics and Evolution* **226**: 59-68.
- Jiménez-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.
- Joly, A. B. 1970. *Conheça a vegetação Brasileira*. São Paulo: EDUSP.
- Kamino, L. H. Y., Stehmann, J. R., Amaral, S., De Marco Jr., P., Rangel, T. F., Siqueira, M. F., De Giovanni, R. & Hortal, J. 2011. Challenges and perspectives for species distribution modelling in the neotropics. *Biology Letters*. DOI: 10.1098/rsbl.2011.0942.
- Lambert, S. M., Borba, E. L. & Machado, M. C. 2006. Allozyme diversity and morphometrics of the endangered *Melocactus glaucescens* (Cactaceae), and investigation of the putative hybrid origin of *Melocactus x albicephalus* (*Melocactus ernestii* x *M. glaucescens*) in north-eastern Brazil. *Plant Species Biology* **21**: 93-108.
- Lobo, J. M., Baselga, A., Hortal, J., Jiménez-Valverde, A. & Gómez, J. F. 2007. How does the knowledge about the spatial distribution of Iberian dung beetle species accumulate over time? *Diversity and Distributions* **13**: 772-780.
- Lomolino, M. V. 2004. Conservation biogeography. In M. V. Lomolino & L. R. Heaney (Eds.), *Frontiers of biogeography: new directions in the geography of nature*. Sunderland, Massachusetts: Sinauer Associates (pp. 293-296).
- Lousada, J. M., Borba, E. L., Ribeiro, L. C. & Lovato, M. B. 2011. Genetic structure and variability of the endemic and vulnerable *Vellozia gigantea* (Velloziaceae) associated with the landscape in the Espinhaço Range, in southeastern Brazil: implications for conservation. *Genética* **139**: 431-440.
- Madeira, J. A., Ribeiro, K. T., Oliveira, M. J. R., Nascimento, J. S. & Paiva, C. L. 2008. Distribuição espacial do esforço de pesquisa biológica na Serra do Cipó, Minas Gerais: subsídios ao manejo das unidades de conservação da região. *Megadiversidade* **4**: 233-247.
- Margules, C. R. & Pressey, R. L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* **405**: 243-253.
- Martinelli, G. 2007. Mountain biodiversity in Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* **30**: 587-597.
- Mello-Silva. 1995. Aspectos taxonômicos, biogeográficos, morfológicos e biológicos das Velloziaceae de Grão-Mogol, Minas Gerais, Brasil. *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo* **14**: 49-79.

- Mello-Silva, R. & Menezes, N. L. 1999. Two new Brazilian Velloziaceae *Vellozia auriculata* and *Vellozia gigantea* and a key to the related dracenoid species of *Vellozia*. *Novon* **9**: 536-541.
- Mittermeier, R. A., Robles-Gil, P. & Mittermeier, C. G. 1997. *Megadiversity. Earth's Biologically Wealthiest Nations*. Mexico City: CEMEX/Agrupación Sierra Madre.
- Mokany, K. & Ferrier, S. 2011. Predicting impacts of climate change on biodiversity: a role for semi-mechanistic community-level modelling. *Diversity and Distributions* **17**: 374–380.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**: 853-858.
- 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.
- Pereira, A. C. S., Borba, E. L. & Giuliatti, A. M. 2007. Genetic and morphological variability of the endangered *Syngonanthus mucugensis* Giul. (Eriocaulaceae) from the Chapada Diamantina, Brazil: implications for conservation and taxonomy. *Botanical Journal of the Linnean Society* **153**: 401-416.
- 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. In *Proceedings of the 21st International Conference on Machine Learning*. New York: ACM Press (pp. 655-662).
- Rapini, A., Ribeiro, P. L., Lambert, S. & Pirani, J. R. 2008. A flora dos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço. *Megadiversidade* **4**: 16–24.
- Ribeiro, K. T., Nascimento, J. S., Madeira, J. A. & Ribeiro, L. C. 2009. Aferição dos limites da Mata Atlântica na Serra do Cipó, MG, Brasil, visando maior compreensão e proteção de um mosaico vegetacional fortemente ameaçado. *Natureza & Conservação* **7**: 30-49.
- Ribeiro, P. L., Borba, E. L., Smidt, E. C., Lambert, S. M., Schnadelbach, A. S. & van den Berg, C. 2008. Genetic and morphological variation in the *Bulbophyllum exaltatum* (Orchidaceae) complex occurring in the Brazilian “campos rupestres”: implications for taxonomy and biogeography. *Plant Systematics and Evolution* **270**: 109-137.
- Rodríguez, J. P., Brotons, L., Bustamante, J. & Seoane, J. 2007. The application of predictive modelling of species distribution to biodiversity conservation. *Diversity and Distributions* **13**: 243-251.

- Silva, J. A., Machado, R. B., Azevedo, A. A., Drumond, G. M., Fonseca, R. L., Goulart, M. F., Moraes, E. A., Martins, C. S. & Neto, M. B. R. 2008. Identificação de áreas insubstituíveis para conservação da Cadeia do Espinhaço, estados de Minas Gerais e Bahia, Brasil. *Megadiversidade* **4**: 248-270.
- Siqueira, M. F., Durigan, G., De Marco Jr., 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.
- Soberón, J. 2007. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters* **10**: 1-9.
- VanDerWal, J., Shoo, L. P., Graham, C. & Williams, S. E. 2009. Selecting pseudo-absence data for presence-only distribution modeling: how far should you stray from what you know? *Ecological Modelling* **220**: 589-594.
- 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.
- Wisz, M. S., Hijmans, R. J., Li, J., Peterson, A. T., Graham, C. H. & Guisan, A. 2008. Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions* **14**: 763-773.
- Yesson, C., Brewer, P. W., Sutton, T., Caithness, N., Pahwa, J. S., Burgess, M., Gray, W. A., White, R. J., Jones, A. C., Bisby, F. A. & Culham, A. 2007. How Global Is the Global Biodiversity Information Facility? *PLoS ONE*: 1-10.

## **CAPÍTULO II**

**Efeitos do tamanho amostral e do viés de coleta na modelagem de distribuição de espécies endêmicas em um ambiente insular e heterogêneo: os campos rupestres na Cadeia do Espinhaço**



## INTRODUÇÃO

Modelos de distribuição de espécies têm se mostrado uma ferramenta útil para a biogeografia da conservação (Whittaker *et al.*, 2005; Richardson & Whittaker, 2010), como uma forma de aumentar o conhecimento de espécies, que apresentam dados deficientes sobre a sua distribuição. Dentre essas, as espécies alvos de conservação como as endêmicas, raras ou ameaçadas de extinção (p.e., Guisan *et al.*, 2006; Pearson *et al.*, 2007; Siqueira *et al.*, 2009) requerem o urgente conhecimento de sua distribuição para direcionar práticas conservacionistas. Os mapas preditivos gerados são baseados na teoria de nicho, na qual a espécie ocorre nos locais onde as condições ambientais são favoráveis à sua sobrevivência e manutenção (Soberón & Peterson, 2005; Soberón, 2007). Assim, os modelos utilizam da informação ambiental presente em pontos de ocorrência da espécie para identificar áreas que apresentam características ambientais adequadas à espécie (Elith *et al.*, 2006). Com o uso desses modelos, pretende-se criar o quadro de distribuição das espécies baseado em informação incompleta de distribuição (Guisan, *et al.*, 2006; Franklin, 2009). Todavia alguma perda de informação sobre distribuição real pode ocorrer quando os pontos de ocorrência das espécies não abrangem toda a amplitude ambiental da distribuição e assim prejudicar as ações práticas de conservação quando esses modelos são utilizados como suporte nas decisões de criação, ampliação e manejo de Unidades de Conservação (Hortal *et al.*, 2008; Costa *et al.*, 2010; Feeley & Silman, 2011a).

Desse modo, a quantidade e a qualidade dos dados de ocorrência constituem um dos pontos chaves para a boa predição do modelo (Kadmon *et al.*, 2003; Guisan & Thuiller, 2005; Araújo & Guisan, 2006; Feeley & Silman, 2011a), pois o conjunto

de informações ambientais associadas aos pontos define a distribuição geográfica predita para espécie ao delimitar aquelas áreas que apresentam as condições adequadas para a ocorrência das espécies (Guisan & Zimmermann, 2000; Elith & Leathwick, 2009). Porém, esse tipo de dado é escasso, principalmente para as regiões tropicais (Tobler *et al.*, 2007; Collen *et al.*, 2008; Cayuela *et al.*, 2009; Feeley & Silman, 2011b) e na maioria dos casos apresenta-se com forte viés espacial (Kadmon *et al.*, 2003) e/ou temporal (Feeley & Silman, 2011a). Este viés pode trazer uma visão fragmentada da distribuição das espécies, quando toda a amplitude das condições ambientais não é representada nos dados de ocorrência. A maioria das espécies, principalmente as endêmicas e raras, possui poucos pontos de ocorrência disponíveis (Collen *et al.*, 2008; Soria-Auza & Kessler, 2008) e esse baixo número amostral pode afetar a predição dos algoritmos (Hirzel & Guisan, 2002; Stockwell & Peterson, 2002; Hernandez *et al.*, 2006; Wisz *et al.*, 2008), principalmente se estiverem enviesados espacialmente (Bean *et al.*, 2011). Diante disso, faz-se necessário o conhecimento da influência tanto do tamanho amostral como do viés de coleta para a acurácia dos modelos de distribuição de espécies.

Trabalhos têm sido conduzidos para avaliar a influência do número amostral dos pontos de ocorrência na acurácia dos modelos e, de uma forma geral, tem encontrado que o poder de predição dos modelos aumenta quando os dados de ocorrência aumentam (Stockwell & Peterson, 2002; Kadmon *et al.*, 2003; Hernandez *et al.*, 2006; Wisz *et al.*, 2008). Porém, uma predição satisfatória para poucos pontos amostrais tem sido encontrada com o emprego de alguns algoritmos, por exemplo Maxent (Hernandez *et al.*, 2006; Wisz *et al.*, 2008), GARP (Stockwell & Peterson, 2002) e Domain (Hernandez *et al.*, 2006), podendo servir como um método exploratório para buscar novas informações de distribuição das espécies.

Esses estudos têm sido realizados a partir de subamostras aleatórias tomadas do conjunto total dos pontos de ocorrência de espécies que possuem a distribuição bem conhecida. Entretanto, as coletas das espécies geralmente não são feitas de forma aleatória no espaço geográfico, pois muitas vezes as espécies são coletadas em locais de fácil acesso, como em beiras de estradas, ao redor dos grandes centros de pesquisas ou ao redor dos grandes rios (p.e., Kadmon *et al.*, 2003; Hopkins, 2007; Tobler *et al.*, 2007; Madeira *et al.*, 2008). Assim, além de muitas vezes serem escassos, os pontos também podem se apresentar enviesados, sendo que alguns trabalhos também têm tratado da influência do viés temporal (Hortal *et al.*, 2008; Feeley & Silman, 2011a) e espacial (Kadmon *et al.*, 2003, 2004; Costa *et al.*, 2010; Bean *et al.*, 2011; McCarthy *et al.*, 2012) sobre a predição dos modelos. Pontos de ocorrência enviesados tendem a gerar mapas de distribuição menos acurados que aqueles gerados com amostras aleatórias, distantes da predição de distribuição das espécies (Feeley & Silman, 2011a). Amostras enviesadas também podem ter forte efeito sobre os limites de corte e prejudicar a avaliação e predição dos modelos, ao omitir a área predita, sendo que o erro na predição pode não ser perceptível quando os dados de validação também são enviesados (Bean *et al.*, 2011).

Contudo, poucos são os estudos que abordam efeitos do tamanho amostral e do viés de coleta nos modelos considerando ambientes com características peculiares, como os que possuem heterogeneidade topográfica e micro-climática, habitats com distribuição restrita e descontínua, grande riqueza e endemismo de espécies, como os campos rupestres da Cadeia do Espinhaço (Giulietti & Pirani, 1988; Giulietti *et al.*, 1997), e que necessitam de estudos em escala mais refinada como forma de abranger informação ambiental. Nesses ambientes, amostras

pequenas ou enviesadas podem não conseguir representar a amplitude ambiental de ocorrência de uma espécie, mesmo para aquelas endêmicas que podem apresentar uma pequena amplitude de exigências ambientais necessárias à sua manutenção (Stockwell & Peterson, 2002; Hernandez *et al.*, 2006). Desta forma, os mapas de predição da distribuição podem ficar prejudicados e inaccurados para serem utilizados na conservação dessas espécies.

A formação vegetacional dos campos rupestres ocorre principalmente no conjunto de serras disjuntas que formam a Cadeia do Espinhaço, em altitudes acima de 900 m. Essa cadeia se caracteriza por apresentar características peculiares referentes à heterogeneidade ambiental, diversidade topográfica e de solos, da grande extensão latitudinal (1.000 km) e de continentalidade (variando entre 50 e 100 km) que geram um alto índice de riqueza e endemismo na região dos campos rupestres (Giulietti & Pirani, 1988; Giulietti *et al.*, 1997; Echternacht *et al.*, 2011), considerada reserva da Biosfera pela UNESCO (2005). Porém, pouco se sabe sobre a diversidade e a distribuição desses endemismos nessas formações, fato agravado pelo alto viés de coleta em ambientes serranos de difícil acesso, onde as coletas tendem a se concentrar ao redor das rodovias (Martinelli, 2007; Madeira *et al.*, 2008).

Espécies dos campos rupestres se tornam um alvo interessante para se estudar as possíveis influências do tamanho amostral e do viés de coleta que podem estar associados às espécies da Cadeia do Espinhaço. *Vellozia auriculata* e *V. gigantea* são espécies interessantes para esta abordagem metodológica, pois estão distribuídas de forma disjunta nos topos das serras ao longo de gradientes latitudinal e continental da Cadeia do Espinhaço, que podem corresponder ao gradiente

ambiental (ver Capítulo I), possibilitando gerar conjuntos de amostras enviesadas espacialmente que podem representar vieses das condições ambientais.

Assim, o objetivo do trabalho foi testar a influência do tamanho amostral e do viés espacial em algoritmos que utilizam diferentes lógicas para prever a distribuição de duas espécies de *Vellozia*, endêmicas dos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço. O estudo foi conduzido em uma escala refinada e um conjunto de dados independentes foram utilizados na validação dos modelos e sem aplicação de um ponto de corte.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### *Área de Estudo*

A área de estudo foi constituída pelos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço, uma vez que todos os registros para ambas as espécies estavam localizados nessa fitofisionomia. Como essa formação vegetacional está inserida em altitudes acima de 900 m (Giulietti & Pirani, 1988), a área foi delimitada a partir de um corte altitudinal de 800 m (Figura 1), evitando um possível erro na delimitação dos campos rupestres. Poucas espécies de *Vellozia* ocorrem de forma disjunta dos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço em outras formações geomorfológicas (Mello-Silva, 1995), reforçando a escolha da área de estudo. Além disso, VanDerWal *et al.* (2009) apontam para influência do tamanho da área de estudo na predição do algoritmo Maxent em função da seleção de pseudoausências, na qual a área não pode ser muito ampla, pois pode ocorrer sobreprevisão, e nem muito reduzida, porque locais adequados à ocorrência podem ser omitidos.

### *Dados de ocorrência*

Para gerar os modelos, foram levantados 112 pontos de ocorrência para *V. auriculata* e 79 para *V. gigantea*. Esses pontos foram georreferenciados em campo com auxílio do GPS e coletados ao longo das populações conhecidas (oito populações de *V. auriculata* e dez de *V. gigantea*) com um limite mínimo de 90 m entre os pontos, tentando amostrar a maior variação de altitude, fisionomia e substrato. Com isso, procurou-se obter uma maior representatividade das condições ambientais favoráveis à ocorrência das espécies, percorrendo a maior área possível dentro dos limites de tempo de trabalho de campo e de logística em áreas de difícil acesso.

### *Modelos gerados com diferentes tamanhos amostrais*

Além do conjunto contendo todos os pontos de ocorrência, foram criados aleatoriamente cinco subamostras com 5, 10, 25, 50 e 75% da totalidade dos pontos para gerar os modelos para cada espécie. Os conjuntos foram utilizados para testar a influência do tamanho amostral e selecionar o número mínimo de pontos de ocorrência necessários para gerar modelos acurados para a próxima etapa do experimento. O conjunto mínimo com 5% dos dados gerados aleatoriamente para as duas espécies foi de quatro para *V. gigantea* e seis para *V. auriculata*.

### *Modelos gerados por subamostras enviesadas espacialmente*

Para testar a influência do viés espacial, os pontos de ocorrência das espécies foram ordenados em um gradiente latitudinal e divididos em quatro subamostras. Em seguida, os mesmos pontos foram subdivididos em outros quatro

conjuntos baseado no ordenamento longitudinal. Essas subamostras constituíram oito réplicas utilizadas para gerar os modelos enviesados espacialmente para cada algoritmo. A partir dos resultados obtidos, foi considerado que as subamostras compostas por 25% da totalidade dos dados de ocorrência continham um número de pontos necessários para obter modelos com acurácia, sem prejudicar a avaliação da influência do viés espacial.

### *Parâmetros ambientais*

Poucos são os estudos que tratam dos requerimentos ecológicos favoráveis à ocorrência das espécies de *Vellozia*. Assim procurou-se utilizar um grande número de variáveis que estivessem disponíveis para a área de estudo, já que o conhecimento da ecologia e fisiologia do grupo ainda é incipiente. Ao todo foram utilizadas 28 camadas ambientais: 19 camadas bioclimáticas (extraídas do Worldclim, resolução aproximada de 1 km na linha do Equador); quatro camadas topográficas: altitude (obtida no Worldclim, resolução de 1 km), inclinação, orientação do terreno (obtidas do USGS-Hydro 1K, resolução de 1 km) e modelo de elevação digital (obtida do site LabGeo da UFRGS, resolução de 90 m); duas camadas de Índice de Vegetação Realçado - EVI, composta de 16 dias de 2010, sendo uma do mês de janeiro, representando o período de chuvas e outra do mês de junho, representando o período seco (obtidas do site da NASA, na resolução de 250 m); duas camadas de evapotranspiração, uma potencial e outra real, e uma camada de índice de aridez (obtidas do CGIAR-CSI, resolução de 1 km). A resolução utilizada para redimensionar os pixels das camadas preditoras foi de 90 x 90 m do modelo de elevação digital, pois procurou preservar a maior resolução

encontrada dentro do conjunto das variáveis e aproveitar a compatibilidade existente entre a resolução e a qualidade do georreferenciamento dos pontos de ocorrência.

### *Algoritmos utilizados e avaliação dos modelos*

A influência do tamanho amostral e do viés espacial foi testada em quatro algoritmos que apresentam diferentes conjuntos de regras para gerar a relação entre os pontos de ocorrência e os dados ambientais, ou seja, o modelo de nicho ecológico: um que utiliza da lógica de envelopes climáticos – Bioclim (Busby, 1991); um que utiliza da lógica de distâncias ambientais ou similaridade ambiental – Distância Ambiental Euclidiana; um que utiliza das duas lógicas citadas anteriormente – Domain (Carpenter *et al.*, 1993) e um último de lógica de aprendizado de máquina a partir do princípio de máxima entropia – Maxent (Phillips *et al.*, 2004).

Os modelos foram validados com conjunto de dados independentes coletados em campo (ver Capítulo 1), 170 pontos de presenças e 2.360 pontos de ausências para *V. auriculata* e 23 pontos de presenças e 2.540 pontos de ausências para *V. gigantea*. Esses pontos foram utilizados para gerar os valores da *area under the curve* (AUC) obtidos a partir da curva *receiver operating characteristic* (ROC) para todos possíveis pontos de corte no programa Tanagra, versão 1.4 (Lyon, 2004). Esse método de validação é aconselhado por constituir um teste que independe da escolha arbitrária de um limiar de corte para definir áreas preditas como presença e ausência, já que limiares de corte quando tomados de um conjunto de dados enviesados podem prejudicar a avaliação do modelo, omitindo áreas (Bean *et al.*, 2011). Além disso, por terem sido utilizados dados de presença e ausência



independentes, os valores de AUC podem ser considerados mais robustos e confiáveis (Bean *et al.*, 2011). O valor de AUC obtido para avaliar a influência do viés espacial para cada algoritmo foi sumarizado na média e no desvio-padrão calculados a partir das oito subamostras enviesadas espacialmente.

Teste de correlação de Pearson foi feito no software ENM Tools, versão 1.3 (Warren *et al.*, 2010) para verificar as semelhanças entre os mapas de predição: 1) com diferentes tamanhos amostrais e o conjunto total de pontos para cada algoritmo; 2) entre os mapas com amostras enviesadas para os diferentes algoritmos; 3) entre amostras enviesadas e o conjunto com todos os pontos para o mesmo algoritmo e 4) entre amostras enviesadas de cada algoritmo e o mapa do algoritmo que possui o maior valor de AUC. O valor da correlação obtido para avaliar a influência do viés espacial para cada algoritmo foi sumarizado na média e desvio-padrão calculados a partir das oito subamostras enviesadas espacialmente.

## RESULTADOS

### *Efeito do tamanho amostral sobre os MDE*

De uma forma geral, os valores de AUC para os quatro algoritmos tendem a aumentar quando o tamanho amostral aumenta em ambas as espécies, mas com pouca variação entre essas diferentes amostras (Figura 2). Para a maioria das amostras, os algoritmos variaram na seguinte ordem de melhor predição: Maxent > Domain > Distância Euclidiana > Bioclim para *V. auriculata*, e Domain >> Distância Euclidiana ≥ Maxent > Bioclim para *V. gigantea*. A maioria dos valores de AUC ficou entre 0,78 e 0,97, exceto Bioclim que obteve AUC abaixo desses valores e Maxent

que apresentou o valor mais baixo de AUC (0,62) para a amostra com 5% dos dados (quatro pontos) de *V. gigantea*. No entanto, o valor de AUC do Maxent aumentou consideravelmente (0,82) quando o algoritmo utilizou o conjunto com 10% dos dados para essa espécie. Com exceção do Bioclim para *V. auriculata*, os modelos gerados a partir de amostras que continham 25% dos dados apresentaram valores próximos aos modelos gerados com todos os pontos.

#### *Efeito do viés espacial sobre os MDE*

Os valores de AUC dos modelos gerados com dados enviesados variaram entre 0,35 e 0,93 e foram menores do que os valores observados para os modelos gerados com todos os pontos (Figura 3), que ficaram entre 0,66 e 0,96. Os modelos gerados com amostras enviesadas para *V. gigantea* apresentaram valores de AUC similares aos modelos que utilizaram a totalidade dos pontos. No caso da *V. auriculata*, apenas o Maxent conseguiu gerar valores similares entre as amostras com todos os pontos (0,98) e as amostras enviesadas ( $0,86 \pm 0,05$ ). A ordem de melhor predição dos algoritmos foi a mesma observada para o tamanho amostral: Maxent > Domain > Distância Euclidiana > Bioclim para *V. auriculata* e Domain > Distância Euclidiana > Maxent > Bioclim para *V. gigantea*. Os valores de AUC dos mapas gerados com amostras enviesadas para todos os algoritmos (Figura 3) foram inferiores aqueles gerados para o mesmo tamanho amostral tomado de forma aleatória do conjunto de dados (Figura 2) em ambas as espécies.

#### *Correlação entre os modelos*

As correlações entre os mapas gerados a partir de diferentes tamanhos amostrais e os mapas gerados a partir de todos os pontos, pelos mesmos

algoritmos, foram significativas ( $p < 0,001$ ) e estão apresentadas na Figura 4. Observa-se que as correlações tendem a aumentar à medida que as comparações utilizam conjuntos com maior quantidade de pontos. A partir da amostragem com 25% dos dados totais, as correlações ficaram maiores que 0,8, reforçando a justificativa de utilizar a divisão do conjunto total dos dados em 1/4 para verificar a influência do viés espacial. Não foi observada uma associação das correlações de amostras de cinco e 10% com o total e os valores de AUC obtidos pelos mesmos conjuntos de dados, pois os maiores valores de AUC não foram aqueles que alcançaram os maiores valores de correlação com as amostras totais. Todavia, o Domain (para todas as amostragens de *V. gigantea* e algumas de *V. auriculata*) e a Distância Euclidiana apresentaram as melhores correlações entre os mapas gerados para o total de pontos de ocorrência e os gerados com os menores tamanhos amostrais (Figura 4).

De uma forma geral, as correlações entre os mapas gerados a partir de amostras enviesadas para os diferentes algoritmos apresentaram baixos valores ( $r < 0,5$ ; Tabelas 1 e 2). As correlações entre os mapas com amostras enviesadas e os mapas com o total de pontos gerados pelos mesmos algoritmos revelaram que o Domain foi o menos influenciado pelo viés, com valores de  $r$  próximos de 1,0 (Tabelas 1 e 2). A Distância Euclidiana e o Maxent apresentaram valores intermediários ( $r$  entre 0,70 e 0,83) aos observados para o Domain e o Bioclim, sendo que Bioclim foi o mais influenciado pelo viés espacial das amostras ( $r < 0,4$ ). As correlações entre os mapas gerados por amostras enviesadas para os algoritmos e o mapa de melhor predição com o conjunto total de dados (maior AUC: Maxent para *V. auriculata* e Domain para *V. gigantea*, ver Figura 2) para as duas espécies demonstram a baixa correlação desses mapas com  $r < 0,5$ .

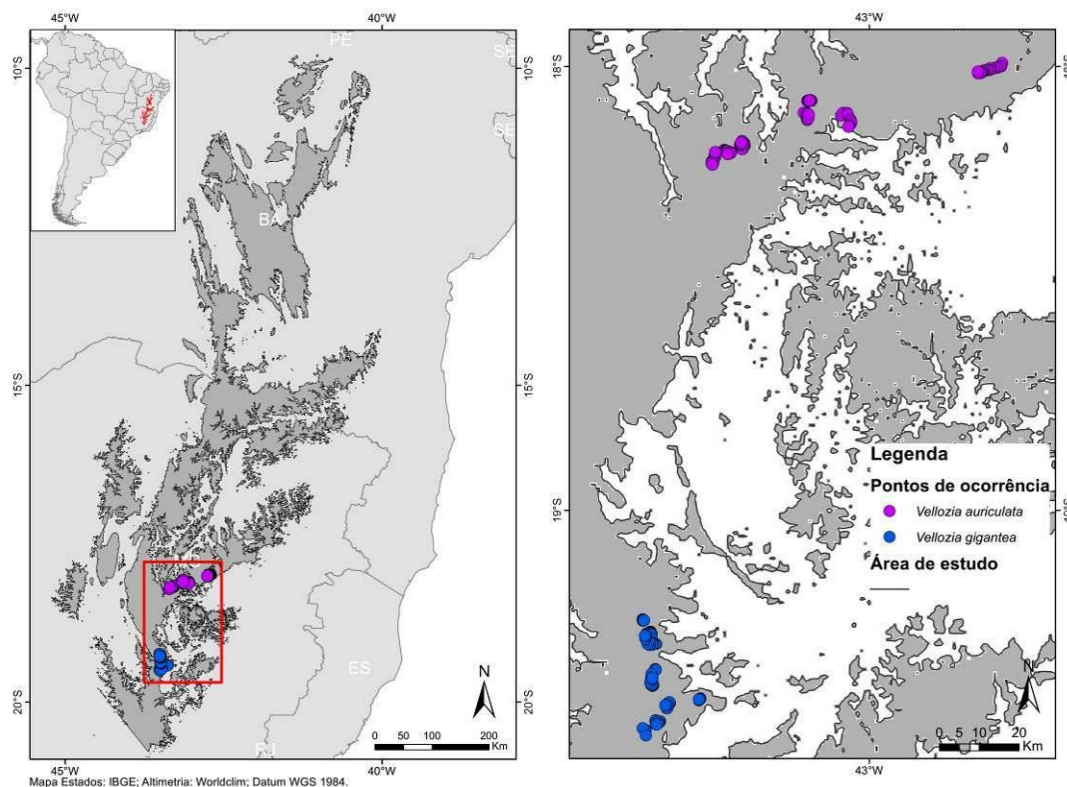


Figura 1: Localização da área de estudo na Cadeia do Espinhaço, apresentando o seu limite (corte altitudinal de 800m). Detalhe dos pontos utilizados para a modelagem de *Vellozia auriculata* e *V. gigantea* à direita. MG = Minas Gerais; SE = Sergipe; BA = Bahia; ES = Espírito Santo; RJ = Rio de Janeiro.

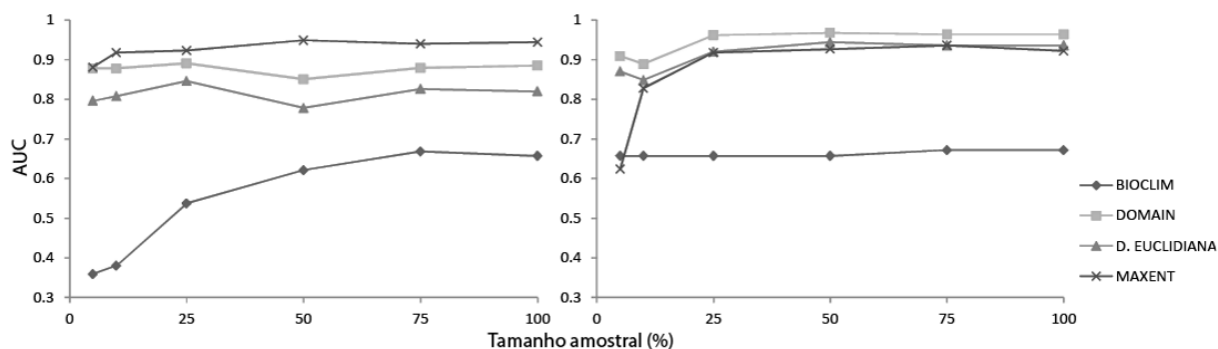


Figura 2: Gráfico dos valores de AUC calculados a partir dos mapas, de *Vellozia auriculata* à esquerda e *V. gigantea* à direita, gerados pelos quatro algoritmos utilizados no estudo, a partir dos diferentes tamanhos amostrais.

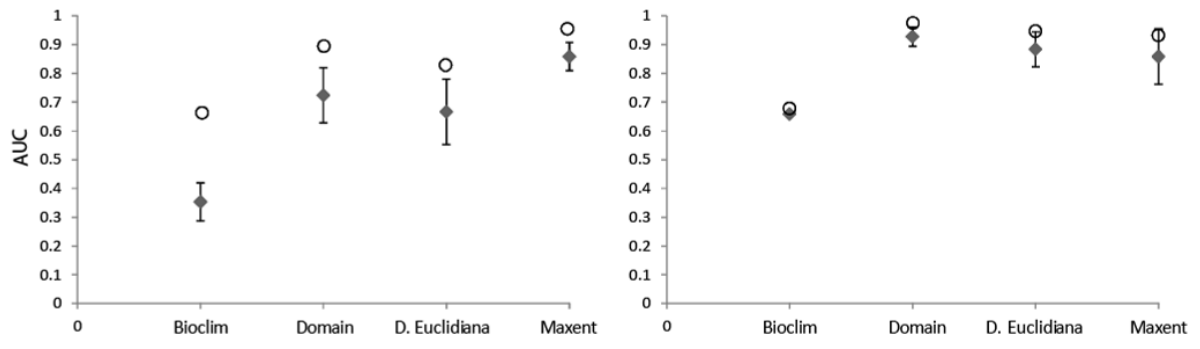


Figura 3: Gráfico dos valores de AUC calculados para os mapas gerados pelos quatro algoritmos utilizados no estudo para *Vellozia auriculata* à esquerda e *V. gigantea* à direita. O símbolo (♦) representa a média dos valores de AUC's calculados para os mapas gerados por amostras enviesadas e (○) representa os valores de AUC calculados para os mapas gerados com a totalidade dos pontos. As barras indicam o desvio-padrão.

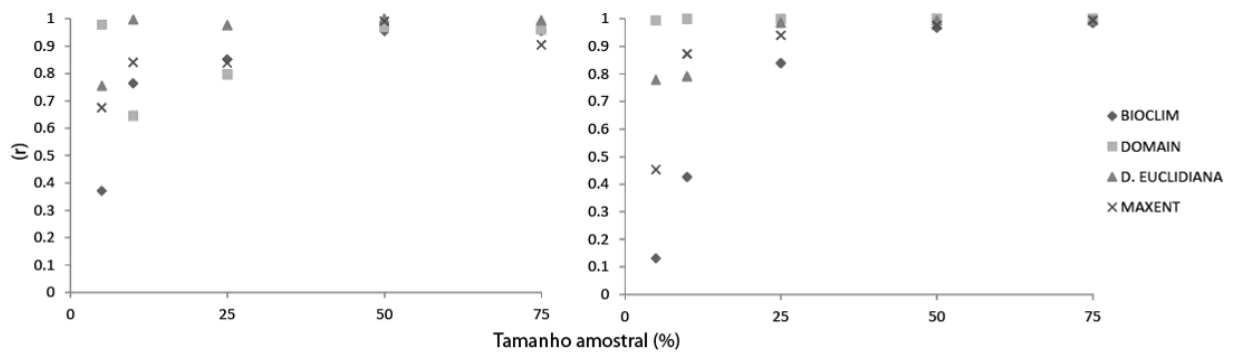


Figura 4: Gráfico da correlação de Pearson (r) entre os mapas, de *Vellozia auriculata* à esquerda e *V. gigantea* à direita, gerados a partir de diferentes tamanhos amostrais e o mapa gerado com a totalidade dos pontos calculado para os algoritmos utilizados no estudo.

Tabela 1: Médias e desvio-padrão das correlações de Pearson para *Vellozia auriculata* entre os mapas com amostras enviesadas para os diferentes algoritmos; entre os mapas com amostras enviesadas e os mapas com o total de pontos gerados pelos mesmos algoritmos e entre os mapas gerados por amostras enviesadas para os algoritmos e o mapa de melhor predição com o conjunto total de dados (maior AUC: Maxent).

		Amostras enviesadas			
		Bioclim	Domain	D. Euclidiana	Maxent
Amostras enviesadas	Bioclim	-	0,02±0,01	0,11±0,02	0,24±0,09
	Domain	-	-	0,35±0,07	0,17±0,05
	D. Euclidiana	-	-	-	0,51±0,08
Todas amostras	Bioclim	0,30±0,12	-	-	-
	Domain	-	0,97±0,01	-	-
	D. Euclidiana	-	-	0,72±0,13	-
	Maxent	-	-	-	0,70±0,12
	Algoritmo de melhor AUC (Maxent)	0,19±0,09	0,21±0,01	0,43±0,04	-

Tabela 2: Médias e desvio-padrão das correlações de Pearson para *Vellozia gigantea* entre os mapas com amostras enviesadas para os diferentes algoritmos; entre os mapas com amostras enviesadas e os mapas com o total de pontos gerados pelos mesmos algoritmos e entre os mapas gerados por amostras enviesadas para os algoritmos e o mapa de melhor predição com o conjunto total de dados (maior AUC: Domain).

		Amostras enviesadas			
		Bioclim	Domain	D. Euclidiana	Maxent
Amostras enviesadas	Bioclim	-	0,02±0,00	0,09±0,02	0,26±0,06
	Domain	-	-	0,40±0,05	0,14±0,04
	D. Euclidiana	-	-	-	0,43±0,05
Todas amostras	Bioclim	0,35±0,13	-	-	-
	Domain	-	0,99±0,00	-	-
	D. Euclidiana	-	-	0,83±0,07	-
	Maxent	-	-	-	0,71±0,10
	Algoritmo de melhor AUC (Domain)	0,02±0,00	-	0,39±0,06	0,14±0,04

## DISCUSSÃO

De uma forma geral, o aumento do tamanho amostral está associado à melhoria da acurácia dos modelos, uma vez que, com o aumento das amostras espera-se um incremento nas informações ambientais associadas aos pontos de ocorrência que poderiam delimitar melhor o nicho da espécie (Guisan, *et al.*, 2006; Soberón, 2007; Hortal *et al.*, 2008; Rocchini *et al.*, 2011). A partir de amostras compostas por 25% dos dados amostrados de forma aleatória (28 pontos de ocorrência *V. auriculata* e 20 para *V. gigantea*) foi possível obter uma predição próxima dos modelos gerados com todos os pontos, indicando que amostras reduzidas podem ser úteis para se obter uma predição satisfatória da distribuição das espécies, mesmo em ambientes heterogêneos. Apesar dos mapas gerados com cinco e 10% dos dados terem sido os menos acurados, ainda assim apresentaram valores de validação que revelaram o potencial desses mapas para serem utilizados em campo para direcionar a busca por novas populações. Esses novos registros podem complementar a informação ambiental produzindo mapas de predição mais próximos da distribuição real das espécies, como proposto por Guisan, *et al.* (2006). Por conseguinte, os mapas poderão ser aplicados em ações de conservação (Rodríguez *et al.*, 2007; Elith & Leathwick, 2009; Franklin, 2009). Assim, mesmo para áreas caracterizadas por grande heterogeneidade ambiental como os campos rupestres da Cadeia do Espinhaço (Giulietti & Pirani, 1988), mapas satisfatórios para guiar pesquisas de campo podem ser obtidos com poucas amostras, desde que estas sejam obtidas aleatoriamente dentro da distribuição das espécies, pois assim espera-se que o nicho da espécie seja melhor amostrado.



Domain e Maxent foram os algoritmos que apresentaram os melhores resultados utilizando diferentes tamanhos amostrais, inclusive com amostras pequenas, assim como já foi observado em outros estudos (Hernandez *et al.*, 2006; Wisz *et al.*, 2008). As diferenças de predições dos algoritmos observadas para as duas espécies podem estar relacionadas ao fato das condições ambientais que caracterizam o nicho de *V. auriculata* se repetirem com maior frequência nas diferentes serras de sua ocorrência e uma amostragem pequena, mas aleatória para essa espécie pode ter uma maior representatividade do nicho do que para *V. gigantea* que apresenta condições ambientais mais particulares para as diferentes serras, mesmo o nicho de *V. auriculata* apresentando maior amplitude (ver Capítulo I). Assim, algoritmo que gera mapas mais expansivos, como o Domain, teve melhor desempenho para *V. gigantea* e algoritmo como o Maxent que necessita de uma maior representatividade das condições ambientais, para gerar predições mais acuradas, teve melhor desempenho para *V. auriculata*. O Bioclim foi o que apresentou os mapas menos acurados, sendo que nas menores amostras a predição errou mais do que acertou, indicando o baixo desempenho desse algoritmo em relação aos demais e a alta sensibilidade para pequenas amostras. Esses mesmos resultados também foram observados por Hernandez *et al.* (2006) e Wisz *et al.* (2008).

Ao aumentar o tamanho amostral, os mapas se tornam mais semelhantes com aqueles gerados por todas as amostras. Isso era esperado, visto que novas informações ambientais, possivelmente, estão sendo adicionadas aos modelos (Guisan, *et al.*, 2006; Hortal *et al.*, 2008; Rocchini *et al.*, 2011), sendo que com amostras relativamente pequenas, entre 20 e 28 registros, já se obteve mapas muito próximos à predição ótima. Apesar do Maxent ter sido um dos algoritmos com

melhor desempenho com pequenas amostras (5 e 10% dos dados), os mapas gerados com esses tamanhos amostrais foram pouco semelhantes aos mapas com a totalidade dos pontos, o que se opõe aos resultados observados por outros autores (Elith *et al.*, 2006; Hernandez *et al.*, 2006), o que pode estar associado ao método de avaliação utilizado. Esse resultado reforça o cuidado que se deve ter na aplicação desses mapas com poucos pontos amostrais, mesmo para as espécies endêmicas. Para essas espécies se esperaria que pequenas amostras fossem suficientes para representar as condições ambientais necessárias à sua ocorrência e assim ter um mapa de distribuição acurado, devido ao fato de possuírem um nicho mais específico, ou seja, mais estreito.

Domain e Maxent também apresentaram os melhores resultados de predição com amostras enviesadas, sendo os menos sensíveis a essa influência. Entretanto, esses foram menos acurados que os mapas gerados com o mesmo número de amostras tomados de forma aleatória do conjunto total de dados, sendo que para *V. auriculata* a acurácia daqueles mapas foi menor do que esses gerados com amostras aleatórias que abrangeram 5% dos dados totais. Isso pode ser devido a maior amplitude ambiental de *V. auriculata* em relação a *V. gigantea* (ver Capítulo I). Os campos rupestres constituem uma fitofisionomia isolada por uma matriz distinta a leste pelo Domínio da Mata Atlântica e a oeste pelo Domínio do Cerrado, sendo que a distribuição das espécies nessa fitofisionomia pode sofrer com a influência Atlântica, em função da maior umidade (Ribeiro *et al.*, 2009) e da variação altitudinal, contribuindo com a variação ambiental no gradiente continental. Assim os resultados indicam a necessidade de preencher as lacunas de informação sobre a distribuição das espécies, que muitas vezes apresentam dados enviesados, para serem aplicados em MDE. Isso é particularmente importante para as espécies que ocupam

uma amplitude maior em um espaço geográfico ambientalmente heterogêneo como o observado aqui para *V. auriculata*. Uma alternativa para esse problema seria a realização de novas amostragens nas localidades já conhecidas para as espécies (ver Capítulo I) ou por reamostragem direcionada pelos modelos (Guisan, *et al.*, 2006).

Apesar da alta acurácia apresentada pelo Maxent e pelo Domain com amostras enviesadas, somente o Domain apresentou mapas mais similares ao gerado com todas as amostras. Isso indica a baixa sensibilidade desse algoritmo em relação às amostras enviesadas espacialmente e a alta potencialidade deste para ser utilizado para aumentar a informação de distribuição de espécies alvos de conservação na região tropical, que muitas vezes apresentam dados escassos (Collen *et al.*, 2008; Feeley & Silman, 2011b) e enviesados (Hortal *et al.*, 2008; Feeley & Silman, 2011a). Apesar da Distância Euclidiana e do Maxent serem mais afetados pelo viés, os resultados indicam a potencialidade desses dois algoritmos para direcionar buscas iniciais de espécies que se encontram com dados deficientes sobre sua distribuição (assim como proposto por Guisan *et al.*, 2006).

As amostras enviesadas influenciam de forma diferente as predições dos diferentes algoritmos, sendo que os mapas gerados por eles foram pouco parecidos entre si. Esse resultado era esperado, visto que diferentes algoritmos geralmente geram resultados diferentes pelo fato dos algoritmos utilizarem de diferentes lógicas matemáticas para se calcular a relação da informação de distribuição conhecida para a espécie e as condições ambientais (Guisan & Zimmermann, 2000; Elith *et al.*, 2006; Franklin, 2009). Essas lógicas vão desde aquelas de cálculo matemático mais simples, como os envelopes climáticos (p.e., Bioclim, Domain) e os de similaridade ambiental (p.e., Distância Euclidiana), aos mais complexos que utilizam da

aprendizagem de máquina que incorpora ou exclui regras como o GARP ou os que utilizam do princípio de máxima entropia, gerando distribuições mais próximas da uniforme, como o Maxent, e aqueles que utilizam de princípios estatísticos para inferir a distribuição como o GLM e o GAM. Nesse estudo, um algoritmo de lógica simples foi o menos sensível ao viés espacial e um dos mais acurados, apresentando resultados satisfatórios tanto para o tamanho amostral como para o viés espacial para as duas espécies analisadas.

A avaliação obtida pelo método do AUC e por correlação permitiu entender melhor a influência da quantidade e do viés amostral sobre os algoritmos, uma vez que os dois métodos de avaliação se complementaram na informação obtida pelos mapas preditos. Uma avaliação feita unicamente pela AUC poderia levar a resultados errôneos, já que as amostras utilizadas para validação, geralmente, não são tomadas de forma abrangente e aleatória na área de estudo (Cayuela *et al.*, 2009; Bean *et al.*, 2011). Esse tipo de cuidado de se avaliar os resultados através de diferentes métodos já havia sido destacado por Manel *et al.* (2001) e por Hernandez *et al.* (2006). Além disso, as duas avaliações da predição dos modelos se deram independentes de ponto de corte, tornando a avaliação dos resultados mais robusta e independente dos efeitos deste para as análises, uma vez que o ponto de corte pode ser muito influenciado pelo viés amostral, omitindo áreas (Bean *et al.*, 2011).

Além disto, a validação (AUC) feita por dados coletados em campo, de forma independente dos dados modelados, permitiu uma avaliação mais realista dos resultados, evitando um falso resultado de acurácia para os modelos (Cayuela *et al.*, 2009; Bean *et al.*, 2011). Assim, mesmo que os algoritmos (exceto o Bioclim) tenham apresentado mapas úteis para serem utilizados em ações exploratórias de distribuição das espécies, a transformação desses mapas em mapas binários por

limiar de corte deve ser interpretado com cuidado. Mapas gerados por limiar de corte de amostras enviesadas são menos acurados e geram áreas preditas menores, muito distantes da distribuição da espécie, e se esses mapas forem avaliados por amostras enviesadas, eles podem apresentar uma acurácia falsa (Bean *et al.*, 2011). Como o conhecimento da biodiversidade e da distribuição de espécies de regiões de serras como a Cadeia do Espinhaço apresenta-se incompleto, com muitas dessas regiões apresentando parcial ou total ausência de informação biológica (Martinelli, 2007; ver capítulo I), mapas de predição utilizando limiar de corte devem ser analisados com cautela.

Diante da variedade de algoritmos que usam de diferentes lógicas para se calcular a relação da distribuição conhecida para a espécie com as condições ambientais, é de se esperar que esses algoritmos consigam lidar de forma diferente quando tamanhos amostrais diferentes (Hernandez *et al.*, 2006; Wisz *et al.*, 2008) ou amostras enviesadas no espaço estão disponíveis (Elith *et al.*, 2006). Conhecer aqueles que são menos sensíveis a essas influências é de extrema importância para a conservação de espécies na região tropical, onde existem espécies alvo de conservação com informação fragmentada e enviesada sobre sua distribuição (Collen *et al.*, 2008; Feeley & Silman, 2011a). Essa falta de informação é ainda mais grave se considerarmos as regiões de serras como a Cadeia do Espinhaço com grande diversidade e necessidade de se conhecer as espécies e sua distribuição (Martinelli, 2007), na qual aproximadamente 2/3 das espécies ameaçadas para o estado de Minas Gerais estão inseridas nos campos rupestres dessa formação. O Domain foi o algoritmo menos sensível se considerar todo o conjunto avaliado e a realidade encontrada para os dados usados na modelagem.

É importante ressaltar a utilidade exploratória desses mapas que devem servir para buscar mais informações da distribuição das espécies para assim chegar a um mapa mais acurado e próximo da distribuição real. Assim, os modelos de distribuição de espécie se mostram como ferramentas exploratórias úteis na predição de distribuição com poucos pontos e/ou enviesadas, localizadas em ambientes heterogêneos como os campos rupestres.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Araújo, M. B. & Guisan, A. 2006. Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography* **33**: 1677-1688.
- Bean, W. T., Stafford, R. & Brashares, J. S. 2011. The effects of small sample size and sample bias on threshold selection and accuracy assessment of species distribution models. *Ecography* **34**: 1-9.
- Busby, J. R. 1991. BIOCLIM - a bioclimate analysis and prediction system. In C. R. Margules & M. P. Austin (Eds.), *Nature conservation: cost effective biological surveys and data analysis*. CSIRO, Melbourne (pp. 64-68).
- Carpenter, G., Gillison, A. N. & Winter, J. 1993. DOMAIN : a flexible modelling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. *Biodiversity and Conservation* **2**: 667-680.
- Cayuela, L., Golicher, D. J., Newton, A. C., Kolb, M., Albuquerque, F. S., Arets, E. J. M. M., Alkemade, J. R. M. & Pérez, A. M. 2009. Species distribution modeling in the tropics : problems, potentialities, and the role of biological data for effective species conservation. *Tropical Conservation Science* **2**: 319-352.
- Collen, B., Ram, M., Zamin, T. & McRae, L. 2008. The tropical biodiversity data gap: addressing disparity in global monitoring. *Tropical Conservation Science* **1**: 75-88.
- Costa, G. C., Nogueira, C., Machado, R. B. & Colli, G. R. 2010. Sampling bias and the use of ecological niche modeling in conservation planning : a field evaluation in a biodiversity hotspot. *Biodiversity & Conservation* **19**: 883-899.
- Echternacht, L., Trovó, M., Oliveira, C. T. & Pirani, J. R. 2011. Areas of endemism in the Espinhaço Range in Minas Gerais, Brazil. *Flora* **206**: 782-791.
- Elith, J. & Leathwick, J. R. 2009. Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **40**: 677-697.
- 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., *et al.* 2006. Novel methods improve prediction of species distributions from occurrence data. *Ecography* **29**: 129-151.
- Feeley, K. J. & Silman, M. R. 2011a. Keep collecting: accurate species distribution modelling requires more collections than previously thought. *Diversity and Distributions* **17**: 1132-1140.
- Feeley, K. J. & Silman, M. R. 2011b. The data void in modeling current and future distributions of tropical species. *Global Change Biology* **17**: 626-630.

- Franklin, J. 2009. *Mapping species distributions: spatial inference and predictions*. Cambridge University Press, New York.
- Giulietti, A. M., Pirani, J. R. & Harley, R. M. 1997. Espinhaço range region. Eastern Brazil. In: S.D. Davis, V.H. Heywood, O. Herrera-MacBryde, J. Villa-Lobos & A.C. Hamilton (Eds.), *Centres of plant diversity. A guide and strategies for the conservation. Vol. 3: The Americas*. WWF/IUCN, Cambridge (pp. 39-404).
- Giulietti, A. M. & Pirani, J. R. 1988. Patterns of geographic distribution of some plant species from the Espinhaço Range, Minas Gerais and Bahia, Brazil. In P. E. Vanzolini & W. R. Heyer (Eds.), *Proceedings of a Workshop on Neotropical Distribution Patterns*. Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro (pp. 39-69).
- 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.
- Hernandez, P. A., Graham, Catherine H., Master, L. L. & Albert, D. L. 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* **29**: 773-785.
- Hirzel, A. & Guisan, A. 2002. Which is the optimal sampling strategy for habitat suitability modelling. *Ecological Modelling* **157**: 331-341.
- Hopkins, M. J. G. 2007. Modelling the known and unknown plant biodiversity of the Amazon Basin. *Journal of Biogeography* **34**: 1400-1411.
- Hortal, J., Jiménez-Valverde, A., Gómez, J. F., Lobo, J. M. & Baselga, A. 2008. Historical bias in biodiversity inventories affects the observed environmental niche of the species. *Oikos* **117**: 847-858.
- Kadmon, R., Farber, O. & Danin, A. 2003. A systematic analysis of factors affecting the performance of climatic envelope models. *Ecological Applications* **13**: 853-867.
- Kadmon, R., Farber, O. & Danin, A. 2004. Effect of roadside bias on the accuracy of predictive maps produced by bioclimatic models. *Ecological Applications* **14**: 401-413.
- Madeira, J. A., Ribeiro, K. T., Oliveira, M. J. R., Nascimento, J. S. & Paiva, C. L. 2008. Distribuição espacial do esforço de pesquisa biológica na Serra do Cipó,



- Minas Gerais: subsídios ao manejo das unidades de conservação da região. *Megadiversidade* **4**: 233-247.
- Manel, S., Williams, H. C. & Ormerod, S. J. 2001. Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology* **38**: 921-931.
- Martinelli, G. 2007. Mountain biodiversity in Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* **30**: 587-597.
- McCarthy, K. P., Fletcher Jr., R. J., Rota, C. T. & Hutto, R. L. 2012. Predicting Species Distributions from Samples Collected along Roadsides. *Conservation Biology* **26**: 68-77.
- Mello-Silva. 1995. Aspectos taxonômicos, biogeográficos, morfológicos e biológicos das Velloziaceae de Grão-Mogol, Minas Gerais, Brasil. *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo* **14**: 49-79.
- 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.
- Phillips, S. J., Dudík, M. & Schapire, R. E. 2004. A maximum entropy approach to species distribution modeling. In *Proceedings of the 21st International Conference on Machine Learning*. New York: ACM Press (pp. 655-662).
- Rakotomalala, R. 2005. TANAGRA: a free software for research and academic pupososes. In *Proceedings of EGC 2005, RNTI-E-3*. France (pp. 697-702).
- Ribeiro, K. T., Nascimento, J. S., Madeira, J. A. & Ribeiro, L. C. 2009. Aferição dos limites da Mata Atlântica na Serra do Cipó, MG, Brasil, visando maior compreensão e proteção de um mosaico vegetal fortemente ameaçado. *Natureza & Conservação* **7**: 30-49.
- Richardson, D. M. & Whittaker, R. J. 2010. Conservation biogeography - foundations, concepts and challenges. *Diversity and Distributions* **16**: 313-320.
- Rocchini, D., Hortal, J., Lengyel, S., Lobo, J. M., Jiménez-Valverde, A., Ricotta, C., Bacaro, G. & Chiarucci, A. 2011. Accounting for uncertainty when mapping species distributions: The need for maps of ignorance. *Progress in Physical Geography* **35**: 211-226.
- Rodríguez, J. P., Brotons, L., Bustamante, J. & Seoane, J. 2007. The application of predictive modelling of species distribution to biodiversity conservation. *Diversity and Distributions* **13**: 243-251.
- Siqueira, M. F., Durigan, G., De Marco, P. J. & 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.

- Soberón, J. 2007. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters* **10**: 1-9.
- Soberón, J. & Peterson, A. T. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics* **2**: 1-10.
- Soria-Auza, R. W. & Kessler, M. 2008. The influence of sampling intensity on the perception of the spatial distribution of tropical diversity and endemism : a case study of ferns from Bolivia. *Diversity and Distributions* **14**: 123-130.
- Stockwell, D. R. B. & Peterson, A. T. 2002. Effects of sample size on accuracy of species distribution models. *Ecological Modelling* **148**: 1-13.
- Tobler, M., Honorio, E., Janovec, J. & Reynel, C. 2007. Implications of collection patterns of botanical specimens on their usefulness for conservation planning: an example of two neotropical plant families (Moraceae and Myristicaceae) in Peru. *Biodiversity and Conservation* **16**: 659-677.
- Unesco. 2005. MAB Biosphere Reserves Directory.URL:  
<http://www.brasilia.unesco.org/noticias/releases/2005/biosferaespinhaco>
- VanDerWal, J., Shoo, L. P., Graham, C. & Williams, S. E. 2009. Selecting pseudo-absence data for presence-only distribution modeling : How far should you stray from what you know ? *Ecological Modelling* **220**: 589-594.
- Warren, D. L., Glor, R. E. & Turelli, M. 2010. ENMTools: a toolbox for comparative studies of environmental niche models. *Ecography* **33**: 607-611.
- 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.
- Wisz, M. S., Hijmans, R. J., Li, J., Peterson, A. T., Graham, C. H. & Guisan, A. 2008. Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions* **14**: 763-773.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

- Os modelos de distribuição de espécies (MDE) são ferramentas úteis para buscar registros de populações desconhecidas da ciência, com novas localidades sendo encontradas para *Vellozia auriculata* e *V. gigantea*.
- A coleta de pontos a partir dos registros conhecidos para ambas às espécies na fase inicial da modelagem foi fundamental para melhorar a acurácia dos modelos e guiar pesquisas de campo para encontrar novas ocorrências.
- As condições ambientais podem se repetir ao longo do espaço geográfico em ambientes insulares e muito heterogêneos ambientalmente. Assim, muitas espécies consideradas micro-endêmicas podem ter uma ocorrência de distribuição maior e indicar um viés das coletas taxonômicas, que ao deparar localmente com um mosaico de nichos das diferentes espécies, podem fazer parecer que a espécie é micro-endêmica, mas esse padrão pode se repetir em outras serras.
- Tanto a nova coleta de pontos a partir dos registros conhecidos para as espécies quanto as novas ocorrências encontradas a partir da modelagem ampliaram o conhecimento sobre o nicho das espécies, deixando evidente que o conhecimento do nicho das espécies não é completo devido ao viés das coletas taxonômicas, que indicam que as espécies destes locais podem não ser tão especialistas.
- As duas espécies se diferiram ecologicamente e as populações tendem a formar um gradiente ambiental que corresponde parcialmente à extensão geográfica de ocorrência das mesmas.
- O grau de ameaça, a ocorrência de novos registros, principalmente os localizados nos extremos da distribuição geográfica e/ou ambiental conhecidos

e o estado de conservação “Em Perigo” indicam que ambas as espécies necessitam de medidas urgentes para conservação.

- A partir dos resultados da modelagem é possível indicar áreas potenciais para introdução ou reintrodução, na qual a espécie não está presente, mas apresenta condições favoráveis para ocorrência. Esta (re)introdução pode ser direcionada principalmente para áreas que estão em declínio ou degradação de habitat. Porém, monitoramento a longo prazo e estudos de dinâmica e genética de populações devem ser feitos para determinar a adequabilidade da introdução minimizando o impacto na comunidade, e sem comprometer a ocorrência das demais espécies.
- A acurácia dos MDE tende a aumentar à medida que o tamanho amostral aumenta desde que os pontos de presença estejam distribuídos aleatoriamente ao longo da extensão de ocorrência.
- Mapas gerados com poucos pontos amostrais podem gerar modelos úteis com predição satisfatória para serem utilizados em análises exploratórias para guiar pesquisas de campo.
- O Domain foi o menos sensível aos fatores analisados, com valores de AUC altos e com mapas praticamente iguais aos gerados com a totalidade dos pontos de ocorrência. O Bioclim foi o algoritmo mais sensível à influência tanto do tamanho amostral, quanto de amostras enviesadas.
- Os MDE conseguem gerar mapas preditivos para guiar pesquisas de campo em regiões com características ambientais diversificadas, como os campos rupestres da Cadeia do Espinhaço, que possuem conhecimento escasso e enviesado sobre distribuição para maioria das espécies.

- Outros estudos devem ser feitos para avaliar a influência de diferentes limiares de corte sobre a predição de diferentes algoritmos, utilizando amostras enviesadas.
- Os resultados aqui obtidos, tanto na aplicação quanto na avaliação de métodos, podem servir de guias para estudos futuros de distribuição de espécies na Cadeia do Espinhaço. Além disso, estes podem servir de comparação entre as diferentes abordagens de aplicabilidade e avaliação metodológica no campo da modelagem de distribuição de espécies.

**Anexo 1:** Lista das novas ocorrências de *Vellozia auriculata* e *V.gigantea*, indicando as localidades que se encontram em Unidades de Conservação (UC's).

	Localidades Novas Ocorrências	Longitude	Latitude	Presença em UC's
<i>Vellozia auriculata</i>	Serra do Arrependido	-43.3767	-18.4550	PE Pico do Itambé
	Pico do Itambé	-43.3517	-18.3958	PE Pico do Itambé
	Cachoeira Sumidouro	-43.2708	-18.2175	-
	Bocaina	-43.1650	-18.1375	-
	Penha de França	-43.0550	-18.0333	-
	Ribeirão de Areia	-42.9608	-18.0183	-
	Oeste do PE da Serra Negra	-42.8792	-18.0733	PE da Serra Negra
<i>Vellozia gigantea</i>	Altamira	-43.5663	-19.5427	APA Morro da Pedreira
	Ipoema	-43.4900	-19.5490	APA Morro da Pedreira
	Morro Redondo	-43.4875	-19.5565	-
	Morro Velho	-43.4900	-19.5707	-
	Serra da Lapa	-43.3391	-19.4447	-