

Fernanda Alves

**Densidade populacional e seleção de habitat pelo mutum-do-sudeste *Crax blumenbachii* na Reserva Natural Vale, Linhares, Espírito Santo**

**Assessing the population status and habitat relations of the Red-billed Curassow *Crax Blumenbachii* in a Brazilian Atlantic Forest fragment**

São Paulo

2014

Fernanda Alves

**Densidade populacional e seleção de habitat pelo mutum-do-sudeste *Crax blumenbachii* na Reserva Natural Vale, Linhares, Espírito Santo**

**Assessing the population status and habitat relations of the Red-billed Curassow *Crax blumenbachii* in a Brazilian Atlantic Forest fragment**

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, para a obtenção de Título de Mestre em Zoologia.

Orientador: Dr. Luís Fábio Silveira

São Paulo

2014

Alves, Fernanda

Densidade populacional e seleção de habitat pelo mutum-do-sudeste *Crax blumenbachii* na Reserva Natural Vale, Linhares, Espírito Santo  
viii+82p.

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

1. mutum-do-sudeste 2. Mata Atlântica I. Universidade de São Paulo. Instituto de Biociências. Departamento de Zoologia.

### Comissão Julgadora:

---

Prof(a). Dr(a).

---

Prof(a). Dr(a).

---

Prof. Dr. Luís Fábio Silveira

Orientador

Aos meus pais e a todos aqueles que trabalham em prol da conservação.

*Minha terra tem palmeiras,  
Onde canta o sabiá;  
As aves, que aqui gorjeiam,  
Não gorjeiam como lá.*

*Nosso céu tem mais estrelas,  
Nossas várzeas têm mais flores,  
Nossos bosques têm mais vida,  
Nossa vida mais amores.*

*Em cismar, sozinho, à noite,  
Mais prazer encontro eu lá;  
Minha terra tem palmeiras,  
Onde canta o sabiá.*

*Minha terra tem primores,  
Que tais não encontro eu cá;  
Em cismar – sozinho, à noite –  
Mais prazer encontro eu lá;  
Minha terra tem palmeiras,  
Onde canta o sabiá.*

*Não permita Deus que eu morra,  
Sem que eu volte para lá;  
Sem que desfrute os primores  
Que não encontro por cá;  
Sem qu'inda aviste as palmeiras,  
Onde canta o sabiá.*

Gonçalves Dias, *Canção do exílio*

*“We have a responsibility toward the other life-forms of our planet whose continued existence is threatened by the thoughtless behavior of our own human species...”*

Jane Goodall

## Agradecimentos

---

Aos meus pais (Maria e Osvaldo), pelo amor incondicional, pelo apoio e pelas palavras de incentivo, e simplesmente por serem pessoas humildes e maravilhosas. Amo vocês!

Ao Eric, meu “namorado”, eterno companheiro, ajudante para qualquer assunto, paciência em pessoa. Obrigada por sempre me ajudar com sua cabeça de programador nas horas de desespero com o R. Muito obrigada por aguentar todos os momentos de estresse, ansiedade, desespero e felicidade (não teve só coisa ruim...rs) durante a dissertação e desde quando nos conhecemos! Te amo muito!

Ao Germán que me orientou durante o estágio de pesquisa na Espanha e que me aproximou um pouquinho da estatística que tanto me assombra. Obrigada pelo aprendizado, pela paciência e atenção durante todo o estágio. Pelas saídas de campo que com certeza acrescentaram ainda mais a minha temporada na Espanha. Muchas gracias!

A todos aqueles que sofreram comigo em campo, sofreram porque eram 8 km por dia durante 12 dias por mês, não é pra qualquer um. Sem contar nos carrapatos, ah só quem foi sabe como é. Muito obrigada pela força, Bruno Rennó (meu primo), Marco Antônio Rego, Thyago Santos, Tatiana Pongiluppi, Cíntia Luiza, Rafael Marcondes, Carlos Otávio Gussoni, Thyago Santos, Fernando Medeiros, Bia Caninha, Eli Garcia, Thyago Santos, Ileyne Lopes, Atila Ferregueti e Elivânia Reis (Vaninha). Os nomes estão em ordem cronológica, lembro-me de cada mês, apesar de pesado, valeu muito a pena e sem vocês este trabalho nunca teria sido realizado.

Ao querido Brunão (Bruno Rennó), por me ajudar na viagem de reconhecimento e no início da abertura dos transectos, este literalmente suou pelos mutuns. Valeu pelas boas risadas e por ser essa pessoa feliz e contagiante sempre.

Ao meu amigo rabugento do coração, Marco Antônio, que me ajudou muito durante a abertura dos transectos, me ajudou inúmeras vezes com o ArcGis (até no penúltimo dia...rs) e que não se conformava com o fato de eu ter que caminhar a 1 km por hora (“Anda mais rápido vai”). Obrigada não só pela fase do mestrado, mas por me ajudar desde o dia em que entrei no laboratório. Você é um amigo especial!

Ao Thyaguinho (Thyago Santos)! Viu que te agradeci três vezes lá em cima? Isso mesmo, ele aguentou três campos com muitos km percorridos, muitos carrapatos e poucos mutuns ☺. Mas foi meu ajudante para qualquer momento. Muito obrigada pela ajuda, por me fazer rir, por cantar comigo e dar risadas de piadas que só a gente entende...rs.

À querida Tati (Tatiana Pongiluppi), por ter se tornando uma grande amiga que conheci em meu primeiro congresso de Ornito. Pela companhia nas viagens, nos planos de vida e é claro por me ajudar em campo. Obrigada por ser exemplo de inspiração para conservação.

À Cintia Luiza, minha amiga de todos os dias que me acompanha desde a graduação e mesmo trabalhando com taxonomia de plantas se aventurou em uma viagem de campo comigo. Muito obrigada pela ajuda e por não ter morrido de choque anafilático em campo...rs. Obrigada por me dar injeções de ânimo e palavras de incentivo sempre que eu reclamei dizendo “O que eu tô fazendo da minha vida”. Obrigada pela paciência durante meu desespero final antes de imprimir a dissertação, obrigada por ler meus manuscritos. Obrigada pela amizade e por ser mais que uma amiga, mas parte da família que eu escolhi.

Ao meu querido amigo Carlos Otávio pelo grande coração e por ser esta pessoa tão maravilhosa, sempre disposta a ajudar. Obrigada por me ouvir, pelas risadas e pelas passarinhadas...rs. Registramos juntos o primeiro *booming* de mutum, lembra? “Você ouviu isso? Acho que é o *booming*...rs.” É aquele congresso me rendeu bons amigos!

À Vaninha por ser essa pessoa tão humilde e disposta a ajudar sempre. Por sofrer comigo durante a coleta de dados de vegetação, foram muitas risadas, horas de conversas, muitos DAPs medidos, carro atolado, chuva torrencial, teve de tudo. Agradeço imensamente, Vaninha, sem você não teria feito minha última campanha de campo. Ah e obrigada por me apresentar ao Germán.

À Glaucia, minha pequena grande amiga, obrigada por ser simples, sincera, verdadeira, simplesmente amiga para qualquer hora. Obrigada pelas boas risadas, pelos trabalhos de campo que fizemos juntas. Apesar de não termos trabalhado juntas no campo dos nossos mestrados, tivemos bons momentos e risadas garantidas em outros campos. Obrigada por me salvar na disciplina de R e por ser tão especial.

Ao Fabio Schunck pelos ensinamentos em campo sempre com tanta paciência. Apreendi muito e me diverti muito no Curucutu, que foi parte fundamental da minha formação. Obrigada escola Schunck de anilhamento!....rs.

Ao Dejan que em uma semana que trabalhamos juntos acabou se tornando amigo pra vida toda. Obrigada pelas discussões sobre nossos projetos, viagens e comidas....rs. Obrigada por revisar e comentar meus manuscritos.

À Erica Pacífico, pelas longas conversas cheias de planos e ideias, pelas risadas e por ser exemplo de positividade e força na peruca....rs. Ah, e é claro obrigada por me apresentar as araras.

Ao Vagner Cavarzere pelos muitos campos que fizemos juntos e pelos ensinamentos e boas risadas na nossa época de Suzano. O suco de hoje é de que? De amarelo....rs. Vamos fechar essa rede e ir almoçar!

A minha chará versão pequena, Fernandinha, por sempre tirar minhas dúvidas sobre burocracias da FAPESP e exigências da Pós-graduação. Ele sempre sabia de tudo!

A todos os amigos de laboratório, Marco Antônio, Erica Pacífico, Erika Machado, Vagner Cavarzere, Fábio Schunck, Rafael Marcondes, Fernanda Bocallini, Glauca Del Rio, Francisco Dénes, Thiago Vernaschi, Vinicius (Tico), Marina Somenzari, Vitor Piacentini pelas conversas, risadas e ensinamentos. Cada um contribuiu de alguma maneira para minha formação.

Ao meu orientador, Luís Fábio por me dar a oportunidade de fazer parte de seu laboratório e me iniciar no mundo da Ornitologia, obrigada pelos ensinamentos, pelas risadas e por me apresentar aos cracídeos!

Aos funcionários e colegas do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo.

Ao Anselmo Nogueira, por ter me ajudado tanto a desenvolver meu protocolo de coleta de dados de vegetação.

À Cecília Kierulff por intermediar meu pedido de financiamento com o CEPA e por abrir as portas da Pri-Matas para gerenciar os financiamentos do meu projeto.

À Ana Carolina, pelo auxílio nas campanhas da Vale e por ceder os dados de armadilhas fotográficas dos mutuns que foram essenciais para o projeto.

Aos funcionários da Emflora, que me auxiliaram na abertura dos transectos sempre com um sorriso no rosto, mesmo fazendo um trabalho tão pesado.

À equipe de funcionários da Reserva Natural Vale, em especial ao pessoal da hospedagem. Sem vocês meu trabalho de campo não seria possível.

Ao Huw Lloyd, pelas discussões que tanto enriqueceram meu manuscrito e por revisá-los e fazer comentários importantes.

Ao Student Conference on Conservation Science, programa excepcional que me permitiu apresentar meus resultados na conferência em Cambridge e realizar um estágio na Universidade de Manchester com o Dr. Huw Lloyd.

Aos professores que fizeram parte da minha formação durante o mestrado. Obrigada pela dedicação e pelos ensinamentos que sempre vou levar comigo.

À FAPESP, ao CNPq, ao CEPA, ao MBZ, à Vale e à Idea Wild pelo apoio financeiro que fez este projeto sair do papel e se tornar realidade.

As aves por serem tão fascinantes e por fazerem minha vida mais feliz.



# Índice

---

<b>Agradecimentos</b> .....	vi
<b>Introdução geral</b> .....	1
O mutum-do-sudeste .....	1
Amostragem de distâncias para estimativas populacionais.....	7
Seleção de habitat.....	10
Justificativa.....	12
Referências bibliográficas .....	14
<b>Capítulo I</b> - Assessment of the population status of the Red-billed Curassow: accounting for differences in detectability and sex biased estimates .....	18
Abstract .....	18
Resumo.....	19
Introduction .....	20
Methods.....	22
<i>Study area</i> .....	22
<i>Red-billed Curassow population surveys</i> .....	23
<i>Data Analysis</i> .....	25
Results .....	26
<i>Curassow population density</i> .....	26
<i>Density and population estimates corrected for sex ratio</i> .....	28
Discussion .....	28
Literature cited .....	37
<b>Capítulo II</b> - Habitat use by the endangered Red-billed Curassow <i>Crax blumenbachii</i> in an Atlantic Forest remnant.....	42
Abstract .....	42
Resumo.....	43
Introduction .....	44
Methods.....	45
<i>Study area</i> .....	45
<i>Data collection and field protocol</i> .....	46
<i>Data analyses</i> .....	48

Results .....	49
Discussion .....	50
Literature cited .....	61
<b>Discussão geral e conclusões</b> .....	65
Referências bibliográficas .....	76
<b>Resumo</b> .....	79
<b>Abstract</b> .....	81

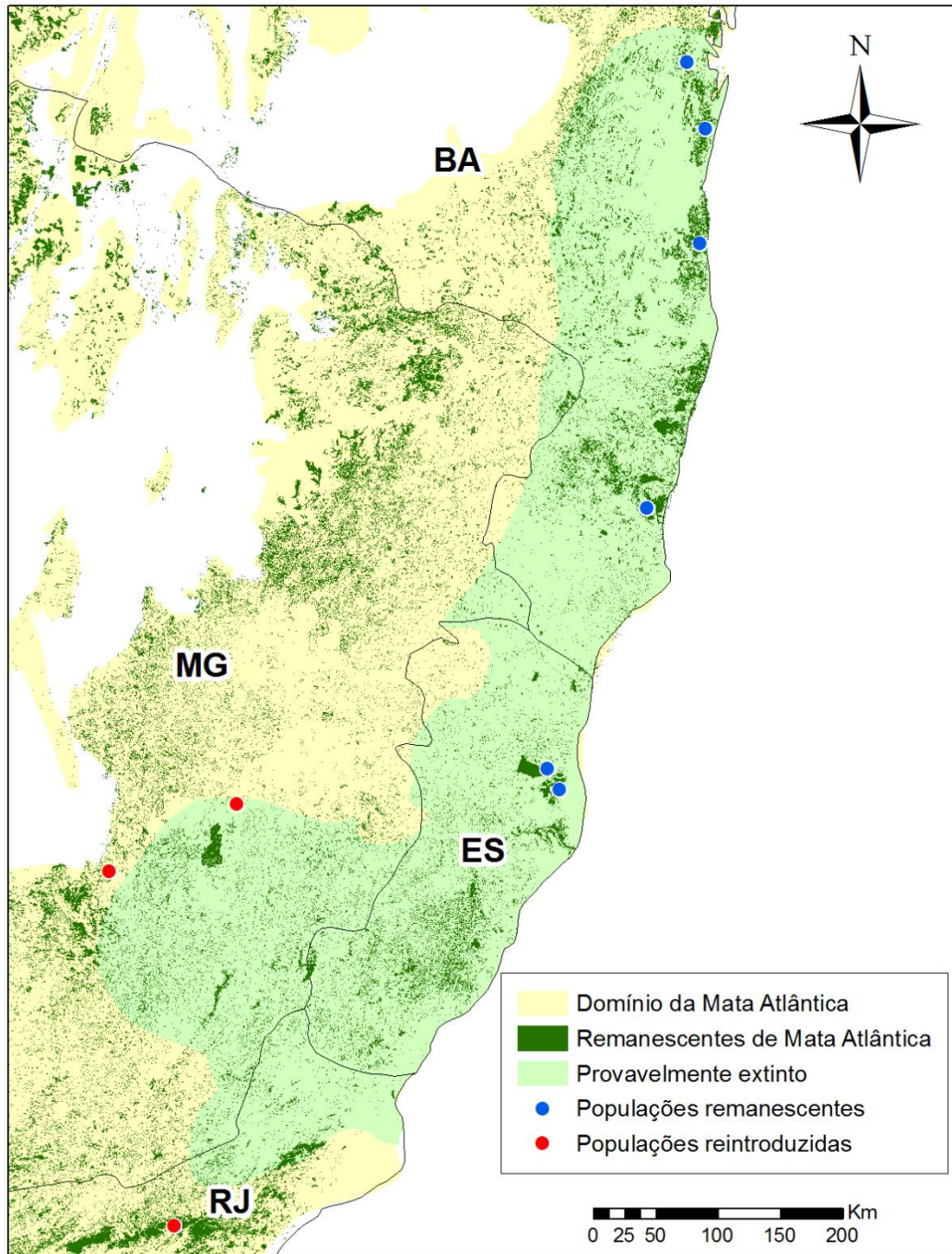
# Introdução geral

---

## O mutum-do-sudeste

O mutum-do-sudeste, *Crax blumenbachii*, é um cracídeo endêmico da Mata Atlântica que foi extinto em quase a totalidade de sua distribuição original (Fig.1). Esta espécie ocorria em florestas de baixada e tabuleiros (até 500 m acima do nível do mar), em regiões quentes e úmidas no sudeste da Bahia, leste de Minas Gerais, Espírito Santo e Rio de Janeiro (Fig.1). Hoje é encontrado naturalmente apenas em fragmentos de mata isolados no sul da Bahia e no norte do Espírito Santo (Sick, 1997; Delacour & Amadon, 2004; Silveira *et al.*, 2004; Silveira, 2008). Atualmente, esta espécie é considerada Em Perigo pelo MMA (2003) e globalmente em perigo pela IUCN (BirdLife International, 2013) devido à sua distribuição fragmentada e o contínuo declínio das populações em sua área de ocorrência (Silveira *et al.*, 2004).

Esta espécie pertence à família Cracidae (Galliformes), que compreende quatro grupos facilmente identificáveis: aracuãs, jacus, jacutingas e mutuns (Delacour & Amadon, 2004). A família é composta por nove gêneros e cerca de 50 espécies (Frank-Hoeflich *et al.*, 2007), encontradas principalmente na região Neotropical, ocorrendo do sul do Texas, EUA, ao delta do Paraná, na Argentina central e Uruguai (Brooks & Strahl, 2000; Delacour & Amadon, 2004; Brooks & Fuller, 2006). A maioria dos representantes estão restritos a áreas de floresta tropical e floresta montana (Delacour & Amadon, 2004).



**Figura 1.** Distribuição atual das populações remanescentes do mutum-do-sudeste e áreas onde a espécie foi reintroduzida.

Os cracídeos variam desde espécies de porte médio (aracuãs), com a menor espécie medindo 42 cm (*Ortalis superciliaris*), até espécies de grande porte (alguns jacus e os mutuns), como *Crax rubra*, que pode chegar até 92 cm e pesar 4 kg (Del Hoyo, 1994; Delacour & Amadon, 2004). Os aracuãs preferem habitats abertos, já os jacus e mutuns são espécies florestais em sua maioria. Os jacus apresentam hábito mais arborícola do que os mutuns, que passam a maior parte do tempo no solo (Del Hoyo, 1994; Delacour & Amadon, 2004). São reconhecidas duas subfamílias, e nos Cracinae (mutuns) podem ser observados diferentes níveis de dimorfismo sexual de plumagem (Del Hoyo, 1994), mais acentuado nos representantes do gênero *Crax* (e.g. *Crax blumenbachii*; Figs. 2 e 3). Entre as espécies de menor porte, da subfamília Penelopinae, há dimorfismo sexual de plumagem apenas em *Pelenopina nigra*. Em algumas espécies, a cor da íris difere entre os sexos (Del Hoyo, 1994).

O mutum-do-sudeste é um cracídeo de grande porte (84 cm de comprimento total, 3,5 kg), que apresenta dimorfismo sexual evidente. Os machos possuem íris castanha, cere (base do bico) vermelha, abdômen branco e tarsos negros (Fig.2). As fêmeas possuem o abdômen e o crisso ferrugíneos, tarsos vermelhos e bico cinzento com a base negra; as asas são vermiculadas de ferrugíneo, o topete é barrado de branco e a íris é vermelho-alaranjada (Fig.3; Sick, 1997; Delacour & Amadon, 2004).



**Figura 2.** Macho de *Crax blumenbachii*.



**Figura 3.** Fêmea de *Crax blumenbachii*.

De acordo com observações feitas por Sick (1970), os indivíduos desta espécie passam boa parte do tempo forrageando no solo a procura de frutos caídos, como os da bicuíba, *Virola bicuhyba*, e os da sapucaia, *Lecythis pisonis*, mas também podem ser observados colhendo frutos enquanto caminham pelos galhos. Alimentam-se também de folhas, brotos, insetos e moluscos, além de outros invertebrados (Sick, 1970; Silveira *et al.*, 2004; Silveira, 2008). Possuem capacidade de voo limitada, se cansando rapidamente. Quando assustados, vocalizam e levantam voo, alcançando galhos nas copas das árvores (Sick, 1970; Silveira *et al.*, 2004). Esta espécie é mais ativa durante o amanhecer (logo após as 6:00) e no fim da tarde (após as 16:00), provavelmente relacionado aos períodos de forrageamento mais intenso e ao retorno para o local de dormida (Srbek-Araujo *et al.*, 2012).

Durante a estação reprodutiva, o macho emite uma vocalização profunda e de baixa frequência, chamada de *booming*, que pode ser detectada a longas distâncias (Sick, 1997; Silveira *et al.*, 2004). Fora da estação reprodutiva, os machos emitem apenas um piado de alarme quando assustados, e as fêmeas geralmente emitem uma vocalização baixa e discreta, diferente do piado de alarme. O macho constrói um grande ninho em forma de cesta, trançando galhos e cipós. O ninho pode estar localizado a até 20 m de altura (Silveira *et al.*, 2004; Silveira, 2008). Apenas dois ovos são colocados e a incubação, realizada pela fêmea, dura aproximadamente 30 dias. Acredita-se que seja uma espécie monogâmica, assim como outras espécies de cracídeos, mas situações de poliginia foram observadas em cativeiro (Sick, 1997; Silveira *et al.*, 2004). Durante o inverno, podem ser observados em grupos ou unidades familiares (Sick, 1970).

No Brasil são registradas 24 espécies de Cracidae, das quais cinco constam em alguma categoria de ameaça de extinção na lista nacional (Silveira & Straube, 2008),

e dez na lista da IUCN (2014). Os cracídeos, de maneira geral, estão entre as aves mais ameaçadas da América Latina, sendo as principais ameaças para este grupo a destruição das florestas tropicais e a caça (Sick, 1997). Muitas espécies da família Cracidae são dependentes de florestas primárias e suscetíveis a perda de habitat, o que torna as espécies de distribuição restrita ainda mais vulneráveis (Brooks & Fuller, 2006).

A Mata Atlântica foi uma das maiores florestas das Américas, cobrindo 150 milhões de ha, no entanto, a maior parte da cobertura original foi perdida restando hoje apenas 12,5% (Ribeiro *et al.*, 2009; Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, 2014), a maioria distribuída em pequenos fragmentos, tornando este bioma um dos mais ameaçados. Além disso, as florestas na área de ocorrência de *Crax blumenbachii* são vulneráveis a ação do fogo, que causa alterações na estrutura e composição da vegetação dando origem a ambientes empobrecidos para espécies florestais (Silveira *et al.*, 2004).

Atualmente, as populações conhecidas estão restritas a áreas protegidas de domínio público ou privado. No Plano de Ação elaborado para a espécie em 2004 (Silveira *et al.*, 2004) foi levantada a presença do mutum-do-sudeste em nove localidades (Parques Estaduais do Rio Doce e Serra do Conduru, Parques Nacionais do Monte Pascoal, do Descobrimento, Pau-Brasil e Serra das Lontras, Reservas Biológicas de Sooretama e Una e Reserva Natural Vale), no entanto, a ocorrência da espécie é confirmada em apenas seis delas (Bernardo *et al.*, 2014). Além dessas localidades, populações foram reintroduzidas em duas áreas no estado de Minas Gerais (Silveira *et al.*, 2004) e na Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA), no estado do Rio de Janeiro, mas apenas a reintrodução realizada no Rio de Janeiro foi monitorada de forma sistemática (Bernardo *et al.*, 2011). A Reserva Natural Vale é



uma das áreas mais importantes para a conservação do mutum-do-sudeste. Com quase 23.000 ha, esta reserva, em conjunto com a Reserva Biológica de Sooretama, formam o maior remanescente de floresta de tabuleiro (Collar *et al.*, 1992; Silveira *et al.*, 2004) no qual a espécie pode ser encontrada. Entretanto, essas reservas são divididas pela BR-101 e, devido à baixa capacidade de voo do mutum-do-sudeste, provavelmente não existe conexão entre as duas populações.

Até o momento, acreditava-se que todas as populações autóctones não somassem mais de 250 indivíduos adultos (Silveira *et al.*, 2004). No entanto, não havia estudos de densidade populacional da espécie nas áreas onde ela ainda ocorre naturalmente que comprovassem seu *status* em vida livre. Além da falta de dados demográficos, existe uma grande lacuna no conhecimento da biologia básica do mutum-do-sudeste, fato que dificulta o plano de recuperação para a espécie (Srbek-Araujo *et al.*, 2012).

### **Amostragem de distâncias para estimativas populacionais**

Devido ao *status* de ameaça de muitas espécies (IUCN, 2014), existe uma urgência em se entender melhor aspectos ecológicos de populações ameaçadas para que elas possam ser manejadas (Bibby, 2000). Dados sobre tamanho populacional, distribuição de espécies e tendências populacionais estão entre os aspectos mais importantes em programas de conservação (Bibby, 2000; Buckland *et al.*, 2001). No entanto, estudos básicos são necessários para definir protocolos que permitam compreender tendências populacionais. Embora esses dados sejam extremamente importantes, informações ecológicas básicas da maioria das espécies ameaçadas são escassas ou inexistentes, e no caso de espécies neotropicais ameaçadas, a maioria

nunca foi alvo de trabalhos sistematizados que tem como objetivo estimar tamanhos populacionais (Bibby, 2000). Além de permitir que o *status* de ameaça de uma espécie seja avaliado, o conhecimento quantitativo auxilia no planejamento para sua conservação.

A amostragem de distâncias ou *Distance Sampling* compreende uma série de métodos em que um observador registra as distâncias perpendiculares de um transecto ou um ponto em relação ao objeto alvo de estudo. Essas distâncias são utilizadas para modelar uma função de detecção e obter estimativas de densidade e tamanho populacional (Buckland *et al.*, 2001; Thomas *et al.*, 2010). A amostragem de distâncias é amplamente utilizada para estimar abundância e tamanho populacional de diversos táxons, inclusive de cracídeos (*e.g.* Buckland *et al.*, 2008; Aars *et al.*, 2009; Buckland, *et al.*, 2010; Dick & Hines, 2011; Martínez-Morales, 1999; Hill *et al.*, 2008, Setina *et al.*, 2012).

Os transectos lineares são a forma mais utilizada de amostragem de distâncias. Neste método, a área de estudo é amostrada através da disposição de transectos que podem ser estabelecidos de maneira aleatória ou sistematizada e, neste caso, paralela com espaçamento igual entre os transectos (Buckland *et al.*, 2001; Thomas *et al.*, 2010). O observador caminha ao longo dos transectos e registra as distâncias perpendiculares do organismo alvo de estudo em relação ao transecto (Buckland *et al.*, 2001). Esse método assume que todos os animais na trilha ou próximos dela são detectados, e a probabilidade de detecção diminui com o aumento da distância (Buckland *et al.*, 2001; Thomas *et al.*, 2010) e, por isso, é considerado um método de detecção imperfeita, pois permite que nem todos os animais presentes sejam detectados. A distribuição das distâncias registradas é utilizada para estimar a proporção de animais detectados, o que permite a estimativa de densidade e

abundância. No caso de organismos que ocorrem em grupo, a distância perpendicular registrada deve ser em relação ao centro do grupo (Buckland *et al.*, 2001).

Para que sejam obtidas estimativas precisas, três premissas principais não devem ser violadas: (1) a primeira, já citada anteriormente, é que todos os animais na trilha (distância zero) são detectados; (2) os animais não se movimentam antes de serem detectados; (3) as medidas de distância são tomadas de maneira exata. Esse método assume que a distribuição dos animais não depende da posição dos transectos, e para não violar essa premissa, o desenho amostral deve garantir aleatoriedade (Thomas *et al.*, 2010). Outro aspecto importante, mas pouco discutido, é a diferença de probabilidade de detecção entre indivíduos de uma espécie, característica comum em muitas aves. Segundo Buckland *et al.* (2008), em muitas espécies, machos, fêmeas e indivíduos de diferentes idades podem apresentar comportamento distinto e, conseqüentemente, probabilidades de detecção diferentes. As fêmeas de muitas espécies podem violar, por exemplo, a premissa de detecção exata na distância zero, principalmente durante a estação reprodutiva, período em que elas podem estar nos ninhos e a sua detecção pode diminuir muito mais rápido do que a de machos que vocalizam com frequência. Por isso, quando diferenças de comportamento não são consideradas, pode-se gerar estimativas não confiáveis (Buckland *et al.*, 2008).

Apesar da maioria dos mutuns apresentarem dimorfismo sexual evidente, trabalhos que tem como objetivo estimar densidade de cracídeos não apresentam abundância separada para os sexos, provavelmente devido à baixa visibilidade em ambientes florestais, o que torna difícil a identificação de indivíduos. No entanto, sempre que possível, os trabalhos que objetivam estimar a densidade de populações devem deixar claro possíveis diferenças de detectabilidade observadas em campo e, se possível, modelar os dados com funções de detecção separadas. Dessa forma, os

dados irão refletir a realidade do comportamento de cada grupo e gerar estimativas mais precisas que servirão de subsídio para a criação de estratégias de manejo.

## **Seleção de habitat**

A seleção de recursos de forma diferenciada é um dos principais fatores que permite a coexistência de espécies (Rosenzweig, 1981). Neste sentido, assume-se que as espécies selecionam recursos que suprem suas necessidades para viver e que vão selecionar recursos de alta qualidade com maior frequência do que recursos de baixa qualidade (Manly *et al.*, 2002). Como a disponibilidade de recursos não é uniforme na natureza, o seu uso pode mudar de acordo com sua disponibilidade (Manly *et al.*, 2002).

Apesar de estudos de uso, preferência e seleção de habitat serem comuns, existe certa confusão e ambiguidade com relação a termos que muitas vezes são utilizados como sinônimos (Block & Brennan 1993; Jones, 2001). Johnson (1980) define seleção como o processo em que uma espécie escolhe um recurso, e preferência como a probabilidade de um recurso ser selecionado, caso seja oferecido da mesma maneira. Block & Brennan (1993) definem o termo uso do habitat como a maneira pela qual uma espécie usa uma série de componentes ambientais para suprir suas necessidades. Os autores afirmam que o uso do habitat pode ser utilizado de uma forma geral ou de maneira específica, como forrageamento e nidificação. Já os termos, seleção e preferência de habitat são definidos por Block & Brennan (1993) como respostas comportamentais inatas ou aprendidas que permitem a escolha entre diversos componentes do ambiente, resultando no uso desproporcional de condições ambientais que influenciam a sobrevivência de indivíduos.

Estudos de seleção e uso de habitat vem sendo realizados há muito tempo na ornitologia (Jones, 2001). Os primeiros estudos de seleção de habitat relacionavam as características do habitat com a abundância de espécies (*e.g.* MacArthur & Pianka, 1966) e, mais tarde, evoluíram para estudos que levam em conta fatores dependentes da densidade (*e.g.* Fretwell & Lucas, 1969). Os estudos de seleção de habitat ganharam urgência nos últimos anos, devido à necessidade de se compreender a relação de espécies ameaçadas com o seu habitat (Caughley, 1994; Bibby *et al.*, 2000), e de relacionar esses dados a dados demográficos para o planejamento de estratégias de conservação (Caughley 1994; Sutherland & Green, 2004).

A seleção de habitat pode ser estudada através do método de *comparação de áreas*, onde é realizada a escolha de uma série de áreas para, posteriormente, serem relacionadas com abundância ou com a presença de uma espécie. A comparação de áreas tem maior capacidade de revelar associações com o habitat quando uma grande variedade de áreas é utilizada. Outro método muito utilizado é o de *presença-ausência*, no qual áreas utilizadas por uma espécie são comparadas com uma seleção de áreas disponíveis ou de áreas não utilizadas (Sutherland & Green, 2004). O habitat utilizado é aquele que está ocupado no momento pela espécie alvo, e o habitat não utilizado é aquele que não está ocupado. Habitat disponível são todos os tipos de habitat em uma determinada área e inclui aqueles habitats utilizados no momento (Jones, 2001). Se o número de áreas potenciais for grande, deve-se determinar a área ocupada pela espécie alvo, e o habitat dessas áreas é comparado com o habitat de áreas não utilizadas selecionadas de maneira aleatória (Sutherland & Green, 2004).

Assim como a maioria das espécies ameaçadas, pouco se sabe sobre as associações de habitat do mutum-do-sudeste. Neste trabalho testamos a existência de seleção de habitat pela espécie para entender melhor aspectos de sua ecologia.

Utilizamos o método de *presença-ausência* aproveitando a amostragem realizada nos transectos lineares para estimar a densidade da espécie na Reserva Natural Vale. Para a coleta de dados, desenvolvemos um protocolo baseado no pouco conhecimento sobre as populações selvagens incluindo variáveis que pudessem ser biologicamente relevantes. Esses dados nos permitem compreender um pouco da ecologia do mutum-do-sudeste com relação a sua exigência de habitat.

## **Justificativa**

A falta de conhecimento sobre aspectos ecológicos de espécies ameaçadas é um dos maiores desafios enfrentados por pesquisadores e tomadores de decisões na hora de se elaborar estratégias de manejo (Caughley 1994; Bibby *et al.*, 2000; Jones, 2004). A estimativa de densidade populacional permite a avaliação do status de populações selvagens (Bibby *et al.*, 2001; Gregory *et al.*, 2004) e é uma ferramenta importante para subsidiar projetos de reintrodução. Além disso, se a amostragem for repetida em intervalos regulares, é possível gerar informações importantes sobre tendências populacionais, permitindo que mudanças na população estudada sejam acompanhadas (Gregory *et al.*, 2004). Ao mesmo tempo em que dados demográficos são coletados é possível coletar dados sobre as relações com o habitat da espécie alvo de estudo (Bibby *et al.*, 2000; Gegory *et al.*, 2004). Dessa maneira, dados de demografia e habitat servem como informação base para o desenvolvimento de projetos que visam recuperar espécies ameaçadas (Jones, 2004).

Em 2004, foi elaborado o Plano de Ação para a Conservação do mutum-do-sudeste (Silveira *et al.*, 2004) que compilou o pouco de informação existente sobre a espécie e mostrou a necessidade de trabalhos que visem o conhecimento das

populações selvagens com o intuito de obter informações que possam guiar estratégias de conservação e reavaliar o *status* do mutum-do-sudeste em vida livre.

Com objetivo de melhorar o conhecimento sobre a ecologia de uma das populações selvagens do mutum-do-sudeste e verificar se existe seleção de habitat pela espécie, desenvolvemos este projeto na Reserva Natural Vale. A reserva representa o remanescente mais protegido ao longo da distribuição atual da espécie, e acredita-se que abrigue a maior população de vida livre, especialmente quando comparada com os remanescentes no sul da Bahia que sofrem com intensa caça. Os resultados encontrados neste projeto serão incorporados na revisão do Plano de Ação e servirão de base para novos estudos e para futuros projetos de reintrodução.

## Referências bibliográficas

- AARS, J., T. A. MARQUES, S.T. BUCKLAND, M. ANDERSEN, S. BELIKOV, A. BOLTUNOV AND Ø. WIIG. 2009. Estimating the Barents Sea polar bear subpopulation size. *Marine Mammal Science* 25: 35–52.
- BERNARDO, C.S.S., H. LLOYD, F. OLMOS, L.F. CANCIAN AND M. GALETTI. 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.
- BERNARDO C.S.S, F.ALVES, K. FLESHER, T. PONGILUPPI AND A.C. SRBEK-ARAÚJO. 2014. Banco de dados do mutum-do-sudeste. In: *Ecologia e conservação do mutum-do-sudeste (Aves, Cracidae: Crax blumenbachii)*. Relatório técnico conclusivo apresentado à Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza, São José dos Pinhais, Brasil.
- BIBBY, C. 2000. Why count birds. In: *Expedition Field Techniques: Bird Surveys* (BIBBY,C., M. JONES AND S. MARSDEN, eds), pp.5-11.Expedition Advisory Centre, London. Royal Geographical Society.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL [on line]. 2013.*Crax blumenbachii*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.2. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)> (06/08/ 2014).
- BLOCK, W. AND L. BRENNAN. 1993. The habitat concept in ornithology. *Current ornithology* 11: 35–91.
- BROOKS, D.M., S.D. STRAHL. 2000. Curassows, guans and chachalacas. Status, survey and conservation action plans for cracids 2000–2004. IUCN/SSC Cracid Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge UK.
- BROOKS, D. M. AND R.A. Fuller. 2006. Biology and conservation of cracid. In: *Conserving Cracids: the most Threatened Family of Birds in the Americas* (BROOKS, D.M., L. CANCINO AND S.L. PEREIRA, eds.), pp. 14-26. Miscellaneous Publications of The Houston Museum of Natural Science.
- BUCKLAND, S.T., D.R. ANDERSON, K.P. BURNHAM, J.L. LAAKE, D.L. BORCHERS, AND L. THOMAS. 2001. *Introduction to Distance Sampling: estimating abundance of biological populations*. Oxford University Press.
- BUCKLAND, S.T., S.J. MARSDEN AND R.E. GREEN. 2008. Estimating bird abundance: making methods work. *Bird Conservation International* 18: 91–108.
- BUCKLAND, S.T., A.J. PLUMPTRE, L. THOMAS AND E. A. REXSTAD. 2010. Line Transect Sampling of Primates: Can Animal-to-Observer Distance Methods Work? *International Journal of Primatology* 31: 485–499.
- CAUGHLEY, G. 1994. Directions in conservation biology. *Journal of animal ecology* 63: 215–244.



- COLLAR, N. J., L.P. GONZAGA, N. KRABBE, A. MADROÑO-NIETO, L.G. NARANJO, T.A. PARKER AND D. WEGE. 1992. Threatened birds of the Americas: the ICBP/ IUCN Red Data Book. International Council for Bird Preservation, Cambridge, United Kingdom
- DEL HOYO, J. 1994. Family Cracidae (Chachalacas, Guans and Curassows). In: Handbook of the Birds of the World, New World Vultures to Guinea-fowl (DEL HOYO, J.; A. ELLIOTT AND J. SARGATAL, eds), pp. 310-363. Barcelona, Lynx Editions.
- DELACOUR, J. AND D. AMADON. 2004. Curassows and Related Birds, 2nd ed. Lynx Editions and The National Museum of Natural History, Barcelona and New York.
- DICK, D.M. AND E.M. HINES. 2011. Using distance sampling techniques to estimate bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) abundance at Turneffe Atoll, Belize. *Marine Mammal Science* 27: 606–621.
- FRANK-HOEFLICH, K., L.F. SILVEIRA, J. ESTUDILLO-LÓPEZ, A. M. GARCÍA-KOCH, L. ONGAY-LARIOS AND D. PIÑERO. 2007. Increased taxon and character sampling reveals novel intergeneric relationships in the Cracidae (Aves: Galliformes). *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research* 45: 242–254.
- FRETWELL, S. AND J. CALVER. 1969. On territorial behavior and other factors influencing habitat distribution in birds. *Acta biotheoretica* 19: 16–36.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA AND INPE. 2014. Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica / Período 2012-2013. São Paulo, Brazil: Fundação SOS Mata Atlântica and Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais.
- GREGORY, R.D., D.W. GIBBONS AND P.F. DONALD. 2004. Bird census and survey techniques. In: *Bird Ecology and Conservation* (SUTHERLAND, W. J., I. NEWTON AND R. E. GREEN, eds), pp. 17-52. A Handbook of Techniques. New York, Oxford University Press.
- HILL, D.L., H. ARAÑIBAR-ROJAS AND R. MACLEOD. 2008. Wattled Curassows in Bolivia: abundance, habitat use, and conservation status. *Journal of Field Ornithology* 79: 345–351.
- IUCN [online]. 2014. IUCN RED LIST OF THREATENED SPECIES. Version 2014.2. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)> (06/08/2014).
- JOHNSON, D. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* 61: 65–71.
- JONES, J. 2001. Habitat Selection Studies in Avian Ecology: A Critical Review. *The Auk* 118: 557–562.

- JONES, C. G. 2004. Conservation management of endangered birds. In: Bird Ecology and Conservation, A Handbook of Techniques (W.J. SUTHERLAND, I. NEWTON AND R. E. GREEN, Eds.), pp.269-293. New York, Oxford University Press.
- MACARTHUR, R. AND E. PIANKA. 1966. On optimal use of a patchy environment. *American Naturalist* 100: 603–609.
- MANLY, B., L. McDONALD, D. THOMAS, T. McDONALD AND W. ERICKSON. 2002. Resource selection by animals. Statistical design and analysis for field studies. 2nd ed. Kluwer Academic Publishers.
- MARTINEZ-MORALES, M.A. 1999. Conservation status and habitat preferences of the Cozumel Curassow. *The condor* 101: 14–20.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. 2003. Lista das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção. Instrução Normativa nº. 3, de 27 de maio de 2003. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF.
- RIBEIRO, M.C., J.P. METZGER, A.C. MARTENSEN, F.J. PONZONI AND M.M. HIROTA. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142: 1141–1153.
- ROSENZWEIG, M. 1981. A theory of habitat selection. *Ecology* 62: 327–335.
- SETINA, V., D.J.LIZCANO, D.M. BROOKS DANIEL AND L.F. SILVEIRA. 2012. Population Density of the Helmeted Curassow (*Pauxi pauxi*) in Tamá National Park, Colombia. *The Wilson Journal of Ornithology* 124: 316–320.
- SICK, H., 1970. Notes on Brazilian cracidae. *Condor* 106–108.
- SICK, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Editora Nova Fronteira.
- SILVEIRA, L. F., F.OLMOS AND C. BIANCHI. (eds). 2004. Plano de ação do mutum-do-sudeste *Crax blumenbachii*. Série Espécies Ameaçada. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- SILVEIRA, L.F. 2008. *Crax blumenbachii*. In: Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção (MACHADO, A. B. M., G.M. DRUMMOND AND A.P. PAGLIA, eds). Brasília, Ministério do Meio Ambiente. Belo Horizonte, Fundação Biodiversitas. Série Biodiversidade.
- SILVEIRA, L.F AND STRAUBE, F.C. 2008. Aves. In: Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção (MACHADO, A. B. M., G.M. DRUMMOND AND A.P. PAGLIA, eds). Brasília, Ministério do Meio Ambiente. Belo Horizonte, Fundação Biodiversitas. Série Biodiversidade.
- SRBEK-ARAUJO, A.C., L.F. SILVEIRA AND A.G. CHIARELLO. 2012. The Red-billed Curassow (*Crax blumenbachii*): social organization, and daily activity patterns. *The Wilson Journal of Ornithology* 124: 321–327.

- SUTHERLAND, W.J. AND R.E. GREEN. 2004. Habitat assessment. In: Bird Ecology and Conservation (SUTHERLAND, W. J., I. NEWTON AND R. E. GREEN, eds), pp. 251-266. A Handbook of Techniques. New York, Oxford University Press.
- THOMAS, L., S.T. BUCKLAND, E. A REXSTAD, J.L. LAAKE, S. STRINDBERG, S.L. HEDLEY, *ET AL.* 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *The Journal of applied ecology* 47: 5–14.

# Capítulo I

---

## **Assessment of the population status of the Red-billed Curassow *Crax blumenbachii*: accounting for differences in detectability and sex biased estimates**

### **Abstract**

The Red-billed Curassow *Crax blumenbachii* is endemic to lowland Brazilian Atlantic Forest and is now extinct across most of its distribution range due to habitat loss and hunting pressure. Although listed as endangered, wild populations have never been systematically surveyed before. From March 2012 to February 2013 we conducted line transects surveys to estimate population density of the Red-billed Curassow at Vale Nature Reserve, an Atlantic Forest remnant in Espírito Santo state, Brazil. We estimated a density of 1.3 individuals/Km<sup>2</sup> using Distance software and results stratified by sex have shown a male skewed sex ratio. We used data from a camera trap survey designed to monitor jaguars at the reserve to evaluate any bias in the estimates of sex ratio from line transect data. Camera trap data confirmed the existence of a male skewed sex ratio in the population but less pronounced than the one found on line transects, showing that different behavior between sexes affected our estimates. Using the sex ratio calculated with camera trap data we were able to correct our estimate to 1.6 individuals/km<sup>2</sup>. We discuss how different behavior can mislead interpretation of results and highlight the importance of camera trap to study large, ground-dwelling birds.

## Resumo

O mutum-do-sudeste, *Crax blumenbachii*, é um cracídeo endêmico da Mata Atlântica de tabuleiro que foi extinto em quase toda sua área de distribuição original devido à caça e ao desmatamento. Apesar de ameaçado, as populações selvagens desta espécie não haviam sido estudadas de maneira sistematizada. Entre março de 2012 e fevereiro de 2013 conduzimos amostragens de campo utilizando o método de transecção linear para estimar a população de mutum-do-sudeste na Reserva Natural Vale, no norte do Espírito Santo. Nós estimamos uma densidade de 1.3 indivíduos/Km<sup>2</sup> usando o software *Distance* e o resultado estratificado por sexo revelou uma razão sexual desviada em relação ao número de machos. Para tentar confirmar a existência de uma razão sexual enviesada na população, analisamos dados de armadilhas fotográficas utilizadas para o monitoramento de onças na reserva. Estes dados confirmaram a razão sexual desviada para machos, porém menor do que aquela encontrada nos resultados das amostragens nos transectos, mostrando que o comportamento distinto entre machos e fêmeas afetou nossa amostragem e as estimativas. Utilizando a razão sexual calculada através dos dados de armadilhas fotográficas, nós corrigimos nossa estimativa para 1.6 indivíduos/Km<sup>2</sup>. Discutimos como o comportamento pode levar a uma interpretação errônea dos dados e ressaltamos a importância do uso de armadilhas fotográficas para estudos com aves de grande porte que passam a maior parte do tempo no solo, como o mutum-do-sudeste.

**Key words:** population density, Red-billed Curassow, Distance sampling, Camera trapping, management, Atlantic Forest

## **Introduction**

Developing conservation strategies for endangered bird species remains problematic because avian conservationists usually lack empirical data concerning the population dynamics of the target species (Jones, 2001). Reliable estimates of population size are particularly important for conservation planning and management of endangered species (Bibby, 2000; Jones, 2004; Buckland *et al.*, 2008), helping to improve the efficacy of management and the likelihood of successful population recovery (Jones, 2004). However for many species, obtaining a reliable population estimate is very difficult, and given that most recovery strategies are based on estimates of population size, it is important that the techniques employed to derive estimates of population size are unbiased and robust.

Cracids (curassows, guans, and chachalacas) are endemic to the Neotropics and represent one of the most endangered families in the region (Sick, 1997; Delacour & Amador, 2004; Brooks, 2006; Silveira, 2008). Cracids play an important role in forest dynamics through seed dispersal and influencing plant population density (Santamaría & Franco, 2000; Delacour & Amador, 2004; Brooks & Fuller, 2006). Most Cracid species are seriously threatened by habitat loss and hunting (Brooks & Strahl 2000; IUCN, 2014), but there remains major gaps in our knowledge of Cracid population ecology, hindering efforts to mitigate the impacts of anthropogenic threats. In addition, population estimates of curassows are difficult to obtain because most species are intrinsically rare and elusive and therefore difficult to detect. Furthermore many cracid species inhabit tropical forests where visibility is low and observer access can be difficult (Delacour & Amador, 2004). Given the importance of basic population data for their conservation management, testing the utility of existing

approaches for estimating population sizes on such difficult to study species requires extensive effort to obtain reliable results (Strahl & Silva 1997).

Line transects are often used to estimate the abundance of curassid populations (*e.g.* Conroy & Carroll, 2000; Haugaasen & Peres, 2008; Barrio, 2011; Desbiez & Bernardo, 2011; Setina *et al.*, 2012). Transect surveys rely on visual detections to estimate abundance but for intrinsically rare curassow species, the number of visual detections is usually low, so aural detections are also recorded to boost sample sizes (Cox *et al.*, 1997; Jiménez *et al.*, 2003). During the breeding season male curassows produce a *booming* call that can be heard over long distances, enabling observers to locate male individuals. Males are also easier to detect aurally than females as their alarm call and conspicuous behavior allow detections at greater distances (*e.g.* Hill *et al.*, 2008). Consequently, aural detection are heavily biased towards male curassows (Jiménez *et al.*, 2003) and this fact has often been overlooked by previous studies.

The Red-billed Curassow *Crax blumenbachii* is endemic to lowland Brazilian Atlantic Forest. Due to habitat loss and hunting pressure, Red-billed Curassows are now extinct across most of their former range (Sick, 1997; Delacour & Amador, 2004; Silveira *et al.*, 2004), and the species is classified as globally threatened (MMA, 2003; IUCN, 2014). Presently, relict populations persist in isolated forest fragments in southern Bahia and north of Espírito Santo state but these wild populations have never been systematically surveyed (Sick, 1970; Collar & Gonzaga, 1988). Here, we report behavioral differences between male and female Red-billed Curassows that are likely to affect detection and bias population estimates. Based on these differences, we use motion-activated cameras to investigate the extent to which population estimates may be sex-biased and present critical baseline data on the population size of one Red-

billed Curassow population. Finally, we discuss the significance of our results for the conservation of Red-billed Curassows in their remaining habitat.

## Methods

### *Study area*

We conducted field work at Vale Nature Reserve (VNR), a private reserve which comprises ~23,000 ha of Atlantic Forest located in the North portion of Espírito Santo state, Brazil (19°06' - 19°18' S 39°45' - 40°19' W; Fig.1). VNR comprises one of the last patches of contiguous lowland Atlantic forest in Brazil (BirdLife International, 2013). Together with the nearby Sooretama Biological Reserve, the VNR represents approximately 10% of the remaining Atlantic Forest in Espírito Santo state (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, 2014) and is extremely important to the conservation of the lowland Atlantic Forest biodiversity (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, 2005; UNESCO, 2013). This forest remnant is also within an *Important Bird Area*-IBA (Bencke *et al.*, 2006; BirdLife International, 2014a) and an *Endemic Bird Area*-EBA (Stattersfield *et al.*, 1998; BirdLife International, 2014b).

VNR is dominated by lowland Atlantic Coastal Forest and lies 28-65 m above sea level. *Tabuleiro* forest (*i.e.* seasonal perennial forest) covers 68% of the VNR, with the remainder covered by *mussununga* (*i.e.* forest growing on sand soil) and *nativo* (open fields). The most representative plant families in the region are *Myrtaceae*, *Sapotaceae*, *Caesalpinioideae*, *Euphorbiaceae* and *Faboideae*. VNR is embedded in a matrix dominated by agriculture and *Eucalyptus* sp. plantations (Jesus & Rolim, 2005). Temperature in this region ranges from 14.8°C to 34.2°C (mean temperature of 23,3°C) and mean annual precipitation is 1.202 mm, with a rainy



season from October to March and a dry season from April to September (Jesus & Rolim, 2005). Hunting pressure within the reserve is reportedly much lower than in other known areas of remnant curassow populations (security staff pers.com.)

#### *Red-billed Curassow population surveys*

We used a Distance-sampling line transect method (Buckland *et al.*, 2001) to estimate the population density of the Red-billed Curassow. A total of 13 transect designed as square circuits of approximately 4 km each were established in *tabuleiro* forest, widely thought of as typical Red-Billed Curassow habitat. Transects starting points were randomly selected over the study area, excluding unsuitable habitats (*e.g. nativo*). Due to the topography and extent of habitats in the region, three of the transects traversed *mussununga* forest, which is a transitional habitat within the *tabuleiro* forest (Fig.1). Transects were set as square circuits both for logistical reasons and to ensure the start and end points were the same (Buckland *et al.*, 2001; Buckland *et al.*, 2010). This design enabled us to cover two distinct transects in the same day, walking at 1km/h. We conducted surveys early in the morning and in the afternoon during known activity peaks for Red-Billed Curassows (Srbek-Araujo *et al.*, 2012). On detecting a curassow, we recorded the following variables: (1) time of recording; (2) cluster size; (3) sex; (4) spatial location using a handheld GPS. We used a measuring tape to measure the perpendicular distance from the transect to the point where each bird contact was first detected.

We recorded both visual and aural detections but among aural detections (alarm calls, *booming* males) we only included in our analysis instances where the call was visually confirmed. Aural detections are more common during the breeding season which according to field records and information from captive programs is

between September and February (Silveira *et al.*, 2004). However, in our field site we consider breeding season from July to February as July was when males began to emit the *booming* and they only sing during the breeding season (Sick, 1970; Delacour & Amadour, 2004). Distance to calling male curassows is difficult to estimate (Strahl & Silva, 1997) but because males remain stationary while *booming*, it is possible to locate them (Jiménez *et al.*, 2003). Whenever we detected a *booming* male we tried to find the individual by slowly walking towards the call, and then measured the perpendicular distance from the individual to the transect (Jiménez *et al.*, 2003). Booming males whose position was not ascertained were excluded from the analyses.

Field work was carried out monthly from March 2012 to February 2013. Transects were all walked at least once a month, but due to logistic constraints, we could not undertake a second walk each month for each transect. To address this, we split transects into two groups, and each month we surveyed each group alternatively a second time, thus a similar survey effort was assured for all transects across the whole study period. Only on one occasion was a transect not surveyed due to severe flooding during November 2012. Transects were not surveyed during inclement weather.

To evaluate any bias in the estimates of sex ratio from transect data, we also estimated it using data from camera traps placed in our study area, collected as part of another project designed to monitor jaguars *Panthera onca* at VNR (Srbek-Araujo & Chiarello, 2013). We selected nine cameras that had accumulated at least 20 independent records to ensure a representative sample. Recordings of individuals or clusters separated at least by 1 hour were considered independent except where videos showed obviously different individuals (*e.g.* different sexes, larger groups) that were considered independent detections.

## *Data Analysis*

Although VNR covers ~ 23000 ha, the area of potential habitat for the Red-billed Curassow used in our analyses was 19,822 ha (~198.2 km<sup>2</sup>). We used software DISTANCE v.6.2 (Thomas *et al.*, 2010) to estimate Red-Billed Curassow density. We undertook exploratory analysis to check data behavior and assumptions (Buckland *et al.*, 2001), and set truncation at 5% to avoid the need for extra adjustment terms to fit a model (Thomas *et al.*, 2010). We first performed an analysis stratifying data by breeding and non-breeding season. The majority of records were of individuals rather than clusters with few records of females. Consequently we treated individuals in clusters as single contacts and post stratified data by sex to minimize heterogeneity in detection probability (Buckland *et al.*, 2001). Replacing clusters by individual contacts violates an assumption of data independence. To overcome this, Buckland *et al.* (2001) suggest to select a model taking clusters as the sampling unit and then to refit the model to the data as individual contacts. We fitted several models using different key functions (half-normal, uniform and hazard rate) to the data as clusters and selected the best models (with AIC differences < 2; (Burnham & Anderson, 2002) to be fitted to data as individual contacts (Buckland *et al.*, 2001 & Thomas *et al.*, 2010).

During the surveys we observed behavioral differences between the sexes with important implications for detectability. Whereas male Red-Billed Curassows emit a distinctive alarm call whilst either walking away calling or after flying to a high perch, females usually skulk away or produce only a low, difficult to hear dovelike sound (Sick, 1970; *pers. observations*). We assumed that these sexual differences could have affected detection, so we used Conventional Distance Sampling (CDS)

engine and post stratified data by sex to get separate detectability estimates for males and females. We also analyzed data with the Multivariate Distance Sampling (MCDS) engine using sex as a covariate. MCDS allows to use covariates other than distance that may affect detection and perform better for small data sets (Marques & Buckland, 2003; Buckland *et al.*, 2004). We fitted several models using the above mentioned functions and used quantile-quantile (q-q) plots and Kolmogorov-Smirnov tests to assess goodness of fit, that was generally good ( $p > 0.52$  in all cases). Akaike's Information Criterion (AIC) values were used to rank models (Thomas *et al.*, 2010). Post-stratification and MCDS models allowed us to obtain separate population estimates for males and females and to estimate the sex ratio. Sex ratios are calculated as the estimated number of males divided by the estimated number of females. To estimate sex ratio from camera trap data the number of males and females in independent records provided by each camera was summed, and a sex ratio calculated for each camera trap. Estimates were averaged for the 9 selected traps and their confidence intervals (CI) were estimated by non-parametric bootstrap using R and 10000 re-samplings.

## **Results**

### *Curassow population density*

We walked a total of 868.6 km (303.3 km in non-breeding season and 565.3 km in breeding season). We made 42 visual detections of Red-Billed Curassows (n=56 individuals) and 12 aural detections (Table 1). Hereafter, when we mention visual contacts we are considering those of booming males that were also detected visually. Most encounters were of individual birds (n=33) with the remaining birds recorded from 9 clusters (comprising n=23 individuals total). Curassows were usually

detected on the ground, but also in the sub-canopy and canopy, especially when *booming*. Detections during non-breeding season (n=8) were infrequent compared to the breeding season (n=48).

Exploratory analysis of data stratified by breeding and non-breeding season showed lower detection probability and less precision for the non-breeding season estimate, due to the low number of contacts recorded in this season (Table 2). Thus we only used data from the breeding season for subsequent analyses. Analysis of data as clusters revealed similar AIC values across all fitted models (AIC differences < 2; Table 2), thus given uncertainty about which model is better, we used all of them for the final analyses based on all contacts considered as individuals (Table 3). In these last analyses CDS models that estimated a common detection function for males and females presented lower AIC values than models with separate function for each sex, with AIC difference being <2 within a given detection function except for Hazard-rate models (Table 3). Suitability of MCDS models was similar to CDS models with separate functions for sex according to AIC.

CDS models that estimated separate detection probabilities for each sex produced higher population estimates for females than models with no sex specific function. Given that most records were of males (75.6%), detectability estimates produced by models using the same detection function for both sexes are biased towards male values. Consequently, female density and population estimates are lower than those produced by models that estimate sex-specific detectability using the same function. The model with the lowest AIC value using a common detection function (Hazard rate) produced a pooled density estimate of 1.3 individual/km<sup>2</sup> (0.6-2.6) and a population size of 203 males and 56 females. The lowest AIC model with a separate detection function for each sex (Uniform cosine) estimated 200 males and 64

females. These results corresponded to a sex ratio of 3.6 males per female (CI: 3.1-4.4, calculated from 95% confidence interval limits for population estimates) in the former model and 3.1 (95% CI: 2.5-4) in the latter. The other models produced similar results both for population estimates (males range: 198-214; female range: 56-69) and sex ratios (range: 3.1-3.5).

#### *Density and population estimates corrected for sex ratio*

Camera traps confirmed the predominance of males in the VNR population, with an average sex ratio of 1.6 males per female, whose 95% bootstrap CI (1.3 – 2.0) neither included equal sex ratios nor overlaps with CI estimated from distance sampling results. Using this sex ratio, a less biased estimate of female numbers could be derived from the number of males and confidence interval estimates provided by the best model with sex specific detection function (Uniform cosine). Using this approach, we estimate that there are 125 (83-185) females, and a density of 1.6 (1-2.8) individuals/km<sup>2</sup> for both sexes, with a total population size of 325 (191-556) in our study area.

#### **Discussion**

This is the first study to estimate the size of a wild Red-billed Curassow population using intensive standardized methods. Distance sampling is a robust statistical method for estimating the abundance of animals that has been commonly used to estimate the abundance of Cracids (e.g. Cox *et al.*, 1997; Begazo & Bodmer, 1998; Desbiez & Bernardo, 2011), but to the best of our knowledge, differences in detection probability due to sexually dimorphic behavioral traits are seldom reported (e.g. Hill *et al.*, 2008) and they have never been accounted for in data analysis.

However, Distance sampling can only perform accurately if assumptions are not violated (Buckland *et al.*, 2001). In our study most females were recorded with a male (73%), but most males (74%) were recorded alone. Males had high detectability despite low visibility in their forest habitat because of their conspicuous behaviors (*i.e.* calling and taking flight when disturbed). Since females are generally less detectable, they may be more likely to be detected if accompanied by a male. This in turn may lead to a general trend toward overestimation of female detection.

Failure to account for sex specific detection probabilities may bias population estimates for one sex, and therefore bias estimates of sex ratios. This seems to have occurred in our analysis. Sex ratios estimated using distance sampling ranged between 3.1 and 3.6 males per female, whereas camera trap data yielded a much lower sex ratio of 1.6 males per female. Detection probabilities derived from camera trap data are less likely to be sex biased because the sexually dimorphic behaviors we report are unlikely to influence the likelihood of triggering a camera. However, camera trap data could be affected by local biases in the sex composition of the individuals moving around cameras, but the cameras analyzed were widely distributed in the reserve, so it is very unlikely that the data reflect any local bias. Therefore, it is more likely that camera trap data reflect a true bias in the sex composition of the population sampled by the cameras. Based on the camera trap data, we conclude that the VNR Red-Billed Curassow population has a male skewed sex ratio, but the skew is less severe than our distance analysis implies, due to the overestimation of female detectability.

Few studies report skewed sex ratios in Cracids and most of them found a female skewed sex-ratio which was attributed to hunting pressure on *booming* males, which are an easy target for poachers (Sedaghatkish & Brooks, 1999; Martínez-Morales *et al.*, 2009). Hunting has always been one of the main threats to the Red-

billed curassow throughout its distribution range (Sick, 1997; Delacour & Amadour, 2004) and is still common especially in southern Bahia. However, at VNR Red-billed Curassows do not seem to be target by poachers and hunting pressure is reduced as a result of the effective patrolling system at the reserve, thus reduced hunting could explain that we have not found a female skewed sex ratio in our study. To our knowledge, only the study done by Hill *et al.* (2008) has previously reported a male-skewed sex ratio, as they found that 71% of detections of Wattled Curassows on transects were of males (equivalent to a sex ratio of 2.4:1) but using data from territory mapping male detections fell to 55% (sex ratio 1.2:1).

Donald (2007) showed that skewed adult sex ratio (ASR) is fairly common in bird populations and that most frequently it is male-skewed, especially in endangered species. Nonetheless, explaining ASR is usually very hard as it could be related to a number of causes (Donald, 2007) and at the moment we can only speculate about them as more research is needed to understand the mechanisms underlying this skewed sex ratio. Nest predation could be one of the causes as females are the ones that take care of the nest becoming more vulnerable to predation. Predation of incubating females by introduced predators has been reported as the cause of male skewed sex ratio in other threatened species (Lindsey *et al.* 1995, O'Donnell, 1996). Despite this as far as we know there are no records of introduced predators that could be threatening the Red-billed Curassow at VNR. Another hypothesis is related to different breeding or natal dispersal of sexes, as among birds, dispersal is usually biased towards females (Greenwood & Harvey, 1982; Clarke *et al.* 1997). Thus, they could be dispersing to areas where they are more exposed to some mortality causes related to edge effect, such as generalist predators or poorer habitat quality.

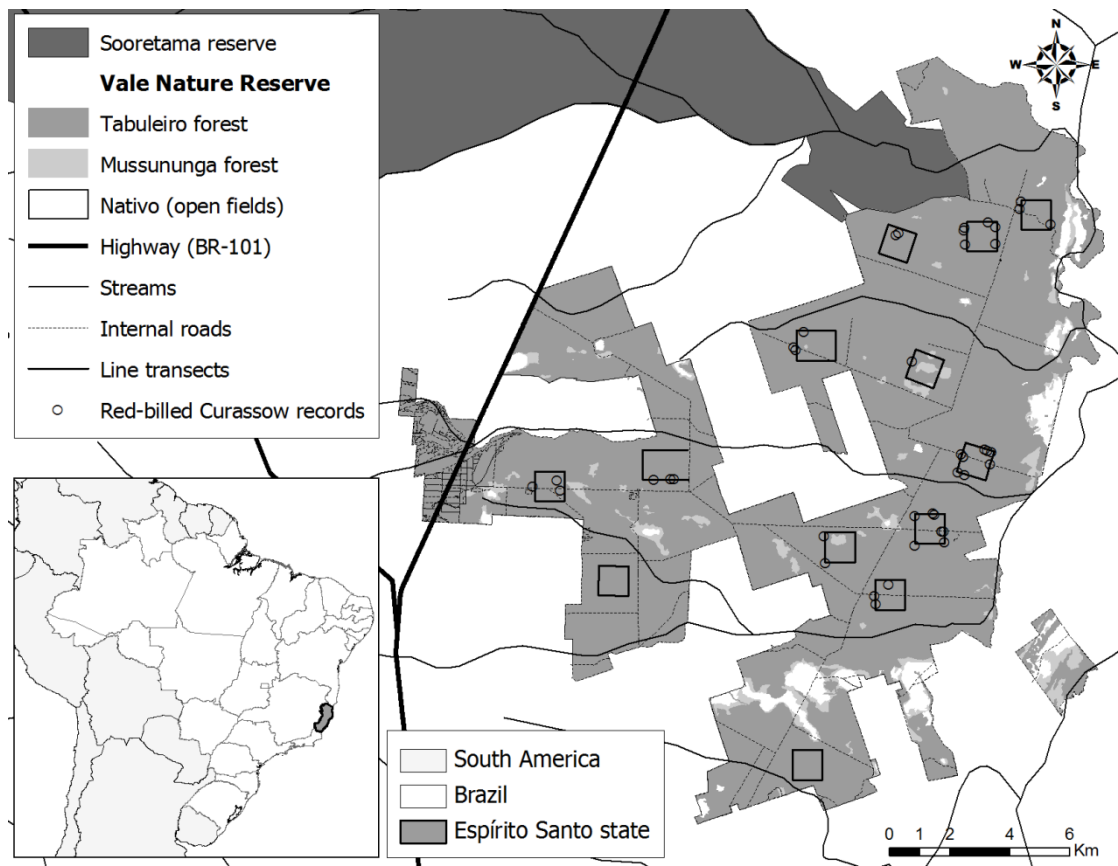


We demonstrate that there are many more Red-Billed Curassows at VNR than previously thought. We estimated a population size of 264 birds at VNR using distance sampling, however using high quality data on sex ratios from camera traps, our corrected population estimate was 325. In contrast, previous low reliability estimates of global population size estimated that there were  $\leq 250$  adult individuals (Silveira *et al.*, 2004). The Red-Billed Curassow density in our study (1.3 individual/km<sup>2</sup> - corrected estimate 1.6 individual/km<sup>2</sup>) was similar to those of other curassows such as *Crax rubra griscomi* (1.02; Martínez-Morales, 2009), *Pauxi tuberosa* (1.11/1.65; Haugaasen & Peres, 2008) and *Crax alberti* (1.66; González, 2004). However higher density were found for other species such as *Pauxi pauxi* (4.8; Setina *et al.*, 2012), *Crax globulosa* (3.4; Hill *et al.* 2008) and *Crax fasciolata* (4.66; Desbiez & Bernardo, 2011). Curassows naturally occur in lower density when compared to other cracid species (Delacour & Amadon, 2004). Besides, they are highly vulnerable to habitat loss and fragmentation (Thornton *et al.*, 2012) and differences in population density among cracid species is usually related to the level of habitat disturbance, hunting pressure or to the recovery of populations that once was severely hunted (Begazo & Bodmer, 1998; Brooks, 1999).

Although our study is good news for the conservation of the Red-billed Curassow, protection of their relict populations from threatening processes is non-uniform among remaining habitat patches. Extrapolating our estimates to derive a global population estimate is therefore not appropriate because population parameters between different habitat patches are likely to vary dramatically (due to variable hunting pressure, predation, carrying capacity etc). We could only cautiously extrapolate our estimates to the adjacent REBIO Sooretama as rangers from VNR work together with public rangers and also patrol this reserve, but despite the

patrolling hunting is still more intense there than at VNR. If our density estimate would be applicable to the ~25.000 ha that comprises REBIO Sooretama (we cannot be sure of the area covered by *tabuleiro* forest as we did not have access to it) it could hold a population of similar size to the one estimated at VNR. However, RNV and REBIO Sooretama are separated by a highway which we believe to be a barrier for this species as curassows are not able to sustain flight and hardly would attempt to cross it. If these forest fragments were connected and hunting control were improved we could be dealing with a functional population of almost 700 hundred birds which would be a really good scenario for the Red-billed Curassow conservation and many other species that rely on the fully protection of the little habitat that is left.

Population estimates of Red-billed Curassows must be carried out at other sites to better evaluate the global status of the species and threats faced by it under different levels of forest protection. Our study offers an important caution for future research, and highlights the potential confounding effects of sexually dimorphic behaviors on data bias. We also support the importance of camera traps as a tool for studying forest dwelling birds (O'Brien & Kinnaird, 2008; Samejima *et al.*, 2012), and demonstrate their utility on cryptic, ground dwelling curassows. Such tools have great potential not only for research, but also for on ground management like assessing the success of recovery actions. Red-Billed Curassows are emblematic of the conservation problems facing Neotropical birds. Our study provides both critical baseline information about an important population of Red-billed Curassows, and reveals that survey efforts must take into account sexual differences in behaviour to increase the reliability of modeled estimates. Failing to take these considerations into account may lead to misleading inferences from data, and impact management strategies for seriously threatened populations.



**Figure 1.** Line transects placed at Vale Natural Reserve, circles represent curassow's records.

**Table 1.** Red-billed curassows recorded during the breeding and non-breeding season. *Booming/visual* detections are males that first were detected aurally and then visually, in some cases booming males were with a female. Numbers between parentheses in cluster data show the total number of males and females found in them. Only Visual and Booming/Visual contacts were included in the analyses.

Season	Record	Males		Females		Mixed
		single	clusters	single	Clusters	clusters
Non-Breeding	Visual	4	0	1	0	1(1M; 2F)
Breeding	Aural	2	0	0	0	0
Breeding	Visual	19	0	1	1(2F)	4(8M;4F)
	Aural	10	0	0	0	0
	Booming/Visual	8	0	0	0	3 (3M; 3F)

**Table 2.** Results of the best model based on AIC in exploratory analysis post-stratifying data by non-breeding and breeding season; p=probability of detecting an animal in a defined area with confidence intervals (CI), coefficient of variation (CV) for p showing low precision for non-breeding season data. Exploratory analysis with data as clusters and using only data from breeding season. AIC values differ <2, so we use the same models in data as individuals. For Uniform models we used cosine adjustment terms and other models did not require adjustment terms. B.S.: Breeding season, Non B.S.: Non-Breeding season.

	Model	p ( $\pm$ CI)	CV	AIC
Post-stratification by season				
	Uniform	B.S: 0.60 (0.50-0.73)	9.76	336.50
	cosine	Non B.S.: 0.50 (0.18-1)	40.72	
Clusters/Breeding season				
	Uniform	0.60 (0.50-0.73)	9.76	288.66
	cosine			
	Hazard rate	0.58 (0.38-0.87)	20.47	289.21
	Half normal	0.60 (0.47-0.76)	12.10	289.78

**Table 3.** Results of models run using individuals contacts instead of clusters. For CDS models each detection function was fitted in two ways: a common function for both sexes (Global) and a separate function for each sex, thus providing a sex-specific detection probability. P=probability of detecting an animal in a defined area; D=density, individuals per km<sup>2</sup>; Standard error (SE) and Coefficient of variation (CV) for density estimates; N=population size in the study area. 95% confidence intervals (CI) are presented in brackets. .

	<b>Function</b>	<b>AIC</b>	<b>P (± CI)</b>	<b>D (± CI)</b>	<b>CV</b>	<b>N (± CI)</b>
<i>CDS Models</i>						
				<b>Female</b>	0.29 (0.13-0.62)	36.75
	<b>Global</b>	352.40	0.56 (0.49-0.64)	<b>Male</b>	1.04 (0.56-1.91)	28.94
	<b>Uniform cosine</b>					
	<b>Female</b>		0.50 (0.30-0.82)	<b>Female</b>	0.32 (0.14-0.75)	42.36
	<b>Male</b>	353.54	0.57 (0.48-0.68)	<b>Male</b>	1.01 (0.55-1.87)	29.35
	<b>Global</b>	353.06	0.54 (0.43-0.67)	<b>Female</b>	0.29 (0.14-0.65)	37.68
	<b>Half-normal</b>			<b>Male</b>	1.08 (0.58-2.02)	30.12
	<b>Female</b>		0.46 (0.25-0.85)	<b>Female</b>	0.35 (0.14-0.86)	45.33
	<b>Male</b>	354.62	0.56 (0.44-0.71)	<b>Male</b>	1.04 (0.55-1.95)	30.62

				<b>Female</b>	0.28 (0.13-0.63)	39.00	56 (25-125)
	<b>Global</b>	352.12	0.57 (0.42-0.76)	<b>Male</b>	1.03 (0.54-1.96)	31.76	203 (106-388)
<b>Hazard-rate</b>	<b>Female</b>		0.54 (0.30-0.96)	<b>Female</b>	0.30 (0.12-0.73)	44.27	60 (24-144)
	<b>Male</b>	355.53	0.58 (0.41-0.82)	<b>Male</b>	0.99 (0.51-1.94)	32.81	198 (102-384)
<i>MCDS models</i>							
<b>MCDS</b>	<b>Female</b>		0.46 (0.27-0.80)	<b>Female</b>	0.35 (0.15-0.83)	43.77	69 (29-165)
		354.62		<b>Male</b>	1.04 (0.55-1.94)	30.25	206 (110-385)
<b>Half-normal</b>	<b>Male</b>		0.56 (0.44-0.70)	<b>Male</b>	1.04 (0.55-1.94)	30.25	206 (110-385)
<b>MCDS</b>	<b>Female</b>		0.55(0.33-0.92)	<b>Female</b>	0.29 (0.12-0.68)	42.83	58 (24-136)
		354.08		<b>Male</b>	1.04 (0.56-1.96)	30.31	207 (110-388)
<b>Hazard-rate</b>	<b>Male</b>		0.55 (0.44-0.70)	<b>Male</b>	1.04 (0.56-1.96)	30.31	207 (110-388)

## Literature cited

- BARRIO, J. 2011. Hunting pressure on cracids (Cracidae: Aves) in forest concessions in Peru. *Rev. peru. biol* 18: 225–230.
- BEGAZO, A.J. AND R.E. BODMER. 1998. Use and conservation of Cracidae (Aves: Galliformes) in the Peruvian Amazon. *Oryx* 32: 301–309.
- BENCKE, G.A., G.N. MAURÍCIO, P.F. DEVELEY AND J.M. GOERCK, org. 2006. Áreas importantes para a conservação das aves no Brasil. Parte I – Estados do domínio da Mata Atlântica. SAVE Brasil, São Paulo.
- BIBBY, C. 2000. Why count birds. In: Expedition Field Techniques: Bird Surveys (BIBBY, C., M. JONES AND S. MARSDEN, eds), pp.5-11. Expedition Advisory Centre, London. Royal Geographical Society.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL [on line]. 2013. *Crax blumenbachii*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.2. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)> (06/08/ 2014).
- BIRDLIFE INTERNATIONAL [on line]. 2014a. Important Bird Areas factsheet: Sooretama / Linhares. <<http://www.birdlife.org>> (10/08/2014)
- BIRDLIFE INTERNATIONAL [on line] 2014b. Endemic Bird Area factsheet: Atlantic forest lowlands. <<http://www.birdlife.org>> (10/08/2014).
- BROOKS, D.M., S.D. STRAHL. 2000. Curassows, guans and chachalacas. Status, survey and conservation action plans for cracids 2000–2004. IUCN/SSC Cracid Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge UK.
- BROOKS D. M. 1999. Pipile as a protein source to rural hunters and Amerindians, pp. 42-50. In: Biology and conservation of the Piping Guans (*Pipile*). Special Publication Cracid Specialist Group (D. A. Brooks, A. Begazo and F. Olmos, eds). Houston, Texas.
- BROOKS, D. M. AND R.A. Fuller. 2006. Biology and conservation of cracid. In: Conserving Cracids: the most Threatened Family of Birds in the Americas (BROOKS, D.M., L. CANCINO AND S.L. PEREIRA, eds.), pp. 14-26. Miscellaneous Publications of The Houston Museum of Natural Science.
- BUCKLAND, S.T., D.R. ANDERSON, K.P. BURNHAM, J.L. LAAKE, D.L. BORCHERS, AND L. THOMAS. 2001. Introduction to Distance Sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford University Press.
- BUCKLAND, S.T., D.R. ANDERSON, K.P. BURNHAM, J.L. LAAKE, D.L. BORCHERS AND L. THOMAS. 2004. Advanced distance sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford: Oxford University Press.
- BUCKLAND, S.T., S.J. MARSDEN AND R.E. GREEN. 2008. Estimating bird abundance: making methods work. *Bird Conservation International* 18: 91–108.

- BUCKLAND, S.T., A.J. PLUMPTRE, L. THOMAS AND E. A. REXSTAD. 2010. Design and Analysis of Line Transect Surveys for Primates. *International Journal of Primatology* 31: 833–847.
- BURNHAM, K. AND D. ANDERSON. 2002. Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretic approach. 2nd ed. Springer-Verlag New York.
- CLARKE, A. L., SÆTHER, B.E. AND RØSKAFT, E. 1997. Sex biases in avian dispersal: a reappraisal. *Oikos* 79: 429–438.
- Collar ,N. J. and L. A. P. Gonzaga. 1988. O mutum *Crax blumenbachii* na Reserva Florestal Particular de Linhares–ES. Espaço, Ambiente e Planejamento. *Boletim Tecnológico CVRD*. 2(8).
- CONROY, M. AND J. CARROLL. 2000. Estimating abundance of Galliformes: tools and their application, pp. 204-215. In: *Galliformes 2000: Proceedings of the 2nd International Galliformes Symposium*. Woodburn, M.I.A. (McGowan, P.J.K., J.P. Carroll, A.H. Musavi, and Zhang Zheng-wang, eds). King Mahendra Trust for Nature Conservation, Kathmandu, Nepal and World Pheasant Association, Reading UK
- COX, G. AND V. READ, JM, CLARKE, ROS, EASTY. 1997. Studies of Horned Curassow *Pauxi unicornis* in Bolivia. *Bird Conservation International* 7: 199–211.
- DELACOUR, J. AND D. AMADON. 2004. *Curassows and Related Birds*, 2nd ed. Lynx Editions and The National Museum of Natural History, Barcelona and New York.
- DESBIEZ, A.L.. AND C.S.. BERNARDO. 2011. Density estimates of the Bare-faced Curassow (*Crax fasciolata*) in the Brazilian Pantanal. *Revista Brasileira de Ornitologia* 19: 385–390.
- DONALD, P.F. 2007. Adult sex ratios in wild bird populations. *Ibis* 149: 671–692.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA AND INPE. 2014. Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica / Período 2012-2013. São Paulo, Brazil: Fundação SOS Mata Atlântica and Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais.
- GONZÁLEZ, J. D. 2004. Estimación de la densidad poblacional del Paují de Pico Azul *Crax alberti* (Aves: Cracidae) en el Nordeste Antioqueño, Colombia. Bogota, Colombia: Becas IEA (Iniciativa para las especies amenazadas).
- GREENWOOD, P. AND P. HARVEY. 1982. The natal and breeding dispersal of birds. *Annual review of ecology and systematics* 13: 1–21.
- HAUGAASEN, T. AND C. A. PERES. 2008. Population abundance and biomass of large-bodied birds in Amazonian flooded and unflooded forests. *Bird Conservation International* 18: 87–101.



- HILL, D.L., H. ARAÑIBAR-ROJAS AND R. MACLEOD. 2008. Wattled Curassows in Bolivia: abundance, habitat use, and conservation status. *Journal of Field Ornithology* 79: 345–351.
- INPE, S.M.A.&. 2013. ATLAS DOS REMANESCENTES FLORESTAIS DA MATA ATLÂNTICA PERÍODO 2011-2012.
- IUCN [online]. IUCN RED LIST OF THREATENED SPECIES. Version 2014.2. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)> (06/08/2014).
- JESUS, R.M. AND S.G. ROLIM. 2005. Fitossociologia da Mata Atlântica de Tabuleiro. *Boletim Técnico da Sociedade de Investigações Florestais*, 19: 1-149.
- JIMÉNEZ, I., G.A. LONDOÑO AND C.D. CADENA. 2003. Efficiency, bias, and consistency of visual and aural surveys of curassows (Cracidae) in tropical forests. *Journal of Field Ornithology* 74: 210–216.
- JONES, C. G. 2004. Conservation management of endangered birds. In: *Bird Ecology and Conservation* (SUTHERLAND, W. J., I. NEWTON AND R. E. GREEN, eds), pp. 269-293. *A Handbook of Techniques*. New York, Oxford University Press.
- LINDSEY, G.D., S.G. FANCY, M.H. REYNOLDS, T.K. PRATT, K. A. WILSON, P.C. BANKO AND J.D. JACOBI. 1995. Population Structure and Survival of Palila. *The Condor* 97: 528–535.
- LUNA-MAIRA, L., G. ALARCÓN-NIETO, T. HAUGAASEN AND D.M. BROOKS. 2013. Habitat use and ecology of Wattled Curassows on islands in the lower Caquetá River, Colombia. *Journal of Field Ornithology* 84: 23–31.
- MARQUES, F.F.C. AND S.T. BUCKLAND. 2003. Incorporating covariates into standard line transect analyses. *Biometrics* 59: 924–35.
- MARTÍNEZ-MORALES, M.A., P.C. CRUZ AND C.A. D. 2009. Predicted population trends for Cozumel Curassows (*Crax rubra griscomi*): empirical evidence and predictive models in the face of climate change. *Journal of Field Ornithology* 80: 317–327.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. 2003. Lista das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção. Instrução Normativa n°. 3, de 27 de maio de 2003. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*, Brasília, DF.
- O'DONNELL, C.F.J. 1996. Predators and the decline of New Zealand forest birds: An introduction to the hole-nesting bird and predator programme. *New Zealand Journal of Zoology* 23: 213–219.
- O'BRIEN, T.G. AND M.F. KINNAIRD. 2008. A picture is worth a thousand words: the application of camera trapping to the study of birds. *Bird Conservation International* 18: 144–162.

- SAMEJIMA, H., R. ONG, P. LAGAN AND K. KITAYAMA. 2012. Camera-trapping rates of mammals and birds in a Bornean tropical rainforest under sustainable forest management. *Forest Ecology and Management* 270: 248–256.
- SANTAMARÍA, M. AND A. FRANCO. 2000. Frugivory of Salvin's Curassow in a rainforest of the Colombian Amazon. *The Wilson Bulletin* 112: 473–481.
- SEDAGHATKISH, G. AND M.D.BROOKS. 1999. Retraso evolutivo en los crácidos: Cantado para ser la cena del cazador. pp.335-340. In: Manejo y conservación de fauna silvestre en América Latina. Instituto de Ecología, La Paz, Bolivia (Fang, T.G., O.L. Montenegro and R.E. Bodmer, eds).
- SETINA, V., D. LIZCANO, B. D.M. AND S.L. F. 2012. Population Density of the Helmeted Curassow (*Pauxi pauxi*) in Tamá National Park, Colombia. *The Wilson Journal of Ornithology* 124: 316–320.
- SICK, H., 1970. Notes on Brazilian cracidae. *Condor* 106–108.
- SICK, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Editora Nova Fronteira.
- SILVEIRA, L. F., F. OLMOS, C. BIANCHI, org. 2004. Plano de ação do mutum-do-sudeste *Crax blumenbachii*. Série Espécies Ameaçada. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- SILVEIRA, L.F AND STRAUBE, F.C. 2008. Aves. In: Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção (MACHADO, A. B. M., G.M. DRUMMOND AND A.P. PAGLIA, eds). Brasília, Ministério do Meio Ambiente. Belo Horizonte, Fundação Biodiversitas. Série Biodiversidade.
- SRBEK-ARAÚJO, A. AND A. CHIARELLO. 2013. Influence of camera-trap sampling design on mammal species capture rates and community structures in southeastern Brazil. *Biota Neotropica* 13: 51–62.
- SRBEK-ARAÚJO, A.C., L.F. SILVEIRA AND A.G. CHIARELLO. 2012. The Red-billed Curassow (*Crax blumenbachii*): social organization, and daily activity patterns. *The Wilson Journal of Ornithology* 124: 321–327.
- Stattersfield, A.J., M.J. Crosby, A.J. Long, and D.C. Wege. 1998. *Endemic bird areas of the world. Priorities for biodiversity conservation*. Cambridge: BirdLife International.
- STRAHL, S.D., AND J. L. SILVA. 1997. Census methods for cracid populations. In: *The Cracidae: their biology and conservation* (S. D. Strahl, S. Beaujon, D. M. Brooks, A. J. Begazo, G. Sedaghatkish, and F. Olmos, eds.), pp. 26–33. Hancock House Publishers, Blaine, WA.
- THOMAS, L., S.T. BUCKLAND, E. A REXSTAD, J.L. LAAKE, S. STRINDBERG, S.L. HEDLEY, *ET AL.* 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *The Journal of applied ecology* 47: 5–14.

THORNTON, D.H., L.C. BRANCH AND M.E. SUNQUIST. 2012. Response of large galliforms and tinamous (Cracidae, Phasianidae, Tinamidae) to habitat loss and fragmentation in northern Guatemala. *Oryx* 46: 567–576.

UNESCO. [on line]. 2013. World Heritage list: Discovery Coast Atlantic Forest Reserves. <<http://whc.unesco.org/en/list/892>> (08/11/2013).

## Capítulo II

---

### **Habitat use by the endangered Red-billed Curassow *Crax blumenbachii* in an Atlantic Forest remnant**

#### **Abstract**

Wild populations of the Endangered Red-billed Curassow have never been studied before and information on its habitat relations was anecdotal. From March 2012 to February 2013 we conducted line transects to estimate its abundance in an Atlantic Forest remnant in Espírito Santo state, Brazil. These data were used to assess the habitat relations of the Red-billed Curassow comparing habitat variables between used and random plots. The vegetation structure variables, abundance of snags, decaying log and leaf litter depth, negatively influenced Red-billed Curassows' occurrence. Our results have shown the species relations to taller forests as previously thought and how its distribution along the reserve appears to be directly associated with different levels of habitat disturbance. These findings will be useful to understand the species presence in areas where it still can be found and will also serve as baseline to choose areas suitable for future reintroductions. We also highlight the importance to fully protect the few fragments where the species occur and to try to understand the role it plays in forest dynamics.

## **Resumo**

O mutum-do-sudeste é endêmico da Mata Atlântica de tabuleiro, e devido ao desmatamento e a caça encontra-se ameaçado de extinção. Embora existam relatos na literatura sobre alguns aspectos de sua ecologia, as relações do mutum-do-sudeste com seu habitat nunca foram estudadas. Entre fevereiro de 2012 e março de 2013 realizamos transecções lineares para estimar a abundância do mutum-do-sudeste na Reserva Natural Vale, no Espírito Santo, e utilizamos os dados de registros da espécie durante as amostragens para comparar com pontos aleatórios e verificar a existência de variáveis que pudessem influenciar a ocorrência da espécie na reserva. As variáveis abundância, de árvores mortas em pé, troncos em decomposição e profundidade da serrapilheira influenciaram de forma negativa a probabilidade de ocorrência do mutum-do-sudeste. Nossos resultados também mostraram a relação da espécie com florestas altas como já havia sido mencionado na literatura. Esses resultados serão importantes para compreender a presença do mutum-do-sudeste nas áreas onde ele ainda ocorre e servirão de base para a escolha de áreas apropriadas para a reintrodução da espécie. Ressaltamos a importância de se proteger de forma efetiva os poucos fragmentos que ainda abrigam populações do mutum-do-sudeste e a necessidade de tentar compreender seu papel na dinâmica das florestas de tabuleiro.

**Key words:** habitat relations, endangered, conservation, *Crax blumenbachii*, management, Atlantic Forest

## **Introduction**

When planning a conservation program for an endangered species the first step is try to put together information available on the species' basic ecological traits that will serve as baseline to set priorities and design effective conservation approaches for management (Jones, 2004; Manly *et al.*, 2002). Nonetheless, one of the biggest challenges to conservationists is the lack of basic knowledge on most endangered species which is usually limited or inexistent preventing the development of informed decisions. Habitat selection studies can reveal species requirements and are important to be incorporated in conservation planning along with demographic data (Caughley, 1994). The need to understand habitat relations is especially urgent for species that live in tropical forests where the rates of habitat loss are leading to species decline and extinction before we even understand their habitat associations. This holds true especially for species that are naturally rare and endemic to restrict areas (Brooks & Fuller, 2006; Pimm & Jenkins, 2010).

The Red-billed Curassow is endemic to the lowland Brazilian Atlantic Forest but has disappeared with its habitat in most of its distribution range and is subject to illegal hunting wherever it remains (Delacour & Amadon, 2004). It is listed as Endangered (BirdLife International, 2013) and remaining populations are isolated in forest remnants with different levels of hunting pressure and protection. The Red-billed Curassow belongs to the Cracidae family (curassows, guans, and chachalacas) which is endemic to the Neotropics and is the most endangered bird family in this region (Delacour & Amadon, 2004).

Cracids rely on primary forests for their survival (especially guans and curassows) and play important role in regenerating tropical forests by seed dispersal and predation (Brooks & Strahl, 2000). Their situation in the wild is worrying with 7

of the 14 species in some endangered category in the IUCN Red list, one extinct in the wild (*Pauxi mitu*) and the remaining presenting decreasing population trends (IUCN, 2014). Despite their biological importance, little is known about their habitat relations.

Wild populations of the Red-billed Curassow had never been studied before and only anecdotal information on the species' ecology was available. In this paper, we present the first attempt to understand the habitat relations of a wild population of the Red-billed Curassow. We used data collected during line transect surveys to estimate the species' abundance in one of its last strongholds (Alves *et al.*, unpublished data). We discuss challenges to survey the Red-billed Curassow in relation to its secretive behavior. We also discuss the implication for management and reintroduction projects and point out the necessity of further studies with populations in different forest remnants and landscape level to assess their habitat requirements, and the need to understand the role that they play on forest dynamics and ecosystem services.

## **Methods**

### *Study area*

We conducted field work from March 2012 to February 2013 at Vale Nature Reserve (VNR). This forest remnant comprises ~23.000 ha of lowland Atlantic Forest and is located in the North portion of Espírito Santo state, Brazil (19°06' - 19°18' S 39°45' - 40°19' W; Fig.1). This reserve is adjacent to another forest fragment (Sooretama Biological Reserve, ~25.000 ha) and together they represent almost 10% of the original forest cover in the state and one of the largest Atlantic Forest remnants. This region is within an important bird area (IBA; Bencke *et al.*, 2006; BirdLife

International, 2014a), an endemic bird area (EBA; Stattersfield *et al.*, 1998; BirdLife International, 2014b) and in 1999 entered the World Heritage list as part of the Discovery Coast Atlantic Forest Reserves (UNESCO, 2013) because of its high importance to the conservation of the Atlantic Forest biodiversity.

The reserve is located between 28 and 65 m above sea level and is mainly covered by *tabuleiro* forest (seasonal perennial forest) with patches of *mussununga* (forest in sandy soil) and *nativo* (open fields). This forest fragment is surrounded by matrices of pasture, cropland (Jesus & Rolim, 2005) and *Eucalyptus sp.* plantation. Temperature in this region ranges from 14.8°C to 34.2°C (mean temperature of 23,3°C) and mean annual precipitation is 1.202 mm, with a rainy season from October to March and dry season from April to September (Jesus & Rolim, 2005).

#### *Data collection and field protocol*

We used line transect method (Buckland *et al.*, 2001) to estimate population abundance of the Red-billed Curassow at VNR (Alves *et al.*, unpublished data) and to assess its habitat relations we used *presence-absence* method based on our records while surveying transects. Line transect were placed within *tabuleiro* forest which is the potential habitat for the Red-billed Curassow, but lines also crossed patches of *mussununga* as this is a transitional vegetation type which we were not able to avoid. Every time we recorded a Red-billed Curassow we took GPS coordinates that later were used to define sample plots. Only contacts that were visually recorded were used in our analyses. Some transects crossed internal roads and contacts made while crossing these roads were removed from our analyses as they would not represent curassow's habitat. We selected 5 random plots per transect using the Excel random numbers generator. We first selected a random point along the transect length, then



plots were selected to be at the left or right side from this random point with the same probability and at a random distance between 0 and 60 m (distance of the farthest Curassow contact). In this way we assured that random plots sampled the same area where we have surveyed Red-billed Curassows. Random plots were defined once we had finished our 12 month survey in all transects to make sure that they were placed where the species was never recorded. When a random plot was selected less than 100 m from a contact or from a previously selected random plot it was discarded and a new one was selected following the same procedure.

We established circular sample plots with a radius of 10 m (314 m<sup>2</sup>) centered in the coordinates of Curassows contacts and random points where we collected a series of variables. Studies on habitat selection by curassows are scarce, thus our field protocol was based on the species biological traits and on variables that we thought would have biological relevance (Bibby *et al.*, 2000; Sutherland & Green, 2004; Table 1). For some variables (see below) we subdivided plots into 4 equal sections and measurements were taken in each section and then averaged (Table 1. Variables 8 to 12). All the trees within the plot with girth at breast height >15 cm were counted and measured. We used the girth measures to derive different DBH intervals (DBH ≤ 10 cm; DBH from 10 up to 30 cm; DBH from 30 up to 60 cm; DBH > 60 cm) similar to those used in other studies in tropical forests (Laurance *et al.* 2000; Oliveira *et al.* 2008) and create new variables of tree abundance and mean DBH for these intervals. Height of emergent trees and canopy height were estimated by eye in each plot section and then averaged.

The number of palms, snags and decaying logs were also counted. Canopy opening was estimated using a convex spherical densitometer taking 4 readings at the plot center facing North, East, South and West. Then we averaged the sum of the four

measurements and multiplied by 1.04 to obtain canopy cover percentage (Lemmon, 1957). We measured leaf litter depth at the plot center and at 5 and 10 m from the center in each plot section and took the average. This variable was recorded by inserting a knife blade into the ground until it touched the soil and then we measured it using a ruler. Abundance of lianas in each section was assigned to one of the following categories: 0=none; 1=few; 2=common; 3=abundant; 4=very abundant and their values were averaged. Distance to relevant elements of the landscape that could condition the habitat use by Red-billed Curassows (streams, roads, *mussununga* and *nativo* patches and forest edge) were measured using GIS software (Table 1).

#### *Data analyses*

First, we tested for collinearity by calculating the correlation matrix between explanatory variables and removed variables with  $r \geq |0.65|$ . Thus, we remove the variables emergent height and mean emergent height which were correlated between them and to mean canopy height. The variable tree density was correlated to density of trees with DBH up to 10 cm and was also removed. Then we calculated the variance inflation factor (VIF) for remaining variables and none presented values higher than 3, thus all variables were retained in following analyses (Zuur *et al.*, 2010).

We used generalized linear models (GLM), with logit link and binomial distribution to model the probability of a plot being a used or random one (coded 1 and 0 respectively). A forward stepwise procedure was performed using package 'MASS' in R (R Development Core Team, 2009) and the Akaike information criterion (AIC) as the criterion to select variables. To take into account spatial

autocorrelation we included in the models a spatial term of the form  $x + y + x^2 + xy + y^2 + x^3 + x^2y + xy^2 + y^3$  (Legendre & Legendre, 1998).

Then, we performed a hierarchical partitioning (HP) analysis (Chevan & Sutherland, 1991) with the variables selected in the final GLM model, including also the spatial term. The HP calculates all possible hierarchical models with the explanatory variables and computes a measure of the independent effect ( $I$ ) of a variable and its effect when combined with other variables ( $J$ ) (MacNally, 2000). This allows ranking the importance of the variables according to their independent effect on the response variable, discounting the effect that is due to the correlation with other explanatory variables. HP results have shown to be unstable when more than 9 variables are included (Olea *et al.*, 2010) but a lower number of variables were selected according to GLM (see results) thus our analysis was not affected by this problem. We used the package ‘hier.part’ to perform HP analysis using logistic regression and log-likelihood as the goodness-of-fit measure. The significance of the independent contribution of the environmental variables was evaluated by randomization tests based on 999 randomizations (MacNally, 2002).

## **Results**

We collected data in 102 plots, 37 plots representing the species presence and 65 random plots (5 plots per transect). Most records were made in the *tabuleiro* forest and few of them in the transitional habitat (*mussununga* forest); random plots were also placed in transitional areas of *tabuleiro* and *mussununga* forest. The species was detected in all transects except 3 and 5 located in the west and south portion of the reserve (fig.1).

The results of the stepwise regression and hierarchical partitioning analyses are shown in table 2. The final regression model explained 57.2% of the deviance and included seven habitat structure variables. However, none of the landscape variables were included in the final model. According to Hierarchical partitioning analysis, all variables selected in the regression model presented a significant independent contribution to explain the presence of the Red-billed Curassow at VNR.

The abundance of snags had the greatest independent contribution to the model (28.24%) and was negatively related to the occurrence of Red-billed Curassows. Abundance of decaying log and leaf litter depth were also negatively related to the species' presence but the independent contribution of the former was more important (18.13%) than the latter (6.95%). Mean canopy height was positively related to the species' occurrence and was the third variable in importance according to its independent contribution (Table 2). Abundance of trees with DBH from 10 to 30 cm also had a positive contribution while abundance of trees with DBH from 30 to 60 cm negatively affected the species' occurrence. Although these variables had significant effect on the Red-billed Curassow occurrence, they were the weakest ones together with litter depth. The abundance of palms was also negatively related to Red-billed Curassows' presence (fig.2) and had an independent contribution that seems somewhat stronger than the abundance of other tree types (9.26%).

## **Discussion**

In this study we present the first attempt to understand the habitat relations of the Red-billed Curassow. Our results show that some vegetation structure variables influenced Red-billed Curassows' occurrence probability at VNR and some of them might be related to habitat disturbance and to Red-billed Curassows' diet. The

abundance of snags, decaying logs and the leaf litter depth were chosen to be part of our protocol because they might be suitable habitats for foraging on invertebrates, which are known to be part of curassow's diet (Muñoz & Kattan 2007; Bertsch & Barreto, 2008). However, our model shows that they are negatively related to the presence of Red-billed Curassows and in the case of the variables decaying log and leaf litter depth it might be due to their ground dwelling habit. As they spend most of the time on the ground, habitats with such traits might not be easy to walk on without being noticed by predators due to noise made by leaf litter and the difficulty to walk among decaying logs. Besides as they usually forage for fallen fruits on the ground areas with abundance of decaying logs and areas with a deep leaf litter can make the task really hard.

Although most information available on curassow diet are anecdotal, and only a few studies were able to quantify the items in their diet (see Muñoz & Kattan, 2007 for a review), they appear to be mainly frugivorous' species with fruits usually composing from 50 up to 70% of their diet and invertebrates accounting for only 15% (Santamaría & Franco, 2000; Muñoz & Kattan, 2007; Bertsch & Barreto, 2008), therefore those areas with high abundance of habitat traits that are suitable for invertebrates also seems to be harder to forage on fruits and are likely to be avoided. Abundance of fruits was one of the variables that we planned to collect, but it was rarely recorded so we removed it from our field protocol.

The Red-billed Curassow relation with mature forests might explain why they avoid areas with high snag abundance. In tropical forests large standing dead trees are either patchily distributed or occur in low density as they are more likely to snap or uproot than to die standing (Lieberman & Lieberman 1985; Rankin-de Merona *et al.*, 1990; Grove 2001). Although we did not present DBH of snags here, the snags

counted in the field were usually of small trees and areas with high abundance of snags had traits that resemble forest disturbance. Red-billed Curassows were rarely found in plots with more than three snags, although figures of up to 13 snags were often found in random plots. This high snag abundance is not characteristic of mature forests and may be related to previous disturbance caused by edge effect or canopy gap as in these areas soil was usually drier and forest canopy was lower.

Patches of *mussununga* vary in size within the *tabuleiro* forest and in some areas the transition is so subtle that is hard to distinguish between the two habitats and that is likely the reason distance to *mussununga* was not significant in our model as curassows probably use those areas. However, in *mussununga* patches close to *nativo* the transition is clearly noted as the soil turns sandier and canopy is generally lower. In these areas palms are more abundant and this variable negatively affected Red-billed Curassows' presence. Palms belongs to the *Arecaceae* family which are known to be part of curassows diet (Muñoz & Kattan, 2007), however Red-billed Curassows' diet is poorly known and as palms are fairly common within *tabuleiro* forest curassows might prefer areas where palms are present in lower density among other fruiting trees. Transitional areas of *mussununga* and *nativo* are more common in the south and west portion of the reserve, where the number of curassows records were lower. In fact we never recorded curassows in two transects located in these regions.

The density of trees seems to influence the occurrence of Red-billed Curassows according to our model, but these are the variables with less influence, together with the litter depth, and the species may be found in most of the existing range of tree densities. But this influence depends on DBH size since Red-billed Curassows' showed a slight preference for areas with high density of trees with DBH ranging from 10 to 30 cm while it tends to avoid areas where trees with DBH ranging

from 30 to 60 cm are abundant. This may seem surprising at first glance given that canopy height has a stronger positive association with Red-billed Curassows' occurrence. However canopy height was not correlated to tree density. Areas with abundance of trees with smaller DBH usually present dense understory and indeed scattered information found on the literature about its habitat, relates the species presence with high forests and rich undergrowth where it can forage for fallen fruits (Sick, 1970; Delacour & Amadon, 2004).

The only previous attempt to study habitat use by Red-billed Curassows' was done during the monitoring of a group of birds that was reintroduced in an Atlantic Forest remnant in Rio de Janeiro (Bernardo *et al.*, 2011). Reintroduced birds were monitored through radio telemetry and habitat assessment was done at the landscape level. Bernardo *et al.* (2011) found some patterns of habitat use with curassows predominantly using forest habitats, whereas they also used agricultural and regenerating areas, but with less intensity (Bernardo *et al.*, 2011). This might explain the reason why distance to forest edge was not related to the occurrence of the Red-billed Curassow as the species might tolerate secondary forest. Srbek-Araujo *et al.* (2012) also commented on some habitat use patterns by the Red-billed Curassow while studying the species activities through camera trapping at VNR. The authors recorded more curassows along the internal roads during the dry season and in the forest interior in the wet season. They related these seasonal changes to habitat use, due to variation in resource abundance and suggested that in the dry season secondary forest along internal roads can provide more food resources. This might explain why we had low number of records during the dry season as line transects were located in the forest interior.

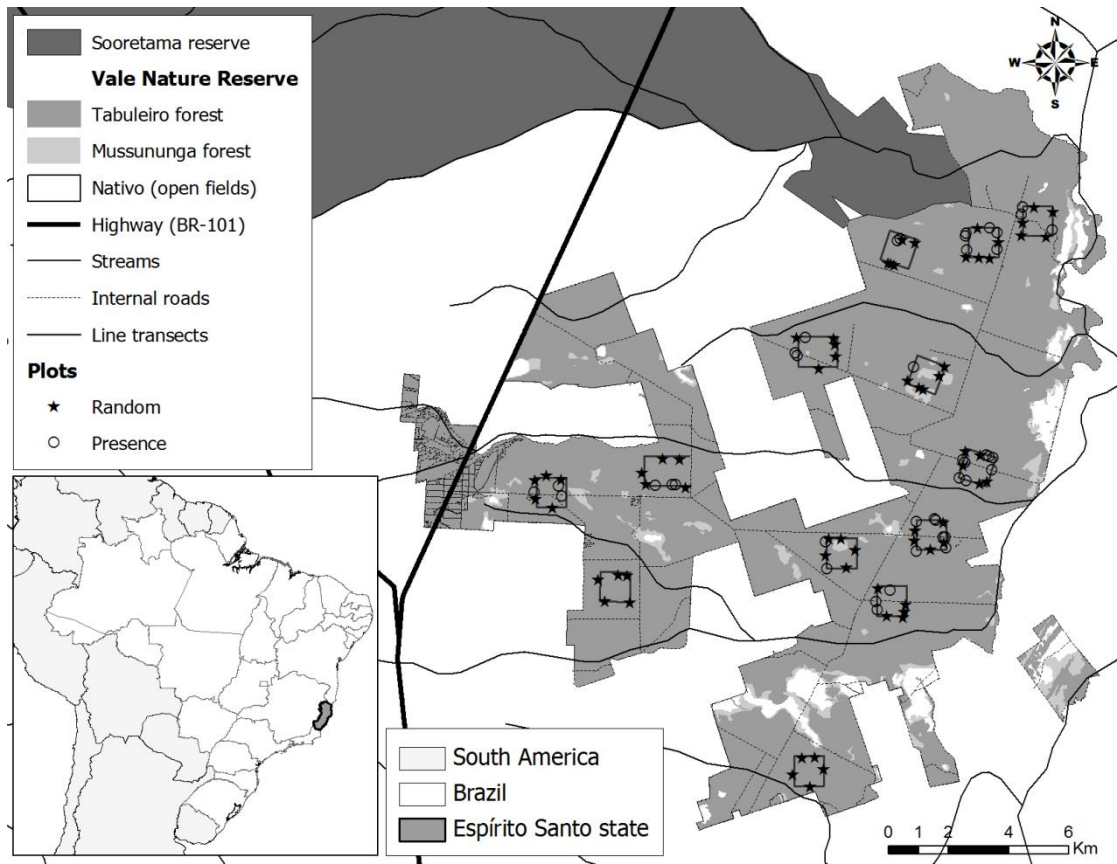
Freshwater streams and small rivers have been reported to be important for the presence of the Wattled Curassow, *Crax globulosa*, the Cozumel Curassow *Crax rubra griscomi* and, to the Razor-billed Curassow *Pauxi tuberosa* (Martinez-Morales 1999; Hill *et al.* 2008; Luna-Maira *et al.*, 2013). Although not quite clear, the relationship with water seems to be related to food availability or to the importance of water bodies during the dry season when water availability is low (Martinez-Morales, 1999; Luna-Maira *et al.*, 2013). For the Wattle Curassow some authors believe that the species might be dependent on food sources found close to water during the dry season when fruits are scarce. Wattle Curassows were observed foraging on exposed mud banks for crustaceans, insect larvae and other invertebrates (*e.g.* Bennett, 2000; Hill *et al.* 2008).

Distance to streams was also significant to the reintroduced group of Red-billed Curassows which were mostly recorded <100 m from water sources (Bernardo *et al.*, 2011) and is also cited to be important for the occurrence of the Red-billed Curassow by other authors (*e.g.* Sick, 1970; Delacour & Amadon, 2004). Our higher number of records during the wet season and in the northern portion of the reserve where more water is available, might be the reason why distance to streams was not retained as significant in our model. As the relationship with water is probably stronger during the dry season (Martinez-Morales, 1999; Hill *et al.* 2008) the low number of contacts during this period could have masked the relationship with water distance. Srbek-Araujo *et al.* (2012) also recorded more Red-billed Curassows in the North portion of the reserve. However, as pointed out by these authors this is also where most of the *tabuleiro* forest is concentrated and hunting pressure is less intense than in the south and west portions as the more fragmented features in these areas facilitate access by poachers (Srbek-Araujo *et al.*, 2012). Thus the concentration of



curassows in the north portion of the reserve might be related to features other than water.

Our study is the first attempt to understand the habitat associations of wild Red-billed Curassows and will be important to understand the species presence in areas where it still can be found and will also serve as baseline to choose areas suitable for reintroduction when combined with the information available for the group of captive-bred curassows that were reintroduced in Rio de Janeiro (see Bernardo *et al.*, 2011). However we reinforce the need of future studies to look into habitat associations in a landscape level to understand patterns in the few forest remnants where the species still survive as these fragments are under different levels of protection and hunting is known to extirpate curassows from otherwise suitable habitats (Peres, 2000). Thus, we highlight the importance of fully protecting the few remnants available for the species. Future studies should also try to investigate habitat relation differences in dry and wet seasons as it appears to be important, especially in relation to resource and water availability. It is also important to try and understand better the role that the Red-billed Curassow plays in forest dynamics to evaluate its importance to the ecosystem as a whole.



**Figure 1.** Vale Nature Reserve showing line transects placement. Hollow circles indicate places where the Red-billed Curassow was recorded and stars random plots generated for the *presence-absence* analyses.

**Table 1.** Vegetation structure variables and landscape variables analysed in this study. For variables 8 to 12 the plot was subdivided into 4 sections and measures were taken in each section and then averaged.

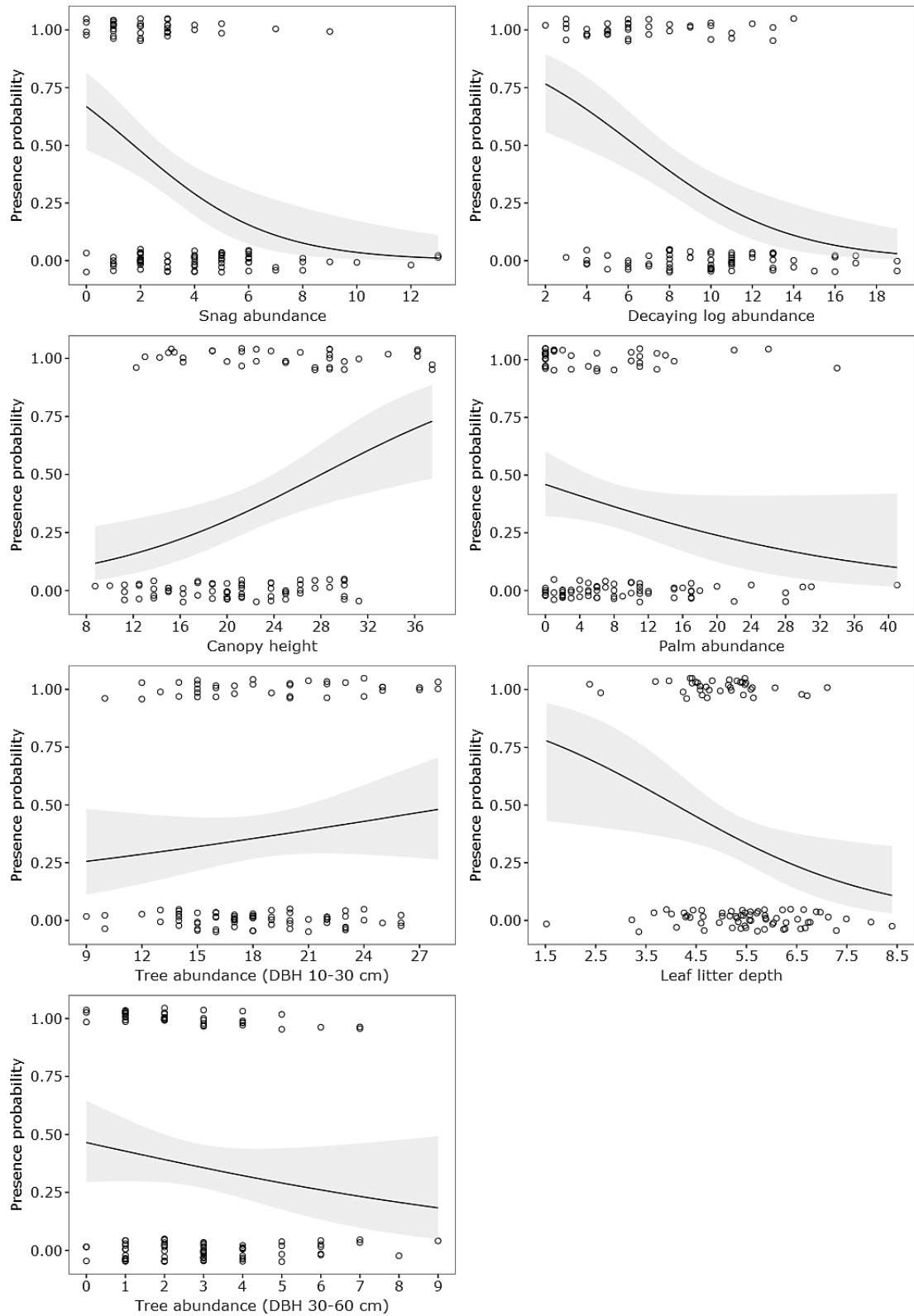
	<b>Variables collected in the field</b>	<b>Derived variables used in the analyses</b>	<b>Random plots N=65 Mean ± SE</b>	<b>Presence Mean ± SE N=37 Mean ± SE</b>
<i>Vegetation structure variables</i>				
(1) Girth at breast height (GBH) of trees $\geq 15$ cm	x		-	-
(2) Abundance of trees with DBH $\leq 10$ cm		x	25.06 ± 0.77	26.72 ± 1.41
(3) Mean DBH of trees with up to 10 cm DBH		x	6.97 ± 0.04	7.02 ± 0.05
(4) Abundance of trees with DBH from 10 up to 30 cm		x	18.2 ± 0.5	19.18 ± 0.81
(5) Mean DBH of trees with DBH from 10 to 30 cm		x	15.79 ± 0.12	15.64 ± 0.21
(6) Abundance of trees with DBH from 30 to 60 cm		x	3.09 ± 0.24	2.57 ± 0.29
(7) Abundance of trees with DBH $> 60$ cm		x	0.78 ± 12	1.05 ± 0.18
(8) Emergent height (m): estimated in every sub plot and then averaged	x	x	42.67 ± 1.08	41.98 ± 1.7
(9) Canopy height (m): estimated in every sub plot and then averaged	x	x	20.46 ± 0.72	24.87 ± 1.22
(10) Canopy opening (%): measured using a convex spherical densitometer:	x	x	1.96 ± 0.17	1.87 ± 0.26
(11) Leaf litter depth (cm): measured at the plot center, 5 and 10 m from the center facing North, East, South and West	x	x	5.52 ± 0.14	4.95 ± 0.15
(12) Abundance of lianas using 5 categories: 0=none; 1=few; 2=common;	x	x	1.56 ± 0.01	1.42 ± 0.11

---

3=abundant; 4 =very abundant

(13) Abundance of palms (with and without trunk)	x	x	9.85 ± 1.09	6.55 ± 1.3
(14) Abundance of snags	x	x	4.35 ± 0.36	2.33 ± 0.32
(15) Abundance of decaying log	x	x	10.11 ± 0.46	6.92 ± 0.53
<i>Landscape variables</i>				
(16) Distance to the nearest stream (m)			1140.12 ± 80.75	1507.17 ± 103.7
(17) Distance to the nearest internal road (m)			463.8 ± 34.43	512.29 ± 63.02
(18) Distance to the nearest forest edge (m)			1632.28 ± 102.08	1756.5 ± 126.24
(19) Distance to the nearest <i>mussununga</i> patch (m)			929.01 ± 67.36	1001.52 ± 82.55
(20) Distance to the nearest <i>nativo</i> patch (m)			1580.21 ± 83.01	1594.72 ± 98.33

---



**Figure 2.** Relation between Red-billed Curassow occurrence probability and environmental variables that were significant in GLM and HP analyses. Hollow circles represent random plots (0) or curassow occurrences (1) but their position were slightly spaced along vertical axis to avoid overlapping. Predicted regression line is represented in bold and confidence intervals (95%) in grey around the line.

**Table 2.** Final regression model and results of the hierarchical partitioning analyses performed with the variables selected in it. *I* and *J* are, respectively, the independent and joint contribution of a variable. %*I* is the percentage of the total *I* accounted for each habitat variable. Z scores in HP test the independent contribution of each variable using 999 randomizations. \*  $p < 0.05$ ; \*\*  $p < 0.01$ ; \*\*\*  $p < 0.001$ "

	Stepwise regression			Hierarchical partitioning			
	Estimate	Standard error	z value	<i>I</i>	<i>J</i>	% <i>I</i>	z score
<b>(Intercept)</b>	1.56	2.92	0.54	-	-	-	-
<b>Spatial term</b>	3.74	2.33	1.60	4.08	2.06	10.68	4.57***
<b>Decaying log abundance</b>	-0.52	0.13	-3.93***	6.93	1.14	18.13	9.04***
<b>Snag abundance</b>	-0.67	0.24	-2.78**	10.80	-1.54	28.24	14.06***
<b>Palm abundance</b>	-0.19	0.07	-2.69**	3.54	-1.74	9.26	4.06***
<b>Mean canopy height</b>	0.22	0.08	2.88**	5.43	-0.20	14.20	6.55***
<b>Mean leaf litter depth</b>	-0.76	0.33	-2.27*	2.66	0.52	6.95	2.74**
<b>Abundance of trees with DBH from 10 up to 30 cm</b>	0.27	0.10	2.70**	2.73	-2.13	7.15	2.80**
<b>Abundance of trees with DBH from 30 up to 60 cm</b>	-0.60	0.29	-2.09*	2.06	-1.15	5.39	2.39**
<b>Null deviance: 133.616 on 101 degrees of freedom</b>							
<b>Residual deviance: 57.145 on 93 degrees of freedom</b>							
% Deviance explained: 57.2							

## Literature cited

- BENCKE, G.A., G.N. MAURÍCIO, P.F. DEVELEY AND J.M. GOERCK, org. 2006. Áreas importantes para a conservação das aves no Brasil. Parte I – Estados do domínio da Mata Atlântica. SAVE Brasil, São Paulo.
- BENNETT, S.E. 2000. The status of the Piurí (*Crax globulosa*) in Colombia - a brief overview. *Bulletin of the Cracid Specialist Group* 10: 18–21.
- BERNARDO, C.S.S., H. LLOYD, F. OLMOS, L.F. CANCIAN AND M. GALETTI. 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.
- BERTSCH, C. AND G.R. BARRETO. 2008. Diet of the Yellow-knobbed Curassow in the Central Venezuelan Llanos. *The Wilson Journal of Ornithology* 120: 767–777.
- BIBBY, C. 2000. Why count birds. In: *Expedition Field Techniques: Bird Surveys* (BIBBY, C., M. JONES AND S. MARSDEN, eds), pp.5-11. Expedition Advisory Centre, London. Royal Geographical Society.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL [on line]. 2013. *Crax blumenbachii*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.2. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)> (06/08/ 2014).
- BIRDLIFE INTERNATIONAL [on line]. 2014a. Important Bird Areas factsheet: Sooretama / Linhares. <<http://www.birdlife.org>> (10/08/2014)
- BIRDLIFE INTERNATIONAL [on line] 2014b. Endemic Bird Area factsheet: Atlantic forest lowlands. <<http://www.birdlife.org>> (10/08/2014).
- BROOKS, D.M., S.D. STRAHL. 2000. Curassows, guans and chachalacas. Status, survey and conservation action plans for cracids 2000–2004. IUCN/SSC Cracid Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge UK.
- BROOKS, D. M. AND R.A. Fuller. 2006. Biology and conservation of cracid. In: *Conserving Cracids: the most Threatened Family of Birds in the Americas* (BROOKS, D.M., L. CANCINO AND S.L. PEREIRA, eds.), pp. 14-26. Miscellaneous Publications of The Houston Museum of Natural Science.
- BUCKLAND, S.T., D.R. ANDERSON, K.P. BURNHAM, J.L. LAAKE, D.L. BORCHERS, AND L. THOMAS. 2001. *Introduction to Distance Sampling: estimating abundance of biological populations*. Oxford University Press.
- CAUGHLEY, G. 1994. Directions in conservation biology. *Journal of animal ecology* 63: 215–244.
- CHEVAN, A. AND M. SUTHERLAND. 1991. Hierarchical partitioning. *The American Statistician* 45: 90–96.

- DELACOUR, J. AND D. AMADON. 2004. Curassows and Related Birds, 2nd ed. Lynx Editions and The National Museum of Natural History, Barcelona and New York.
- GROVE, S. 2001. Extent and composition of dead wood in Australian lowland tropical rainforest with different management histories. *Forest Ecology and Management* 154.
- HILL, D.L., H. ARAÑIBAR-ROJAS AND R. MACLEOD. 2008. Wattled Curassows in Bolivia: abundance, habitat use, and conservation status. *Journal of Field Ornithology* 79: 345–351.
- IUCN [online]. IUCN RED LIST OF THREATENED SPECIES. Version 2014.2. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)> (06/08/2014).
- JESUS, R.M. AND S.G. ROLIM. 2005. Fitossociologia da Mata Atlântica de Tabuleiro. *Boletim Técnico da Sociedade de Investigações Florestais*, 19: 1-149.
- JONES, C. G. 2004. Conservation management of endangered birds. In: *Bird Ecology and Conservation* (SUTHERLAND, W. J., I. NEWTON AND R. E. GREEN, eds), pp. 269-293. *A Handbook of Techniques*. New York, Oxford University Press.
- LAURANCE, W.F., P. DELAMÔNICA, S.G. LAURANCE, H.L. VASCONCELOS AND T.E. LOVEJOY. 2000. Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature* 404: 836.
- LEGENDRE, P. AND L. LEGENDRE. 1998. *Numerical ecology*, 2nd ed. Elsevier Science, Amsterdam.
- LEMMON, P. E. 1957. A new instrument for measuring forest overstory density. *Journal of Forestry* 55: 667– 668.
- LIEBERMAN, D. AND M. LIEBERMAN. 1985. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. *The Journal of Ecology* 73: 915–924.
- LUNA-MAIRA, L., G. ALARCÓN-NIETO, T. HAUGAASEN AND D.M. BROOKS. 2013. Habitat use and ecology of Wattled Curassows on islands in the lower Caquetá River, Colombia. *Journal of Field Ornithology* 84: 23–31.
- MACNALLY, R. 2000. Regression and model-building in conservation biology, biogeography and ecology: the distinction between—and reconciliation of—'predictive' and “explanatory” models. *Biodiversity & Conservation*: 655–671.
- MACNALLY, R. 2002. Multiple regression and inference in ecology and conservation biology: further comments on identifying important predictor variables. *Biodiversity and Conservation*.
- MANLY, B., L. McDONALD, D. THOMAS, T. McDONALD AND W. ERICKSON. 2002. Resource selection by animals. *Statistical design and analysis for field studies*, 2nd ed. Kluwer Academic Publishers.



- MARTINEZ-MORALES, M.A. 1999. Conservation status and habitat preferences of the Cozumel Curassow. *The condor* 101: 14–20.
- MUÑOZ, M. AND G. KATTAN. 2007. Diets of cracids: how much do we know. *Ornitología neotropical*: 21–36.
- OLEA, P., P. MATEO-TOMÁS AND Á. DE FRUTOS. 2010. Estimating and modelling bias of the hierarchical partitioning public-domain software: implications in environmental management and conservation. *PLoS One* 5: 1–7.
- OLIVEIRA, M. A., A. M.M. SANTOS AND M. TABARELLI. 2008. Profound impoverishment of the large-tree stand in a hyper-fragmented landscape of the Atlantic forest. *Forest Ecology and Management* 256: 1910–1917.
- PERES, C. A. 2000. Effects of Subsistence Hunting on Vertebrate Community Structure in Amazonian Forests. *Conservation Biology* 14: 240–253.
- PIMM, S.L. AND C.N. JENKINS. 2010. Extinctions and the practice of preventing them. In: *Conservation Biology for all* (N.S.SODHI AND P.R. EHRLICH, eds), pp. 181-196. Oxford University Press.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM [online]. 2014. R: A language and environment for statistical computing. Version 3.1.0. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <<http://www.R-project.org>>
- RANKIN-DE MERONA, J.M., HUTCHINGS H., R.W., LOVEJOY, T.E. 1990. Tree mortality and recruitment over a 5-year period in undisturbed upland rainforest of the central Amazon, p. 573–599. In: *Four Neotropical Forests* (A.H. Gentry, ed.), pp.573-599. Yale University Press, New Haven.
- SANTAMARÍA, M. AND A. FRANCO. 2000. Frugivory of Salvin's Curassow in a rainforest of the Colombian Amazon. *The Wilson Bulletin* 112: 473–481.
- SICK, H., 1970. Notes on Brazilian cracidae. *Condor* 106–108.
- SRBEK-ARAUJO, A.C., L.F. SILVEIRA AND A.G. CHIARELLO. 2012. The Red-billed Curassow (*Crax blumenbachii*): social organization, and daily activity patterns. *The Wilson Journal of Ornithology* 124: 321–327.
- STATTERSFIELD, A.J., M.J. CROSBY, A.J. LONG, AND D.C. WEGE. 1998. Endemic bird areas of the world. Priorities for biodiversity conservation. Cambridge: BirdLife International.
- SUTHERLAND, W.J. AND R.E. GREEN. 2004. Habitat assessment. p.251-266. In: *Bird Ecology and Conservation, A Handbook of Techniques* (Sutherland, W. J., I. Newton and R. E. Green, eds.), pp.251-266. New York, Oxford University Press.
- UNESCO. [on line]. 2013. World Heritage list: Discovery Coast Atlantic Forest Reserves. <<http://whc.unesco.org/en/list/892>> (08/11/2013).

ZUUR, A., E. IENO AND C. ELPHICK. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution* 1: 3–14.

## Discussão geral e conclusões

---

*Curassows may serve as a barometer of mankind's halting efforts to save remnants of tropical forests. Their large size and tameness doom them to early extirpation once the forest is broken up by burning and slashing and once hunting begins. When they go, other wildlife will soon follow. It is time to redouble conservation efforts, for what is at stake is not only a family of game birds, but also the survival of the tropical forest itself as a human and natural resource.*

Dean Amadon, 2002

A falta de conhecimento sobre a ecologia do mutum-do-sudeste, sua importância para a dinâmica de florestas como dispersor de frutos e predador de sementes, auxiliando no controle populacional de espécies vegetais e na regeneração de florestas (Delacour & Amadon, 2004), foi o que primeiramente nos motivou a realizar este estudo e, dessa maneira produzir dados que possam subsidiar sua conservação e a de seu habitat, além de auxiliar no planejamento de projetos de reintrodução futuros. Nesta etapa da dissertação discutiremos sobre os dois capítulos precedentes, as dificuldades encontradas durante o desenvolvimento deste projeto e chamaremos a atenção para a necessidade de intensificar os esforços de proteção das populações remanescentes do mutum-do-sudeste.

No capítulo 1, apresentamos a densidade de *Crax blumenbachii* encontrada na Reserva Natural Vale e discutimos como a interpretação de resultados deve ser feita pensando na ecologia e no comportamento da espécie, a fim de se evitar imprecisão nas análises. Apesar do método de amostragem de distâncias *Distance Sampling* ter sido utilizado para estimar a abundância de diversas espécies de cracídeos (e.g. Martinez-Morales, 1999; Desbiez & Bernardo, 2011; Setina *et al.*, 2012), até o momento a diferença de comportamento de machos e fêmeas nunca havia sido relatada como um fator importante que influencia a modelagem e interpretação dos resultados como já havia sido apontado em estudos com aves por Buckland *et al.* (2008). A amostragem nos transectos revelou uma razão sexual muito desviada em relação aos machos, um cenário preocupante para uma espécie ameaçada que possui algumas poucas populações isoladas. Os dados das armadilhas fotográficas nos permitiu tentar corrigir a razão sexual encontrada e comprovar o quanto o comportamento das fêmeas afetou a coleta de dados nos transectos. Esses dados confirmaram a existência de uma razão sexual desviada para machos, mas que não é

tão pronunciada como a encontrada na análise de *Distance*, que é resultado da superestimação da probabilidade de detecção das fêmeas.

Lembramos que mesmo o resultado corrigido pelas armadilhas fotográficas deve ser interpretado levando em consideração alguns pontos importantes. É muito provável que as armadilhas fotográficas não sejam afetadas com relação à probabilidade de detecção de indivíduos de sexos distintos. Entretanto, não conhecemos o padrão de dispersão de *Crax blumenbachii*, e como estudos mostram que ela pode ser diferente entre os sexos, principalmente em aves (Greenwood & Harvey, 1982; Clarck *et al.*, 1997) o resultado encontrado deve ser interpretado com cautela, principalmente pelo fato de que o desenho amostral das câmeras não foi feito para amostragem do mutum-do-sudeste, e os dados foram utilizados apenas como uma tentativa adicional de entender o resultado encontrado em nossos dados.

Não existem trabalhos com cracídeos que apresentam razão sexual desviada em relação a machos, mas alguns estudos apontam para um maior número de fêmeas, fato que é atribuído a pressão de caça, uma vez que os machos são alvo fácil para caçadores, principalmente durante a estação reprodutiva quando emitem o seu canto (*booming*) por um longo período e de um mesmo local, tornando possível encontrá-los (Sedaghatkish & Brooks, 1999; Martínez-Morales *et al.*, 2009). A caça sempre foi e continua sendo uma das maiores ameaças para o mutum-do-sudeste (Sick, 1997; Delacour & Amadon, 2004), principalmente no sul da Bahia. Entretanto, na Reserva Natural Vale (RNV), apesar de existente, a pressão de caça é menor devido ao eficiente patrulhamento e ao fato de que o mutum não parece ser alvo de caçadores, que preferem pacas, tatus e macucos. A RNV mantém um registro das apreensões de caça, e não há registros de caçadores com mutum (*com. pess. seguranças da reserva*), o que não exclui a possibilidade da espécie ser caçada, já que a área da reserva é

extensa e, apesar de eficiente, o patrulhamento não consegue coibir todas as tentativas de caça. Partindo do pressuposto de que a caça não é responsável pela razão sexual encontrada, com os nossos dados podemos apenas citar algumas possibilidades. A maior predação de fêmeas no ninho ou à dispersão diferenciada entre os sexos que deixa as fêmeas mais suscetíveis a outras ameaças, estão entre as possíveis causas de uma razão sexual desviada em relação a machos. No entanto, apenas estudos mais detalhados serão capazes de compreender melhor os fatores que causam o desvio na razão sexual.

Embora a densidade encontrada na RNV esteja entre as mais baixas estimadas para mutuns, este número traz esperança para a conservação da espécie, já que acreditava-se que a população global não somasse mais que 250 indivíduos adultos (Silveira *et al.*, 2004) e, apenas na RNV estimamos uma população de 325 indivíduos. Entretanto, uma série de aspectos devem ser considerados, já que os fragmentos onde a espécie ainda é encontrada possuem diferentes ameaças. Não podemos extrapolar a estimativa obtida para as outras áreas (exceto a REBIO de Sooretama) com o objetivo de obter uma população global, pois as populações no sul da Bahia com certeza estão em situação muito pior. Os fragmentos de floresta nesta região, mesmo sendo considerados como áreas protegidas, não possuem um patrulhamento reforçado como o encontrado na RNV. Temos que interpretar com cautela até mesmo a estimativa extrapolada para a REBIO Sooretama (409 indivíduos), uma vez que sabemos que a pressão de caça nesta reserva é maior.

No capítulo 2, apresentamos variáveis que influenciaram a probabilidade da presença de *Crax blumenbachii* na área de estudo. Os poucos estudos que relacionaram o habitat com a ocorrência de espécies de mutuns analisaram poucas variáveis, e a maioria estava relacionada com aspectos conhecidos sobre a espécie

alvo de estudo (*e.g.* Martinez-Morales, 1999; Hill *et al.*, 2008). Em nosso estudo, além de utilizarmos o pouco conhecimento sobre a espécie para elaborar o protocolo de coleta de dados de habitat, escolhemos também variáveis que pudessem ser biologicamente relevantes, sempre nos baseando em aspectos da ecologia dos mutuns (Sick, 1970; Delacour & Amadon 2004). Apenas as variáveis de estrutura da vegetação fizeram parte do nosso modelo final.

Em áreas com abundância de árvores mortas em pé, troncos em decomposição e serapilheira profunda, a probabilidade de ocorrência do mutum-do-sudeste diminuiu. Apesar do conhecimento restrito acerca da dieta dos cracídeos, sabemos que a maior parte da dieta dos mutuns é composta por frutos (Delacour & Amadon, 2004; Muñoz & Kattan, 2007). Provavelmente, por esta razão, áreas que possuem habitat propício à abundância de invertebrados tiveram menor probabilidade de ocorrência da espécie, já que em muitos casos essas áreas também apresentam características que dificultam a procura de frutos, por exemplo, locais onde a serapilheira é profunda. Além disso, como os mutuns passam a maior parte do tempo forrageando no solo, é possível que as áreas com abundância de troncos em decomposição e as áreas com serapilheira profunda sejam difíceis de forragear sem chamar a atenção de predadores. Partindo do pressuposto de que a maior parte da dieta do mutum-do-sudeste é composta por frutos, a espécie deve preferir áreas onde possa forragear por frutos e também invertebrados, porém este último recurso em menor quantidade. Esses resultados reforçam a necessidade de estudar aspectos da dieta de *Crax blumenbachii* para compreender seu papel na dinâmica de florestas.

O único trabalho que analisou o uso do habitat pelo mutum-do-sudeste foi feito com indivíduos reintroduzidos na Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA), no Rio de Janeiro. Os indivíduos foram acompanhados por radio-telemetria, e os dados

foram analisados no nível da paisagem, mostrando que, apesar de habitats florestais serem os mais utilizados, o grupo monitorado também utilizou habitats secundários e até mesmo áreas de agricultura (Bernardo *et al.* 2011). Srbek-Araujo *et al.* (2012) também relataram o uso de habitat secundário pelo mutum-do-sudeste na RNV através de armadilhas fotográficas. Durante a estação seca os autores obtiveram mais registros nas estradas internas da reserva do que no interior da floresta e atribuíram este padrão ao uso da mata de borda durante o período de seca, quando a abundância de frutos é menor. Provavelmente por isso, a distância da borda não foi significativa em nosso modelo, uma vez que a espécie parece tolerar habitats secundários. Por outro lado, áreas que apresentam distúrbio parecem ser evitadas e a abundância de árvores mortas em pé pode estar relacionada a essas áreas. Em florestas tropicais árvores mortas em pé geralmente são árvores grandes que ocorrem de forma distribuída ou em baixa densidade (Lieberman & Lieberman, 1985; Rankin-de Merona *et al.*, 1990; Grove, 2001), pois geralmente são arrancadas pela raiz, ao invés de morrerem em pé. Em campo, as parcelas com abundância de árvores mortas pareciam estar relacionadas a áreas que sofreram algum distúrbio similar ao efeito de borda ou de clareiras na mata, pois o diâmetro na altura do peito das árvores mortas era pequeno na maioria dos casos.

A mussununga provavelmente é utilizada pelo mutum-do-sudeste e, por isso, também não fez parte do nosso modelo. Muitas das áreas de mussununga são pequenas e em diversos casos é difícil distinguir este habitat em áreas de transição com a floresta de tabuleiro. No entanto, áreas onde a mussununga é mais relacionada aos campos nativos, possivelmente são menos utilizadas, pois nessas áreas a transição é mais brusca, o ambiente é mais seco e a abundância de palmeiras é maior, variável que teve relação negativa com a presença do mutum-do-sudeste em nosso modelo.



Inclusive o número de registros nas áreas Sul e Oeste da reserva foram menores e não tivemos registro em dois transectos localizados nessa região, onde existem mais áreas de mussunuga associada aos campos nativos.

A distância em relação aos corpos d'água não teve influência na presença de *Crax blumenbachii* em nossa área de estudo, mas foi significativa para o grupo de mutuns-do-sudeste reintroduzidos na REGUA, e é reportada como importante para a presença de outras espécies de mutuns pela disponibilidade de alimento e pela importância dos corpos d'água durante a estação seca (Martinez-Morales, 1999; Bennett 2000; Hill *et al.*, 2008; Luna-Maira *et al.*, 2013). Apesar da distância dos corpos d'água não ter sido retida como significativa em nosso modelo, devemos ressaltar que a maioria dos registros de mutum-do-sudeste foi feita durante a estação chuvosa e na área Norte da reserva onde a disponibilidade de água é maior. Por isso, o baixo número de registros durante a estação seca pode ter ocultado a influência da água na presença de *Crax blumenbachii*. No trabalho com as armadilhas fotográficas, Srbek-Araujo *et al.* (2012) também registraram mais mutuns na área Norte. No entanto, os autores relacionaram esse padrão não só à maior disponibilidade de água, mas também à maior concentração de floresta de tabuleiro nessa área, bem como a menor pressão de caça. Dessa maneira, outros fatores podem explicar a maior concentração de indivíduos da espécie na área Norte da reserva.

Outras variáveis que foram positivamente significativas para a presença do mutum-do-sudeste, como o dossel alto e sub-bosque mais denso confirmam relatos já observados (Sick, 1970; Delacour & Amadon, 2004) e reforçam a importância de habitats com características de florestas maduras para a conservação da espécie. Esta foi a primeira tentativa de compreender um pouco sobre a relação do mutum-do-sudeste com seu habitat original. Nossos resultados, em conjunto com as informações

de habitat encontradas para o grupo reintroduzido na REGUA (Bernardo *et al.*, 2011), serão importantes para compreender a presença da espécie em áreas onde ela ainda ocorre e para subsidiar futuras tentativas de reintrodução. Entretanto, reforçamos a necessidade de estudos de habitat no nível da paisagem para compreendermos os padrões nos diferentes fragmentos, uma vez que as populações remanescentes estão sob diferentes ameaças e em fragmentos com diferentes níveis de distúrbio causados pelas mudanças da paisagem.

No início deste projeto, um de nossos objetivos era tentar entender a composição dos grupos de mutum-do-sudeste, mas foi apenas em campo que chegamos à conclusão de que seria impossível responder à esta pergunta com o método de transecção linear. Registramos uma diferença de comportamento significativa entre os indivíduos observados nas estradas durante o deslocamento de carro para acessar os transectos e aqueles observados durante as amostragens. As estradas internas da reserva são utilizadas apenas pela equipe de segurança e por pesquisadores, e os mutuns parecem estar acostumados com a presença de carros e não fogem rapidamente quando estão nas estradas. Nos transectos a realidade é outra, pois quando eles são avistados, desaparecem rapidamente na mata ou empoleiram em galhos no sub-bosque, de onde voam para outras árvores. Como a visibilidade é baixa, muitas vezes é difícil saber se o registro foi de apenas um indivíduo ou de mais de um. Fizemos diversas observações nas estradas, que não fizeram parte de nossas análises e, por isso, aparecem aqui apenas como relatos.

Fora da estação reprodutiva era comum observarmos grupos de machos, fêmeas e grupos mistos. Observamos durante três meses seguidos um grupo de sete indivíduos na área Norte da reserva, com duas fêmeas, três machos adultos e dois machos jovens. Observamos também machos adultos caminhando juntos e grupos de

até quatro fêmeas, confirmando a formação de unidades familiares (Sick, 1970; Delacour & Amadon, 2004). No entanto, apesar de relatos e registros em armadilhas fotográficas (Sick, 1970; Srbek-Araujo *et al.*, 2012) de um macho com mais de uma fêmea, nós nunca observamos este padrão na estação reprodutiva, período em que geralmente observávamos casais, machos solitários, fêmeas acompanhadas de machos jovens e até um grupo de uma fêmea com quatro machos, um adulto e três jovens, provavelmente filhotes da temporada anterior. Outro fator importante é que nos machos é relativamente fácil distinguir adultos de jovens, pois estes possuem o topete maior, a carúncula (região vermelha na base do bico) menos desenvolvida e, até mesmo, comportamento distinto. Nas fêmeas, a distinção só é feita quando a diferença de tamanho entre um jovem e um adulto ainda é muito marcada e, muitas vezes casos que podem ser confundidos com poliginia, podem na verdade ser apenas um casal com uma fêmea jovem. Observamos em várias ocasiões machos jovens já de grande porte, mas ainda acompanhados por uma fêmea que vigiava os arredores enquanto o filhote forrageava.

O uso de armadilhas fotográficas pode ser uma saída para os estudos de composição de grupos e outros aspectos da ecologia de espécies de aves florestais que passam a maior parte do tempo no solo, como *Crax blumenbachii*. Essa ferramenta tem obtido resultados muito interessantes (O'Brien & Kinnaird, 2008) e pode ser empregada com sucesso também em análises de ocupação (Mackenzie *et al.*, 2006), servindo de alternativa no estudo de espécies naturalmente raras e que apresentam comportamento elusivo, impedindo que outros métodos sejam aplicados. Trabalhos futuros com o mutum-do-sudeste devem prestar atenção nas diferenças de comportamento entre sexos que podem interferir em resultados e devem considerar o uso de armadilhas fotográficas para complementar estudos com a espécie.

Neste trabalho buscamos compreender um pouco os aspectos básicos da ecologia de *Crax blumenbachii* para contribuir com informações que possam auxiliar o manejo da espécie. Sabemos que muito ainda deve ser feito, mas este é o ponto de partida para novos estudos com populações selvagens do mutum-do-sudeste. Neste sentido, este trabalho termina aqui com diversas questões que precisamos compreender para preservarmos a espécie de maneira efetiva. Se a razão sexual presente na população da RNV é real, quais são os fatores envolvidos nessa razão sexual desviada em relação a machos? Será que ela é similar nos outros fragmentos? Um cenário que seria preocupante, uma vez que sabemos que as populações no sul da Bahia estão em situação muito pior. E, por fim, qual a importância do mutum-do-sudeste para a dinâmica da Mata Atlântica de tabuleiro? Esta questão é uma das mais importantes já que nela colocamos não apenas a conservação do mutum-do-sudeste sob perspectiva, mas também a da Mata Atlântica de tabuleiro. Já há algum tempo os termos *florestas vazias* (*empty forests*) e *defaunação* (*defaunation*) vêm sendo utilizados para discutir fatores que ameaçam a fauna sem destruir diretamente seu habitat (Dirzo & Miranda, 1991; Redford, 1992; Dirzo, 2001). A caça é um fator determinante para a sobrevivência de cracídeos, já que estudos comprovam que ela pode extirpar populações mesmo de florestas extensas onde a vegetação parece intacta (Redford, 1992; Peres, 2000). Este é um problema preocupante, já que a manutenção de florestas em longo prazo não é possível sem a presença de espécies importantes na dinâmica de ecossistemas (Redford 1992). Além disso, estudos recentes têm mostrado as drásticas consequências da *defaunação* para a conservação de florestas tropicais (Galetti & Dirzo, 2013; Dirzo *et al.*, 2014).

Apesar de não compreendermos a função do mutum-do-sudeste na dinâmica de florestas, temos uma ideia da sua importância como dispersor e predador de

sementes (Silva & Strahl, 1991; Delacour & Amadon, 2004). Por isso, ele serve de símbolo para a conservação da Mata Atlântica de tabuleiro, uma vez que seu desaparecimento pode ter consequências que ainda não podemos prever, mas que com certeza afetarão a dinâmica dessas florestas. Precisamos garantir a proteção do pouco habitat que resta para a espécie, não apenas pensando no desmatamento, mas no patrulhamento dos remanescentes florestais para coibir a caça e investir em pesquisas que visem compreender o papel do mutum-do-sudeste na manutenção e regeneração de florestas para evitar o desaparecimento não apenas dessa espécie tão emblemática, mas de sua função na preservação das matas de tabuleiro.

## Referências bibliográficas

- BENNETT, S.E. 2000. The status of the Piurí (*Crax globulosa*) in Colombia - a brief overview. *Bulletin of the Cracid Specialist Group* 10: 18–21.
- BERNARDO, C.S.S., H. LLOYD, F. OLMOS, L.F. CANCIAN AND M. GALETTI. 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.
- BUCKLAND, S.T., S.J. MARSDEN AND R.E. GREEN. 2008. Estimating bird abundance: making methods work. *Bird Conservation International* 18.
- CLARKE, A. L., SÆTHER, B.E. AND RØSKAFT, E. 1997. Sex biases in avian dispersal: a reappraisal. *Oikos* 79: 429-438.
- DELACOUR, J. AND D. AMADON. 2004. *Curassows and Related Birds*, 2nd ed. Lynx Editions and The National Museum of Natural History, Barcelona and New York.
- DESBIEZ, A.L.. AND C.S.S. BERNARDO. 2011. Density estimates of the Bare-faced Curassow (*Crax fasciolata*) in the Brazilian Pantanal. *Revista Brasileira de Ornitologia* 19: 385–390.
- DIRZO, R. 2001. Plant-mammal interactions: lessons for our understanding of nature, and implications for biodiversity conservation. *Ecol.: Achiev. Challenge*, 319–335.
- DIRZO, R. AND A. MIRANDA. 1991. Altered patterns of herbivory and diversity in the forest understory: a case study of the possible consequences of contemporary defaunation. In: *Plant–animal Interactions: Evolutionary Ecology in Tropical and Temperate Regions* (P.W. Price, T.M. Lewinsohn, G.W. Fernandes., W.W.Benson, eds.), pp. 273–287. John Wiley & Sons, New York
- DIRZO, R., H.S. YOUNG, M. GALETTI, G. CEBALLOS, N.J.B. ISAAC AND B. COLLEN. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345: 401–406.
- GALETTI, M. AND R. DIRZO. 2013. Ecological and evolutionary consequences of living in a defaunated world. *Biological Conservation* 163: 1–6.
- GREENWOOD, P. AND P. HARVEY. 1982. The natal and breeding dispersal of birds. *Annual review of ecology and systematics* 13: 1–21.
- GROVE, S. 2001. Extent and composition of dead wood in Australian lowland tropical rainforest with different management histories. *Forest Ecology and Management* 154.

- HILL, D.L., H. ARAÑIBAR-ROJAS AND R. MACLEOD. 2008. Wattled Curassows in Bolivia: abundance, habitat use, and conservation status. *Journal of Field Ornithology* 79: 345–351.
- LIEBERMAN, D. AND M. LIEBERMAN. 1985. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. *The Journal of Ecology* 73: 915–924.
- LUNA-MAIRA, L., G. ALARCÓN-NIETO, T. HAUGAASEN AND D.M. BROOKS. 2013. Habitat use and ecology of Wattled Curassows on islands in the lower Caquetá River, Colombia. *Journal of Field Ornithology* 84: 23–31.
- MACKENZIE, D. I., J.D. NICHOLS, J.A. ROYLE, K.H. POLLOCK, L.L. BAILEY AND J.A. HINES. 2006. *Occupancy estimation and modeling: Inferring patterns and dynamics of species occurrence*. New York: Academic Press.
- MARTINEZ-MORALES, M.A. 1999. Conservation status and habitat preferences of the Cozumel Curassow. *The condor* 101: 14–20.
- MARTÍNEZ-MORALES, M.A., P.C. CRUZ AND C.A. D. 2009. Predicted population trends for Cozumel Curassows (*Crax rubra griscomi*): empirical evidence and predictive models in the face of climate change. *Journal of Field Ornithology* 80: 317–327.
- MUÑOZ, M. AND G. KATTAN. 2007. Diets of cracids: how much do we know. *Ornitología neotropical*: 21–36.
- O'BRIEN, T.G. AND M.F. KINNAIRD. 2008. A picture is worth a thousand words: the application of camera trapping to the study of birds. *Bird Conservation International* 18: 144–162.
- PERES, C. A. 2000. Effects of Subsistence Hunting on Vertebrate Community Structure in Amazonian Forests. *Conservation Biology* 14: 240–253.
- RANKIN-DE MERONA, J.M., HUTCHINGS H., R.W., LOVEJOY, T.E. 1990. Tree mortality and recruitment over a 5-year period in undisturbed upland rainforest of the central Amazon, p. 573–599. In: *Four Neotropical Forests* (A.H. Gentry, ed.), pp.573-599. Yale University Press, New Haven.
- REDFORD, K. 1992. The empty forest. *BioScience* 42: 412–422.
- SEDAGHATKISH, G. AND M.D.BROOKS. 1999. Retraso evolutivo en los crácidos: Cantado para ser la cena del cazador. pp.335-340. In: *Manejo y conservación de fauna silvestre en América Latina* (Fang, T.G., O.L. Montenegro and R.E. Bodmer, eds). Instituto de Ecología, La Paz, Bolivia
- SETINA, V. AND S.L.F. LIZCANO, J. DIEGO, BROOKS DANIEL M. 2012. Population Density of the Helmeted Curassow (*Pauxi pauxi*) in Tamá National Park, Colombia. *The Wilson Journal of Ornithology* 124: 316–320.
- SICK, H., 1970. Notes on Brazilian cracidae. *Condor* 106–108.

- SICK, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Editora Nova Fronteira.
- SILVA, J.L. AND S.D. STRAHL. 1991. Human impact on population of chachalacas, guans, and curassows (Galliformes: Cracidae) in Venezuela. In: *Neotropical Wildlife Use and Conservation* (J.G. Robinson and K.H. Redford, eds.), pp. 37-52. University of Chicago Press, Chicago.
- SILVEIRA, L. F., F. OLMOS, C. BIANCHI, org. 2004. Plano de ação do mutum-do-sudeste *Crax blumenbachii*. Série Espécies Ameaçada. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- SRBEK-ARAÚJO, A.C., L.F. SILVEIRA AND A.G. CHIARELLO. 2012. The Red-billed Curassow (*Crax blumenbachii*): social organization, and daily activity patterns. *The Wilson Journal of Ornithology* 124: 321–327.



## Resumo

---

O mutum-do-sudeste é endêmico da Mata Atlântica de baixada e foi extinto de quase toda sua distribuição original devido ao desmatamento e a caça. Hoje é listado como ameaçado e a falta de conhecimento sobre sua ecologia dificulta o manejo da espécie. Este trabalho teve como objetivo estimar a densidade populacional do mutum-do-sudeste na Reserva Natural Vale (RNV) através do método de transecção linear. Os registros feitos durante as amostragens também foram utilizados para verificar a existência de seleção de habitat por meio da comparação de áreas onde a espécie foi registrada com áreas aleatórias onde nunca obtivemos registros. A estimativa populacional obtida mostrou a existência de uma razão sexual desviada em relação aos machos que parecia estar relacionada a diferenças de comportamento entre os sexos, devido aos poucos registros de fêmeas. Para confirmar nossos resultados, utilizamos dados de armadilhas fotográficas que foram utilizadas para estudar onças na reserva. Estes dados confirmaram um número maior de machos na população, porém menos acentuado do que o encontrado nos transectos, comprovando que o comportamento discreto das fêmeas afetou nossa amostragem. Combinando os dados dos dois métodos obtivemos a estimativa de 1.6 indivíduos/Km<sup>2</sup>. As análises de seleção de habitat confirmaram a relação positiva do mutum-do-sudeste com matas altas e sub-bosque denso, e mostraram que o mutum-do-sudeste tem menor probabilidade de ocorrência em áreas com abundância de árvores mortas em pé, troncos em decomposição e serapilheira profunda. Tal influencia negativa provavelmente se deve a aspectos relacionados à sua dieta e a baixa tolerância a habitats que sofreram distúrbio. As informações contidas neste trabalho servirão de

base para guiar o manejo de populações selvagens e futuros projetos de reintrodução. Além disso, estudos futuros devem considerar as diferenças de comportamento entre os sexos para que os dados sejam analisados de forma correta, evitando assim, erros que podem afetar diretamente o manejo da espécie.

## Abstract

---

The Red-billed Curassow was formerly found throughout the lowland Brazilian Atlantic Forest but is now extinct across most of its former range due to habitat loss and hunting pressure. Although classified as globally threatened, there is still a chronic lack of information on Red-billed Curassows' biology hindering efforts to mitigate the impacts of anthropogenic threats. We investigated population size and habitat relations of Red-billed Curassows at Vale Nature Reserve (VNR) using line transect and presence/absence method. Line transects results showed a male skewed sex ratio that appeared to be related to different behaviour between sexes as we recorded a low number of females. To evaluate any bias in the estimates of sex ratio from line transect we used data from a camera trap survey designed to monitor jaguars at the reserve. Camera trap data confirmed the existence of a male skewed sex ratio in the population but less pronounced than the one found on line transects, showing that different behavior between sexes affected our estimates. Using the sex ratio calculated with camera trap data we were able to estimate 1.6 individuals/km<sup>2</sup>. The habitat assessment showed a positive relation of the Red-billed Curassow with taller forests and dense undergrowth. The abundance of snags, decaying log and leaf litter depth, negatively influenced Red-billed Curassows' occurrence and appear to be related to its mainly frugivorous diet and low tolerance to habitat disturbances. Our study provides critical baseline information about an important population of Red-billed Curassows and will serve to guide management strategies and future reintroduction attempts. It also reveals that survey efforts must take into account sexual differences in behaviour to increase the reliability of modeled estimates. Failing to take these

considerations into account may lead to misleading inferences from data, and impact management strategies for a seriously threatened species.