



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO SUDOESTE DA BAHIA – UESB**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GENÉTICA, BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO**

**ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO DE MUTUM-DO-BICO-VERMELHO *Crax blumenbachii* (SPIX, 1825)**



**FERNANDO CÉSAR GONÇALVES BONFIM**

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



**Jequié-BA**

**2017**

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



**FERNANDO CÉSAR GONÇALVES BONFIM**

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

**ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO DE MUTUM-DO-BICO-  
VERMELHO *Crax blumenbachii* (SPIX, 1825)**



Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, para obtenção do título de Mestre em Genética, Biodiversidade e Conservação.

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

Orientador: Prof. Dra. Christine Steiner São

Bernardo

Coorientador: Prof. Dr. Paulo Henrique Chaves

Cordeiro



Jequié-BA

2017

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



## FICHA CATALOGRÁFICA

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

Bonfim, Fernando César Gonçalves.

B696 Áreas prioritárias para conservação de mutum-do-bico-vermelho *Crax blumenbachii* (SPIX, 1825) /Fernando César Gonçalves Bonfim.- Jequié, UESB, 2017.

81 f: il.; 30cm. (Anexos)

Dissertação de Mestrado (Pós-graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação)-Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, 2017. Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Christine Steiner São Bernardo.

1. Mutum-do-bico-vermelho (*Crax blumenbachii*) na Mata Atlântica – Viabilidade populacional 2. Mutum-do-bico-vermelho (*Crax blumenbachii*) na Mata Atlântica – Modelagem de distribuição 3. Mutum-do-bico-vermelho (*Cracidae*) na Mata Atlântica – Caça predatória 4. Mata Atlântica (fragmentação) – Risco de extinção do mutum-do-bico-vermelho (*Crax blumenbachii*) I. Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia II. Título.

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO SUDOESTE DA BAHIA - UESB  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GENÉTICA, BIODIVERSIDADE E  
CONSERVAÇÃO

Campus Jequié-BA

DECLARAÇÃO DE APROVAÇÃO

**Título:** “Áreas prioritárias para a conservação de mutum-do-bico-vermelho *Crax blumenbachii* (Spix 1825)”.

**Autor (a):** Fernando César Gonçalves Bonfim

**Orientador (a):** Profa. Dra. Christine Steiner São Bernardo – UNEMAT / Mato Grosso

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de MESTRE EM GENÉTICA, BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: GENÉTICA, BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO, pela Banca Examinadora:

*Christine Steiner São Bernardo*

Profa. Dra. Christine Steiner São Bernardo – UNEMAT / Mato Grosso

*Maíra Benchimol de Souza*

Profa. Dra. Maíra Benchimol de Souza - UESC / Ilhéus

*Ricardo Dobrovolski*

Prof. Dr. Ricardo Dobrovolski – UFBA / Salvador

Data de realização: 29 de março de 2017.

Avenida José Moreira Sobrinho, s/n – Jequezinho – Jequié/BA – CEP 45.206-190.  
Telefones: (0\*\*73) 3528-9725 – E-mail: ppggbc@uesb.edu.br

Genética

ção

Genética

ção

## AGRADECIMENTOS

Sou imensamente grato a minha orientadora, Chris, por tornar tudo isso possível, por ter me aceito no Grupo de Biologia da Conservação mesmo sem me conhecer ou ter dado aula pra mim e por aceitar orientar no mestrado. Aprendi muito desde o momento que entrei no grupo. Obrigado por sua enorme paciência comigo (srsr), pelas dicas para melhorar cada vez mais o trabalho, por possibilitar que através desse trabalho eu conhecesse essas duas áreas que este trabalho engloba e que são tão importantes.

Ao meu coorientador, Paulo, pelos esclarecimentos e paciência em esclarecê-los. Obrigado pela estadia em sua residência, por possibilitar uma visão mais ampla da conservação e pensar em questionar sempre. Aprendi muita coisa com você e conseguimos melhorar este trabalho com sua ajuda.

A minha família, em especial minha mãe Nilva, meu pai Nivaldo, meus irmãos Fredson e Israel e sobrinhos, pela admiração, por acreditar e me encorajar que irá dar certo, pela preocupação e por todo apoio quando precisei.

Aos velhos amigos que mesmo longe me deram apoio através da internet e que sempre mostraram confiança no meu trabalho, obrigado também pelas resenhas. Aos amigos mais recentes, muito obrigado pela força.

A minha namorada Bruna Stefani por ouvir minhas explicações sobre o trabalho mesmo às vezes nem entendendo, pelo apoio e incentivo em sempre buscar aprender mais.

As amigas Poliane, Elaine e Nathana e a meu amigo Alexandre, obrigado pela paciência, pelas dicas e sugestões em projetos e artigo da qualificação. À Elaine obrigado pela paciência em me ajudar com o ArcGis.

Agradeço também a minha querida UESB por esses quase 7 anos desde a graduação, ao PPGGBC e seus representantes (coordenadores, secretárias), aos professores e aos meus colegas pela convivência.

Durante esse período tive a oportunidade de conhecer pessoas incríveis em Universidades como UNESP, USP e UFG. Agradeço a todos os colegas em disciplinas e aos professores pelos aprendizados. Também sou grato a CAPES pela bolsa, pois sem ela provavelmente esse trabalho não teria sido feito.

## RESUMO

A conservação de espécies pode ser mais eficiente com a identificação de áreas prioritárias, principalmente para as ameaçadas de extinção, por indicar áreas específicas que devem receber maior atenção para protegê-las. Em meio às ferramentas utilizadas para tal prática, tem destaque a análise de viabilidade populacional, que simula o risco de extinção de uma espécie, e a modelagem de distribuição de espécie, que revela locais potencialmente adequados para sua ocorrência. Combinamos estas duas ferramentas para identificar remanescentes de Mata Atlântica com condição climática propícia que fossem capazes de manter populações viáveis de mutum-de-bico-vermelho (*Crax blumenbachii*) em longo prazo. Esta ave é endêmica deste bioma e é um dos cracídeos mais ameaçados do mundo, por ser alvo de caçadores e sofrer com a fragmentação e perda de habitat. Atualmente as populações autóctones estão em poucos fragmentos florestais no norte do Espírito Santo e sul da Bahia. No Rio de Janeiro e em Minas Gerais, as populações foram extintas e posteriormente foram feitas reintroduções. Usamos o software Vortex 10 para (1) determinar o tamanho mínimo de uma população de *C. blumenbachii*, considerando variados cenários, (2) verificar qual a área mínima que um fragmento florestal deve ter para abrigar populações viáveis da espécie e (3) averiguar a viabilidade das populações autóctones de *C. blumenbachii* em longo prazo. Usamos o método de consenso para definir quais e quantos remanescentes de Mata Atlântica possuem condições climáticas mais propícias à sobrevivência da espécie, com base em seis algoritmos utilizados para modelar a distribuição potencial da espécie. A camada de remanescentes de mata capazes de abrigar populações viáveis foi sobreposta à camada proveniente do modelo de consenso. Assim, apresentamos o mapa resultante representando as áreas prioritárias para traçar estratégias de conservação para *C. blumenbachii*. No cenário mais otimista (i.e., sem caça e com sobreposição de áreas de vida), áreas acima de 3100 ha suportam uma população viável em 100 anos, equivalentes a 71 fragmentos de Mata Atlântica. Destes, 54 possuem condições climáticas propícias ao mutum e localizam-se, em sua maioria, no estado da BA. O entorno dessas áreas tem menos de 55% de cobertura florestal, que é reflexo do intenso e longo processo de antropização sofrido pela Mata Atlântica. Estas são áreas-chave para (1) manter populações que ainda persistem na Mata Atlântica, (2) buscar populações ainda desconhecidas pelos pesquisadores, (3) reintroduzir populações e/ou (4) criar ou ampliar unidades de conservação.

Palavras-Chave: Cracidae; viabilidade populacional; modelagem de distribuição; Mata Atlântica; fragmentação; caça



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

## ABSTRACT

Species conservation may be more effective based on the identification of priority areas, mainly to threatened ones, once it points out specific areas that must receive greater attention to protect them. Among the tools used to identify priority areas, two are highlighted: population viability analysis, which simulates species extinction risk; and, species distribution modeling, which reveals potential suitable areas for the species occurrence. We combined both modeling tools to identify Atlantic Forest remnants that are climatic suitable and able to harbor viable populations of the red-billed curassow (*Crax blumenbachii*) in the long term. This bird is endemic of this biome and is one of the most endangered cracids of the world, due to hunting, habitat loss and fragmentation. Currently, native populations may be found in few forest patches in the northern Espírito Santo and southern Bahia. In Rio de Janeiro and Minas Gerais, populations became extinct, thus reintroduction programs took place. We used Vortex 10 software to (1) determine the minimum population size of *C. blumenbachii*, considering many scenarios, (2) verify which is the minimum area that a forest patch must have to harbor viable populations of the species and (3) verify the viability of native extant populations of *C. blumenbachii* in the long term. We used the ensemble method to identify and quantify remnant forests having the most suitable climatic conditions to species survival, based on six algorithms to model the species potential distribution. The layer of forest patches able to harbor viable populations were overlapped to the layer of the ensemble model. Therefore, we presented the resultant map representing the priority areas to develop conservation strategies for *C. blumenbachii*. In the most optimistic scenario (i.e. no hunting and home ranges overlap), the areas > 3,100 ha are able to harbor viable populations in 100 years, which corresponds to 71 Atlantic Forest patches. Among them, 54 have suitable climatic conditions to the species survival and are mostly located in the Bahia state. The landscape nearby these forest patches has less than 55% of forest cover, which is a consequence of the long and intense anthropogenic process in the Atlantic Forest. These are key areas to (1) maintain populations that still persist in the Atlantic Forest, (2) look for unknown populations, (3) reintroduce populations and/or (4) create or expand protected areas.

Key-words: Cracidae; population viability; species distribution modeling; Atlantic Forest; fragmentation; hunting



## LISTA DE FIGURAS

### REFERENCIAL TEÓRICO

**Figura I** - Diagrama BAM representando as relações existentes entre os fatores que determinam a distribuição de uma espécie: “A”= região geográfica onde estão presentes os fatores abióticos que influenciam a espécie (nicho fundamental de Grinnell), “B”= fatores bióticos (recursos e interações bióticas das espécies), “M”= capacidade de dispersão dos indivíduos de uma espécie, “P”= distribuição geográfica da espécie, RN=Realized Niche e FN=Fundamental Niche. Os locais com as cores amarelo, azul e rosa, representam áreas que não possuem todas as características necessárias a ocorrência da espécie Fonte: Soberón & Peterson, 2005.....15

**Figura II** - *Crax blumenbachii* fêmea (em cima) e macho (embaixo).....23

**Figura III** - Área de distribuição proposta pela IUCN, registros das populações históricas, atuais e reintroduzidas de *C. blumenbachii*.....24

### CAPÍTULO I

**Figura I** - Localização dos remanescentes florestais e viabilidade das populações no cenário mais otimista (sem caça) e pessimista (com caça).....44

### CAPÍTULO II

**Figura I** - Área usada para modelar a distribuição potencial de *C. blumenbachii*.....57

**Figura II** - Adequabilidade climática de *C. blumenbachii* e fragmentos capazes de manter populações viáveis com e sem caça.....61

**Figura III** - Porcentagem de cobertura florestal no entorno de 12 km de fragmentos florestais com clima mais propício e capaz de suportar populações viáveis de mutum-de-bico-vermelho *C. blumenbachii*.....62

**Figura IV** - Regiões prioritárias para conservação de *C. blumenbachii* nos cenários otimista e pessimista. Números de um a 20 correspondem aos fragmentos florestais identificados na Tabela 1 (coluna ID).....63

## LISTA DE TABELAS

### CAPÍTULO I

**Tabela I** - Parâmetros usados no VORTEX para estimar a população mínima viável das populações de *C. blumenbachii* (LE=equivalentes letais; DP=Desvio padrão).....40

**Tabela II** - Populações mínima viáveis de mutuns-de-bico-vermelho *Crax blumenbachii* (PMV, em número de indivíduos) e área mínima necessária (ha) para a persistência de uma PMV em diferentes cenários de pressão de caça e situações com e sem sobreposição de áreas de vida.....43

**Tabela III** - Áreas com presença de mutum-de-bico-vermelho (*Crax blumenbachii*), tamanho do fragmento (em hectares) ao qual a área está inserida e status de proteção.....45

### CAPÍTULO II

**Tabela I** - Caracterização das regiões prioritárias para conservação de *C. blumenbachii* nos cenários otimista (sem caça) e pessimista (com caça). Tamanho= tamanho da área do fragmento florestal, em hectares; ID= número de identificação do fragmento florestal; BA= estado da Bahia; ES= Estado do Espírito Santo; Entorno= tamanho da área de floresta no raio de 12km incluindo o fragmento florestal, em hectares; Latitude e Longitude em graus decimais.....64


### APÊNDICE

**Tabela I** - Localização dos pontos de ocorrência de *C. blumenbachii* utilizados para gerar os modelos.....76

**Figura I** - Modelos de distribuição potencial de *C. blumenbachii*: GAM (A), GLM (B), SVM (C), Bioclim (D), RF (E) e Maxent (F).....80

**Figura II** - Valores do *threshold*, AUC e TSS para os modelos Bioclim, modelo generalizado aditivo (GAM), modelo linear generalizado (GLM), máxima entropia (Maxent), random forest (RF) e máquina de vetores de suporte (SVM).....81

## LISTA DE ABREVIATURAS



ANM	Artificial Neural Network
AUC	Area Under the Curve
AVP	Análise de Viabilidade Populacional
BAM	Biotic, Abiotic and Movement
CVRD	Companhia Vale do Rio Doce
ENFA	Ecological Niche Factor Analysis
GAM	Generalized Additive Model
GLM	Generalized Linear Model
IUCN	International Union for Conservation Nature
MVP	Minimum Viable Population
PE	Parque Estadual
PVA	Population Viability Analyses
PMV	População Mínima Viável
PARNA	Parque Nacional
REBIO	Reserva Biológica
REGUA	Reserva Ecológica de Guapiaçu
RPPN	Reserva Particular do Patrimônio Nacional



## SUMÁRIO

INTRODUÇÃO.....	11
REFERENCAL TEÓRICO.....	12
Sobre nicho ecológico e distribuição das espécies.....	12
Modelagem de distribuição de espécies.....	14
Dados de presença e ausência das espécies.....	15
Validação de modelos.....	17
Análise de viabilidade populacional.....	17
O mutum-de-bico-vermelho ( <i>Crax blumenbachii</i> ).....	19
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	24
OBJETIVOS.....	34
CAPÍTULO I - Impacto da caça e perda de habitat na viabilidade das populações da maior ave frugívora da Mata Atlântica.....	35
Resumo.....	36
Introdução.....	37
Métodos.....	38
Resultados.....	39
Discussão.....	43
Agradecimentos.....	44
Referencias bibliográficas.....	44
CAPÍTULO II – Combinando ferramentas de modelagem para identificar áreas prioritárias para a conservação de mutum-de-bico-vermelho ( <i>Crax blumenbachii</i> ).....	49

	13
<b>Resumo.....</b>	<b>50</b>
<b>Introdução.....</b>	<b>51</b>
<b>Métodos.....</b>	<b>52</b>
<b>Área modelada.....</b>	<b>52</b>
<b>Dados de ocorrência.....</b>	<b>53</b>
<b>Seleção de variáveis.....</b>	<b>53</b>
<b>Algoritmo.....</b>	<b>54</b>
<b>Análise dos dados.....</b>	<b>55</b>
<b>Resultados.....</b>	<b>56</b>
<b>Discussão.....</b>	<b>57</b>
<b>Referencias bibliográficas.....</b>	<b>60</b>
<b>CONCLUSÕES GERAIS.....</b>	<b>75</b>
<b>Apêndice.....</b>	<b>76</b>



## INTRODUÇÃO

As áreas prioritárias para a conservação de uma espécie ameaçada de extinção podem ser identificadas com o auxílio de ferramentas computacionais, como a modelagem de distribuição potencial de espécies e a análise de viabilidade populacional (AVP). A primeira utiliza um algoritmo que relaciona dados de presença da espécie com variáveis ambientais para construir uma representação das condições requeridas para uma determinada espécie sobreviver. A AVP combina impactos de fatores estocásticos (demográfico, ambiental e genético) e determinísticos (perda de habitat e sobre-exploração), servindo de base para estimar o risco de extinção de uma espécie.

Entre os diversos usos da modelagem de distribuição potencial, tem destaque a busca de novas populações de espécies já descritas, projeção do impacto de espécies introduzidas, projeção da distribuição geográfica com base nas mudanças climáticas e indicação de áreas potenciais para a reintrodução de populações de espécies ameaçadas. Entre os diversos usos da AVP, destacam-se a comparação das opções potenciais de manejo de espécies (e.g. reforço populacional, reintrodução) e manejo do habitat (e.g. diminuição da pressão de caça, restauração florestal, criação de áreas protegidas). Isso é feito com base no grau de suscetibilidade de populações à extinção em diferentes cenários simulados.

Espécies que possuem menor amplitude de tolerância às condições ambientais tendem a possuir distribuição geográfica mais restrita, sendo mais suscetíveis à extinção. A distribuição geográfica pode diminuir ainda mais se houver a atuação de fatores antrópicos, como a caça e perda de habitat. Este é o caso do mutum-de-bico-vermelho *Crax blumenbachii*, uma espécie de ave de grande porte, endêmica e ameaçada da Mata Atlântica. Grande parte das populações deste cracídeo foi extinta localmente, restando poucas populações autóctones na Bahia e Espírito Santo.

Aqui foi modelada a distribuição potencial e a viabilidade de populações de *C. blumenbachii*, com o objetivo de propor áreas prioritárias para a conservação atual e futura da espécie. Os modelos foram representados espacialmente com o intuito de facilitar a identificação de áreas potenciais para a reintrodução de populações e para a criação ou ampliação de unidades de conservação.

## REFERENCIAL TEÓRICO

### Sobre nicho ecológico e distribuição das espécies

O estudo da distribuição dos organismos é um dos principais focos da ecologia. As espécies não ocorrem de forma uniforme em suas áreas de distribuição geográfica, apresentando maior ou menor abundância em cada localidade (Gaston, 2009). Além disso, espécies consideradas raras geralmente tem distribuição espacial restrita, enquanto que espécies abundantes em geral são amplamente distribuídas (Brown, 1984). Tal fato pode decorrer de barreiras geográficas que impedem a movimentação da espécie na paisagem (e.g. fatores abióticos como temperatura, umidade, relevo, hidrografia), de interações bióticas (e.g. maior quantidade de predador ou presas em um dado local, competição, relações comensais), habilidade de dispersão dos organismos. Ainda fatores antrópicos podem diminuir a permeabilidade da paisagem, como alteração da qualidade do habitat e caça (Pulliam, 2000; Brotons *et al*, 2004; Araújo & Guisan, 2006; Soberón, 2007; Elith *et al*, 2011).

Antigamente, a distribuição das espécies era relacionada com o conceito de nicho, segundo Grinnell (1917), que o define como o local onde uma espécie pode sobreviver na ausência de outros organismos. Posteriormente, Elton (1927) caracterizou o nicho como o papel das espécies na comunidade e suas relações bióticas na dinâmica de populações. O nicho fundamental é uma função da performance fisiológica dos organismos e dos fatores ambientais limitantes, enquanto que o nicho realizado inclui interações bióticas entre as espécies (Guisan & Zimmermann, 2000).

Hutchinson (1957) definiu o nicho como um hipervolume com n-dimensões, as quais correspondem a pontos que satisfazem as características que permitem a uma espécie sobreviver no espaço ambiental. Após os pressupostos de Hutchinson, foi possível definir o nicho fundamental como a persistência de uma espécie na ausência de outras (semelhante ao conceito de Grinnell), diferente do nicho realizado, que é caracterizado como a presença da espécie interagindo com outras e reduzido em relação ao nicho fundamental pelo efeito de processos ecológicos como competição e predação (Soberón & Peterson, 2005; Soberón, 2007). O nicho ecológico, portanto, delimita a distribuição da espécie.

Apesar da importância do conceito de nicho em ecologia, ainda é difícil defini-lo e medi-lo (Godsoe, 2012), sendo a maioria das definições relacionadas a especificar ambientes

que permitem uma população sobreviver (Soberón & Nakamura, 2009). O Diagrama BAM (Figura 1) representa três possíveis fatores que determinam a distribuição de uma espécie: fatores bióticos (B), abióticos (A) e movimento da espécie na paisagem (M) (Soberón e Peterson 2005). Deste modo, as espécies ocorrem em regiões onde os três fatores coincidem, e podem não estar presentes em todas as áreas potenciais para sua ocorrência (Soberón & Peterson, 2005; Soberón, 2007).

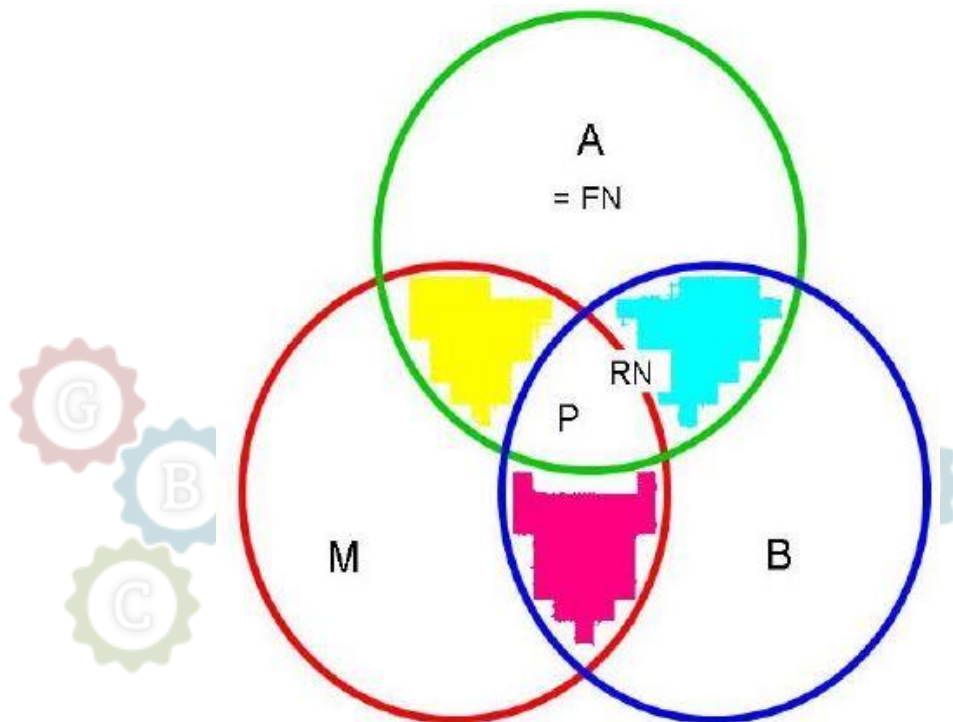


Figura 1. Diagrama BAM representando as relações existentes entre os fatores que determinam a distribuição de uma espécie: “A”= região geográfica onde estão presentes os fatores abióticos que influenciam a espécie (nicho fundamental de Grinnell), “B”= fatores bióticos (recursos e interações bióticas das espécies), “M”= capacidade de dispersão dos indivíduos de uma espécie, “P”= distribuição geográfica da espécie, RN=Realized Niche e FN=Fundamental Niche. Os locais com as cores amarelo, azul e rosa, representam áreas que não possuem todas as características necessárias a ocorrência da espécie. Fonte: Soberón & Peterson, 2005.



## Modelagem de distribuição de espécies

A modelagem de distribuição potencial utiliza informações sobre registros de localizações das espécies e características ambientais para gerar funções estatísticas que permitem prever habitats potencialmente adequados para a distribuição da espécie (Brotons *et al*, 2004). Essa técnica permite que grandes áreas sejam mapeadas sem grandes custos, sendo, portanto, um grande potencial para gestão e conservação, principalmente, de espécies raras e ameaçadas (Engler *et al*, 2004).

Os modelos de distribuição potencial de espécies combinam conceitos ecológicos e de história natural com os mais recentes desenvolvimentos em estatística e informações tecnológicas. Estes modelos podem ter boa performance em caracterizar a distribuição natural das espécies, principalmente se possuir dados bióticos acurados e variáveis preditoras que influenciam a distribuição da espécie (Elith & Leathwick, 2009). Baseiam-se no princípio de que as localidades conhecidas da espécie refletem sua preferência ambiental e que o nicho é evolutivamente conservativo, i.e. as características do nicho fundamental são mantidas ao longo do tempo (Soberón & Peterson, 2005).

Quando se utiliza apenas variáveis ambientais, a modelagem utiliza o conceito de nicho proposto por Grinnell (1917), ou seja, o nicho fundamental (Soberón, 2007). Mais recentemente, variáveis relacionadas à antropização têm sido utilizadas na modelagem, o que é uma aproximação do conceito de nicho realizado de Elton (Guisan & Zimmermann, 2000). Por outro lado, os processos bióticos como predação e competição raramente são incorporados para modelar o nicho realizado, apesar de serem amplamente reconhecidos para determinar o nicho realizado das espécies (Austin, 2007).

A modelagem de distribuição potencial tem sido uma importante ferramenta na área da conservação de espécies, pois fornece respostas rápidas frente à atual crise da biodiversidade, extraindo informações úteis mesmo com poucos registros de ocorrência (Phillips *et al*, 2006; Peterson & Soberón, 2012). Essa abordagem pode fornecer suporte às decisões de conservação, uma vez que gera informações requeridas para avaliar o *status* de conservação de uma espécie, como sua extensão de ocorrência e área de ocupação. Os modelos de distribuição podem ter boa performance em caracterizar a distribuição geográfica atual das espécies (Elith & Leathwick, 2009).

Muitos trabalhos têm sido feitos utilizando modelos de distribuição de espécies, resultando na descoberta de espécies desconhecidas e busca de novas populações de espécies conhecidas (Raxworthy *et al*, 2003; de Siqueira *et al*, 2009), em propostas de áreas prioritárias para conservação (Pawar *et al*, 2007; Marini *et al*, 2010), na identificação de áreas para ampliação de reservas (Thorn *et al*, 2009; Rodríguez-Soto *et al*, 2011) e na simulação de cenários futuros (Loiselle *et al*, 2010; Meyer *et al*, 2014; Angelieri *et al*, 2016).

Devido às diferenças apresentadas pelos algoritmos, alguns autores sugerem a utilização de vários modelos formando um consenso (Araújo & New, 2006; Marmion *et al*, 2009). Tal justificativa se baseia no fato de que um algoritmo simula uma das infinitas possibilidades de representar a distribuição da espécie. Assim, o uso de vários modelos formando um consenso minimiza o viés que poderia ocorrer ao escolher um método específico (Barai & Reich, 1999).

### **Dados de presença e ausência das espécies**

O aumento na divulgação de registros de presença das espécies, a disponibilidade de informações ambientais cada vez mais precisas através dos avanços em sistemas de informação geográfica (por exemplo, modelos digitais de elevação e interpolação de parâmetros climáticos) e as técnicas computacionais para as análises de dados tem favorecido o aumento no número de trabalhos publicados na área de modelagem de distribuição de espécies (Elith & Graham, 2009; Elith & Leathwick, 2009)

Apesar da ampla gama de dados de ocorrência de espécies disponíveis principalmente em museus, herbários e bancos biológicos nacionais, estes são amostras heterogêneas temporal e espacialmente, não possuem informações sobre possíveis ausências e possuem níveis de viés e erro desconhecidos (Guisan *et al*, 2006). Geralmente os dados são coletados em locais acessíveis, como próximo a estradas, centros urbanos e rios, ao invés de amostrar de forma aleatória, por isso pode não representar o alcance correto da distribuição da espécie (Syfert *et al*, 2013). Além disso, dados de ocorrência para a grande maioria das espécies ainda são escassos, principalmente para espécies raras (Elith *et al*, 2006). Portanto, a seleção de dados de presença da espécie é importante para o processo de modelagem, pois o viés na

aquisição de dados pode ser crítico na acurácia do modelo (Phillips *et al*, 2009; Syfert *et al*, 2013).

Dados sobre ausência são difíceis de obter principalmente para espécies móveis e inconspícuas, além disso, a não detecção da espécie não garante que ela esteja ausente de um local (Brotons *et al*, 2007). A ausência de uma espécie em um local pode ser devido a dinâmica populacional (migração, extinção local), taxa de dispersão, problemas de detecção, fragmentação do habitat, e/ou caça. Porém, o local pode ser adequado para a ocorrência da espécie e, com a modelagem de distribuição de espécies, tais locais podem ser previstos (Brotons *et al*, 2007; Phillips *et al*, 2009). Por não levar em conta locais onde a espécie poderia estar ausente, modelos que usam dados só de presença são menos conservativos em estimar o nicho realizado das espécies. Por outro lado, podem capturar melhor respostas do nicho percebido de espécies que ainda não estão utilizando todos os habitats correspondentes ao seu nicho realizado (Brotons *et al*, 2007).

Os algoritmos utilizados para modelar a distribuição potencial das espécies podem utilizar dados de presença/ausência, somente presença, e abundância (Austin, 2007). No entanto, o uso de dados só de presença tem sido amplamente usado principalmente pela falta de dados de ausência (Austin, 2007). Entre os algoritmos que necessitam de dados de presença e ausência estão: *generalized linear models* (GLM), *generalized additive models* (GAM), *classification and regression tree analyses* e *artificial neural networks* (ANN). Entre os que utilizam dados apenas de presença estão: *Ecological Niche Factor Analysis* (ENFA), Bioclim e Domain. Esses métodos foram desenvolvidos para espécies ou locais onde não há conhecimento sobre ausência da espécie (Brotons *et al*, 2004).

Métodos que usam somente presença são necessários, pois é difícil demonstrar a ausência de uma espécie e falsas ausências podem diminuir a confiabilidade do modelo (Ortega-huerta & Peterson, 2008). Além disso, dados confiáveis de ausências são raros e difíceis de se obter (Jiménez-valverde *et al*, 2008). A utilização de dados exclusivos de presença pode ser usada para planos de conservação da espécie e em aplicações onde é importante estimar a distribuição da espécie (Ferraz *et al*, 2012). Modelos que incluem somente dados de presença buscam características em fatores abióticos e extrapolam para locais onde existem as mesmas características na área de estudo (Brotons *et al*, 2004).

## Validação de modelos

Após a seleção dos dados de presença, e quando possível de ausência, e da seleção das variáveis, a validação do modelo é uma das etapas mais importantes, pois avalia a performance preditiva do modelo (Guisan & Zimmerman, 2000). Os erros no modelo ocorrem principalmente porque nem todas as informações necessárias para caracterizar a presença ou ausência da espécie numa área estarão presentes no modelo. Através de uma matriz de confusão, os erros do modelo podem ser mensurados por meio de padrões de presença e ausência observados e o predito (falso positivo e falso negativo) (Fielding & Bell, 1997; Lobo *et al.*, 2008). Medidas robustas do sucesso da predição devem fazer uso de dados independentes, ou seja, uma parte dos dados deve ser usada para gerar o modelo e outra para testar. Entre as estratégias usadas para dividir o conjunto de dados estão: Bootstrapping, Jackknife, Cross-validation (Fielding & Bell, 1997). Brotons *et al.*, (2004) observaram maior acurácia com modelos que usam dados de presença e ausência. Um modelo com boa habilidade de discriminação é aquele que consegue discriminar no conjunto de dados locais de presença e de ausência. Para isso as técnicas utilizadas baseiam-se na sensibilidade (número de presença corretamente predita dividida pelo número total de presença na amostra) e na especificidade (número de ausência corretamente predita dividida pelo número total de ausência na amostra) (Pearce & Ferrier, 2000; Allouche *et al.*, 2006; Bean *et al.*, 2011; Liu *et al.*, 2011).

## Análise de viabilidade populacional

Atualmente conservacionistas tem discutido a necessidade de conservar a biodiversidade em níveis de ecossistema ou de paisagem, mas algumas espécies são mais sensíveis às mudanças do que outras. Por isso, esforços de conservação tem sido dirigidos a tais espécies, que geralmente são de grande porte ou com baixa densidade populacional natural. Se for garantido habitat suficiente para essas espécies, outras com demandas menores também serão contempladas (Shaffer, 1981).

Com a demanda de conservar a biodiversidade iniciada nos anos 1970, surgiu a necessidade de quantificar a viabilidade das pequenas populações ao longo do tempo à extinção (Brook, *et al.* 2006). O tamanho da população é um dos principais determinantes

para sua persistência ao longo do tempo (Reed, *et al.* 2003), pois populações menores são, em geral, mais susceptíveis à extinção (Shaffer, 1981). Espécies de grande porte ou com distribuição restrita geralmente são mais afetadas por populações pequenas causadas por fatores antrópicos como perda e fragmentação do habitat, superexploração (Gaston, 2009).

Considerar os fatores que afetam a extinção de uma espécie é extremamente importante, principalmente considerando os conflitos emergentes entre as pessoas e a vida selvagem, além da falta de recursos financeiros para gestão da biodiversidade, especialmente em países em desenvolvimento (Brook, *et al.* 2006). Estimativas de análises de viabilidade populacional (AVP) podem ser usadas para priorizar ações de conservação por combinar impactos de fatores estocásticos (demográficos, ambientais e genéticos) e fatores determinísticos (Reed, *et al.* 2003). Estes fatores podem causar incertezas na persistência das populações de uma espécie, como por exemplo, um desequilíbrio na razão sexual de uma população (estocasticidade demográfica), catástrofes naturais ou variação em fatores abióticos (estocasticidade ambiental), endogamia (estocasticidade genética) e perda de habitat e sobre-exploração (fatores determinísticos). Há uma forte relação entre o tamanho da população e sua susceptibilidade à extinção, apoiada por estes fatores, resultando no chamado vórtice de extinção (Gilpin & Soulé, 1986; Brook, *et al.* 2011). Populações pequenas estão mais susceptíveis ao vórtice de extinção, havendo um número mínimo de indivíduos capaz de sobreviver ao vórtice, que é a População Mínima Viável (*minimum viable population-MVP*). A MVP é definida como o número mínimo de indivíduos requerido para uma população persistir em determinado local num dado período de tempo (Shaffer, 1981).

Análises de MVP podem servir como ferramenta para planejar ações no intuito de prevenir extinções (Flather, *et al.* 2011). Junto com outros critérios, pode ser usada para espécies ameaçadas com o objetivo de medir o risco de extinção (e.g. lista vermelha da IUCN), para determinar metas para conservação (e.g: um tamanho que a população deveria atingir para sair do perigo da extinção) (Flather, *et al.* 2011) e prever a probabilidade de sucesso ou falha de projetos de reintrodução (Soulé, 1987). Em um estudo usando AVP foi estimado o crescimento de uma população reintroduzida de *Cervus elaphus* (Kindall *et al.*, 2011), outro estimou a probabilidade de extinção de uma população de *Bonasa sewerzowi* e usou análise de sensibilidade para mostrar quais parâmetros mais afetam a população (Lu & Sun, 2011).

O papel que cada um desses fatores desempenha para desencadear a extinção ainda é pouco conhecido (Shaffer, 1981). Além disso, a AVP requer informação acurada sobre a história natural de uma espécie, mas esses dados não são disponíveis para todas as espécies (Flather, *et al.* 2011). Alguns autores defendem que, para qualquer espécie de vertebrado, seria preciso no mínimo 7000 indivíduos adultos para que as espécies persistam em determinado local ao longo do tempo (Reed, *et al.* 2003). Outros autores sugerem que nenhuma MVP pode ser generalizada para as espécies, pois o risco de extinção depende do contexto, se manifestando por meio de interações complexas entre a história de vida, contexto ambiental e ameaças, não sendo recomendado adotar um limiar universal para populações mínimas viáveis que possa ser usado por gestores (Flather, *et al.* 2011). Assim, o número de indivíduos que torna uma população viável depende de inúmeros fatores como longevidade associada ao tamanho do corpo e tempo entre gerações, que pode tornar algumas espécies mais propensas à extinção do que outras (Brook, *et al.* 2006). O risco de extinção também difere entre espécies ameaçadas por perda de habitat, caça e introdução de predadores (Owens & Bennett, 2000). Por isso, populações de igual tamanho terão risco de extinção diferente com base na sua história de vida, aumento populacional ao longo do tempo, qualidade do habitat e ameaças (Flather, *et al.* 2011).

### **O mutum-de-bico-vermelho (*Crax blumenbachii*)**

Mais de 1900 espécies de aves são reconhecidas para o Brasil, distribuídas em 33 ordens, 103 famílias e 705 gêneros, caracterizando-o como o segundo país em riqueza de aves no mundo (Piacentini, *et al.* 2015). Dos táxons descritos para o país, 233 foram classificados como ameaçados pela lista nacional (BRASIL, 2014). Para o Brasil são descritas 24 espécies da família Cracidae (Galliformes) (Piacentini, *et al.* 2015), das quais 10 estão ameaçadas (BRASIL, 2014).

Os cracídeos formam a família de aves mais ameaçada da região neotropical, com mais de dois terços das espécies vulneráveis ou ameaçados. É grupo irmão dos fasianídeos e dos megapodídeos, compõem a avifauna mais antiga do hemisfério sul e se distribuem do sul do Texas ao Uruguai e Norte da Argentina. A distribuição dos gêneros montanhosos (*Pauxi* e *Chamaepetes*) é disjunta, enquanto os gêneros das planícies (*Ortalis*, *Mitu*, *Crax*) exibem distribuições que não se sobrepõem, mas ocorrem lado a lado. Há exceções, como *Crax*

*blumenbachii* que ocorre em simpatria com cracídeos que não são do mesmo gênero (Brooks & Fuller, 2006; Sick 1997). Espécies dos gêneros *Crax*, *Pauxi* e *Nothocrax* são principalmente terrícolas enquanto as espécies dos gêneros *Penelope*, *Ortalis* e *Aburria* são mais arborícolas, com maior habilidade de voo (Sick, 1997).

Além de se alimentar de pequenos vertebrados e invertebrados, os cracídeos alimentam-se de folhas, brotos, frutas, exercendo um importante papel na dispersão e predação de sementes ajudando na regeneração e controle de plântulas (Brooks & Fuller, 2006). Alguns cracídeos são predominantemente dispersores de sementes, como os aracuãs (*Ortalis*) e jacus (*Penelope* e *Pipile*) (Brooks & Fuller, 2006). Mutuns (*Crax* e *Pauxi*) são principalmente predadores de sementes, ajudando a manter a densidade de árvores, e conseguem dispersar sementes mais duras. São aves cinegéticas (i.e. preferencialmente caçadas) e constituem importante fonte alimentar para populações indígenas e para a população rural da Amazônia (Peres, 2000). Na maioria dos estudos sobre caça, os cracídeos compreendem a maior quantidade de biomassa de aves abatidas por caçadores (Brooks & Fuller, 2006; Sick, 1997). Grandes espécies de cracídeos não sobrevivem em florestas com média ou alta pressão de caça, sobrevivendo em áreas com baixa ou nula pressão de caça (Barrio, 2011, Kattan et al 2016).

O Mutum-de-bico-vermelho (*Crax blumenbachii*) é um cracídeo de grande porte, com comprimento variando de 80 a 93 cm e peso variando de 3,0 a 4,0 kg (Figura 2). Vivia em áreas de Floresta Atlântica de baixada e de tabuleiro localizadas nos estados do Rio de Janeiro, Minas Gerais, Espírito Santo e sul da Bahia (IBAMA, 2004; Alvarez & Develey, 2010) (Figura 3). No Rio de Janeiro e em Minas Gerais, as populações nativas foram extintas e posteriormente foram feitas reintroduções nesses estados (IBAMA, 2004; Bernardo, *et al.* 2011a). Atualmente as populações autóctones estão apenas em alguns fragmentos florestais no norte do Espírito Santo (Reserva Biológica de Sooretama, Reserva Natural Vale) e sul da Bahia (Reserva Ecológica Michelin, Parque Estadual Serra do Condurú, Reserva Particular do Patrimônio Nacional Capitão, Reserva Biológica de Una, Parque Nacional do Pau Brasil, Barra do Tijuípe e Parque Nacional do Descobrimento) (IBAMA, 2004; Bernardo & Canale, 2015).



Figura 2: *Crax blumenbachii* fêmea (em cima) e macho (embaixo). Fonte: <https://www.flickr.com>. Foto: Gustavo Pedro De Paula.



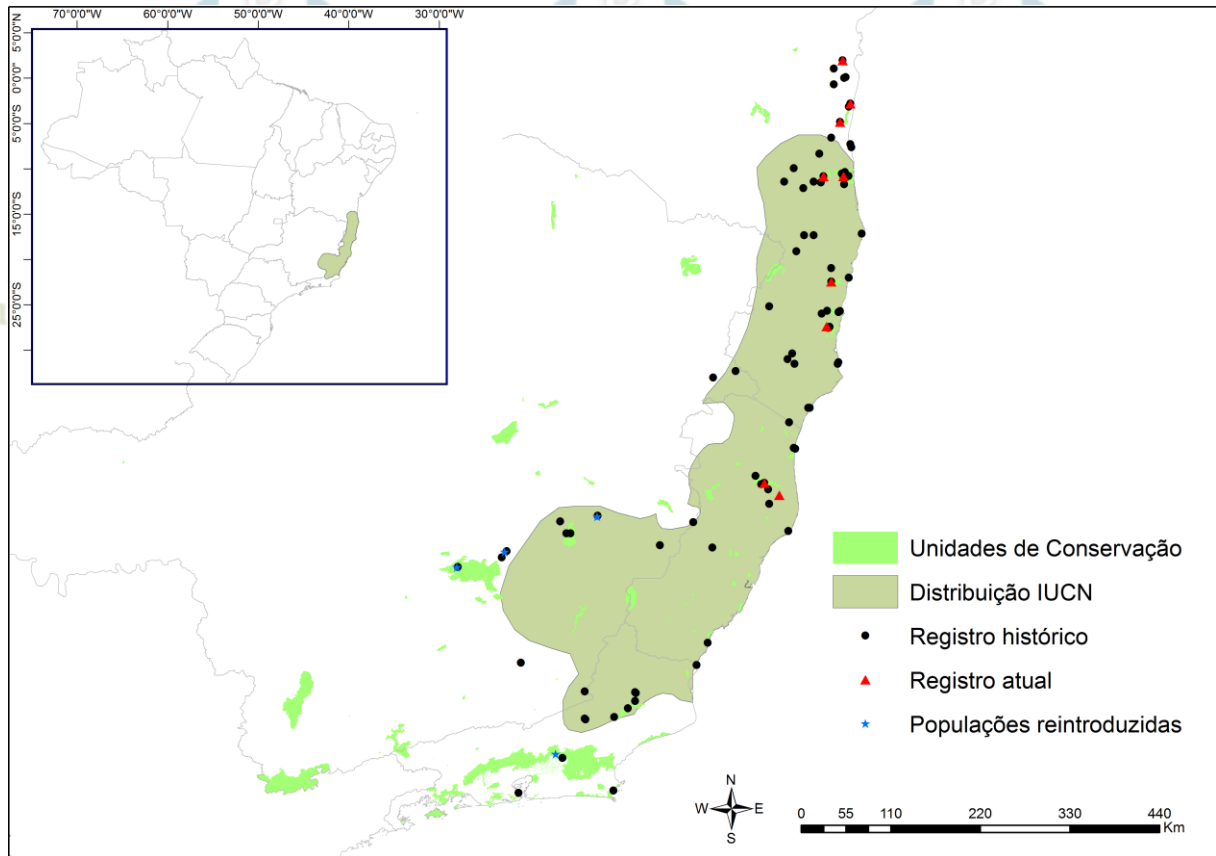


Figura 3: Área de distribuição proposta pela IUCN, registros das populações históricas, atuais e reintroduzidas de *C. blumenbachii*.

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

Devido à sua distribuição restrita e populações muito pequenas e isoladas, atualmente *C. blumenbachii* é classificado na categoria Em Perigo (EN-*Endangered*) pela IUCN e pela BirdLife (BirdLife, 2016 e Criticamente em Perigo pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) (BRASIL, 2014). A espécie só não é classificada na categoria criticamente em perigo pela IUCN, pois duas populações possuem mais de 50 indivíduos (BirdLife, 2016). *C. blumenbachii* sofre ameaça principalmente pela perda de habitat e caça (Brooks & Fuller, 2006; BirdLife, 2016).

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

Seu habitat encontra-se altamente fragmentado, sendo que a maioria dos remanescentes florestais de Mata Atlântica possui menos de 50 ha e restam aproximadamente entre 11% e 16% da sua cobertura original (Ribeiro, *et al.* 2009). Além disso, as áreas de florestas de baixada no Rio de Janeiro foram convertidas em cidades, plantações ou pastagens,

além de haver locais com conflito fundiário, como é o caso do Parque Nacional do Monte Pascoal (IBAMA, 2004).

Apesar do alto grau de suscetibilidade desta espécie à extinção, poucos estudos têm sido feito com a espécie (e.g. Lima et al. 2008; Bernardo et al 2011a; Srbek-Araujo, et al. 2012; Rocha, 2014; Alves et al. 2015). Os primeiros trabalhos publicados relatam a presença de *C. blumenbachii* no Rio Cupido (ES) a 60 km ao norte de Linhares, onde na ocasião Herr A. Schneide e Helmut Sick compraram três indivíduos machos obtidos por caçadores em armadilhas chamadas “mundo” (Sick, 1979). A espécie também foi registrada em um grupo de 25 indivíduos em Sooretama em 1954, mas mesmo nesse período já era relatado o rápido desmatamento nessa região (Sick, 1979). Na adjacente Reserva Natural Vale (antigamente denominada Reserva Florestal de Linhares) foram percorridos 116 km de trilhas onde na ocasião foram avistados 25 indivíduos (Collar & Gonzaga, 1978).

Estudos sistemáticos foram conduzidos no fim da década de 1990, com o objetivo de estimar abundância e densidade populacional de *C. blumenbachii* e outras espécies caçadas em áreas do ES (Chiarello, 2000). Foi registrada a presença da espécie apenas na Reserva Biológica de Sooretama e na Reserva Natural Vale, que possuem tamanho > 20.000 ha. Em áreas menores, como a Reserva Biológica de Córrego do Veado (2400 ha), a espécie não foi avistada (Chiarello, 2000). Na Reserva Natural Vale o método de transecção linear foi usado para estimar a densidade da população de mutuns (Alves, et al. 2015) e armadilhas fotográficas foram usadas para estudar a organização social e os padrões de atividade diária desta população (Srbek-Araujo, et al. 2012).

Na Bahia encontra-se a maioria das populações naturais de *C. blumenbachii* (IBAMA, 2004; Alvarez & Develey, 2010). Na Reserva Ecológica Michelin, o mutum foi avistado em diferentes tipos de habitat (floresta, plantações de cacau, seringa, etc.) sugerindo a plasticidade da espécie em utilizar diferentes tipos de habitats cercados por mata (Flesher & Laufer, 2013). Nessa mesma área foi reportado um ovo da espécie, que foi encontrado no chão após um indivíduo adulto voar de uma ramaria (Lima, et al. 2008). Estimativas de abundância relativa com o método de transectos lineares foram realizadas na Reserva Biológica de Una, RPPN Capitão, Parque Estadual Serra do Condurú e Parque Nacional do Descobrimento (Alvarez & Develey 2010, Rocha et al 2014, Souza et al 2014), mas devido ao baixo número de registros é difícil determinar a densidade populacional. No Parque Nacional

do Pau Brasil há relatos da presença da espécie por guarda-parques, mas não houve um estudo sistemático desta população. No Parque Nacional do Monte Pascoal, acredita-se que a espécie tenha sido extinta (Alvarez & Develey, 2010).

Em Minas Gerais, *C. blumenbachii* foi reintroduzido em três locais desde 1990 (IBAMA, 2004; Alvarez & Develey, 2010). Reforço populacional ainda ocorre na RPPN Fazenda Macedônia, onde até 2004 haviam sido reintroduzidos 67 indivíduos. Entre os anos de 1995 a 2009, foi registrado o nascimento de 67 indivíduos (Alvarez & Develey, 2010). No Rio de Janeiro, a espécie foi reintroduzida na Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA) e a população foi monitorada por 25 meses. A partir desse monitoramento informações importantes sobre a espécie foram obtidas como, por exemplo, 98% dos mutuns reintroduzidos ficaram em altitudes de 20 a 500 m e preferiam locais próximos de rios (Bernardo, *et al.* 2011a). Além disso, indivíduos adultos utilizaram uma área de vida média de 250 ha (Bernardo, *et al.* 2011a). Foi avaliada a viabilidade da população reintroduzida existente na reserva, tendo sido demonstrado que a probabilidade de extinção declina significativamente se a caça for eliminada e que a população reintroduzida na REGUA não é viável nos cenários com caça, necessitando de suplementação da população (Bernardo, *et al.* 2014). A caça ainda é um fator preocupante no entorno da REGUA, onde 13 % dos indivíduos foram caçados ou mortos por cachorros (Bernardo, *et al.* 2011b).

Há dificuldades em afirmar qual é a distribuição atual precisa de *C. blumenbachii*, pois a caça juntamente com o desmatamento já extinguiu a espécie em alguns locais, até mesmo áreas protegidas como o Parque Estadual do Desengano e Reserva Biológica de Poço das Antas (IBAMA, 2004). O limite sul da distribuição original da espécie é reportado até onde atualmente é a cidade do Rio de Janeiro, além das florestas de baixada contíguas à cidade do Rio de Janeiro, onde a espécie foi registrada no século XVI (Pacheco, 2013).

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLOUCHE, O. TSOAR, A. & KADMON, R. 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology*, vol 43, p. 1223–1232.

ALVAREZ, AD. & DEVELEY, PF. 2010. Conservação do Mutum-do-Sudeste (*Crax blumenbachii*): Cinco anos de implementação do Plano de Ação. Save Brasil. 47 p. São Paulo.

ALVES, F. LÓPEZ-IBORRA, GM. & SILVEIRA, LF. 2015. Population size assessment of the Endangered red-billed curassow *Crax blumenbachii*: accounting for variation in detectability and sex-biased estimates. *Oryx*, vol. 51, nº. 1, p. 1–9.

ANGELIERI, CCS. ADAMS-HOSKING, C. FERRAZ, KMPMB. SOUZA, MP. &

MCALPINE, CA. 2016. Using species distribution models to predict potential landscape Restoration effects on Puma conservation. *PLoS ONE*, vol. 11, nº. 1, p. 1–18.

ARAÚJO, MB. & GUIBAN, A. 2006. Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography*, vol. 33, nº. 10, p. 1677–1688.

ARAÚJO, MB. & NEW, M. 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 22, nº.1, p. 42-47.

AUSTIN, M. 2007. Species distribution models and ecological theory : A critical assessment and some possible new approaches. *Ecological Modelling*, vol. 200, p. 1–19.

BARAI, SV. & REICH, Y. 1999. Ensemble modelling or selecting the best model: Many could be better than one. *Artificial Intelligence for Engineering Design, Analysis and Manufacturing*, vol. , 13, p. 377–386.

BARRIO, J. 2011. Hunting pressure on cracids (Cracidae: Aves) in forest concessions in Peru. *Revista Peruana de Biología*, vol. 18 nº. 2, p. 225–230.

BEAN, WT. STAFFORD, R. & BRASHARES, JS. 2011. The effects of small sample size and sample bias on threshold selection and accuracy assessment of species distribution models. *Ecography*, vol. 34, p. 1–9.

BERNARDO, CSS. & CANALE, G R. 2015. Médios e grandes mamíferos. In:

GIOVANELLI, JGR; NOBRE RA; DEVIDS CC; NOBRE AB. eds. Programa de conservação da biodiversidade da Barra do Tijuípe- BA. Vertebrados terrestres. Piracicaba, 2015, v. 3, p. 220-258.

BERNARDO, CSS. DESBIEZ, ALJ. OLMOS, F. COLLAR, NJ. 2014. Reintroducing the red-billed curassow in Brazil: Population viability analysis points to potential success. *Natureza & Conservação*, vol. 12, nº. 1, p. 53-58.

BERNARDO, CSS. LLOYD, H. OLMOS, F. CANSIAN, LF. & GALETTI, M. 2011. Using post-release monitoring data to optimize avian reintroduction programs: a 2-year case study from the Brazilian Atlantic Rainforest. *Animal Conservation*, vol. 14, nº. 6, p. 676–686.

BERNARDO, CSS. LLOYD, W. BAYLY, N & GALETTI, M. 2011. Modelling post-release survival of reintroduced Red-billed Curassows *Crax blumenbachii*. *Ibis*, vol. 153, p. 562–572.

BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2016. *Crax blumenbachii*. The IUCN Red List of

Threatened Species 2016: e.T22678544A92777952. Disponível em <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22678544A92777952.en>> Acesso: 12 Janeiro de 2017.

.BRASIL.2014. Portaria nº - 444, de 17 de Dezembro de 2014.

BROOK, BW. BRADSHAW, CJA. TRAILL, LW. & FRANKHAM, R. 2011. Minimum viable population size: not magic, but necessary. *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 26, nº. 12, p. 619–620.

BROOK, BW. TRAILL, LW. & BRADSHAW, CJA. 2006. Minimum viable population sizes and global extinction risk are unrelated. *Ecology Letters*, vol. 9, nº. 4, p.375–382.

BROOKS, DM. & FULLER, RA. 2006. Biologia e Conservação de Cracídeos. In: PEREIRA, SL. & BROOKS, DM. eds. *Conservando os Cracídeos: A Família de Aves mais ameaçadas das Américas*. p. 9-21.

BROTONS, L. THUILLER, W. ARAÚJO, MB. & HIRZEL, AH. 2004. Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography*, vol. 4, p. 437–448.

BROTONS, L. HERRANDO, S. & PLA, M. 2007. Updating bird species distribution at large spatial scales: applications of habitat modelling to data from long-term monitoring

programs. vol. 13, p. 276–288.

BROWN, JH. 1984. On the relationship between abundance and distribution of species. American naturalist, vol. 124, nº. 2, p. 255-279.

CHIARELLO, AG. 2000. Influência da caça ilegal sobre mamíferos e aves das matas de tabuleiro do norte do estado do Espírito Santo. Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão (Nova Série), vol. 11/12, p. 229-247.

COLLAR, NJ. & GONZAGA, LAP. 1978. O mutum *Crax blumenbachii* na Reserva Florestal de Linhares - ES. Espaço, Ambiente e Planejamento, vol. 2, nº. 8, p. 1-35.

ELITH, E. PHILLIPS, SJ. HASTIE, T. DUDÍK, M. CHEE, YE. & YATES, CY. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. Diversity and Distributions, vol.17, p. 43–57.

ELITH, J. GRAHAM, CH. ANDERSON, RP. DUDÍK, M. FERRIER, S. GUISAN, A. HIJMANS, RJ. HUETTMANN, F. LEATHWICK, JR. LEHMANN, A. LI, J. LOHMANN, LG. LOISELLE, BA. MANION, G. MORITZ, C. NAKAMURA, M. NAKAZAWA, M. OVERTON, JMC. TOWNSEND-PETERSON, A. PHILLIPS, SJ. RICHARDSON, K. SCACHETTI-PEREIRA, R. SCHAPIRE, RE. SOBERÓN, J. WILLIAMS, S. WISZ, MS. & ZIMMERMANN, NE. 2006. Novel methods improve prediction of species ' distributions from occurrence data. Ecography, vol. 2, p. 129–151.

ELITH, J. & GRAHAM, CH. 2009. Do they ? How do they ? Why do they differ ? On finding reasons for differing performances of species distribution models. Ecography, vol. 32, p. 66–77.

ELITH, J. & LEATHWICK, JR. 2009. Species Distribution Models : ecological explanation and prediction across space and time. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst., vol. 40, p. 677–697.

ELTON, CS. 1927. Animal Ecology (Sidgwick and Jackson, London).

ENGLER, R. GUISAN, A. & RECHSTEINER, L. 2004. An improved approach for predicting the distribution of rare and endangered species from occurrence and pseudo-absence data. Journal of Applied Ecology, vol. 41, p. 263–274.

FERRAZ, KMPMB. FERRAZ, SFB. PAULA, RC. BEISIEGEL, B. & BREITENMOSER, B. 2012. Species Distribution Modeling for Conservation Purposes. *Natureza & Conservação*, vol. 10, nº. 2, p. 214–220.

FIELDING, AH. & BELL, JF. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence / absence models. *Environmental Conservation*, vol. 24, nº. 1, p. 38–49.

FLATHER, CH. HAYWARD, GD. BEISSINGER, SR. & STEPHENS, PA. 2011. Minimum viable populations: Is there a “magic number” for conservation practitioners? *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 26, nº6, p. 307–316.

GASTON, KJ. 2009. Geographic range limits of species. *Proceedings of the Royal Society B*, vol. 276, p. 1391–1393

GILPIN, ME. & SOULÉ, ME. 1986. Minimum viable populations: processes of extinction. In: SOULÉ, ME. *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, MA, pp. 19–34.

GODSOE, W. 2012. Are comparisons of species distribution models biased? Are they biologically meaningful? *Ecography*, vol. 35, p. 769–779.

GRINNELL, J. 1917. The niche relationships of the California thrasher. *Auk*, vol. 34, p. 427–433.

GUIBAN, A. LEHMANN, A. FERRIER, S. AUSTIN, M. OVERTON, JMCC. ASPINALL, R. & HASTIE, T. 2006. Making better biogeographical predictions of species' distributions. *Journal of Applied Ecology*, vol. 43, p. 386–392.

GUIBAN, A. & ZIMMERMANN, NE. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, vol. 135, p. 147–186.

HUTCHINSON, GE. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symp Quant Biol* vol. 22, p. 415–427.

IBAMA. 2004. Plano de Ação para a Conservação *Crax blumenbachii*. Ministério do Meio Ambiente, vol. 1, 57 p. Brasília.

JIMÉNEZ-VALVERDE, A. LOBO, JM. & HORTAL, J. 2008. Not as good as they seem : the

importance of concepts in species distribution modelling. *Diversity and Distributions*, vol. 14, p. 885–890.

KATTAN GH, MUÑOZ MC & KIKUCHI DW. 2016. Population densities of curassows , guans , and chachalacas (Cracidae): Effects of body size , habitat , season , and hunting  
 Population densities of curassows , guans , and chachalacas (Cracidae): Effects of body size , habitat , season , and hunting. *Condor*, vol.118, p. 24–32.

KINDALL, JL.. MULLER, LI. CLARK, JD. LUPARDUS, JL. MURROW, JL. 2011.  
 Population Viability Analysis to Identify Management Priorities for Reintroduced Elk in the Cumberland Mountains, Tennessee. *The Journal of Wildlife Management*, vol.75, nº.8, p.1745–1752.

LIMA, PC. MAGALHÃES, ZS. & ALBANO, C. 2008. Registro da reprodução do Mutundo-Sudeste (*Crax blumenbachii*) em Ituberá , Bahia. *Atualidades Ornitológicas*, vol. 141, p. 2–3.

LIU, C. WHITE, M. & NEWELL, G. 2011. Measuring and comparing the accuracy of species distribution models with presence absence data. *Ecography*, vol. 34, p. 232–243.

LOBO, JM. JIMÉNEZ-VALVERDE, A. & REAL, R. 2008. AUC : a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography*, vol. 17, p. 145–151.

LOISELLE, BA. GRAHAM, CH. GOERCK, JM. & RIBEIRO, MC. 2010. Assessing the impact of deforestation and climate change on the range size and environmental niche of bird species in the Atlantic forests, Brazil. *Journal of Biogeography*, vol. 37, nº. 7, p. 1288-1301.

LU, N & SUN, YH. 2011. Population viability analysis and conservation of Chinese Grouse *Bonasa sewerzowi* in Lianhuashan Nature Reserve, north-west China. *Bird Conservation International*, vol. 21, p. 49–58.

MACARTHUR, R H. & WILSON, EO. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, 224 p, Princeton, NJ.

MARINI, MÂ. BARBET-MASSIN, M. MARTINEZ, J. PRESTES, NP. & JIGUET, F. 2010. Applying ecological niche modelling to plan conservation actions for the Red-spectacled



Amazon (*Amazona pretrei*). *Biological Conservation*, vol. 143, n°. 1, p. 102–112.

MARMION, M. PARVIAINEN, M. LUOTO, M. HEIKKINEN, RK. & THUILLER, W. 2009. Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling. *Diversity and Distributions*, vol. 15, p. 59-69.

MEYER, ALS. PIE, MR. & PASSOS, FC. 2014. Assessing the Exposure of Lion Tamarins (*Leontopithecus* spp.) to Future Climate Change. *American Journal of Primatology*, vol. 76, p. 551–562.

ORTEGA-HUERTA, MA. & PETERSON, AT. 2008. Modeling ecological niches and predicting geographic distributions: a test of six presence-only methods. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, vol. 79, p. 205–216.

OWENS, IP. & BENNETT, PM. 2000. Ecological basis of extinction risk in birds: habitat loss versus human persecution and introduced predators. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 97, n°. 22, p. 12144–8.

PACHECO, JF. 2013. O limite sul da ocorrência do mutum-de-bico-vermelho nos tempos da Imperatriz Leopoldina. *Atualidades Ornitológicas*, vol. 175, p. 2013.

PAWAR, S. KOOB, MS. KELLEYS, C. AHMED, MF. CHAUDHURID, S. & SARKAR, S. 2007. Conservation assessment and prioritization of areas in Northeast India: Priorities for amphibians and reptiles. *Biological Conservation*, vol. 136, p. 346–361.

PEARCE, J. & FERRIER, S. 2000. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecological Modelling*, vol. 133, n°. 0, p. 225–245.

PETERSON, AT. & SOBERÓN, J. 2012. Species Distribution Modeling and Ecological Niche Modeling: Getting the Concepts Right. *Natureza & Conservação*, vol. 10, n°. 2, p. 102–107.

PHILLIPS, SJ. DUDÍK, M. ELITH, J. GRAHAM, CH. LEHMANN, A. LEATHWICK, J. & FERRIER, S. 2009. Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. *Ecological Applications*, vol. 19, n°. 1, p. 181–197.

PHILLIPS, SJ. ANDERSON, RP. & SCHAPIRE, RE. 2006. Maximum entropy modeling of

species geographic distributions. *Ecological Modelling*, vol. 190, p. 231–259.

PIACENTINI, VQ. ALEIXO, A. AGNE, CE. MAURÍCIO, GN. PACHECO, JF. BRAVO, GA. BRITO, GRR. NAKA, LN. OLMOS, F. POSSO, S. SILVEIRA, LF. BETINI, GS. CARRANO, E. ISMAEL, F. LEES, AC. LUCIANO, LM. PIOLI, D. SCHUNCK, F. AMARAL, FR. BENCKE, GA. COHN-HAFT, M. FIGUEIREDO, LFA. STRAUBE, FC. & CESARI, E. 2015. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee. *Revista Brasileira de Ornitologia*, vol. 23, nº. 2, p. 91–298.

PERES, C. 2000. Effects of Subsistence Structure in Hunting on Vertebrate Forests Community. *Conservation Biology* 14: 240–253.

PULLIAM, HR. 2000. On the relationship between niche and distribution. *Ecology Letters*, vol. 3, p. 349–361.

RAXWORTHY, CJ. MARTINEZ-MEYER, E. HORNING, N. NUSSBAUM, RA. SCHNEIDER, GE. ORTEGA-HUERTA, MA. & PETERSON, AT. 2003. Predicting distributions of known and unknown reptile species in Madagascar. *Nature*, vol. 426, p. 837–841.

REED, DH. O'GRADY, JJ. BROOK, BW. BALLOU, JD. & FRANKHAM, R. 2003. Estimates of minimum viable population sizes for vertebrates and factors influencing those estimates. *Biological Conservation*, vol. 113, n. 1, p. 23–34.

RIBEIRO, MC. METZGER, JP. MARTENSEN, AC. PONZONI, FJ. & HIROTA, MM. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left , and how is the remaining forest distributed ? Implications for conservation. *Biological Conservation*, vol. 142, p. 1141–1153.

RICKLEFS, RE. 2010. *A Economia da Natureza*. 6ª ed. Editora Guanabara Koogan, 546 p.

Rio de Janeiro.

ROCHA, JS. 2014. Abundância relativa de aves e mamíferos de médio e grande porte de um fragmento de mata atlântica na Bacia hidrográfica do Rio Una. Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia. Monografia, Departamento de Ciências Biológicas. 53 p.

ROCHA, JS.; CHAGAS, C.; SOUZA, A.; BERNARDO, CSS. 2014. ESTIMATIVAS

POPULACIONAIS DO MUTUM-DO-SUDESTE (*Crax blumenbachii*) NA RESERVA BIOLÓGICA DE UNA, BAHIA, BRASIL. In: XI Congresso de Ecologia do Brasil e I Congresso Internacional de Ecologia, 2013, Porto Seguro, BA.

RODRÍGUEZ-SOTO, C. MONROY-VILCHIS, O. MAIORANO, L. BOITANI, L. FALLER, JC. BRIONES, MÁ. NUÑEZ, R. ROSAS-ROSAS, O. CEBALLOS, G. & FALCUCCI, A 2011. Predicting potential distribution of the jaguar (*Panthera onca*) in Mexico: identification of priority areas for conservation. Diversity and Distributions, vol. 17, p. 350–361.

SHAFFER, ML. 1981. Minimum population sizes for species conservation. BioScience, vol. 31, nº. 2, p. 131–134.

SICK, H. 1979. Notes on Brazilian Cracidae. The Condor, vol. 72, nº. 1, p. 106-108.

SICK, H. 1997. Ornitologia brasileira 2ª ed. Editora Nova Fronteira, 910 p. Rio de Janeiro.

DE SIQUEIRA, MF. DURIGAN, G. MARCO JR, P. & PETERSOND, AT. 2009. Something from nothing : Using landscape similarity and ecological niche modeling to find rare plant species. Journal for Nature Conservation, vol. 17, nº. 1, p. 25-32.

SOBERÓN, J. 2007. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. Ecology Letters, vol. 10, p. 1115–1123.

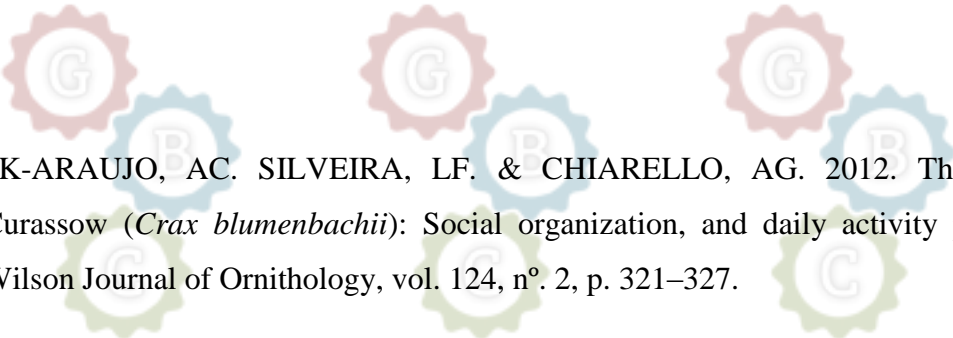
SOBERÓN, J. & NAKAMURA, M. 2009. Niches and distributional areas : Concepts , methods , and assumptions. Proc Natl Acad Sci, vol. 106, p. 19644–19650.

SOBERÓN, J. & PETERSON, AT. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niche and species' distributional areas. Biodiversity Informatics, vol. 2, p. 1–10.

SOULÉ, ME. 1987. Viable populations for conservation. Cambridge University Press, New York, New York, USA.

SOUZA, A.; CHAGAS, C.; ROCHA, JS.; BERNARDO, CSS.2014. ESTIMATIVAS

POPULACIONAIS DE MUTUM-DO-SUDESTE *Crax blumenbachii* (AVES CRACIDAE) NO PARQUE ESTADUAL SERRA DO CONDURU, BA, BRASIL. In: XI Congresso de Ecologia do Brasil e I Congresso Internacional de Ecologia, 2013, Porto Seguro, BA.



SRBEK-ARAUJO, AC. SILVEIRA, LF. & CHIARELLO, AG. 2012. The Red-Billed Curassow (*Crax blumenbachii*): Social organization, and daily activity patterns. The Wilson Journal of Ornithology, vol. 124, n°. 2, p. 321–327.

SYFERT, MM. SMITH, MJ. & COOMES, DA. 2013. The effects of sampling bias and model complexity on the predictive performance of MaxEnt species distribution models. PLoS ONE, vol. 8, n. 2.

THORN, JS. NIJMAN, V. SMITH, D. & NEKARIS, KAI. 2009. Ecological niche modelling as a technique for assessing threats and setting conservation priorities for Asian slow lorises (Primates: *Nycticebus*). Diversity and Distributions, vol. 15, p. 289–298.



## OBJETIVOS

Objetivo geral:

- Identificar e quantificar áreas prioritárias para conservação do mutum-de-bico-vermelho *Crax blumenbachii*.

Objetivos específicos:

- Determinar o tamanho mínimo de uma população de *C. blumenbachii* considerando variados cenários de caça;
- Verificar qual a área mínima que um fragmento florestal deve ter para abrigar populações viáveis;
- Averiguar se as populações autóctones de *C. blumenbachii* são viáveis em longo prazo;
- Definir quais e quantos remanescentes de Mata Atlântica possuem condições climáticas mais propícias à sobrevivência de mutum-de-bico-vermelho;
- Dos remanescentes florestais que possuem condições climáticas mais propícias, identificar quais e quantos têm o potencial de abrigar populações viáveis de mutum em longo prazo.

## Impacto da caça e perda de habitat na viabilidade das populações da maior ave frugívora da Mata Atlântica<sup>1</sup>

Título curto: Viabilidade populacional do mutum-de-bico-vermelho

Fernando César Gonçalves Bonfim<sup>1¶</sup>, Paulo Henrique Chaves Cordeiro<sup>2¶</sup> e Christine Steiner São Bernardo<sup>1, 3¶\*</sup>

<sup>1</sup>Conservation Biology Group, Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação, Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, Biological Sciences Department, Av. José Moreira Sobrinho, Jequié, Bahia, Brazil

<sup>2</sup>Setor de Ornitologia, Departamento de Vertebrados, Museu Nacional do Rio de Janeiro, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Quinta da Boa Vista, Rio de Janeiro, Brazil

<sup>3</sup>Endereço atual: Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais, Laboratório de Mastozoologia, Universidade do Estado de Mato Grosso, Cáceres, Mato Grosso, Brazil.

\* Autor para correspondência:

E-mail: [christinesteiner@yahoo.com](mailto:christinesteiner@yahoo.com)

---

<sup>1</sup> O artigo será submetido ao periódico PLoS ONE

## Resumo

A maioria dos grupos vivos sofre com perda e fragmentação de habitat e/ou caça. Este é o caso dos cracídeos, uma das famílias mais ameaçadas da região neotropical. *Crax blumenbachii* (Cracidae) é a maior ave frugívora da Mata Atlântica e está ameaçada de extinção, com populações confinadas a alguns fragmentos de floresta. Para estimar o efeito da pressão de caça e perda de habitat sobre esta espécie, usamos dados compilados da literatura no software Vortex 10 para determinar o tamanho mínimo viável das populações, áreas mínimas necessárias para suportar populações viáveis em diferentes cenários de caça e avaliar a viabilidade das populações autóctones atuais. Consideramos quatro cenários de pressão de caça e simulamos situações com áreas de vida não sobrepostas ou com sobreposição parcial (50%). Desse modo, o cenário mais otimista foi caracterizado pela ausência de caça e com sobreposição de áreas de vida. Nesse cenário mais otimista, áreas acima de 3100 ha suportam uma população viável em 100 anos, equivalentes a 71 fragmentos florestais existentes na área modelada na Mata Atlântica. A pior situação é quando há caça de fêmeas, pois é necessário uma população três vezes maior para que a extinção não ocorra. As áreas onde a espécie ocorre atualmente são viáveis para a maioria dos cenários e poderiam servir como fonte para áreas próximas. No entanto, a redução da caça é fator primordial para garantir a sobrevivência da espécie ao longo do tempo. Os fragmentos florestais capazes de suportar uma população viável de mutuns atuam em sinergia com a pressão de caça, e agrava ainda mais o risco de extinção da espécie.

**Palavras-chave:** *Crax blumenbachii*, Cracidae, espécie cinegética, fragmentação, viabilidade.

## Introdução

Estima-se que quase um quinto dos vertebrados esteja ameaçado de extinção e 13% das aves no mundo estão inclusas em alguma categoria de ameaça, devido principalmente à caça, fragmentação e perda do habitat [1–4]. Dentre elas, os cracídeos compreendem a família de aves mais ameaçadas da região Neotropical, pois são alvos de caçadores e sofrem com a fragmentação e perda de habitat [5–7]. As espécies dessa família realizam um importante papel no ecossistema, pois são dispersoras e/ou predadores de sementes grandes, produzidas em geral por árvores lenhosas de grande porte que contribuem para a estocagem de carbono [8].

Um dos cracídeos mais ameaçados do mundo é o mutum-de-bico-vermelho (*Crax blumenbachii*), que historicamente ocorria em áreas de Floresta Atlântica de baixada e de tabuleiro localizadas nos estados do Rio de Janeiro, Minas Gerais, Espírito Santo e sul da Bahia [9,10]. Com cerca de 3.5 kg em média, este cracídeo é alvo de caçadores para fins de obtenção de proteína animal e vive em um dos hotspots mais populosos do mundo [9,11]. No Rio de Janeiro e em Minas Gerais, as populações nativas foram extintas antes de 1990 e posteriormente foram feitas reintroduções a partir da década de 90 e 2000 respectivamente [9,12]. Atualmente as populações autóctones estão apenas em alguns fragmentos de floresta no sul da Bahia e no Espírito Santo [9]. Esses fatores são os principais a contribuir para que a espécie seja classificada na categoria Em Perigo pela IUCN [13] e Criticamente em Perigo na lista nacional [14].

Uma das ferramentas amplamente utilizadas para prever o risco de extinção de espécies é a análise de viabilidade populacional - AVP [15]. Essa abordagem demonstra o grau de suscetibilidade de populações e pode servir para comparar opções potenciais de manejo de espécies [16–18]. Para isso, AVP requer dados biológicos (e.g. sistema de acasalamento, idade de reprodução, tamanho da prole) e demográficos (e.g. taxa de mortalidade anual, pressão de caça) para fornecer os parâmetros do modelo [19]. Apesar da ampla importância em planos de conservação, poucos estudos baseados em AVP foram realizados para a família Cracidae. Em um estudo com o mutum da Ilha de Cozumel (*Crax rubra griscomi*) foram avaliados os efeitos da frequência de furacões devido às mudanças climáticas, da intensidade de caça e do reforço desta população nativa [20]. O risco de extinção de uma população reintroduzida de *C. blumenbachii* no estado do Rio de Janeiro foi avaliado e foram propostas estratégias para aumentar a viabilidade desta população [21]. Outro estudo com essa espécie determinou a população mínima viável em fragmentos



florestais do sul da Bahia [22]. Outras pesquisas envolvendo *C. blumenbachii* estão relacionadas às estimativas do tamanho das populações autóctones [23,24]. Porém, ainda não foi realizado um estudo para avaliar se as áreas onde a espécie está presente suportam populações viáveis ou quais áreas tem o potencial para abrigar populações.

Dessa forma, nós modelamos cenários de viabilidade populacional para *C. blumenbachii* considerando toda sua distribuição geográfica, a fim de responder as seguintes questões: (1) qual o tamanho mínimo de uma população de *C. blumenbachii* considerando variados cenários de caça? (2) qual a área mínima que um fragmento florestal deve ter para abrigar populações viáveis? (3) As populações atuais de *C. blumenbachii* são viáveis?

### Métodos

Os dados utilizados nas simulações foram obtidos principalmente com base no plano de ação da espécie [9] e nos resultados do monitoramento de uma população reintroduzida no Rio de Janeiro durante 25 meses [12,21] (Tabela 1). Nós usamos o Vortex versão 10 [25], um software que utiliza o modelo de simulação computacional de Monte Carlo para prever os efeitos de forças determinísticas, demográficas, ambientais e eventos genéticos estocásticos sobre populações [19,25]. O Vortex é um dos principais softwares utilizados para AVP e produz predições acuradas [26].

Tabela 1. Parâmetros usados no VORTEX para estimar a população mínima viável das populações de *C. blumenbachii*.

Parâmetros	Valores	Referências
Número de repetições (iterações)	1000	-
Número de populações	1	-
Depressão por endocruzamento	6 LE	[27,28]
% do efeito de endocruzamento devido a alelos recessivos letais	50	[27,28]
Sistema de acasalamento	Monogamia	[9]
Idade da primeira reprodução (♀ / ♂)	3 / 3	[9]
Idade máxima de reprodução	10	[9]

% anual de fêmeas adultas reproduzindo (DP)	70% (5)	[21]
% anual de machos adultos reproduzindo	95%	[21]
Tamanho da ninhada	80% (2 filhotes) e 20% (1 filhote)	[9]
Tamanho máximo da ninhada	2	[9]
Razão sexual da ninhada	50:50	[9]
% de taxa de mortalidade anual (DP)	0 a 1 ano= 35(5), 1 a 2 anos= 25(5), 2 a 3 anos= 10 (5) e >3 anos = 8 (2)	[21]

LE=equivalentes letais; DP=Desvio padrão.

Nós consideramos a população viável em 100 anos quando apresentou probabilidade de extinção menor que 2%, i.e. 98% de chance da população persistir em determinada área. Esta definição de população viável é conservadora e segue o princípio da precaução, recomendado quando se trata de espécies ameaçadas [29].

Consideramos quatro cenários de pressão de caça: (1) sem caça; (2) caça de um casal adulto de *C. blumenbachii* por ano; (3) caça de duas fêmeas adultas por ano; (4) caça de dois machos adultos por ano. Estes cenários foram considerados por serem equivalentes a áreas com pouca pressão de caça, de modo que verificamos se o mínimo de indivíduos caçados já é suficiente para que a população deixe de ser viável em longo prazo.

O parâmetro de população inicial foi estabelecido com dois indivíduos adultos e uma capacidade de suporte (K) igual a quatro indivíduos, que nesse estudo equivale à área de vida de 250 ha ocupada por uma unidade familiar - casal com dois filhotes [12]. Quando a população não era viável, aumentávamos o valor da população inicial em um indivíduo e o valor de K em quatro indivíduos, até encontrar valores que resultassem em uma mínima população viável em uma área com valor mínimo de K ( $K_{min}$ ). Desta forma, assumimos que o valor  $K_{min}$  equivale à área mínima de um fragmento florestal ( $A_{min}$ ) capaz de suportar uma população viável de mutuns.  $A_{min}$  simula indiretamente a perda de habitat, pois equivale a fragmentos florestais com diferentes tamanhos.

Desenvolvemos uma análise de sensibilidade para auxiliar a identificar se o parâmetro “grau de sobreposição de áreas de vida de mutuns”, cujos valores desconhecemos, interfere ou

não na redução ou aumento do risco de extinção [19]. Machos adultos de *C. blumenbachii* são territorialistas e as áreas de vida de indivíduos reintroduzidos não apresentaram sobreposição [12]. Porém, as áreas de vida de indivíduos sub-adultos reintroduzidos e fêmeas adultas reintroduzidas apresentaram até 17% de sobreposição. Ainda não há estudos de sobreposição de áreas de vida de *C. blumenbachii* nativos, o que dificulta saber se o comportamento de indivíduos reintroduzidos é semelhante ao de indivíduos nativos. Um estudo com quatro machos e cinco fêmeas de *Crax daubentoni* nativos revelou que houve de 95 a 100% de sobreposição de áreas de vida de um macho e das fêmeas durante a época reprodutiva [37]. Assim, sabemos que as áreas de vida de mutuns podem se sobrepor, mas desconhecemos ainda qual é o grau de sobreposição.

Portanto, para o cálculo de  $A_{\min}$ , assumimos cenários em que  $K_{\min} = (A_{\min}/250)*4$  simulando que a área de vida de mutuns (250 ha) não se sobrepõe à de outras unidades familiares (cenário mais pessimista). Por outro lado, assumimos cenários em que  $K_{\min} = (A_{\min}/375)*8$  simulando que 50% da área de vida de duas unidades familiares se sobrepõem, de modo que uma área de 375 ha seria necessária para abrigar duas unidades familiares (cenário mais otimista).

Nós verificamos por meio do QGIS 2.18.2 (<http://www.qgis.org/>) quais e quantos remanescentes de Mata Atlântica [30] contidos na área de distribuição geográfica da espécie possuem tamanho mínimo necessário para abrigar uma população viável de mutuns. Para tal, adaptamos o contorno da área de distribuição geográfica original de mutuns proposto pela IUCN [13], de modo a englobar também os remanescentes de Mata Atlântica localizados 50 km ao norte da Reserva Ecológica Michelin- Igrapiúna/BA [31], a parte sul do estado do Rio de Janeiro [32] e os fragmentos de Mata Atlântica localizados a oeste do limite proposto pela IUCN. O tamanho dos remanescentes capazes de manter populações viáveis foram determinados após obtermos os valores de  $K_{\min}$  que foram usados para encontrar a  $A_{\min}$  em hectares nos cenários otimista e pessimista.

## Resultados

Assumindo que 50% das áreas de vida de mutuns se sobrepõem, nossas simulações revelaram que é necessária uma população mínima viável (PMV) de 56 mutuns em florestas onde não há pressão de caça. Nesse cenário otimista, fragmentos florestais menores que 3100 ha não abrigariam populações viáveis (Tabela 2). Isso corresponde a 71 fragmentos florestais

com tamanho suficiente para abrigar uma população mínima viável de mutuns, se não houver caça na área modelada. Esse é o cenário que apresenta maior quantidade de fragmentos florestais capazes de abrigar uma população mínima viável de mutuns (Tabela 2), que corresponde a 0.07% da quantidade de fragmentos totais na área de estudo (n=95788). A maioria destes fragmentos de floresta está em Minas Gerais (24 fragmentos) e Bahia (23 fragmentos), seguido por Rio de Janeiro (15 fragmentos) e Espírito Santo (nove fragmentos) (Figura 1).

A caça anual de dois machos adultos é tão prejudicial quanto à caça anual de um casal. Nesses cenários, para que uma população seja viável em longo prazo é preciso que ela tenha o dobro de indivíduos da PMV (95-100 indivíduos), em comparação com o cenário sem caça. Porém, a caça anual de duas fêmeas é o cenário mais preocupante, indicando que o número de indivíduos dessas populações deveria ser quase três vezes maior (138 indivíduos) quando comparado ao cenário sem caça, a fim de garantir a viabilidade em longo prazo. No cenário mais pessimista, pelo menos 9500 ha são necessários para abrigar uma população viável, o que equivale a 20 fragmentos florestais ou 0,02% da quantidade de fragmentos totais na área de estudo (Tabela 2, Figura 1).

Tabela 2: Populações mínima viáveis de mutuns-de-bico-vermelho *Crax blumenbachii* (PMV, em número de indivíduos) e área mínima necessária (ha) para a persistência de uma PMV em diferentes cenários de pressão de caça e situações com e sem sobreposição de áreas de vida

Cenários	PMV	K mínimo	Área mínima necessária		Fragmentos florestais disponíveis	
			Sem sobreposição	Com sobreposição	Sem sobreposição	Com sobreposição
Sem caça	56	67	4188	3141	51	71
Caça de dois machos adultos/ano	95	107	6688	5016	32	44
Caça de um casal adulto/ano	100	110	6875	5156	30	43
Caça de duas fêmeas/ano	138	152	9500	7125	20	30

fêmeas  
adultas/ano

$K$  = capacidade de suporte (em número de indivíduos).

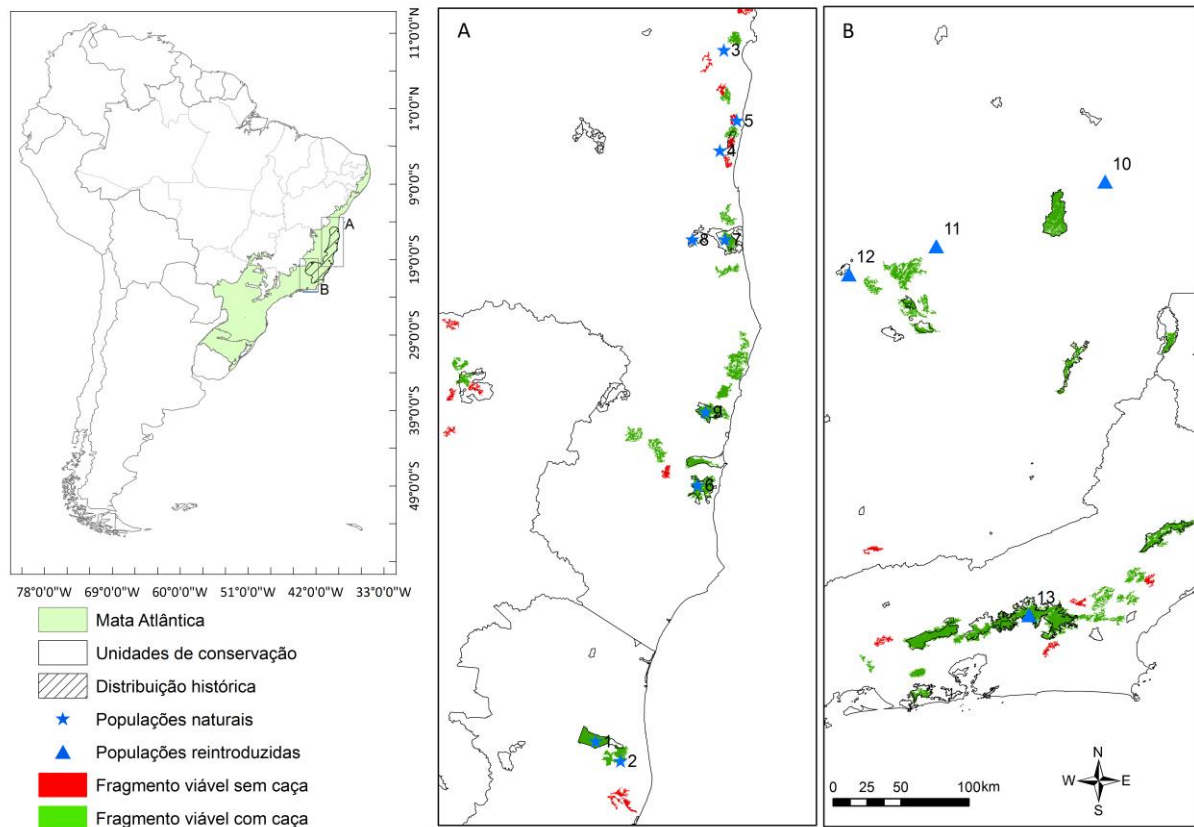


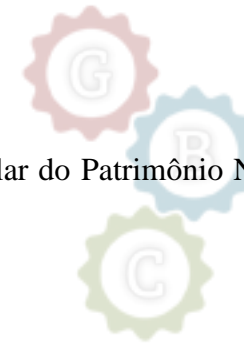
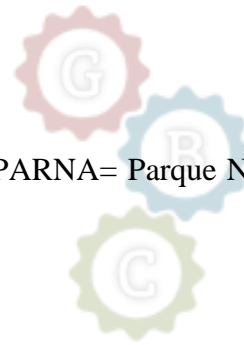
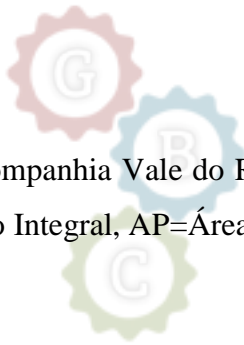
Figura 1. Localização dos remanescentes florestais e viabilidade das populações no cenário mais otimista (sem caça) e pessimista (com caça).

As simulações revelaram que as 9 áreas onde populações autóctones de mutuns ocorrem atualmente estão localizadas em fragmentos florestais grandes o suficiente para abrigar populações viáveis de mutuns, desde que não haja caça (Tabela 3). O tamanho atual da Reserva Ecológica da Michelin-Igrapiúna/BA somente garantirá a viabilidade de sua população caso não haja pressão de caça. O tamanho do fragmento florestal onde está inserida a RPPN Fazenda Capitão-Itacaré/BA também não será suficientemente grande para abrigar uma população viável de mutuns se houver caça de fêmeas adultas.

Tabela 3. Áreas com presença de mutum-de-bico-vermelho (*Crax blumenbachii*), tamanho do fragmento (em hectares) ao qual a área está inserida e status de proteção.

Número identificador	Nome	Área da unidade de conservação ou propriedade (ha)	Tamanho do fragmento florestal(ha)	Capacidade de suporte sem sobreposição da área de vida	Capacidade de suporte com sobreposição da área de vida	Status de proteção
1	Reserva Biológica de Sooretama	27000	46692	747	996	PI
2	Reserva Florestal da CVRD	22000	46692	747	996	AP
3	Reserva Ecológica Michelin	3096	4278	49	91	AP
4	PE Serra do Conduru	9275	13216	211	282	PI
5	RPPN Fazenda Capitão	660	6258	100	133	AP
6	PARNA do Descobrimento	22693	25027	400	534	PI
7	Reserva Biológica de Una	18715	19188	307	409	PI
8	PARNA Serra das Lontras	11344	13416	215	286	PI
9	PARNA Pau-Brasil	18934	21893	350	467	PI
10	RPPN Fazenda Macedônia	560	560	9	12	AP
11	EPDA de Peti	668	790	13	17	AP
12	Estação Ecológica de Fechos	549	1430	27	31	PI
13	Reserva Ecológica de Guapeçu	48270	52883	846	1128	AP

CVRD= Companhia Vale do Rio Doce, PE= Parque Estadual, PARNA= Parque Nacional, RPPN= Reserva Particular do Patrimônio Nacional, PI=Proteção Integral, AP=Área Particular.



Programa de Pós-Graduação em **Genética, Biodiversidade e Conservação** Genética, Biodiversidade e Conservação Genética, Biodiversidade e Conservação



Programa de Pós-Graduação em **Genética, Biodiversidade e Conservação** Genética, Biodiversidade e Conservação Genética, Biodiversidade e Conservação



Programa de Pós-Graduação em **Genética, Biodiversidade e Conservação** Genética, Biodiversidade e Conservação Genética, Biodiversidade e Conservação

## Discussão

É conhecido que cracídeos tendem a não sobreviver em florestas com média ou alta pressão de caça e que as populações são significativamente menores em áreas sem caça [5–7,33–36]. No presente estudo, demonstramos de forma mais detalhada que a caça de fêmeas é um dos principais fatores de risco para *C. blumenbachii*, aliada à perda de habitat. Em nosso cenário mais otimista, apenas fragmentos florestais maiores que 3100 ha abrigam populações viáveis. Entretanto, remanescentes florestais de pelo menos 9500 ha são necessários em nosso cenário mais pessimista. É provável que a caça de fêmeas e a perda de habitat também sejam um dos principais fatores de risco para cracídeos que possuem parâmetros populacionais e tamanhos área de vida semelhantes a *C. blumenbachii*, como *Crax daubentoni*, *Crax alector* e *Mitu salvini* [37–39].

A caça é uma ameaça presente na área de distribuição de *C. blumenbachii*, inclusive em unidades de conservação de proteção integral [33,40,41] e pode ter sido um dos motivos da extinção local no Parque Nacional e Histórico Monte Pascoal (BA), que possui tamanho mínimo necessário para abrigar populações viáveis de mutuns (22331 ha), mas elevada pressão de caça [10]. Caso a caça fosse erradicada, a maior parte das populações autóctones de *C. blumenbachii* seria viável. No entanto, se houver pressão de caça, duas áreas particulares não abrigarão populações viáveis de mutuns no futuro (Reserva Ecológica Michelin e RPPN Fazenda Capitão). Estas áreas possuem fiscalização, o que inibe a entrada de caçadores, e têm se mostrado eficientes em proteger a espécie [23,41].

Mesmo considerando o cenário mais otimista, nota-se que a situação de mutuns-de-bico-vermelho na Mata Atlântica é preocupante: há 71 remanescentes florestais com tamanho mínimo necessário para abrigar populações viáveis de mutuns-de-bico-vermelho. Essa quantidade de fragmentos disponíveis é reflexo da intensa fragmentação que a Mata Atlântica tem sofrido, reduzindo a cobertura florestal original para 11 a 16%, distribuídas em sua maioria em pequenos fragmentos florestais isolados [42]. No sul da Bahia estão localizadas sete das nove populações autóctones de *C. blumenbachii* (Figura 1), fato relacionado com a região ser a segunda mais bem preservada dentro da Mata Atlântica [42].

Apesar da Mata Atlântica ser uma das regiões com maior cobertura de áreas protegidas, este sistema está longe de ser adequado, pois cobre menos de 2% do bioma [42]. Das 71 áreas capazes de suportar uma população viável, 19 são unidades de conservação de



proteção integral, cujo tamanho varia de 2131 a 58759 ha. Isso demonstra que ainda há grandes fragmentos capazes de manter populações viáveis (Figura 1). Porém, estes remanescentes de mata apresentam alto grau de isolamento (mínimo 9 km entre o Parque Nacional Serra das Lontras e Reserva Biológica de Una), o que diminui as chances de dispersão e aumenta a possibilidade de depressão por endogamia e deriva genética, podendo levar as populações à extinção [27].

Apesar de não terem área suficiente para abrigar populações viáveis em longo prazo, os pequenos fragmentos florestais podem servir como trampolim ecológico devido à plasticidade dos cracídeos em utilizar diferentes tipos de habitats [10,43]. A desvantagem é que mutuns podem ficar expostos a caçadores e cães domésticos quando utilizam a matriz permeável com trampolins ecológicos para se deslocar, devido à capacidade de voo limitada [7].

O mutum-de-bico-vermelho é a maior ave frugívora que ainda existe na Mata Atlântica. Nas áreas capazes de manter populações viáveis de mutuns, processos ecológicos importantes como a dispersão e predação de algumas sementes grandes provavelmente serão mantidos. Por consequência, a estocagem de carbono por árvores lenhosas de grande porte, que predominantemente produzem frutos com grandes sementes, também será mantida [8]. Além de manter serviços ecossistêmicos importantes, manter protegidas as áreas onde o mutum ocorre beneficiará outras espécies ameaçadas simpátricas que sofrem com a caça e perda de habitat [9].

### **Agradecimentos**

Nós agradecemos a CAPES pela bolsa de mestrado de Fernando César Gonçalves Bonfim e pela bolsa CAPES/PNPD de Pós-doutorado de Christine Steiner São Bernardo, além do apoio da infraestrutura da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia. Também agradecemos a Dra. Juliana Zina, Dr. Paulo Roberto Antunes de Mello Affonso e Dr. André Teixeira da Silva por suas sugestões e críticas que ajudaram a melhorar o manuscrito.

### **Referências bibliográficas**

1. Redford K. The empty forest. *Bioscience*. 1992;42: 412–422. doi:10.2307/1311860
2. Peres C. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian Forests. *Conserv Biol*. 2000;14: 240–253.

3. Brooks T, Tobias J, Balmford A. Deforestation and bird extinctions in the Atlantic forest. *Anim Conserv.* 1999;2: 211–222. doi:10.1017/S1367943099000542
4. Hoffmann M, Hilton-taylor C, Angulo A, Böhm M, Brooks TM, Butchart SHM, et al. The Impact of Conservation on the Status of the World 's Vertebrates. *Science* (80- ). 2010;330: 1503–1509. doi:10.1126/science.1194442
5. Sick H. *Ornitologia brasileira*. 2nd ed. Rio de Janeiro; 1997.
6. Delacour J, Amadon, D. *Curassows and Related Birds*. 2nd Ed. Lynx Edic., Barcelona; 2004.
7. Brooks DM, Fuller RA. *Biologia e Conservação de Cracídeos*. In: Pereira SL, Brooks DM, editors. *Conservando os Cracídeos: A Família de Aves mais ameaçadas das Américas*. 2006. p. 116. Available: [http://www.cracids.org/AP\\_Port\\_ebook.pdf](http://www.cracids.org/AP_Port_ebook.pdf)
8. Bello C, Galetti M, Pizo MA, Magnago LFS, Rocha MF, Lima RAF, et al. Defaunation affects carbon storage in tropical forests. *Sci Adv.* 2015;1: 1–11. doi:10.1126/sciadv.1501105
9. IBAMA. *Plano de Ação para a Conservação Crax blumenbachii*. Brasília; 2004. Available: [http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-plano-de-acao/pan-mutum-sudeste/crax\\_blumenbachi.pdf](http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-plano-de-acao/pan-mutum-sudeste/crax_blumenbachi.pdf)
10. Alvarez AD, Develey PF. *Conservação do Mutum-do-Sudeste (Crax blumenbachii): Cinco anos de implementação do Plano de Ação*. Save Brasil. São Paulo; 2010.
11. Cincotta RP, Wisnewski J, Engleman R. Human population in the biodiversity hotspots. *Nature*. 2000;404: 990–992.
12. Bernardo CSS, Lloyd H, Olmos F, Cancian LF, Galetti M. Using post-release monitoring data to optimize avian reintroduction programs: a 2-year case study from the Brazilian Atlantic Rainforest. *Anim Conserv.* 2011;14: 676–686. doi:10.1111/j.1469-1795.2011.00473.x
13. Birdlife International. *Species factsheet: Crax blumenbachii*. Available fom: <http://www.birdlife.org>. Cited 20 July 2016.

14. Brasil. Portaria nº - 444, 17 December 2014. Available from: [http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/biodiversidade/fauna-brasileira/avaliacao-do-risco/PORTARIA\\_N%C2%BA\\_444\\_DE\\_17\\_DEZEMBRO\\_DE\\_2014.pdf](http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/biodiversidade/fauna-brasileira/avaliacao-do-risco/PORTARIA_N%C2%BA_444_DE_17_DEZEMBRO_DE_2014.pdf). Cited 20 July 2016.
15. Shaffer ML. Minimum population sizes for species conservation. *Bioscience*. 1981;31: 131–134. doi:10.2307/1308256
16. Akçakaya HR, Sjögren-Gulve P. Population viability analyses in conservation planning: an overview. *Ecol Bull*. 2000;48: 9–21. doi:10.2307/20113245
17. Kindall JL, Muller LI, Clark JD, Lupardus JL, Murrow JL. Population viability analysis to identify management priorities for reintroduced Elk in the Cumberland Mountains, Tennessee. *J Wildl Manage*. 2011;75: 1745–1752. doi:10.1002/jwmg.226
18. Wootton JT, Bell DA. Assessing predictions of population viability analysis: Peregrine Falcon populations in California. *Ecol Appl*. 2014;24: 1251–1257. doi:10.1890/13-1323.1
19. Lacy RC. Vortex: A computer simulation model for Population Viability Analysis. *Wildl Res*. 1993;20: 45–65. doi:10.1071/WR9930045
20. Martínez-Morales MA, Cruz PC, Cuarón AD. Predicted population trends for Cozumel Curassows (*Crax rubra griscomi*): empirical evidence and predictive models in the face of climate change. *J F Ornithol*. 2009;80: 317–327. doi:10.1111/j.1557-9263.2009.00237.x
21. Bernardo CSS, Desbiez ALJ, Olmos F, Collar NJ. Reintroducing the red-billed curassow in Brazil: Population viability analysis points to potential success. *Nat Conserv*. Elsevier Masson SAS; 2014;12: 53–58. doi:10.4322/natcon.2014.010
22. Barbosa RA. População mínima viável de Mutuns-do-Sudeste (*Crax blumenbachii*) em fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica do Atlântico Leste. Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia. 2014.
23. Alves F, López-Iborra GM, Silveira LF. Population size assessment of the Endangered red-billed curassow *Crax blumenbachii*: accounting for variation in detectability and

- sex-biased estimates. *Oryx*. 2015;51: 1–9. doi:10.1017/S0030605315000721
24. Rocha J dos S. Abundância relativa de aves e mamíferos de médio e grande porte de um fragmento de mata atlântica na Bacia hidrográfica do Rio Una. Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia. 2014.
  25. Lacy RC, Pollak, JP. Vortex: A stochastic simulation of the extinction process. Version 10.0. Chicago Zoological Society, Brookfield, Illinois, USA, 2014.
  26. Brook BW, O'Grady JJ, Chapman AP, Burgman MA, Akçakaya HR, Frankham R. Predictive accuracy of population viability analysis in conservation biology. *Nature*. 2000;404: 385–387. doi:10.1038/35006050
  27. O'Grady JJ, Brook BW, Reed DH, Ballou JD, Tonkyn DW, Frankham R. Realistic levels of inbreeding depression strongly affect extinction risk in wild populations. *Biol Conserv*. 2006;133: 42–51. doi:10.1016/j.biocon.2006.05.016
  28. Crnokrak P, Roff DA. Inbreeding depression in the wild. *Heredity (Edinb)*. 1999;83: 260–270. doi:10.1038/sj.hdy.6885530
  29. Gregory R, Long G. Using structured decision making to help implement a precautionary approach to endangered species management. *Risk Anal*. 2009;29: 518–532. doi:10.1111/j.1539-6924.2008.01182.x
  30. Fundação SOS Mata Atlântica, INPE. Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica, período 2012–2013. São Paulo, 2014.
  31. Lima PC, Magalhães ZS, Albano C. Registro da reprodução do Mutum-do-Sudeste (*Crax blumenbachii*) em Ituberá , Bahia. *Atualidades Ornitológicas*. 2008;141: 2–3.
  32. Pacheco JF. O limite sul da ocorrência do mutum-de-bico-vermelho nos tempos da Imperatriz Leopoldina. *Atualidades Ornitológicas*. 2013;175: 2013.
  33. Chiarello AG. Influência da caça ilegal sobre mamíferos e aves das matas de tabuleiro do norte do estado do Espírito Santo. *Bol do Mus Biol Mello Leitão (Nova Série)*. 2000;11/12: 229–247. doi:10.1590/S1676-06032009000300038
  34. Thiollay J-M. Effects of hunting on guianan forest game birds. *Biodivers Conserv*. 2005;14: 1121–1135. doi:10.1007/s10531-004-8412-4

35. Barrio J. Hunting pressure on cracids (Cracidae: Aves) in forest concessions in Peru. *Rev Peru Biol.* 2011;18: 225–230.
36. Kattan GH, Muñoz MC, Kikuchi DW. Population densities of curassows, guans, and chachalacas (Cracidae): Effects of body size, habitat, season, and hunting. *Condor.* 2016;118: 24–32. doi:10.1650/CONDOR-15-51.1
37. Bertsch C, Barreto GR. Abundancia y área de acción del Paují de Copete (*Crax Daubentoni*) en Los Llanos centrales de Venezuela. *Ornitol Neotrop.* 2008;19: 287–293.
38. Bernal X, Mejía, CA. Uso del espacio por un grupo de *Crax alector*. Internal report. Fundación para la investigación y tecnología-banco de la República, Bogotá, 1995.
39. Santamaria M, Franco A. Historia natural del Paujil *Mitu salvini* y densidades poblacionales de crácidos em el Parque Nacional Natural Tinigua- Amazonia Colombiana. 1994.
40. Pereira JPR, Schiavetti A. Conhecimentos e usos da fauna cinegética pelos caçadores indígenas “Tupinambá de Olivença” (Bahia). *Biota Neotrop.* 2010;10: 175–183. doi:10.1590/S1676-06032010000100018
41. Fleisher KM, Laufer J. Protecting wildlife in a heavily hunted biodiversity hotspot: a case study from the Atlantic Forest of Bahia, Brazil. *Trop Conserv Sci.* 2013;6: 181–200.
42. Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Ponzoni FJ, Hirota MM. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol Conserv.* 2009;142: 1141–1153. doi:10.1016/j.biocon.2009.02.021
43. Kattan GH, Muñoz MC, Kikuchi DW. Population densities of curassows, guans, and chachalacas (Cracidae): Effects of body size, habitat, season, and hunting. Population densities of curassows, guans, and chachalacas (Cracidae): Effects of body size, habitat, season, and hunting. *Condor.* 2016;118: 24–32. doi:10.1650/CONDOR-15-51.1

**Combinando ferramentas de modelagem para identificar áreas prioritárias para a conservação de mutum-de-bico-vermelho (*Crax blumenbachii*)<sup>2</sup>**

Título curto: Priorização espacial para o mutum de bico vermelho

Fernando César Gonçalves Bonfim<sup>1¶</sup>, Paulo Henrique Chaves Cordeiro<sup>2¶</sup> e Christine Steiner São Bernardo<sup>1, 3¶\*</sup>

<sup>1</sup>Conservation Biology Group, Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação, Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, Biological Sciences Department, Av. José Moreira Sobrinho, Jequié, Bahia, Brazil

<sup>2</sup>Setor de Ornitologia, Departamento de Vertebrados, Museu Nacional do Rio de Janeiro, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Quinta da Boa Vista, Rio de Janeiro, Brazil

<sup>3</sup>Endereço atual: Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais, Laboratório de Mastozoologia, Universidade do Estado de Mato Grosso, Cáceres, Mato Grosso, Brazil.

\* Autor para correspondência:

E-mail: christinesteiner@yahoo.com

Número de figuras: 3

Número de referências: 49

---

<sup>2</sup> O artigo será submetido ao periódico Journal of applied Ecology

## Resumo

Determinar o risco de extinção de uma espécie é um dos principais passos para propor estratégias de conservação em longo prazo. Ferramentas para priorização espacial são diversas e fornecem respostas rápidas. Análise de viabilidade populacional tem sido amplamente usada por combinar dados biológicos, genéticos, ambientais e determinísticos para prever o risco de extinção e a modelagem de distribuição potencial por utilizar registros de ocorrência e variáveis preditoras para prever locais adequados à ocorrência da espécie. Nós combinamos essas duas ferramentas com o objetivo de identificar áreas com condições climáticas mais propícias que abriguem populações viáveis de *C. blumenbachii*, um cracídeo de grande porte ameaçado com populações autóctones restritas a menos de 10 fragmentos florestais na Mata Atlântica. Registros de presença da espécie junto com variáveis climáticas foram utilizados em seis algoritmos para gerar um modelo de consenso da sua distribuição potencial. Áreas com condições climáticas mais propícias e capazes de manter uma população viável correspondem a 54 fragmentos florestais, com porcentagem de floresta no entorno de 12 km variando de oito a 55%. Essas áreas devem ser priorizadas tanto para ações de reintrodução quanto para garantir a persistência das populações.

Palavras-chave: Análise de Viabilidade Populacional; Cracidae; Mata Atlântica; Modelagem de distribuição potencial; Perda de habitat

## Introdução

Perda de animais dispersores de grande porte pode causar efeitos negativos diretos nos processos ecológicos, no funcionamento dos ecossistemas e na biodiversidade (Harrison *et al.* 2013; Dirzo *et al.* 2014) e os principais preditores do risco de extinção entre os vertebrados são baixas taxas reprodutivas, pequena extensão geográfica, grande área de vida e grande porte (Dirzo *et al.* 2014). Aves da família Cracidae se encaixam nessas características por pesarem até quatro quilos e por serem capazes de dispersar sementes grandes por longas distâncias (Brooks & Fuller 2006), e a perda dessas espécies pode afetar a estrutura espacial e genética das plantas, predação de sementes, mortalidade de plantas e estocagem de carbono (Harrison 2011; Bello *et al.* 2016)

*Crax blumenbachii* é um cracídeo endêmico da Mata Atlântica um hotspot de biodiversidade situado no leste do Brasil que tem sofrido entre outros fatores com a expansão agrícola, extração de madeira e exploração de produtos vegetais que tornaram esse bioma extremamente fragmentado e com aproximadamente 12% de cobertura vegetal (Meyers *et al.* 2000; Tabarelli *et al.* 2005; Ribeiro *et al.* 2009). Por conta disso, a espécie é considerada globalmente em Perigo (BirdLife International 2016) e criticamente em perigo no nível nacional (BRASIL 2014). Originalmente, *Crax blumenbachii* habitava áreas de Floresta Atlântica de baixada e de tabuleiro localizadas nos estados do Rio de Janeiro, Minas Gerais, Espírito Santo e sul da Bahia. A espécie sofre ameaça principalmente pela perda do habitat e caça, por conta disso, populações nativas foram extintas no Rio de Janeiro e em Minas Gerais e posteriormente foram feitas reintroduções nesses estados (IBAMA 2004; Alvarez & Develey 2010). As populações autóctones na Bahia e no Espírito Santo estão isoladas em unidades de conservação e áreas privadas (IBAMA 2004; Alvarez & Develey 2010; BirdLife International 2016). Os poucos trabalhos recentes com a espécie buscaram estudar padrões de atividades diárias (Srbek-Araújo *et al.* 2012) ou estimar a densidade e tamanho de uma população (Alves *et al.* 2015). No entanto, não houve estudos para avaliar seu risco de extinção em relação a fatores ambientais ou determinísticos.

O risco de extinção de uma espécie pode ser determinado principalmente pelas características demográficas, distribuição geográfica e qualidade dos habitats. Estas informações podem ser integradas em modelos de distribuição potencial de espécies e modelos de viabilidade populacional para traçar estratégias de conservação de espécies



(Akçakaya *et al.* 2004; Franklin, Regan & Syphard 2013). Com base nesses modelos é possível identificar os limites de ocorrência de uma espécie, os locais com condições mais propícias à sobrevivência dos indivíduos e os fatores que aumentam a susceptibilidade de uma espécie à extinção (Brook *et al.* 2009).

A modelagem de distribuição potencial tornou-se importante na área da conservação, pois fornece respostas rápidas extraindo informações úteis mesmo com poucos registros de ocorrência das espécies (Phillips, Anderson & Schapire 2006; Peterson & Soberón 2012). O procedimento consiste em utilizar informações sobre registros de localizações das espécies junto com características ambientais e/ou antrópicas, que permitem prever habitats potencialmente adequados à presença da espécie (Guisan & Zimmermann 2000; Brotons *et al.* 2004). Por sua vez, a Análise de Viabilidade Populacional (AVP) tem sido amplamente usada para prever o risco de extinção de uma espécie, combinando informações biológicas das espécies com fatores estocásticos (demográfico, ambiental, genético) e fatores determinísticos (e.g. capacidade de suporte de um habitat e sobre-exploração) (Reed *et al.* 2003).

Com o intuito de identificar áreas prioritárias para a conservação de mutum-de-bico-vermelho, respondemos as seguintes questões: (1) quais e quantos remanescentes de Mata Atlântica possuem condições climáticas mais propícias à sobrevivência de mutum-de-bico-vermelho? (2) destes remanescentes florestais, quais e quantos tem o potencial de abrigar populações viáveis de mutum em longo prazo?

## **Material e métodos**

### **Área modelada**

*C. blumenbachii* ocorria originalmente em uma pequena porção de Mata Atlântica no leste do Brasil, entre o estado do Rio de Janeiro e sul da Bahia, e leste de Minas Gerais (BirdLife Internacional 2016). No entanto, esta área geográfica é muito restrita para utilizar nos modelos, uma vez que não consideramos as relações inter-específicas como variáveis preditoras (Thuiller *et al.* 2004). Utilizamos apenas variáveis climáticas, que são as principais responsáveis por delimitar a distribuição das espécies em escala global (Elith & Leawthick 2009). As variáveis climáticas estão relacionadas à produtividade do ambiente e afetam as densidades populacionais de cracídeos (Kattan, Muñoz & Kikuchi 2016). Além disso, é

sabido que variáveis climáticas estão correlacionadas com atitude, fitofisionomia e Índice de Vegetação com Diferença Normalizada – NVDI (Oliveira-Filho & Fontes 2000, Ichii et al 2002).

Assim, os modelos foram gerados usando a América do Sul como contorno. Para apresentação do modelo final, com a finalidade de ilustração, restringimos o modelo resultante para a área de distribuição geográfica original da espécie, com base na área proposta pela IUCN (BirdLife International 2016). Adaptamos os limites, de modo a englobar a Reserva Ecológica Michelin- Igrapiúna/BA (Lima *et al.* 2008) e os remanescentes de Mata Atlântica localizados 50 km ao norte desta reserva, a parte sul do estado do Rio de Janeiro (Pacheco 2013) e os fragmentos de Mata Atlântica localizados a oeste do limite proposto pela IUCN (Figura 1).

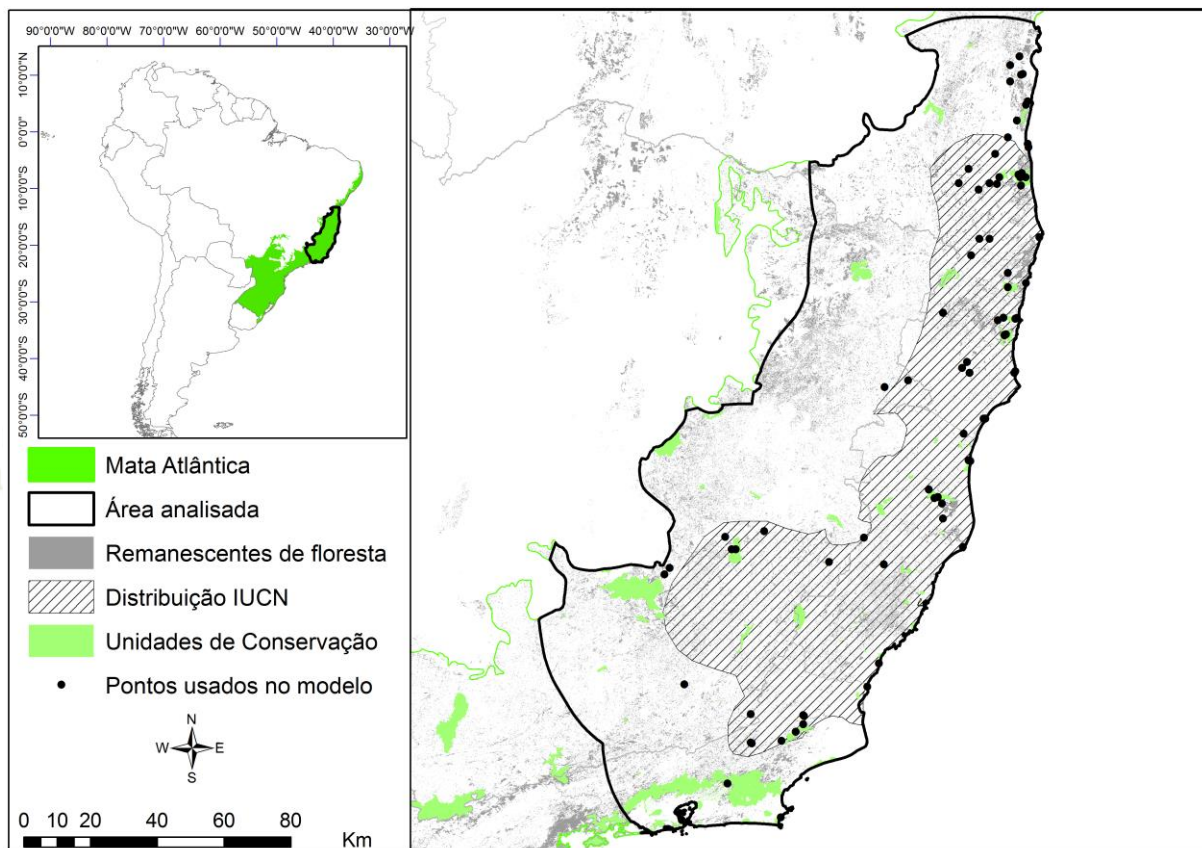


Figura 1: Área usada para modelar a distribuição potencial de *C. blumenbachii*.

### Dados de ocorrência

Registros de ocorrência da espécie foram compilados e fornecidos por pesquisadores que elaboraram o plano de ação nacional para conservação de *C. blumenbachii* (Anexo 1) (IBAMA 2004). Nós obtivemos 85 pontos de presença e retiramos registros duplicados deixando apenas um registro por pixel, restando um total de 67 pontos de presença para modelagem, que é um valor considerado satisfatório (Kadmon, Farber & Danin 2003). Esses registros compreendem tanto locais históricos de ocorrência quanto atuais. Assim, partimos do pressuposto que a dimensão do nicho modelado não mudou ao longo do tempo (Wiens *et al.* 2010).

### Seleção de variáveis

Com o intuito de identificar quais e quantos remanescentes de Mata Atlântica possuem condições climáticas mais propícias à sobrevivência de mutum-de-bico-vermelho, nós utilizamos 19 variáveis do projeto WorldClim (Hijmans *et al.* 2005). Foi usada a resolução espacial de 5km<sup>2</sup>, pois a área modelada compreende uma escala regional e há registros históricos onde a precisão não é tão alta como os registros mais recentes (Guisan *et al.* 2007). Para selecionar as variáveis, nós extraímos os valores de cada um dos 67 pontos, geramos outros 67 pontos de pseudo-ausência e fizemos uma análise de regressão logística para determinar a importância das variáveis. Posteriormente fizemos uma análise fatorial utilizando 5000 pontos de pseudo-ausência e extraíndo os valores das 19 variáveis. Foram escolhidas as variáveis mais importantes para os vetores da análise fatorial e que tivesse importância significativa na análise de regressão. Por fim as variáveis utilizadas para gerar os modelos foram Variação diurna média de temperatura, isothermalidade (variação diurna média de temperatura / amplitude térmica anual), temperatura máxima do mês mais quente, precipitação do mês mais seco e precipitação do trimestre mais chuvoso.

### Algoritmo

Nós utilizamos seis algoritmos para construir os modelos: envelope climático - BIOCLIM (Busby 1991), modelo linear generalizado - GLM (Guisan *et al.* 2002), modelo

aditivo generalizado - GAM Guisan *et al.* 2002), máxima entropia - Maxent: (Phillips, Anderson & Schapire 2006), Random Forest - (Breiman 2001) e máquina de vetores de suporte - SVM (Drake, Randin & Guisan 2006).

Para gerar os modelos, utilizamos 75% dos pontos para treino e 25% para teste. Alguns métodos necessitam de pontos de presença e ausência, no entanto registros de ausência são raros e difíceis de obter (Jiménez-valverde, Lobo & Hortal 2008) e falsas ausências podem diminuir a confiabilidade do modelo (Ortega-huerta & Peterson 2008). Algoritmos que usam apenas registros de presença necessitam de um background (pseudo-ausências) para fazer as simulações, assim, usamos 67 pontos aleatórios de pseudo-ausência na área de estudo para ser usado pelos algoritmos (Engler, Guisan & Rechsteiner 2004).

### **Análise dos dados**

A acurácia de cada um dos modelos foi avaliada por meio do AUC (area under the curve), que mede o poder de discriminação do modelo, ou seja, ao sortear dois pontos (um de presença e outro de ausência), o modelo prevê os dois corretamente (Liu, White & Newell 2011). É obtido a partir da matriz de confusão, plotando a sensibilidade no eixo “y” e 1 - especificidade no eixo “x”. O AUC é determinado conectando os dois pontos e calculando o valor pelo método de trapezoide (Fielding & Bell 1997). Apesar do AUC ser um dos métodos mais usados para avaliar modelos, há críticas (Lobo, Jiménez-valverde & Real 2008). Assim, nós também utilizamos o TSS, que leva em conta erros de omissão e sobreprevisão e não é afetado pela prevalência ou pelo conjunto de validação (Allouche, Tsoar & Kadmon 2006).

Como os diferentes algoritmos usados podem ter resultados discrepantes, utilizamos o método de consenso (Araújo & New 2006; Marmion *et al.* 2009). Este método é baseado no princípio de que cada algoritmo pode ser uma representação da distribuição e, por isso, reunir cada uma dessas representações em um conjunto é melhor do que utilizar apenas uma (Araújo & New 2006; Marmion *et al.* 2009). Para gerar um modelo de consenso, utilizamos a média de cada um dos modelos gerados pelos algoritmos (Marmion *et al.* 2009) e usamos o *threshold* “sem omissão”.

Nós usamos o mapa resultante da Análise de Viabilidade Populacional de mutuns (capítulo 1) para sobrepor ao modelo de consenso. A combinação do resultado destas duas

ferramentas de modelagem resultou na identificação de remanescentes florestais com condições climáticas propícias ao mutum e capazes de manter uma população viável em longo prazo. Para avaliar o entorno desses fragmentos florestais adequados climaticamente e capazes de abrigar populações viáveis no cenário sem caça, criamos um buffer de 12 km a partir da borda do fragmento para calcular a porcentagem de floresta dentro do buffer, englobando o fragmento. Este valor foi escolhido, pois mutuns reintroduzidos foram capazes de se dispersar no máximo 12 km em linha reta, a partir do local de soltura dos indivíduos (Bernardo *et al.* 2011).

Para identificar fragmentos florestais prioritários para a conservação de *C. blumenbachii*, escolhemos os que apresentaram pelo menos um pixel com valor de adequabilidade maior que 70 (numa escala de 32 a 85 após o corte pelo threshold sem omissão e reclassificação). Os fragmentos florestais mais prioritários (valores em ordem ascendente) foram determinados levando em consideração se o fragmento apresenta população nativa, o tamanho do fragmento florestal, a porcentagem de cobertura florestal no entorno de 12km e pelo menos um pixel com valor de adequabilidade igual ou maior a 70.

## Resultados

O modelo de distribuição potencial de *C. blumenbachii* gerado pelo método de consenso indicou áreas que são climaticamente adequadas principalmente no sul da Bahia, norte e centro do Espírito Santo. Os remanescentes florestais do RJ e MG apresentaram áreas menos adequadas climaticamente para a espécie. (Figura 2).

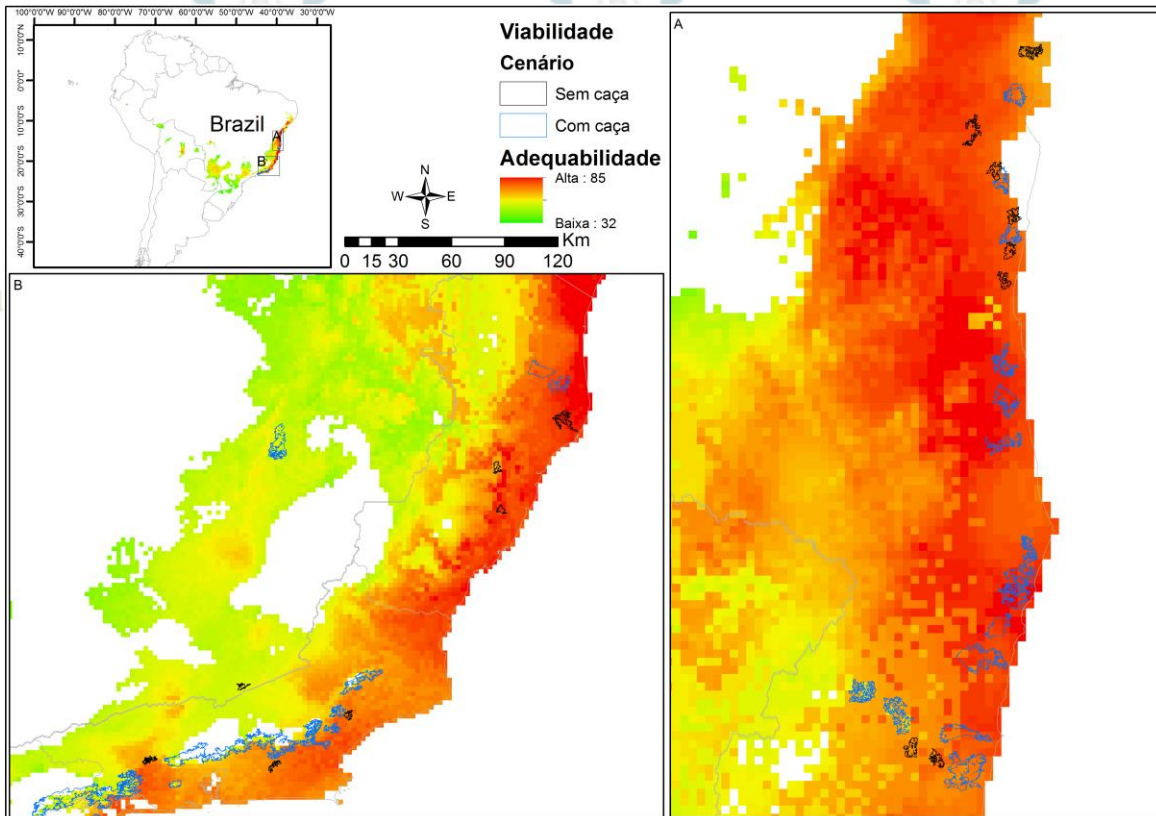


Figura 2: Adequabilidade climática de *C. blumenbachii* e fragmentos capazes de manter populações viáveis com e sem caça.

Identificamos 44 fragmentos florestais que possuem condições climáticas propícias ao mutum e que podem suportar uma população viável, desde que não ocorra caça (cenário mais otimista, capítulo 1). Por outro lado, há apenas 15 fragmentos florestais se considerarmos o cenário mais pessimista (i.e. caça de duas fêmeas adultas por ano e sem sobreposição de área de vida) (Figura 2).

O entorno dos fragmentos florestais com clima mais propício e capaz de abrigar populações viáveis é caracterizado por cobertura florestal que varia de 14% a 55%, com predomínio de remanescentes florestais com 21-40% de cobertura florestal no seu entorno (Figura 3). Apenas cinco fragmentos florestais com clima propício e capaz de suportar populações viáveis possuem mais de 40% de cobertura florestal no entorno. Cerca de 14% dos fragmentos florestais possuem menos de 20% de cobertura florestal no entorno.

Os modelos gerados por diferentes algoritmos (Anexo 2), que resultou no modelo de consenso, apresentaram valores de AUC > 0.9 e valores de TSS > 0.80, indicando que os modelos são acurados (Anexo 3).

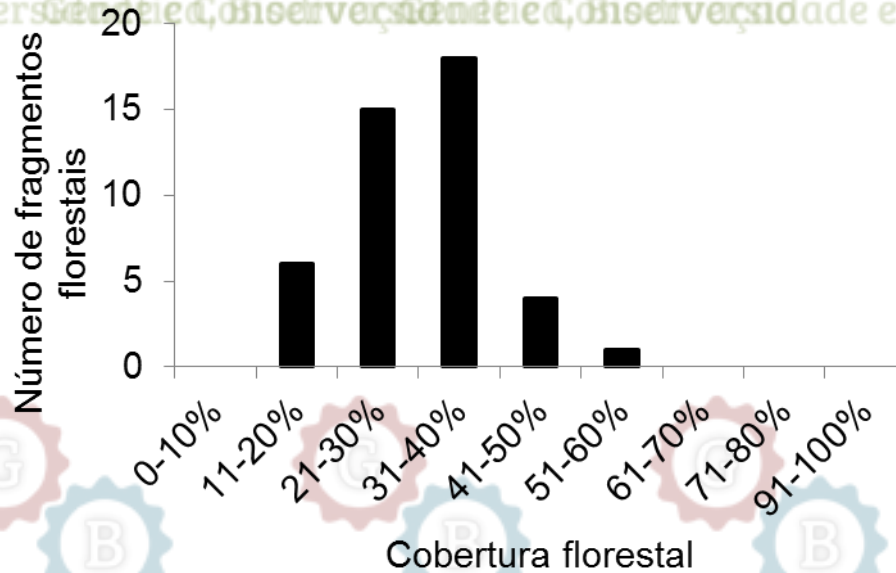


Figura 3: Porcentagem de cobertura florestal no entorno de 12 km de fragmentos florestais com clima mais propício e capaz de suportar populações viáveis de mutum-de-bico-vermelho *C. blumenbachii*.

Identificamos 19 fragmentos florestais prioritários para conservação de *C. blumenbachii*, i.e. que apresentaram pelo menos um pixel com adequabilidade maior que 70%. Foram identificados 10 fragmentos florestais prioritários no cenário otimista e nove no cenário pessimista. Os fragmentos identificados como prioritários estão localizados na Bahia (n=13) e no Espírito Santo (n=6) e são caracterizados por possuírem porcentagem de floresta variando de 17% a 41% e valores de adequabilidade variando de 66 a 80% (Figura 4, Tabela 1).

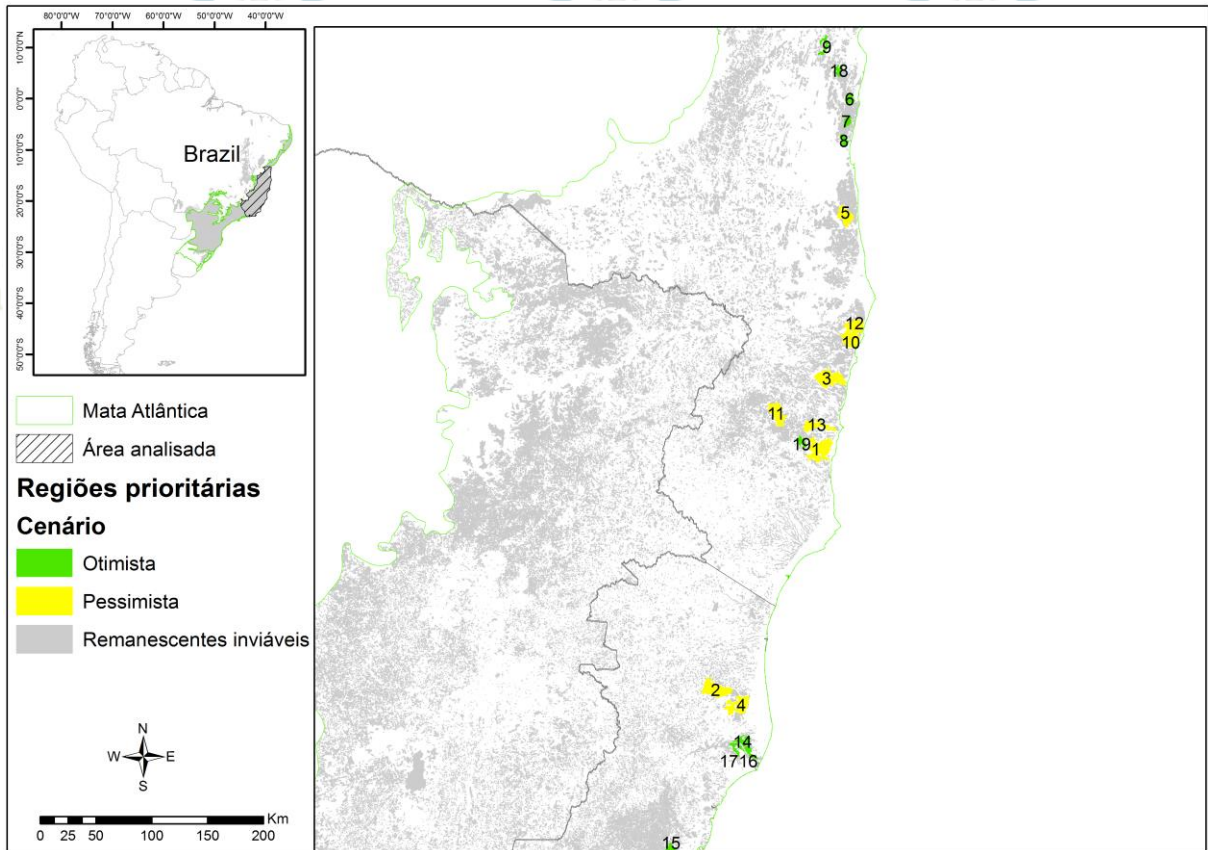


Figura 4: Regiões prioritárias para conservação de *C. blumenbachii* nos cenários otimista e pessimista. Números de um a 20 correspondem aos fragmentos florestais identificados na Tabela 1 (coluna ID).





Tabela 1: Caracterização das regiões prioritárias para conservação de *C. blumenbachii* nos cenários otimista (sem caça) e pessimista (com caça). Tamanho= tamanho da área do fragmento florestal, em hectares; ID= número de identificação do fragmento florestal; BA= estado da Bahia; ES= Estado do Espírito Santo; Entorno= tamanho da área de floresta no raio de 12km incluindo o fragmento florestal, em hectares; Latitude e Longitude em graus decimais.

Tamanho	ID	Estado	Entorno	Cenário de viabilidade populacional	Porcentagem de floresta	Adequabilidade mínima	Adequabilidade máxima	Latitude	Longitude
24084.16	1	BA	51755	Com caça	29%	66	74	39309,88	17067,84
23313.44	2	ES	49010	Com caça	31%	69	74	40081,42	19010,67
21893.00	3	BA	50728	Com caça	32%	68	76	39238,50	16511,64
17707.71	4	ES	41519	Com caça	32%	74	78	39957,69	19148,68
11967.83	5	BA	50884	Com caça	41%	75	77	39116,55	15146,43
3444.84	6	BA	27663	Sem caça	32%	70	73	39060,90	14234,00
3430.42	7	BA	28689	Sem caça	35%	72	73	39091,83	14455,29
3331.07	8	BA	14651	Sem caça	17%	73	75	39111,90	14594,68
3711.95	9	BA	18808	Sem caça	17%	73	75	39257,05	13780,90

12116.54	10	BA	45370	Com caça	37%	76	80	39039,22	16193,39
11722.59	11	BA	48791	Com caça	35%	57	73	39631,31	16805,10
11503.68	12	BA	42025	Com caça	34%	75	77	39039,22	16193,39
11326.12	13	BA	38757	Com caça	27%	67	76	39357,47	16868,56
4096.24	14	ES	22240	Sem caça	22%	75	79	39921,69	19413,07
3719.49	15	ES	22331	Sem caça	25%	73	77	40504,66	20279,20
3708.23	16	ES	20693	Sem caça	21%	77	77	39859,82	19501,11
3295.20	17	ES	25063	Sem caça	25%	75	77	39940,73	19470,18
3287.07	18	BA	23505	Sem caça	27%	70	72	39150,21	14019,42
3005.00	19	BA	32965	Sem caça	38%	67	72	39416,96	17014,30

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



## Discussão

A combinação das duas ferramentas de modelagem utilizadas nesse estudo revelou que as matas existentes em MG e RJ possuem condição climática menos propícia à ocorrência de *C. blumenbachii*, quando comparadas às matas da porção norte da distribuição geográfica da espécie (ES e BA). De fato, as populações de MG e RJ foram as primeiras a serem extintas (IBAMA 2004), havendo atualmente apenas populações reintroduzidas com sucesso (IBAMA 2004; Bernardo & Locke 2014). Sabe-se que as condições ambientais podem estar relacionadas à produtividade das áreas, que influenciam as densidades populacionais de cracídeos (Kattan, Muñoz & Kikuchi 2016). Assim, é provável que as condições climáticas na região sul da distribuição de mutuns tenham contribuído com a susceptibilidade de populações à extinção local, quando combinadas com os efeitos sinérgicos de caça e perda do habitat (Capítulo 1). Além disso, apesar de haver perda de habitat e caça em toda a distribuição geográfica original do mutum, o desmatamento no RJ e MG no século XVII foi bastante intenso, devido principalmente aos ciclos econômicos de mineração e do café que resultaram em maior adensamento urbano quando comparados ao ciclo econômico do cacau no ES e BA (Dean 1996).

Além de existir poucos fragmentos florestais prioritários para mutuns (44 no cenário otimista), o entorno destes tem menos de 55% de cobertura florestal. Isso é reflexo do intenso e longo processo de antropização sofrido pela Mata Atlântica (Ribeiro *et al.* 2009), levando a diminuição das chances de persistência de espécies endêmicas ou com distribuição geográfica restrita. A perda de habitat é a principal ameaça dessas espécies que não conseguem se adaptar às rápidas mudanças na paisagem produzidas por impactos antropogênicos (Sánchez-Cordero *et al.* 2005; Davies, Purvis & Gittleman 2009). Os remanescentes florestais identificados neste estudo como prioritários (Figura 4, tabela 1) precisam ser mantidos em longo prazo, uma vez que florestas foram habitats preferencialmente utilizados por mutuns reintroduzidos no RJ, em comparação a agricultura, floresta secundária ou pastagem (Bernardo *et al.* 2011). Esses fragmentos apresentam alta adequabilidade climática e porcentagem de cobertura florestal o que talvez justifique a persistência de populações nativas nestes visto que a caça ainda é uma ameaça presente na distribuição da espécie (Chiarello 2000; Pereira & Schiavetti 2010; Flesher & Laufer 2013) (Figura 4, tabela 1). Ações que visem proteger a espécie terão maior efetividade se iniciadas nessas áreas uma vez que as características utilizadas para sua identificação são os principais preditores do risco de

extinção e se aliado a estratégias de diminuição da caça pode aumentar a persistência da espécie em longo prazo (Harrison 2011; Flesher & Laufer 2013; Alves *et al.* 2016).

A Mata Atlântica, habitat original de *C. blumenbachii*, é um dos hotspots mais ameaçados do mundo, resultado de um intenso e longo processo de desmatamento, o que implica em menor proporção de florestas na paisagem e consequentemente menor conectividade estrutural, o que aumenta a probabilidade de extinção local (Metzger & Décamps 1997; Meyers *et al.* 2000; Gouveia *et al.* 2016). A conectividade foi a variável mais importante para explicar a variação na probabilidade de ocorrência de espécies dispersoras de sementes na Mata Atlântica (Jorge *et al.* 2013). Sabe-se que mutuns utilizam pasto e estradas vicinais de pouco movimento e contíguos a áreas de mata para se deslocarem, além de forragearem em pomares e pequenas plantações (Alvarez & Develey 2010; Bernardo *et al.* 2011; Srbeq-Araujo, Silveira & Chiarello 2012). Esta plasticidade comportamental pode aumentar as chances da espécie colonizar manchas de habitat disponíveis. Porém, estradas, pomares e plantações podem servir como “áreas dreno” (Dias 1996), devido principalmente à pressão de caça (Pereira & Schiavetti 2010; Flesher & Laufer 2013). Com essa dificuldade de colonização, é provável que as populações existentes permaneçam isoladas.

Áreas potenciais para reintrodução de mutuns estão localizadas principalmente no estado da Bahia, onde se encontram a maior parte dos fragmentos florestais prioritários à espécie. Essa área é a segunda mais bem preservada dentro da Mata Atlântica (Ribeiro *et al.* 2009). Contudo, o grau de isolamento entre os fragmentos florestais prioritários ao mutum deve ser levado em consideração ao recomendar áreas potenciais para reintrodução de populações. Apesar das áreas da BA e ES terem maiores valores de adequabilidade, estas são mais isoladas em comparação às áreas do RJ. Programas de reintrodução de mutuns que visem o estabelecimento de uma metapopulação possuem maior chance de atingir este objetivo em regiões com maior conectividade estrutural, como é o caso das matas no RJ, mas isso deve ser aliado a locais com maior adequabilidade do habitat e reduzida pressão de caça. Programas de reintrodução nos outros estados devem ser realizados com a preocupação adicional de reforçar as populações esporadicamente, para garantir fluxo gênico na população isolada (Storfer 1999).

Assumimos que os remanescentes florestais com condições climáticas mais propícias e capazes de manter populações viáveis são prioritários para traçar estratégias de conservação

de *C. blumenbachii*. São áreas-chave para manter populações que ainda persistem na Mata Atlântica, para buscar populações ainda desconhecidas pelos pesquisadores e/ou para a reintrodução de populações. Portanto, políticas públicas devem ser estabelecidas nestas áreas identificadas a fim de inibir a ação de caçadores e manter a cobertura florestal que ainda resta.

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

Genética, Biodiversidade e Conservação

### Referências bibliográficas

Akçakaya, H.R., Radeloff, V.C., Mladenoff, D.J. & He, H.S. (2004) Integrating landscape and metapopulation modeling approaches: Viability of the sharp-tailed grouse in a dynamic landscape. *Conservation Biology*, **18**, 526–537.

Allouche, O., Tsoar, A. & Kadmon, R. (2006) Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology*, **43**, 1223–1232.

Alvarez, A.D. & Develey, P.F. (2010) *Conservação Do Mutum-Do-Sudeste (Crax Blumenbachii): Cinco Anos de Implementação Do Plano de Ação*. Save Brasil. São Paulo.

Alves F, López-Iborra GM, Silveira LF. Population size assessment of the Endangered red-billed curassow *Crax blumenbachii*: accounting for variation in detectability and sex-biased estimates. *Oryx*. 2015, **51**, 1–9.

Araújo, M.B. & New, M. (2006) Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology and Evolution*, **22**, 42–47.

Bello C, Galetti M, Pizo MA, Magnago LFS, Rocha MF, Lima RAF, et al. Defaunation affects carbon storage in tropical forests. *Sci Adv*. 2015;1: 1–11. doi:10.1126/sciadv.1501105

Bernardo, C.S.S., Lloyd, H., Olmos, F., Cancian, L.F. & Galetti, M. (2011) Using post-release monitoring data to optimize avian reintroduction programs: a 2-year case study from the Brazilian Atlantic Rainforest. *Animal Conservation*, **14**, 676–686.

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

Genética, Biodiversidade e Conservação

Bernardo, C.S.S. & Locke, N. (2014) Reintroduction of red-billed curassow *Crax blumenbachii* to Guapiaçu Ecological Reserve, Brazil. *Conservation Evidence*, **11**, 7.

BirdLife International. 2016. *Crax blumenbachii*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T22678544A92777952. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22678544A92777952.en>. Downloaded on 24 April 2017.

Brasil. Portaria nº - 444, 17 December 2014. Available from: [http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/biodiversidade/fauna-brasileira/avaliacao-do-risco/PORTARIA\\_N%C2%BA\\_444\\_DE\\_17\\_DEZEMBRO\\_DE\\_2014.pdf](http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/biodiversidade/fauna-brasileira/avaliacao-do-risco/PORTARIA_N%C2%BA_444_DE_17_DEZEMBRO_DE_2014.pdf). Cited 20 July 2016.

Breiman, L. (2001). Random forests. *Machine Learning*, **45**, 15–32.

Brook, B.W., Akçakaya, H.R., Keith, D.A., Mace, G.M., Pearson, R.G., Araújo, M.B., Brook, B.W., Akç, H.R., Keith, D.A. & Mace, G.M. (2009) Integrating bioclimate with population models to improve forecasts of species extinctions under climate change Integrating bioclimate with population models to improve forecasts of species extinctions under climate change. *Global Change Biology*, **5**, 723–725.

Brooks, D.M. & Fuller, R.A. (2006) Biologia e Conservação de Cracídeos. *Conservando os Cracídeos: A Família de Aves mais ameaçadas das Américas* (eds S.L. Pereira & D.M. Brooks), pp. 9-21. Misc. Publ. Houston Mus. Nat. Sci., No. 6, Houston, TX.

Brotons, L., Thuiller, W., Araújo, M.B. & Hirzel, A.H. (2004) Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography*, **4**, 437–448.

Busby, J. R. (1991) BIOCLIM - a bioclimate analysis and prediction system. *Nature conservation: cost effective biological surveys and data analysis* (eds C. R. Margules & M. P Austin (eds), p. 220.

Davies, T.J., Purvis, A. & Gittleman, J.L. (2009) Quaternary climate change and the geographic ranges of mammals. *American Naturalist*, **174**, 297–307.

Dean, W. (1996) *A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira*. Companhia das Letras, São Paulo.

Dias, P.C. (1996) Sources and sinks in population biology. *Trends in Ecology and Evolution*, **11**, 326–330.

Drake, J.M., Randin, C. & Guisan, A. (2006) Modelling ecological niches with support vector machines. *Journal of Applied Ecology*, **43**, 424–432.

Engler, R., Guisan, A. & Rechsteiner, L. (2004) An improved approach for predicting the distribution of rare and endangered species from occurrence and pseudo-absence data. *Journal of Applied Ecology*, **41**, 263–274.

Fielding, A.H. & Bell, J.F. (1997) A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence / absence models. *Environmental Conservation*, **24**, 38–49.

Flesher, K.M. & Laufer, J. (2013) Protecting wildlife in a heavily hunted biodiversity hotspot: a case study from the Atlantic Forest of Bahia, Brazil. *Tropical Conservation Science*, **6**, 181–200.

Franklin, J., Regan, H.M. & Syphard, A.D. (2013) Linking spatially explicit species distribution and population models to plan for the persistence of plant species under global change. *Environmental Conservation*, **41**, 97–109.

Gama, G.M., Malhado, A.C.M., Bragagnolo, C., Correia, R.A. & Ladle, R.J. (2016) Cultural viability of reintroducing the ecologically extinct Alagoas Curassow (*Pauxi mitu* Linnaeus, 1766) to Northeast Brazil. *Journal for Nature Conservation*, **29**, 25–32.

Gouveia, S.F., Souza-Alves, J.P., Rattis, L., Dobrovolski, R., Jerusalinsky, L., Beltrão-Mendes, R. & Ferrari, S.F. (2016) Climate and land use changes will degrade the configuration of the landscape for titi monkeys in eastern Brazil. *Global Change Biology*, **22**, 2003–2012.

Guisan, A., Edwards, T.C., Jr & Hastie, T. (2002) Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: Setting the scene. *Ecological Modelling*, **157**, 89–100.

Guisan, A., Graham, C.H., Elith, J., Huettmann, F., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L.G., Loiselle, B., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J.M.,

Peterson, A.T., Phillips, S.J., Richardson, K., Schapire, R.E. & Zimmermann, N.E. (2007) Sensitivity of predictive species distribution models to change in grain size. , 332–340.

Guisan, A. & Zimmermann, N.E. (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, **135**, 147–186.

Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G. & Jarvis, A. (2005) Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, **25**, 1965–1978.

IBAMA. (2004) *Plano de Ação Para a Conservação de Crax Blumenbachii*. Brasília.

Ichii, K., Kawabata, a. & Yamaguchi, Y. (2002) Global correlation analysis for NDVI and climatic variables and NDVI trends: 1982-1990. *International Journal of Remote Sensing*, **23**, 3873–3878.

IUCN/SSC. (2013) *Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations*.

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.

Jorge, M.L.S.P., Galetti, M., Ribeiro, M.C. & Ferraz, K.M.P.M.B. (2013) Mammal defaunation as surrogate of trophic cascades in a biodiversity hotspot. *Biological Conservation*, **163**, 49–57.

Kadmon, R., Farber, O. & Danin, A. (2003) A systematic analysis of factors affecting the performance of climatic envelope models. *Ecological Applications*, **13**, 853–867.

Kattan, G.H., Muñoz, M.C. & Kikuchi, D.W. (2016) Population densities of curassows, guans, and chachalacas (Cracidae): Effects of body size, habitat, season, and hunting. *The Condor*, **118**, 24–32.

Lima, P.C. Magalhães, Z.S. & ALBANO, C. (2008). Registro da reprodução do Mutum-do-Sudeste (*Crax blumenbachii*) em Ituberá, Bahia. *Atualidades Ornitológicas*, **141**, 2–3.



Liu, C., White, M. & Newell, G. (2011) Measuring and comparing the accuracy of species distribution models with presence absence data. *Ecography*, **34**, 232–243.

Lobo, J.M., Jiménez-valverde, A. & Real, R. (2008) AUC : a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography*, **17**, 145–151.

Marmion, M., Parviainen, M., Luoto, M., Heikkinen, R.K. & Thuiller, W. (2009) Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling. *Diversity and Distributions*, **15**, 59–69.

Metzger, J. & Décamps, H. (1997) The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta Oecologica*, **18**, 1–12.

Myers, N. R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca & J. Kent. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, **403**, 853-858.

Oliveira-Filho, A. T. & Fontes, M. A. L. (2000). Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate. *Biotropica*, **32**, 793-810.

Ortega-huerta, M.A. & Peterson, A.T. (2008) Modeling ecological niches and predicting geographic distributions : a test of six presence-only methods. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, **79**, 205–216.

Pacheco, J.F. (2013) O limite sul da ocorrência do mutum-de-bico-vermelho nos tempos da Imperatriz Leopoldina. *Atualidades Ornitológicas*, **175**, 2013.

Pereira, J.P.R. & Schiavetti, A. (2010) Conhecimentos e usos da fauna cinegética pelos caçadores indígenas ‘Tupinambá de Olivença’ (Bahia). *Biota Neotropica*, **10**, 175–183.

Peterson, A.T. & Soberón, J. (2012) <Species distribution modeling and ecological niche modeling- getting the concepts right.pdf>. *Natureza & Conservacao*, **10**, 102–107.

Phillips, S.J., Anderson, R.P. & Schapire, R.E. (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, **190**, 231–259.

Reed, D.H., O’Grady, J.J., Brook, B.W., Ballou, J.D. & Frankham, R. (2003) Estimates of

minimum viable population sizes for vertebrates and factors influencing those estimates. *Biological Conservation*, **113**, 23–34.

Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J. & Hirota, M.M. (2009) The Brazilian Atlantic Forest: How much is left , and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, **142**, 1141–1153.

Sánchez-Cordero, V., Illoldi-rangel, P., Linaje, M., Sarkar, S. & Peterson, A.T. (2005) Deforestation and extant distributions of Mexican endemic mammals. *Biodiversity Informatics*, **126**, 465–473.

Sick, H. (1997) *Ornitologia Brasileira*, 2nd ed. Rio de Janeiro.

Srbek-Araujo, A.C., Silveira, L.F. & Chiarello, A.G. (2012) The Red-Billed Curassow (*Crax blumenbachii*): Social organization, and daily activity patterns. *The Wilson Journal of Ornithology*, **124**, 321–327.

Storfer, A. (1999) Gene flow and endangered species translocations: a topic revisited. *Biological Conservation*, **87**, 173–180.

Tabarelli, M. Pinto, L. P. Silva, J. M. C. Hirota, M. & Bedê, L. (2005). Challenges and Opportunities for Biodiversity Conservation in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, **19**, 695–700.

Thuiller, W. Brotons, L. Araújo, M.B. Lavorel, S. (2004). Effects of restricting environmental range of data to project current and future species distributions. *Ecography*, **27**, 165- 172.

Wiens, J.J., Ackerly, D.D., Allen, A.P., Anacker, B.L., Buckley, L.B., Cornell, H. V, Damschen, E.I., Davies, T.J., Grytnes, J.-A., Harrison, S.P., Hawkins, B.A., Holt, R.D., McCain, C.M. & Stephens, P.R. (2010) Niche conservatism as an emerging principle in ecology and conservation biology. *Ecology Letters*, **13**, 1310–1324.

## CONCLUSÕES GERAIS

No primeiro capítulo mostramos como a caça atua em sinergia com a perda de habitat, aumentando a susceptibilidade dessa espécie à extinção. Também identificamos qual é a população mínima viável em cenários com e sem caça e qual o tamanho mínimo que um fragmento florestal deve ter para suportar populações viáveis. Mesmo considerando o cenário mais otimista, são necessários remanescentes florestais  $> 3000$  ha para que mutuns persistam na Mata Atlântica em longo prazo, e isso equivale a menos de 1% dos remanescentes florestais existentes atualmente. Um ponto positivo é que as áreas onde as populações nativas ocorrem possuem tamanho suficiente para manter uma população viável em 100 anos, desde que a caça desta ave seja eliminada. Estas áreas devem ser mantidas, pois garantem a persistência das populações remanescentes de mutuns. Além disso, ações relacionadas à educação ambiental junto às comunidades do entorno destas áreas são imprescindíveis, com o intuito de informar o quanto esta espécie é sensível à pressão de caça. No segundo capítulo, uma nova abordagem foi feita ao combinar duas ferramentas de modelagem. Isso possibilitou identificar áreas climaticamente adequadas que possam suportar populações viáveis nos cenários com e sem caça. Do total de fragmentos florestais disponíveis, 44 podem manter populações viáveis em 100 anos se não houver caça. Esse valor reduz para 15 se houver caça de apenas duas fêmeas por ano. Grande parte dessas áreas localiza-se no sul da Bahia, mas são áreas mais isoladas quando comparadas às matas de outros estados, principalmente do RJ. Identificamos 10 áreas prioritárias no cenário sem caça e 9 no cenário com caça baseando-nos no tamanho do fragmento florestal, porcentagem de cobertura florestal e adequabilidade climática. Essas áreas identificadas são prioritárias para traçar estratégias de conservação de mutuns, podendo servir de base para ações de reintrodução da espécie, reforço populacional, criação e ampliação de reservas.

## Apêndice

Tabela 1: Localização dos pontos de ocorrência de *C. blumenbachii* utilizados para gerar os modelos.

Longitude	Latitude	Localidade	Estado	Referência
-43.41	-19.95	RPPN Estação de Pesquisa e Desenvolvimento Ambiental de Peti	MG	IBAMA 2004
-43.3475	-19.873056			
-43.20	-22.90	Rio de Janeiro	RJ	IBAMA 2004
-43.17	-21.27	Rio Pomba	MG	IBAMA 2004
-42.68	-19.5	Parque Estadual do Rio Doce	RJ	IBAMA 2004
-42.65	-22.46	Reserva Ecológica de Guapeaçu	RJ	IBAMA 2004
-42.6	-19.65	Parque Estadual do Rio Doce	MG	IBAMA 2004
-42.55	-19.65			
-42.37	-21.63	Rio Pomba/São Caetano	MG	IBAMA 2004
-42.37	-21.97	Cantagalo	RJ	IBAMA 2004
-42.36	-21.98	Cantagalo	RJ	IBAMA 2004
-42.21	-19.43	RPPN Fazenda Macedônia	MG	IBAMA 2004
-42	-21.95	Santa Maria Madalena	RJ	IBAMA 2004
-41.83	-21.84	Parque Estadual do	RJ	IBAMA 2004

---


		Desengano		
-41.74	-21.75	Rio Itapemirim	ES	IBAMA 2004
-41.74	-21.64	São Fidélis	RJ	IBAMA 2004
-41.73	-21.65	São Fidélis	RJ	IBAMA 2004
-41.43	-19.8	Mutum	MG	IBAMA 2004
-41.01	-19.51	Alto Mutum	ES	IBAMA 2004
-40.97	-21.3	Rio Itabapoana	ES	IBAMA 2004
-40.83	-21.02	Rio Itapemirim	ES	IBAMA 2004
-40.77	-19.83	Rio Doce	ES	IBAMA 2004
-40.76	-17.7	Carlos Chagas	MG	IBAMA 2004
-40.48	-17.62	Mairinque	MG	IBAMA 2004
-40.23	-18.93	Rebio de Sooretama	ES	IBAMA 2004
-40.16	-19.03	Rebio de Sooretama	ES	IBAMA 2004
-40.06	-16.81	Rio Jucuruçu	BA	IBAMA 2004
-40.06	-19.28	Reserva Natural Vale	ES	IBAMA 2004
-39.87	-15.25	RPPN Serra Teimoso	BA	IBAMA 2004
-39.83	-17.47	Faz. Alcoprado	BA	IBAMA 2004
-39.82	-19.62	Rio Doce	ES	IBAMA 2004
-39.81	-18.26	Rebio do Córrego Grande	ES	IBAMA 2004
-39.75	-15.08	Ribeirão Issara	BA	IBAMA 2004
-39.75	-18.58	Córrego Engano/Conceição	ES	IBAMA 2004

---

---

		Barra		
-39.74	-17.53		BA	IBAMA 2004
-39.72	-16.12	Ilha do Chave, Rio	BA	IBAMA 2004
		Jequitinhonha		
-39.63	-15.33	Parna Serra das Lontras	BA	IBAMA 2004
-39.62	-15.92	Faz. Taquara	BA	IBAMA 2004
-39.57	-18.08	Rio Mucuri	BA	IBAMA 2004
-39.5	-15.25	Serra do Peito de Moça	BA	IBAMA 2004
-39.5	-15.92	Faz. Palmeiras	BA	IBAMA 2004
-39.43	-14.9	Rio Salgado	BA	IBAMA 2004
-39.41	-15.26	Parna Serra das Lontras	BA	IBAMA 2004
-39.4	-16.9	Parna do Monte Pascoal	BA	IBAMA 2004
-39.38	-15.18	Parna Serra das Lontras	BA	IBAMA 2004
-39.3	-17.07	Parna do Descobrimento	BA	IBAMA 2004
-39.28	-16.33	RPPN Veracruz	BA	IBAMA 2004
-39.28	-14.7	Fazenda Caititu	BA	IBAMA 2004
-39.28	-16.5	Parna do Pau Brasil	BA	IBAMA 2004
-39.25	-13.83	Igrapiúna	BA	IBAMA 2004
-39.25	-14.03	P. A. Zumbi Palmares	BA	IBAMA 2004
-39.19	-17.51	Rio Itanhaém	BA	IBAMA 2004
-39.19	-16.88	Parna do Monte Pascoal	BA	IBAMA 2004
-39.17	-14.5	Parque Estadual Serra do	BA	IBAMA 2004

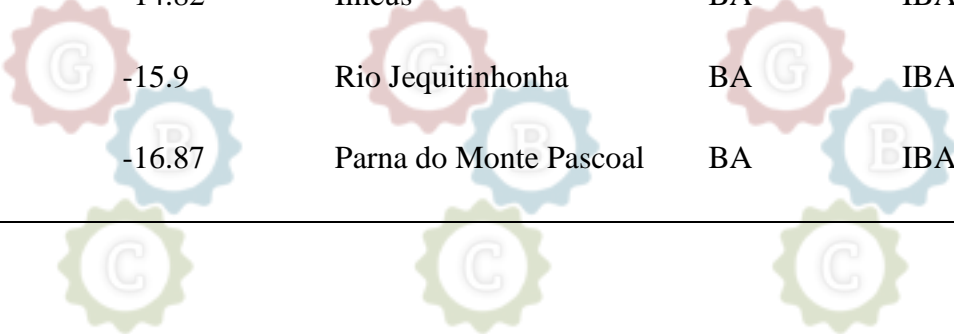
---




---

		Conduru		
-39.15	-15.15	Una	BA	IBAMA 2004
-39.12	-13.95	Camamu	BA	IBAMA 2004
-39.12	-15.28	Rebio de Una	BA	IBAMA 2004
-39.11	-15.13	RPPN Ecoparque	BA	IBAMA 2004
-39.06	-16.45	Reserva da CEPLAC	BA	IBAMA 2004
-39.04	-14.78	Ilhéus	BA	IBAMA 2004
-39.04	-14.27	Fazenda Rio Capitão	BA	IBAMA 2004
-39.03	-14.82	Ilhéus	BA	IBAMA 2004
-38.9	-15.9	Rio Jequitinhonha	BA	IBAMA 2004
-39.33	-16.87	Parna do Monte Pascoal	BA	IBAMA 2004

---



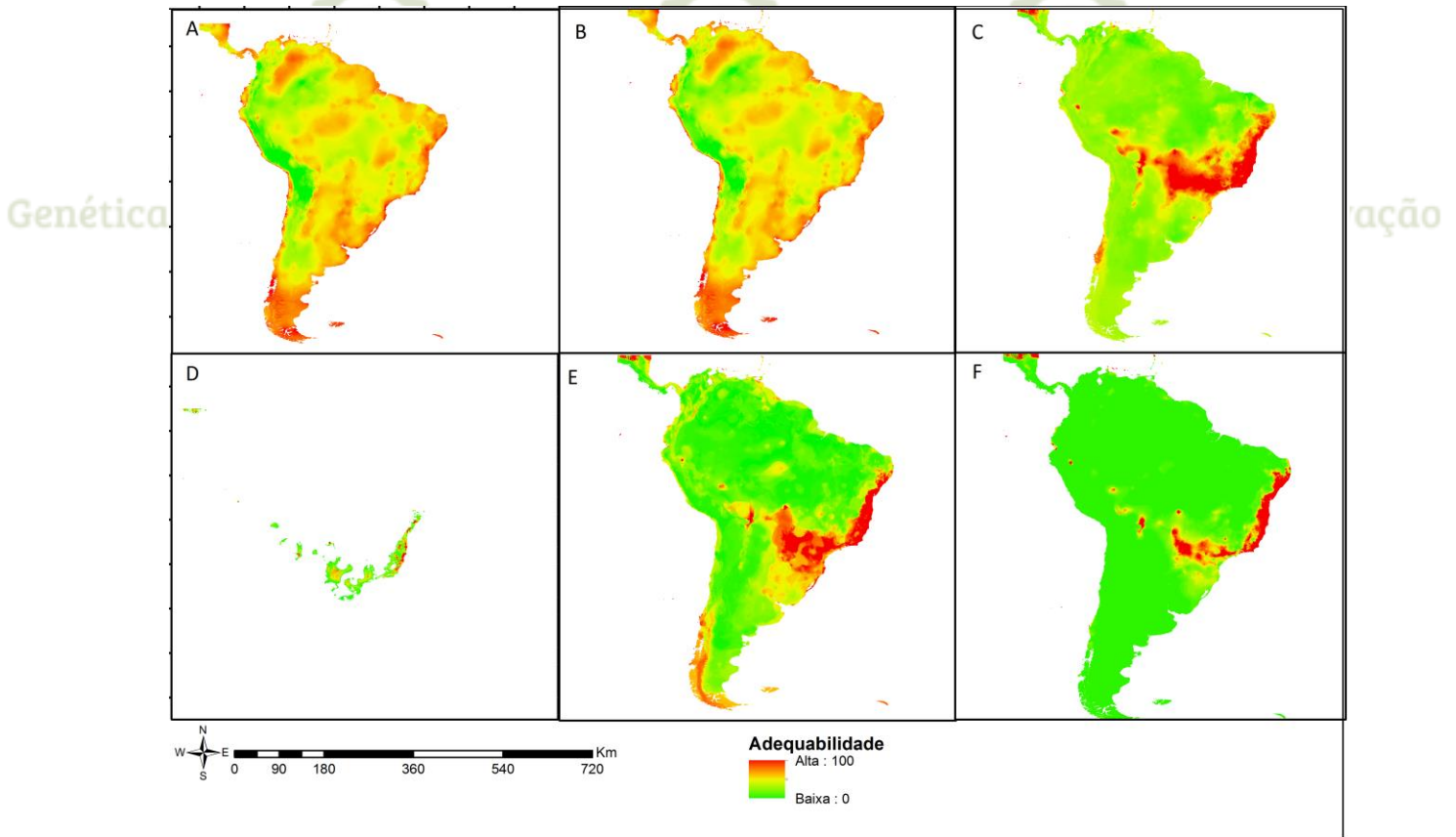



Figura 1: Modelos de distribuição potencial de *C. blumenbachii*: GAM (A), GLM (B), SVM (C), Bioclim (D), RF (E) e Maxent (F).



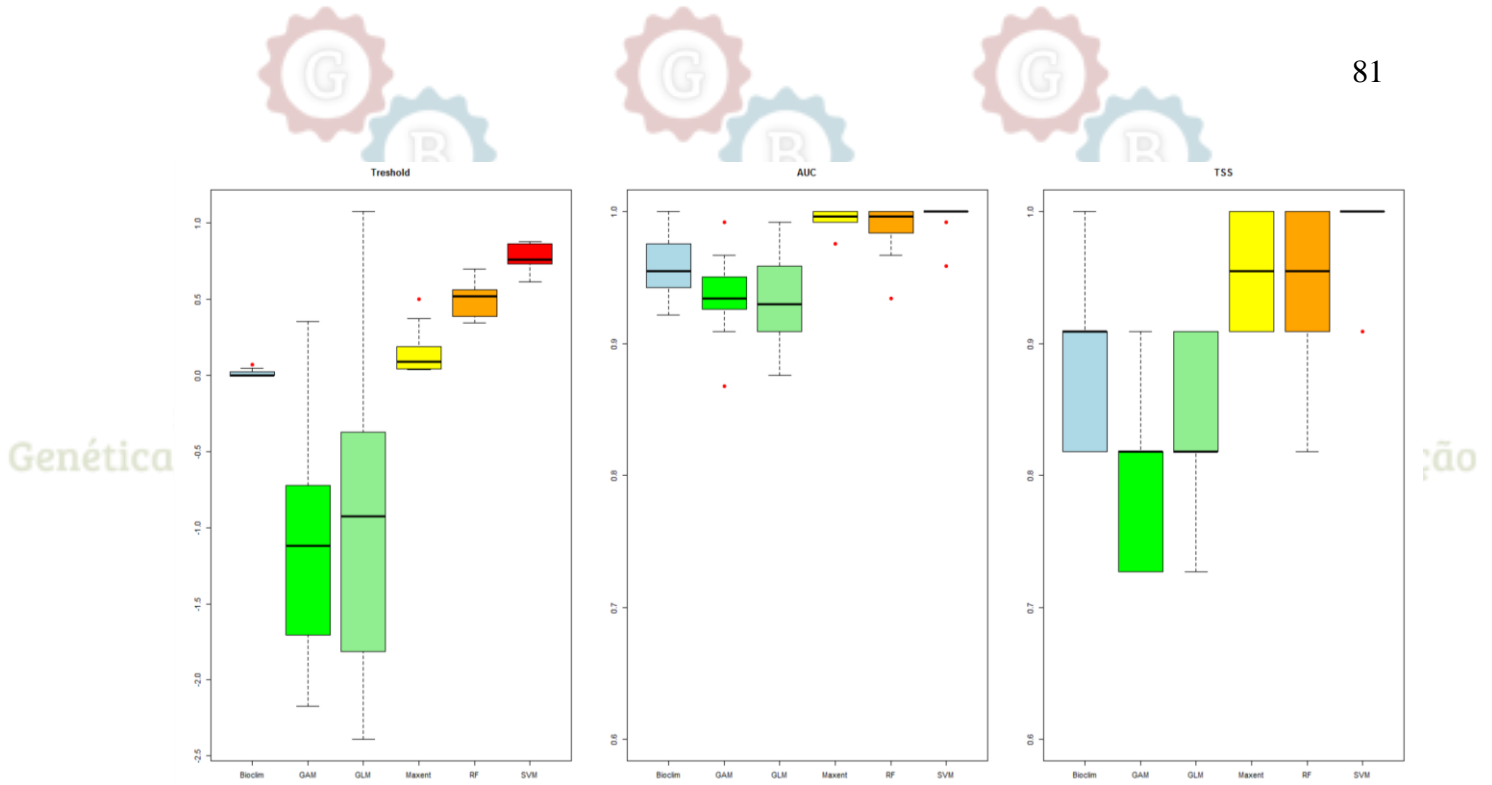


Figura 2: Valores do *threshold*, AUC e TSS para os modelos Bioclim, modelo generalizado aditivo (GAM), modelo linear generalizado (GLM), máxima entropia (Maxent), random forest (RF) e máquina de vetores de suporte (SVM).