



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

**ESTIMATIVAS POPULACIONAIS E ÁREAS PRIORITÁRIAS
PARA A CONSERVAÇÃO DE *Callithrix kuhlii*
(COIMBRA-FILHO, 1985)**

PRISCILA COUTINHO RIBAS FERREIRA

**Jequié-BA
2014**

PRISCILA COUTINHO RIBAS FERREIRA

**ESTIMATIVAS POPULACIONAIS E ÁREAS PRIORITÁRIAS
PARA A CONSERVAÇÃO DE *Callithrix kuhlii*
(COIMBRA-FILHO, 1985)**

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

Orientador: Prof^a. Dra. Christine Steiner
São Bernardo.

Jequié-BA

2014

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha família pelo apoio, carinho e paciência. Em especial meus pais e minha irmã, que estiveram sempre presentes.

Aos amigos antigos pelo companheirismo ao longo dos anos e pelas conversas nas madrugadas de internet nesse período que passamos afastados. Aos novos pelos conselhos, desabafos, brincadeiras e paciência com minhas rabugices, em especial Lícia, Jacque, Lai, Manu e Mari que somente por estarem presentes ajudaram a diminuir a saudade de casa.

À Tainah e ao Joedison pela amizade, dados compartilhados, conversas e companhia.

Ao Claudio Pádua e ao Alcides Pissinatti que me apresentaram a primatologia através do CPRJ.

Aos primatólogos que doaram um pouco de seu tempo para avaliar o mapa de distribuição, apontando os erros e acertos para que melhorássemos o produto final. Em especial ao Leo Neves por ceder os pontos de presença da espécie, e por compartilhar seus conhecimentos sobre *C. kuhlii* e ao Gustavo Canale pela ajuda e sugestões em diferentes etapas do trabalho.

À Katia Ferraz pelas dicas, ensinamentos e sugestões para elaboração do mapa. Às suas alunas e todos que me ajudaram durante minha estadia em Piracicaba, fosse esclarecendo dúvidas sobre o trabalho, me apresentando a cidade ou apenas me fazendo companhia. Erica, muito obrigada por me receber em sua casa e por toda a ajuda mesmo depois que eu estava de volta à Bahia.

Ao Vitor Becker por facilitar o contato com fazendeiros das áreas de coleta. Ao setor de transportes da UESB por possibilitar as viagens a campo. À Nailza por me acompanhar nas coletas e tornar as caminhadas menos cansativas com as conversas e brincadeiras nos intervalos entre trilhas. Ao Egnaldo e toda sua família por nos receberem e abrigarem durante os trabalhos de campo.

A todos os professores do programa pelas aulas e momentos de descontração nas confraternizações. Aos coordenadores Paulo Affonso e Ana Maria Waldschmidt pelo apoio e auxílio durante o mestrado.

E principalmente à minha orientadora! Chris, obrigada pela paciência e clareza ao responder minhas dúvidas. Pela dedicação e tranquilidade durante todo o trabalho. Obrigada pelas ideias, sugestões, correções e referências que contribuíram enormemente

com a qualidade da dissertação. E obrigada principalmente pela amizade, companheirismo e confiança.

E por fim, ao Programa de Formação de Recursos Humanos da Petrobras (PRH-PB 211) pelo apoio financeiro, sem o qual esse trabalho não seria possível.

BIOGRAFIA

Priscila Coutinho Ribas Ferreira, 25 anos, formada em Ciências Biológicas (Bacharelado e Licenciatura) em fevereiro de 2010 pela Universidade Presbiteriana Mackenzie (São Paulo, SP). Em 2012 ingressou no mestrado em Genética, Biodiversidade e Conservação da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia (UESB, campus Jequié) orientada pela Profa. Dra. Christine Steiner São Bernardo.

PPGGGBC

RESUMO

Callithrix kuhlii (sagui-de-wied) é uma espécie endêmica da Mata Atlântica brasileira (um dos 34 hotspots de biodiversidade), que originalmente ocorre no sul da Bahia e nordeste de Minas Gerais. A espécie é “quase ameaçada”, sendo estimada uma redução populacional de 20-25% nos últimos 18 anos. Por ser abundante e apresentar baixo grau de ameaça esse primata é pouco estudado. No entanto, há exemplos de espécies abundantes que foram extintas ou sofreram redução populacional rapidamente (e.g. pombo passageiro *Ectopistes migratorius*, castanheira americana *Castanea dentata*, bisão *Bison bison*), sendo evidente que espécies comuns também devem ser foco de estudos e atitudes conservacionistas. Visando a conservação da espécie, esse trabalho teve como objetivos principais obter estimativas populacionais de sagui-de-wied em três fragmentos de Mata Atlântica e identificar e quantificar áreas prioritárias para conservação da espécie, considerando sua área de distribuição original. Através do método de transecto linear, foram percorridos 366,77 km e obtidos 48 registros da espécie em três áreas (município de Camacan, Itororó e Reserva Biológica de Una). Houve maior abundância de *C. kuhlii* em áreas pequenas com pouca cobertura florestal. Isto demonstra que a espécie se adapta bem a ambientes degradados e é encontrada com frequência em matas secundárias e ambientes de borda. Houve maior abundância também em áreas com maior variação diurna de temperatura. Isso pode ser devido à plasticidade da espécie, capaz de tolerar uma faixa ampla de temperatura, ou pode sugerir preferência da espécie por matas interioranas da Bahia, que estão localizadas justamente nesta faixa de temperatura. Para elaboração do mapa de distribuição da espécie foram utilizados 60 pontos de ocorrência e sete variáveis (precipitação do mês mais seco, precipitação do mês mais chuvoso, variação diurna média de temperatura, densidade de drenagem, elevação, distância de rodovias e porcentagem de cobertura de dossel). O modelo se mostrou acurado e significativo, com AUC=0,78 (+/- 0,04) e p=0,005. As variáveis de maior contribuição para o mapa foram precipitação do mês mais seco (26,33%) e elevação (39,21%). 53,94% da área modelada foram considerados adequados para a espécie, sendo 2,3% com probabilidade de ocorrência acima de 60% (nomeadas como “áreas prioritárias”). Dentre as áreas prioritárias, 9,14% são protegidas. Há maior concentração de áreas prioritárias em floresta estacional decidual (35,3%) e floresta estacional semidecidual (28,6%). No entanto, a maioria das Unidades de Conservação existentes atualmente se concentra em floresta ombrófila densa. Nos

dois capítulos fica evidente a atual concentração de estudos em área de floresta ombrófila densa, no litoral da Bahia. No entanto, para *C. kuhlii* as florestas do interior apresentam maior importância ecológica, deixando clara a necessidade de criação de novas unidades de conservação no interior da Bahia.

PALAVRAS CHAVE: Abundância relativa, densidade, floresta estacional, Maxent, modelo de distribuição de espécies, transecto linear.

PPGGGBC

ABSTRACT

Callithrix kuhlii (wied's marmoset) is endemic of the Atlantic Rainforest of Brazil (one of 34 hotspots of biodiversity) and originally occurs from southern Bahia to northeastern Minas Gerais. This species is "near threatened", with a 20-25% population decrease estimated for the last 18 years. It is a common and non-threatened species, therefore arouses little interest for conservationists and is poorly studied. Nonetheless, several examples of abundant species that became extinct or suffered a rapid population decrease highlight the importance of studies with common species (e.g. passenger pigeon *Ectopistes migratorius*, american chestnut *Castanea dentata*, american bison *Bison bison*). Focusing on the conservation of this marmoset, the present master's thesis presented two aims (1) estimate *C. kuhlii* population in three Atlantic Rainforest fragments and (2) identify and quantify priority areas for the species conservation, considering its original distribution. By using line transect method we surveyed 336.77 km and obtained 48 sightings of wied's marmoset in three forest fragments (municipalities of Camacan and Itororó and Una Biological Reserve). The highest abundances were found in small remnants with low forest cover. It shows how the species is well adapted to degraded environments and is easily found in secondary and edge forest. There were also high abundance in areas with high mean diurnal temperature range. This could be explained by the plasticity of this marmoset, which tolerates broad temperature range or it may suggest that this species prefers forests located in the countryside of Bahia. To model *C. kuhlii* distribution we used 60 presence records and seven variables (precipitation of the driest and wettest month, average diurnal temperature range, drainage density, elevation, distance from roads and percentage of forest cover). The model was accurate and well fitted, presenting AUC=0.78 (± 0.04) and $p=0.005$. Precipitation of the driest month (26.33%) and elevation (39.21%) were the variables that most strongly contributed to the model. About 54% of the modeled area was suitable for the species but only 2.3% of this amount has more than 60% suitability (hereafter named as "priority areas"). About 9% of these areas are protected by federal reserves. Most of the priority areas are located in decidual forests (35.3%) and semidecidual forests (28.6%). However, most of the protected areas are currently concentrated in ombrofilous forests. Both chapters evidence the concentration of current studies in ombrofilous forest, in Bahia coast.

Nonetheless, interior forests have greater ecological importance for *C. kuhlii*, clearly showing the need of creating new protected areas in the countryside of Bahia.

KEYWORDS: Estacional forest, line transect, Maxent, relative abundance, species distribution modelling.

PPGGGBC

LISTA DE FIGURAS

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

- Figura 1** – Indivíduo da espécie *C. kuhlii*. Foto de Christine Steiner São Bernardo.....**19**
- Figura 2** – Área de distribuição de *C. kuhlii* segundo Neves (2008) com destaque para os rios de Contas e Jequitinhonha e diferentes fitofisionomias.....**20**

CAPÍTULO I

- Figura 1** – Localização dos remanescentes de Mata Atlântica com estimativas populacionais de *Callithrix kuhlii*, evidenciando suas respectivas fitofisionomias: (1) Parque Estadual da Serra do Conduru (Kierulff et al., 2005 apud Moreira, 2009), (2) Reserva Biológica de Una (Kierulff et al., 2005 apud Moreira, 2009 e presente estudo), (3) Parque Nacional da Serra das Lontras (Moreira, 2009), (4) Camacan (presente estudo) e (5) Itororó (presente estudo). As cinco áreas estão localizadas dentro da área de distribuição de *C. kuhlii*, no Sul da Bahia, nordeste do Brasil (destaque em preto no quadro do canto superior esquerdo da figura).....**42**
- Figura 2** – Número de avistamentos de *C. kuhlii* nas três áreas amostradas no presente estudo (Itororó - ITO, Camacan - CAM, Reserva Biológica de Una - UNA), considerando-se três intervalos de distância perpendicular, em metros.....**48**
- Figura 3** – Frequência de avistamentos de *C. kuhlii* em cada intervalo de hora durante o percurso dos transectos lineares nas três áreas de estudo (Camacan - CAM, Itororó - ITO, Reserva Biológica de Una - UNA).....**49**
- Figura 4** – Correlação entre as estimativas populacionais (densidade e abundância relativa) de *C. kuhlii* e as características das áreas. Em negrito os p-valores significativos (< 0.05).....**50**
- Figura 5** – Gráfico de dispersão da Análise de Componentes Principais representando cinco observações (ITO – Itororó, CAM – Camacan PESC – Parque Estadual da Serra do Conduru, UNA - Reserva Biológica de Una e PNSL – Parque Nacional da Serra das Lontras) em função dos dois primeiros componentes principais. Baixa abundância relativa ● e alta abundância relativa ▲.....**53**
- Figura 6** – Riqueza e abundância relativa de primatas (*Callithrix kuhlii*, *Sapajus xanthosternos*, *Leontopithecus chrysomelas* e *Callicebus melanochir*) em cinco fragmentos de Mata Atlântica do sudoeste da Bahia (ITO - Itororó, CAM - Camacan, PESC - Parque Estadual da Serra do Conduru, PNSL - Parque Nacional da Serra das

Lontras, UNA - Reserva Biológica de Una). Os dados de ITO, CAM e UNA correspondem ao presente estudo, PNSL a Moreira (2009) e PESC e UNA (2002-2003) a Kierulff et al. (2005 apud Moreira, 2009).....55

CAPÍTULO II

Figura 1 – Localização da área modelada no Brasil, mais detalhada à direita: • pontos de ocorrência utilizados de *Callithrix kuhlii*, □ área total modelada, □ área de distribuição da espécie proposta pela IUCN, □ área de distribuição proposta por Neves [13], □ estepe, □ floresta estacional decidual, □ floresta estacional semidecidual e □ floresta ombrófila densa.....65

Figura 2 – Gráficos de dispersão para as variáveis que mais contribuíram para o modelo final em relação à probabilidade de ocorrência. a) precipitação do mês mais seco b) elevação.....70

Figura 3 – Detalhe da variável de precipitação do mês mais seco. Estão representados os intervalos entre 20 e 30 mm (□), 30 e 40 mm (□) e acima de 140 mm (□). A fitofisionomia está representada por contornos: floresta estacional semidecidual (□), floresta estacional decidual (□) e floresta ombrófila densa (□).....71

Figura 4 – Mapa de distribuição potencial para a espécie *Callithrix kuhlii*. Áreas brancas indicam as regiões não adequadas (0% de probabilidade de ocorrência). APA=Área de Proteção Ambiental, REBIO=Reserva Biológica, REVIS=Refúgio de Vida Silvestre, PARNA=Parque Nacional e FLONA=Floresta Nacional.....73

Figura 5 – Mapa de distribuição potencial de *C. kuhlii* indicando as diferentes fitofisionomias da região.....75

Figura 6 – Mapa de distribuição potencial de *C. kuhlii* com pontos de ocorrência, registros de híbridos e indicações para estudos futuros. Os números correspondem às Unidades de Conservação: 1=Área de Preservação Ambiental Baía de Camamu, 2=Área de Preservação Ambiental Costa de Itacaré/Serra Grande, 3=Parque Estadual da Serra do Conduru, 4=Área de Preservação Ambiental Lagoa Encantada, 5=Reserva Biológica de UNA, 6=Refúgio de Vida Silvestre de UNA, 7=Parque Nacional Serra das Lontras, 8=Parque Nacional Boa Nova, 9=Área de Preservação Ambiental da Serra do Ouro, 10=Área de Preservação Ambiental Santo Antônio, 11=Parque Nacional Pau Brasil, 12=Parque Nacional do Alto Cariri e 13=Reserva Biológica da Mata Escura.....77

APÊNDICE

Figura 1 – Mapa de distribuição potencial de *C. kuhlii* excluindo-se as variáveis distância de rodovias e porcentagem de cobertura de dossel.....**84**

PPGGGBC

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

- Tabela I** – Características das áreas de estudo em que foram feitas estimativas populacionais de *C. kuhlii* (ITO - Itororó, CAM - Camacan, PESC - Parque Estadual da Serra do Conduru, PNSL - Parque Nacional da Serra das Lontras, UNA - Reserva Biológica de Una).....**43**
- Tabela II** – Abundância relativa (AR= avistamentos/ 10km), densidade populacional média, mínima e máxima (Dpop, em grupos/km²), esforço amostral ou quilometragem total percorrida (Km) e número de avistamentos (N) de *C. kuhlii* em cinco áreas de Mata Atlântica da Bahia (Camacan - CAM, Itororó - ITO, Reserva Biológica de Una - UNA, Parque Estadual da Serra do Conduru - PESC e Parque Nacional da Serra das Lontras - PNSL). Os valores com * foram utilizados no cálculo de correlação de Spearman.....**47**
- Tabela III** – Variâncias (autovalores) e variâncias acumuladas para cada componente principal, com os dois primeiros destacados em negrito.....**51**
- Tabela IV** – Autovetores dos dois primeiros componentes principais com destaque para os três maiores valores de cada componente.....**52**

CAPÍTULO II

- Tabela I** – Variância e variância acumulada dos nove componentes principais (CP) da Análise dos Componentes Principais (ACP), com destaque para os quatro primeiros componentes que representaram 84% da variância.....**66**
- Tabela II** – Autovetores dos quatro primeiros componentes principais (CP), com destaque para os maiores valores de cada vetor.....**67**
- Tabela III** – Matriz de correlação entre nove variáveis, com destaque para correlações iguais ou acima de 0,90. (Precipitação do mês mais seco=PMS, precipitação do mês mais chuvoso=PMC, precipitação anual=PA, variação diurna média de temperatura=VDMT, temperatura média anual=TMA, porcentagem de cobertura do dossel=PCD, elevação=ELEV, densidade de drenagem=DD e distância de rodovias=DR).....**68**
- Tabela IV** – Contribuição de cada variável para o mapa de distribuição potencial, com destaque para os dois maiores valores.....**69**

APÊNDICE

Tabela I – Comparação entre a área modelada e as duas áreas de distribuição de *C. kuhlii*, propostas pela IUCN e por Neves (2008).....**83**

Tabela II – Contribuição das variáveis para o modelo sem distância de rodovias e porcentagem de cobertura de dossel.....**84**

PPGGGBC

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

ACP	Análise dos Componentes Principais
AIC	Critério de Informação de Akaike
APA	Área de Proteção Ambiental
AUC	“Area Under the Curve”
CAM	Camacan
CP	Componente Principal
DD	Densidade de Drenagem
DR	Distância de Rodovias
ELEV	Elevação
ESW	“Effective Strip Width” (largura efetivamente amostrada do transecto)
GASCAC	Gasoduto Cacimbas-Catu
GOF	Goodness-Of-Fit
IESB	Instituto de Estudos Socioambientais do Sul da Bahia
ICMBIO	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
ITO	Itororó
IUCN	International Union for Conservation of Nature
MAGs	Modelos Aditivos Generalizados
Maxent	Algoritmo de Máxima Entropia
MLGs	Modelos Lineares Generalizados
PA	Precipitação anual
PAN	Plano de Ação
PCD	Porcentagem de Cobertura do Dossel
PESC	Parque Estadual da Serra do Conduru
PMC	Precipitação do Mês Mais Chuvoso
PMS	Precipitação do Mês Mais Seco
PNSL	Parque Nacional da Serra das Lontras
REBIO	Reserva Biológica
REVIS	Refúgio de Vida Silvestre
TMA	Temperatura Média Anual
UCs	Unidades de Conservação
UNA	Reserva Biológica de Una
VDMT	Variação Diurna Média de Temperatura

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	17
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	18
2.1 <i>Callithrix kuhlii</i>	18
2.2 Estimativas populacionais.....	22
2.3 Modelos de distribuição potencial.....	26
3. OBJETIVOS.....	30
3.1 Objetivos gerais.....	30
3.2 Objetivos específicos.....	30
4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	31
5. CAPÍTULO I - Abundância relativa e características do habitat de um sagui endêmico da Mata Atlântica brasileira.....	38
5.1 Resumo.....	38
5.2 Abstract.....	39
5.3 Introdução.....	40
5.4 Material e métodos.....	41
Áreas de estudo.....	41
Coleta de dados.....	44
5.5 Análise dos dados.....	45
Estimativas populacionais.....	45
Estimativa populacional e características das áreas.....	46
5.6 Resultados.....	46
Estimativas populacionais.....	46
Estimativa populacional e características das áreas.....	49
5.7 Discussão.....	53
5.8 Referências bibliográficas.....	57
6. CAPÍTULO II - Áreas prioritárias para a conservação de uma espécie endêmica em um hotspot de biodiversidade.....	61
6.1 Resumo.....	61
6.2 Abstract.....	62
6.3 Introdução.....	63
6.4 Material e métodos.....	64
Área modelada.....	64

<i>Identificação de colinearidade entre variáveis</i>	65
<i>Modelagem</i>	68
6.5 Resultados e discussão	68
<i>Contribuição das variáveis</i>	68
<i>Áreas prioritárias protegidas</i>	72
<i>Áreas prioritárias em diferentes tipos vegetacionais</i>	74
6.6 Referências bibliográficas	77
7. CONCLUSÕES GERAIS	81
8. APÊNDICE	83

PPGGCBC

1. INTRODUÇÃO

Callithrix kuhlli (sagui-de-wied) é um primata endêmico de uma estreita faixa da Mata Atlântica do baixo-sul da Bahia e nordeste de Minas Gerais (Neves, 2008). É o primata mais abundante dentro de sua área de distribuição, e até 2008 era classificado na categoria de “pouca preocupação”, de acordo com os critérios da IUCN (International Union for Conservation of Nature). No entanto, atualmente consta como “quase-ameaçado” o que mostra que abundância não é garantia de persistência de uma espécie.

A mudança no grau de ameaça se deve principalmente a fragmentação e perda de habitat, problema recorrente de espécies endêmicas à Mata Atlântica. Uma vez que atualmente esse bioma apresenta poucos fragmentos florestais que são, em sua maioria, pequenos e isolados. Por ser comum e apresentar baixo grau de ameaça o sagui-de-wied é pouco estudado, o que dificulta o conhecimento do verdadeiro grau de ameaça desse primata.

Visando preencher lacunas de conhecimento acerca da espécie e contribuir com a conservação desse sagui, o primeiro capítulo desse trabalho teve como objetivo principal obter estimativas populacionais de *C. kuhlli* em três fragmentos de Mata Atlântica. Dados de abundância relativa (avistamentos/10 km) e densidade populacional (grupos/km²) são fundamentais para a avaliação do estado de conservação de espécies. Com essas informações, em longo prazo, é possível comparar o tamanho populacional da espécie em diferentes regiões e diferentes períodos e, assim, verificar se há ou não decréscimo populacional. Caso ocorra redução populacional em alguma das regiões estudadas, é possível estimar a intensidade do decréscimo em um determinado período e, além disso, investigar a causa da diminuição da população na região. Também é possível verificar causas de aumento populacional após a identificação dos locais em que isso ocorre, o que só será possível a partir das estimativas populacionais.

O segundo capítulo desse trabalho teve como objetivo principal identificar e quantificar áreas prioritárias para conservação da espécie, considerando sua área de distribuição original. Esse objetivo foi atingido através da elaboração de um mapa de distribuição potencial da espécie. As áreas prioritárias são aquelas que apresentam características ótimas para a persistência do sagui-de-wied e/ou áreas com características únicas e raras na área de distribuição. Portanto, protege-las garante qualidade e heterogeneidade de habitat. Além disso, o mapa auxilia na escolha de áreas

adequadas para novos estudos com a espécie (e.g. a área de estudo pode ser escolhida para verificar se existe população da espécie em uma região indicada como adequada, mas que não apresenta pontos de presença e, caso não exista, identificar o porquê). O mapa pode contribuir também com a atualização do status de ameaça da espécie, quantificando a área de extensão de ocorrência. O tamanho dessa área faz parte de um dos critérios utilizados pelo ICMBIO (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade) e através do mapa de distribuição potencial pode-se identificar e quantificar as áreas de habitat inadequado dentro da área de distribuição da espécie. Excluindo-se as áreas inadequadas obtém-se a área de extensão de ocorrência e, então, é possível avaliar o status atual de acordo com esse critério.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 *Callithrix kuhlii*

O gênero *Callithrix* faz parte da família *Callithrichidae*, junto com outros seis gêneros (*Cebuella*, *Callibella*, *Mico*, *Saguinus*, *Leontopithecus* e *Callimico*) e possui seis espécies: *C. aurita* (sagui-da-serra-escuro), *C. flaviceps* (sagui-da-serra), *C. jacchus* (sagui-de-tufo-branco), *C. penicillata* (mico-estrela), *C. geoffroyi* (sagui-da-cara-branca) e *C. kuhlii* (sagui-de-wied) (Rylands & Mittermeier, 2009).

Os primatas do gênero apresentam dentição característica de insetívoros e gomívoros. Possuem apenas dois molares e seus incisivos inferiores são estreitos e compridos, o que facilita a perfuração de árvores para extração de goma. Além dos exsudatos vegetais (goma) e insetos, se alimentam também de frutas, flores, sementes, moluscos, pequenos lagartos, anfíbios e filhotes de aves e pequenos mamíferos (Auricchio, 1995; Rylands, 1996).

A pelagem é a diferenciação principal entre as espécies do gênero. *Callithrix kuhlii* possui como característica mais marcante a coloração marrom avermelhada na parte posterior da coxa. Além disso, apresenta tufos auriculares pretos, mancha branca em formato de estrela na testa, bochechas e garganta acinzentadas, dorso listrado e mãos e pés pretos (Figura 1). Os filhotes apresentam coloração escura, o que os diferencia de filhotes de *C. penicillata*. (Auricchio, 1995; Coimbra-Filho *et al.*, 2006). Esse primata tem em torno de 375g (Rylands, 1989), com grupos variando entre 2-16 saguis (Raboy *et al.*, 2008). Em relação a área de vida, foram encontrados valores distintos em

diferentes localidades, 38 ha na Reserva Biológica de Una (Raboy *et al.*, 2008) e 10 ha na Estação Experimental Lemos Maia (Rylands, 1989).



Figura 1 – Indivíduo da espécie *C. kuhlii*. Foto de Christine Steiner São Bernardo.

A espécie é endêmica da Mata Atlântica, um bioma que está entre os 34 hotspots de biodiversidade (Fisher & Christopher, 2006), abrigando pelo menos 2% de espécies endêmicas da fauna e da flora mundial (Myers *et al.*, 2000). Essa floresta sofreu grande redução ao longo de todo o país (92% do bioma original ocorria no Brasil) e restam atualmente entre 11,4% e 16% de sua cobertura original, estimados em 16.377.472 ha. No entanto, apenas 9,3% dessa área é protegida (Ribeiro *et al.*, 2009).

Dos fragmentos remanescentes, 83,4% apresentam área menor que 50 ha (Ribeiro *et al.*, 2009). Entre 200-800 metros de altitude, os fragmentos foram reduzidos a menos de 10% da extensão original e apresentam em média 30 ha, enquanto em regiões elevadas (i.e. acima de 1600 m), que equivalem a 1% de toda Mata Atlântica, 40% da extensão original persiste (Tabarelli *et al.*, 2010). No entanto, mesmo os fragmentos florestais de pequena dimensão são importantes, pois funcionam como conexões entre fragmentos maiores. Podem permitir a manutenção dos processos do ecossistema e da biodiversidade, como o intercâmbio genético de espécies da fauna e flora (Fundação SOS Mata Atlântica, 2006).

É possível que antigamente a espécie *C. kuhlii* tivesse sua distribuição limitada ao norte pelo Rio Paranaguá, ou até mesmo Rio São Francisco, e ao sul pelo Rio Jucuruçu (Minas Gerais). No entanto, devido à degradação da Mata Atlântica na região

e a introdução de espécies como *C. penicillata* e *C. jacchus*, essa hipótese não pode ser confirmada (Coimbra-Filho *et al.*, 2006). Atualmente, a distribuição desse primata é limitada ao Sul da Bahia e Nordeste de Minas Gerais (Raboy *et al.*, 2008). Com ocorrência registrada até o Rio de Contas (Norte), Rio Jequitinhonha (Sul) e Planalto de Vitória da Conquista (Oeste) (Neves, 2008) (Figura 2). Esse primata vem sofrendo redução populacional principalmente devido a perda de habitat (Neves, 2008).

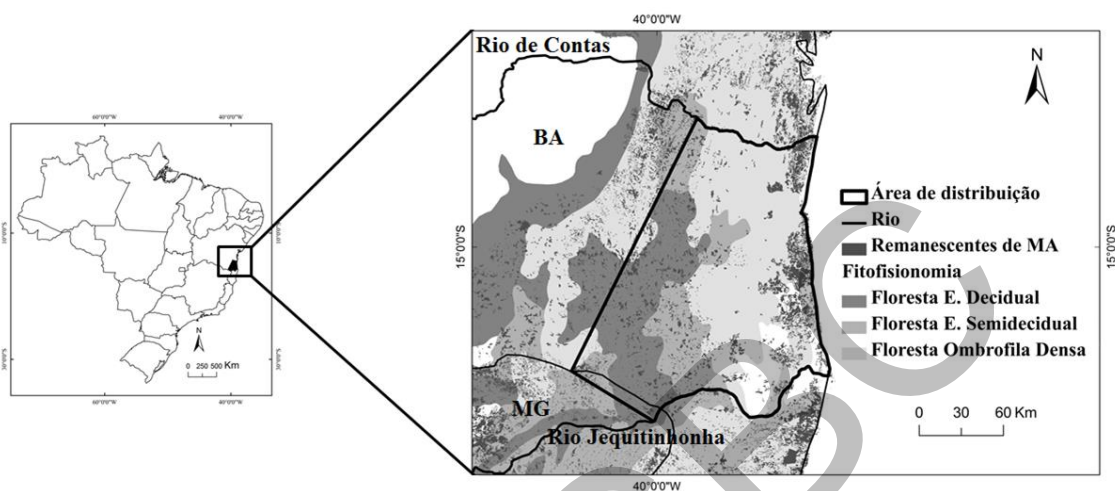


Figura 2 – Área de distribuição de *C. kuhlii* segundo Neves (2008) com destaque para os rios de Contas e Jequitinhonha e diferentes fitofisionomias.

No mapeamento realizado entre 2008 e 2010, o estado da Bahia apresentou 8,05% de remanescentes florestais de Mata Atlântica em 2010. Isso equivale a um decréscimo de 0,48% de floresta quando comparado com o resultado de 2008 (25% da área avaliada estava encoberta por nuvens em 2010) (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, 2011). Além disso, no sul do estado, a maioria dos fragmentos está em área de cabruca, i.e. plantações de cacau nas quais parte das plantas nativas é mantida para sombrear os pés de cacau no sub-bosque. São mais de 600.000 ha de plantação de cacau, sendo 70% no sistema de cabruca (Araujo *et al.*, 1998).

Apesar da pequena área de distribuição (em torno de 23.300 km², Neves, 2008) existem poucos estudos sobre a espécie (Rylands, 1989, Raboy *et al.*, 2008; Neves, 2008). Essa escassez de trabalhos pode ser devido uma discussão taxonômica sobre *C. kuhlii* ser uma nova espécie, um híbrido entre *C. geoffroyi* e *C. penicillata* ou ainda, uma variação de *C. penicillata* (Coimbra-Filho *et al.*, 2006). Recentemente uma revisão incluindo estudos comparativos entre *C. jacchus*, *C. geoffroyi*, *C. penicillata* e *C. kuhlii* em diversas áreas: estudos genéticos, medições de crânios, comparação de dentições,

coloração da pelagem, análise de híbridos selvagens e híbridos produzidos em cativeiro e estudos sobre a distribuição geográfica das diferentes espécies de *Callithrix* diminuiu a polêmica e reforçou o status de espécie de *C. kuhlii* (Coimbra-Filho *et al.*, 2006).

Entre os poucos trabalhos sobre a ecologia da espécie estão os publicados por Rylands (1989) e o por Raboy e colaboradores (2008). Rylands (1989) fez coletas no município da Una com o objetivo de verificar a simpatricidade entre as espécies *C. kuhlii* e *Leontopithecus chrysomelas*. O estudo mostra as diferenças entre a forma como esses dois primatas exploram o ambiente. *L. chrysomelas* ocupa porções mais altas do extrato vegetal (acima de 12 m), enquanto *C. kuhlii* foi registrado com mais frequência em alturas abaixo de 15 m. Além disso, foram encontradas diferenças entre os hábitos alimentares, *L. chrysomelas* tem entre 74 e 89% de sua dieta composta por frutos e apenas de 3 a 11% de exsudatos vegetais. Já o sagui-de-wied tem de 63 a 70% da dieta composta por frutos e entre 31 e 34% de exsudatos vegetais.

Raboy e colaboradores (2008) coletaram dados entre 1995 e 1999, também no município de Una, através da observação de oito grupos distintos da espécie. O objetivo do trabalho foi verificar os padrões ecológicos de *C. kuhlii* e verificar as diferenças entre essa espécie e seus co-genéricos. As características demográficas dos grupos observados foram semelhantes às de outros *Callithrix*, com uma fêmea reprodutiva, um ou dois machos adultos, nenhuma ou uma fêmea adulta não reprodutiva e entre zero e três subadultos, juvenis ou infantes. Em relação à dieta, o sagui-de-wied se alimenta de frutos e néctar de mais espécies do que *C. jacchus*, *C. aurita* e *C. geoffroyi* e menos que *C. flaviceps*. Os dados referentes à área de vida da espécie variam entre diferentes estudos, portanto não foi possível fazer comparações interespecíficas.

Sobre a distribuição geográfica desse *Callithrix* e seu estado de conservação, existe apenas um trabalho sistemático (Neves, 2008). O trabalho inclui dados coletados em 99 áreas, escolhidas através de dados disponíveis na literatura e entrevistas com moradores de regiões próximas a fragmentos de mata. A partir disso, foi estimado um declínio da população de *C. kuhlii* baseado em dados da redução da cobertura florestal da área de distribuição geográfica do mico-leão-da-cara-dourada (espécie com distribuição semelhante à do *C. kuhlii*) e dados sobre a área de uso de um grupo de *C. kuhlii* (10 ha, Rylands, 1989). De acordo com esses dados, a perda de habitat estimada nos últimos 14 anos seria equivalente à perda de cerca de 2.720 grupos desse calitriquídeo, sendo que esses valores levam em consideração uma área de distribuição

20% menor do que a área do *C. kuhlii* (Neves, 2008). A ameaça seria ainda maior considerando-se outros fatores, como a captura para domesticação, introdução de espécies invasoras e o isolamento devido à fragmentação do restante de vegetação. A redução populacional da espécie é reforçada pela sua categoria de “quase ameaçado” de acordo com o critério A2c da International Union for Conservation of Nature (IUCN), sendo estimada uma perda de 20-25% da população desse primata nos últimos 18 anos devido à perda de habitat.

No Parque Nacional de Serra das Lontras foram feitas estimativas de abundância relativa e densidade das espécies de primatas da região. Portanto, não trata exclusivamente da espécie *C. kuhlii*, mas traz informações sobre a mesma. No total, foram encontrados grupos de quatro espécies de primatas nos 223,3 km percorridos: *Sapajus xanthosternos* (macaco-prego-do-peito-amarelo), *Callithrix kuhlii*, *Callicebus melanochir* (guigó) e *Leontopithecus chrysomelas* (mico-leão-da-cara-dourada). *Sapajus* e *Callithrix* foram os mais avistados, com ocorrência em fragmentos de floresta madura, jovem, montana e em maturação (com *C. kuhlii* apresentando maior frequência em fragmentos de floresta em maturação). Essas duas espécies não foram encontradas em fragmentos de florestas em regeneração. Os resultados foram comparados com dados obtidos pelo Instituto de Estudos Socioambientais do Sul da Bahia (IESB) sobre o *Sapajus xanthosternos*. Devido à dificuldade de identificação dos saguis na reserva da Michelin (Ituberá, BA), a comparação entre as áreas foi feita considerando-se o gênero *Callithrix* (Moreira, 2009).

2.2 Estimativas populacionais

Dados sobre densidade e tamanho populacional, abundância relativa e distribuição de espécies são importantes para conservação e manejo da biodiversidade (Mittermeier *et al.*, 1989; Thoisy, 2000). Com base nessas informações, é possível classificar o estado de conservação de espécies, realizar análises de viabilidade de populações e fazer inferências sobre as relações entre os organismos e o ambiente em que vivem (Chiarello & Melo, 2001; Thoisy *et al.*, 2008; Costa *et al.*, 2012; Höing *et al.*, 2013).

Para que seja possível comparar dados coletados em diferentes áreas e em diferentes períodos, o ideal é que sejam usadas as mesmas técnicas de amostragem (Peres & Cunha, 2011). Para primatas, existem diversas técnicas para estimar o tamanho

populacional e sua escolha deve levar em consideração os objetivos que se deseja alcançar, a(s) espécie(s) estudada(s), características da(s) área(s) de estudo e os recursos disponíveis para realização do estudo (Kühl *et al.*, 2008; Savage *et al.*, 2010; Kumara & Radhakrishna, 2013).

Uma alternativa é estimar o tamanho populacional da espécie a partir da área de vida. Os dados sobre a área de vida podem ser coletados através do acompanhamento dos grupos, habituados previamente (Aguiar *et al.*, 2003), ou através de localizações obtidas com radiotelemetria (Brugiere & Fleury, 2000). A partir da área de vida média é possível fazer uma extrapolação considerando-se o tamanho total do fragmento florestal. Calcula-se o total de grupos que o fragmento pode abrigar e, com a média de indivíduos por grupo, estima-se a quantidade de indivíduos no fragmento (Aguiar *et al.*, 2003).

Os dados também podem ser explorados por quadrante. Nesse caso divide-se a área de estudo em quadrantes de mesmo tamanho e verifica-se em quantos quadrantes houve registro da espécie. Retirando-se as sobreposições entre a área de vida dos diferentes grupos obtém-se a porcentagem de área (i.e. quadrantes) ocupada por um único grupo. A partir disso, calcula-se a densidade populacional (Brugiere & Fleury, 2000). Essa segunda abordagem é considerada bastante acurada, mas para obter informações sobre a área de vida são necessários meses de observação (em Aguiar *et al.*, 2003 foram utilizados 11 meses para coleta e 14 meses em Brugiere & Fleury, 2000). Portanto, nem sempre é possível utilizar essa técnica (Brugiere & Fleury, 2000).

Outra opção é a utilização de playback. Essa técnica é utilizada em estimativa populacional de espécies que apresentam comportamento críptico (e.g. *Callicebus sp.*) e, portanto, de difícil visualização (Savage *et al.*, 2010; Freitas, 2010). Pode ser utilizada junto com a técnica de transecto linear (Freitas, 2010) ou associada a entrevistas (Kierulff & Rylands, 2003).

Quando utilizada em associação com transectos, é feita a triangulação, na qual dois pesquisadores percorrem as trilhas mantendo uma distância conhecida entre eles. Um dos pesquisadores utiliza o playback e, quando o animal vocaliza em resposta, ambos anotam o ângulo que estão da origem da vocalização. Com essas informações é possível calcular a posição do animal (Freitas, 2010).

Quando utilizada com entrevistas, primeiro são realizadas entrevistas com moradores próximos de fragmentos florestais onde a espécie pode ocorrer. Em seguida,

os fragmentos indicados por dois ou mais entrevistados são visitados e o playback é utilizado para visualização e contagem dos indivíduos do grupo (Kierulff & Rylands, 2003). No trabalho de Kierulff e Rylands (2003), dois pesquisadores percorreram transectos paralelos simultaneamente, realizando os transectos, e posteriormente os dados foram comparados para melhorar a precisão da amostragem. Estimativas populacionais com utilização de playback tem se mostrado precisas para espécies que são atraídas pelo estímulo auditivo, se aproximando do barulho (e.g. *Leontopithecus rosalia* (mico-leão-dourado), *Saguinus oedipus* (sagui-cabeça-de-algodão), ou vocalizando a distância (e.g. *Callicebus sp.*) (Freitas, 2010; Savage *et al.*, 2010)

Os registros também podem ser feitos indiretamente, a partir de pistas que indicam a presença da espécie, como locais de dormida (Kühl *et al.*, 2008; Guschanski *et al.*, 2008). A contagem de locais de dormida facilita a obtenção de dados como (1) medidas de distância perpendicular do local de dormida à trilha e (2) tamanho de grupo, pois os valores são obtidos de um objeto imóvel, diferente dos valores obtidos diretamente da contagem de indivíduos (Kühl *et al.*, 2008). No entanto, esse método só pode ser utilizado com espécies que constroem os locais de dormida (Savage, *et al.*, 2010). Portanto, é mais utilizado em estudos com grandes primatas como chimpanzés, orangotangos e gorilas (Van Schaick *et al.*, 1995; Chapman & Lambert, 2000; Kühl *et al.*, 2008).

Para estimativas populacionais, pode ser utilizada também a técnica de amostragem por captura-marcação-recaptura. Esse método pode ser não invasivo no caso da análise genética através de coleta de pêlo, fezes, urina ou saliva (Petit & Valiere, 2005; Vigilant & Guschanski, 2009) ou quando se trata de uma espécie que os indivíduos apresentam características únicas visíveis, podendo ser identificados sem marcação artificial (Kühl *et al.*, 2008). Para espécies em que não há marcação individual natural, os indivíduos devem ser capturados e marcados (Raboy *et al.*, 2008; Savage *et al.*, 2010).

A análise genética, além de se mostrar eficiente para estimar o tamanho da população (Guschanski *et al.*, 2008), pode fornecer informações sobre proporção de machos e fêmeas, informações sobre parentesco, variabilidade genética, entre outros (Vigilant & Guschanski, 2009). No entanto, em coletas não invasivas geralmente a quantidade de DNA obtida é pequena e de baixa qualidade, o que dificulta a análise (Kühl *et al.*, 2008; Vigilant & Guschanski, 2009). Em relação aos métodos invasivos

de captura-marcação-recaptura, costumam ser utilizados em primatas quando há interesse em outras informações e não só em estimativa populacional (i.e. composição do grupo, coleta de material biológico, etc.) (Ruiz-Miranda *et al.*, 2006). Para esse grupo, métodos invasivos são pouco utilizados, pois causam stress ao animal e pelo comportamento que algumas espécies exibem, e.g. evitar a armadilha após a primeira captura (Vigilant & Guschanski, 2009; Savage *et al.*, 2010).

Nesse trabalho foi utilizado o método de transecto linear (Thoisy, 2000; Peres & Cunha, 2011). Esse método apresenta resultados robustos quando as premissas são obedecidas sendo elas (1) os indivíduos na trilha são sempre detectados, (2) a localização do indivíduo ocorre antes que ele se movimente devido à presença do observador, (3) a velocidade de deslocamento da espécie observada é menor do que a do observador, (4) as distâncias perpendiculares são medidas com acurácia e (5) os eventos de detecção são independentes (Peres & Cunha, 2011). Além disso, possui baixo custo e pode ser concluído em curto período de tempo, por isso é amplamente utilizado no estudo de primatas (Buckland, 2010; Leca *et al.*, 2013; Hoing *et al.*, 2013).

No transecto linear o pesquisador percorre trilhas previamente definidas, em velocidade constante (cerca de 1 km/h) (Thoisy, 2000; Peres & Cunha, 2011). Para todos os encontros registra-se: (1) o nome da espécie, (2) número de indivíduos, (3) dia e hora do avistamento, (4) localização georreferenciada do animal, (5) distância total percorrida no transecto, e (6) distância perpendicular do animal à trilha.

A partir do número de encontros e da quilometragem total percorrida calcula-se a abundância relativa da espécie (i.e. número de avistamentos/10 km) (Thoisy, 2000; Thoisy *et al.*, 2008). Acima de 40 avistamentos da mesma espécie, é possível obter dados precisos de densidade populacional (nº de grupos/km²) com o software Distance 6.0 (Thomas *et al.*, 2010).

Com uma variedade ampla de métodos que podem ser utilizados, é importante conhecer as particularidades de cada espécie para escolher a técnica mais adequada. Estudos de longo prazo auxiliam nessa escolha. Com grandes primatas da África, por exemplo, com mais de 40 anos de estudos, foi possível aprimorar os métodos para esse grupo e com isso foi elaborado um guia prático para monitoramento (Kühll *et al.*, 2008). Isso permite uma uniformização maior dos métodos de trabalho e conseqüentemente facilita a comparação entre diferentes estudos.

No Brasil, estudos com o miqui do norte (*Brachyteles hypoxantus*), com o mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*) e com o mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus*) são exemplos de estudos conservacionistas de longo prazo com primatas (Strier & Boubli, 2006; Oliveira *et al.*, 2008; Rezende, 2013). Estimativas populacionais estão presentes nos três trabalhos. Esses dados são cruciais, pois fornecem informações sobre o estado atual das populações e, a partir disso as metas e estratégias conservacionistas são delineadas (Rezende, 2013). No caso da espécie *C. kuhlii*, estudos de densidade populacional e abundância relativa são escassos e concentrados no litoral da Bahia (Kierulff *et al.*, 2005 apud Moreira, 2009; Moreira, 2009). Então, visando iniciar um monitoramento futuro das populações em longo prazo, o primeiro capítulo desse trabalho teve como objetivo obter dados de abundância relativa e densidade populacional e *C. kuhlii* em três fragmentos de Mata Atlântica.

2.3 Modelos de distribuição potencial

Compreender a relação entre as espécies e o ambiente é um interesse antigo em ecologia (Guisan & Zimmermann, 2000; Guisan & Thuiller, 2005). Nas décadas de 70 e 80, os avanços em análises estatísticas aconteceram concomitantemente com o desenvolvimento de sistemas de informação geográfica, que permitiram a manipulação de dados de ocorrência de espécies e variáveis ambientais. Isso forneceu as ferramentas necessárias para elaborar modelos de distribuição de espécies, também conhecidos como modelos de nicho ecológico (Elith & Leathwick, 2009).

Nicho ecológico é definido como um hipervolume n-dimensional que contém diferentes características do ambiente (condições climáticas i.e. temperatura, pluviosidade, etc., disponibilidade de recursos e interações bióticas) que culminam em uma situação ótima para persistência de uma espécie (Hutchinson, 1957). Quando se considera apenas as condições ambientais, sem as interações bióticas (i.e. competição, predação, etc.) tem-se o nicho fundamental da espécie. Esse nicho fundamental é o resultado dos modelos de distribuição de espécies (Peterson, 2007). Existem discussões sobre a utilização do termo modelagem de nicho para os mapas de distribuição. O nicho ecológico depende de particularidades de cada espécie (i.e. comportamento, morfologia, fisiologia e história de vida) e os modelos de distribuição não incluem essas particularidades. Portanto, argumenta-se que esse termo não deveria ser utilizado para

modelos de distribuição (Kearney, 2006). Nesse trabalho será usado o termo modelagem de distribuição de espécie ou modelagem de distribuição potencial.

Para a elaboração dos modelos são utilizados cálculos estatísticos para combinar variáveis ambientais com pontos de presença ou com pontos de presença e ausência de espécies. Como resultado, são gerados mapas que indicam as regiões com as características mais adequadas para abrigar a espécie de interesse (Pearson, 2007; Giovanelli et al, 2010). Entre os algoritmos que utilizam apenas dados de presença da espécie estão o Maxent, Bioclim, Domain e GARP. Já os modelos MLGs (Modelos Lineares Generalizados) e MAGs (Modelos Aditivos Generalizados) consideram pontos de presença e ausência (Brotons *et al.*, 2004; Tsoar *et al.*, 2007).

Os MLGs e MAGs geralmente não são utilizados devido à dificuldade de se obter pontos de ausência de espécies (Elith *et al.*, 2006). Pode haver equívoco ao considerar um ponto de ausência, pois pode ser que (1) a espécie está presente, mas não é registrada (2) as características da área são adequadas para espécie, mas devido a dinâmica de metapopulação ou a limitações de dispersão a espécie não é encontrada (3) para as variáveis usadas na modelagem a área é adequada, mas fatores bióticos não incluídos na análise (e.g. competição, predação, etc.) podem evitar a ocorrência da espécie e (4) a espécie está ausente devido a extinção local por motivos não relacionados às características ambientais da região (e.g. ação antrópica) (Elith *et al.*, 2006; Pearson, 2007; Lobo *et al.*, 2010).

Entre os algoritmos que utilizam apenas pontos de presença, o Maxent tem se mostrado mais eficiente, seguido pelo GARP, com modelos de qualidade mediana, e Bioclim e Domain com os piores desempenhos (Hernandez *et al.*, 2006; Halvorsen, 2012). O Software Maxent, que utiliza o algoritmo de máxima entropia (Maxent) tem se mostrado mais eficiente provavelmente devido aos procedimentos de regularização do programa que evitam o sobre-ajuste (“over-fitting”) do modelo (Phillips *et al.*, 2006; Hernandez *et al.*, 2006). Geralmente a qualidade dos modelos de distribuição de espécies é avaliada pelo teste estatístico AUC (“Area Under the Curve”) e pelos erros de omissão e sobreprevisão (Hernandez *et al.*, 2006; Lobo *et al.*, 2008).

O teste AUC indica o poder de previsão do modelo. Modelos com AUC próximo a 0,5 apresentam uma predição não diferente do acaso, enquanto modelos com AUC próximo a 1 indicam uma boa previsão (Pearson, 2007). Erros de omissão ocorrem quando o modelo de distribuição potencial não prevê a ocorrência da espécie em uma

região em que há registro, enquanto erros de sobreprevisão ocorrem quando o modelo prevê a presença da espécie em áreas em que não há registro (Pearson, 2007). No GARP, é possível utilizar uma função do programa “best subsets” para selecionar os modelos com menor quantidade de erros de omissão e sobreprevisão. Para os demais casos, esses erros são controlados através da seleção de um limiar (Hernandez *et al.*, 2006). O software Maxent apresenta em seus resultados diferentes opções de limiar, considerando-se os erros de omissão como, por exemplo, limiar mínimo, que minimiza os erros de omissão e o limiar de 10% que aceita até 10% de erros de omissão (Peterson, 2007).

Além da escolha do algoritmo, a acurácia do modelo depende também da quantidade e qualidade dos pontos de presença e das variáveis ambientais utilizadas (Stockwell & Peterson, 2002; Hernandez *et al.*, 2006; Lozier *et al.*, 2009; Elith & Leathwick, 2009). A qualidade dos pontos depende da acurácia na identificação da espécie e do georreferenciamento. Além disso, os pontos devem estar bem distribuídos pela área modelada, abrangendo regiões com diferentes características ambientais (Lozier *et al.*, 2009).

Em modelos gerados com poucos pontos de presença (i.e. entre 5 e 25 registros), o Maxent novamente se mostrou mais eficiente, seguido pelo GARP, Bioclim e Domain (os últimos três representados em ordem decrescente de acurácia) (Hernandez *et al.*, 2006; Wisz *et al.*, 2008). Em modelagens com mais dados de presença (i.e. entre 50 e 100 registros), houve menos diferença entre a acurácia dos modelos e o desempenho apresentado, sendo GARP o mais acurado, seguido de Maxent, Domain e Bioclim (Hernandez *et al.*, 2006).

Em 2003, o software OpenModeller foi desenvolvido pelo Centro de Referência em Informação Ambiental (CRIA, <http://www.cria.org.br>). Esse software, que foi elaborado com o objetivo de auxiliar os pesquisadores que trabalham com modelagem de distribuição de espécies, contém diferentes algoritmos (Bioclim, ENFA, Maxent, GARP, entre outros). Portanto, é possível criar vários modelos com os mesmos dados (i.e. mesmo pontos de presença e variáveis ambientais) em um único programa (Sutton *et al.*, 2007).

As variáveis utilizadas devem ser ecologicamente significativas para a espécie e, de preferência, influenciar diretamente na distribuição (Araújo & Guisan, 2006; Elith & Leathwick, 2009). As variáveis climáticas (i.e. precipitação, temperatura, etc.) são

exemplos de variáveis de influência direta, enquanto variáveis topográficas, como elevação, são consideradas de influência indireta (Elith & Leathwick, 2009). A contribuição e variância que cada variável ambiental fornece para o modelo final devem ser consideradas (Araújo & Guisan, 2006). Por isso, têm sido utilizados diferentes métodos de seleção de variáveis, para melhorar a qualidade dos modelos, tais como cálculos de correlação e Análises de Componentes Principais (ACP) (Lozier *et al.*, 2009; Halvorsen, 2012).

Quando acurado, o modelo pode contribuir para a conservação de espécies, auxiliando na identificação das áreas mais adequadas para abrigar populações (Pawar *et al.*, 2007; Entiendem *et al.*, 2013) e áreas de ocorrência até então desconhecidas (Giovanelli *et al.*, 2008). Pode ainda contribuir com a identificação de áreas a serem colonizadas por espécies potencialmente invasoras ou que apresentam uma área de distribuição ainda em expansão (Mateo-Tomás & Olea, 2010). Além disso, são usados para inferências sobre a relação entre espécies e o ambiente em que vivem, estudos biogeográficos e previsões relacionadas a mudanças climáticas (Peterson, 2006; Austin & Van Niel, 2011).

No Brasil, modelos de distribuição de espécies têm sido usados para auxiliar no controle de espécies invasoras (Giovanelli *et al.*, 2007), entender os efeitos da fragmentação de habitat em uma espécie generalista (Ferraz *et al.*, 2010), identificar áreas prioritárias para conservação de espécies ameaçadas e realização de teste para aprimorar os modelos e aumentar sua aplicabilidade para conservação (Ferraz *et al.*, 2012), direcionar estudos futuros (Attias *et al.*, 2009) e identificar especificidades dos nichos de diferentes populações de um vetor da Doença de Chagas (Costa *et al.*, 2002).

Além disso, modelos de distribuição potencial têm sido incluídos nos Planos de Ação (PAN) de espécies brasileiras, como o PAN do lobo-guará (*Chrysocyon branchyurus*), que aborda a necessidade da elaboração de mapas de distribuição histórica e atual da espécie (Cunha de Paula *et al.*, 2008), o PAN do pato-mergulhão (*Mergus octosetaceus*), que têm como uma das metas a identificação de habitats potenciais da espécie (Huges *et al.*, 2006) e o PAN da onça pintada (*Panthera onca*), que apresenta resultados do mapa de distribuição potencial (ICMBIO, 2011). Para *Callithrix kuhlii* (sagui-de-wied), a espécie focal desse estudo, ainda não foi feito um modelo de distribuição potencial. Portanto, visando contribuir com a conservação e manejo da espécie, o segundo capítulo desse trabalho teve como objetivo identificar e

quantificar áreas prioritárias para conservação desse primata, considerando sua área de distribuição original, através da elaboração de um mapa de distribuição potencial.

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivos gerais

- (1) Realizar estimativas populacionais de sagui-de-wied (*Callithrix kuhlii*) em três fragmentos de Mata Atlântica;
- (2) Identificar e quantificar áreas prioritárias para conservação da espécie, considerando sua área de distribuição original.

3.2 Objetivos específicos

- Comparar os dados de abundância relativa e densidade populacional da espécie em três fragmentos de Mata Atlântica com trabalhos disponíveis na literatura
- Comparar o índice de abundância relativa da espécie em um fragmento florestal sob a influência do gasoduto Cacimbas-Catu com estudos realizados em outras áreas sem a influência desse empreendimento
- Obter informações sobre o horário de atividade e tamanho máximo de grupo desse primata nos três fragmentos de Mata Atlântica onde foi estimada a população
- Verificar quais características das áreas de estudo podem explicar uma alta ou baixa abundância relativa da espécie
- Estimar a porcentagem de áreas adequadas em diferentes tipos vegetacionais e em diferentes graus de proteção
- Identificar áreas para futuros estudos confirmando a presença da espécie
- Estimar a porcentagem de áreas adequadas sob influência do GASCAC*

*Esse objetivo específico não foi atingido, pois a Transpetro (www.transpetro.com.br) não disponibilizou o mapa digital do gasoduto.

4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGUIAR, LM. REIS, NR. LUDWIG, G. & ROCHA, VJ. 2003. Dieta, área de vida, vocalizações e estimativas populacionais de *Alouatta guariba* em um remanescente florestal no norte do estado do Paraná. *Neotropical Primates*, vol. 11, no. 2, p. 78-86.
- ARAÚJO, M. ALGER, K. ROCHA, R. & MESQUITA, CAB. 1998. A Mata Atlântica do sul da Bahia: situação atual, ações e perspectivas. Série Cadernos da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. São Paulo. 20 p.
- ARAÚJO, MB. & GUIBAN, A. 2006. Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography*, vol. 33, p. 1677-1688.
- ATTIAS, N. RAÍCES, DSL. PESSOA, FS. ALBUQUERQUE, H. JORDÃO-NOGUEIRA, T. MODESTO, TC. & BARGALLO, HG. 2009. Potential distribution and new records of *Trinomys* species (Rodentia: Echimyidae) in the state of Rio de Janeiro. *Zoologia*, vol. 26, no. 2, p. 305-315.
- AURICCHIO, P. 1995. *Primatas do Brasil*. São Paulo: Terra Brasilis. 168 p.
- AUSTIN, MP. & VAN NIEL, KP. 2011. Improving species distribution models for climate change studies: variable selection and scale. *Journal of Biogeography*, vol. 38, p. 1-8.
- BROTONS, L. THUILLER, W. ARAÚJO, MB. & HIRZEL AH. 2004. Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography*, vol. 27, p. 437-448.
- BRUGIERE, D. & FLEURY MC. 2000. Estimating Primate Densities Using Home Range and Line Transect Methods: A Comparative Test with the Black Colobus Monkey *Colobus satanas*. *Primates*, vol. 41, no. 4, p. 373-382.
- BUCKLAND, ST. PLUMPTRE, AJ. THOMAS, L. REXSTAD, EA. 2010. Design and analysis of line transect surveys for primates. *International Journal of Primatology*, vol. 31, p. 833-847.
- CHIARELLO, AG & MELO FR. 2001. Primate Population Densities and Sizes in Atlantic Forest Remnants of Northern Espírito Santo, Brazil. *International Journal of Primatology*, vol. 22, p. 379-396
- CHAPMAN, CA. & LAMBERT, JE. 2000. Habitat Alteration and the Conservation of African Primates: Case Study of Kibale National Park, Uganda. *American Journal of Primatology*, vol. 50, p. 169-185.

- COIMBRA-FILHO, AF.; MITTERMEIER, RA.; RYLANDS, AB.; MENDES, SL.; KIERULFF, MCM. & PINTO, LPS. 2006. The taxonomic status of Wied's Black-tufted-ear marmoset, *Callithrix kuhlii* (Callitrichidae, Primates). *Primate Conservation*, vol. 21, p. 1-29.
- COSTA, MD. FERNANDES, FAB. HILÁRIO, RR. GONÇALVES, AV. & SOUZA, JM. 2012. Densidade, tamanho populacional e conservação de primatas em fragmento de Mata Atlântica no sul do Estado de Minas Gerais, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, 102: 5-10.
- COSTA, J. PETERSON, AR & BEARD, CB. 2002. Ecologic niche modeling and differentiation of populations of *Triatoma brasiliensis* Neiva, 1911, the most important chagas' disease vector in northeastern Brazil (hemiptera, Reduviidae, Triatominae). *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, vol. 67, no. 5, p. 516-520.
- CUNHA DE PAULA, R. MEDICI, P. & MORATO, RG. 2008. Plano de ação para conservação do Lobo-Guará: análise de viabilidade populacional e de habitat. Brasília: IBAMA. 158 p.
- ELITH, J. GRAHAM, CH. ANDERSON, RP. DUDIK, M. FERRIER, S. GUIBAN, A. HIJMANS, RJ. HUETTMANN, F. LEATHWICK, JR. LEHMANN, A. LI, J. LOHMANN, LG. LOISELLE, BA. MANION, G. MORITZ, C. NAKAMURA, M. NAKAZAWA, Y. OVERTON, JM. PETERSON, AT. PHILLIPS, SJ. RICHARDSON, KS. SCACHETTI-PEREIRA, R. SCHAPIRE, RE. SOBERON, J. WILLIAMS, S. WISZ MS. & ZIMMERMANN, NE. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, vol. 29 p. 129-151.
- ELITH, J. & LEATHWICK, JR. 2009. Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, vol. 40, p. 677-697.
- ETIENDEM, DN. FUNWI-GABGA, N. TAGG, N. HENS, L. & INDAH, EK. 2013. The Cross River Gorillas (*Gorilla gorilla diehli*) at Mawambi Hills, South-West Cameroon: Habitat Suitability and Vulnerability to Anthropogenic Disturbance. *Folia Primatologica*, vol. 84, p. 18-31.
- FERRAZ, KMPMB. FERRAZ, SFB. CUNHA DE PAULA, R. BEISIEGEL, B. & BREITENMOSER C. 2012. Species Distribution Modeling for Conservation Purposes. *Natureza & Conservação*, vol. 10, no. 2, p. 214-220.

- FERRAZ, KMPMB. SIQUEIRA, MF. MARTIN, PS. ESTEVES, CF. & COUTO, HTZ. 2010. Assessment of *Cerdocyon thous* distribution in an agricultural landscape, Southeastern Brazil. *Mammalia*, vol. 74, p. 275-280.
- FISHER, B. & CHRISTOPHER, T. 2006. Poverty and biodiversity: Measuring the overlap of human poverty and the biodiversity hotspots. *Ecological Economics*, vol. 62, p. 93-101.
- FREITAS, EB. 2010. Levantamento das populações de mamíferos e aves em um fragmento de Caatinga no alto do sertão sergipano. Sergipe: Universidade Federal de Sergipe. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Conservação, 79 p.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA & INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). 2011. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2008-2010. 122 p.
- GIOVANELLI, JGR. ARAUJO, CO. HADDAD, CFB. & ALEXANDRINO, J. 2008. Ecological modelling of *Phyllomedusa ayeaye* (Anura: Hylidae): prediction of new occurrence areas for a rare species. *Neotropical Biology and Conservation*, vol. 3, no. 2, p. 59-65.
- GIOVANELLI, JGR. HADDAD, CFB & ALEXANDRINO, J. 2007. Predicting the potential distribution of the alien invasive American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) in Brazil. *Biological Invasions*, vol. 10, no. 5, p. 585-590.
- GUIBAN, A. & THUILLER, W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, vol. 8, p. 993-1009.
- GUIBAN, A. & ZIMMERMANN, NE. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, vol. 135, p. 147-86.
- GUSCHANSKI, K. VIGILANT, L. MCNEILAGE, A. GRAY, M. KAGODA, E. & ROBBINS, MM. 2008. Counting elusive animals: Comparing field and genetic census of the entire mountain gorilla population of Bwindi Impenetrable National Park, Uganda. *Biological Conservation*, vol. 142, p. 290-300.
- HALVORSEN, R. 2012. A maximum likelihood explanation of MaxEnt, and some implications for distribution modelling. *Sommerfeltia*, vol. 36 p. 1-132.
- HERNANDEZ, PA. GRAHAM, CH. MASTER, LL. & ALBERT DL. 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, vol. 29, p. 773-785.

- HUGES, B. DUGGER, B. CUNHA, HJ. LAMAS, I. GOERCK, J. LINS, L. SILVEIRA LF. ANDRADE, R. BRUNO, SF. RIGUEIRA, S. BARROS, YM. 2006. Plano de ação para a conservação do pato-mergulhão (*Mergus octosetaceus*). Brasília: IBAMA, 86 p.
- HUTCHINSON, GE. 1957. Concluding remarks. Cold Spring Harbour Symp. Quantitative Biol. Vol. 22, p. 415-427.
- HÖING, A. QUINTEN, MC. INDRAWATI, YM. CHEYNE, SM. & WALTERT, M. 2013. Line Transect and Triangulation Surveys Provide Reliable Estimates of the Density of Kloss' Gibbons (*Hylobates klossii*) on Siberut Island, Indonesia. International Journal of Primatology, vol. 34, p. 148-156.
- ICMBIO. 2011. Sumário executivo do Plano de Ação Nacional para conservação da Onça-Pintada. Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Carnívoros (CENAP). Atibaia, 8p.
- KEARNEY, M. 2006. Habitat, environment and niche: what are we modelling?. Oikos, vol. 115, p. 186-191.
- KIERULFF, MCM. & RYLANDS, AB. 2003. Census and distribution of the Golden Lion Tamarin (*Leontopithecus rosalia*). American Journal of Primatology, vol. 59, p. 29-44.
- KÜHL, H. MAISELS, F. ANCRENAZ, M. & WILLIAMSON, EA. 2008. Best Practice Guidelines for Surveys and Monitoring of Great Ape Populations. Gland, Switzerland: IUCN SSC Primate Specialist Group (PSG). 32 p.
- KUMARA, NH. & RADHAKRISHNA, S. 2013. Evaluation of census techniques to estimate the density of slender Loris (*Loris lydekkerianus*) in Southern India. Current Science, vol. 104, no. 8, p. 1083-1086.
- LECA, JB. GUNST, N. ROMPIS, A. SOMA, G. ARTA PUTRA, IGA. & WANDIA, N. 2013. Population Density and Abundance of Ebony Leaf Monkeys (*Trachypithecus auratus*) in West Bali National Park, Indonesia. Primate Conservation, vol. 26, p. 133-144.
- LOBO, JM. JIMÉNEZ-VALVERDE, A. & HORTAL J. 2010. The uncertain nature of absences and their importance in species distribution modelling. Ecography, vol. 33, p. 103-114.
- LOZIER, JD. ANIELLO, P. & HICKERSON, MJ. 2009. Predicting the distribution of Sasquatch in western North America: anything goes with ecological niche modelling. Journal of Biogeography, vol. 36, p. 1623-1627.

- MATEO-TOMÁS, P. & OLEA, PP. 2010. Anticipating Knowledge to Inform Species Management: Predicting Spatially Explicit Habitat Suitability of a Colonial Vulture Spreading Its Range. *Plos One*, vol. 5, no. 8, p. 1-11.
- MITTERMEIER, RA. KINZEY, WG. & MAST, RB. 1989. Neotropical Primate Conservation. *Journal of Human Evolution*, vol. 18, p. 597–610.
- MOREIRA, LMB. 2009. Primatas das Serras das Lontras e Javi: Estado das populações e seu papel na conservação regional da comunidade de primatas no sul da Bahia. Ilhéus: Universidade Estadual de Santa Cruz. Dissertação de Mestrado em Zoologia Aplicada. 127 p.
- MYERS, N. MITTERMEIER, RA. MITTERMEIER, CG. FONSECA, GAB. KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, vol. 403.
- NEVES, LG. 2008. Distribuição geográfica e conservação de *Callithrix kuhlii* (Coimbra-Filho, 1985) (Primates, Callitrichidae) no Sul da Bahia, Brasil. Ilhéus: Universidade Estadual de Santa Cruz. Dissertação de Mestrado em Zoologia Aplicada. 97 p.
- OLIVEIRA, PP. GRATIVOL, AD & RUIZ-MIRANDA, CR. 2008. Conservação do mico-leão-dourado: enfrentando os desafios de uma paisagem fragmentada. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro: Campos dos Goytacazes. Centro de Biociências e Biotecnologia. Laboratório de Ciências Ambientais, 203 p.
- PAWAR, S. KOO, MS. KELLEY, C. AHMED, MF. CHAUDHURI, S. SARKAR, S. 2007. Conservation assessment and prioritization of areas in Northeast India: Priorities for amphibians and reptiles. *Biological Conservation*, vol. 136, p. 346-361.
- PEARSON, RG. 2007. Species' distribution modeling for conservation educators and practitioners. Synthesis. American Museum of Natural History. Disponível em <http://ncep.amnh.org>.
- PERES, CA. & CUNHA, AA. 2011. Manual censo e monitoramento de vertebrados de médio e grande porte por transecção linear em florestas tropicais. Wildlife Conservation Society, Ministério do Meio Ambiente e ICMBio, Brasil. 43 p.
- PETERSON, AT. (2006) Uses and requirements of ecological niche models and related distributional models. *Biodiversity Informatics*, vol. 3, p. 59-72.
- PETIT, E. & VALIERE, N. 2006. Estimating Population Size with Noninvasive Capture-Mark-Recapture Data. *Conservation Biology*, vol. 20, no. 4, p. 1062-1073.

- PHILLIPS, SJ. ANDERSON, RP. & SCHAPIRE, RE. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, vol. 190, p. 231-259.
- RABOY, BE. CANALE, GR. & DIETZ, JM. 2008. Ecology of *Callithrix kuhlii* and a review of eastern brazilian marmosets. *Journal of Primatology*, vol. 29, p. 449-467.
- REZENDE, GC. 2013. Sucesso em Programas de Conservação de Espécies da Fauna Ameaçada: A história do Programa de Conservação do Mico-Leão-Preto. Nazaré Paulista: IPÊ - Instituto de Pesquisas Ecologicas. Dissertação de Mestrado em Ecologia. 129 p.
- RIBEIRO, MC. METZGER, JP. MARTENSEN, AC. PONZONI, FJ. HIROTA, MM. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, vol. 142, no. 6, p. 1141-1153.
- RUIZ-MIRANDA, CR. AFFONSO, AG. MORAIS, MM. VERONA, CE. MARTINS, A. & BECK B. 2006. Behavioral and Ecological Interactions between Reintroduced Golden Lion Tamarins (*Leontopithecus rosalia* Linnaeus, 1766) and Introduced Marmosets (*Callithrix spp*, Linnaeus, 1758) in Brazil's Atlantic Coast Forest Fragments. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, vol. 49, no. 1, p. 99-109.
- RYLANDS AB. 1989. Sympatric Brazilian callitrichids: The Black Tufted-Ear Marmoset, *Callithrix kuhlii*, and the Golden-headed Lion Tamarin, *Leontopithecus chrysomelas*. *Journal of Human Evolution*, vol. 18, p. 679-695.
- RYLANDS, AB. 1996. Habitat and the evolution of social and reproductive behavior in Callitrichidae. *American Journal of Primatology*, vol. 38, p. 5-18.
- RYLANDS, AB. & MITTERMEIER. 2009. The Diversity of the New World Primates (Platyrrhini): An Annotated Taxonomy. In: *South American Primates*. New York: Springer. p. 23-54.
- SAVAGE, A. THOMAS, L. LEIGHTY, KA. SOTO, LH. & MEDINA, FS. 2010. Novel survey method finds dramatic decline of wild cotton-top tamarin population. *Nature Communications*, vol. 1.
- STRIER, KB. BOUBLI, JP. 2006. A History of Long-term Research and Conservation of Northern Muriquis (*Brachyteles hypoxanthus*) at the Estação Biológica de Caratinga/RPPN-FMA. *Primate Conservation*, vol. 20, p. 53-63.

- STOCKWELL, DRB. & PETERSON, AT. Effects of sample size on accuracy of species distribution models. 2002. *Ecological Modelling*, vol. 148, p. 1-13.
- SUTTON, T. GIOVANNI, R. & SIQUEIRA MF. 2007. Introducing openModeller: A fundamental niche modelling framework. *OSGeo Journal*, vol. 1, p. 3-8.
- TABARELLI, M. AGUIAR, AV. RIBEIRO, MC. METZER, JP. PERES, CA. 2010. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. *Biological Conservation*, vol. 143, p. 2328-2340.
- THOISY, B. BROSSE, S. & DUBOIS, MA. 2008. Assessment of large-vertebrate species richness and relative abundance in Neotropical forest using line-transect censuses: what is the minimal effort required? *Biodiversity Conservation*, vol. 17, p. 2627-2644.
- THOISY, B. 2000. Line-transects: sampling application to a French Guianan rainforest. *Mammalia*, vol. 64, no. 1, p. 101-112.
- THOMAS, L. BUCKLAND, ST. REXSTAD, EA. LAAKE, JL. STRINDBERG, S. HEDLEY, SL. BISHOP, JRB. MARQUES, TA. & BURNHAM, KP. 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology*, vol. 47, p. 5-14.
- TSOAR, A. ALLOUCHE, O. STEINITZ, O. ROTEM, D. & KADMON R. 2007. A comparative evaluation of presence only methods for modelling species distribution. *Diversity and Distributions*, vol. 13, p; 397-405.
- VAN SCHAIK, CP. PRIATNA, A. PRIATNA, D. 1995. Population estimates and habitat preferences of orangutans based on line transects of nests. In: *The neglected ape*. Plenum Press, New York, p. 129–147.
- VIGILANT, L. & GUSCHANSKI, K. 2009. Using genetics to understand the dynamics of wild primate populations. *Primates*, vol. 50, p. 105-120.
- WISZ, MS. HIJMANS, RJ. LI, J. PETERSON, AT. GRAHAM, CH. GUISAN, A & NCEAS Prediction Species Distributions Working Group. 2008. Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions*, vol. 14 p. 763-773.

5. CAPÍTULO I - Abundância relativa e características do habitat de um sagui endêmico da Mata Atlântica brasileira

5.1 RESUMO

Estimativas populacionais fornecem informações sobre estado de conservação de espécies e são necessárias para análises de viabilidade populacional e monitoramento em longo prazo. Para contribuir com a conservação do primata *Callithrix kuhlii*, estimamos a abundância relativa (avistamentos/10 km) e a densidade populacional (grupos/km²) em três fragmentos de Mata Atlântica da Bahia, Brasil. Em 366,77 km percorridos foram obtidos 48 registros de *C. kuhlii* nas três áreas, passível para comparação com trabalhos de estimativas populacionais da espécie. Esperávamos maior abundância da espécie em fragmentos pequenos (por se tratar de uma espécie generalista e devido ao efeito de aglomeração de indivíduos causado pela fragmentação), protegidos, com pouca cobertura florestal (i.e. com características de mata secundária), baixa variação de temperatura, pouca riqueza de primatas e elevação até 500 m. Em relação ao tamanho do fragmento e cobertura florestal, os resultados se comportaram como o esperado, com maior abundância de *C. kuhlii* em áreas pequenas com pouca cobertura florestal. Isto demonstra que a espécie se adapta bem a ambientes degradados e com frequência de indivíduos em matas secundárias e ambientes de borda. No entanto, houve maior abundância também em áreas com maior variação diurna de temperatura. Isso pode ser explicado pela plasticidade da espécie, capaz de tolerar uma faixa ampla de temperatura, ou pode sugerir preferência da espécie por matas interioranas. Esses dados apontam a necessidade de criar unidades de conservação em fragmentos florestais pequenos e que abrangem outras fitofisionomias (i.e. matas semidecíduas). Esses dados também podem auxiliar na atualização da categoria de ameaça de *C. kuhlii* (nacional e regional).

Palavras chave: *Callithrix kuhlii*, Distance software, estimativa populacional, espécie comum, Floresta Estacional Semidecidual, status de conservação.

Relative abundance and habitat features of an endemic marmoset in the Brazilian Atlantic Rainforest

5.2 ABSTRACT

Population surveys provide information about the species conservation status and it is crucial for population viability analysis and long term monitoring. We estimated relative abundance (sightings/10 km) and population density (groups/km²) of the primate *Callithrix kuhlii* in three forest fragments of Atlantic Rainforest in Bahia. In 366.77 km, 48 sightings of *C. kuhlii* were recorded in the three study areas, allowing comparison with previous population surveys. We were expecting higher abundances in smaller remnants (because of the generalist behavior of the species and the crowd effect caused by habitat fragmentation), as well as larger populations in protected remnants, with low forest cover (i.e. secondary forest features), short temperature range, species-poor areas and sites up to 500 m a.s.l. In relation to the remnant size and forest cover, our hypotheses were confirmed by our findings (larger abundances of *C. kuhlii* in smaller areas with low forest cover). This suggests that the species is well adapted to degraded habitats such as secondary forests and habitats modified by edge effects. Nonetheless, we found higher abundance of the species in areas with high diurnal variation of temperature. This could be explained by the plasticity of this marmoset, which tolerates broad temperature range or it may suggest that this species prefers interior forests. The results indicate the necessity of creating more protected areas in smaller remnants, and also in forest fragments with different phytophysiognomies (i.e. semideciduous forests). The present data may also help on updating the species conservation status of both national and regional red lists of threatened species.

KEYWORDS: Distance software, population assessments, common species, conservation status, *Callithrix kuhlii*, Semideciduous forests.

5.3 Introdução

Dados de distribuição e abundância de espécies, bem como a relação entre esses dois fatores, são essenciais para elaborar planos de ação (Elith et al., 2006; Peres & Cunha, 2011; Norris et al., 2011; Tôrres et al., 2012). As reduções ou alterações nas estimativas populacionais permitem analisar se as populações são viáveis, auxiliando na classificação do estado de conservação de espécies (Chiarello & Melo, 2001; Costa et al., 2012; Höing et al., 2013). Para que esse objetivo seja alcançado, diferentes pesquisadores devem utilizar as mesmas técnicas de amostragem para a comparação de diferentes áreas de estudos ou diferentes períodos, possibilitando o monitoramento de espécies em longo prazo (Peres & Cunha, 2011).

Os esforços conservacionistas geralmente são direcionados às espécies raras e ameaçadas, em detrimento de espécies comuns e abundantes (Gaston & Fuller, 2008; Gaston, 2010; Lindenmayer et al., 2011). No entanto, espécies abundantes são importantes na manutenção e estruturação de ecossistemas, na ciclagem de nutrientes e dispersão e polinização (Lindenmayer et al., 2011; Redford et al., 2013). São frequentes os relatos de espécies comuns que foram levadas à extinção ou sofreram drástica redução populacional em curto prazo (Gaston, 2010; Lindenmayer et al., 2011; Redford et al., 2013). Portanto, monitorar populações de espécies classificadas com baixo grau de ameaça é fundamental para detectar a redução populacional e evitar que o risco de extinção aumente.

A redução populacional é um dos fatores que coloca o sagui-de-wied (*Callithrix kuhlii*) na categoria de quase ameaçado de acordo com o critério A2c da International Union for Conservation of Nature (IUCN). Esta espécie é endêmica à Mata Atlântica do sul da Bahia e nordeste de Minas Gerais (Raboy et al., 2008; Neves, 2008). O decréscimo estimado de 20-25% da população nos últimos 18 anos está particularmente relacionado ao intenso desmatamento que a Mata Atlântica vem sofrendo (Neves, 2008; IUCN), atualmente com 11,4% a 16% de sua cobertura original (Ribeiro et al., 2009) esse bioma está entre os 34 hotspots de biodiversidade (Fisher & Christopher, 2006). Existem poucos estudos sobre comportamento e ecologia de *Callithrix kuhlii* em vida livre (Rylands, 1989, Raboy et al., 2008; Neves, 2008). Isso provavelmente se deve a divergências taxonômicas e pelo fato desse calitriquídeo ser considerado o primata mais comum do sul da Bahia, despertando pouco interesse para estudos conservacionistas (Coimbra-filho et al., 2006; Neves, 2008).

Para aumentar o conhecimento sobre populações desse primata e contribuir com seu status de conservação, esse trabalho teve como objetivo estimar a população de *C. kuhlii* em diferentes fragmentos de Mata Atlântica da Bahia e comparar os dados com trabalhos disponíveis na literatura (Moreira, 2009; Kierulff et al., 2005 apud Moreira, 2009). Além disso, foi verificado quais características das áreas de estudo podem explicar uma alta ou baixa abundância relativa da espécie.

Foi esperada maior abundância relativa de saguis de wied em fragmentos de pequeno porte e pouca cobertura florestal. Além disso, esperou-se maior abundância em áreas protegidas e com características climáticas amenas (i.e. sazonalidade não marcante e baixa variação diurna de temperatura), baixa riqueza de primatas (i.e. menor competição) e elevação moderada (i.e. até 500 m) (Rylands, 1989; Rylands, 1996; Coimbra-Filho et al., 2006; Neves, 2008; Raboy et al., 2008).

5.4 Material e métodos

Áreas de estudo

Os dados de densidade populacional e abundância relativa foram coletados em três fragmentos de Mata Atlântica na Bahia, nordeste do Brasil, inseridos na área de distribuição original do *C. kuhlii* – remanescente florestal no município de Camacan (CAM), remanescente florestal no município de Itororó (ITO) e Reserva Biológica de Una (UNA).

Nos municípios de Camacan e Una há predomínio de cabucas (i.e. plantações de cacau nas quais parte das plantas nativas é mantida para sombrear os cacauzeiros do sub-bosque) nas áreas de cultivo (Araujo et al., 1998; Simões et al., 2011). Em Camacan, devido à crise do cacau na década de 1980 outras formas de cultivo (café, cultivo de madeira para extração, cultivo de subsistência) e a pecuária começaram a ser praticadas. Na porção norte do município, devido a maior presença de serras e morros há menos exploração e mais fragmentos florestais do que na porção sul (Simões et al., 2011). As coletas foram realizadas na porção norte do município em uma região com predomínio de agricultura de subsistência.

Em Una, o cultivo de cacau era praticado em conjunto com o cultivo de seringueiras e após a crise, diferente de Camacan, não houve substituição significativa do cultivo predominante na região. No entanto, a atividade pecuária na região aumentou com o desmatamento de novas áreas e a manutenção dos cultivos de cacau e seringueira

(Araujo et al., 1998). Dentre os fragmentos estudados, o do município de Una é o único que se encontra em área protegida, a Reserva Biológica de Una. Por essa razão, as trilhas realizadas apresentavam sub-bosque mais denso.

O município de Itororó está inserido na bacia do rio Colônia, região marcada pela prática de pecuária. Inicialmente a produção era pequena e de caráter auto-sustentável, no entanto, atualmente é praticada em maior escala com concentração de terra por grandes produtores (Souza, 2009). Por isso, a paisagem é marcada por pastos e, no fragmento estudado, parte das trilhas apresentava grande quantidade de vegetação baixa (como *Brachiaria* spp.).

Os dados obtidos nos três fragmentos estudados foram comparados com outros três estudos realizados anteriormente em unidades de conservação: Reserva Biológica de Una, Parque Estadual da Serra do Conduru (Kierulff et al., 2005 apud Moreira, 2009) e Parque Nacional da Serra das Lontras (Moreira, 2009) (Figura 1, Tabela I).

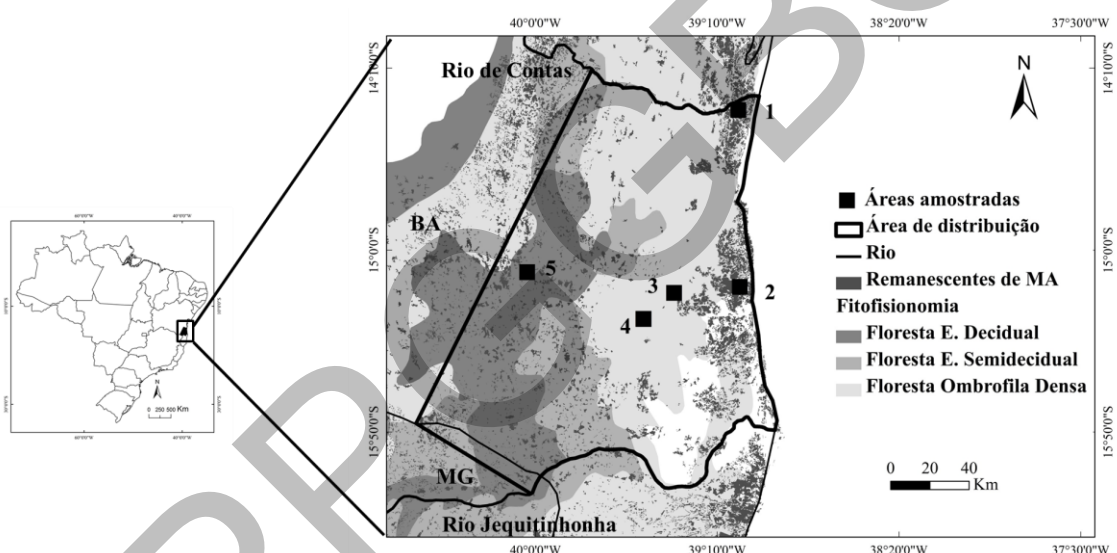


Figura 1 – Localização dos remanescentes de Mata Atlântica com estimativas populacionais de *Callithrix kuhlii*, evidenciando suas respectivas fitofisionomias: (1) Parque Estadual da Serra do Conduru (Kierulff et al., 2005 apud Moreira, 2009), (2) Reserva Biológica de Una (Kierulff et al., 2005 apud Moreira, 2009 e presente estudo), (3) Parque Nacional da Serra das Lontras (Moreira, 2009), (4) Camacan (presente estudo) e (5) Itororó (presente estudo). As cinco áreas estão localizadas dentro da área de distribuição de *C. kuhlii*, no Sul da Bahia, nordeste do Brasil (destaque em preto no quadro do canto superior esquerdo da figura).

Tabela I- Características das áreas de estudo em que foram feitas estimativas populacionais de *C. kuhlii* (ITO - Itororó, CAM - Camacan, PESC - Parque Estadual da Serra do Conduru, PNSL - Parque Nacional da Serra das Lontras, UNA - Reserva Biológica de Una).

Área de estudo	Tamanho do fragmento florestal (ha)	Estado de proteção	Período de coleta	Fitofisionomia	Riqueza de primatas	Elevação	Porcentagem de cobertura do dossel	Variação diurna de temperatura (média mensal)	Densidade de drenagem	Precipitação do mês mais seco	Precipitação do mês mais chuvoso	Fonte
ITO	244.2	Área privada sem proteção	2012-2013	Floresta estacional semidecidual	2	247,68	21,16	8,57	25,84	31,05	137	Presente estudo
CAM	490	Área privada sem proteção	2012-2013	Floresta Ombrófila densa	1	206	34	7,6	14,98	62,00	139,00	Presente estudo
PESC	9300	UC de proteção integral	2002-2003	Floresta Ombrófila densa	2	147,60	53,80	6,3	11,37	17,6	205,2	Kierulff et al., 2005 apud Moreira, 2009
PNSL	16500	UC de proteção integral	2007	Floresta Ombrófila densa	4	540,50	73	7,3	14,22	78	143,5	Moreira, 2009
UNA	18500	UC de proteção integral	2002-2003 e 2012-2013	Floresta Ombrófila densa	4	49,6	58,67	6,81	17,19	103,3	153,9	Kierulff et al., 2005 apud Moreira, 2009 e presente estudo

Não há estações meteorológicas próximas a todas as áreas estudadas para obter dados mais precisos, ficando esta análise limitada a dados interpolados e, portanto, mais homogêneos. Todas as variáveis utilizadas estavam na resolução espacial de ~1 km. As variáveis climáticas (precipitação do mês mais seco, precipitação do mês mais chuvoso e variação diurna média de temperatura) foram obtidas no WorldClim (Hijmans et al. 2005, <http://www.worldclim.org>). A porcentagem de cobertura do dossel foi obtida pelo Global Land Cover Facility (DiMiceli et al., 2010, www.landcover.org), a elevação pelo Shuttle Radar Topography Mission to Map the World (SRTM, 2012, <http://www2.jpl.nasa.gov/srtm/>) e a densidade de drenagem através do Ambdata (<http://www.dpi.inpe.br/Ambdata/densidade.php>). Com auxílio do software ArcGis 9.3 (Environmental Systems Research Institute, ESRI, www.esri.com), foram calculadas as médias dos valores de cada uma das variáveis nas áreas em que foram realizados os transectos lineares à procura dos saguis de wied.

Coleta de dados

Para o cálculo de estimativas populacionais (abundância relativa e densidade populacional) foram coletados dados pelo método de transecção linear, no qual os pesquisadores percorrem trilhas previamente definidas, em velocidade constante (cerca de 1 km/h) (Thoisy, 2000; Peres & Cunha, 2011). Os transectos foram percorridos entre 5:00 h e 18:00 h e quando algum indivíduo foi avistado, anotou-se: (1) o nome da espécie, (2) número de indivíduos, (3) dia e horário de avistamento, (4) localização geográfica acurada do animal, (5) comprimento total da transecção percorrida, (6) distância perpendicular do primeiro animal avistado à trilha.

Durante a coleta de dados, as cinco premissas da metodologia foram obedecidas, sendo elas (1) os indivíduos na trilha são sempre detectados, (2) a localização do indivíduo ocorre antes que ele se movimente devido à presença do observador, (3) a velocidade de deslocamento da espécie observada é menor do que a do observador, (4) as distâncias perpendiculares são medidas com acurácia e (5) os eventos de detecção são independentes (Peres & Cunha, 2011).

Como as coletas foram feitas por três observadores diferentes, foi necessário verificar se houve ou não diferença de detecção de indivíduos e mensuração de distâncias perpendiculares entre os pesquisadores. Assim, um treinamento da metodologia foi realizado antes do início da coleta de dados (como recomendado por

Peres & Cunha, 2011), utilizando-se bexigas verdes e pretas ao longo de um transecto em um fragmento florestal. Não houve diferença significativa na probabilidade de detecção entre os três pesquisadores (teste de Kruskal-Wallis, $H=1.76$, $P=0.41$) ou nas medidas de distância perpendicular (teste de Kruskal-Wallis, $H=0.02$, $P=0.98$). Portanto, assumimos que possíveis diferenças entre as estimativas populacionais de saguis-de-wied nas áreas amostradas não se devem ao fato de terem sido obtidas por diferentes pesquisadores.

5.5 Análise dos dados

Estimativas populacionais

A abundância relativa em cada uma das três áreas estudadas foi calculada com base no número de avistamentos e quilometragem total percorrida, obtendo-se o número de avistamentos/10 km (Thoisy, 2000; Thoisy et al., 2008).

Para o cálculo da densidade populacional, foi usado o software Distance 6.0 (<http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>), que utiliza as distâncias perpendiculares obtidas nos transectos para estimar a largura efetivamente amostrada do transecto (ESW, ou effective strip width) e a probabilidade de detecção do animal (Thomas et al., 2010; Cullen Jr. & Rudran, 2003). A fim de se obter um valor de ESW mais acurado (ou seja, com coeficiente de variação $< 20\%$ de acordo com Buckland et al. 1993), os dados de distâncias perpendiculares referentes a cada avistamento nas três áreas estudadas foram agrupados, totalizando 48 avistamentos (CAM= 15 avistamentos, ITO= 24 avistamentos e UNA= 9 avistamentos). Vários modelos foram testados com auxílio do software, sendo selecionado o que apresentou maior valor de bondade de ajustamento (goodness-of-fit - GOF) e menor critério de informação de Akaike (AIC) (Cullen Jr. & Rudran, 2003).

O valor de densidade populacional foi calculado com a fórmula $D=N/(2*ESW*L)$, na qual D = densidade (grupos/km²); N =total de avistamentos; ESW = largura média efetivamente amostrada do transecto; L =quilometragem total (Buckland et al., 1993). Os valores médio, mínimo e máximo de ESW foram utilizados no cálculo de densidade populacional média, mínima e máxima de *C. kuhlii*.

Estimativa populacional e características das áreas

Para escolher qual estimativa populacional (abundância relativa ou densidade populacional) seria utilizada na interpretação do gráfico de dispersão, gerado pela Análise dos Componentes Principais (ACP), foi feita uma correlação de Spearman entre cada estimativa populacional da espécie e cada característica das áreas.

A ACP foi utilizada para verificar quais características das áreas (Tabela I) poderiam explicar a variância dos diferentes fragmentos florestais (i.e. diferentes valores da estimativa populacional escolhida). Para a área UNA, foi usada a estimativa populacional obtida neste estudo. Como o número de observações (i.e. fragmentos florestais amostrados, N=5) foi menor que o número de variáveis (N=10), não foi possível utilizar testes estatísticos multivariados baseados em níveis de significância (Manly, 2008).

5.6 RESULTADOS

Estimativas populacionais

Foram percorridos 366,77 km nas três áreas de estudo, entre setembro de 2012 e setembro de 2013, totalizando 48 avistamentos de *C. kuhlii* (Tabela II). O esforço amostral em cada área estudada foi semelhante (entre 100 e 150 km). Em ITO foi obtido o maior índice de abundância relativa (2,5 avistamentos/10 km), enquanto UNA apresentou o menor índice (0,68 avistamentos/10 km). Isso significa que um pesquisador tem maior chance de encontrar este primata em ITO do que em UNA com menos esforço de campo (um avistamento a cada 4 km percorridos, ao passo que em UNA há chance de um registro a cada 16,7 km).

Tabela II – Abundância relativa (AR= avistamentos/ 10km), densidade populacional média, mínima e máxima (Dpop, em grupos/km²), esforço amostral ou quilometragem total percorrida (Km) e número de avistamentos (N) de *C. kuhlii* em cinco áreas de Mata Atlântica da Bahia (Camacan - CAM, Itororó - ITO, Reserva Biológica de Una - UNA, Parque Estadual da Serra do Conduru - PESC e Parque Nacional da Serra das Lontras - PNSL). Os valores com * foram utilizados no cálculo de correlação de Spearman.

Área de estudo	N	Km	AR	Dpop média (mínima e máxima)	Fonte
ITO	24	116,75	2,5*	5,59* (4,55 a 6,87)	Presente estudo
CAM	15	102,02	1,47*	4,00* (3,26 a 4,91)	Presente estudo
PNSL	15	223,3	0,67*	3,36* (sem dados)	Moreira, 2009
UNA	9	148	0,68*	1,66* (1,35 a 2,03)	Presente estudo
PESC	13	228,25	0,57*	2,85* (sem dados)	Kierulff et al., 2005 apud Moreira, 2009
UNA	5	284	0,18	0,88 (sem dados)	Kierulff et al., 2005 apud Moreira, 2009

Em CAM foi encontrado o grupo com maior número de indivíduos entre as áreas de estudo (N=9). Em ITO e UNA foram encontrados tamanhos de grupo semelhantes (N=5 e N=6, respectivamente). Houve registro de gêmeos infantes de *C. kuhlii*, carregados nas costas de adultos, nos meses de novembro 2012 e janeiro 2013 em CAM e no mês de maio 2013 em UNA.

Com auxílio do programa Distance 6.0, foi selecionado o modelo Uniforme e função Cosseno que apresentou menor AIC (AIC= 318,18) e maior GOF (Chi-p=0,393). Com base nesse modelo, o valor da ESW média obtida foi de 18,38 m (entre 14,97 e 22,58 m, coeficiente de variação=10%). Assim, foi encontrada a maior densidade média em ITO e a menor densidade média em UNA (Tabela II). Para as três áreas estudadas, a frequência de avistamentos diminuiu com o aumento das distâncias perpendiculares (Figura 2), como esperado, já que a visibilidade tende a diminuir com o aumento da distância do animal à trilha (Buckland et al 1993). UNA possui sub-bosque mais denso, o que pode ter influenciado na detecção progressivamente menor do observador a partir

de 10 m da trilha. Em CAM, a detectabilidade foi semelhante até 20 m do transecto, possivelmente devido à facilidade de avistamento de animais nos pés de cacau (*Theobroma cacao*) e jacas (*Artocarpus heterophyllus*) que predominam na cabruca, em meio a um sub-bosque ralo. Já em ITO, a presença de vegetação mais baixa (como *Brachiaria* spp.) ao lado de alguns trechos da trilha facilitaram avistamentos de animais que se encontravam mais afastados, entre 10 e 30 m.

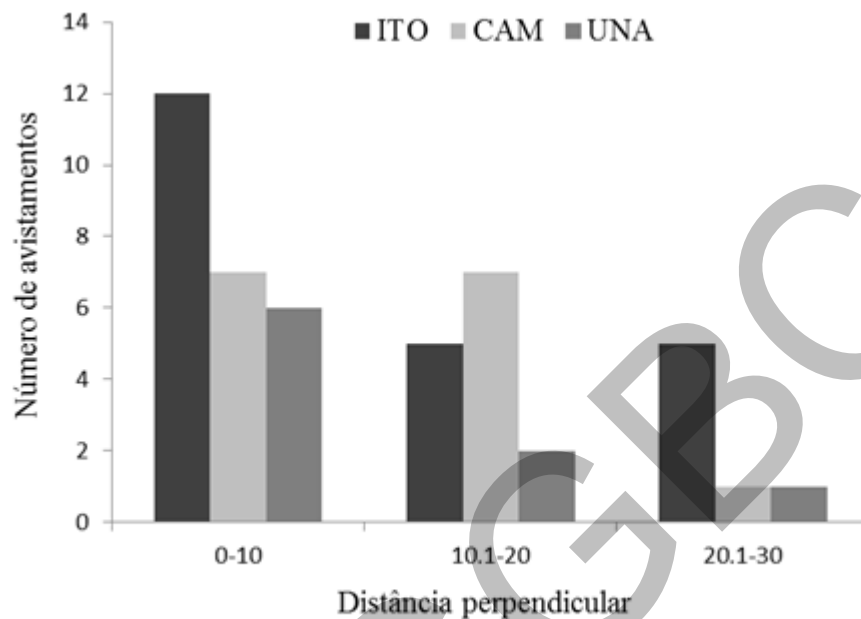


Figura 2 – Número de avistamentos de *C. kuhlii* nas três áreas amostradas no presente estudo (Itororó - ITO, Camacan - CAM, Reserva Biológica de Una - UNA), considerando-se três intervalos de distância perpendicular, em metros.

No período da manhã (6-12h) foram obtidos 30 avistamentos nas três áreas, enquanto a tarde (12:01-18h) foram obtidos 18 avistamentos. Em ITO, houve maior número de avistamentos das 13h às 14h e em CAM e UNA das 6h às 7h (Figura 3).

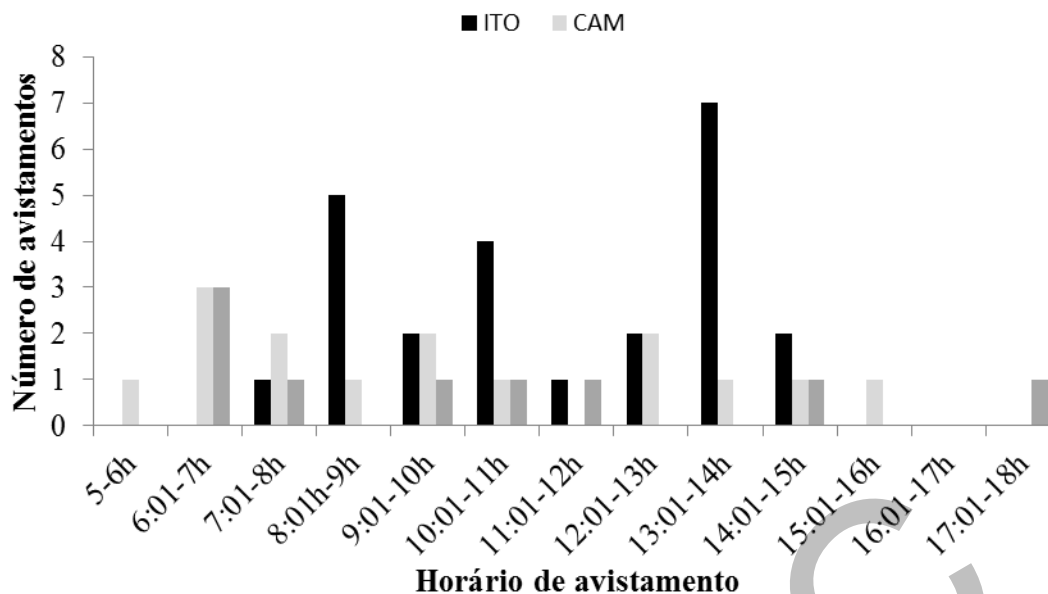


Figura 3 – Frequência de avistamentos de *C. kuhlii* em cada intervalo de hora durante o percurso dos transectos lineares nas três áreas de estudo (Camacan - CAM, Itororó - ITO, Reserva Biológica de Una - UNA).

As estimativas populacionais obtidas são confiáveis, uma vez que as premissas e a quilometragem mínima (85 km) foram obedecidas (Thoisy et al., 2008; Peres & Cunha, 2011). Além disso, o baixo coeficiente de variação do ESW gerou valores precisos de densidade populacional de *C. kuhlii* (Buckland et al., 2001), o que permitiu a comparação dos valores entre diferentes áreas.

Estimativa populacional e características das áreas

Dentre as estimativas populacionais, apenas a abundância relativa apresentou correlação alta com algumas variáveis (Figura 4). A correlação foi negativa com o índice de porcentagem de cobertura de dossel ($R_s = -0,90$, $P = 0,03$), estado de proteção ($R_s = -0,90$, $P = 0,02$) e fitofisionomia ($R_s = -0,89$, $P = 0,04$) e positiva com variação diurna média de temperatura ($R_s = 0,93$, $P = 0,02$).

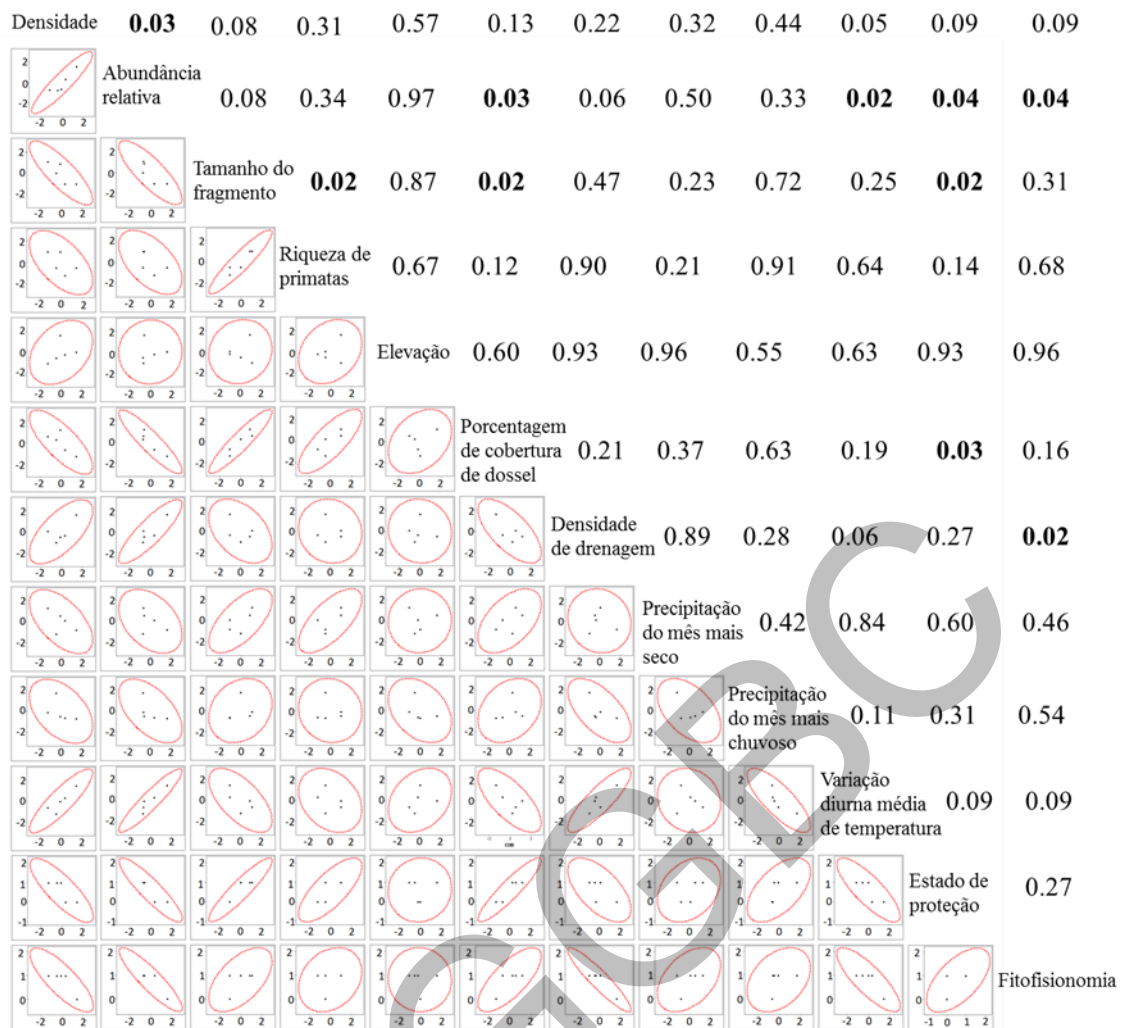


Figura 4 – Correlação entre as estimativas populacionais (densidade e abundância relativa) de *C. kuhlii* e as características das áreas. Em negrito os p-valores significativos (< 0.05).

A porcentagem de cobertura de dossel, estado de proteção e fitofisionomia estão entre variáveis que mais explicaram a variância dos dados entre os fragmentos florestais. Portanto, para facilitar a interpretação do gráfico de dispersão gerado pela ACP, a abundância relativa foi considerada equivalente às observações (i.e. fragmentos florestais).

O primeiro componente principal (CP1) gerado na ACP explicou 56% da variância total, sendo que os dois primeiros componentes principais explicaram 80% (Tabela III).

Tabela III – Variâncias (autovalores) e variâncias acumuladas para cada componente principal, com os dois primeiros destacados em negrito.

Componente principal	Variância	Variância acumulada
CP1	5,56	0,56
CP2	2,43	0,80
CP3	1,06	0,91
CP4	0,95	1,00
CP5	0,00	1,00
CP6	0,00	1,00
CP7	0,00	1,00
CP8	0,00	1,00
CP9	0,00	1,00
CP10	0,00	1,00

No CP1, os maiores valores de autovetores corresponderam a três variáveis (tamanho do fragmento, estado de proteção e porcentagem de cobertura do dossel) (Tabela IV). Para facilitar a interpretação dos dados, o CP1 foi chamado de “grandes áreas protegidas com cobertura florestal densa” quando as observações localizaram-se na parte positiva do eixo, e “pequenas áreas sem proteção com pouca cobertura florestal” quando as observações localizaram-se na parte negativa do eixo. Consideramos uma cobertura florestal densa aquela que apresenta valores acima de 40%, enquanto pouca cobertura equivale a regiões com porcentagem de dossel entre zero e 40%.

O segundo componente principal (CP2) foi caracterizado pelas precipitações no mês mais chuvoso, mais seco e pela riqueza de primatas. Assim, o CP2 foi denominado como “áreas com muita riqueza sem estação definida” (quando as observações localizaram-se na parte positiva do eixo) e “áreas com pouca riqueza e estações seca e

chuvosa bem definidas” (quando as observações localizaram-se na parte negativa do eixo).

Tabela IV – Autovetores dos dois primeiros componentes principais com destaque para os três maiores valores de cada componente.

Variável	CP1	CP2
Tamanho do fragmento	0,384	0,227
Riqueza de primatas	0,288	0,415
Elevação	0,023	0,317
% de cobertura de dossel	0,405	0,141
Densidade de drenagem	-0,324	0,292
Precipitação do mês mais seco	0,199	0,441
Precipitação do mês mais chuvoso	0,203	-0,513
Variação diurna média de temperatura	-0,368	0,309
Estado de proteção	0,401	0
Fitofisionomia	0,350	-0,132

UNA, PNSL e PESC, fragmentos com baixa abundância relativa (até 1 avistamento/10 km), são grandes áreas protegidas com cobertura florestal densa (Figura 5). Esses fragmentos apresentaram características diferentes em relação à precipitação e riqueza de primatas. UNA e PNSL apresentaram muita riqueza sem estação definida, enquanto PESC apresentou áreas com pouca riqueza e estação seca e chuvosa bem definidas.

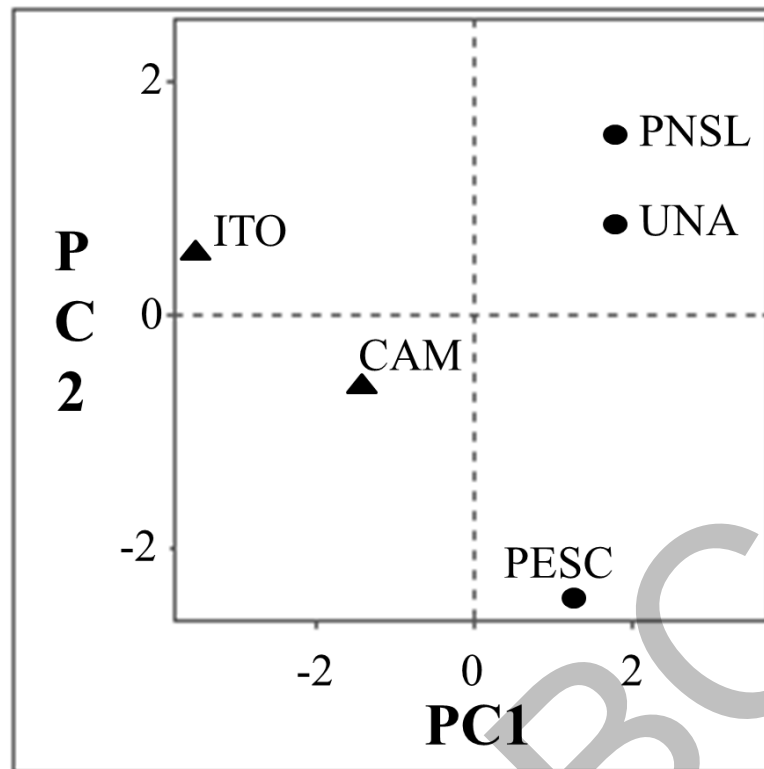


Figura 5 – Gráfico de dispersão da Análise de Componentes Principais representando cinco observações (ITO – Itororó, CAM – Camacaã PESC - Parque Estadual da Serra do Conduru, UNA - Reserva Biológica de Una e PNSL - Parque Nacional da Serra das Lontras) em função dos dois primeiros componentes principais. Baixa abundância relativa ● e alta abundância relativa ▲.

Os fragmentos florestais com alto índice de abundância relativa (mais de 1 avistamento/10km) (CAM e ITO) são pequenas áreas sem proteção com pouca cobertura florestal. Em relação à sazonalidade e riqueza de primatas não houve um padrão que pudesse explicar a abundância relativa, já que ITO se caracterizou como uma área com muita riqueza de primatas sem estação definida e CAM como área com pouca riqueza e estação seca e chuvosa bem definidas.

5.7 Discussão

Esperávamos obter maior abundância relativa de saguis-de-wied em fragmentos de pequeno porte e pouca cobertura florestal (assumindo que fragmentos com pouca cobertura florestal são ambientes de mata secundária). Fizemos essas suposições devido à característica generalista da espécie, que permite que ela ocupe ambientes degradados

e ao efeito de aglomeração de indivíduos causado pela fragmentação (Debinski & Holt, 2000). Além disso, esperávamos maior abundância em áreas protegidas, pois nessas regiões as perturbações são minimizadas, diminuindo a possibilidade de degradação intensa a ponto do ambiente se tornar inabitável para espécie. Também foi esperada maior abundância de saguis em áreas com características climáticas amenas (i.e. sazonalidade não marcante e baixa variação diurna de temperatura), baixa riqueza de primatas (i.e. menor competição) e elevação moderada (i.e. até 500 m) (Rylands, 1989; Rylands, 1996; Coimbra-Filho et al., 2006; Neves, 2008; Raboy et al., 2008).

Houve maior abundância desses saguis em áreas de pequena dimensão e não protegidas, com pouca cobertura florestal e maior variação diurna de temperatura. Esse resultado concorda com estudos anteriores que mostram que *C. kuhlii* se adapta bem a ambientes degradados, sendo encontrado com frequência em matas secundárias e ambientes de borda (Rylands 1989; Rylands, 1996; Raboy et al., 2008). Mesmo quando matas secundárias não são frequentes na área de vida do grupo, o tempo gasto nessas regiões é maior do que nos outros ambientes disponíveis (e.g. floresta madura, cabucas) (Raboy et al., 2008). Isso explica as maiores abundâncias terem sido encontradas em fragmentos pequenos (i.e. muita área com efeito de borda) e com menor cobertura vegetal (i.e. com algumas perturbações, como corte de madeira e supressão da vegetação para lavoura etc). No entanto, a relação inversa entre abundância e tamanho de fragmento (i.e. maior abundância em fragmentos pequenos), característica do efeito de aglomeração de indivíduos, pode ser temporária (Debinski & Holt, 2000). Portanto, é necessário monitoramento em longo prazo dessas populações para verificar se há mudança na relação encontrada ao longo do tempo.

O caráter generalista da espécie pode explicar a correlação positiva entre abundância e variação diurna de temperatura uma vez que, por sua plasticidade, a espécie pode ser capaz de tolerar uma ampla faixa de temperatura. Essa relação também pode sugerir que a espécie prefere áreas interioranas, já que regiões costeiras apresentam menor variação diurna (Petterssen, 1969).

Não houve um padrão em que a abundância relativa pudesse ser explicada por sazonalidade marcante ou riqueza de primatas. O fato de *C. kuhlii* ser mais generalista que as outras espécies de primatas que ocorrem em simpatria nas áreas estudadas (i.e. *Sapajus xanthosternos*, *Leontopithecus chrysomelas* e *Callicebus melanochir*) pode explicar a falta de padrão existente entre abundância de saguis e riqueza de outros

primatas, já que pode haver diferenciação dos nichos ecológicos efetivos e, portanto, pouca competição por recursos (Figura 6).

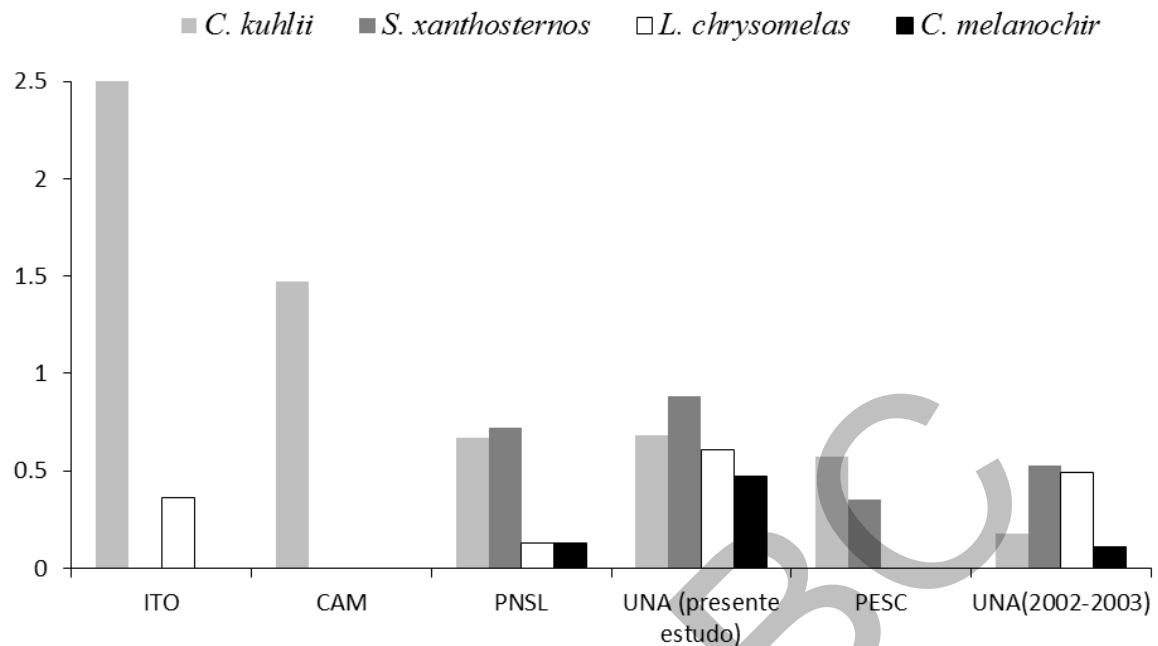


Figura 6 – Riqueza e abundância relativa de primatas (*Callithrix kuhlii*, *Sapajus xanthosternos*, *Leontopithecus chrysomelas* e *Callicebus melanochir*) em cinco fragmentos de Mata Atlântica do sudoeste da Bahia (ITO - Itororó, CAM - Camacan, PESL - Parque Estadual da Serra do Conduru, PNSL - Parque Nacional da Serra das Lontras, UNA - Reserva Biológica de Una). Os dados de ITO, CAM e UNA correspondem ao presente estudo, PNSL a Moreira (2009) e PESL e UNA (2002-2003) a Kierulff et al. (2005 apud Moreira, 2009).

Os dados de presença de filhotes em CAM e UNA podem auxiliar na futura análise de viabilidade de populações (Van Horne, 1983; Zeigler et al., 2010) e sugerem que os recursos e condições destas regiões estão dentro da faixa ótima, que influencia positivamente a aptidão (*fitness*) (Begon et al., 2006; Soorae, 2011). No entanto, é importante ressaltar que abundâncias relativas altas (e presença de filhotes) não necessariamente significam alta qualidade de habitat. As abundâncias encontradas em CAM e ITO podem ser um reflexo de (1) diminuição na população de predadores, aumento na disponibilidade de alimentos ou mudanças de fatores abióticos durante um pequeno período de tempo (2) interações sociais em que indivíduos dominantes expulsam os juvenis de habitat com qualidade alta, aumentando a densidade em habitats

de baixa qualidade e (3) maiores chances de sucesso de imigrantes em áreas de baixa qualidade devido à alta competição em áreas de qualidade alta com indivíduos já estabelecidos (Van Horne, 1983).

Informações sobre abundância relativa, densidade populacional da espécie e horários de avistamento em diversos fragmentos florestais são úteis para planejar futuras pesquisas permitindo (1) comparar o estado de conservação da espécie em diferentes regiões, auxiliando na atualização de sua categoria de ameaça na lista vermelha nacional e regional e (2) escolher a área mais adequada para realizar outros estudos em que seja necessário garantir maior chance de encontro com a espécie, realizando o mínimo de esforço amostral. Deste modo, em ITO e CAM é mais provável obter sucesso na captura (e.g. para estudos genéticos) ou mais registros em estudos de comportamento (Raboy et al., 2008 e Oliveira e Dietz, 2011).

Informações sobre tamanho de grupo são importantes para inferências sobre a área de vida de cada grupo, esperando-se que grupos maiores (i.e. CAM) necessitem de mais recursos e, portanto, ocupem maior área (Chapman & Chapman, 2000). Os dados sobre tamanho máximo de grupo avistados no presente estudo, juntamente com outros estudos a serem feitos, serão importantes para um desenho experimental com enfoque em testar esta hipótese.

Nesse trabalho estudamos a relação de abundância relativa com o macrohabitat. Um estudo complementar a esse poderia contribuir com o entendimento das preferências de habitat da espécie abordando o microhabitat com informações como temperatura no momento do avistamento, porcentagem de cobertura do dossel, densidade de cipós e bromélias (que são importantes para abrigo e forrageamento) e presença de frutos (Rylands, 1989; Rylands, 1996; Oliveira & Dietz, 2011).

É importante considerar que ITO, o fragmento que apresentou maior abundância, é o único entre os estudados em Floresta Estacional Semidecidual. É recomendado que outros estudos de estimativas populacionais da espécie sejam realizados nesta fitofisionomia, o que permitirá comparar abundância relativa e densidade populacional entre áreas de Floresta Estacional Semidecidual e de Floresta Ombrófila Densa.

Os dados de estimativas populacionais também mostraram que a espécie é mais abundante em pequenos fragmentos florestais ainda não inseridos no Sistema Nacional de Unidades de Conservação. Nesse sentido, os fragmentos de mata de floresta

estacional semidecidual do sudoeste da Bahia devem ser considerados áreas prioritárias para a criação de áreas protegidas, visando à conservação das populações dessa região, cujo habitat está severamente fragmentado (MMA et al. 2006; SOS Mata Atlântica & INPE, 2011).

Há uma grande concentração de estudos da biodiversidade no litoral sul da Bahia, sendo as áreas do interior do estado negligenciadas. Mais estudos como este, realizados em áreas interioranas, podem nortear ações de conservação no futuro.

5.8 Referências bibliográficas

- Araujo M, Alger K, Rocha R, et al. 1998. A Mata Atlântica do sul da Bahia: situação atual, ações e perspectivas. Série Cadernos da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. São Paulo. 20 p.
- Begon M, Townsend CR, Harper JL. 2006. Ecologia de Indivíduos a Ecossistemas. 4ªed, Artmed, Porto Alegre p. 131-162.
- Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP, Laake JL. 1993. Distance sampling: estimating abundance of biological populations. London: Chapman & Hall. 432 p.
- Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP, et al. 2001. Introduction to Distance Sampling, Oxford: Oxford University Press.
- Buckland ST, Plumptre AJ, Thomas L, Rexstad EA. 2010. Design and analysis of line transect surveys for primates. *International Journal of Primatology* 31:833-847.
- Chapman CA, Chapman LJ. 2000a. Determinants of group size in primates: the importance of travel costs. In: Boinski S, Garber P. *On the move: how and why animals travel in groups*. University of Chicago Press, Chicago, p 24–42
- Chiarello AG, Melo FR. 2001. Primate Population Densities and Sizes in Atlantic Forest Remnants of Northern Espírito Santo, Brazil. *International Journal of Primatology* 22:379-396
- Coimbra-Filho AF, Mittermeier RA, Rylands AB, et al. 2006. The taxonomic status of Wied's Black-tufted-ear marmoset, *Callithrix kuhlii* (*Callitrichidae*, Primates). *Primate Conservation* 21:1-29.
- Costa MD, Fernandes FAB, Hilário RR, Gonçalves AV, Souza JM. 2012. Densidade, tamanho populacional e conservação de primatas em fragmento de Mata Atlântica no sul do Estado de Minas Gerais, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, 102:5-10.

- Cullen Júnior L, Rudran R. 2003. Transectos lineares na estimativa de densidade de mamíferos e aves de médio e grande porte. In: Cullen Júnior L, Rudran L, Valladares-Padua C. Curitiba: UFPR/FBPN. p 169-179.
- Debinski DM, Holt RD. 2000. A Survey and Overview of Habitat Fragmentation Experiments. *Conservation Biology* 14:342-355.
- DiMiceli CM, Carroll ML, Sohlberg RA et al. 2011. Annual Global Automated MODIS Vegetation Continuous Fields (MOD44B) at 250 m Spatial Resolution for Data Years Beginning Day 65, 2000 – 2010, Collection 5 Percent Tree Cover. University of Maryland, College Park, MD, USA.
- Elith J, Graham CH, Anderson RP et al. 2006. Novel methods improve prediction of species distributions from occurrence data. *Ecography* 29:129-151.
- Fisher B, Christopher T. 2006. Poverty and biodiversity: Measuring the overlap of human poverty and the biodiversity hotspots. *Ecological Economics* 62:93-101.
- Gaston KJ, Fuller RA. 2008. Commonness, population depletion and conservation biology. *TRENDS in Ecology and Evolution* 23:14–19.
- Gaston KJ. 2010. Valuing Common Species. *Science* 327:154-155.
- Hijmans RJ, Cameron SE, Parra JL, Jones PG, Jarvis A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25:1965-1978.
- Höing A, Quinten MC, Indrawati YM, Cheyne SM, Waltert M. 2013. Line transect and triangulation surveys provide reliable estimates of the density of kloss' gibbons (*Hylobates klossii*) on Siberut Island, Indonesia. *International Journal of Primatology* 34:148-156.
- Lindenmayer DB, Wood JT, McBurney L, et al. 2011. How to make a common species rare: A case against conservation complacency. *Biological Conservation* 144:1663–1672.
- Manly, BJB. 2008. Métodos estatísticos multivariados: uma introdução. Porto Alegre: Bookman. 229 p.
- Ministério do Meio Ambiente, Conservação Internacional e Fundação SOS Mata Atlântica. 2006. O corredor central da Mata Atlântica: uma nova escala de conservação da biodiversidade. Ministério do Meio Ambiente, Brasília 46 p.

- Moreira LMB. 2009. Primatas das Serras das Lontras e Javi: Estado das populações e seu papel na conservação regional da comunidade de primatas no sul da Bahia [dissertation]. Ilhéus: Universidade Estadual de Santa Cruz. 127 p.
- Murcia C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 10:58-62.
- Neves LG. 2008. Distribuição geográfica e conservação de *Callithrix kuhlii* (Coimbra-Filho, 1985) (Primates, *Callitrichidae*) no Sul da Bahia, Brasil [dissertation]. Ilhéus: Universidade Estadual de Santa Cruz. 97 p.
- Norris D, Rocha-Mendes F, Marques R, Nobre RA, Galetti M. 2011. Density and spatial distribution of buffy-tufted-ear marmosets (*Callithrix aurita*) in a continuous Atlantic Forest. *International Journal of Primatology* 32:811-829.
- Oliveira LC, Dietz JM. 2011. Predation risk and the interspecific association of two Brazilian Atlantic forest primates in Cabruca agroforest. *American Journal of Primatology* 73: 852–860.
- Peres CA, Cunha AA. 2011. Manual censo e monitoramento de vertebrados de médio e grande porte por transecção linear em florestas tropicais. Wildlife Conservation Society, Ministério do Meio Ambiente e ICMBio, Brasil. 43 p.
- Petterssen S. 1969. Temperature variations and their relation to the weather phenomena. In: Petterssen S, McGraw-Hill Book Co. Inc. New York. p 68-97.
- Raboy BE, Canale GR, Dietz JM. 2008. Ecology of *Callithrix kuhlii* and a review of eastern brazilian marmosets. *Journal of Primatology* 29:449-467.
- Redford KH, Berger J, Zack S. 2013. Abundance as a conservation value. *Fauna & Flora International* 47:157–158.
- Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Ponzoni FJ, Hirota MM. 2009. The brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142:1141-1153.
- Rylands AB. 1989. Sympatric Brazilian callitrichids: The Black Tufted-Ear Marmoset, *Callithrix kuhlii*, and the Golden-headed Lion Tamarin, *Leontopithecus chrysomelas*. *Journal of Human Evolution* 18:679-695.
- Rylands AB. 1996. Habitat and the evolution of social and reproductive behavior in *Callitrichidae*. *American Journal of Primatology* 38:5-18.
- Simões HM, Pores MM, Gomes AS. 2011. Análise-diagnóstico de sistema agrário em

uma perspectiva socioeconômica e ambiental. *Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional* 7(2):182-204.

SOS Mata Atlântica, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2011. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica. 122 p.

Soorae PS. 2011. Global Re-introduction Perspectives: 2011. More case studies from around the globe. Gland, Switzerland: IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group and Abu Dhabi, UAE: Environment Agency-Abu Dhabi. 250 p.

Souza CMP, Silva KFMC, Moreau AMSS et al. 2009. Zoneamento Agroecológico Da Bacia Hidrográfica Do Rio Colônia-Bahia. *Revista de Ciências Ambientais* 3(2):49-66.

Thoisy B, Brosse S, Dubois MA. 2008. Assessment of large-vertebrate species richness and relative abundance in Neotropical forest using line-transect censuses: what is the minimal effort required?. *Biodiversity Conservation* 17:2627-2644.

Thoisy B. 2000. Line-transects: sampling application to a French Guianan rainforest. *Mammalia* 64:101-112.

Thomas L, Buckland ST, Rexstad EA et al. 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology* 47:5-14.

Tôrres NM, De Marco P, Santos T et al. 2012. Can species distribution modelling provide estimates of population densities? A case study with jaguars in the Neotropics. *Diversity and Distributions* 18:615-627.

Van Horne B. 1983. Density as a misleading indicator of habitat quality. *Journal of Wildlife Management* 47:893-901.

Zeigler SL, Fagan WF, Defries R, Raboy BE. 2010. Identifying important forest patches for the long-term persistence of the endangered golden-headed lion tamarin (*Leontopithecus chrysomelas*). *Tropical Conservation Science* 3:63-77.

6. CAPÍTULO II: Áreas prioritárias para a conservação de uma espécie endêmica em um hotspot de biodiversidade

6.1 RESUMO

Modelos de distribuição potencial de espécies têm sido utilizados principalmente para identificação de áreas prioritárias para conservação, predizer áreas de ocorrência ainda desconhecidas e para identificação de fatores ecológicos que podem estar mais relacionados com a presença da espécie. Nesse trabalho, o software Maxent foi utilizado para identificar e quantificar áreas prioritárias para conservação do primata *Callithrix kuhlii*. Este sagui é endêmico da Mata Atlântica brasileira (um dos 34 hotspots de biodiversidade) e ocorre originalmente no sul da Bahia e nordeste de Minas Gerais. Essa espécie é “quase ameaçada”, sendo estimada uma redução populacional de 20-25% nos últimos 18 anos. A espécie é pouco estudada por ser abundante e apresentar baixo grau de ameaça. No entanto, os exemplos de espécies abundantes que foram extintas ou sofreram rápida redução populacional alertam para a necessidade de também se estudar espécies comuns. Assim, foram utilizados 60 pontos de ocorrência e sete variáveis (precipitação do mês mais seco, precipitação do mês mais chuvoso, variação diurna média de temperatura, densidade de drenagem, elevação, distância de rodovias e porcentagem de cobertura de dossel) para elaboração do modelo. O modelo se mostrou acurado e significativo, com $AUC=0,78 (\pm 0,04)$ e $p=0,005$. As variáveis que mais contribuíram com o modelo foram precipitação do mês mais seco (26,33%) e elevação (39,21%). Da área modelada, 53,94% foi considerada adequada para a espécie, sendo 2,3% com probabilidade de ocorrência acima de 60% (nomeadas como “áreas prioritárias”). Dessas áreas, 9,14% são áreas protegidas. Há maior concentração de áreas prioritárias para conservação da espécie em floresta estacional decidual (35,3%), seguido por floresta estacional semidecidual (28,6%) e floresta ombrófila densa (22%). No entanto, a maioria das Unidades de Conservação existentes atualmente se concentra em floresta ombrófila densa, o que mostra a disparidade na distribuição de áreas protegidas em diferentes fitofisionomias.

PALAVRAS CHAVE: *Callithrix kuhlii*, Maxent, espécie comum, floresta estacional decidual, floresta estacional semidecidual

Priority areas for the conservation of an endemic species in a biodiversity hotspot

6.2 ABSTRACT

Habitat suitability models have been used mainly for the identification of priority areas for conservation, predicting new sites of occurrence and for identification of ecological factors most related to the presence of the species. We used Maxent software to identify and quantify priority areas for the conservation of the primate *Callithrix kuhlii*. This marmoset is endemic of the Brazilian Atlantic Rainforest (one of the 34 hotspots of biodiversity) and originally occurs from southern Bahia to northeastern Minas Gerais. This species is “near threatened” and it was estimated a population decrease of 20-25% in the last 18 years. The species is poorly studied because it is abundant and not so threatened by extinction as other primates from the same region. Nonetheless, the fact that some once abundant species were extinct in the wild or suffered rapid population decrease highlights the importance of also studying common species. Thus, we used 60 presence records and seven variables to elaborate the habitat suitability model (precipitation of the driest and wettest month, average diurnal temperature range, drainage density, elevation, distance from roads and percentage of forest cover). The model was accurate and well fitted, presenting AUC=0.78 (± 0.04) and $p=0.005$. Precipitation of the driest month (26.33%) and elevation (39.21%) were the variables that more strongly contributed to the model. About 54% of the modeled area was suitable for the species but only 2.3% of this amount has more than 60% suitability (hereafter named as “priority areas”). About 9% of these areas are protected by federal reserves. Most of the priority areas are located in deciduous forests (35.3%), followed by semideciduous forests (28.6%) and ombrophilous forests (22%). Nonetheless, most of the protected areas are currently concentrated in ombrophilous forests, clearly showing the discrepancy on the distribution of protected areas in different phytogeographies of the Brazilian Atlantic Rainforest.

KEYWORDS: *Callithrix kuhlii*, deciduous forest, common species, Maxent, semideciduous forest

6.3 Introdução

Para entender os padrões e particularidades da distribuição de espécies, muitos estudos têm utilizado modelos de distribuição potencial, baseados na teoria de Hutchinson de nicho ecológico [1]. Esses modelos auxiliam na identificação das áreas mais adequadas para abrigar populações da espécie de interesse [2], de áreas de ocorrência até então desconhecidas [3] e futuras áreas de expansão [4]. Além disso, são usados para inferências sobre a relação entre espécies e o ambiente em que vivem [4].

Existem diversos algoritmos disponíveis para elaboração de modelos de distribuição de espécies (Garp, Maxent, Bioclim, ENFA, Domain, etc.). A acurácia desses modelos é medida de acordo com os valores de AUC (“area under the curve”) (altos valores, i.e. $> 0,7$, indicam um alto poder de previsão) e conforme a quantidade de erros de omissão (i.e. a espécie está presente na área, mas o modelo não prevê) e sobreprevisão (i.e. a espécie não está presente, mas o modelo indica a área como adequada) [5; 6; 7].

O software Maxent [8; 9; 10] utiliza o algoritmo de máxima entropia (Maxent) e, através de variáveis ambientais e pontos de presença, indica as regiões com maior probabilidade de ocorrência da espécie [6]. Esse software está entre os que apresentam melhores resultados (i.e. altos valores de AUC e poucos erros de omissão e comissão) e, por isso, tem sido amplamente utilizado [5; 11].

Utilizar somente pontos de presença evita problemas relacionados com falsas ausências (i.e. a espécie estava presente, mas não foi avistada ou a área é adequada, mas a espécie não está presente) [6]. No entanto, os dados de presença devem ser precisos para a elaboração de um bom modelo, pois erros na identificação da espécie ou no georreferenciamento do local de ocorrência podem resultar em modelos não confiáveis [12].

Nesse trabalho foi feito o mapa de distribuição potencial de *Callithrix kuhlii*, sagui endêmico da Mata Atlântica brasileira do sul da Bahia e nordeste de Minas Gerais [13]. A Mata Atlântica está entre os 34 hotspots de biodiversidade [14] e atualmente restam entre 11,4% e 16% de sua cobertura original. Os remanescentes florestais são, em sua maioria, de pequeno porte (83,4% dos remanescentes apresentam área menor que 50 ha) e pouco conectados com distância média entre os fragmentos de 1400 m [15].

Essa redução de habitat é a maior ameaça à espécie, que consta como “quase ameaçada” na lista da International Union for Conservation of Nature (IUCN), sendo estimada uma redução populacional desse primata de 20-25% nos últimos 18 anos. Por ser uma espécie abundante e de baixo grau de ameaça, existem poucos estudos sobre sua ecologia e comportamento [13; 16; 17]. Os esforços conservacionistas geralmente são focados em espécies raras e ameaçadas [18; 19; 20]. No entanto, ser abundante não evita a extinção de uma espécie. Existem diversos casos de espécies comuns que foram levadas a extinção ou sofreram drástica redução populacional rapidamente (e.g. pombo passageiro *Ectopistes migratorius*, castanheira americana *Castanea dentata*, bisão *Bison bison*, etc.) [19; 20; 21].

Portanto, para direcionar estudos futuros e contribuir com a conservação e conhecimento da ecologia desse primata pouco estudado, esse trabalho teve como objetivo identificar e quantificar áreas prioritárias para conservação da espécie, considerando sua área de distribuição original.

6.4 Material e métodos

Área modelada

O polígono utilizado para a modelagem de distribuição potencial de *C. kuhlii* possui cerca de 76.000 km² (Figura 1). Foi elaborado através de um buffer de 40 km, incluindo a área de distribuição da espécie considerada pela IUCN (~45.600 km²) e por Neves [13] (~23.300 km²). Para a quantificação das áreas adequadas, áreas protegidas e a distribuição de áreas prioritárias em diferentes fitofisionomias foi considerada a área de 76.000 km². No entanto, uma tabela comparando as três áreas está disponível no apêndice.

No total foram utilizados 60 pontos de ocorrência: 47 coletados por Neves (2008) e 13 coletados pelo Grupo de Biologia da Conservação da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia (UESB) – campus Jequié (Figura 1).

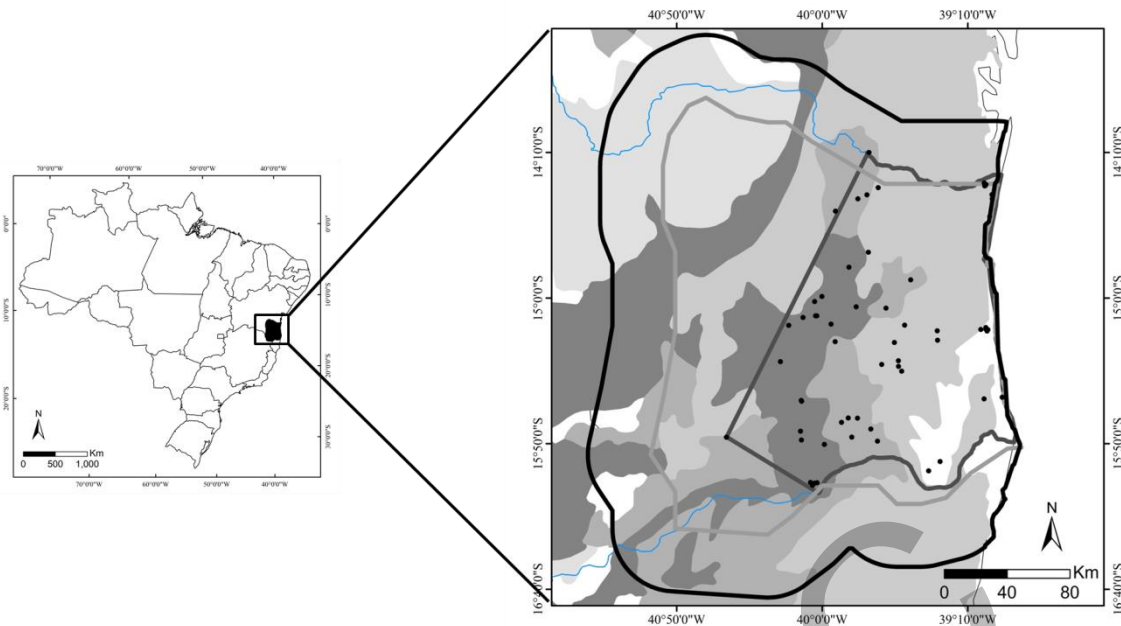


Figura 1 – Localização da área modelada no Brasil, mais detalhada à direita: • pontos de ocorrência utilizados de *Callithrix kuhlii*, área total modelada, área de distribuição da espécie proposta pela IUCN, área de distribuição proposta por Neves [13], estepe, floresta estacional decidual, floresta estacional semidecidual e floresta ombrófila densa.

Identificação de colinearidade entre variáveis

A quantidade e qualidade das variáveis influenciam na acurácia do modelo [22; 23]. Portanto, para selecionar as mais significativas e menos correlacionadas foi feita uma Análise dos Componentes Principais (ACP) [11; 12]. Para isso, foram gerados 5000 pontos aleatórios no software ArcGis 9.3 (Environmental Systems Research Institute, ESRI, www.arcgis.com) dentro da área modelada. Para cada variável os valores de cada ponto foram extraídos com a extensão LUCAT [24]. Esses valores foram utilizados na ACP.

Incluímos na ACP nove variáveis, todas em resolução espacial de $\sim 1 \text{ km}^2$: cinco variáveis climáticas (precipitação do mês mais seco, precipitação do mês mais chuvoso, precipitação anual, variação diurna média de temperatura e temperatura média anual) obtidas pelo WorldClim [25, <http://www.worldclim.org>]; porcentagem de cobertura do dossel, obtida pelo Global Land Cover Facility [26, www.landcover.org]; elevação, obtida pelo Shuttle Radar Topography Mission to Map the World [27, <http://www2.jpl.nasa.gov/srtm/>]; densidade de drenagem, obtida no Ambdata

[<http://www.dpi.inpe.br/Ambdata/densidade.php>]; e distância de rodovias (calculada a distância euclidiana a partir do mapa de rodovias, disponibilizado pelo Ministério dos Transportes e Agência Nacional de Transportes Terrestres).

Os quatro primeiros componentes principais explicaram 84% da variância (Tabela I), o que significa grande importância de algumas variáveis contidas nestes quatro componentes.

Tabela I – Variância e variância acumulada dos nove componentes principais (CP) da Análise dos Componentes Principais (ACP), com destaque para os quatro primeiros componentes que representaram 84% da variância.

Componente Principal	Variância	Variância acumulada
CP1	0,4619	0,46
CP2	0,1776	0,64
CP3	0,1002	0,74
CP4	0,0961	0,84
CP5	0,0848	0,92
CP6	0,0626	0,98
CP7	0,0149	0,99
CP8	0,0011	0,99
CP9	0,0008	1,00

Analisando-se os autovetores dos quatro primeiros componentes principais (CP), foram pré-selecionadas seis variáveis a partir do CP1 e CP2 e duas a partir do CP3 e CP4 (Tabela II).

Tabela II – Autovetores dos quatros primeiros componentes principais (CP), com destaque para os maiores valores de cada vetor.

Variável	CP1	CP2	CP3	CP4
Precipitação do mês mais seco	0,45	-0,15	0,12	-0,18
Precipitação do mês mais chuvoso	0,32	-0,19	-0,15	0,62
Precipitação anual	0,46	-0,17	0,06	0,01
Variação diurna média de temperatura	-0,38	0,09	-0,18	0,54
Temperatura média anual	0,30	0,53	0,02	0,97
Porcentagem de cobertura de dossel	0,25	-0,31	0,08	0,39
Elevação	-0,37	-0,45	-0,10	0,10
Densidade de drenagem	0,04	0,54	-0,31	0,12
Distância de rodovias	-0,17	0,17	0,90	0,25

Foi verificado se existiu correlação entre as oito variáveis pré-selecionadas, para evitar a utilização de variáveis com colinearidade no modelo do Maxent (Tabela III). As variáveis que apresentaram uma correlação maior ou igual a 0,90 foram excluídas (i.e. precipitação anual e temperatura média anual). Portanto, restaram seis variáveis que foram utilizadas na elaboração do mapa: precipitação do mês mais seco, precipitação do mês mais chuvoso, variação diurna média de temperatura, densidade de drenagem, elevação e distância de rodovias. Apesar de não ter sido apontada como uma variável importante na ACP, a porcentagem de cobertura do dossel também foi incluída na elaboração do mapa de distribuição potencial. Esta variável não foi descartada, pois foi a única relacionada à vegetação que poderia ter importância ecológica para a espécie estudada. Vale ressaltar que o mapa de remanescentes florestais disponibilizado em <http://mapas.sosma.org.br/> é pouco acurado, pois não contem fragmentos florestais < 100 ha, enquanto o mapa disponibilizado pelo IESB (Instituto de Estudos Socioambientais do Sul da Bahia) abrange somente parte do sul da Bahia, sendo também necessária a porção norte de MG.

Tabela III – Matriz de correlação entre nove variáveis, com destaque para correlações iguais ou acima de 0,90. (Precipitação do mês mais seco = PMS, precipitação do mês mais chuvoso = PMC, precipitação anual = PA, variação diurna média de temperatura= VDMT, temperatura média anual = TMA, porcentagem de cobertura do dossel = PCD, elevação = ELEV, densidade de drenagem = DD e distância de rodovias = DR).

	PMS	PMC	PA	VDMT	TMA	PCD	ELEV	DD	DR
PMS	1,00	-	-	-	-	-	-	-	-
PMC	0,54	1,00	-	-	-	-	-	-	-
PA	0,97	0,71	1,00	-	-	-	-	-	-
VDMT	-0,82	-0,23	-0,75	1,00	-	-	-	-	-
TMA	0,38	0,33	0,42	-0,24	1,00	-	-	-	-
PCD	0,45	0,39	0,48	-0,35	0,09	1,00	-	-	-
ELEV	-0,59	-0,27	-0,57	0,57	-0,91	-0,17	1,00	-	-
DD	-0,06	-0,05	-0,05	-0,003	0,29	-0,06	-0,27	1,00	-
DR	-0,29	-0,24	-0,29	0,24	-0,09	-0,15	0,14	0,004	1,00

Modelagem

Para elaboração do mapa de distribuição potencial foi utilizado o software Maxent 3.3 [8, 9; 10]. O conjunto de dados foi reamostrado pelo método de “bootstrap”, através de 10 réplicas aleatórias com reposição, utilizando-se 70% do conjunto de dados para treinamento e 30% para validação dos modelos [6]. Foi utilizado o corte de limiar logístico mínimo, que não admite erro de omissão. Para escolha do limiar, cinco especialistas foram consultados sobre os erros de omissão e sobreprevisão presentes em três versões do mapa de distribuição potencial elaborado: 1 - o gerado através do limiar logístico mínimo (“minimum training presence logistic threshold”), 2 - limiar logístico 10% (“10 percentile training presence logistic threshold”) 3 - limiar logístico máximo (“maximum test sensitivity plus specificity logistic threshold”). Para a escolha do limiar consideramos as indicações feitas pelos especialistas na avaliação do modelo.

6.5 Resultados e discussão

Contribuição das variáveis

O mapa de distribuição potencial, com limiar logístico mínimo, se mostrou acurado e significativo, com AUC=0,78 (\pm 0,04) e p=0,005. As variáveis que mais

contribuíram para o modelo final foram precipitação do mês mais seco e elevação com 26,33% e 39,21% de contribuição, respectivamente (Tabela IV).

Tabela IV – Contribuição de cada variável para o mapa de distribuição potencial, com destaque para os dois maiores valores.

Variável	Contribuição (%)
Elevação	39,21
Precipitação do mês mais seco	26,33
Densidade de drenagem	11,44
Variação diurna média de temperatura	10,74
Precipitação do mês mais chuvoso	4,85
Porcentagem de cobertura do dossel	4,30
Distância de rodovias	3,12

Até 200 m de altitude o índice de probabilidade de ocorrência se mantém acima de 0,5. Acima dessa altitude o índice diminui, sugerindo que áreas de pouca elevação são mais adequadas para *C. kuhlii* (Figura 2).

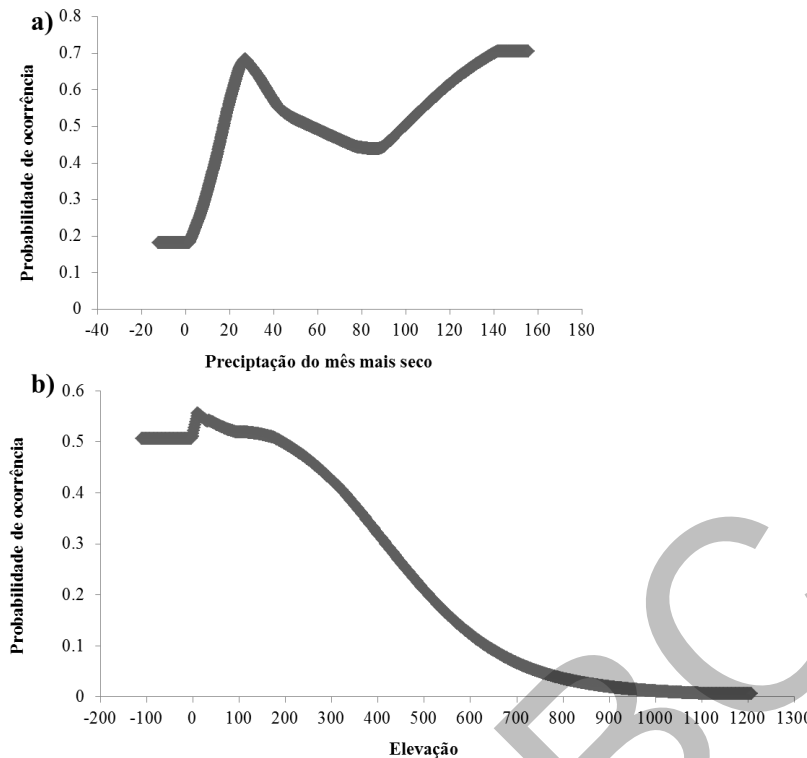


Figura 2 – Gráficos de dispersão para as variáveis que mais contribuíram para o modelo final em relação à probabilidade de ocorrência. **a)** precipitação do mês mais seco **b)** elevação.

Há registro da espécie no Parque Nacional Serra das Lontras [13; 28], cujo relevo apresenta predomínio de áreas acima de 400 m de altitude [29]. No entanto, no mapa de distribuição potencial, a maioria do parque está indicada como não adequada. De fato *C. kuhlii* não é encontrado em toda a extensão do parque [28]. Isso justifica o baixo índice de probabilidade de ocorrência na região (Figura 4).

Esses registros inesperados podem indicar que a perda de habitat em áreas mais baixas resultou na utilização de áreas altas e menos adequadas [30]. Vale ressaltar que os fragmentos entre 200-800 metros de altitude foram reduzidos a menos de 10% da extensão original e apresentam em média 30 ha, enquanto em regiões elevadas (i.e. acima de 1600 m), 40% da extensão original persistem [31].

Em relação à precipitação do mês mais seco, o índice de probabilidade de ocorrência é maior (entre 0,6 e 0,7) no intervalo entre 20 e 40 mm e próximo de 140 mm (Figura 2). Esses intervalos de precipitação coincidem com o tipo de fitofisionomia (Figura 3). Assim, observa-se que entre 20 e 40 mm predomina a floresta estacional

decidual e semidecidual, enquanto em torno de 140 mm há predomínio de floresta ombrófila densa localizada no litoral.

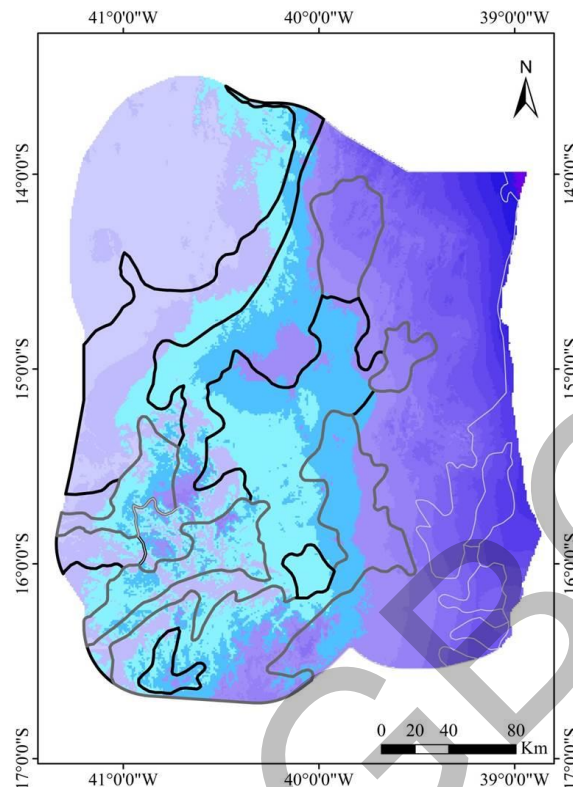








Figura 3 – Detalhe da variável de precipitação do mês mais seco. Estão representados os intervalos entre 20 e 30 mm (), 30 e 40 mm () e acima de 140 mm (). A fitofisionomia está representada por contornos: floresta estacional semidecidual (), floresta estacional decidual () e floresta ombrófila densa ().

Tanto este parâmetro de temperatura quanto a altitude são variáveis que influenciam as mudanças da vegetação. Portanto, é possível que a distribuição oeste da espécie seja limitada pelas mudanças da vegetação causadas por ambas as variáveis e não as mudanças de altitude [13] e temperatura em si.

Distância de rodovias e porcentagem de cobertura do dossel foram as variáveis menos significativas, com 3,12% e 4,3% de contribuição respectivamente (Tabela IV). Classicamente espera-se que rodovias aumentem a acessibilidade a áreas, promovendo o desmatamento [32]. Porém, na Mata Atlântica da Bahia o desmatamento é tão intenso [15] que mesmo longe de rodovias há perda de habitat. Isso pode justificar o pouco poder de explicação desta variável no modelo.

Devido ao fato deste calitriquideo utilizar tanto matas secundárias quanto cabucas [17], esperava-se encontrar menor probabilidade de ocorrência de *C. kuhlii* em áreas com porcentagens extremamente baixas de cobertura de dossel (e.g. solo nu) e extremamente altas (e.g. áreas de estágios avançados de regeneração). No entanto, notou-se que as regiões de cabuca são classificadas como áreas de densa cobertura do dossel, sendo impossível distinguir este tipo de vegetação das áreas de estágios avançados de regeneração. Portanto, a presença deste sagui tanto em áreas secundárias quanto em cabucas torna esta variável um preditor fraco para o modelo.

Excluindo-se essas duas variáveis pouco significativas, as variáveis que mais contribuem para o mapa de distribuição continuam sendo elevação e precipitação do mês mais seco (Tabela II, apêndice). Além disso, a concentração de áreas prioritárias se mantém maior em área de floresta estacional decidual e semidecidual (Figura 1, apêndice). Isso reforça as inferências feitas a respeito das variáveis mais significativas.

Áreas prioritárias protegidas

Da área total modelada, 53,94% foi considerada adequada para a espécie, sendo que 2,3% apresentaram índice de probabilidade de ocorrência acima de 0,6 (a partir daqui essas áreas com valor $> 0,6$ serão nomeadas como “áreas prioritárias”) (Figura 4). Dessas áreas prioritárias, 9,14% estão inseridas no Sistema Nacional de Unidades de Conservação [33]. Dentre as sete unidades de conservação existentes na área modelada (áreas 1 a 7, Figura 4), a Área de Proteção Ambiental (APA) Costa de Itacaré/Serra Grande e o Refúgio de Vida Silvestre (REVIS) de Una apresentaram maior quantidade de áreas prioritárias. A Reserva Biológica (REBIO) de Una, o Parque Estadual Serra do Conduru (PESC) e a APA Lagoa Encantada também apresentaram áreas prioritárias, mas em menor quantidade.

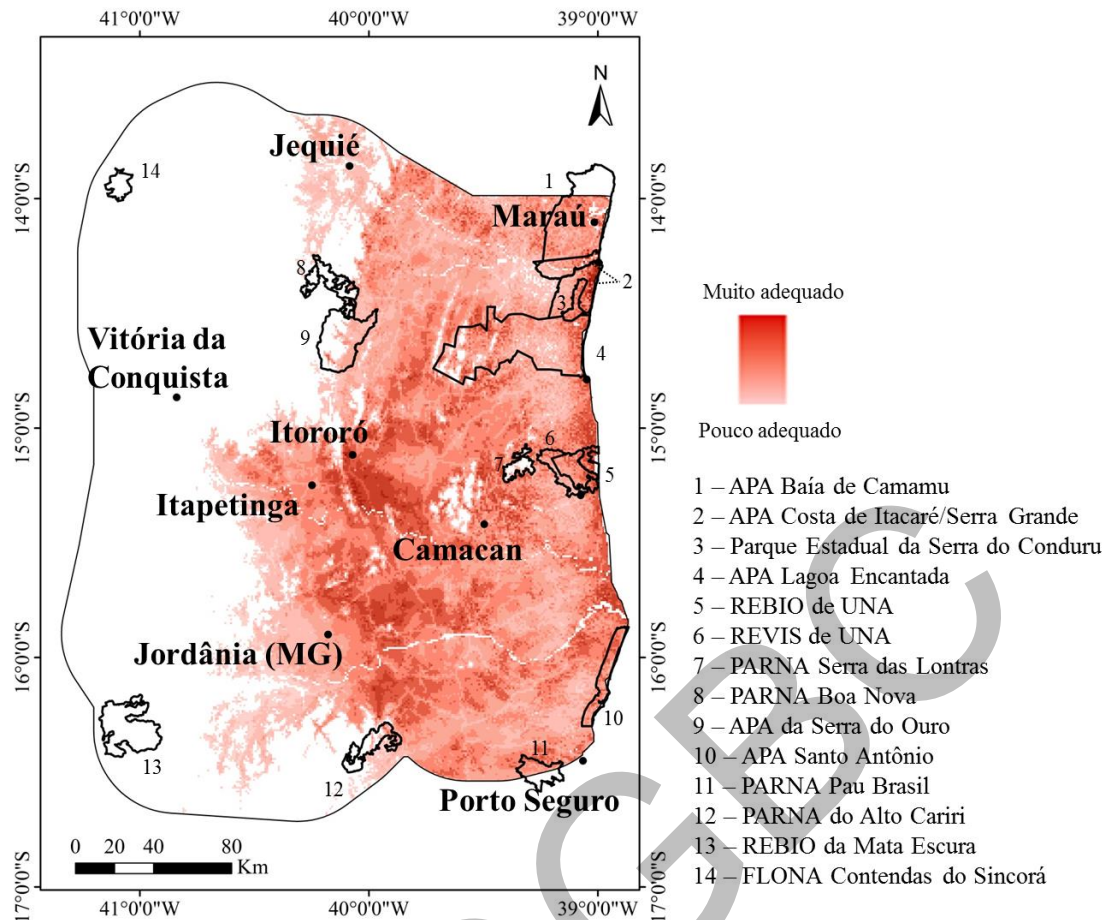


Figura 4 – Mapa de distribuição potencial para a espécie *Callithrix kuhlii*. Áreas brancas indicam as regiões não adequadas (0% de probabilidade de ocorrência). APA = área de Proteção Ambiental, REBIO = Reserva Biológica, REVIS = Refúgio de Vida Silvestre, PARNA = Parque Nacional e FLONA = Floresta Nacional.

O fato de não existirem muitas áreas protegidas abrigo áreas prioritárias para a conservação de *C. kuhlii* é preocupante. Ao analisar que tipos de unidades de conservação (UCs) abrangem estas áreas prioritárias, pode-se notar o predomínio de APAs, que estão inclusas na categoria de “Uso Sustentável” [artigo 15, 33]. Isso significa que seus recursos naturais podem ser explorados, sob as condições de que os processos ecológicos e a biodiversidade local sejam mantidos [artigo 15, 33]. Como são escassas até mesmo as informações ecológicas básicas (e.g. presença e ausência de espécies), é difícil estabelecer qualquer exploração sustentável e, conseqüentemente, o cumprimento da lei. Assim, a APA Costa de Itacaré/Serra Grande pode até abrigar uma grande proporção de áreas prioritárias para *C. kuhlii*, mas provavelmente a proteção

efetiva é pequena. Isso significa que esta APA pode sofrer desmatamento e, conseqüentemente, aumentar a ameaça para *C. kuhlii*, com a perda de habitat.

Por outro lado, REBIOS, REVIS e Parques Nacionais e Estaduais são UCs de Proteção Integral. Nesse caso só é permitido o uso indireto dos recursos naturais (i.e. que não envolva consumo, coleta, dano ou destruição dos recursos). Em REBIO e parques não são permitidas propriedades privadas e as pesquisas científicas dependem de autorização do órgão que administra a UC. Além disso, a visitação pública em REBIOS só é permitida se for de objetivo educacional e, nos parques, apenas se estiver de acordo com o Plano de Manejo da UC [artigos 10 e 11, 33]. Em REVIS, apesar de se tratar de uma UC de Proteção Integral, propriedades privadas são permitidas. As pesquisas científicas e visitas também devem obedecer aos interesses do órgão que administra a unidade [artigo 13, 33].

Assim, dentre as sete UCs que abrigam áreas prioritárias para *C. kuhlii* (Figura 4), é mais provável que a REVIS de Una seja a área protegida atual mais importante para a conservação da espécie. No entanto, mesmo nestas UCs de proteção integral de Mata Atlântica nordestina foram encontrados índices alarmantes de extinção local de mamíferos de médio e grande porte [34]. Apenas 21,7% do total de populações das 18 espécies estudadas em 196 fragmentos florestais ainda ocorrem na região [34].

Áreas prioritárias em diferentes tipos vegetacionais

Em relação aos tipos vegetacionais predominantes na área modelada, 35,3% das áreas prioritárias correspondem à floresta estacional decidual, 28,6% à estacional semidecidual e 22% à ombrófila densa. Esse último tipo vegetacional é o que ocupa a maior porcentagem da área modelada (35,8%), enquanto o que ocupa a menor área é a floresta estacional semidecidual (23,5%).

A maior parte de áreas protegidas prioritárias é de floresta ombrófila densa (~9.000 ha), existindo também uma pequena área de floresta estacional semidecidual da APA Lagoa Encantada (~12 ha). Não há nenhuma área prioritária protegida para a espécie em floresta estacional decidual. Os municípios baianos de Itapetinga, Itororó e Itarantim possuem maior concentração de áreas prioritárias em floresta estacional decidual (Figura 5). As áreas prioritárias concentradas em floresta estacional semidecidual se distribuem pelos municípios baianos de Itapetinga e Potiraguá.

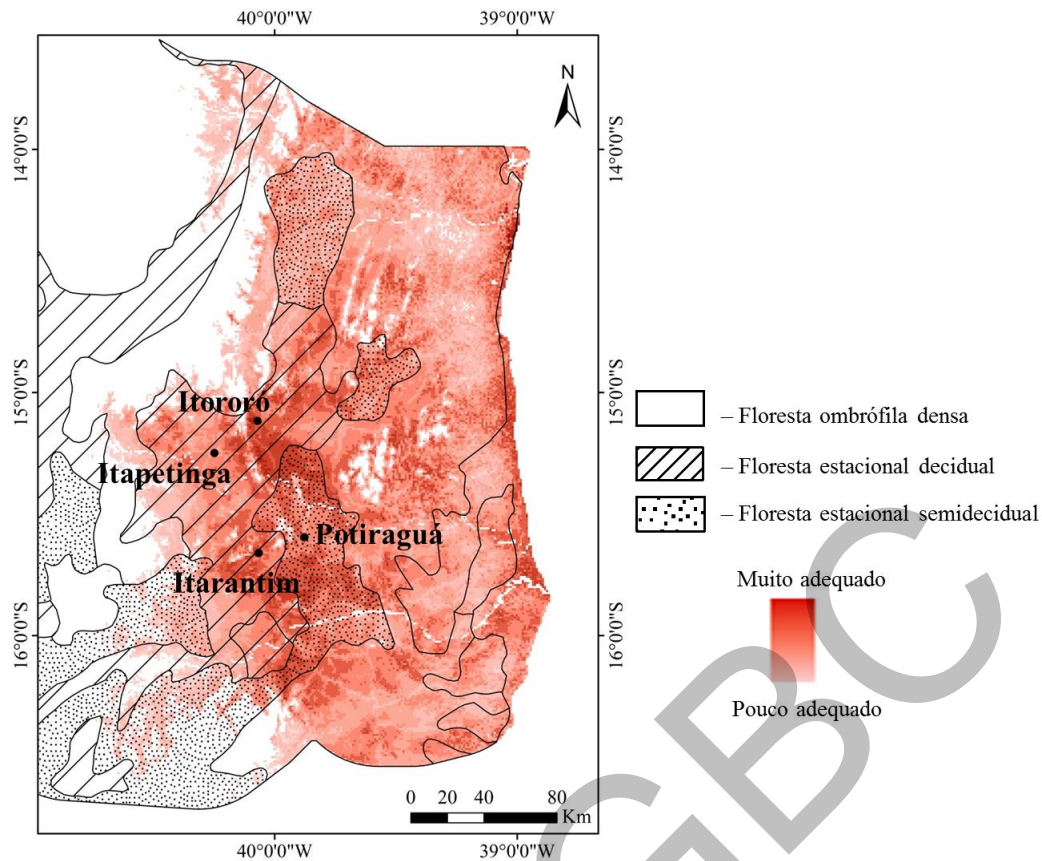


Figura 5 – Mapa de distribuição potencial de *C. kuhlii* indicando as diferentes fitofisionomias da região.

A ausência de áreas prioritárias protegidas em floresta estacional decidual e a pequena porção protegida em floresta estacional semidecidual evidenciam a concentração de esforços conservacionistas no litoral da Bahia (floresta ombrófila densa), em detrimento das demais fitofisionomias. Para a área modelada, 74,62% das áreas protegidas estão em floresta ombrófila, com apenas 7,04% em floresta estacional semidecidual e 4,91% em floresta estacional decidual. A falta de estudos e proteção em floresta estacional pode ocasionar a perda de populações que talvez possuam características únicas quando comparadas com populações de floresta ombrófila densa. Portanto é necessária maior atenção à essas fitofisionomias negligenciadas.

As áreas prioritárias do município de Salto da Divisa (MG) estão próximas ao Parque Estadual Alto do Cariri. Essas regiões não fazem parte da área de distribuição de *C. kuhlii* de acordo com Neves [13] e IUCN, por isso, poderiam ser vistas como erro de sobreprevisão. No entanto, discute-se que antigamente a distribuição da espécie poderia

se estender até o rio Jucuruçu ao sul e, ao norte, até os rios Paraguaçu ou São Francisco. Devido introduções de *C. jacchus* e *C. penicillata*, essa hipótese não pode ser refutada ou confirmada. Ao sul do rio Jequitinhonha, atualmente só há registro de *C. geoffroyi* [35], com exceção da região de Barrolândia, no distrito de Belmonte (BA) em que *C. kuhlii* foi registrado na margem sul, possivelmente devido interferência humana (i.e. introdução) [13]. Portanto, esse possível erro de sobreprevisão pode ser explicado por esse modelo prever o nicho fundamental da espécie [1]. Assim, variáveis bióticas que trariam a interação de *C. kuhlii* com seus co-genéricos não foram incluídas. Em todo caso, recomenda-se que sejam feitos futuros estudos confirmando a presença da espécie ou híbridos do gênero *Callithrix* na área.

Além de estudos em fragmentos florestais no município do Salto da Divisa, dentre as áreas de interesse para futuros estudos, recomenda-se 1- a região do litoral sul do município de Canavieiras e litoral norte de Belmonte (norte do rio Jequitinhonha) e 2- fragmentos florestais situados no leste do município de Itapitanga, divisa com Ilhéus (Figura 6). Essas regiões possuem áreas prioritárias, mas não há pontos de presença da espécie, portanto deve-se verificar se *C. kuhlii* realmente ocorre na região.

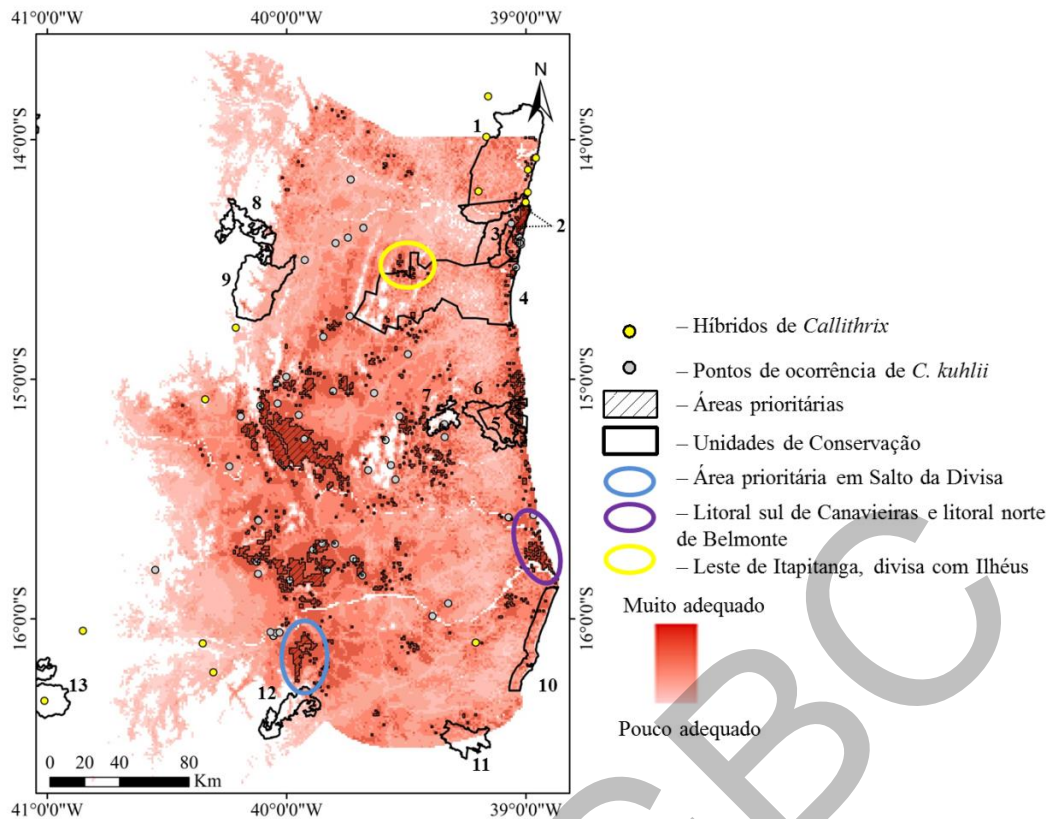


Figura 6 – Mapa de distribuição potencial de *C. kuhlii* com pontos de ocorrência, registros de híbridos e indicações para estudos futuros. Os números correspondem às Unidades de Conservação: 1=Área de Preservação Ambiental Baía de Camamu, 2=Área de Preservação Ambiental Costa de Itacaré/Serra Grande, 3=Parque Estadual da Serra do Conduru, 4=Área de Preservação Ambiental Lagoa Encantada, 5=Reserva Biológica de UNA, 6=Refúgio de Vida Silvestre de UNA, 7=Parque Nacional Serra das Lontras, 8=Parque Nacional Boa Nova, 9=Área de Preservação Ambiental da Serra do Ouro, 10=Área de Preservação Ambiental Santo Antônio, 11=Parque Nacional Pau Brasil, 12=Parque Nacional do Alto Cariri e 13=Reserva Biológica da Mata Escura

6.6 Referências bibliográficas

- [1] Peterson AT (2006) Uses and requirements of ecological niche models and related distributional models. *Biodiversity Informatics* 3: 59-72.
- [2] Pawar S, Koo MS, Kelley C, Ahmed MF, Chaudhuri S, et al. (2007) Conservation assessment and prioritization of areas in Northeast India: Priorities for amphibians and reptiles. *Biological Conservation* 136: 346-361.

- [3] Giovanelli JGR, Araujo CO, Haddad CFB, Alexandrino J (2008) Ecological modelling of *Phyllomedusa ayeaye* (Anura: Hylidae): prediction of new occurrence areas for a rare species. *Neotropical Biology and Conservation* 3: 59-65.
- [4] Mateo-Tomás P, Olea PP (2010) Anticipating Knowledge to Inform Species Management: Predicting Spatially Explicit Habitat Suitability of a Colonial Vulture Spreading Its Range. *Plos One* 5: 1-11.
- [5] Hernandez PA, Graham CH, Master LL, Albert DL (2006) The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* 29: 773-785.
- [6] Pearson RG (2007) Species' distribution modeling for conservation educators and practitioners. Synthesis. American Museum of Natural History. Available: <http://ncep.amnh.org>.
- [7] Lobo JM, Jiménez-Valverde A, Hortal J (2010) The uncertain nature of absences and their importance in species distribution modelling. *Ecography* 33: 103-114.
- [8] Phillips SJ, Dudík M, Schapire RE (2004) A maximum entropy approach to species distribution modeling. In: Proceedings of the 21st International Conference on Machine Learning, Banff, Canadá.
- [9] Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231-259.
- [10] Phillips SJ, Dudík M (2008) Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31: 161-175.
- [11] Halvorsen R (2012) A maximum likelihood explanation of MaxEnt, and some implications for distribution modelling. *Sommerfeltia* 36: 1-132.
- [12] Lozier JD, Aniello P, Hickerson MJ (2009) Predicting the distribution of Sasquatch in western North America: anything goes with ecological niche modelling. *Journal of Biogeography* 36: 1623-1627.
- [13] Neves LG (2008) Distribuição geográfica e conservação de *Callithrix kuhlii* (Coimbra-Filho, 1985) (Primates, Callitrichidae) no Sul da Bahia, Brasil. Ilhéus: Universidade Estadual de Santa Cruz. Dissertação de Mestrado em Zoologia Aplicada. 97 p.
- [14] Fisher B, Christopher T (2006) Poverty and biodiversity: Measuring the overlap of human poverty and the biodiversity hotspots. *Ecological Economics* 62: 93-101.

- [15] Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Ponzoni FJ, Hirota MM (2009) The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142: 1141-1153.
- [16] Rylands AB (1989) Sympatric Brazilian callitrichids: The Black Tufted-Ear Marmoset, *Callithrix kuhlii*, and the Golden-headed Lion Tamarin, *Leontopithecus chrysomelas*. *Journal of Human Evolution* 18: 679-695.
- [17] Raboy BE, Canale GR, Dietz JM (2008) Ecology of *Callithrix kuhlii* and a review of eastern brazilian marmosets. *Journal of Primatology* 29: 449-467.
- [18] Gaston KJ, Fuller RA (2008) Commonness, population depletion and conservation biology. *TRENDS in Ecology and Evolution* 23: 14–19.
- [19] Gaston KJ (2010) Valuing Common Species. *Science* 327: 154-155.
- [20] Lindenmayer DB, Wood JT, McBurney L, MacGreros K, Yougentob SC, et al (2011) How to make a common species rare: A case against conservation complacency. *Biological Conservation* 144: 1663–1672.
- [21] Redford KH, Berger J, Zack S (2013) Abundance as a conservation value. *Fauna & Flora International* 47: 157–158.
- [22] Araújo MB, Guisan A (2006) Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography* 33: 1677-1688.
- [23] Elith J, Leathwick JR (2009) Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 40: 677-697.
- [24] Ferraz SFB (2011) LUCAT: land-use change analysis tools. Piracicaba: ESALQ, Departamento de Ciências Florestais, Laboratório de Hidrologia Florestal pp.15.
- [25] Hijmans RJ, Cameron SE, Parra JL, Jones PG, Jarvis A (2005) Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25: 1965-1978.
- [26] DiMiceli CM, Carroll ML, Sohlberg RA, Huang C, Hansen MC, et al. (2011) Annual Global Automated MODIS Vegetation Continuous Fields (MOD44B) at 250 m Spatial Resolution for Data Years Beginning Day 65, 2000 – 2010, Collection 5 Percent Tree Cover. University of Maryland, College Park, MD, USA.
- [27] Farr TG, Rosen PA, Caro E, Crippen R, Duren R, et al. (2007), The Shuttle Radar Topography Mission, *Rev. Geophys.*, 45, RG2004, doi:10.1029/2005RG000183

- [28] Moreira LMB (2009) Primatas das Serras das Lontras e Javi: Estado das populações e seu papel na conservação regional da comunidade de primatas no sul da Bahia. Ilhéus: Universidade Estadual de Santa Cruz. Dissertação de Mestrado em Zoologia Aplicada. 127 p.
- [29] Nacif PGS, Costa OV, Araújo M, Santos PS (2009). Geomorfodinâmica da Região do Complexo de Serras das Lontras. In: SAVE Brasil, IESB e BirdLife International. Complexo de Serras das Lontras e Una, Bahia: Elementos naturais e aspectos de sua conservação. São Paulo: SAVE Brasil. pp. 9–14.
- [30] Raboy BE, Neves LG, Zeigler SLM, Oliveira CO (2013) Occurrences of the Golden-Headed Lion Tamarin (*Leontopithecus chrysomelas*) Above 500 Meters in Southern Bahia, Brazil and Implications for Conservation Planning. *Primate Conservation* 26(1): 25-31.
- [31] Tabarelli M, Aguiar AV, Ribeiro MC, Metzger JP, Peres CA (2010) Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. *Biological Conservation*, 143: 2328-2340.
- [32] Freitas SR, Hawbaker TJ, Metzger JP (2010) Effects of roads, topography, and land use on forest cover dynamics in the Brazilian Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management* 259: 410-417.
- [33] SNUC Sistema Nacional de Unidades de conservação: texto da Lei 9.985 de 18 de julho de 2000 e vetos da presidência da República ao PL aprovado pelo congresso Nacional. - São Paulo: Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica.
- [34] Canale GR, Peres CA, Guidorizzi CE, Gatto CAF, Kierulff CM (2012) Pervasive Defaunation of Forest Remnants in a Tropical Biodiversity Hotspot. *Plos One* 7(8): e41671.
- [35] Coimbra-Filho AF, Mittermeier RA, Rylands AB, Mendes SL, Kierulff MCM, Pinto LPS (2006) The taxonomic status of Wied's Black-tufted-ear marmoset, *Callithrix kuhlii* (Callitrichidae, Primates). *Primate Conservation* 21: 1-29.

7. CONCLUSÕES GERAIS

A importância ecológica das florestas do interior da Bahia (i.e. floresta estacional decidual e semidecidual) para *C. kuhlii* e o baixo investimento em ações conservacionistas nessas áreas ficou evidente nos dois capítulos desse trabalho. No primeiro capítulo pode ser percebido que o sagui-de-wied foi o único primata encontrado nos cinco fragmentos florestais comparados. A REBIO de Una foi a única localidade com dados anteriores de abundância e densidade e foi possível observar que no estudo mais recente as estimativas foram mais elevadas. No estudo realizado em 2002-2003 a maioria das trilhas percorridas estava em áreas de floresta madura, pois o foco da pesquisa era o levantamento populacional de *S. xanthosternos* (G. R. Canale, comentário pessoal). Como *C. kuhlii* é encontrado com mais frequência em matas secundárias e ambientes de borda, provavelmente a diferença observada entre os períodos se deve a localização das trilhas e não ao aumento populacional de saguis na região.

Os dados obtidos nesse primeiro capítulo futuramente vão contribuir com a avaliação do critério A (redução da população) da IUCN utilizado para classificar o estado de conservação das espécies. O presente trabalho, em conjunto com outros realizados com esse sagui (Kierulff et al., 2005 apud Moreira, 2009 e Moreira, 2009), fornece dados de estimativas populacionais para cinco áreas distintas que, se monitoradas em longo prazo, podem informar se as populações desse primata se encontra estável, em declínio ou se está aumentando. Pode contribuir também com estimativas sobre a intensidade da redução populacional que pode ocorrer nos próximos anos.

As áreas prioritárias identificadas no segundo capítulo podem auxiliar na criação de corredores ecológicos que liguem as áreas adequadas do interior da Bahia com as áreas litorâneas, em floresta ombrófila densa. A identificação de corredores está entre as aplicações de mapas de distribuição de espécies. Para isso são necessários mapas detalhados sobre uso e cobertura do solo, topografia da região e densidade vegetacional. Devido à ausência de mapas com resolução alta e extensão suficiente do uso e cobertura do solo da região estudada nesse trabalho, não foi possível realizar a análise de corredores.

A área de distribuição *C. kuhlii*, de acordo com Neves (2008), apresenta ~23.300 km². Para que a espécie seja classificada como vulnerável de acordo com o critério B1

da IUCN, referente a distribuição geográfica, sua extensão de ocorrência (i.e. área de distribuição retirando-se regiões de habitat inadequado) deve ser menor que 20.000 km². Utilizando o mapa obtido no capítulo dois, ainda que áreas com probabilidade de ocorrência igual a zero sejam consideradas como habitat inadequado e subtraídas da área total de distribuição, a extensão de ocorrência da espécie é maior que 20.000 km² (~22.400 km² ver apêndice, Tabela I). Isso confirma a classificação atual da espécie na categoria de “quase ameaçada” segundo o critério B1.

PPGGGBC

8. APÊNDICE

Tabela I – Comparação entre a área modelada e as duas áreas de distribuição de *C. kuhlii*, propostas pela IUCN e por Neves (2008).

Porcentagem de áreas	Área modelada	IUCN	Neves (2008)
Com índice acima de 60%	2,30 (1.728 km ²)	3,36 (1.534 km ²)	6,45 (1.502 km ²)
Com probabilidade de ocorrência igual a zero	46,06 (34.982 km ²)	34,41 (15.692 km ²)	3,66 (852.35 km ²)
Prioritárias protegidas	9,14	7,13	8,67
Com índice acima de 60% em mata Ombrófila densa	22,00	19,09	19,68
Com índice acima de 60% em mata Estacional Semidecidual	28,65	28,16	28,25
Com índice acima de 60% em mata Estacional Decidual	35,30	39,04	39,67
Protegidas em mata Ombrófila Densa	74,62	87,01	87,93
Protegidas em mata Estacional Semidecidual	7,04	0,90	0,50
Protegidas em mata Estacional Decidual	4,91	3,35	0

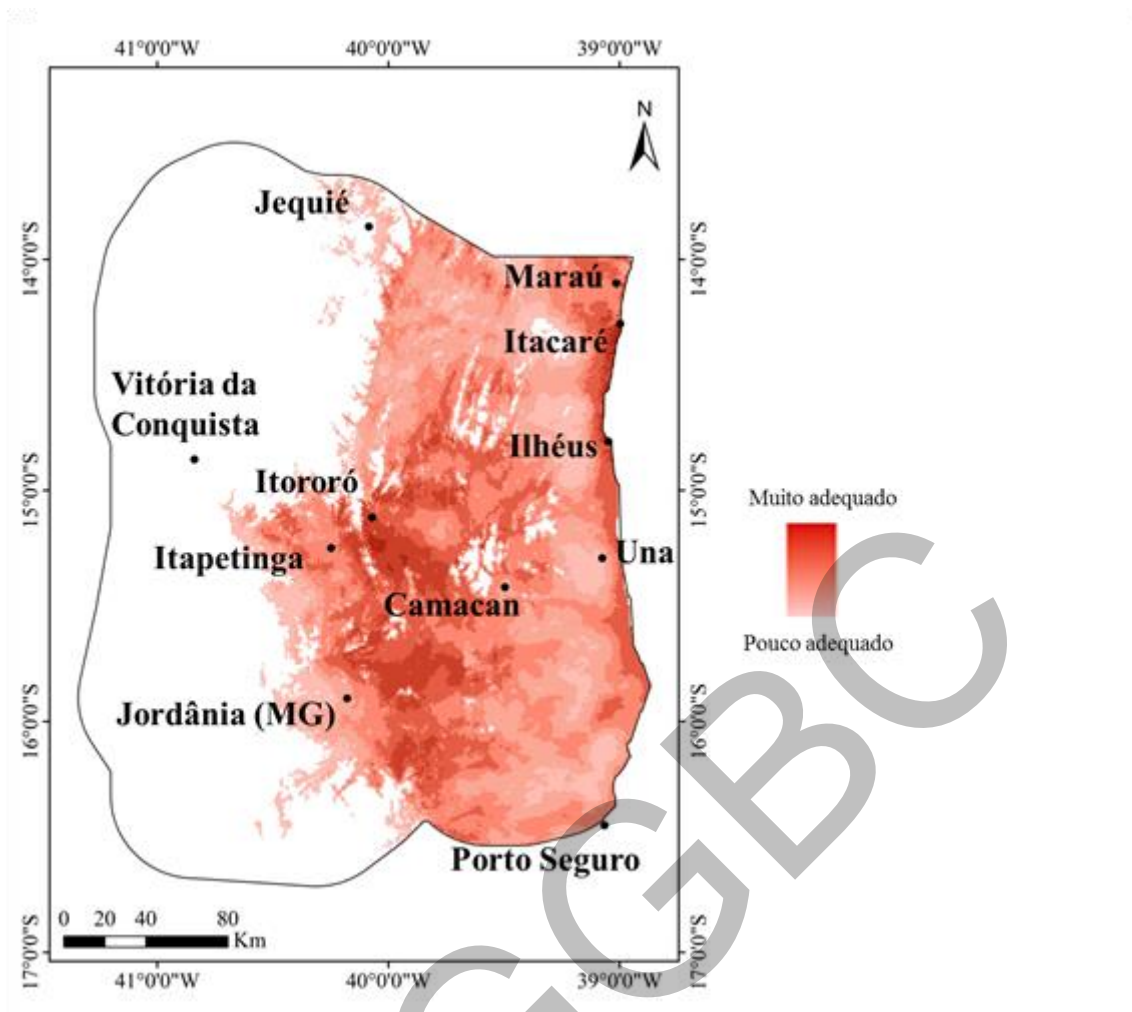


Figura 1 – Mapa de distribuição potencial de *C. kuhlii* excluindo-se as variáveis distância de rodovias e porcentagem de cobertura de dossel.

Tabela II – Contribuição das variáveis para o modelo sem distância de rodovias e porcentagem de cobertura de dossel.

Variável	Contribuição (%)
Elevação	40,67
Precipitação do mês mais seco	29,59
Variação diurna média de temperatura	14,63
Densidade de drenagem	8,25
Precipitação do mês mais chuvoso	6,85