UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA NATUREZA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: ZOOLOGIA

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA E CONSERVAÇÃO DE *CALLICEBUS COIMBRAI* KOBAYASHI & LANGGUTH, 1999 (PRIMATES – PITHAECIIDAE) NA MATA ATLÂNTICA DO NORDESTE DO BRASIL.

LEANDRO JERUSALINSKY

JOÃO PESSOA, PARAÍBA
2013

LEANDRO JERUSALINSKY

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA E CONSERVAÇÃO DE *CALLICEBUS COIMBRAI* KOBAYASHI & LANGGUTH, 1999 (PRIMATES – PITHAECIIDAE) NA MATA ATLÂNTICA DO NORDESTE DO BRASIL.

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Zoologia) da Universidade Federal da Paraíba – UFPB para obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas (Zoologia).

ORIENTADOR: PROF. DR. STEPHEN FRANCIS FERRARI

JOÃO PESSOA, PARAÍBA

2013

Catalogação na publicação
Seção de Catalogação e Classificação

J55d Jerusalinsky, Leandro.
Distribuição geográfica e conservação de Callicebus coimbrai Kobayashi & Langguth, 1999 (Primates - Pithaeciidae) na Mata Atlântica do nordeste do Brasil. / Leandro Jerusalinsky. - João Pessoa, 2013.
212 f. : il.

Orientação: Stephen Francis Ferrari.
Tese (Doutorado) - UFPB/CCEN.

1. Espécie ameaçada. 2. Biogeografia. 3. Diagnóstico de status. 4. Distribuição potencial. 5. Análise de Viabilidade Populacional. I. Ferrari, Stephen Francis. II. Título.

UFPB/BC

Ata da 55ª Apresentação da Defesa de Tese de Doutorado do aluno Leandro Jerusalinsky,

Aos vinte e oito dias do mês de janeiro de dois mil e treze, na Sala de Aula do PPGCB do Centro de Ciências Exatas e da Natureza da Universidade Federal da Paraíba, reuniu-se, em caráter de solenidade pública, às 14:00 horas, a banca examinadora do Doutorando **Leandro Jerusalinsky,** composta pelos seguintes professores doutores Stephen Francis Ferrari (UFS), Alfredo Langguth Bonino (UFPB), Maria Regina de Vasconcellos Barbosa (UFPB), Rodrigo Cambará Printes (UERGS) e Karen Bárbara Strier (University of Wisconsin). Compareceram à solenidade, além do candidato e membros da banca examinadora, alunos e professores do PPGCB. Dando início à sessão, a senhora coordenadora, Professora Maria Regina Vasconcellos Barbosa, fez a abertura da sessão, apresentando o candidato **Leandro Jerusalinsky.** Em seguida, fez a apresentação da banca examinadora e passou a presidência da sessão para o Prof. Stephen Francis Ferrari que, concomitantemente, como orientador do aluno, assumiu a posição de Presidente da sessão que, após declarar o objeto da solenidade, concedeu a palavra ao Doutorando **Leandro Jerusalinsky,** candidato ao grau de Doutor em Ciências Biológicas, para que dissertasse, oral e sucintamente, a respeito do tema: "Distribuição geográfica e conservação de *Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth, 1999 (Primates – Pitheciidae) na Mata Atlântica do Nordeste do Brasil". Passando então a discorrer sobre o aludido tema, dentro do prazo legal, o candidato foi a seguir argüido pelos examinadores na forma regimental. Em seguida, passou a Comissão, em caráter secreto, a proceder à avaliação e julgamento do trabalho, concluindo por atribuir-lhe o conceito **APROVADO COM DISTINÇÃO.** Perante a aprovação, declarou-se o candidato **Leandro Jerusalinsky,** legalmente habilitado a receber o grau de Doutor em Ciências Biológicas, área de concentração Zoologia. Nada mais havendo a tratar eu, Stephen Francis Ferrari, como presidente, lavrei a presente ata que, lida e aprovada, assino juntamente com os demais membros da banca examinadora.

João Pessoa, 28 de janeiro de 2013.

Stephen Francis Ferrari
(Orientador)

Alfredo Langguth Bonino (Titular)

Mª Regina de Vasconcellos Barbosa (titular)

Rodrigo ~~Cambará Printes (Titular)~~

Karen Barbara Strier (Titular)

CONFERE C/ ORIGINAL

Josias Henrique A. Xavier
Secretário do PPGCB/UFPB
SIAPE 01679834

A Zulema e Alfredo,

incentivadores na construção dos meus caminhos,

inspiradores nos modos de trilhá-los.

RESUMO

O guigó-de-Coimbra-Filho, *Callicebus coimbrai*, foi o último primata descrito na Mata Atlântica, habitando Sergipe e litoral norte da Bahia. Os limites de distribuição geográfica, principalmente a oeste, não eram bem conhecidos, dificultando estimar a extensão de ocorrência da espécie e orientar estratégias de manejo. A região ocupada por *C. coimbrai* teve sucessivos ciclos econômicos desde o século XVI, resultando em severa perda e fragmentação de hábitats. Assim, *C. coimbrai* foi considerado em risco de extinção imediatamente após sua descoberta, mas não havia estimativas detalhadas sobre populações remanescentes, extensão da área ocupada pela espécie, caracterização de ameaças, requisitos ecológicos ou viabilidade populacional. O objetivo geral do presente trabalho foi investigar a distribuição geográfica e o estado de conservação de *C. coimbrai*, visando subsidiar estratégias de manejo para a conservação da espécie. Os objetivos específicos foram: 1) identificar as populações remanescentes de *C. coimbrai* e os fatores ecológicos e geográficos que determinam sua presença ou ausência, e limites de distribuição com relação a *C. barbarabrownae*; 2) analisar a distribuição potencial de *C. coimbrai* e suas relações biogeográficas com as demais espécies do grupo *Personatus*, com ênfase nos limites com *C. barbarabrownae*; 3) diagnosticar o estado de conservação das populações de *C. coimbrai*, estimando sua extensão de ocorrência, área de ocupação e população remanescente, e caracterizando as principais ameaças às suas populações; e 4) avaliar a viabilidade populacional de *C. coimbrai* com projeções para o cenário atual e sob distintas alternativas de manejo. Para o levantamento de dados sobre populações de *C. coimbrai* foi realizada busca ativa em fragmentos florestais e entrevistas com moradores locais, na Mata Atlântica e zonas de transição com a Caatinga entre o rio Paraguaçu e o rio São Francisco, cobrindo 50.000km^2 em todo o Estado de Sergipe e litoral norte da Bahia. Para as modelagens de distribuição potencial com o software *Maxent* foram utilizados todos os registros de ocorrência disponíveis para as espécies do grupo *Personatus* de *Callicebus*. As Análises de Viabilidade Populacional (AVP) foram realizadas com o software *Vortex*. Estimou-se que restem cerca de 4.500 indivíduos de *C. coimbrai*, espalhados em 125 fragmentos florestais que somam 22.500 ha, dentro de uma extensão de ocorrência com aproximadamente 30.000 km², sendo o limite oeste uma barreira ecológica constituída pela transição entre Mata Atlântica e Caatinga. Os resultados corroboram que a perda e a fragmentação de hábitats como principais ameaças à espécie, que também sofre impactos de caça, apanha, predação por animais domésticos e atropelamento. As AVPs indicam que apenas populações com 100 indivíduos ou mais tenham probabilidade de sobrevivência acima de 95% em 100 anos, sendo necessários pelo menos 200 indivíduos para manter uma diversidade genética média de, ao menos, 90% pelo mesmo período. O contínuo declínio populacional em decorrência da fragmentação de habitats e demais ameaças tende a atingir patamares praticamente irreversíveis, a partir dos quais torna-se progressivamente mais difícil e complexo garantir a viabilidade das populações da espécie. Devido à situação dessas populações e ao elevado risco de extinção da espécie, são imprescindíveis e urgentes ações estratégicas abrangentes e transdisciplinares para reverter essa situação e assegurar a sobrevivência de *C. coimbrai*, tais como a proteção das principais áreas de ocorrência, promoção da conectividade de habitats e, eventualmente, manejo metapopulacional intensivo.

Palavras chave: Espécie ameaçada; Biogeografia; *Status* de conservação; Distribuição potencial; Análise de Viabilidade Populacional

ABSTRACT

The Coimbra-Filho titi monkey, *Callicebus coimbrai*, was the last primate described in the Atlantic Forest, inhabiting Sergipe and the northern coast of Bahia. The limits of geographic distribution, especially in the west, were not well known, making it difficult to estimate the extent of occurrence of the species and to guide management strategies. The region occupied by *C. coimbrai* has had successive economic cycles since the 16th century, resulting in severe habitat loss and fragmentation. Thus, *C. coimbrai* was considered at risk of extinction immediately after its discovery, but there were no detailed estimates of remaining populations, extent of the area occupied by the species, characterization of threats, ecological requirements or population viability. The general objective of the present work was to investigate the geographic distribution and the conservation status of *C. coimbrai*, aiming to support management strategies for the conservation of the species. The specific objectives were: 1) to identify the remaining populations of *C. coimbrai* and the ecological and geographic factors that determine their presence or absence, and distribution limits in relation to *C. barbarabrownae*; 2) to analyze the potential distribution of *C. coimbrai* and its biogeographic relationships with the other species of the *Personatus* group, with emphasis on the limits with *C. barbarabrownae*; 3) to diagnose the conservation status of *C. coimbrai* populations, estimating their extent of occurrence, occupation area and remaining population, and characterizing the main threats to their populations; and 4) to evaluate the population viability of *C. coimbrai* with projections for the current scenario and under different management alternatives. To collect data on populations of *C. coimbrai*, an active search was carried out on forest fragments, besides interviews with local residents, in the Atlantic Forest and transition zones with the Caatinga between the Paraguaçu River and the São Francisco River, covering 50,000 km^2 throughout the State of Sergipe and northern coast of Bahia. For potential distribution modeling with the software Maxent, all occurrence records available for the species of the *Personatus* de *Callicebus* group were used. Population Viability Analyzes (PVA) were performed using the software Vortex. It was estimated that about 4,500 individuals of *C. coimbrai* remain, spread over 125 forest fragments summing 22,500 ha, within an extension of occurrence of approximately 30,000 km², with the western limit being an ecological barrier constituted by the transition between the Atlantic Forest and the Caatinga. The results corroborate habitat loss and fragmentation as main threats to the species, which also suffers impacts from hunting, harvesting, predation by domestic animals and overruns. PVAs indicate that only populations with 100 individuals or more have a probability of survival above 95% in 100 years, with at least 200 individuals required to maintain an average genetic diversity of at least 90% for the same period. The continuous population decline due to habitat fragmentation and other threats tends to reach practically irreversible levels, from which it becomes progressively more difficult and complex to guarantee the viability of the species' populations. Due to the situation of these populations and the high risk of extinction of the species, comprehensive and transdisciplinary strategic actions are essential and urgent to reverse this situation and ensure the survival of *C. coimbrai*, such as the protection of the main areas of occurrence, promotion of the connectivity of habitats and, eventually, intensive metapopulation management.

Keywords: Threatened species; Biogeography; Conservation status; Potential distribution; Population Viability Analysis

LISTA DE FIGURAS

Figura **Página**

Figura I.1. Grupo *Personatus* de *Callicebus*: A) distribuição conhecida em 2007 (extraído de Printes *et al*., 2013); B) *Callicebus melanochir* (Fotografia de A. Gambarini); C) *Callicebus personatus* (Fotografia de P. Laroque); D) *Callicebus nigrifrons* (Fotografia de P. Laroque); E) *Callicebus coimbrai*; e F) *Callicebus barbarabrownae* (Fotografia de A. Estrela). **5**

Figura I.2. O guigó, *Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth, 1999: A) indivíduo em vida livre (fotografia de A. Gambarini); B) fêmea jovem em cativeiro; C) ilustração da espécie por Stephen Nash (adaptado de van Roosmalen *et al*., 2002); D) espécimes da série tipo usada para descrição da espécie, tombados na Coleção de Mamíferos da Universidade Federal da Paraíba (UFPB). **13**

Figura I.3. O guigó-da-Caatinga, *Callicebus barbarabrownae* Hershkovitz, 1990: A) ilustração da espécie por Stephen Nash (adaptado de van Roosmalen *et al*., 2002); B) indivíduos em vida livre (fotografia de A. Estrela); C) indivíduo em cativeiro (fotografia Zoo de Salvador); D) indivíduo em cativeiro (fotografia A. Pissinatti/CPRJ). **14**

Figura I.4. Modelo de vórtice de extinção mostrando a interação sinérgica entre fatores ecológicos, demográficos e genéticos sobre pequenas populações (adaptado de Begon *et al*., 2006). **20**

Figura III.1. Tela do aplicativo de Sistema de Informações Geográficas do Atlas Digital de Recursos Hídricos de Sergipe (Seplantec, 2004), indicando os fragmentos florestais (verde), hidrografia (azul), núcleos urbanos (vermelho), e rodovias federais (preto). **37**

Figura III.2. Esquema de assuntos abordados em entrevistas, com múltipla entrada e fluxo variado (Jerusalinsky, 2007). Em verde, os temas relativos aos remanescentes florestais; em amarelo, tópicos para caracterização dos remanescentes; em azul, tópicos para abordar a diversidade faunística, inclusive de primatas, em laranja, tópicos para averiguar os principais impactos diretos às populações de primatas; em branco, itens para checar a atuação de instituições na região. **39**

Figura III.3. Apresentação de pranchas com imagens de primatas e outros mamíferos a entrevistados. Fotografias de A. Gambarini e do autor. **40**

Figura III.4. Pesquisadores executando a técnica de *playback* em campo: A) na borda de um fragmento florestal (Fotografia de S. F. Ferrari); e B) no interior de fragmento florestal. **42**

Figura III.5. Distribuição dos locais de entrevista ao longo da área de estudo..... **46**

Figura III.6.: Situações de entrevista durante o presente estudo (Fotografias de R. Beltrão). **46**

Figura III.7. Distribuição dos fragmentos vistoriados ao longo da área de estudo. **47**

Figura III.8. Registros fotográficos de *Callicebus coimbrai* em vida livre obtidos durante os trabalhos de campo do presente estudo nas localidades: A) Mata da Santana (Nº 13) (Fotografia de Adriano Gambarini); B) Fazenda Bomfim VI (Nº 46); e C) Mata do Cadoz (Nº 34). **49**

Figura III.9. Distribuição das localidades com registro de ocorrência de *Callicebus* sp. ao longo da área de estudo. Registros de outros estudos estão com a identificação taxonômica indicada nos mesmos. Para mapas mais detalhados ver Apêndices H, I, J e K. **49**

Figura III.10. Sobreposição das localidades com registro de ocorrência de *Callicebus* sp. na área de estudo e adjacências aos tipos de vegetação (IBGE, 2004). Registros de outros estudos estão com a identificação taxonômica indicada nos mesmos. **52**

Figura III.11. Sobreposição das localidades com registro de ocorrência de *Callicebus* sp. ao longo da área de estudo e adjacências às isoietas de pluviosidade média anual. Registros de outros estudos estão com a identificação taxonômica indicada nos mesmos. **53**

Figura III.12. Sobreposição das localidades com registro de ocorrência de *Callicebus* sp. ao longo da área de estudo e adjacências ao relevo. Registros de outros estudos estão com a identificação taxonômica indicada nos mesmos. **53**

Figura IV.1. Distribuição geográfica conhecida para as espécies do grupo *Personatus* de *Callicebus*. Extraído de Printes *et al*. (2013). **67**

Figura IV.2. Espécies do grupo *Personatus* de *Callicebus*: A) *Callicebus coimbrai*; B) *Callicebus barbarabrownae* (Fotografia de A. Estrela); C) *Callicebus melanochir* (Fotografia de A. Gambarini); D) *Callicebus personatus* (Fotografia de P. Laroque); E) *Callicebus nigrifrons* (Fotografia de P. Laroque). **68**

Figura IV.3. Sobreposição da distribuição potencial das espécies do grupo *Personatus* de *Callicebus* conforme predito pelos modelos CL+OD+VC para *C. coimbrai* (verde) e *C. barbarabrownae* (amarelo) e único para *C. melanochir* (rosa), *C. nigrifrons* (laranja) e *C. personatus* (azul). **78**

Figura IV.4. Sobreposição da distribuição potencial das espécies do grupo *Personatus* de *Callicebus* conforme predito pelos modelos CL+OD para *C. coimbrai* (vermelho) e *C. barbarabrownae* (verde) e único para *C. melanochir* (rosa), *C. nigrifrons* (laranja) e *C. personatus* (azul). **79**

Figura IV.5. Sobreposição da distribuição potencial de *Callicebus coimbrai* (verde) e *Callicebus barbarabrownae* (vermelho) conforme predito pelos modelos gerados a partir do maior número de pontos de ocorrência disponíveis para estas espécies, dentro de uma margem relativamente segura de identificação taxonômica, do conjunto total de dados (CL+OD+VC). **79**

Figura IV.6. Sobreposição da distribuição potencial de *Callicebus coimbrai* (verde) e *Callicebus barbarabrownae* (vermelho) conforme predito pelos modelos gerados exclusivamente a partir dos pontos de observações diretas em campo (OD). **80**

Figura IV.7. Sobreposição da distribuição potencial de *Callicebus coimbrai* (vermelho) e *Callicebus barbarabrownae* (verde) conforme predito pelos modelos gerados exclusivamente a partir dos pontos de coleções (CL). **80**

Figura V.1. Chave de categorias para avaliação do estado de conservação de espécies. Adaptado de IUCN (2001). **105**

Figura V.2. Distribuição das localidades com registro de ocorrência de *Callicebus* sp. ao longo da área de estudo. Registros de outros estudos estão com a identificação taxonômica indicada nos mesmos. **107**

Figura V.3. Registros de ocorrência de outros primatas: A) *Callithrix* sp. a partir da escarificação para gomivoria, B) *Callithrix penicillata*, C) *Callithrix jacchus* (Fotografia de P. Laroque), D) *Sapajus xanthosternos* em área de mangue na Fazenda Arambipe (Fotografia de A. Gambarini), e E) *Sapajus xanthosternos* na Mata da Santana/Usina SERAGRO (Fotografia de J. G. Ferreira). **110**

Figura V.4. Percentual de fragmentos com ocorrência confirmada de *Callicebus coimbrai* e de área de ocupação da espécie por interflúvio ao longo de sua distribuição geográfica. **111**

Figura V.5. Localidades com registro de ocorrência de *Callicebus* sp. ao longo da área de estudo categorizados por classe de tamanho de fragmento. Registros de outros estudos estão com a identificação taxonômica indicada no mesmo. **112**

Figura V.6. Fragmentos florestais diminutos com ocorrência registrada ou relatada de *Callicebus coimbrai* em matriz com predominância de pastagens: A) fragmento pequeno da Fazenda Sabão, com 7 ha (Nº 48); B) fragmentos da Fazenda Santa Cruz, com 15 ha e 4 ha Nºs 230 e 243, respectivamente); e C) Fazenda Bomfim VI, 13 ha (Nº 46). **113**

Figura V.7. Evidências de redução de habitat: A) derrubada de capoeira com trator; B) queimada; C) área desmatada há poucos anos; D) forno para produção de carvão recentemente desativado; E) área desmatada para instalação de poço de exploração de petróleo; F) área desmatada para instalação de acampamento de trabalhadores rurais sem terra, com aproveitamento da madeira para construção de barracos; G) borda de fragmento desmatada com aproveitamento da madeira; e H) área desmatada para pastagem em processo de desertificação. **115**

Figura V.8. Evidências da perda de qualidade dos habitats: A) corte seletivo de toras; B) corte seletivo de estacas, provavelmente para uso como escoras em construções; C) corte seletivo para lenha; D) cerca típica com estacas novas; E) ausência total de matas ciliares; F) impacto da criação de búfalos sobre curso d'água; G) efeito de borda; e H) depósito clandestino de lixo. **116**

Figura V.9. Principais tipos de matriz encontradas ao longo da área de estudo: A) pastagens para pecuária; B) canaviais de cana-de-açúcar (na fotografia, canaviais floridos entre remanescentes florestais); C) silvicultura, principalmente de eucaliptos; D) citricultura, principalmente laranjais; E) milharais; F) áreas urbanizadas; G) lavouras de subsistência; e H) coqueirais e fruticultura diversificada. **117**

Figura V.10. Carcaça de individuo de *Callicebus coimbrai* caçado para alimentação. .. **119**

Figura V.11. Apetrechos para a prática de caça, registrados durante o presente estudo: A) funda ou estilingue; B) pote de pólvora; C) estrutura de espera; D) espingardas, chumbos, potes de pólvora e outros petrechos de caça; E) espingardas "de soca" e de cartucho (Fotografia do informante). **119**

Figura V.12. Percentual de respostas afirmativas (em vermelho) e negativas (em verde) para a ocorrência de caça sobre cada gênero de primata com ocorrência na área de estudo. Sobre cada categoria de resposta de cada barra está o número de respostas para a respectiva categoria para cada gênero. **120**

Figura V.13. Percentual de respostas para as distintas finalidades indicadas para a caça de guigós. Sobre cada barra está o número de respostas para a respectiva finalidade. **121**

Figura V.14. Percentual de respostas relativas à frequência da ocorrência de caça de guigós. Sobre cada barra está o número de respostas para a respectiva categoria de resposta. **122**

Figura V.15. Evidências da prática de caça de mamíferos registradas durante o presente estudo: A) paca (*Cuniculus paca*) recém abatida (Fotografia reproduzida do arquivo pessoal do informante); B) pele nova de tamanduá-mirim (*Tamandua tetradactyla*) na residência de informante; C) pata de gato-do-mato (*Leopardus* sp.) guardada como troféu; e D) pele velha de onça-pintada (*Panthera onca*) na residência de informante. **124**

Figura V.16. Registro de cativeiro doméstico ilegal de *Callicebus coimbrai* no sul de Sergipe: A) gaiola utilizada para cativeiro; B) indivíduo dentro da gaiola em que era mantido em cativeiro; e C) indivíduo no Zoológico de Aracaju após o resgate. **125**

Figura V.17. Percentual de respostas afirmativas (em vermelho) e negativas (em verde) para a ocorrência de cativeiro de cada gênero de primata com ocorrência na área de estudo. Sobre cada categoria de resposta de cada barra está o número de respostas para a respectiva categoria para cada gênero. **126**

Figura V.18. Registros de *Sapajus xanthosternos* em cativeiro doméstico ilegal obtidos durante o presente estudo. **128**

Figura V.19. Registros de filhotes de sagui mantidos em cativeiro doméstico ilegal obtidos durante o presente e estudo: A) *Callithrix penicillata*; e B) *Callithrix jacchus* (Fotografia de Adriano Gambarini). **128**

Figura V.20. A) Registro de *Callithrix jacchus* morto por atropelamento (Fotografia de Adriano Gambarini); e B) estrada no interior de fragmento de ocorrência de *Callicebus coimbrai*. **129**

Figura V.21. A) Registro de grupo de *Callithrix jacchus* deslocando-se sobre cabos telefônicos junto a linhas de transmissão de energia elétrica; e B) linhas de transmissão de energia elétrica no interior de fragmento florestal com ocorrência de *Callicebus coimbrai*. **130**

Figura V.22. Registro de oferta de alimentação a saguis: A) plataforma na qual são colocadas frutas para os saguis, neste caso pedaços de manga e destaque para o local onde foi observado o indivíduo de *Callithrix penicillata*; e B) indivíduo de *Callithrix penicillata* observando os alimentos ofertados, subsequentemente registrado ingerindo-os. **130**

Figura V.23. Localidades com registro de ocorrência de *Callicebus* sp. e unidades de conservação ao longo da área de estudo e adjacências. Registros de outros estudos estão com a identificação taxonômica indicada nos mesmos. **133**

Figura V.24. Registro de mamíferos em risco de extinção em fragmento com ocorrência confirmada de primatas ameaçados, *Callicebus coimbrai* e *Sapajus xanthosternos*: A) rastro de suçuarana *Puma concolor*; e B) indivíduo de preguiça-de-coleira *Bradypus torquatus* (Fotografia de J. P. Souza-Alves). **134**

Figura V.25. Cenário hipotético enfrentado por um indivíduo não reprodutor de *Callicebus* (em vermelho) quando atinge a maturidade sexual habitando um pequeno fragmento (A) em uma paisagem fragmentada. O fragmento ocupado por seu grupo natal (A) está saturado e não oferece área nem parceiros para estabelecimento de um novo grupo. O fragmento de maior porte (B), que oferece melhores condições para o sucesso na dispersão pode estar a distâncias que impossibilitem que o indivíduo o alcance. Uma série de pequenos fragmentos vazios (C) oferecem possibilidades de área, mas não de parceiro para reprodução. Outros fragmentos pequenos (D) também estão saturados, como o de seu grupo natal, eventualmente abrigando algum potencial parceiro para reprodução, mas não dispondo de área para estabelecimento de um novo grupo. Outra opção é a possibilidade de encontrar um fragmento que ofereça área para estabelecimento de um novo grupo com a presença de outro indivíduo despareado em idade reprodutiva (E), mas, ainda assim, há 50% de chances deste indivíduo ser do mesmo sexo do indivíduo em dispersão. Além disso, qualquer deslocamento na paisagem seria feita em uma matriz de permeabilidade duvidosa, ficando o indivíduo em questão exposto à exaustão e correndo maiores riscos de predação, caça ou apanha. **138**

Figura VI.1. Linha de tempo do modelo de simulação em Vortex representando os eventos demográfico individuais com influência na dinâmica populacional. Adaptado de Miller & Lacy (2005). **156**

Figura VI.2. Paisagem selecionada para modelagem de cenário real para análise de viabilidade populacional de *Callicebus coimbrai*, com fragmentos com ocorrência confirmada da espécie: 1) Mata do Crasto; 2) Mata da Sabão – Oeste; 3) Mata da Sabão – Leste; 4) Mata da Sabão – Pequeno; 5) Assentamento Chico Mendes; 6) Fazenda Escôncio; 7) Assentamento São José; e 8) Assentamento Pau Torto. **163**

Figura VI.3. Resultado das projeções para 100 anos sobre A) a probabilidade média de sobrevivência e B) a manutenção média de diversidade genética para populações de *Callicebus coimbrai* com distintos tamanhos populacionais iniciais. A população de 100 indivíduos também representa o modelo base. **171**

Figura VI.4. Resultados das projeções para 100 anos sobre A) a probabilidade média de sobrevivência e B) a manutenção média de diversidade genética das populações e da metapopulação modeladas para simulação de cenário real para *Callicebus coimbrai*. Parâmetros de entrada conforme modelo base (Tabela VI.1) e caracterização das populações conforme Tabelas VI.2 e VI.3, incluindo catástrofes conforme Tabela VI.4, mas não manejos. **177**

Figura VI.5. Resultados das projeções para 100 anos sobre A) a probabilidade média de sobrevivência e B) a manutenção média de diversidade genética das populações e da metapopulação modeladas para simulação de cenário real com manejo de habitat para *Callicebus coimbrai*. Parâmetros de entrada conforme modelo base (Tabela VI.1) e caracterização das populações conforme Tabelas VI.2 e VI.3, incluindo catástrofes conforme Tabela VI.4 e manejo de habitat conforme Tabela VI.5. ..... **177**

Figura VI.6. Resultados das projeções para 100 anos sobre A) a probabilidade média de sobrevivência e B) a manutenção média de diversidade genética das populações e da metapopulação modeladas para simulação de cenário real com manejo de indivíduos para *Callicebus coimbrai*. Parâmetros de entrada conforme modelo base (Tabela VI.1) e caracterização das populações conforme Tabelas VI.2 e VI.3, incluindo catástrofes conforme Tabela VI.4, manejo de indivíduos conforme Tabela VI.5 e população de cativeiro conforme Tabela VI.6. ..... **178**

Figura VI.7. Resultados das projeções para 100 anos sobre A) a probabilidade média de sobrevivência e B) a manutenção média de diversidade genética das populações e da metapopulação modeladas para simulação de cenário real com manejo de habitat e de indivíduos para *Callicebus coimbrai*. Parâmetros de entrada conforme modelo base (Tabela VI.1) e caracterização das populações conforme Tabelas VI.2 e VI.3, incluindo catástrofes conforme Tabela VI.4, manejo de habitat e de indivíduos conforme Tabela VI.5 e população de cativeiro conforme Tabela VI.6. ..... **178**

LISTA DE TABELAS

Tabela **Página**

Tabela I.1. Principais propostas de classificação dos gêneros atuais de Platyrrhini, inclusive a seguida no presente estudo..... **3**

Tabela I.2. Principais propostas de classificação e agrupamento das espécies de *Callicebus* (adaptada de van Roosmalen *et al*. 2002)..... **4**

Tabela I.3. Contribuição de tipos de alimento na dieta e uso do espaço por espécies de *Callicebus* (adaptado de Bicca-Marques & Heymann, 2013)..... **7**

Tabela I.4. Tamanho de grupo e densidade populacional de espécies de *Callicebus* (adaptado de Bicca-Marques & Heymann, 2013)..... **8**

Tabela I.5. Categoria de risco de extinção para as espécies do grupo *Personatus* de *Callicebus*..... **11**

Tabela III.1. Variáveis ambientais utilizadas para análise da distribuição de registros de *Callicebus* sp, na área de estudo..... **44**

Tabela III.2: Expedições e esforço de campo para levantamento de ocorrência de guigós..... **45**

Tabela III.3. Número de fragmentos vistoriados por tipo de vegetação..... **47**

Tabela III.4. Número de fragmentos vistoriados por tamanho de fragmento, indicação de ocorrência em entrevistas e registro de ocorrência de guigós obtidos no presente estudo..... **48**

Tabela III.5. Número de fragmentos por tamanho de fragmento e tipo de registro com ocorrência confirmada e relatada de *Callicebus* sp, obtidos no presente estudo..... **50**

Tabela III.6. Número de fragmentos com ocorrência confirmada de guigós dentro dos limites inferidos para *Callicebus coimbrai* por tamanho de fragmento e tipo de vegetação..... **58**

Tabela III.7. Número de fragmentos com relato de ocorrência não confirmada de *Callicebus* sp. dentro dos limites inferidos para *C. coimbrai* obtidos no presente estudo por tamanho de fragmento e tipo de vegetação, para localidades dentro da distribuição inferida para *C. coimbrai*..... **59**

Tabela IV.1. Número de pontos de ocorrência por categoria de registro utilizados para a modelagem de distribuição potencial das espécies do grupo *Personatus* de *Callicebus*..... **71**

Tabela IV.2. Variáveis ambientais utilizadas na modelagem da distribuição potencial das espécies..... **72**

Tabela IV.3. Modelos de distribuição potencial desenvolvidos para cada espécie do grupo *Personatus* de *Callicebus* e suas características..... **75**

Tabela IV.4. Questões analisadas e modelos de distribuição de espécies do grupo *Personatus* de *Callicebus* utilizados em cada abordagem de análise..... **76**

Tabela IV.5. Resultados do teste *jackknife* para avaliar a contribuição de cada variável ambiental na geração dos modelos para *Callicebus coimbrai* e *Callicebus barbarabrownae* com distintos conjuntos de dados e respectivos valores de AUC. Os números em negrito correspondem à porcentagem de contribuição das quatro variáveis que mais contribuíram para a geração de cada modelo. **77**

Tabela IV.6. Resultados do teste *jackknife* para avaliar a contribuição de cada variável ambiental na geração dos modelos para cada espécie do grupo *Personatus* de *Callicebus*. Os números em negrito correspondem à porcentagem de contribuição das quatro variáveis que mais contribuíram para a geração de cada modelo. **82**

Tabela V.1. Critérios para avaliação do estado de conservação de espécies. Resumido de IUCN (2001). Ver Anexo I. **104**

Tabela V.2. Número de fragmentos vistoriados por classe de tamanho de fragmento e tipo de vegetação. **106**

Tabela V.3. Número de fragmentos por classe de tamanho de fragmento e tipo de registro com ocorrência confirmada e relatada de *Callicebus coimbrai* obtidos no presente estudo. **107**

Tabela V.4. Número de fragmentos com ocorrência confirmada de *Callicebus coimbrai* por classe de tamanho de fragmento e tipo de vegetação. **108**

Tabela V.5. Número de fragmentos com relato de ocorrência não confirmada de *Callicebus* sp. obtidos no presente estudo por classe de tamanho de fragmento e tipo de vegetação, para localidades dentro da distribuição inferida para *C. coimbrai*. **108**

Tabela V.6. Contribuição para a área de ocupação de *Callicebus coimbrai* de cada classe de tamanho de fragmento e tipo de vegetação dos fragmentos florestais. **109**

Tabela V.7. Mamíferos citados por caçadores experientes como alvos-preferenciais de caça ou com valor para comercialização com fins de alimentação. **124**

Tabela V.8. Estimativas de tamanho populacional total remanescente para *Callicebus coimbrai* obtidas com distintas abordagens. **131**

Tabela V.1. Parâmetros utilizados para construção do Modelo Base para *Callicebus coimbrai*. **157**

Tabela VI.2. Caracterização de populações para simulação de cenário real do sul de Sergipe quanto ao tamanho da área, tamanho populacional inicial, capacidade de suporte e pressões antrópicas. **164**

Tabela VI.3. Probabilidades anuais de dispersão (em percentual) entre as populações simuladas no cenário real do sul de Sergipe. **164**
.
Tabela VI.4. Caracterização das catástrofes simuladas no cenário real do sul de Sergipe. **165**

Tabela VI.5. Parâmetros alterados com relação ao cenário real modelado para simulação de alternativas de manejo para populações de *Callicebus coimbrai*. **167**

Tabela VI.6. Valores inseridos para simulação da implementação de uma população cativa de *Callicebus coimbrai*, destacando os parâmetros alterados com relação ao modelo base e ao cenário real modelados. **168**

Tabela VI.7. Resultados dos testes de sensibilidade em parâmetros de mortalidade e reprodução sobre a probabilidade de extinção e manutenção de diversidade genética (em valores percentuais). **170**

Tamanho VI.8. Probabilidade média de extinção, manutenção média de diversidade genética, taxa de crescimento populacional estocástico e tempo médio para a extinção projetados para 100 anos com distintos tamanhos iniciais de população de *Callicebus coimbrai.* **171**

Tamanho VI.9. Projeção do efeito de taxas variadas de redução na capacidade de suporte ao longo de 100 anos sobre distintos tamanhos iniciais de população de *Callicebus coimbrai* em termos de probabilidade média de extinção, manutenção média de diversidade genética e tempo médio para a extinção. Os números em negrito destacam as simulações que atingem os patamares de viabilidade estabelecidos. **172**

Tamanho VI.10. Projeção do efeito de taxas variadas de remoção de indivíduos ao longo de 100 anos sobre distintos tamanhos iniciais de população de *Callicebus coimbrai* em termos de probabilidade média de extinção, manutenção média de diversidade genética e tempo médio para a extinção. Os números em negrito destacam as simulações que atingem os patamares de viabilidade estabelecidos**. .....** **173**

Tabela VI.11. Resultados para o cenário real e alternativas de manejo modeladas para *Callicebus coimbrai.* **176**

Tabela VI.12. Recomendações para a conservação de *Callicebus coimbrai* e principais propostas relacionadas no Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas do Nordeste (Brasil/ICMBio, 2011). **181**

Distribuição geográfica e conservação de *Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth, 1999 (Primates – Pithaeciidae) na Mata Atlântica do nordeste do Brasil.

SUMÁRIO

I. Introdução geral

I.1. Primatas neotropicais 1

I.2. Gênero *Callicebus* Thomas, 1903 2

I.2.1. Características gerais 2

I.2.2. Zoogeografia 9

I.2.3. Estado de conservação das espécies do grupo *Personatus* 10

I.2.4. Relações filogenéticas do grupo *Personatus* 11

I.3. *Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth 1999 12

I.3.1. Características Gerais 12

I.3.2. Distribuição geográfica: conhecimento atual e problemática 15

I.3.3. Estado de Conservação 16

I.4. Redução e fragmentação de populações: risco de extinção 17

I.5. Referências bibliográficas 20

II. Objetivos

II.1. Objetivo Geral 33

II.2. Objetivos Específicos 33

III. Capítulo 1 – Distribuição geográfica de *Callicebus coimbrai*

III.1. Introdução 34

III.2. Material & métodos 35

III.2.1. Área de estudo 35

III.2.2. Seleção de fragmentos para vistoria 36

III.2.3. Levantamento de dados por entrevistas 38

III.2.4. Vistorias para verificação de ocorrência de guigós 41

III.2.5. Análise de dados 43

III.3. Resultados 45

III.3.1. Levantamento de áreas de ocorrência de *Callicebus* sp. 45

III.3.2. Zoogeografia 51
III.4. Discussão 59
III. Referências bibliográficas 63

IV. Capítulo 2 – Distribuição potencial das espécies do grupo *Personatus* de *Callicebus* Thomas, 1903 (Primates – Pitheciidade) com base no algoritmo de máxima entropia (MAXENT)

IV.1. Introdução 67
IV.2. Materiais e métodos 70
IV.2.1. Pontos de ocorrência 70
IV.2.2. Variáveis ambientais 71
IV.2.3. Desenvolvimento da modelagem e análises 73
IV.3. Resultados 76
IV.3.1. Distribuição potencial para *Callicebus coimbrai* 76
IV.3.2. Distribuição potencial para *Callicebus barbarabrownae* 81
IV.3.3. Distribuição potencial para *Callicebus melanochir* 81
IV.3.4. Distribuição potencial para *Callicebus nigrifrons* 82
IV.3.5. Distribuição potencial para *Callicebus personatus* 83
IV.3.7. Limites de distribuição entre *C. coimbrai* e *C. barbarabrownae* 84
IV.4. Discussão 84
IV.5. Referências bibliográficas 91

V. Capítulo 3 – Populações remanescentes de *Callicebus coimbrai*: estado de conservação

V.1. Introdução 97
V.2. Materiais e Métodos 98
V.2.1. Levantamento das populações remanescentes 98
V.2.2. Estimativa de tamanho de fragmentos e da área de ocupação de *C. coimbrai* 99
V.2.3. Caracterização de ameaças 100
V.2.4. Estimativa de tamanho populacional 102
V.2.5. Avaliação do estado de conservação 103
V.2.6. Análise de Dados 105
V.3. Resultados 106

V.3.1. Levantamento de populações remanescentes de *Callicebus coimbrai* 106
V.3.2. Caracterização de ameaças 110
V.3.2.1. Perda e fragmentação de habitats 110
V.3.2.2. Caça 118
V.3.2.3. Cativeiro 125
V.3.2.4. Outros impactos 129
V.3.3. Estimativas de Tamanho Populacional 131
V.3.4. Presença em Unidades de Conservação 132
V.3.5. Ocorrência conjunta com outros mamíferos ameaçados de extinção 134
V.3.6. Avaliação do estado de conservação de *Callicebus coimbrai* baseada nos critérios da IUCN 135
V.4. Discussão 136
V.4.1. Caracterização de ameaças 136
V.4.1.1. Perda e fragmentação de habitats 136
V.4.1.2. Caça, cativeiro e outros impactos 140
V.4.2. Diagnóstico do estado de conservação 142
V.4.3. Estratégias para a conservação 144
V.5. Referências bibliográficas 147

VI. Capítulo 4 – Análises de viabilidade populacional de *Callicebus coimbrai*: perspectiva atual e avaliação de alternativas de manejo para a conservação da espécie

VI.1. Introdução 153
VI.2. Material & Métodos 155
VI.2.1. *Software* Vortex 155
VI.2.2. Modelo base 156
VI.2.3. Testes de sensibilidade 159
VI.2.4. Estimativa de população mínima viável e patamar de viabilidade 160
VI.2.5. Análise de ameaças 161
VI.2.6. Modelagem de cenário real de *Callicebus coimbrai* 162
VI.2.7. Modelagem de alternativas de manejo para o cenário real 166
VI.3. Resultados 169
VI.4. Discussão 179
VI.5. Referências bibliográficas 189

Apêndice A 194
Apêndice B 196
Apêndice C 199
Apêndice D 200
Apêndice E 203
Apêndice F 204
Apêndice G 205
Apêndice H 206
Apêndice I 207
Apêndice J 208
Apêndice K 209
Anexo I 210

I. Introdução geral

I.1. Primatas neotropicais

A ordem Primates tem sido tradicionalmente dividida nas subordens Anthropoidea, compreendendo os primatas símios do Novo Mundo (infraordem Platyrrhini) e do Velho Mundo (infraordem Catarrhini), e Prosimii, que agrupa os prossímios Lemuriformes e Tarsiformes. A outra principal proposta, mais recente, aloca os Tarsiformes junto a Platyrrhini e Catarrhini na subordem Haplorhini, com os demais prossímios constituindo a subordem Strepsirhini. Em quaisquer destas classificações, a Platyrrhini abrange exclusivamente os primatas neotropicais e constituem a superfamília Ceboidea (Goodman *et al.*, 1998; Groves, 2001).

Atualmente, os primatas neotropicais ocorrem desde o sul do México até o sul do Brasil e norte da Argentina, sendo encontrados em todas as principais áreas florestadas da América do Sul (com exceção do Chile e do Uruguai) e da América Central (Hirsch *et al*., 2002). Seus ancestrais teriam chegado ao continente americano há cerca de 30 milhões de anos, passando a pequena população fundadora por uma extensa radiação adaptativa que resultou em ampla diversidade de formas e hábitos (Eisenberg, 1981; Conroy, 1990; Trtkova *et al*., 1995; Goodman *et al*., 1998; Houle, 1999).

Em consequência dessa radiação adaptativa, este grupo corresponde a mais de 30% da diversidade atual da ordem, sendo o Brasil detentor da maior riqueza de primatas no mundo, com 139 táxons registrados, mais de 20% do total reconhecido (IUCN/SSC/PSG, 2012; Rylands, 2012). Infelizmente, essa diversidade está ameaçada e, assim como as demais regiões do mundo, praticamente um terço das cerca das 200 formas existentes no continente americano está sob algum risco de extinção (IUCN, 2010; IUCN/SSC/PSG, 2012), sendo esta proporção de aproximadamente 25% no Brasil (ICMBio/CPB, dados não publicados).

Com exceção do gênero *Aotus*, os primatas neotropicais têm hábito diurno e todos são altamente arborícolas (Hershkovitz, 1977; Coimbra-Filho & Mittermeier, 1981; Mittermeier *et al*., 1988). Apresentam grande variação no comprimento total e peso corporal, que vai, em média, de 33 cm e 120-190 g em *Cebuella pygmaea* a 140 cm e 12.125 g em *Brachyteles arachnoides* (Ankel-Simons, 2000). São basicamente frugívoros, existindo uma tendência para insetivoria nos gêneros de menor porte e para a folivoria nos gêneros maiores (Hershkovitz, 1977; Coimbra-Filho & Mittermeier, 1981; Mittermeier *et al*., 1988). Invariavelmente formam grupos sociais, raramente sendo encontrados em condição solitária e, dependendo do gênero, a prole modal é de um ou dois filhotes, que requerem um longo

período de cuidado parental e pode se estender por vários anos (Coimbra-Filho & Mittermeier, 1981; Mittermeier *et al*., 1988).

Desde a proposta de Hershkovitz (1977), diversas classificações dos gêneros de Platyrrhini em famílias foram propostas nas últimas quatro décadas (Tabela I.1). Duas revisões recentes (Rylands *et al*., 2000; Groves, 2001) têm sido as mais aceitas, convergindo na validade e composição das famílias Atelidae e Pitheciidae e colocado o gênero *Aotus* em uma família exclusiva. Groves (2001) agrupa na família Cebidae os gêneros que Rylands *et al.* (2000) dividem em Cebidae e Callitrichidae. Recentes estudos questionam a validade de alguns gêneros, como *Oreonax* (Rosenberger & Matthews, 2008), ou propõem a divisão de gêneros tradicionalmente reconhecidos, como *Cebus* (Lynch-Alfaro *et al*., 2011), sem, no entanto, sugerir rearranjos nas famílias propostas por essas revisões. No presente estudo é adotada a classificação de famílias proposta por Rylands *et al*. (2000), na qual a família Pitheciidae reúne os gêneros *Cacajao*, *Callicebus*, *Chiropotes* e *Pithecia*.

I.2. Gênero *Callicebus* Thomas, 1903

I.2.1. Características gerais

O gênero *Callicebus* reúne os macacos conhecidos popularmente como "zogue-zogues" na região amazônica e como "sauás" ou "guigós" na Mata Atlântica e Caatinga. Além das 28 espécies reconhecidas na mais atualizada revisão do gênero (van Roosmalen *et al*., 2002), as recentes descrições de *Callicebus aureipalateii* (Wallace *et al*., 2006), *Callicebus caquetensis* (Defler *et al*., 2010) e *Callicebus vieirai* (Gualda-Barros *et al*., 2012) reforçaram a condição de *Callicebus* como um dos mais especiosos dentre os gêneros de primatas neotropicais, atrás apenas de *Saguinus*.

Todas as revisões de *Callicebus* têm alocado seus táxons a grupos de espécies com base em caracteres morfológicos (Tabela I.2). Em Hershkovitz (1988, 1990) e Groves (2001) foram considerados quatro grupos, sendo os táxons que habitam a Mata Atlântica e a Caatinga incluídos no grupo *moloch*, predominantemente amazônico. Já em Kobayashi (1995) e van Roosmalen *et al.* (2002), esses táxons foram alocados a um grupo próprio, denominado *Personatus* pelo primeiro e *C. personatus* pelo último (Figura I.1), mantendo-se os demais grupos propostos. Além dos aspectos morfológicos, a distribuição geográfica disjunta dos grupos *Moloch* e *Personatus* confere suporte adicional a esta última sugestão (Hershkovitz, 1988). O arranjo em cinco grupos e suas nomenclaturas propostas por Kobayashi (1995), complementado com as atualizações de van Roosmalen *et al*. (2002) e o acréscimo de *C. aureipalatii*, *C. caquetensis* e *C. vieirai*, tem sido a classificação mais aceita em publicações recentes e é a seguida no presente estudo.

Tabela I.1. Principais propostas de classificação dos gêneros atuais de Platyrrhini, inclusive a seguida no presente estudo.

Hershkovitz (1977)	**Schneider & Rosenberger (1996)[1]**	**Rylands *et al*. (2000)[2]**	**Groves (2001)**
Família Callitrichidae	**Família Cebidae**	**Família Callitrichidae**	**Família Cebidae**
	Sub-família Callitrichinae		*Callithrix*
	Tribo Callitrichini	*Mico* Lesson, 1840	Sub-gênero *Mico*
Cebuella Gray, 1886	*Cebuella*	*Cebuella*	Sub-gênero *Cebuella*
Callithrix Erxleben, 1777	*Callithrix*	*Callithrix*	Sub-gênero *Callithrix*
Saguinus Hoffmannsegg, 1807	*Saguinus*	*Saguinus*	*Saguinus*
Leontopithecus Lesson, 1840	*Leontopithecus*	*Leontopithecus*	*Leontopithecus*
Família Callimiconidae			
Callimico Thomas, 1913	*Callimico*	*Callimico*	*Callimico*
Família Cebidae	Subfamília Cebinae	**Família Cebidae**	
Subfamília Saimiriinae	Tribo Saimiriini		
Saimiri Voigt, 1831	*Saimiri*	*Saimiri*	*Saimiri*
Subfamília Cebinae	Tribo Cebini		
Cebus Erxleben, 1777	*Cebus*	*Cebus*	*Cebus*
Subfamília Aotinae	Subfamília Aotinae	**Família Aotidae**	**Família Nyctipithecidae**
Aotus Illiger, 1811	*Aotus*	*Aotus*	*Aotus*
	Família Pitheciidae	**Família Pitheciidae**	**Família Pitheciidae**
Subfamília Callicebinae	Tribo Callicebini		
Callicebus Thomas, 1903	*Callicebus*	*Callicebus*	*Callicebus*
Subfamília Pitheciinae	Tribo Pitheciini		
Pithecia Desmarest, 1820	*Pithecia*	*Pithecia*	*Pithecia*
Chiropotes Lesson, 1840	*Chiropotes*	*Chiropotes*	*Chiropotes*
Cacajao Lesson, 1840	*Cacajao*	*Cacajao*	*Cacajao*
	Família Atelidae	**Família Atelidae**	**Família Atelidae**
	Subfamília Atelinae		
Subfamília Alouattinae	Tribo Alouattini		
Alouatta Lacépède, 1799	*Alouatta*	*Alouatta*	*Alouatta*
Subfamília Atelinae	Tribo Atelini	*Oreonax* Thomas, 1927	*Oreonax*
Ateles É. Geoffroy, 1806	*Ateles*	*Ateles*	*Ateles*
Lagothrix É. Geoffroy, 1812	*Lagothrix*	*Lagothrix*	*Lagothrix*
Brachyteles Spix, 1831	*Brachyteles*	*Brachyteles*	*Brachyteles*

[1]Cada um dos autores apresentou uma classificação distinta nessa publicação. Aqui é apresentada a de Schneider (ver texto). [2]Classificação seguida no presente estudo.

Tabela I.2. Principais propostas de classificação e agrupamento das espécies de *Callicebus* (adaptada de van Roosmalen *et al*., 2002).

Hershkovitz (1963)	Hershkovitz (1988, 1990)	Kobayashi (1995), Kobayashi & Langguth (1999)	Groves (2001)	Van Roosmalen *et al*. (2002)
	Grupo *C. donacophilus*	**Grupo *Donacophilus***	**Grupo *C. donacophilus***	**Grupo *C. donacophilus***
C. moloch donacophilus	*C. donacophilus donacophilus*	*C. donacophilus donacophilus*	*C. donacophilus*	*C. donacophilus*
	C. c. pallescens	*C. d. pallescens*	*C. pallescens*	*C. pallescens*
	C. oenanthe		*C. oenanthe*	*C. oenanthe*
	C. olallae	*C. olallae*	*C. olallae*	*C. olallae*
	Grupo *C. modestus*		**Grupo *C. modestus***	
	C. modestus	*C. modestus*	*C. modestus*	*C. modestus*
	Grupo *C. moloch*	**Grupo *Moloch***	**Grupo *C. moloch***	**Grupo *C. moloch***
C. moloch moloch	*C. moloch*	*C. moloch*	*C. moloch*	*C. moloch*
	C. cinerascens	*C. cinerascens*	*C. cinerascens*	*C. cinerascens*
C. moloch brunneus	*C. brunneus*	*C. brunneus*	*C. brunneus*	*C. brunneus*
C. moloch hoffmannsi	*C. hoffmannsi hoffmannsi*	*C. hoffmannsi hoffmannsi*	*C. hoffmannsi*	*C. hoffmannsi*
	C. h. baptista	*C. h. baptista*	*C. baptista*	*C. baptista*
	C. dubius			*C. bernhardi*
				C. vieirai[1]
	C. caligatus	**Grupo *Cupreus***		**Grupo *C. cupreus***
C. moloch cupreus	*C. cupreus cupreus*	*C. cupreus cupreus*	*C. cupreus cupreus*	*C. cupreus*
				C. caligatus
C. moloch discolor	*C. c. discolor*	*C. c. discolor*	*C. c. discolor*	*C. discolor*
C. moloch ornatus	*C. c. ornatus*	*C. c. ornatus*	*C. c. ornatus*	*C. ornatos*
				C. dubius
				C. stephennashi
				C. aureipalatii[1]
				C. caquetensis[1]
		Grupo *Personatus*		**Grupo *C.personatus***
	C. personatus personatus	*C. personatus*	*C. personatus personatus*	*C. personatus*
	C. p. melanochir	*C. melanochir*	*C. p. melanochir*	*C. melanochir*
	C. p. nigriforns	*C. nigriforns*	*C. p. nigriforns*	*C. nigriforns*
	C. p. barbarabrownae	*C. barbarabrownae*	*C. p. barbarabrownae*	*C. barbarabrownae*
		C. coimbrai	*C. coimbrai*	*C. coimbrai*
	Grupo *C. torquatus*	**Grupo *Torquatus***	**Grupo *C. torquatus***	**Grupo *C. torquatus***
C. torquatus torquatus	*C. torquatus torquatus*	*C. torquatus torquatus*	*C. torquatus torquatus*	*C. torquatus*
C. torquatus. lugens	*C. t. lugens*	*C. t. lugens*	*C. t. lugens*	*C. lugens*
	C. t. lucifer	*C. t. lucifer*	*C. t. lucifer*	*C. lucifer*
	C. t. purinus	*C. t. purinus*	*C. t. purinus*	*C. purinus*
	C. t. regulus	*C. t. regulus*	*C. t. regulus*	*C. regulus*
C. torquatus. medemi	*C. t. medemi*	*C. t. medemi*	*C. medemi*	*C. medemi*

[1]Espécies não consideradas por van Roosmalen *et al*. (2002) por terem sido descritas posteriormente a essa publicação. Wallace *et al*. (2006) não definiram a alocação para *C. aureipalatti* entre os grupos *C. moloch* e *C. cupreus.* Defler *et al*. (2010) indicaram *C. caquetensis* como integrante do grupo *C. cupreus*. Gualda-Barros *et al*. (2012) indicaram *C. vieirai* como componente do grupo *C. moloch*.

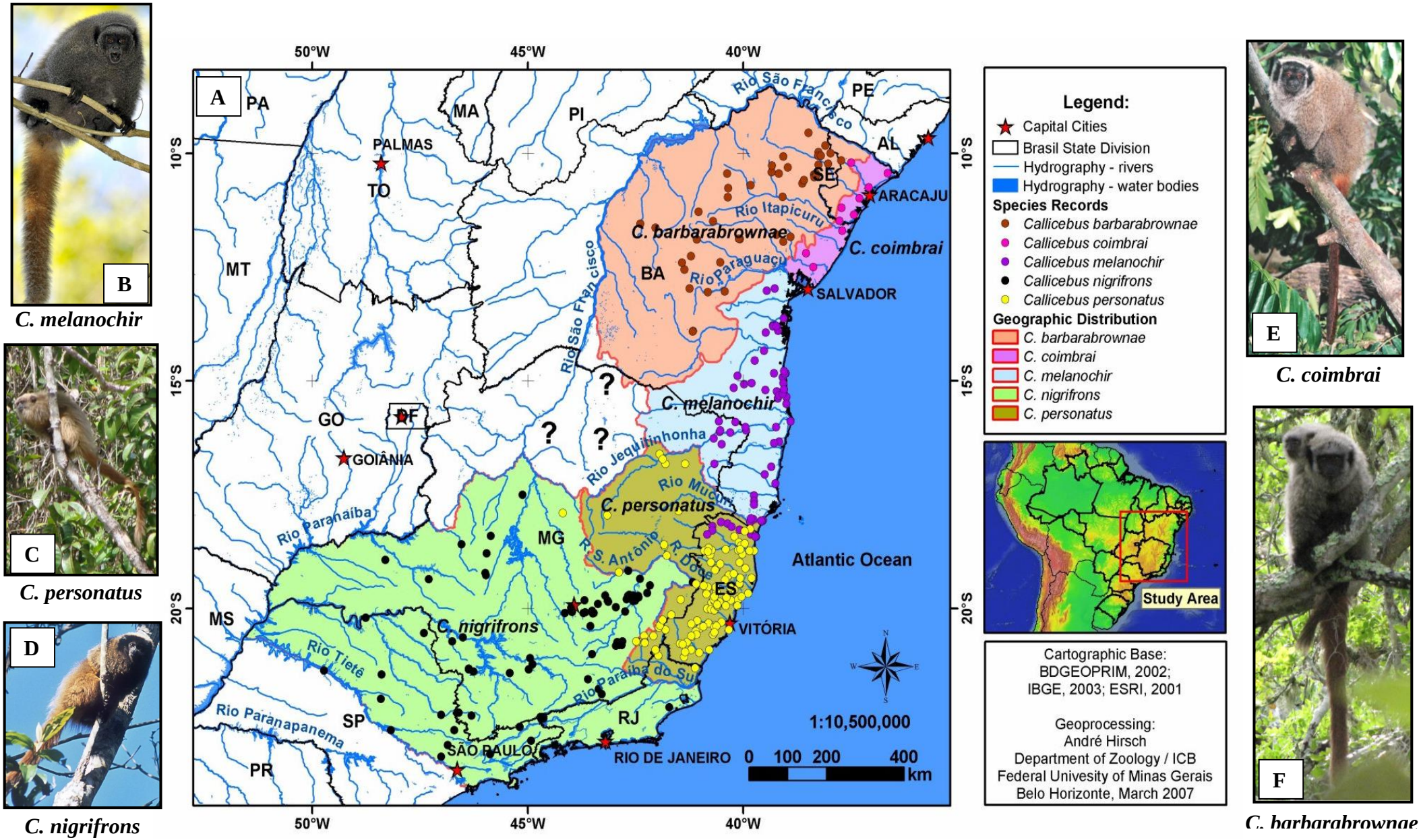


Figura I.1. Grupo *Personatus* de *Callicebus*: A) distribuição conhecida em 2007 (extraído de Printes *et al*., 2013); B) *Callicebus melanochir* (Fotografia de A. Gambarini); C) *Callicebus personatus* (Fotografia de P. Laroque); D) *Callicebus nigrifrons* (Fotografia de P. Laroque); E) *Callicebus coimbrai*; e F) *Callicebus barbarabrownae* (Fotografia de A. Estrela).

Outro ponto de divergência nestas revisões é o que diz respeito ao nível taxonômico das diferentes formas do grupo *Personatus* enquanto espécies ou sub-espécies. Hershkovitz (1990) considerou as formas *personatus* (É. Geoffroy, 1912), *melanochir* (Wied-Neuwid, 1920), *nigrifrons* (Spix, 1823) e *barbarabrownae* Hershkovitz, 1990, como sub-espécies de *C. personatus*, sendo que *C. coimbrai* Kobayashi & Langguth, 1999 ainda não tinha sido descrito. Já Kobayashi (1995) e Kobayashi & Langguth (1999), com base principalmente em dados craniométricos, sugeriram o nível específico para todas as formas do grupo *Personatus*, o que foi seguido por van Roosmalen *et al.* (2002). Já Groves (2001), seguiu amplamente a proposta de Hershkovitz (1990), considerando as formas *personatus*, *nigrifrons*, *melanochir* e *barbarabrownae* como sub-espécies de *C. personatus*, mas, curiosamente, aceitando o nível específico para *C. coimbrai*.

Os membros deste gênero têm uma dieta baseada principalmente em frutos, complementada com folhas e menos frequentmente com flores e presas (Bicca-Marques & Heymann, 2013; Tabela I.3). Durante o dia, a maioria das espécies utiliza os estratos mais baixos da floresta e apresenta uma forte associação com microhábitats com densa folhagem e emaranhados de cipó, embora possa pernoitar em estratos mais altos (Bicca-Marques & Heymann, 2013). Organizam-se socialmente em grupos fortemente territorialistas, cada grupo ocupando uma área de vida que pode variar de cinco a 48 hectares (Bicca-Marques & Heymann, 2013; Tabela I.3). Sua densidade normalmente varia de uns poucos a mais de 30 indivíduos/km^2 e o tamanho de grupo pode variar entre dois e sete indivíduos (Bicca-Marques & Heymann, 2013; Tabela I.4), composto por um casal, unido em monogamia de longo prazo, e sua prole imatura. Apesar do mecanismo exato não estar ainda claro, tanto machos quanto fêmeas emigram de seu grupo natal à medida que se aproximam da maturidade sexual, podendo, também, deslocar seus progenitores (Müller, 1996b; Mayeaux *et al*., 2002). Emitem uma potente vocalização, tipicamente ao amanhecer, usada principalmente para manutenção da coesão grupal e demarcação de território (Melo & Mendes, 2000; Porras, 2000).

Tabela I.3. Contribuição de tipos de alimento na dieta e uso do espaço por espécies de *Callicebus* (adaptado de Bicca-Marques & Heymann, 2013).

		Contribuição na dieta %				Uso do espaço[3]		
Grupo	**Espécie**	**Frutos**	**Folhas**	**Flores**	**Presas**	**Área de vida em hectares (n grupos)**	**Percurso diário (m)**	**Fonte**
Cupreus	*C. ornatus*	81	8	2	9	14	578 – 1.152	Polanco (1992) citado em Defler (2003)[1] Polanco-Ochoa (1993)[2]
Moloch	*C. brunneus*	54	28	(2)	17	6-8 (6) 6-18	150 – 1.450	Wright (1985, 1986) Bossuyt (2002)
		50	39	-	11			Crandlemire-Sacco (1988)
Torquatus	*C. lugens*	86	6	4	3	22		Palacios *et al.* (1997)[1]
		82	10	3	4	9-22 (5)		Palacios & Rodriguez (2013)[1] Defler (1983)[2]
	C. lucifer	67	13	-	14	20	466 – 919	Kinzey (1977)[1] Kinzey *et al.* (1977)[2]
		74	9	<1	16	18	819 ±37[3]	Easley (1982)
Personatus	*C. personatus*	55	18	22	-	11-12 (2)	816 – 1.332	Price & Piedade (2001a)
		57	26	2	-			Price & Piedade (2001a)
		81	18	1	-	5	523 – 801	Kinzey & Becker (1983)
	C. melanochir	77	17	-	-	24	532 – 1.539	Müller (1995, 1996a) Müller & Pissinatti (1995)[2]
		85	14	<1	<1	22		Heiduck (1997, 2002)[2]
	C. nigrifrons	46	33	11	10			Souza *et al.* (1996)[1]
						21-38 (4)		Torres de Assumpção (1983)[2]
		64	5	24	3	48	740 – 2.697	Neri (1997)
	C. coimbrai	70	23	4	3	14		Souza-Alves *et al*. (2011)
						10		Santana (2012)

[1]Fonte dos dados sobre dieta; [2]Fonte dos dados sobre uso de espaço; [3] Média±DP.

Tabela I.4. Tamanho de grupo e densidade populacional de espécies de *Callicebus* (adaptado de Bicca-Marques & Heymann, 2013).

		Tamanho de grupo			
Grupo	**Espécie**	**Média ± SD**	**Min-max**	**Densidade[1]**	**Fonte**
Donacophilus					
	C. modestus	6,0 ± 1,4	5-7		Felton *et al.* (2006)
Cupreus					
	C. cupreus	3,0[2]		0,6-5,7 grp/10 km	Peres (1988)
				7,2 ind/km^2	Cameron *et al.* (1989)
		3,0–3,7	2-7	14,6 ind/km^2	Bennett *et al.* (2001)[4]
			2-7	>30 ind/km^2	Bicca-Marques *et al.* (2002)
	C. ornatus	3,2 ± 0,7	2-4	400-450 ind/km^2	Mason (1968)
		3,5 ± 0,7	3-4		Porras (2000)
Moloch					
	C. moloch			0,9 grp/10 km	Martins *et al.* (1988)
	C. brunneus	4,3 ± 0,8	3-5	20-26 ind/km^2	Wright (1985)
		3,0 ± ?	1-5		Buchanan-Smith *et al.* (2000)
		4,0 ± ?	2-7		Bossuyt (2002)
				2,8 ind/km^2	Encarnación & Castro (1990)
	C. aureipalatii[3]	2,8[7]		6,2 ind/km^2	Wallace *et al.* (2006)
Torquatus					
	C. lugens	4,0 ± 0,5	3-5	32 ind/km^2	Defler (1983)
			3-5	~5 grp/km^2	Palacios *et al.* (1997)
			2-5		Polanco-Ochoa (1993)
	C. lucifer	3,7 ± 1,2	3-5		Kinzey *et al*. (1977)
		4,0	4		Kinzey & Wright (1982)
				20 ind/km^2	Easley (1982)
	C. purinus[4]	4,0	4	2,4 grp/10 km	Peres (1988)
	C. regulus[4]	3,0	3	0,4 grp/10 km	Peres (1988)
Personatus					
	C. personatus	6,0	6		Kinzey & Becker (1983)
		4,5 ± 0,7	4-5		Price & Piedade (2001b)
				6,4 ind/km^2	Chiarello (2000)[5]
	C. melanochir		3-6	17 ind/km^2	Müller (1996a)
		4,0	4		Heiduck (2002)
	C. nigrifrons		2-3	7-10 ind/km^2	Torres de Assumpção (1983)
			1-5	1,6-4,3 ind/10 km	Stallings & Robinson (1991)
		3,0 ± 1,4	2-6		Neri (1997)
	C. coimbrai			12,6 ind/km^2	Chagas & Ferrari (2011)
		5,0	5	28,7 ind./km^2	Rocha (2011)
	C. barbarabrownae			4 ind/km^2	Freitas *et al*. (2011)

[1]Densidade também apresentada como avistamentos de grupos por 10 km caminhados, grupos ou indivíduos por km^2; [2]Tamanho médio de grupo calculado com base na média das estimativas obtidas para quarto sítios; [3]Os autores que descreveram esta espécie não puderam determinar se pertence ao grupo *C. cupreus* ou ao grupo *C. moloch*; [4]Citado como *C. torquatus torquatus* pelo autor, mas designado a esta espécie com base na localização do sítio de estudo e na distribuição das espécies de *Callicebus* proposta por van Roosmalen *et al.* (2002); [5]Média para quatro sítios fornecida pelo autor (variação=5.5-7.6 ind/km^2).

I.2.2. Zoogeografia

As espécies do gênero *Callicebus* estão restritas às florestas tropicais da América do Sul, aproximadamente entre os paralelos 8ºN e 23ºS (Hirsch *et al*., 2002; van Roosmalen *et al*., 2002), onde vivem em áreas com pluviosidade anual média de menos de 500 mm (na Caatinga) a 3.800 mm (na Amazônia colombiana) e cuja altitude varia entre o nível do mar e 1.000 m acima (ver revisão de Bicca-Marques & Heymann, 2013). Assim, ocupam uma grande variedade de hábitats florestais, que abrangem florestas primárias e secundárias, florestas ombrófilas, semideciduais e decíduas, florestas de terra firme, de galeria e alagadas, entre outros, incluindo áreas com algum grau de perturbação e fragmentação (ver revisão de Bicca-Marques & Heymann, 2013).

A origem no tempo e espaço das formas atuais do gênero *Callicebus* é uma questão complexa, principalmente devido à ausência de um registro fóssil completo (Defler, 2003). Em sua Teoria de Dispersão Centrípeta, Hershkovitz (1988, 1990) propôs que *Callicebus* teria se originado no curso superior do rio Amazonas, com uma posterior dispersão para as terras baixas ao longo dos rios, durante as mudanças climáticas do Quaternário. As populações teriam ficado isoladas durante o processo de formação de novos rios, que fragmentaram e romperam as rotas de dispersão, resultando em padrões de simpatria e especiação gradual. Kinzey (1982), por outro lado, defendeu o papel central dos refúgios do Pleistoceno na especiação de *Callicebus*, a partir do isolamento das populações em relictos florestais resultantes da redução na precipitação durante as mudanças climáticas do Quaternário (Ab'Saber, 1977; Defler, 2003). Apesar de não ainda haver consenso sobre esta questão, os refúgios do Pleistoceno e a hidrografia são amplamente aceitos como partícipes nos processos de especiação dos primatas neotropicais, inclusive de *Callicebus* (van Roosmalen *et al*., 2002; Defler, 2003).

Os grupos *Cupreus*, *Donacophilus* e *Moloch* ocupam a porção meridional da bacia amazônica entre a região andina e os rios Tocantins e Araguaia, estendendo-se a sul até a parte ocidental da bacia do rio Paraguai (van Roosmalen *et al*., 2002). O grupo *Torquatus* está localizado a sul do rio Orinoco até a bacia do rio Solimões, entre as nascentes dos afluentes a noroeste deste rio até as margens direita dos rios Negro e Branco e esquerda do Madeira (van Roosmalen *et al*., 2002). O grupo *Personatus* é o único composto exclusivamente por espécies extra-amazônicas e está restrito entre o Oceano Atlântico e as margens direita do rio São Francisco e esquerda do Paraná-Paranaíba, e a norte do rio Tietê, habitando principalmente a Mata Atlântica, mas também áreas adjacentes de Caatinga e Cerrado, (Printes *et al*., 2013). As fronteiras desses grupos e uma visão geral da localização de suas

espécies evidenciam a relevância dos rios na delimitação de suas distribuições (van Roosmalen *et al*., 2002).

O grupo *Personatus* está isolado daqueles predominantemente amazônicos por mais de 500 km de formações vegetais mais secas e abertas de Cerrado e Caatinga, que se estendem dos rios Tocantins–Araguaia e Paraguai–Taquari-Novo, a oeste, até os rios São Francisco e Paraná–Paranaíba, a leste (Hershkovitz, 1988; Printes *et al*., 2013). No passado, as florestas ripárias ao longo dos rios do Brasil central teriam propiciado habitats adequados para *Callicebus*, facilitando a dispersão entre a Amazônia e a Mata Atlântica (Hershkovitz, 1988). Essas populações teriam se extinguido durante as mudanças climáticas do Quaternário, que levaram esses ambientes a ficarem ainda mais secos, causando uma drástica redução das florestas ripárias e restringindo-as a pequenos vales (Hershkovitz, 1988). A atual ausência de *Callicebus* nesses ambientes indica que os mesmos devem constituir uma barreira ecológica para o gênero (Hershkovitz, 1988). A competição com outros primatas melhor adaptados a esses ambientes, como os dos gêneros *Sapajus* e *Callithrix* que atualmente estão amplamente distribuídos nessa região (Hirsch *et al*., 2002), pode ter contribuição nesse processo.

Assim, em uma escala geográfica ampla, o estudo das conexões entre as florestas tropicais da Mata Atlântica e da Amazônia é fundamental para reconstruir as rotas históricas de dispersão do gênero e particularmente para compreender as origens do grupo *Personatus*. Em uma escala mais restritiva, esta questão aflora relacionada à atual presença do gênero na Caatinga (notoriamente com *C. barbarabrownae*), que, em teoria, apresenta ambientes até mais adversos do que alguns de Cerrado que supostamente constituem essa grande barreira ecológica. Assim, investigações sobre os padrões de ocorrência de *Callicebus* na zona de transição entre a Mata Atlântica e a Caatinga no nordeste brasileiro podem contribuir para elucidar os processos zoogeográficos do gênero e para compreender os fatores ecológicos e geográficos determinantes para sua presença e distribuição, inclusive no sentido de subsidiar estratégias para a conservação dos guigós ameaçados de extinção que habitam essa região.

I.2.3. Estado de conservação das espécies do grupo *Personatus*

Habitando algumas das regiões primeiramente colonizadas pelos europeus e atualmente mais populosas do Brasil (Coimbra-Filho & Câmara, 1996; Dean, 1996), todos os representantes do grupo *Personatus* (Figura I.1) sofreram uma drástica perda de habitats ao longo dos últimos cinco séculos, resultando na redução e fragmentação de populações e, consequentemente, em seu atual risco de extinção segundo as recentes avaliações nacional e internacional (Brasil/MMA, 2003; IUCN, 2010). As duas listas coincidem quanto à categorização de *Callicebus nigrifrons*, *Callicebus personatus*, *Callicebus melanochir* e

Callicebus barbarabrownae, e divergem sobre *Callicebus coimbrai*, considerado Criticamente em Perigo na avaliação nacional (Jerusalinsky, 2008) e Em Perigo na internacional (Veiga *et al*., 2008b) (Tabela I.5). Desmatamento e caça têm sido apontadas como as principais causas para esta situação (Machado *et al*., 2008; IUCN, 2010). Para *C. barbarabrownae* e *C. coimbrai*, especificamente, os critérios de enquadramento estão relacionados a uma extensão de ocorrência ou área de ocupação muito restrita e severamente fragmentada, com reduzido tamanho populacional esparso em pequenas subpopulações e com projeção de declínio nesses parâmetros (Jerusalinsky, 2008; Printes & Rylands, 2008; Veiga *et al*., 2008a, 2008b).

Tabela I.5. Categoria de risco de extinção para as espécies do grupo *Personatus* de *Callicebus* nas avaliações nacional (Brasil/MMA, 2003; Machado *et al*., 2008) e internacional (IUCN, 2010).

Espécie	Avaliação nacional	Avaliação internacional
Callicebus coimbrai	Criticamente em Perigo	Em Perigo
Callicebus barbarabrownae	Criticamente em Perigo	Criticamente em Perigo
Callicebus melanochir	Vulnerável	Vulnerável
Callicebus nigrifrons	Quase Ameaçado	Quase Ameaçado
Callicebus personatus	Vulnerável	Vulnerável

I.2.4. Relações filogenéticas do grupo *Personatus*

Apesar de ainda serem escassas as informações genéticas sobre *Callicebus*, investigações cariológicas evidenciaram uma ampla variabilidade nos cariótipos do gênero, indo de 2n=16 em *Callicebus lugens* (Bonvicino *et al*., 2003), o menor número diplóide já encontrado para a Ordem Primates, a 2n=50, em *Callicebus donacophilus* (De Boer, 1974; Minezawa & Borda, 1984), *Callicebus pallescens* (Stanyon *et al*., 2000; Dumas *et al*., 2005) e *Callicebus hoffmannsi* (Rodrigues *et al*., 2001). Foi proposto que os cariótipos de *Callicebus* teriam evoluído em direção à redução do número diplóide, sendo 2n=50 primitivos e 2n=20, ou 2n=16, derivados (De Boer, 1974; Minezawa & Borda, 1984).

No grupo *Personatus* foi detectada uma variação bastante menor, sendo que dentre as três espécies com cariótipos conhecidos, *C. nigrifrons* (2n=42 – Nagamachi *et al*., 2003), *C. personatus* (2n=44 – Rodrigues *et al*., 2004) e *C. coimbrai* (2n=44 – Rodrigues *et al*., 2006), foi sugerida maior proximidade filogenética entre as duas últimas. As análises morfológicas, em contrapartida, indicaram proximidade maior entre *C. personatus* e *C. nigrifrons*, e destes dois com *C. melanochir*, do que destes três em relação a *C. coimbrai* (Kobayashi & Langguth,

1999). Dados morfológicos de *C. barbarabrownae* não foram incluídos nessa análise morfológica e os cariótipos de *C. barbarabrownae* e de *C. melanochir* permanecem desconhecidos, assim como informações moleculares sobre o grupo *Personatus* como um todo, dificultando a resolução de suas relações filogenéticas. Análises de mapeamento genômico comparativo (ZOO-FISH) dão suporte à validade do grupo *Personatus*, sugerindo que representa uma linhagem claramente distinta com base em cinco sinapomorfias cromossômicas (Rodrigues, 2006).

Para melhor esclarecer as relações filogenéticas entre as espécies do grupo *Personatus*, e deste com os demais grupos do gênero, ainda são necessárias investigações complementares, principalmente moleculares. Tais análises podem contribuir para testar o monofiletismo do grupo *Personatus* – suposto a partir dos dados cariotípicos (Rodrigues, 2006) e morfológicos (Kobayashi, 1995; Kobayashi & Langguth, 1999) –, para uma interpretação mais definitiva do *status* taxonômico das formas do grupo *Personatus* – o que é fundamental para o desenvolvimento de estratégias adequadas para sua conservação –, e para elucidar elementos de sua história evolutiva, tais como as principais barreiras biogeográficas que atuaram no estabelecimento e diversificação do gênero em ambientes de Mata Atlântica e Caatinga.

I.3. *Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth 1999

I.3.1. Características Gerais

O guigó-de-Coimbra-Filho, *Callicebus coimbrai* (Figura I.2), é o táxon de primata mais recentemente descrito para a Mata Atlântica brasileira, tendo sido descoberto há pouco mais de 10 anos. Os indivíduos desta espécie são típicos do grupo *Personatus*, com peso médio de 1.200 g e comprimento em torno de 82 cm (47 cm de cauda e 35 cm de cabeça e corpo) (Kobayashi & Langguth, 1999). Para dois indivíduos desta espécie manejados em cativeiro durante o presente estudo, uma fêmea adulta e outra jovem, obteve-se os seguintes valores, respectivamente: 1.400 g e 740 g de massa corporal; 81 cm e 79 cm de comprimento total (ICMBio/CPB, dados não publicados).

Quanto à pelagem, são facilmente identificados como membros do grupo *Personatus* pela cabeça escura e cauda laranja ou acastanhada. Apresentam cara, parte superior da cabeça (coroa) e orelhas pretas; listra vertical branca na lateral da face; nuca branca; padrão "zebrado" na parte anterior das costas; patas pretas; pele da face, das orelhas, e da planta das patas preta; cauda laranja; resto do corpo com pêlos pretos, brancos e avermelhados mesclados, gerando um aspecto geral acinzentado ou amarronzado (Kobayashi & Langguth, 1999).

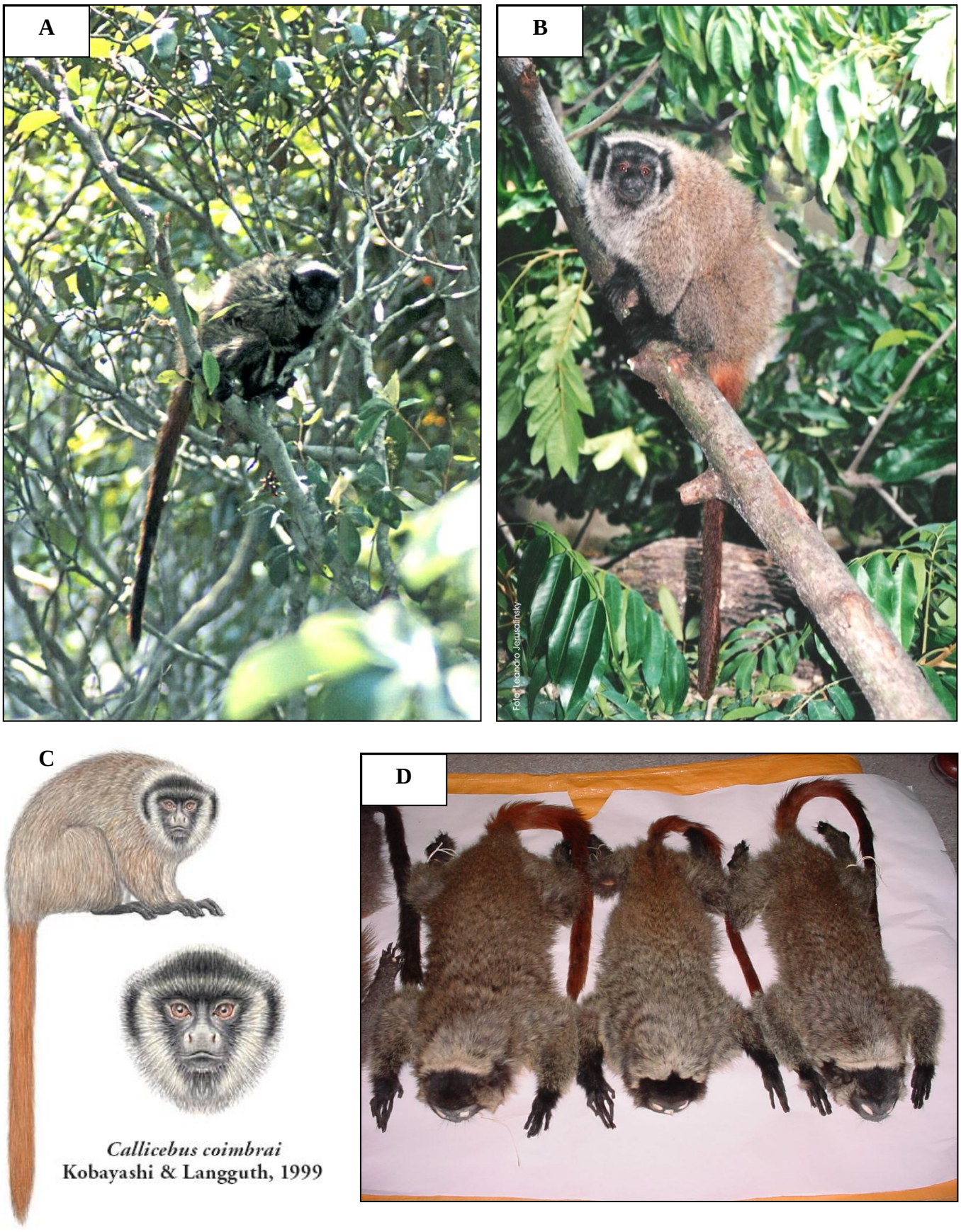


Figura I.2. O guigó, *Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth, 1999: A) indivíduo em vida livre (fotografia de A. Gambarini); B) fêmea jovem em cativeiro; C) ilustração da espécie por Stephen Nash (adaptado de van Roosmalen *et al*., 2002); D) espécimes da série tipo usada para descrição da espécie, tombados na Coleção de Mamíferos da Universidade Federal da Paraíba (UFPB).

Distingue-se das demais formas do grupo *Personatus* pela testa, coroa e orelhas negras que contrastam fortemente com as costeletas, bochechas, porção posterior da cabeça, nuca e tronco claros (Kobayashi & Langguth, 1999; van Roosmalen *et al*., 2002). Especificamente com relação a *C. barbarabrownae* (Figura I.3), Kobayashi & Langguth (1999) afirmam que *C. coimbrai* é claramente diferenciado por sua cabeça e coroa negras com uma nítida linha demarcando a parte traseira da coroa e nuca esbranquiçadas, bem como pela faixa preauricular clara e a cauda acastanhada, enquanto van Roosmalen *et al*. (2002) destacam que esta espécie não tem testa e coroa claras como a primeira. Entretanto, as observações do presente e de outros estudos (Printes, 2007; Sousa *et al*., 2008) têm indicado variações no padrão de coloração da pelagem destas espécies, que, associadas às respostas comportamentais dos guigós não habituados a observadores (frequentemente fuga), dificultam a identificação taxonômica em campo a partir destas características (ver Figuras I.2 e I.3).

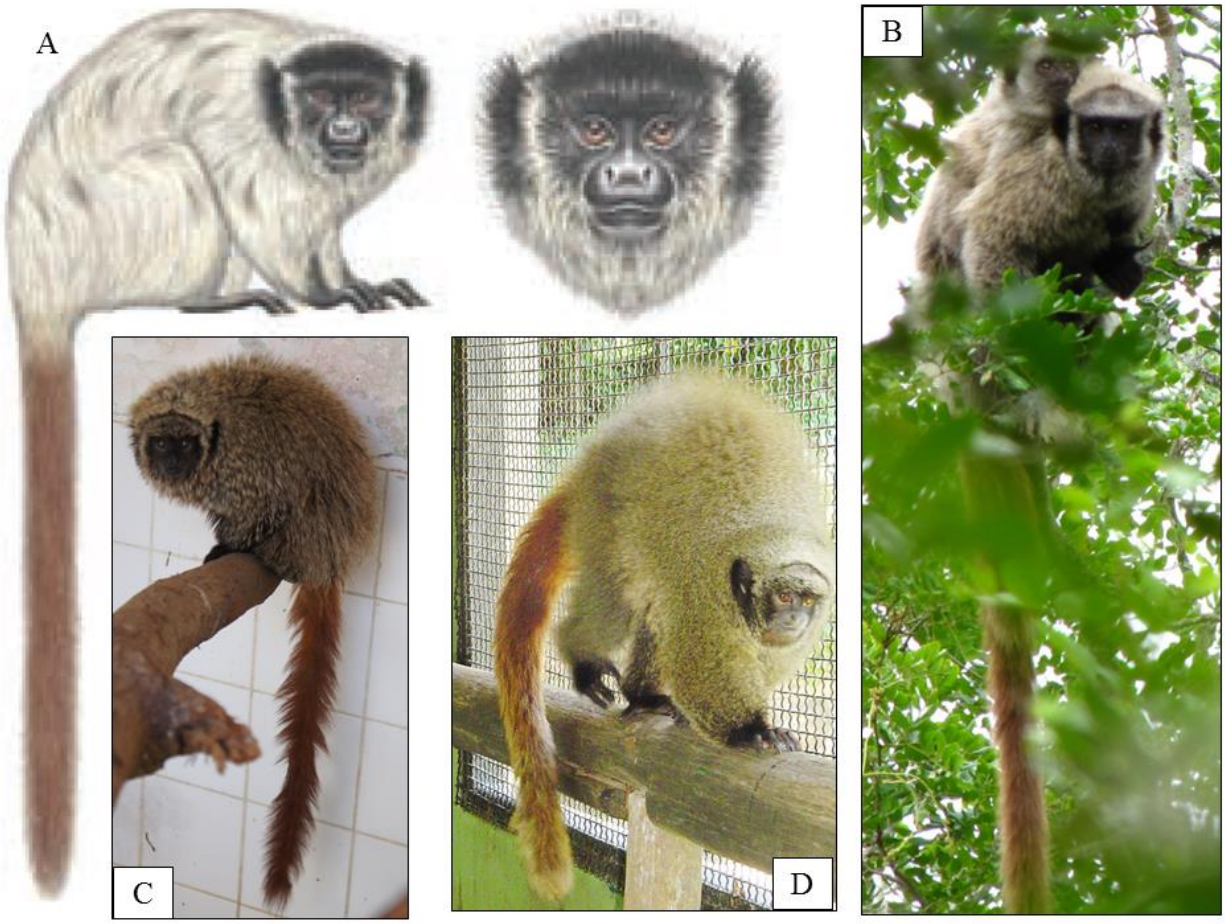


Figura I.3. O guigó-da-Caatinga, *Callicebus barbarabrownae* Hershkovitz, 1990: A) ilustração da espécie por Stephen Nash (adaptado de van Roosmalen *et al*., 2002); B) indivíduos em vida livre (fotografia de A. Estrela); C) indivíduo em cativeiro (fotografia Zoo de Salvador); D) indivíduo em cativeiro (fotografia A. Pissinatti/CPRJ).

I.3.2. Distribuição geográfica: conhecimento atual e problemática

A distribuição geográfica conhecida de *C. coimbrai* cobre pouco menos de 30.000 km², compreendendo a zona da mata de Sergipe e litoral norte da Bahia (Jerusalinsky, 2008; Figura I.1). Os limites oriental (Oceano Atlântico) e setentrional (rio São Francisco) de distribuição da espécie são bem definidos, por serem grandes e estáveis barreiras físicas à dispersão. Não existe qualquer registro de *Callicebus* na margem esquerda do rio São Francisco nos Estados de Bahia, Alagoas e Pernambuco, determinando os limites norte e noroeste do gênero na Mata Atlântica e Caatinga (Oliver & Santos, 1991; Printes *et al*., 2013).

Em concordância com Hershkovitz (1990), que propôs como limite setentrional para *C. barbarabrownae* o rio Itapicuru, no extremo norte do litoral baiano, Kobayashi & Langguth (1999) sugeriram esse rio como limite meridional para a distribuição de *C. coimbrai*, o que foi seguido por van Roosmalen *et al.* (2002). Entretanto, recentes registros de Printes (2005, 2007) próximos ao Recôncavo Baiano, apontaram o rio Paraguaçu como presumível limite sul da distribuição de *C. coimbrai*, supostamente atuando como barreira ao contato com *C. melanochir* (Figura I.1).

Já o limite ocidental da distribuição de *C. coimbrai* permanece mal definido, embora tenha sido proposto e pareça provável que coincida aproximadamente com os limites da Mata Atlântica e, portanto, com a borda oriental da distribuição de *C. barbarabrownae*, espécie que ocupa ambientes associados ao bioma Caatinga (Jerusalinsky *et al*., 2006; Printes, 2007; Jerusalinsky, 2008; Printes *et al*. 2011, 2013). Recentes estudos de Beltrão-Mendes (2010) e Santos Jr. (2010) no baixo São Francisco sergipano evidenciou um hiato de cerca de 45 km entre as populações situadas a até 45 km da costa oceânica, portanto na Mata Atlântica, e aquelas a mais de 90 km do litoral, portanto na Caatinga. Esse hiato corresponde às formações conhecidas como agreste, na transição entre os dois biomas, conferindo suporte adicional a essa potencial barreira ecológica entre estas espécies.

Relacionado a isto, emergem duas questões fundamentais. A primeira diz respeito aos limites originais de distribuição geográfica entre essas duas espécies vizinhas e seus fatores condicionantes e, principalmente, à possível existência de uma zona de contato, sobreposição ou mesmo de hibridização. A segunda se refere aos efeitos da ocupação humana na região sobre esses limites originais, considerando que o processo de desmatamento associado a essa ocupação pode ter gerado alterações na estrutura e composição da vegetação. Nesse sentido, Coimbra-Filho & Câmara (1996) avaliam que teria ocorrido um avanço das matas mais secas e formações características da Caatinga sobre áreas antigamente cobertas por matas mais úmidas associadas à Mata Atlântica.

Assim, investigações adicionais sobre a extensão ocidental de *C. coimbrai* e suas relações biogeográficas com as formas mais próximas geográfica e filogeneticamente tornam-se imprescindíveis para auxiliar na definição dos limites destas distribuições. Sob uma ótica conservacionista, tal definição é fundamental para estimar a extensão de ocorrência (um dos itens fundamentais para avaliar o estado de conservação das espécies) e para incrementar as estratégias de manejo dessas espécies ameaçadas de extinção. Nesse contexto, os levantamentos e mapeamentos de populações em campo são claramente necessários para refinar o conhecimento sobre essas distribuições.

Complementarmente, a avaliação de distribuições potenciais pode auxiliar na compreensão desses limites, potenciais zonas de contato e fatores envolvidos. Modelagens para tal podem ser particularmente úteis para abordar a problemática em questão já que: não há barreiras geográficas evidentes, como rios ou relevos acentuados, delimitando a distribuição dessas espécies; há dificuldades para identificação taxonômica destas espécies em vida livre; se trata de táxons ameaçados de extinção, o que limita ou impede a coleta de espécimes sem afetar a viabilidade das populações; e há dificuldades na captura ou coleta não-invasiva visando a obtenção de amostras de material biológico para realizar análises genéticas. Dentre as numerosas técnicas matemáticas desenvolvidas para estimar a distribuição potencial de espécies, baseadas no conceito de nicho ecológico fundamental, a modelagem utilizando o algoritmo de máxima entropia com o *software* MAXENT (Phillips *et al*., 2006) tem sido das mais utilizadas, inclusive em abordagens conservacionistas para primatas neotropicais (Mercado & Wallace, 2010; Peck *et al*., 2011; Vidal-García & Serio-Silva, 2011).

I.3.3. Estado de Conservação

A região ocupada pelas populações de *C. coimbrai* sofreu sucessivos ciclos de exploração econômica com severa devastação ambiental desde o século XVI, a partir do início da colonização europeia (Coimbra-Filho & Câmara, 1996), e ainda hoje vem sofrendo um contínuo processo de desmatamento e fragmentação de hábitats (Jerusalinsky, 2008; Printes *et al.*, 2013). Em Sergipe, avalia-se que a Mata Atlântica tinha sido reduzida a aproximadamente 40% de sua cobertura original ao começo do século XX e estima-se que este percentual tenha declinado para menos de 1% ao longo dos 100 anos subsequentes (Siqueira & Ribeiro, 2001). Segundo dados oficiais recentes, originalmente a Mata Atlântica cobriria pouco mais de 54% do território desse estado, restando, em 2006, apenas 5,5% de remanescentes, incluindo os vários estágios de regeneração em todas as fisionomias, e

somente 1,39% desta área estaria protegida em unidades de conservação federais e estaduais (Campanili & Schaffer, 2010).

Habitando esta paisagem altamente fragmentada, *C. coimbrai* foi inicialmente observado em fragmentos florestais relativamente extensos para o contexto regional, com 40 ha a 900 ha de extensão (Kobayashi & Langguth, 1999; Sousa, 2000, 2003). Até o início do presente estudo, a ocorrência do guigó tinha sido registrada em apenas 15 localidades de Sergipe e uma da Bahia (Kobayashi & Langguth, 1999; Sousa, 2000, 2003) e não ocorria em áreas protegidas oficialmente (Silva *et al.*, 2005). Apesar de, em paralelo ao desenvolvimento do presente estudo, terem sido publicados resultados preliminares do mesmo (Jerusalinsky, 2008; Jerusalinsky *et al*., 2006), ter ocorrido a ampliação do conhecimento sobre áreas de ocorrência de *C. coimbrai* a partir de outros estudos (Printes, 2005, 2007; Sousa *et al*., 2008; Beltrão-Mendes, 2010; Santos Jr., 2010; Rocha, 2011; R. Hilário, com. pess.) e terem sido criados o Refúgio de Vida Silvestre da Mata do Junco (Santos Jr. *et al*., 2007) e duas Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN – Brasil/IBAMA, 2006, 2007) em fragmentos com sua presença, o panorama situacional da espécie não se alterou substancialmente em termos de seu estado de conservação.

Com isso, *C. coimbrai*, que foi considerado em risco de extinção imediatamente após sua descoberta, atualmente permanece entre os primatas neotropicais mais ameaçados de extinção (Brasil/MMA, 2003; Veiga *et al*., 2008b; Jerusalinsky, 2008). Não existem, entretanto, estimativas detalhadas, fundamentadas em dados sistemáticos, sobre o total de populações remanescentes e a extensão da área efetivamente ocupada pela espécie. Estas informações são essenciais para avaliar mais precisamente seu estado de conservação, assim como para iniciar o entendimento sobre alguns requisitos ecológicos básicos, tal como tamanho mínimo de área para comportar grupos da espécie e garantir sua viabilidade em longo prazo.

I.4. Redução e fragmentação de populações: risco de extinção

A Mata Atlântica é um dos biomas que concentra maior riqueza biológica, com elevados índices de endemismo, e maior risco de extinção a seus componentes, fazendo-o figurar entre os 34 *hotspots* mundiais de biodiversidade (Mittermeier *et al*., 2004). Os primatas contribuem decisivamente para esta condição, com a presença de seis gêneros – dois dos quais (*Leontopithecus* e *Brachyteles*) plenamente endêmicos e ameaçados – e 23 táxons, dos quais 82,6% são endêmicos e quase 70% estão sob risco de extinção.

Este bioma foi palco dos principais ciclos históricos de exploração de recursos naturais (p.ex. pau-brasil) e produção agrícola (cana-de-açúcar, cacau, café, pecuária) no Brasil,

resultando em uma severa devastação ambiental desde o início da colonização europeia, que foi agravada pela massiva industrialização e acelerado crescimento populacional no século XX (Coimbra-Filho & Câmara, 1996; Dean, 1996). Concentrando atualmente mais de 60% da população e a atividade industrial do país, e mantendo uma diversificada produção agropecuária, este bioma encontra-se reduzido a aproximadamente 12% de sua extensão original, com 92,1% dos fragmentos remanescentes não ultrapassando os 100 ha (Ribeiro *et al*., 2009).

Eventos de redução e fragmentação de populações, como vêm ocorrendo na Mata Atlântica em geral, e acentuadamente no caso de *C. coimbrai*, desencadeiam processos secundários que podem gerar desde um declínio em seu tamanho efetivo à completa extinção. Populações pequenas têm um maior risco de extinção por várias razões, incluindo a maior suscetibilidade a fatores ambientais e genéticos que podem reduzir a taxa de crescimento populacional esperada e a fatores que podem aumentar a variância dessa taxa estocasticamente (Lacy, 1992; Gaggiotti & Hanski, 2004). O desaparecimento de populações locais pode rapidamente levar à extinção global se os fragmentos de hábitat estiverem separados por distâncias que impossibilitem a recolonização daqueles vagos (Lacy, 1992).

A perda e degradação de hábitats são consideradas a principal causa da extinção de populações e espécies no mundo (Groom & Vynne, 2006; Gaggiotti & Hanski, 2004). Enquanto a devastação de ambientes naturais reduz a extensão e a própria capacidade de suporte dos hábitats disponíveis, gerando um óbvio declínio populacional, a redução na qualidade dos hábitats pode levar a uma menor densidade populacional ou a uma taxa de crescimento populacional negativa devido à insuficiência de recursos para manter os patamares e suas flutuações normais (Gaggiotti & Hanski, 2004). Associado a isto, a fragmentação de hábitats geralmente conduz ao isolamento das populações, com potenciais consequências deletérias sobre as mesmas, como um aumento na competição intra e interespecífica, aumento do efeito de borda, ou a desestruturação social (Vieira *et al*., 2003; Noss *et al*., 2006) Além disso, populações em pequenos fragmentos tendem a um maior risco de extinção simplesmente pela menor heterogeneidade ambiental do hábitat disponível (Gaggiotti & Hanski, 2004).

Populações pequenas e isoladas também estão expostas a uma série de riscos genéticos (Lacy, 1992; Gaggiotti & Hanski, 2004). Com um reduzido número de indivíduos potencialmente reprodutores, o cruzamento entre parentes torna-se comum e inevitável. Há muito tempo sabe-se dos efeitos dos cruzamentos consanguíneos no aumento das taxas de mortalidade, de crescimento lento, de defeitos congênitos e na redução da fecundidade, resultando na depressão por endocruzamento (Wright, 1977; Falconer, 1981). Além disso,

qualquer população pequena, mesmo sem endocruzamento, está sujeita à perda de variantes genéticas por deriva (Lacy, 1992; Gaggiotti & Hanski, 2004). A reposição de variação por mutações é demasiado rara para ser efetiva na maioria das pequenas populações (Lacy, 1987, 1997). Ao tornar-se mais homogênea, a população torna-se, concomitantemente, mais suscetível a doenças (O'Brien & Evermann, 1988; Lacy, 1997) e menos flexível a mudanças ambientais (Lacy, 1992; Gaggiotti & Hanski, 2004).

Por fim, a dinâmica das populações é influenciada por efeitos estocásticos, tanto demográficos – devido à variação independente no nascimento e morte de indivíduos –, quanto ambientais – devido aos efeitos randômicos que afetam a todos os indivíduos de uma população de forma similar em função do ambiente por eles compartilhado (Engen *et al*., 1998; Dennis, 2002; Gaggiotti & Hanski, 2004). Populações pequenas são mais vulneráveis a esses efeitos, pois podem enfrentar problemas demográficos, como o número reduzido de potenciais reprodutores ou o nascimento ao acaso de um único sexo em determinada geração (Lacy, 1992; Gaggiotti & Hanski, 2004). Além disso, a incidência de eventos catastróficos, como epidemias ou incêndios, sobre pequenas populações, ou alterações ambientais acentuadas em seus hábitats, podem resultar em uma rápida extinção local (Lacy, 1992; Gaggiotti & Hanski, 2004).

Todos esses fatores interagem sinergicamente sobre pequenas populações num processo definido como "vórtice de extinção" (Figura I.4) por Gilpin & Soulé (1986). Frente a este problema em potencial, a identificação das populações remanescentes de *C. coimbrai* e a investigação de sua viabilidade e das variáveis que a afetam representa um passo fundamental para a avaliação dos efeitos da fragmentação e para o adequado planejamento de ações para aumentar a probabilidade de sobrevivência das populações e da espécie como um todo.

Considerando que o risco de extinção de uma população é, portanto, o resultado da combinação dos efeitos de fatores determinísticos com os da estocasticidade demográfica, genética e ambiental, mais eventuais catástrofes, foram realizados diversos estudos sobre o tamanho mínimo para garantir a viabilidade de populações, originando o conceito de Populações Mínimas Viáveis (Gilpin & Soulé, 1986; Shaffer, 1987). Como parte dessas discussões, foram desenvolvidos métodos de análise de viabilidade populacional (AVP), consistindo em rigorosas análises de riscos associados a diferentes ameaças e à avaliação dos efeitos demográficos de distintas alternativas de manejo populacional, permitindo, assim, estimar as probabilidades de sobrevivência das pequenas populações isoladas sob determinadas condições em um intervalo de tempo (Gilpin & Soulé, 1986; Groom & Pascual, 1997; Morris & Doak, 2002).

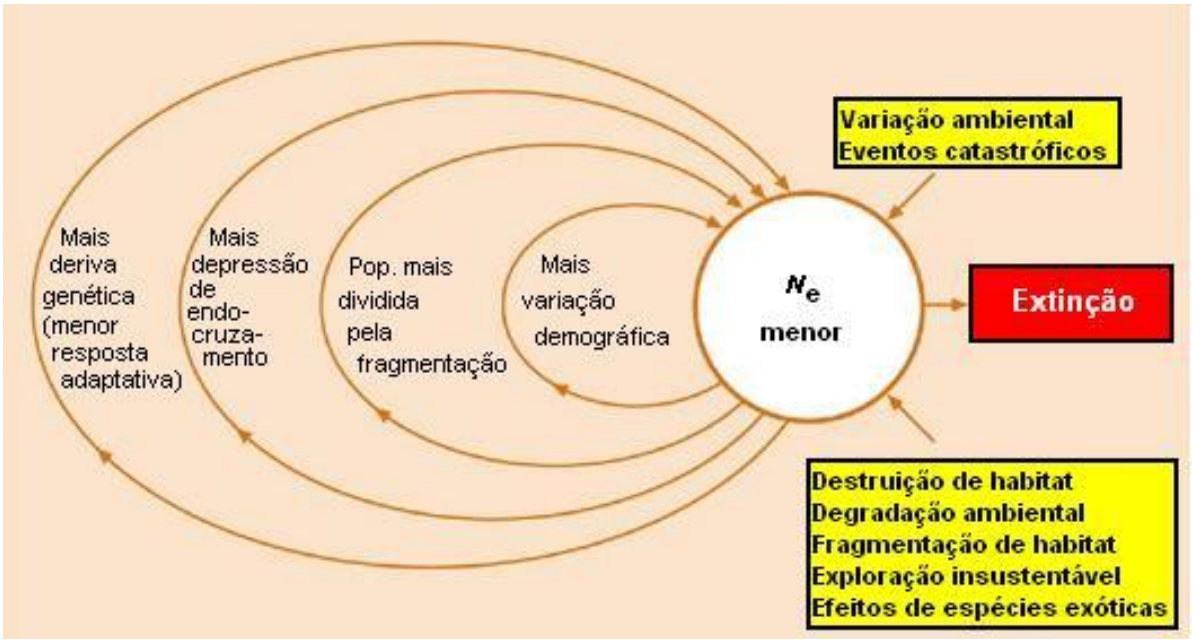


Figura I.4. Modelo de vórtice de extinção mostrando a interação sinérgica entre fatores ecológicos, demográficos e genéticos sobre pequenas populações (adaptado de Begon *et al.*, 2006).

Apesar de essas análises terem limitações intrínsecas, constituem uma ferramenta poderosa para comparar os efeitos relativos de potenciais ações de manejo sobre a probabilidade de persistência das populações (Possingham, 1995; Reed *et al*., 2002). Isso associado ao contínuo desenvolvimento e facilidade de acesso e operação de ferramentas computacionais, como o *software* *VORTEX* (Lacy *et al*., 2005), que permitiram ampliar a integração de dados e acelerar o processo de análise, têm levado a um crescente uso das AVP no planejamento para conservação de espécies ameaçadas (Morris & Doak, 2006), inclusive primatas ameaçados da Mata Atlântica (Brito & Grelle, 2006; Holst *et al*., 2006; Montenegro, 2011).

I.5. Referências bibliográficas

AB'SABER, A. N. 1977. Os domínios morfoclimáticos da América do Sul – primeira aproximação. **Geomorfologia 52**, 23p.

ANKEL-SIMONS, F. 2000. **Primate anatomy (second edition)**. Academic Press, Estados Unidos. 506p.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. 2006. **Ecology – from individuals to ecosystems (fourth edition)**. Blackwell Publishing, Reino Unido. 746p.

BELTRÃO-MENDES, R. 2010. **Caracterização da estrutura de hábitat ao longo de um gradiente ambiental e análise de sua influência na distribuição das espécies ameaçadas de guigós (*Callicebus* spp.) no nordeste brasileiro.** Dissertação de mestrado. PPG Ecologia e Conservação, UFS. 90p.

BENNETT, C. L.; LEONARD, S.; CARTER, S. 2001. Abundance, diversity, and patterns of distribution of primates on the Tapiche river in Amazonian Peru. **Am. J. Primatol. 54**: 119-126.

BICCA-MARQUES, J. C.; GARBER, P. A.; AZEVEDO-LOPES, M. A. O. 2002. Evidence of three resident adult male group members in a species of monogamous primate, the red titi monkey (*Callicebus cupreus*). **Mammalia 66**: 138-142.

BICCA-MARQUES, J. C.; HEYMANN, E. H. (no prelo). **Ecology and behaviour of titi monkeys (genus *Callicebus*).** In: VEIGA, L. M.; BARNETT, A.; FERRARI, S. F.; NORCONK, M. A. (eds.). **Evolutionary biology and conservation of titis, sakis, and uacaris**. Cambridge University Press, Inglaterra. p.: 196-207.

BONVICINO, C. R.; PENNA-FIRME, V.; NASCIMENTO, F. F.; LEMOS, B.; STANYON, R.; SEUANEZ, H. N. 2003. The lowest diploid number (2n=16) yet found in any primate: *Callicebus lugens* (Humboldt, 1811). **Folia Primatol. 74**: 141-149.

BOSSUYT, F. 2002. Natal dispersal of titi monkeys (*Callicebus moloch*) at Cocha Cashu, Manu National Park, Peru. **Am. J. Phys. Anthropol. (Suppl. 34)**: 47.

BRASIL/IBAMA. 2006. Portaria Nº 102, de 19 de dezembro de 2006. **Diário Oficial da União – Seção 1 (243)**: 140.

BRASIL/IBAMA. 2007. Portaria Nº 4, de 10 de janeiro de 2007. **Diário Oficial da União – Seção 1 (8)**: 59.

BRASIL/MMA. 2003. Instrução Normativa N° 03, de 27 de maio de 2003: lista oficial das espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, Brasil. **Diário Oficial da União – Seção 1, 101**: 88-97.

BRITO, D.; GRELLE, C. E. V. 2006. Estimating Minimum Area of Suitable Habitat and Viable Population Size for the northern muriqui (*Brachyteles hypoxanthus*). **Biodiversity and Conservation 15(13)**: 4197-4210.

BUCHANAN-SMITH, H. M.; HARDIE, S. M.; CACERES, C.; PRESCOTT, M. J. 2000. Distribution and forest utilization of *Saguinus* and other primates of the Pando Department, Northern Bolivia. **Int. J. Primatol. 21(3)**: 353-379.

CAMERON, R.; WILTSHIRE, C.; FOLEY, C.; DOUGHERTY, N.; ARAMAYO, X.; REA, L. 1989. Goeldi's monkey and other primates in northern Bolivia. **Primate Conservation 10**: 62-70.

CAMPANILI, M.; SCHAFFER, W. B. (orgs.). 2010. **Mata Atlântica: patrimônio nacional dos brasileiros**. Brasília, MMA. Série Biodiversidade Nº 34. 408p.

CHAGAS, R. R. D.; FERRARI, S. F. 2011. Population parameters of the endangered titi monkey, *Callicebus coimbrai* Kobayashi and Langguth, 1999, in the fragmented landscape of southern Sergipe, Brazil. **Braz. J. Biol. 71(3)**: 569-575

CHIARELLO, A. G. 2000. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic forest. **Conserv. Biol. 14(6)**: 1649-1657.

COIMBRA-FILHO, A. F.; CÂMARA, I. G. 1996. **Os limites originais do bioma mata atlântica na região nordeste do Brasil.** Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza, Brasil. 86p.

COIMBRA-FILHO, A. F.; MITTERMEIER, R. A. (eds.). 1981. **Ecology and Behavior of Neotropical Primates (volume 1)**. Academia Brasileira de Ciências, Brazil. 496p.

CONROY, G. C. 1990. **Primate evolution**. W. W. Norton, Estados Unidos.

CRANDLEMIRE-SACCO, J. 1988. An ecological comparison of two sympatric primates *Saguinus fuscicollis* and *Callicebus moloch* of Amazonian Peru. **Primates 29:** 465-475.

DE BOER, L. E. M. 1974. Cytotaxonomy of the Platyrrhini (Primates). **Genen. Phaenen. 17(1/2)**: 1-115.

DEAN, W. 1996. **A ferro e fogo – a história da devastação da Mata Atlântica brasileira**. Ed. Companhia das Letras, São Paulo. 484p.

DEFLER, T. R. 1983. Some population characteristics of *Callicebus torquatus lugens* (Humboldt, 1812) (Primates: Cebidae) in eastern Colombia. **Lozania 38**: 1-9.

DEFLER, T. R. 2003. **Primates de Colombia**. Conservación Internacional, serie de guías tropicales de campo, n° 4. Colômbia. 543p.

DEFLER, T. R.; BUENO, M. L.; GARCÍA, J. 2010. *Callicebus caquetensis*: a new and critically endangered titi monkey from Southern Caquetá, Colombia. **Primate Conservation 25:** 1-9.

DENNIS, B. 2002. Allee effects in stochastic populations. **Oikos 96**: 389-401.

DUMAS, F.; BIGONI, F.; STONE, G.; SINEO, L.; STANYON, R. 2005. Mapping genomic rearrangements in titi monkeys by chromosome flow sorting and multidirectional in-situ hybridization. **Chrom. Res. 13**: 85-96.

EASLEY, S. P. 1982. **Ecology and behavior of *Callicebus torquatus*, Cebidae, Primates**. Tese de doutorado, não publicada. Washington University, Estados Unidos.

EISENBERG, J. F. 1981. **The Mammalian radiations – an analysis of trends in evolution, adaptation, and behavior**. The University of Chicago Press, Estados Unidos.

ENCARNACIÓN, F.; CASTRO, N. 1990. Informe preliminar sobre censo de primates no humanos en el sur oriente peruano: Iberia y Iñapari (Departamento de Madre de Dios), mayo 15-junio 14, 1978. In: CASTRO-RODRÍGUEZ, N. E. **La Primatologia en el Peru**. Proyecto Peruano de Primatologia, Peru. p.57-67.

ENGEN, S.; BAKKE, O.; ISLAM, A. 1998. Demographic and environmental stochasticity: concepts and definitions. **Biometrics 54**: 840-846.

FALCONER, D. S. 1981. **Introduction to quantitative genetics**. Longman, Estados Unidos.

FELTON, A.; FELTON, A. M.; WALLACE, R. B.; GÓMEZ, H. 2006. Identification, behavioral observations, and notes on the distribution of the titi monkeys *Callicebus modestus* Lönnberg, 1939 and *Callicebus olallae*, Lonnberg, 1939. **Primate Conservation 20**: 41-46.

FREITAS, E. B.; DE-CARVALHO, C. B.; FERRARI, S. F. 2011. Abundance of *Callicebus barbarabrownae* (Hershkovitz 1990), (Primates: Pitheciidae) and other nonvolant mammals in a fragment of arboreal Caatinga in northeastern Brazil. **Mammalia 75: 339–343.**

GAGGIOTTI, O. E.; HANSKI, I. 2004. Mechanisms of population extinction. In: HANSKI, I.; GAGGIOTTI, O. E. (eds.). **Ecology, genetics, and evolution of metapopulations**. Elsevier Academic Press, Estados Unidos. p.337-366.

GILPIN, M. E.; SOULÉ, M. E. 1986. Minimum Viable Populations: processes of species extinction. In: SOULÉ, M. E. (ed.). **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sinauer Press, Estados Unidos. p.19-34.

GOODMAN, M.; PORTER, C. A.; CZELUSNIAK, J.; PAGE, S. L.; SCHNEIDER, H.; SHOSHANI, J.; GUNNELL, G.; GROVES, C. P. 1998. Toward a phylogenetic classification of primates based on DNA evidence complemented by fossil evidence. **Mol. Phylogen. Evol. 9(3)**: 585-598.

GROOM, M. J.; PASCUAL, M. A. 1997. The analysis of population persistence: an outlook on the practice of viability analysis. In: FIEDLER, P. L.; MAREIVA, P. M. (eds.). **Conservation biology for the coming decade.** Chapman & Hall, Estados Unidos. p.3-33.

GROOM, M. J.; VYNNE, C. H. 2006. Habitat degradation and loss. In: GROOM, M. J.; MEFFE, G. K.; CARROLL, C. R. (eds.). **Principles of conservation biology (third edition)**. Sinauer Associates, Estados Unidos. p.173-212.

GROVES, C. 2001. **Primate Taxonomy**. Smithsonian Institution Press, Estados Unidos. 350p.

GUALDA-BARROS, J.; NASCIMENTO, F. O.; AMARAL, M. K. 2012. A new species of *Callicebus* Thomas, 1903 (Primates, Pitheciidae) from the states of Mato Grosso and Pará,

Brazil. **Pap. Avulsos Zool. (São Paulo) 52(23)**. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1590/S0031-10492012002300001

HEIDUCK, S. 1997. Food choice in masked titi monkeys (*Callicebus personatus melanochir*): Selectivity or opportunism? **Int. J. Primatol. 18**: 487-502.

HEIDUCK, S. 2002. The use of disturbed and undisturbed forest by masked titi monkeys *Callicebus personatus melanochir* is proportional to food availability. **Oryx 36**: 133-139.

HERSHKOVITZ, P. 1963. A systematic and zoogeographic account of the monkeys of the genus *Callicebus* (Cebidae) of the Amazonas and Orinoco River basins. **Mammalia 27(1)**: 1–80.

HERSHKOVITZ, P. 1977. **Living New World monkeys (Platyrrhini) with an introduction to primates (volume 1)**. University of Chicago Press, Estados Unidos.

HERSHKOVITZ, P. 1988. Origin, speciation, dispersal of South American titi monkeys, genus *Callicebus* (family Cebidae, Platyrrhini). **Proc. Acad. Nat. Sci. Philadelphia 140(1)**: 240-272.

HERSHKOVITZ, P. 1990. Titis, New World monkeys of the genus *Callicebus* (Cebidae, Platyrrhini): A preliminary taxonomic review. **Fieldiana Zoology 55**: 1-109

HIRSCH, A.; DIAS, L. V.; MARTINS, L. O.; CAMPOS, R. F.; LANDAU, E. C.; RESENDE, N. A. T. 2002. BDGEOPRIM – Database of Geo-Referenced Localities of Neotropical Primates. **Neotropical Primates 10(2)**: 79-84.

HOLST, B.; MEDICI, E. P.; MARINO-FILHO, O. J.; KLEIMAN, D.; LEUS, K.; PISSINATTI, A.; VIVEKANANDA, G.; BALLOU, J. D.; TRAYLOR-HOLZER, K; RABOY, B.; PASSOS, F.; PARANHOS, K.; VLEESCHOUWER, K.; MONTENEGRO, M. M. (eds.). 2006. **Lion Tamarin Population and Habitat Viability Assessment Workshop 2005, final report**. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group, Estados Unidos. 205p.

HOULE, A. 1999. The origin of Platyrrhines: an evaluation of the Antarctic scenario and the Floating Island Model. **Am. J. Phys. Anthropol. 109**: 541-559.

IUCN. 2010. **IUCN Red List of Threatened Species – Version 2010.4**. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org>. Acessado em: 4 de abril de 2011.

IUCN/SSC/PSG. 2012. **IUCN/SSC/Primates Specialist Group homepage**. Disponível em: <http://www.primate-sg.org>. Acessado em: 17 de novembro de 2012.

JERUSALINSKY, L. 2008. *Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth, 1999. In: MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G. M.; PAGLIA, A. P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção – Volume II**. Brasil, Ministério do Meio Ambiente, Série Biodiversidade, Número 19. p.: 769-771.

JERUSALINSKY, L.; OLIVEIRA, M. M.; PEREIRA, R. F.; SANTANA, V.; BASTOS, P. C. R.; FERRARI, S. F. 2006. Preliminary evaluation of the conservation status of *Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth, 1999 in the Brazilian state of Sergipe. **Primate Conservation 21**:25–32.

KINZEY, W. G. 1977. Diet and feeding behaviour of *Callicebus torquatus*. In: CLUTTON-BROCK, T. H. (ed.). **Primate ecology: studies of feeding and ranging behaviour in lemurs, monkeys and apes**. Academic Press, Inglaterra. p.127-151.

KINZEY, W. G. 1982. Distribution of primates and forest refuges. In: PRANCE, G. T. (ed.). Biological Diversification in the Tropics, Columbia University Press, New York. p.: 455-482.

KINZEY, W. G.; BECKER, M. 1983. Activity pattern of the masked titi monkey, *Callicebus personatus*. **Primates 24**: 337-343.

KINZEY, W. G.; ROSENBERGER, A. L.; HEISLER, P. S.; PROWSE, D. L.; TRILLING, J. S. 1977. A preliminary field investigation of the yellow handed titi monkey, *Callicebus torquatus torquatus*, in northern Peru. **Primates 18**: 159-181.

KINZEY, W. G.; WRIGHT, P. C. 1982. Grooming behavior in the titi monkey (*Callicebus torquatus*). **Am. J. Primatol. 3**: 267-275.

KOBAYASHI, S. 1995. A phylogenetic study of titi monkeys, genus *Callicebus*, based on cranial measurements: I. Phyletic groups of *Callicebus*. **Primates 36(1)**: 101-120.

KOBAYASHI, S.; LANGGUTH, A. B. 1999. A new species of titi monkey, *Callicebus* Thomas, from north-eastern Brazil (Primates, Cebidae). **Revta. Bras. Zool. 16(2)**: 531-551.

LACY, R. C. 1987. Loss of genetic diversity from managed populations: interacting effects of drift, mutation, immigration, selection, and population subdivision. **Conserv. Biol. 1(2)**: 143-158.

LACY, R. C. 1992. The effects of inbreeding on isolated populations: are minimum viable population sizes predictable? In: FIEDLER, P. L.; JAIN, S. K. (eds.). **Conservation biology – the theory and practice of nature conservation**. Chapman & Hall, Estados Unidos. p.277-296.

LACY, R. C. 1997. Importance of genetic variation to the viability of mammalian populations. **Journal of Mammalogy,** Lawrance, v. 78, p. 320–335, 1997.

LACY, R. C.; BORBAT, M.; POLLAK, J. P. 2005. ***VORTEX*: a stochastic simulation of the extinction process. Version 9.50.** Chicago Zoological Society, Brookfield, Estados Unidos.

LYNCH-ALFARO, J. W.; BOUBLI, J. P.; OLSON, L. E.; DI FIORI, A.; WILSON, B.; GUTIÉRREZ-ESPELETA, G. A.; CHIOU, K. L.; SCHULTE, M.; NEITZEL, S.; ROSS, V.; SCHWOCHOW, D.; NGUYEN, M. T. T.; FARIAS, I.; JANSON, C. H.; ALFARO, M. E. 2011. Explosive Pleistocene range expansion leads to widespread Amazonian sympatry between robust and gracile capuchin monkeys. **Journal of Biogeography 39(2)**: 272-288.

MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G. M.; PAGLIA, A. P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção – Volume II**. Brasil, Ministério do Meio Ambiente, Série Biodiversidade, Número 19. 907p.

MARTINS, E. S.; AYRES, J. M.; VALLE, M. B. R. 1988. On the status of *Ateles belzebuth marginatus* with notes on other primates of the Iriri river basin. **Primate Conservation 9**: 87-91.

MASON, W. A. 1968. Use of space by *Callicebus* groups. In: LEE, P. C. (ed.). **Primates: studies in adaptation and variability**. Holt, Rinehart and Winston, Estados Unidos. p.200-216.

MAYEAUX, D. J.; MASON, W. A.; MENDOZA, S. P. 2002. Developmental changes in responsiveness to parents and unfamiliar adults in a monogamous monkey (*Callicebus moloch*). **Am. J. Primatol. 58**: 71-89.

MELO, F. R.; MENDES, S. L. (2000). Emissão de gritos longos por grupos de *Callicebus nigrifrons* e suas reações a playbacks. In: ALONSO, C.; LANGGUTH, A. (eds.). **A Primatologia no Brasil (volume 7).** SBPr e Editora Universitária/UFPB, Brasil. p.215-222.

MERCADO, N. I.; WALLACE, R. B. 2010. Distribución de primates en Bolivia y áreas prioritarias para su conservación. **Tropical Conservation Science 3(2)**: 200-217.

MINEZAWA, M.; BORDA J. V. 1984. Cytogenetic study of the bolivian titi and revision of its cytotaxonomic state. **Kyoto University Overseas Res. Rep. New World Monkeys 4**: 39-45.

MITTERMEIER, R. A.; GIL, P. R.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, T.; MITTERMEIER, C. G.; LAMOREUX, J.; FONSECA, G. A. B. 2004. **Hotspots revisited**. CEMEX, México. 392p.

MITTERMEIER, R. A.; RYLANDS, A. B.; COIMBRA-FILHO, A. F.; FONSECA, G. A. B. (eds.). 1988. **Ecology and Behavior of Neotropical Primates (volume 2)**. World Wildlife Fund, Estados Unidos.

MONTENEGRO, M. M. V. 2011. **Ecologia de *Cebus flavius* (Schreber, 1774) em remanescentes de Mata Atlântica no estado da Paraíba**. Tese de Doutorado. PPG em Ecologia Aplicada, ESALQ. 131p.

MORRIS, W. F.; DOAK, D. F. 2006. Population viability analysis and conservation decision making. In: GROOM, M. J.; MEFFE, G. K.; CARROLL, C. R. (eds.). **Principles of conservation biology (third edition)**. Sinauer Associates, Estados Unidos. p.433-435.

MÜLLER, K.-H. 1995. Ranging in masked titi monkeys (*Callicebus personatus*) in Brazil. **Folia Primatologica 65**: 224-228.

MÜLLER, K.-H. 1996a. Diet and feeding ecology of masked titis (*Callicebus personatus*). In: NORCONK, M. A.; ROSENBERGER, A. L.; GARBER, P. A. **Adaptive Radiations of Neotropical Primates.** Plenum Press, Estados Unidos. p.383-401.

MÜLLER, K.-H. 1996b. Emigration of a masked titi monkey (*Callicebus personatus*) from an established group and the foundation of a new group. **Neotropical Primates 4**: 19-21.

MÜLLER, K.-H.; PISSINATTI, A. 1995. Ecology and feeding behavior of masked titi monkeys. **Neotropical Primates 3(2)**: 51-52.

NAGAMACHI, C. Y.; RODRIGUES, L. R. R.; GALETTI JR., P. M.; MANTOVANI M.; PISSINATI, A.; RISSINO, J. D.; BARROS, R. M. S.; PIECZARKA, J. C. 2003. Cytogenetic studies in *Callicebus personatus nigrifrons* (Platyrrhini, Primates). **Caryologia 56**: 47-52.

NERI, F. M. 1997. **Manejo de *Callicebus personatus*, Geoffroy 1812, resgatados: Uma tentativa de reintrodução e estudos ecológicos de um grupo silvestre na Reserva do Patrimônio Natural Galheiro - Minas Gerais**. Dissertação de mestrado, não publicada. PPG Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre/UFMG, Brasil.

NOSS, R.; CSUTI, B.; GROOM, M. J. 2006. Habitat fragmentation. In: GROOM, M. J.; MEFFE, G. K.; CARROLL, C. R. (eds.). **Principles of conservation biology (third edition)**. Sinauer Associates, Estados Unidos. p.213-251.

O'BRIEN, S. J.; EVERMANN, J. F. 1988. Interactive influence of infectious disease and genetic diversity in natural populations. **Tr. Ecol. Evol. 3**: 254-259.

OLIVER, W. L. R.; SANTOS, I. B. 1991. Threatened endemic mammals of the atlantic forest region of south-east Brazil. **Wildl. Preserv. Trust Spec. Sci. Rep. (4):** 1-126.

PALACIOS, E.; RODRIGUEZ, A. A. 2013. Seed eating by *Callicebus lugens* at Caparú Biological Station, on the lower Apaporis river, Colombian Amazonia. In: BARNETT, A.; VEIGA, L. M.; FERRARI, S. F.; NORCONK, M. (eds.). **Evolutionary biology and conservation of titis, sakis, and uacaris**. Cambridge University Press, Inglaterra. p.: 225-231.

PALACIOS, E.; RODRIGUEZ, A.; DEFLER, T. R. 1997. Diet of group of *Callicebus torquatus lugens* (Humboldt, 1812) during the annual resource bottleneck in Amazonian Colombia. **Int. J. Primatol. 18**: 503-522.

PECK, M.; THORN, J.; MARISCAL, A.; BAIRD, A.; TIRIRA, D.; KNIVETON, D. 2011. Focusing conservation efforts for the Critically Endangered brown-headed spider monkey (*Ateles fusciceps*) using remote sensing, modeling, and playback survey methods. **Int. J. Primatol. 32**: 134–148.

PERES, C. A. 1988. Primate community structure in western Brazilian Amazonia. **Primate Conservation 9**: 83-87.

PHILLIPS, S. J.; ANDERSON, R. P.; SCHAPIRE, R. E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological Modelling 190**: 231–259.

POLANCO-OCHOA, R. 1993. Use of space by *Callicebus cupreus ornatus* (Primates: Cebidae) in Macarena, Colombia. **Field Studies of New World Monkeys, La Macarena, Colombia, 8**: 19-31.

PORRAS, M. 2000. Comunicación vocal y su relación con las actividades, estructura social y contexto comportamental em *Callicebus cupreus ornatus*. In: ALONSO, C.; LANGGUTH, A. (eds.). **A Primatologia no Brasil (volume 7).** SBPr e Editora Universitária/UFPB, Brasil. p.265-274.

POSSINGHAM, H. P. 1995. The practical application of population viability analysis for conservation planning. In: BRADSTOCK, R. A.; AULD, T. D.; KEITH, D. A.; KINGSFORD, R. T.; LUNNEY, D.; SIVERTSEN, D. P. (eds.). **Conserving biodiversity: threats and solutions.** Surrey Beatty and Sons, Estados Unidos.

PRICE, E. C.; PIEDADE, H. M. 2001a. Diet of northern masked titi monkeys (*Callicebus personatus*). **Folia Primatol. 72**: 335-338.

PRICE, E. C.; PIEDADE, H. M. 2001b. Ranging behavior and intraspecific relationships of masked titi monkeys (*Callicebus personatus personatus*). **Am. J. Primatol. 53**: 87-92.

PRINTES, R. C. 2005. Novos registros sobre a distribuição do guigó da caatinga *Callicebus barbarabrownae* (Hershkovitz, 1990) e novo limite sul de *Callicebus coimbrai* (Kobayashi & Langguth, 1999). **XI Congresso Brasileiro de Primatologia, Livro de Resumos**. SBPr e PUCRS, Brasil. p.154. (resumo)

PRINTES, R. C. 2007. **Avaliação taxonômica, distribuição e *status* do guigó-da-Caatinga *Callicebus barbarabrownae* Hershkovitz, 1990**. Tese de doutorado, não publicada. PPG Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre/UFMG, Brasil.

PRINTES, R. C.; JERUSALINSKY, L.; CARDOSO DE SOUSA, M.; RODRIGUES, L. R. R.; HIRSCH, A. (no prelo). Zoogeography, genetic variation and conservation of the

Callicebus personatus group. In: VEIGA, L. M.; BARNETT, A.; FERRARI, S. F.; NORCONK, M. A. (eds.). **Evolutionary biology and conservation of titis, sakis, and uacaris**. Cambridge University Press, Inglaterra. p.: 43-49.

PRINTES, R. C.; RYLANDS, A. B.; BICCA-MARQUES, J. C. 2011. Distribution and status of the Critically Endangered blond titi monkey *Callicebus barbarabrownae* of north-east Brazil. **Oryx 45(3)**: 439-443.

PRINTES, R. C., RYLANDS, A. B. 2008. *Callicebus barbarabrownae* Hershkovitz, 1990. In: MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G. M.; PAGLIA, A. P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção – Volume II**. Brasil, Ministério do Meio Ambiente, Série Biodiversidade, Número 19. p.: 766-768.

REED, J. M.; MILLS, L. S.; DUNNING, J. B.; MENGES, E. S.; McKELVEY, K. S.; FRYE, R.; BEISSINGER, S. R.; ANSTETT, M-C.; MILLER, P. 2002. Emerging issues in population viability analysis. **Conserv. Biol. 16**: 7-19.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation 142**: 1141–1153.

ROCHA, J. C. A. G. 2011. **Distribuição e densidade de populações de *Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth 1999 na região do Refúgio de Vida Silvestre da Mata do Junco, Sergipe**. Dissertação de Mestrado. PPG Ecologia e Conservação, UFS. 65p.

RODRIGUES, L. R. R. 2006. Estudos citogenéticos por bandeamentos e pintura cromossômica (ZOO-FISH) em *Callicebus* (Platyrrhini, Primates). Tese de doutorado, não publicada. PPG Genética e Biologia Molecular/UFPA, Brasil.

RODRIGUES, L. R. R.; BARROS, R. M. S.; PISSINATI, A.; PIECZARKA, J. C.; NAGAMACHI, C. Y. 2001. Cytogenetic study of *Callicebus hoffmannsii* (Cebidae, Primates) and comparison with *C. m. moloch.* **Cytobios 105**: 137-145.

RODRIGUES, L. R. R.; BARROS, R. M. S.; PISSINATI. A.; PIECZARKA, J. C.; NAGAMACHI, C. Y. 2004. A new karyotype of an endangered primate species (*Callicebus personatus*) from the Brazilian Atlantic Forests. **Hereditas 140**: 87-91.

RODRIGUES, L. R. R.; SOUSA, M. C.; PIECZARKA, J. C.; NAGAMACHI, C. Y. 2006. Karyotypic study of *Callicebus coimbrai*: a rare and threatened primate species from Brazil. **Caryologia 59(3)**: 248-252.

ROSENBERGER, A., L.; MATTHEWS, L. J. 2008. *Oreonax* – not a genus. **Neotropical Primates 15(1)**: 8-12.

RYLANDS, A. B. 2012. **Taxonomy of the Neotropical Primates - database**. International Union for Conservation of Nature (IUCN), Species Survival Commission (SSC), Primate Specialist Group, IUCN, Gland.

RYLANDS, A. B.; SCHNEIDER, H.; LANGGUTH, A.; MITTERMEIER, R. A.; GROVES, C. P.; RODRÍGUEZ-LUNA, E. 2000. An assessment of the diversity of New World primates. **Neotrop. Prim. 8(2)**: 61-93.

SANTANA, M. M. 2012. **Comportamento, Dieta e Uso do Espaço em um grupo de Guigó-de Coimbra (*Callicebus Coimbrai* KOBAYASHI & LANGGUTH 1999) no RVS Mata do Junco Capela – SE.** Dissertação de Mestrado. PPG Ecologia e Conservação, UFS. 65p.

SANTOS Jr., E. M. 2010. **Mapeamento e caracterização dos fragmentos florestais da bacia do baixo rio São Francisco em Sergipe e suas implicações para conservação de guigós (*Callicebus* sp.)**. Dissertação de Mestrado. PPG Ecologia e Conservação, UFS. 86p.

SANTOS Jr., E. M.; FERRARI, S. F.; JERUSALINSKY, L. 2007. Sobre a presença do macaco-guigó *Callicebus coimbrai* na Mata do Junco. In: **SERGIPE/SEMARH** (org.). Estudos para criação do Refúgio de Vida Silvestre da Mata do Junco. p.: 24-26.

SCHNEIDER, H.; ROSENBERGER, A. L. 1996. Molecules, morphology and Pltyrrhini systematics. In: NORCONK, M. A.; ROSENBERGER, A. L.; GARBER, P. A. (eds.). **Adaptative radiations of neotropical primates.** Plenum Press, Estados Unidos. p.3-19.

SHAFFER, M. 1987. Minimun viable populations: coping with uncertainty. In: SOULÉ, M. E. (ed.). **Viable populations for conservation**. Cambridge University Press, Estados Unidos. p.69-86.

SILVA, T. C. F.; JERUSALINSKY, L.; OLIVEIRA, M. M. 2005. Primatas endêmicos do Brasil em Unidades de Conservação de proteção integral: registros de ocorrência e taxa desprotegidos. **XI Congresso Brasileiro de Primatologia, Livro de Resumos**. SBPr e PUCRS, Brasil. p.165. (resumo)

SIQUEIRA, E. R.; RIBEIRO, F. E. 2001. **A Mata Atlântica de Sergipe.** Embrapa Tabuleiros Costeiros, Brasil.

SOUSA, M. C. 2000. New localities for Coimbra-Filho´s titi monkey, *Callicebus coimbrai*, in North-east Brazil. **Neotropical Primates 8(4)**: 151.

SOUSA, M. C. 2003. Distribuição do guigó (*Callicebus coimbrai*) no estado de Sergipe. **Neotropical Primates 11(2)**: 89-91.

SOUSA, M. C.; SANTOS, S. S.; VALENTE, M. C. M. 2008. Distribuição e variação na pelagem de *Callicebus coimbrai* (Primates, Pitheciidade) nos Estados de Sergipe e Bahia, Brasil. **Neotropical Primates 15(2)**: 54-59.

SOUZA, S. B.; MARTINS, M. M.; SETZ, E. Z. F. 1996. Activity pattern and feeding ecology of sympatric masked titi monkeys and buffy tufted-ear marmosets. **Abstracts of the XVIthCongress of the International Primatological Society/XIXth Conference of the American Society of Primatologists.** IPS e ASP, Estados Unidos. (resumo 155).

SOUZA-ALVES, J. P.; FONTES, I. P.; CHAGAS, R. R. D.; FERRARI, S. F. 2011. Seasonal versatility in the feeding ecology of a group of titis (*Callicebus coimbrai*) in the Northern Brazilian Atlantic Forest. **American Journal of Primatology 73**: 1199–1209.

STALLINGS, J. R.; ROBINSON, J. G. 1991. Disturbance, forest heterogeneity and primate communities in a Brazilian Atlantic forest park. In: RYLANDS, A. B.; BERNARDES, A. T. **A Primatologia no Brasil (volume 3).** Fundação Biodiversitas, Brasil. p.357-368.

STANYON, R.; CONSIGLIERE, S.; MÜLLER, S.; MORESCALCHI, A.; NEUSSER, M.; WIENBERG, J. 2000. Fluorescence in situ hybridization (FISH) maps chromosomal homologies between the Dusky Titi and Squirrel monkey. **Am. J. Primatol. 50**: 95-107.

TORRES DE ASSUMPÇÃO, C. 1983. An ecological study of the primates of Southeastern Brazil, with a reappraisal of *Cebus apella* races. Tese de doutorado, não publicada. University of Edinburgh, Escócia.

TRTKOVA, K.; MAYER, W. E.; O'HUIGIN, C.; KLEIN, J. 1995. MHC-DRB genes and the origin of New World monkeys. **Mol. Phylogen. Evol. 4(4)**: 408-419.

VAN ROOSMALEN, M. G. M.; VAN ROOSMALEN, T.; MITTERMEIER, R. A. 2002. A taxonomic review of the titi monkeys, genus *Callicebus* Thomas, 1903, with the description of two new species, *Callicebus bernhardi* and *Callicebus stephennashi*, from Brazilian Amazonia. **Neotropical Primates 10 (Suppl)**: 1-52.

VEIGA, L. M.; PRINTES, R. C.; RYLANDS, A. B.; KIERULFF, M. C. M.; OLIVEIRA, M. M.; MENDES, S. L. 2008a. *Callicebus barbarabrownae*. In: **IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2**. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acessado em: 24 de novembro de 2012.

VEIGA, L. M.; SOUSA, M. C.; JERUSALINSKY, L.; FERRARI, S. F.; OLIVEIRA, M. M.; SANTOS, S. S.; VALENTE, M. C. M.; PRINTES, R. C. 2008b. *Callicebus coimbrai*. In: IUCN 2010**. IUCN Red List of Threatened Species – Version 2010.4.** Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acessado em: 15 de julho de 2010.

VIDAL-GARCÍA, F.; SERIO-SILVA, J. C. 2011. Potential distribution of Mexican primates: modeling the ecological niche with the maximum entropy algorithm. **Primates 52**: 261–270.

VIEIRA, M. V.; FARIA, D. M.; FERNANDEZ, F. A. S.; FERRARI, S. F.; FREITAS, S. R.; GASPAR, D. A.; MOURA, R. T.; OLIFIERS, N.; OLIVEIRA, P. P.; PARDINI, R.; PIRES, A. S.; RAVETTA, A. L.; MELLO, M. A. R.; RUIZ, C. R.; SETZ, E. Z. F. 2003. Mamíferos. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. (eds.). **Fragmentação de Ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas.** Ministério do Meio Ambiente, Brasil. p.126–151.

WALLACE, R. B.; GÓMEZ, H.; FELTON, A.; FELTON, A. M. 2006. On a new species of titi monkey, genus *Callicebus* Thomas (Primates, Pitheciidae), from Western Bolivia with preliminary notes on distribution and abundance. **Primate Conservation 20**: 29-39.

WRIGHT, P. C. 1985. **The costs and benefits of nocturnality for *Aotus trivirgatus* (the night monkey)**. Tese de doutorado, não publicada. City University of New York, Estados Unidos.

WRIGHT, P. C. 1986. Ecological correlates of monogamy in *Aotus* and *Callicebus*. In: ELSE, J. G.; LEE, P. C. **Primate Ecology and Conservation**. Cambridge University Press, Inglaterra. p.159-167.

WRIGHT, S. 1977. **Evolution and the genetics of populations (volume 3) – Experimental results and evolutionary deductions**. University of Chicago Press, Estados Unidos.

II. Objetivos

II.1. Objetivo Geral

Investigar a distribuição geográfica e o estado de conservação de *Callicebus coimbrai*, visando subsidiar o desenvolvimento de estratégias de manejo para a conservação da espécie.

II.2. Objetivos Específicos

1. Identificar as populações remanescentes de *Callicebus coimbrai* e os fatores ecológicos e geográficos que potencialmente determinam sua presença ou ausência, e distribuição com relação à de *Callicebus barbarabrownae*;
2. Analisar a distribuição potencial de *Callicebus coimbrai* e suas relações biogeográficas com as demais espécies do grupo *Personatus*, com ênfase na relação com a distribuição de *Callicebus barbarabrownae*;
3. Diagnosticar o estado de conservação das populações de *Callicebus coimbrai*, estimando sua extensão de ocorrência, área de ocupação e população remanescente e caracterizando as principais ameaças às populações da espécie;
4. Avaliar a viabilidade populacional de *Callicebus coimbrai* com projeções para o cenário atual e sob distintas alternativas de manejo.

III. Capítulo 1 – Distribuição geográfica de *Callicebus coimbrai*

III.1. Introdução

O guigó, *Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth, 1999, está em preocupante situação de ameaça devido, principalmente, à perda e fragmentação de hábitats em sua restrita distribuição geográfica, agravada pela insuficiência de informações para subsidiar o desenvolvimento de estratégias eficazes de conservação para a espécie (Jerusalinsky, 2008; Veiga *et al*., 2008b). Um ponto fundamental para subsidiar a espacialização dos esforços para conservação de *C. coimbrai* é a identificação de seus limites de distribuição (Figura I.1). Esta questão é ainda mais relevante porque a principal incerteza sobre essa distribuição refere-se a seus limites com relação ao guigó-da-Caatinga (*Callicebus barbarabrownae* Hershkovitz 1990) outro primata criticamente ameaçado (Printes & Rylands, 2008; Veiga *et al*. 2008a).

Apesar dos recentes trabalhos de mapeamento de populações de ambas as espécies (Jerusalinsky *et al*., 2006; Printes, 2007; Sousa *et al*., 2008; Printes *et al*., 2011) este limite permanece mal definido (Jerusalinsky, 2008; Printes *et al*., 2013). Os registros de ocorrência disponíveis sugerem que o limite de distribuição de *C. coimbrai* a oeste coincida aproximadamente com o limite da Mata Atlântica, e, portanto, com o limite oriental da distribuição de *C. barbarabrownae*, espécie que ocupa a Caatinga (Printes *et al*., 2013).

Não havendo barreiras geográficas com evidente potencial de isolamento entre as populações destas espécies, é plausível inferir que uma barreira ecológica seja determinante em suas distribuições, já que fatores ecológicos podem ser determinantes da presença ou ausência de uma espécie em determinada área (Cox & Moore, 2005). Recentes observações (Beltrão-Mendes, 2010; Ferrari *et al*., no prelo) suportam a existência de uma lacuna entre as distribuições das populações de *Callicebus* que ocupam a Mata Atlântica e a Caatinga no baixo São Francisco sergipano, correspondendo à zona de transição entre estes biomas, conhecida como o Agreste.

Por outro lado, Sousa *et al*. (2008) indicaram a ocorrência de *C. coimbrai* em diversas localidades na Caatinga, inclusive em áreas que Printes *et al*. (2011) reconheceram a presença de *C. barbarabrownae*. Apesar de terem sido descritas características distintivas no padrão de coloração da pelagem para estas espécies (Hershkovitz, 1990; Kobayashi & Langguth, 1999; van Roosmalen *et al*., 2002), esses padrões parecem não ser tão conspícuos (Printes, 2007; Sousa *et al*., 2008), o que, juntamente com o comportamento críptico destes animais, dificulta a identificação taxonômica em campo e, portanto, a definição dos limites de distribuição.

No presente estudo, a distribuição conhecida e presumida de *C. coimbrai*, bem como áreas adjacentes, foi sistematicamente vistoriada, com o objetivo de subsidiar uma análise

sobre seus limites de distribuição. Considerando que a principal questão pendente sobre essa distribuição refere-se aos limites com o também ameaçado C. barbarabrownae, esta informação é fundamental para traçar estratégias adequadas para a conservação de ambas as espécies. A partir do mapeamento de populações na área de estudo, procura-se, especificamente:

a) Definir os limites de sua distribuição em relação à de *C. barbarabrownae*; e
b) Identificar fatores ecológicos que possam determinar essa distribuição, presença ou ausência da espécie.

III.2. Material & métodos

III.2.1. Área de estudo

A área de estudo foi delimitada a partir distribuição conhecida para *Callicebus coimbrai* (Jerusalinsky, 2008; Printes *et al*., 2013) na Mata Atlântica de Sergipe e litoral norte da Bahia, além de adjacências a norte (margem esquerda do rio São Francisco, Alagoas), sul (margem direita do rio Paraguaçu, Bahia) e oeste (zona de transição com a Caatinga, Sergipe e Bahia). Esta área compreende aproximadamente 50.000 km², com um comprimento aproximado de 350 km no sentido nordeste-sudoeste e cerca de 140 km de largura desde a costa do Oceano Atlântico até o interior do continente, cobrindo a Zona da Mata (bioma Mata Atlântica) e uma faixa adjacente de 20 a 50 km de largura no bioma Caatinga, incluindo a zona de transição conhecida como o Agreste.

Com relação ao Agreste, Ab'Sáber (2003) expõe que: "*A identificação pioneira das faixas de transição e contato existentes entre os diferentes domínios de natureza no Brasil deveu-se a uma iniciativa terminológica, intuitiva e pragmática popular nordestina. Desde tempos imemoriais, reconheceu-se a faixa de transição e contato entre a Zona da Mata e os sertões secos com a expressão agreste. Enquanto na faixa leste da Zona da Mata existem precipitações anuais totalizando de 1.800 a 2.200 mm, nos agrestes as chuvas perfazem apenas 850 a 1.000 mm*". Em contrapartida, Coimbra-Filho & Câmara (1996) argumentam que, apesar do agreste representar "*para alguns autores ecossistema transicional válido, não passa de capoeiras, vegetação em estágio secundário da mata pluvial devastada e cuja fitofisionomia depende das condições ecológicas do lugar*".

A Zona da Mata é a sub-região mais populosa e urbanizada da região nordeste do Brasil, com solo produtivo em função da regularidade das chuvas, que podem superar os 1.500 mm anuais. Dentro da área de estudo, a Zona da Mata abrange uma faixa entre 50 e 100 km desde a costa do Oceano Atlântico em direção ao interior do continente, cuja altitude em geral não ultrapassa os 200 m. Mais de seis milhões de pessoas habitam essa região, que

inclui Salvador, a primeira capital do Brasil e atualmente a mais densamente habitada do país. Segundo a classificação climática de Köppen-Geiger, na maior parte desta zona há um clima topical com estação chuvosa no outono e inverno boreais, e temperaturas elevadas, sempre acima de 20ºC (As), sendo a estação seca ausente na região do Recôncavo baiano (Af). Diversos ecossistemas associados ao bioma Mata Atlântica compõem os ambientes naturais nessa região, como as restingas, manguezais, florestas ombrófilas e semidecíduas. A monocultura da cana-de-açúcar foi a principal atividade responsável pela devastação de áreas florestadas, sendo que, atualmente, essa atividade persiste em menor escala, acompanhada principalmente pela da pecuária extensiva, monocultura de eucaliptos, lavouras diversas (laranja, milho, subsistência) e urbanização.

A região de Caatinga dentro da área de estudo apresenta índices pluviométricos anuais tipicamente abaixo de 600 mm e a altitude varia entre 200 e 500 m. Segundo a classificação climática de Köppen-Geiger, há dois tipos climáticos nessa região. Para a metade oeste de Sergipe e zona adjacente a oeste e sul na Bahia é indicado um clima árido das estepes quentes de baixa latitude e altitude, com temperaturas acima de 22ºC e chuvas escassas no inverno. São características desse clima as elevadas temperaturas e as chuvas escassas, irregulares e mal distribuídas durante o ano, com concentração de chuvas fortes entre fevereiro e abril e um índice pluviométrico anual em torno de 750 mm. Uma parte menor da área de estudo, na região intracontinental próxima ao Recôncavo baiano tem clima tropical, com elevadas temperaturas, estações seca no inverno e chuvosa no verão bem definidas, e alto índice pluviométrico, em trono de 1.500 mm anuais, sendo classificada como do tipo Aw para Köppen-Geiger. A pecuária extensiva foi e continua sendo a principal atividade econômica responsável pelas alterações dos ambientes naturais dessa região, com uma vegetação caracterizada, de modo geral, como savana estépica, com formações xerófilas ou subxerófilas.

III.2.2. Seleção de fragmentos para vistoria

Procurou-se identificar os fragmentos florestais com mais de 100 ha dentro da área de estudo, a partir da análise de bases cartográficas (p.ex. SUDENE, IBGE) e as imagens de sensoriamento remoto disponíveis (p.ex. GoogleEarth) ou a partir de informações obtidas nas entrevistas em campo (Seção III.2.3). Também foram realizados revisão bibliográfica e contatos com outros pesquisadores para compilar informações sobre localidades com registros de guigós dentro da área de estudo e adjacências. A distribuição desses fragmentos, juntamente com os recursos financeiros e humanos disponíveis ao longo do período de amostragem, foram os fatores básicos e determinantes para o planejamento e execução das expedições a campo. O Atlas Digital de Recursos Hídricos de Sergipe (Seplantec, 2004) foi o

principal material utilizado para esta finalidade em Sergipe, bem como para apoiar a execução das expedições, já que também apresenta informações da malha rodoviária e hidrografia do estado (Figura III.1). Mapas rodoviários (p. ex. Guia Quatro Rodas de Estradas/Ed. Abril, 2006) também constituíram um apoio fundamental ao planejamento e execução das expedições por indicar as principais vias de acesso às localidades investigadas.

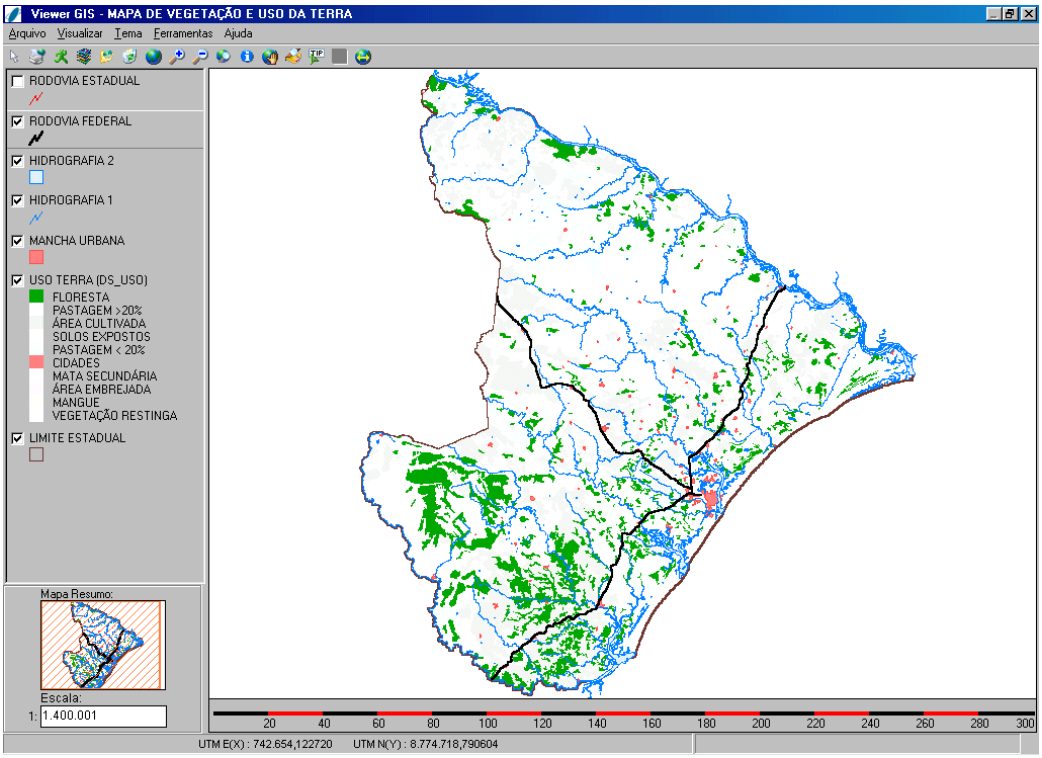


Figura III.1. Tela do aplicativo de Sistema de Informações Geográficas do Atlas Digital de Recursos Hídricos de Sergipe (Seplantec, 2004), indicando os fragmentos florestais (verde), hidrografia (azul), núcleos urbanos (vermelho), e rodovias federais (preto).

Já em campo, procurou-se verificar *in loco* a existência dos fragmentos com mais de 100 ha previamente identificados, confirmando sua localização e estimando sua área. Os fragmentos localizados com mais de 100 ha, foram selecionados para execução de vistorias para confirmação de ocorrência do guigó (Seção III.2.4) e levantamento de dados por entrevistas (Seção III.2.3). Fragmentos com área inferior também foram selecionados para vistoria e entrevistas, porém por amostragem, principalmente a partir dos relatos mais consistentes obtidos em entrevistas (Seção III.2.3). Tanto no planejamento, quanto em campo, procurou-se dar especial atenção para as áreas limítrofes da zona da mata, e áreas de transição com ecossistemas de Caatinga, que constituem potenciais zonas de contato e hibridação entre *Callicebus coimbrai* e *Callicebus barbarabrownae*.

III.2.3. Levantamento de dados por entrevistas

A execução de inventários e diagnósticos populacionais em uma ampla extensão territorial está limitada por uma série de fatores de ordem financeira, logística e temporal. Com isso, torna-se imprescindível a aplicação de métodos que permitam maximizar a obtenção de dados com os recursos disponíveis. Nesse contexto, entrevistas com moradores locais experientes constituem uma abordagem preliminar fundamental para levantamentos da distribuição de espécies silvestres em áreas rurais, e tem sido especialmente usada para primatas brasileiros ameaçados de extinção, inclusive na área de estudo (Kierulff *et al*., 2005; Jerusalinsky *et al*., 2006; Printes, 2007).

As comunidades humanas que vivem em estreita relação com ambientes naturais desenvolvem tradições culturais importantes e um conhecimento detalhado sobre a biodiversidade local, frequentemente, para subsidiar sua própria sobrevivência. Entretanto, nem todos os membros de uma comunidade têm o mesmo nível de conhecimento, que pode mudar consideravelmente de acordo com variáveis como seu sexo, idade e atividades ocupacionais. Assim, torna-se imprescindível utilizar algum método de seleção de informantes para identificar as pessoas mais aptas a fornecer informações úteis e confiáveis (Davis & Wagner, 2003).

Durante as expedições, procurou-se entrevistar, independentemente, pelo menos um ou dois moradores de cada localidade visitada, nas proximidades ou interior de cada fragmento identificado, visando identificar a provável ocorrência de guigós. Os informantes foram contatados, em primeira opção, por indicação individual de pares (colega, vizinho, familiar), agentes públicos (ambientais, de saúde) ou de coletivos, ou seja, associações, cooperativas e etc. (Davis & Wagner, 2003). Entretanto, quando não houve indicações, procurou-se identificar informantes seguindo um perfil pré-selecionado: gênero masculino, adulto, com ocupações que tenham maior contato com a floresta, p.ex. agricultor, caçador, vaqueiro e etc. (Jerusalinsky *et al*., 2005).

As entrevistas foram conduzidas com base em um esquema (Figura III.2) para levantar diversos temas de relevância na investigação da distribuição e estado de conservação dos guigós, e que permitiu uma abordagem não indutiva dos temas de interesse, a fim de evitar relatos falso-positivos (Jerusalinsky, 2007). Geralmente os temas foram abordados na seguinte ordem: a) principais áreas de floresta da região e suas características; b) áreas protegidas formal ou informalmente na região e suas características; c) animais mais comuns, mais caçados ou extintos na região; d) primatas com ocorrência na região; e) localização exata e caracterização das áreas de ocorrência de primatas; f) ocorrência e intensidade das práticas de caça e domesticação de primatas e outros animais; g) outros impactos diretos aos primatas

(p.ex. atropelamentos, eletrocussões, predação por cachorros); h) conflitos gerados pelo impacto de primatas sobre atividades humanas (p.ex. predação de roças, roubo de alimento); e i) atuação de instituições para conservação da biodiversidade ou para resolução de conflitos socioambientais (Jerusalinsky, 2007). Este esquema, entretanto, permitiu alta flexibilidade em sua aplicação, possibilitando múltiplas entradas, a partir de qualquer tema, e um fluxo variado, de acordo com o contato inicial com o informante e seguindo as próprias conexões entre temas apresentadas pelo mesmo.

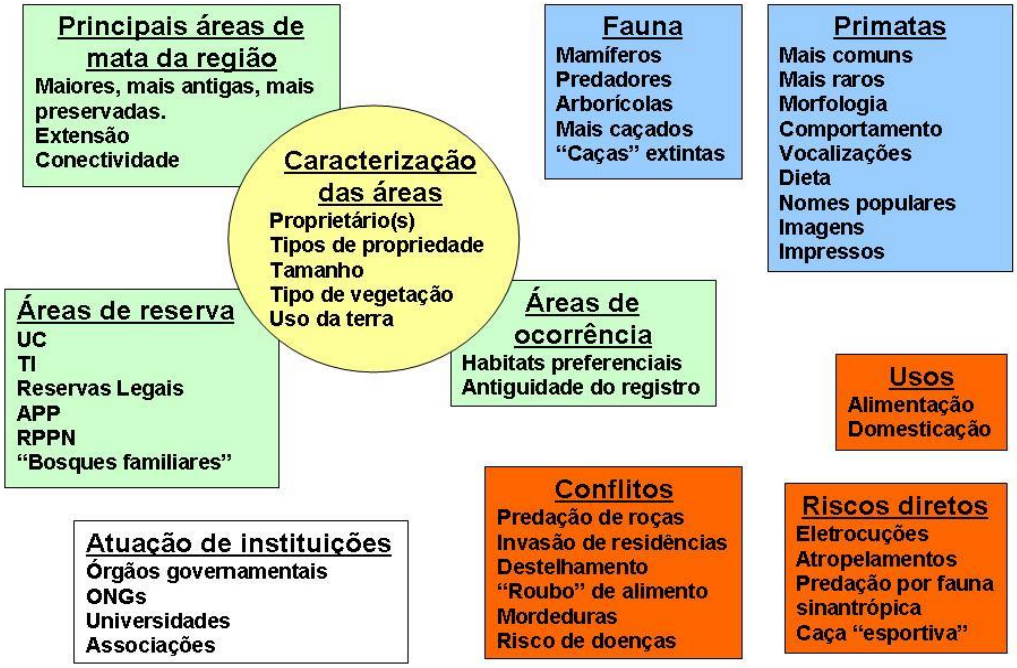


Figura III.2. Esquema de assuntos abordados em entrevistas, com múltipla entrada e fluxo variado (Jerusalinsky, 2007). Em verde, os temas relativos aos remanescentes florestais; em amarelo, tópicos para caracterização dos remanescentes; em azul, tópicos para abordar a diversidade faunística, inclusive de primatas, em laranja, tópicos para averiguar os principais impactos diretos às populações de primatas; em branco, itens para checar a atuação de instituições na região.

Nos casos em que os primatas não foram citados espontaneamente, os entrevistados foram questionados a respeito de "macacos" com ocorrência atual ou pretérita na região, explicitando-se, em última instância, o interesse específico nos guigós. Quando citada a presença de primatas, foi solicitado o maior detalhamento possível sobre a aparência e comportamento dos primatas observados ou ouvidos, a frequência e antiguidade da observação, e a localização exata do evento.

Fotografias e desenhos de primatas e outros mamíferos foram apresentadas aos entrevistados (Figura III.3), de forma a testar a consistência dos seus relatos e refinar o direcionamento do esforço de vistorias para verificação de ocorrência de guigós. Para esta finalidade, também foram reproduzidas vocalizações de *Callicebus* a fim de testar a familiaridade do entrevistado com estes sons. Por último, foram abordados possíveis impactos sofridos pelas populações locais de primatas, tais como desmatamentos, prática de caça, apanha para manutenção em cativeiro ou comercialização, atropelamentos, eletroplessões e ataques por animais domésticos. Todas as informações obtidas foram transcritas em fichas analógicas e digitais padronizadas.

Figura III.3. Apresentação de pranchas com imagens de primatas e outros mamíferos a entrevistados. Fotografias de A. Gambarini e do autor.

A possibilidade de presença de guigós em determinada localidade foi avaliada pela análise do conjunto de informações obtidas nas entrevistas, sendo considerado mais provável quanto:

a) mais relatos houve indicando a ocorrência;

b) mais espontâneas foram as citações de ocorrência;

c) mais precisas foram as descrições de aparência e comportamento;

d) mais precisamente indicado o local das observações;

e) mais recentes as observações;

f) mais frequentes as observações;

g) maior o grau de acertos no reconhecimento das imagens e vocalizações apresentadas.

Os relatos foram categorizados em seis tipos quanto à ocorrência de guigós:

a) ocorrência na localidade, com indicação de ocorrência em outra localidade;

b) ocorrência na localidade, sem indicação de ocorrência em outra localidade;

c) ausência histórica na localidade, com indicação de ocorrência em outra localidade;

d) ausência histórica na localidade, sem indicação de ocorrência em outra localidade;
e) extinção local, com indicação de ocorrência em outra localidade;
f) extinção local, sem indicação de ocorrência em outra localidade.

Considerando a impossibilidade logística, financeira e operacional de vistoriar todos os fragmentos florestais dentro dos cerca de 50.000 km² da área de estudo, as informações de entrevistas subsidiaram a seleção de fragmentos com até 100 ha a serem vistoriados. Nesta seleção, foi dada preferência às localidades com relatos mais consistentes de ocorrência de guigós, com fragmentos florestais mais extensos e/ou mais preservados, ou para aquelas onde a ocorrência de impactos diretos (caça, domesticação) aos guigós foi relatada. Além disso, as informações obtidas subsidiaram a caracterização da intensidade de ameaças diretas à espécie e apoiaram a análise de área dos fragmentos.

III.2.4. Vistorias para verificação de ocorrência de guigós

Nos fragmentos com mais de 100 ha de extensão localizados em campo, a equipe (composta por dois a quatro pesquisadores) permaneceu por, no mínimo, duas horas procurando indícios diretos (avistamentos, vocalizações, carcaças) ou indiretos (rastros, fezes) da presença de guigós. Foram percorridas trilhas ao longo dos fragmentos na tentativa de localizar indivíduos ou grupos de guigós e obter outras informações sobre o grau de preservação e a diversidade dos fragmentos. Nos fragmentos com até 100 ha, o tempo de permanência foi de cerca de uma hora, variando de acordo com a área do fragmento e disponibilidade de tempo para as demais atividades em campo. Essa permanência, entretanto, foi geralmente maior quanto maior o tamanho do fragmento vistoriado ou quando identificado algum indício de ocorrência de guigós, podendo ser estendida para até sete horas, com ênfase nas localidades situadas na zona de transição entre Mata Atlântica e Caatinga.

Uma boa resposta ao estímulo por *playback* tem sido observada em *Callicebus* (Melo & Mendes, 2000; Printes *et al*., 2011; Rocha, 2011) e no presente estudo esta técnica representou uma valiosa ferramenta para verificar a ocorrência de guigós nos fragmentos vistoriados. Para isso, vocalizações de dueto características para demarcação territorial de espécies do grupo *C. personatus* foram reproduzidas com uso de equipamento amplificador profissional (Johnny Stewart 612 Deluxe Professional Caller) em sessões de três a cinco minutos, respeitando-se a frase do padrão de vocalização, com intervalo mínimo de 10 minutos, procurando estimular a vocalização de grupos residentes (Figura III.4). Nos fragmentos maiores que 100 ha foram realizadas sessões de *playback* a cada 200 m para tentar quantificar o número de grupos residentes a partir de respostas simultâneas e claramente distantes entre si.

Figura III.4. Pesquisadores executando a técnica de *playback* em campo: A) na borda de um fragmento florestal (Fotografia de S. F. Ferrari); e B) no interior de fragmento florestal.

Sempre que obtidas respostas ao *playback* ou registradas vocalizações espontâneas, foram realizados deslocamentos em direção aos guigós durante as mesmas, visando a observação direta dos animais. Quando observações diretas foram possíveis, procurou-se acompanhar os animais pelo máximo de tempo possível para identificar seu padrão morfológico e o número de indivíduos do grupo social, além de características comportamentais, com auxílio de binóculos Bushnell 8x35 e Apollo 20x50.

Alguns sítios com relatos consistentes de ocorrência em que os guigós não foram encontrados na primeira tentativa foram vistoriados novamente de acordo com as possibilidades logísticas e temporais em campo. Quando houve essa possibilidade, foi dada preferência aos maiores fragmentos, que potencialmente abrigam populações maiores e que, portanto, são relevantes para a avaliação do estado de conservação e elaboração de estratégias de manejo da espécie. Também foram priorizados os fragmentos em áreas limítrofes entre a Mata Atlântica e a Caatinga, visando principalmente a identificação do padrão morfológico dos indivíduos e, portanto, da espécie presente, contribuindo para a análise dos limites de distribuição geográfica das espécies.

Os registros de ocorrência foram de cinco tipos:

a) observação direta de indivíduos;

b) vocalizações espontâneas ou estimuladas por *playback*;

c) coleta de espécimes;

d) indivíduos mantidos em cativeiro por moradores locais;

e) indivíduos caçados por moradores locais.

Também procurou-se observar e registrar o padrão morfológico de indivíduos registrados em cativeiro ou caçados a fim de apoiar as análises sobre distribuição geográfica. As coordenadas geográficas de todos os tipos de registros de ocorrência, impactos, entrevistas e demais eventos e localidades relevantes foram obtidas e registradas com uso de aparelho de GPS (Garmin XL12 ou Garmin 76 CSX Map), em UTM, com Datum Sad69.

III.2.5. Análise de dados

Visando obter uma caracterização do contexto ecológico e biogeográfico das populações de *Callicebus* sp. na área de estudo os pontos de coordenadas geográficas das localidades investigadas foram sobrepostos a mapas de biomas, tipos de vegetação, hidrografia, pluviosidade e relevo (Tabela III.1) com o *software* ESRI ArcGIS 9.3. Para estas análises, foi dada preferência às classificações oficiais para o Brasil. Também foi determinante para a definição das fontes utilizadas a acessibilidade aos arquivos necessários para geoprocessamento, principalmente pela disponibilidade desses materiais para *download* em sítios de internet mantidos pelo Governo Federal.

Os mapas resultantes foram utilizados para investigar o potencial papel dessas variáveis ambientais sobre a ocorrência de *C. coimbrai*, inclusive para auxiliar a definir seus limites de distribuição. Assim, a partir desse conjunto de informações foram avaliados ou estimados:

a) Limites de distribuição entre *C. coimbrai* e *C. barbarabrownae*;
b) Fatores determinantes destes limites, como tipos de vegetação, pluviosidade e relevo;
c) Extensão de ocorrência, ou seja, área total da distribuição geográfica da espécie;

Tabela III.1. Variáveis ambientais utilizadas para análise da distribuição de registros de *Callicebus* sp. na área de estudo

Variável	Descrição e comentários	Fontes
Biomas	Classificação e limites oficiais de biomas brasileiros, conforme o Ministério do Meio Ambiente. Remanescentes de Mata Atlântica conforme Atlas dos Remanescentes Florestais da SOS Mata Atlântica. Remanescentes de Caatinga conforme Projeto de Monitoramento do Desmatamento dos Biomas Brasileiros por Satélite (PMDBBS) do IBAMA.	Brasil, Ministério do Meio Ambiente (MMA). Disponível em <http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>, acesso em julho de 2012. SOS Mata Atlântica. Disponível em <http://mapas.sosma.org.br/dados/login/?next=/dados/solicitacao_mapas/>, acesso em julho de 2012. Brasil, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente (IBAMA). Disponível em <http://siscom.ibama.gov.br/monitorabiomas/caatinga/caatinga.htm>, acesso em novembro de 2012.
Vegetação	Tipos de vegetação conforme o Mapa de Vegetação do Brasil (IBGE 2004), que reconstitui a situação da vegetação no território brasileiro e tem origem nas cartas-imagens de radar produzidas pelo Projeto RADAM BRASIL na escala 1:250.000, com a chave aberta de Veloso *et al*. (1991).	Brasil, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Disponível em <http://www.ibge.gov.br/home/download/geociencias.shtm>, acesso em dezembro de 2012.
Pluviosidade	Isoietas referentes às precipitações pluviométricas médias mensais obtidas pela rede hidrometeorológica nacional entre 1977 e 2006 na escala 1:5.000, conforme Atlas Pluviométrico do Brasil.	Brasil, Serviço Geológico do Brasil (CPRM). Disponível em <http://www.cprm.gov.br/publique/cgi/cgilua.exe/sys/start.htm?infoid=1351&sid=9>, acesso em novembro de 2012.
Relevo	Mapa de topografia gerado a partir de imagens SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) pelo projeto Brasil em Relevo da EMBRAPA (Miranda 2013).	Brasil, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). Disponível em <http://www.relevobr.cnpm.embrapa.br/download/index.htm>, acesso em novembro de 2012.
Hidrografia	Hidrografia oficial brasileira disponibilizada pelo Sistema de Informações Hidrológicas (HidroWeb) da Agência Nacional de Águas.	Brasil, Agência Nacional de Águas (ANA). Disponível em <http://hidroweb.ana.gov.br/HidroWeb.asp?TocItem=4100>, acesso em junho de 2012.

III.3. Resultados

III.3.1. Levantamento de áreas de ocorrência de *Callicebus* sp.

Entre maio de 2004 e abril de 2012, foram realizadas 19 expedições a campo com um a 15 dias de duração, num total de 115 dias de campo, cobrindo os cerca de 50.000 km² correspondentes à área de estudo, ao longo da qual foram rodados 20.936 km (Tabela III.2) e realizadas 593 entrevistas (Figuras III.5 e III.6). Foram realizadas 163 vistorias para verificação da ocorrência de guigós em 141 diferentes fragmentos florestais (Figura III.7; Tabelas III.2, III.3 e III.4), durante as quais executou-se 454 sessões de *playback*, com um total de 185 horas e 18 minutos (Tabela III.2). Em muitos casos, fragmentos indicados nas bases cartográficas ou entrevistas não existiam mais ou tinham sido praticamente eliminados pelo desmatamento ou queimadas. Em outros, houve dificuldade para localizar sítios com ocorrência de guigós previamente registrada, seja pela imprecisão das coordenadas geográficas ou do nome da localidade publicados.

Tabela III.2: Expedições e esforço de campo para levantamento de ocorrência de guigós.

Período	Duração (dias)	Entrevistas	Nº de Vistorias (Nº de fragmentos vistoriados)	Tempo em vistorias	Sessões de *playback*	Km rodados
24 a 29/maio/2004	6	43	10 (10)	17 h	38	1.200
1º a 07/julho/2004	7	68	7 (5)	8 h	31	1.300
28/julho a 02/agosto/2004	6	53	12 (12)	13 h e 58 min	15	950
03 a 09/setembro/2004	7	78	3 (3)	3 h e 10 min	7	1.500
11 a 19/novembro/2004	9	2	21 (15)	23 h e 46 min	56	1.550
16/março/2005	1	-	2 (2)	3 h	6	200
18 e 19/maio/2005	2	2	2 (2)	4 h	9	300
01 a 03/dezembro/2005	3	13	2 (2)	2 h e 30 min	5	600
08 a 17/fevereiro/2006	10	25	10 (10)	18 h	27	1.700
09 e 10/setembro/2006	2	-	1 (1)	2 h	4	300
14 a 26/novembro/2007	13	-	6 (3)	25 h e 10 min	27	1.100
19 a 21/agosto/2010	2	13	3 (3)	1 h e 8 min	6	600
16 a 21/outubro/2010	6	33	5 (5)	3 h e 29 min	15	984
13 a 17/dezembro/2010	5	25	2 (2)	1 h e 7 min	6	1.096
21 a 24/fevereiro/2011	3	20	1 (1)	14 min	2	642
11 a 13/maio/2011	3	18	5 (3)	2 h e 56 min	12	742
19 a 25/janeiro/2012	7	52	11 (10)	10 h e 38 min	27	1.362
1° a 08/março/2012	8	36	18 (17)	16 h e 29 min	54	1.500
10 a 13 e 16 a 26/abril/2012	15	112	42 (35)	28 h e 43 min	107	2.700
TOTAL	**115**	**593**	**163 (141)**	**185 h e 18 min**	**454**	**20.326**
Média por dia de campo		5,2	1,4 (1,2)	1 h e 37 min	3,9	176,7

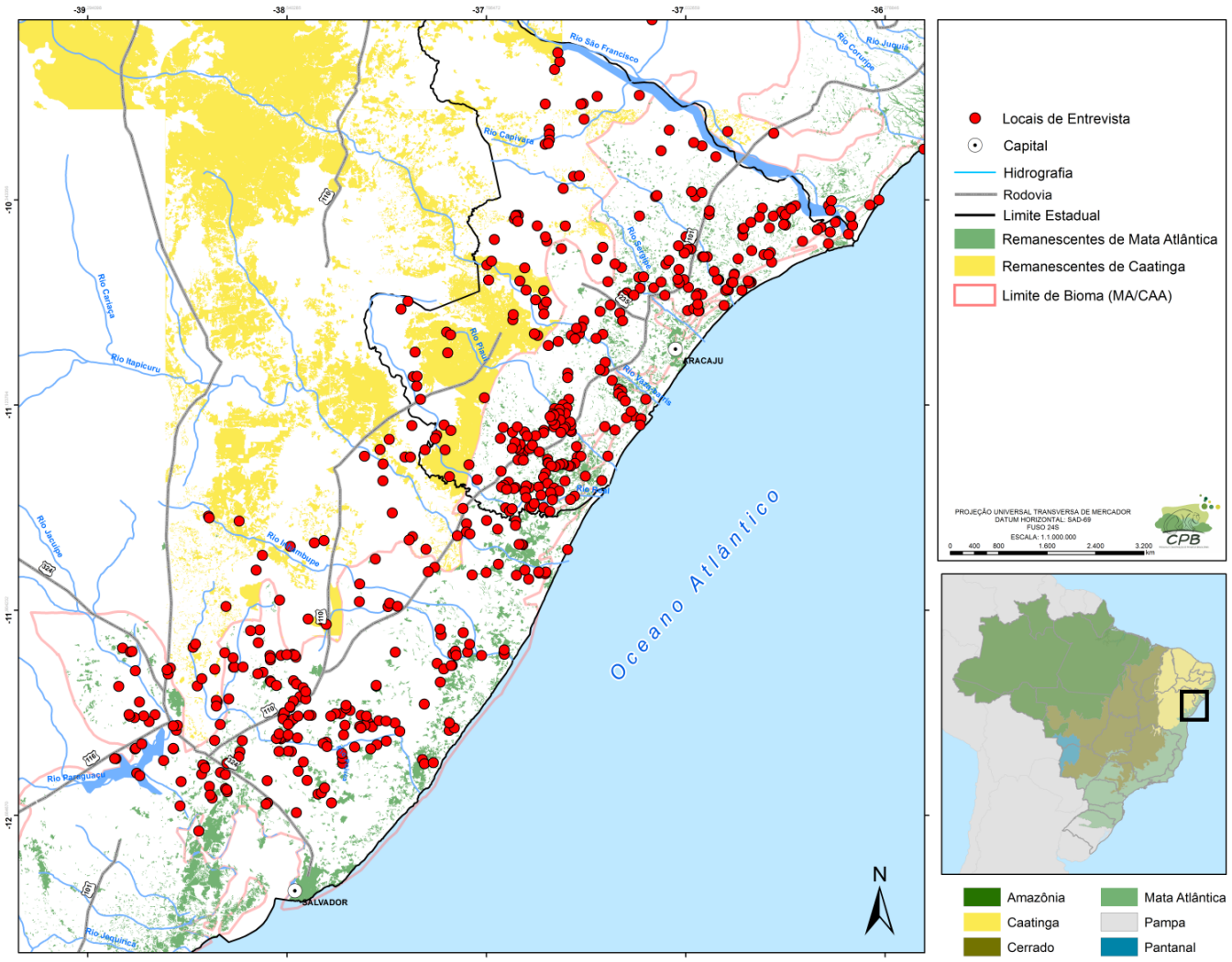


Figura III.5. Distribuição dos locais de entrevista ao longo da área de estudo.

Figura III.6.: Situações de entrevista durante o presente estudo (Fotografias de R. Beltrão).

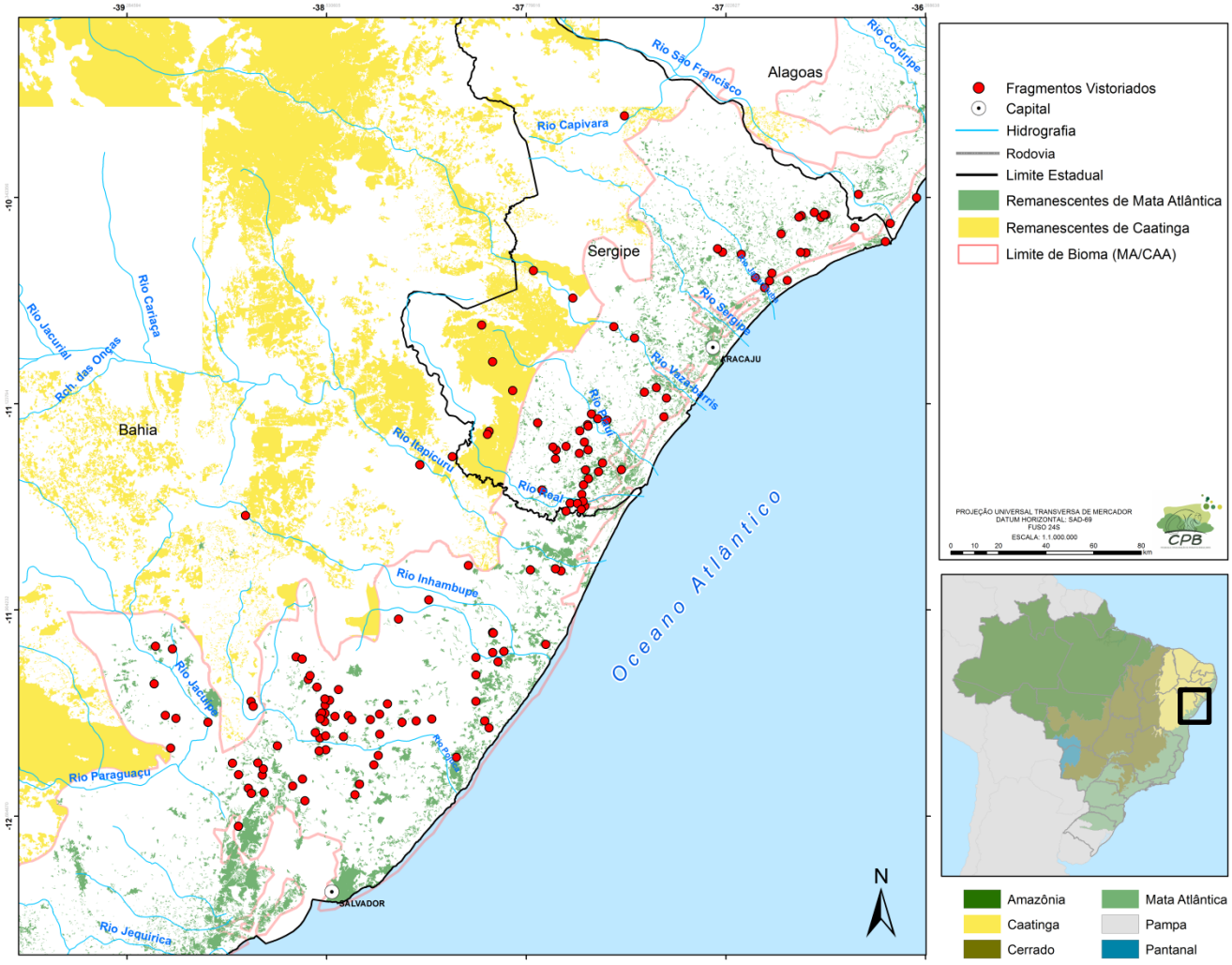


Figura III.7. Distribuição dos fragmentos vistoriados ao longo da área de estudo.

Tabela III.3. Número de fragmentos vistoriados por tipo de vegetação.

Tamanho de fragmento (ha)	Tipo de Vegetação[2]										
	D	**F**	**C**	**S**	**T**	**P**	**SN**	**TN**	**STN**	**MA**	**Total**
Até 100	29	28	5	6	-	5	3	6	5	4	**91**
> 100	24	10	2	-	1	1	3	4	3	2	**50**
Total	**53**	**38**	**7**	**6**	**1**	**6**	**6**	**10**	**8**	**6**	**141**

[1]Considerando apenas as estimativas de tamanho de fragmento obtidas no presente estudo. [2]D = Floresta Ombrófila Densa, F = Floresta Estacional Semidecídua, C = Floresta Estacional Decidual, S = Savana, T = Savana Estépica, P = Formações Pioneiras, SN = Contato Savana/Floresta Estacional, TN = Contato Savana Estépica/Floresta Estacional, STN = Savana/Savana Estépica/Floresta Estacional, MA = Massa d'Água.

Tabela III.4. Número de fragmentos vistoriados por tamanho de fragmento, indicação de ocorrência em entrevistas e registro de ocorrência de guigós obtidos no presente estudo.

Tamanho de fragmento	Com indicação, com registro[1,2]	Sem indicação, com registro[3]	Com indicação, sem registro[1,4]	Sem indicação, sem registro[5]	Total[1]
Até 100 ha	24 (32)	1	35	31	91 (99)
> 100 ha	23 (35)	1	15 (17)	11	50 (64)
TOTAL	**47 (67)**	**2**	**50 (52)**	**42**	**141 (163)**

[1]Números entre parênteses indicam a quantidade total de vistorias feitas naqueles distintos fragmentos. [2]Fragmentos vistoriados para os quais a ocorrência de guigós foi indicada em entrevistas e confirmada no presente estudo. [3]Fragmentos vistoriados para os quais não houve indicação de ocorrência de guigós em entrevistas, mas sua presença foi registrada no presente estudo. [4]Fragmentos vistoriados para os quais a ocorrência de guigós foi indicada em entrevistas, mas não confirmada no presente estudo. [5]Fragmentos vistoriados para os quais não houve indicação da ocorrência de guigós em entrevistas e sua presença não foi registrada no presente estudo. Inclui três fragmentos vistoriados para os quais foi relatada a extinção local de guigós.

Nas 593 entrevistas realizadas (Figura III.5), a presença atual ou histórica de guigós indicada em pelo menos uma entrevista para um total de 292 localidades. Entretanto, os relatos referentes a 78 destes sítios foram considerados inconsistentes na identificação do gênero ou vagos com relação à localidade indicada. Para estas localidades, os entrevistados recorrentemente confundiram guigós com macacos-prego (*Sapajus* sp.) – frequentemente referidos como predadores de milho e cana-de-açúcar ou como "macacos-de-feira" – ou saguis (*Callithrix* sp.), com outros mamíferos arborícolas (p. ex. preguiça *Bradypus torquatus*), ou mesmo com outros mamíferos de nome popular similar (p. ex. mocó *Kerodon rupestris*) ou aves com vocalização considerada similar (p. ex. três-potes *Aramides cajeana*). Também foi comum a indicação genérica de localidades, como o nome de municípios, dificultando ou impedindo a localização dos fragmentos. Outras 16 localidades indicadas referiam-se a sítios fora da área de estudo, inclusive em outras Unidades Federativas.

Nas 198 localidades indicadas consistentemente dentro da área de estudo estão incluídas: 47 com ocorrência de guigós registrada no presente estudo (Figuras III.8 e III.9; Apêndices A, H, I, J e K); 49 com ocorrência registrada exclusivamente em outros estudos (Figura III.9; Apêndices B, H, I, J e K); 28 com relato de extinção local obtido no presente estudo (Apêndices C, I, J e K); e 74 com relatos de ocorrência obtidos no presente estudo, mas não confirmados em quaisquer estudos (Apêndices D, I, J e K). A fim de complementar as análises, também foram compiladas das publicações disponíveis as informações sobre as localidades com registro de ocorrência de guigós na região adjacente à área de estudo (Apêndice E).

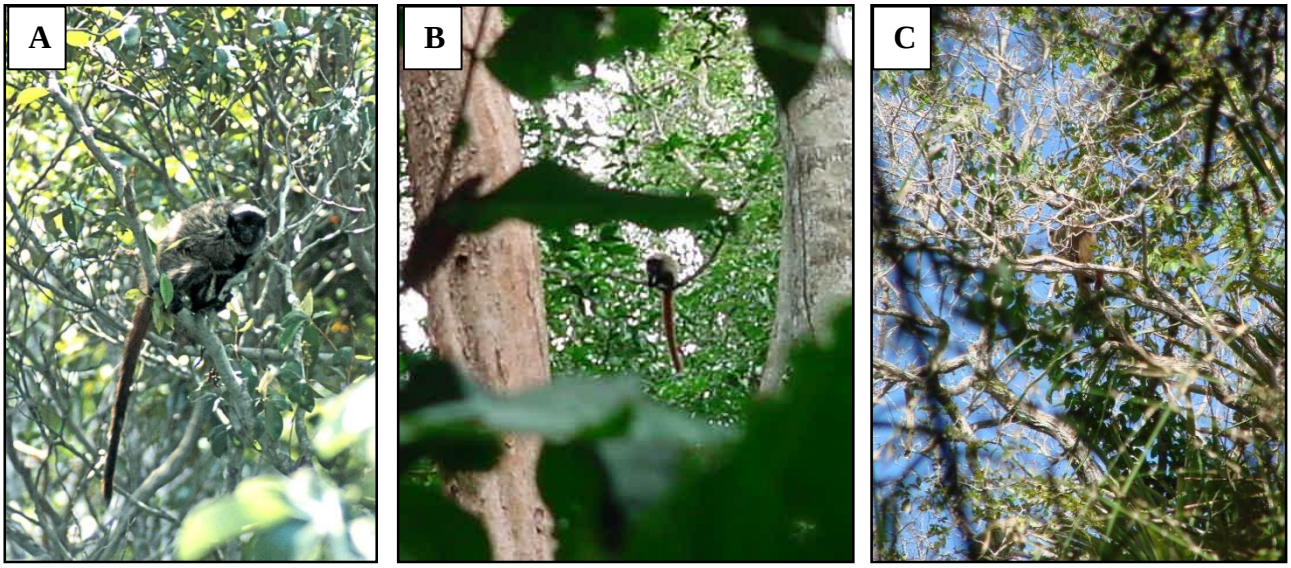


Figura III.8. Registros fotográficos de *Callicebus coimbrai* em vida livre obtidos durante os trabalhos de campo do presente estudo nas localidades: A) Mata da Santana (Nº 13) (Fotografia de Adriano Gambarini); B) Fazenda Bomfim VI (Nº 46); e C) Mata do Cadoz (Nº 34).

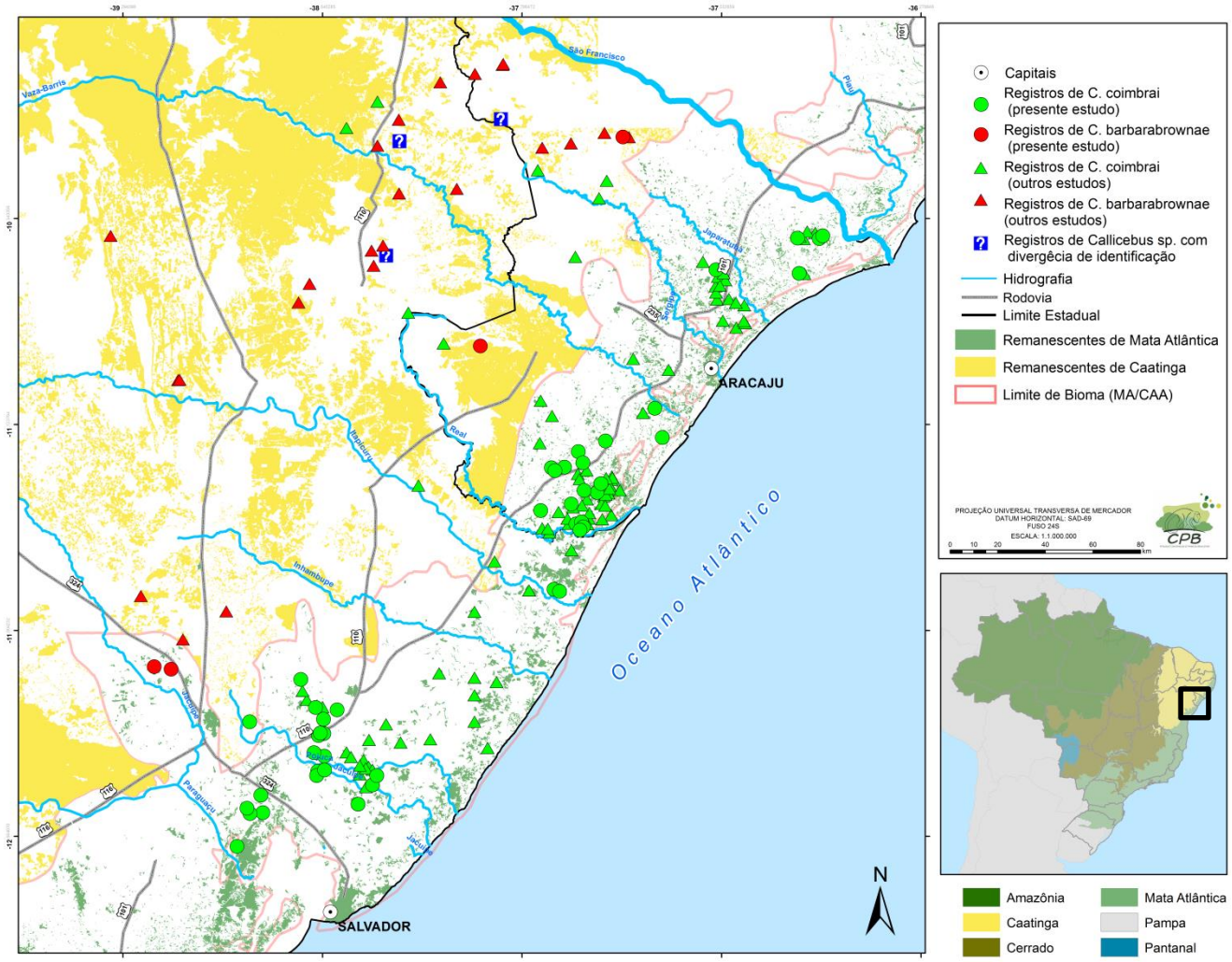


Figura III.9. Distribuição das localidades com registro de ocorrência de *Callicebus* sp. ao longo da área de estudo. Registros de outros estudos estão com a identificação taxonômica indicada nos mesmos. Para mapas mais detalhados ver Apêndices H, I, J e K.

Dos 141 fragmentos vistoriados, 91 (64,5%) tiveram área estimada em até 100 ha e 50 (35,5%) acima desse tamanho (Tabelas III.3 e III.4). As vistorias foram realizadas em 97 localidades para as quais foi indicada a ocorrência atual de guigós, sendo a mesma confirmada em 47 (48,5%) destes durante o presente estudo (Tabelas III.4 e III.5) e em 18 (18,6%) por outros estudos. Para os outros 44 sítios vistoriados não foi indicada a ocorrência atual de guigós durante as entrevistas, mas sua presença foi verificada em dois (4,5%) destes durante o presente estudo (Tabela III.4; Apêndice A) e em quatro (9,1%) por outros levantamentos (Apêndice B). Estes resultados indicam o potencial do método de entrevistas para seleção de sítios a serem vistoriados em estudos sobre distribuição e diagnóstico de primatas. Nos 92 fragmentos vistoriados para os quais não se obteve registro de ocorrência de guigós, estão incluídos 22 (23,2%) das 95 localidades para as quais a ocorrência de guigós foi registrada exclusivamente em outros estudos, sendo 13 (46,4%) dentre as 28 com área estimada acima de 100 ha (Apêndice B).

Tabela III.5. Número de fragmentos por tamanho de fragmento e tipo de registro com ocorrência confirmada e relatada de *Callicebus* sp. obtidos no presente estudo[1].

Classe de tamanho[2]	Ocorrência confirmada	Observação direta[3]	*Playback*/ Vocalização[4]	Relatos não confirmados
Até 100 ha	25 (23)	8 (7)	17 (16)	65 (54)
> 101 ha	24 (21)	6 (6)*	18 (15)	9 (6)
TOTAL	**49 (44)**	**14 (13)**	**35 (31)**	**74 (60)**

[1]Números entre parênteses referem-se às localidades para *C. coimbrai*, selecionadas após análise do conjunto de dados sobre os prováveis limites de distribuição com relação a *C. barbarabrownae* (ver Seções III.3.2 e III.4). [2]Considerando apenas as estimativas de tamanho de fragmento obtidas no presente estudo. [3]Inclui um registro de carcaça, indicada por asterisco na classe correspondente. [4]Para todos os registros por observação direta, exceto por aquele obtido por meio de carcaça, a primeira forma de detecção foi por vocalizações espontâneas ou em resposta ao *playback*.

Nos 44 sítios vistoriados para os quais não foi indicada a ocorrência atual de guigós em entrevistas, além daqueles seis (13,6%) em que sua presença foi registrada, também estão incluídos três (6,8%) em que foi relatada a extinção local destes animais (Apêndices C, I, J e K). Para as restantes 35 (79,5%) localidades vistoriadas para as quais não houve quaisquer indicações ou registros de ocorrência, seis (17,1%) tem área estimada em mais de 100 ha e as outras 29 (82,6%), com área inferior, foram vistoriadas por oportunidade em campo e visando

cobrir a área de estudo (Apêndices F, I, J e K). Para duas localidades com ocorrência de guigós registrada no presente estudo e 46 com registro realizado exclusivamente por outros estudos não foi relatada a ocorrência destes primatas durante as entrevistas (Apêndices A e B).

A ocorrência de guigós foi registrada em um total de 49 localidades *in situ* durante o presente estudo, sendo 30 com registros exclusivos deste trabalho (Tabela III.5; Figuras III.8 e III.9; Apêndices A, H, I, J e K). Foram observados diretamente 31 indivíduos vivos em vida livre em 13 diferentes fragmentos e um total de 74 grupos foi registrado, tanto por observação direta, quanto por resposta ao *playback*, nenhum com mais de quatro indivíduos (Apêndice A). Também foram compiladas informações durante o acompanhamento de casos de indivíduos de *Callicebus* sp. capturados, caçados ou atropelados dentro da área de estudo, num total de cinco ocorrências (Apêndice G).

A maioria (71,4%) das confirmações da presença de guigós *in situ* no presente estudo foi obtida exclusivamente pelo registro de vocalizações (Tabela III.5), praticamente todas em resposta ao *playback*, sendo possível registrar mais de um grupo em 17 (34,7%) dos sítios (Apêndice A). Mesmo para os registros por observação direta, a primeira forma de detecção da presença de guigós foi por meio de vocalizações. Isto, juntamente com os resultados de Rocha (2011) que obteve resposta a 78,4% das 342 sessões de *playback* executadas em recente estudo no Refúgio de Vida Silvestre da Mata do Junco (localidade Nº 4 nos Apêndices), Sergipe, demonstra tratar-se, esta técnica, de importante ferramenta para estes levantamentos. Além disso, os registros por *playback* estão distribuídos entre todas as classes de tamanho de fragmento (ver Capítulo 3), evidenciando a eficácia deste método na detectabilidade de guigós.

Por outro lado, para 11 (22,4%) dos 49 fragmentos com registro de guigós obtido durante o presente estudo, o mesmo só foi possível com mais de uma vistoria (Apêndice A), indicando que a ausência de resposta ao *playback* ou da obtenção de outros indícios de presença não podem ser interpretados diretamente como sendo evidências da ausência destes animais em determinada localidade. Além disso, a ampla maioria (87,8%) das localidades com ocorrência relatada, mas não confirmada refere-se a fragmentos com até 100 ha, indicando que deve existir uma série de outras populações esparsas em pequenos fragmentos e ainda não registrada diretamente.

III.3.2. Zoogeografia

Obteve-se registros de *Callicebus* na Mata Atlântica e na Caatinga, em oito diferentes tipos de vegetação (Figura III.10), em áreas com precipitação média anual entre 600 e 1.900

mm (Figura III.11) e elevação entre 27 e 460 m (Figura III.12). Na sobreposição das localidades analisadas no presente estudo ao mapa de tipos de vegetação do IBGE (2004), 14 localidades ficam classificadas como estando em Massa d'Água, com um evidente problema de categorização (Figura III.10). Isto pode decorrer da imprecisão na coleta das coordenadas geográficas, da incompatibilidade de escalas entre os arquivos utilizados ou mesmo de variações espaço-temporais. Entretanto, por não terem sido coletados dados para caracterização fitofisionômica dos fragmentos florestais, optou-se por não recategorizar os tipos de vegetação indicados por essa análise para o presente estudo, ficando pendente a necessidade de um futuro refinamento desta informação.

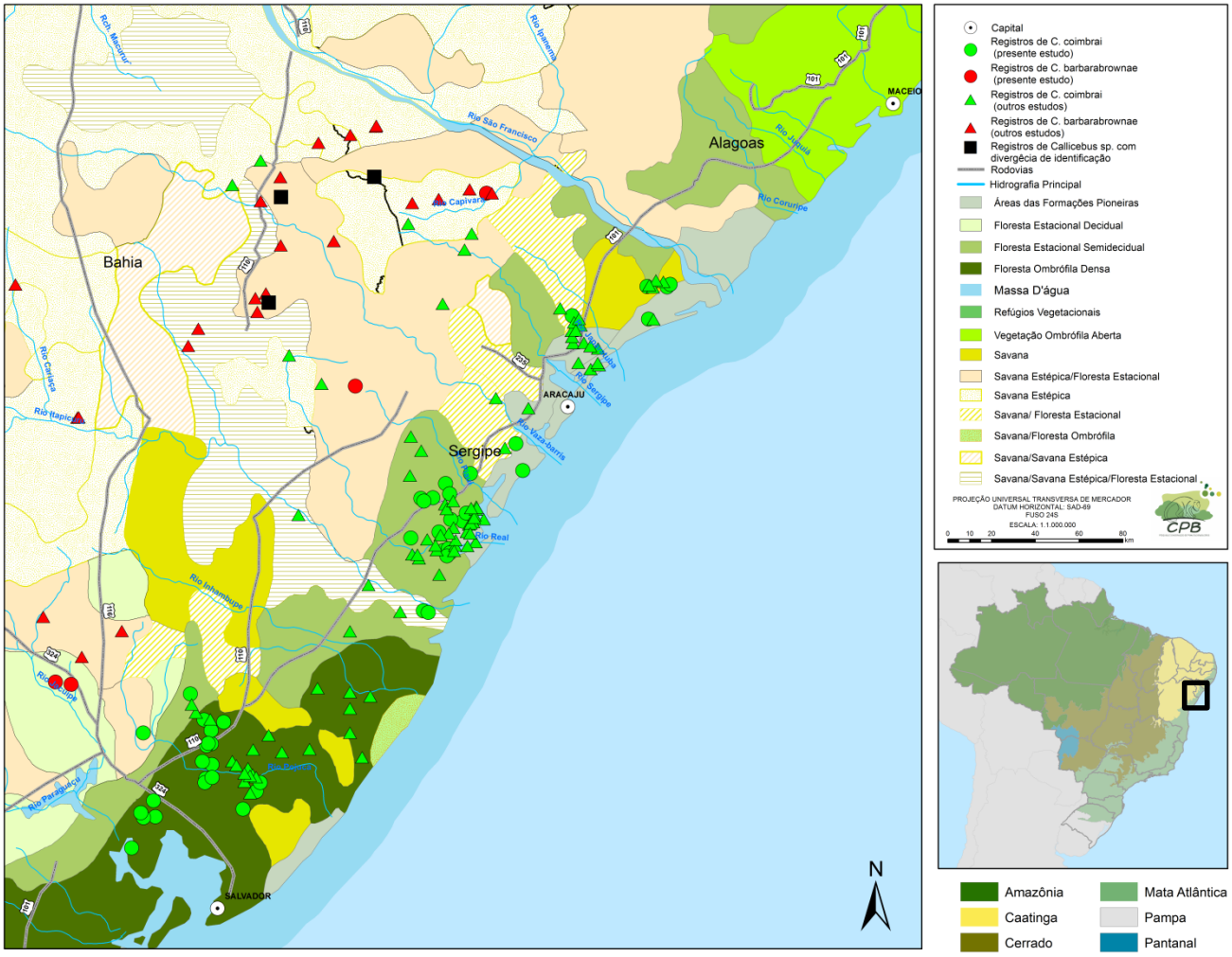


Figura III.10. Sobreposição das localidades com registro de ocorrência de *Callicebus* sp. na área de estudo e adjacências aos tipos de vegetação (IBGE, 2004). Registros de outros estudos estão com a identificação taxonômica indicada nos mesmos.

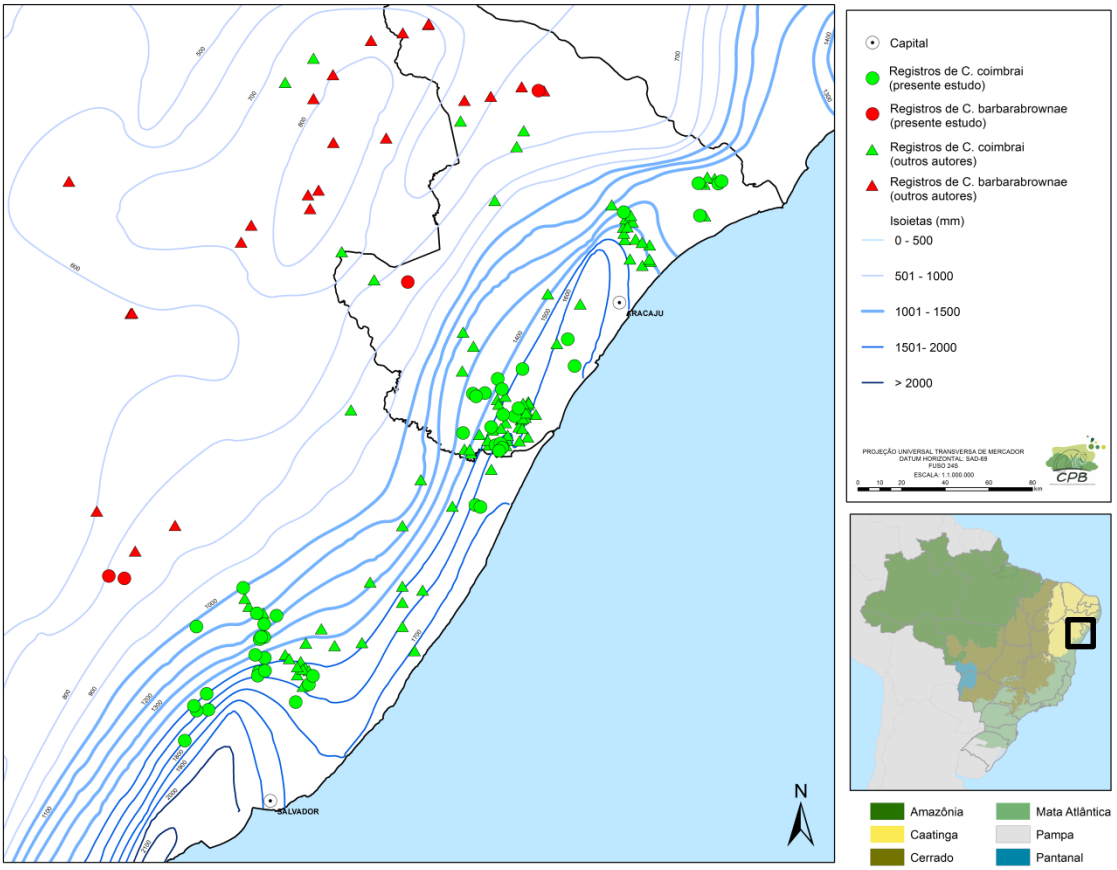


Figura III.11. Sobreposição das localidades com registro de ocorrência de *Callicebus* sp. ao longo da área de estudo e adjacências às isoietas de pluviosidade média anual. Registros de outros estudos estão com a identificação taxonômica indicada nos mesmos.

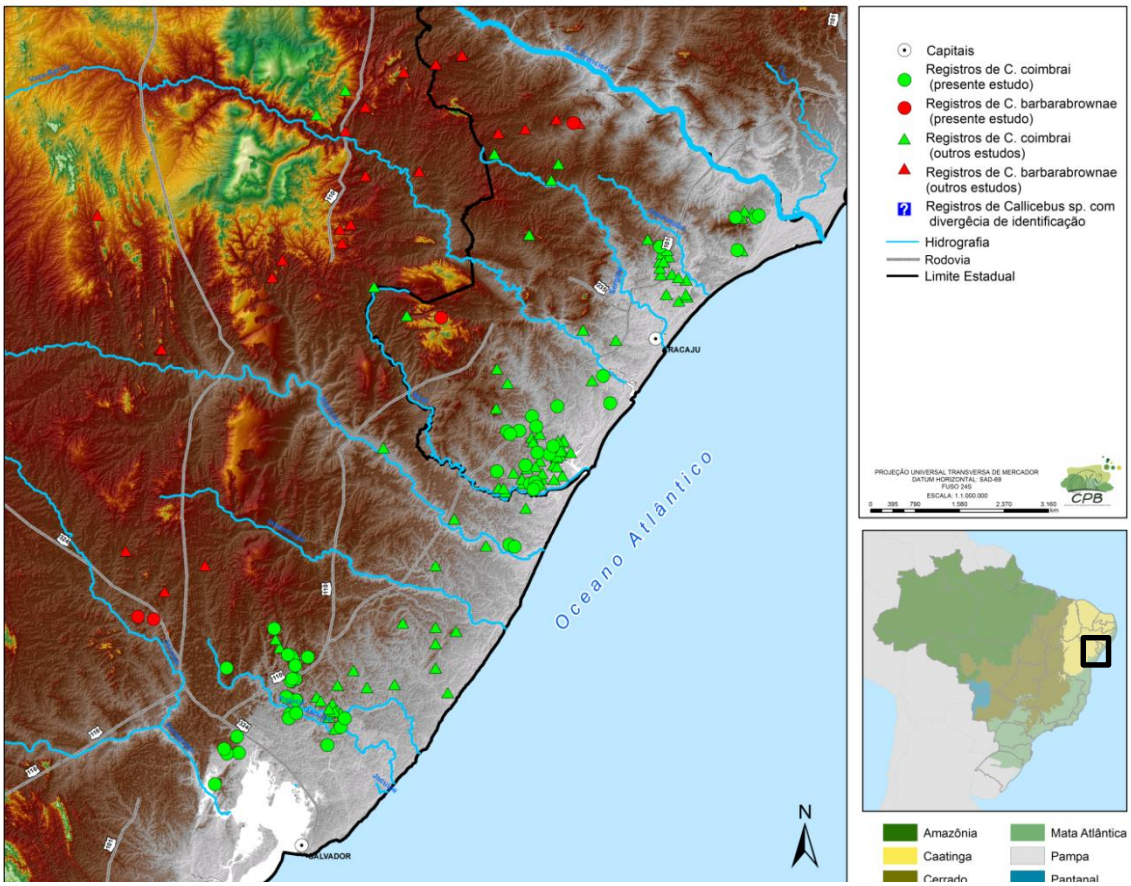


Figura III.12. Sobreposição das localidades com registro de ocorrência de *Callicebus* sp. ao longo da área de estudo e adjacências ao relevo. Registros de outros estudos estão com a identificação taxonômica indicada nos mesmos.

Apesar de na maioria dos 13 registros por observação direta os animais terem sido avistados por poucos segundos, identificou-se as costeletas e porção posterior da nuca mais claras, características de *C. coimbrai*, em 12 destes sítios, todos dentro dos limites da Mata Atlântica. Segundo classificação do IBGE (2004), seis destas localidades têm vegetação do tipo Floresta Estacional Semidecídua (Nos 8, 22, 35, 38, 46 e 48), duas de Floresta Ombrófila Densa (Nos 19 e 21), duas de Formações Pioneiras (Nos 13 e 31), uma de Savana (No 34) e outra em contato Savana/Savana Estépica/Floresta Estacional (No 49). O outro registro por observação direta foi obtido próximo aos limites da Mata Atlântica com a Caatinga, em localidade com vegetação do tipo Floresta Estacional Decidual (No 36), por meio de uma rápida visualização de um indivíduo com padrão de coloração mais claro e sem costeletas contrastantes, identificado como *C. barbarabrownae*.

Estes registros foram considerados em conjunto com aqueles de observações diretas e coletas de espécimes de outros estudos sobre *C. barbarabrownae* e *C. coimbrai*, especialmente dentro da área de estudo e adjacências, visando parametrizar a identificação taxonômica dos registros obtidos exclusivamente por meio de vocalizações. As 27 localidades em que *C. coimbrai* foi observado diretamente ou coletado estão situadas exclusivamente dentro dos limites da Mata Atlântica. Para *C. barbarabrownae*, 35 das 36 localidades em que foi coletado ou observado diretamente, incluindo sítios fora da área de estudo e adjacências (Hershkovitz, 1990; Marinho-Filho & Veríssimo, 1997; Printes, 2007), estão situadas na Caatinga. A única exceção foi o registro obtido pelo presente estudo na Serra da Baixa Fria (No 36), em uma área de Floresta Estacional Decidual na Mata Atlântica, mas muito próxima aos limites com a Caatinga.

Para esta finalidade, também foram considerados os tipos de vegetação das localidades com registros de observações diretas ou coletas de *C. coimbrai* e *C. barbarabrownae* dentro da área de estudo e adjacências. Para *C. coimbrai*, nove destas localidades estão situadas em Floresta Estacional Semidecídua (Nos 71, 80 e 116, além das do presente estudo), quatro em Floresta Ombrófila Densa (Nos 76 e 107, além das do presente estudo), quatro em Savana (Nos 41, 57 e 79, além da do presente estudo), três em contato Savana/Floresta Estacional (Nos 4, 93 e 128), duas Formações Pioneiras (obtidas no presente estudo), três em contato Savana/Savana Estépica/Floresta Estacional (No 110, além das do presente estudo) e duas em Massa d'Água (Nos 52 e 63), sendo os cinco primeiros tipos vegetacionais exclusivos para esta espécie. Para *C. barbarabrownae*, oito destas localidades estão situadas em contato Savana Estépica/Floresta Estacional (Nos 70, 98, 113, 248, 249, 255, 256 e 265), sete em Savana Estépica (Nos 23, 68, 142, 144, 260, 264 e 267), uma em Floresta Estacional Decidual

(obtida no presente estudo) e três em contato Savana/Savana Estépica/Floresta Estacional (Nos 251, 257 e 261), sendo os três primeiros tipos de vegetação exclusivos para esta espécie.

Dos 31 registros de *Callicebus* obtidos exclusivamente por vocalizações no presente estudo, em localidades sem observações diretas anteriores, 29 estão dentro dos limites da Mata Atlântica e dois na Caatinga. Das localidades na Mata Atlântica, 17 estão em áreas de Floresta Ombrófila Densa (Nos 1, 3, 5, 6, 7, 16, 17, 18, 24, 25, 26, 28, 29, 30, 42, 43 e 45), 10 em Floresta Estacional Semidecídua (Nos 10, 11, 27, 32, 37, 39, 40, 44 e 47) e uma em contato Savana/Savana Estépica/Floresta Estacional (Nº 12). Por sua localização e tipo vegetacional relativo aos registros por observações diretas e coletas estima-se que *C. coimbrai* seja a espécie presente nestas localidades.

O último destes registros por vocalização na Mata Atlântica está situado em área de Floresta Estacional Decidual (Nº 33), próximo aos limites com a Caatinga, ao registro por observação direta obtido na Serra da Baixa Fria (Nº 36) e, inclusive, à localidade tipo de *C. barbarabrownae* (Nº 113), inferindo-se, portanto, a provável presença desta espécie. Os dois registros por vocalizações obtidos na Caatinga estão situados em Savana Estépica/Floresta Estacional. Por sua posição e tipo vegetacional relativo aos registros por observações diretas, estima-se que um destes, na Serra da Vargem (Nº 15), refira-se a *C. barbarabrownae*.

Por estes critérios, também poder-se-ia inferir a presença desta espécie na Mata do Mangalô (Nº 14), já que está na Caatinga, mas muito próxima ao limite com a Mata Atlântica, e em um tipo de vegetação exclusivo para *C. barbarabrownae*. Entretanto, há duas localidades próximas com relatos de extinções locais, sendo uma (Nº 154) com as mesmas características e outra (Nº 159) situada em área de Floresta Ombrófila Densa, já na Mata Atlântica, mas quase sobre o limite entre os biomas. Assim, a identificação taxonômica para três pontos é considerada mais problemática, já que estão praticamente equidistantes de registros por observação direta de cada espécie – Serra da Baixa Fria (Nº 36) a cerca de 40 km a noroeste e Fazenda Engenho Velho (Nº 21) a aproximadamente 30 km a nordeste – e em função dos padrões de distribuição com relação aos dados pluviométricos (ver abaixo).

A mesma lógica foi aplicada para inferir a identificação taxonômica dos registros de *Callicebus* obtidos por outros pesquisadores dentro da área de estudo e adjacências. Sousa *et al*. (2008) não informaram como foram obtidos os registros de *Callicebus*, indicando a presença de *C. coimbrai* em todas a localidades, inclusive em nove situadas na Caatinga, sendo quatro em Savana Estépica (Nos 74, 84, 139 e 264) e cinco em contato Savana Estépica/Floresta Estacional (Nos 58, 73, 94, 256 e 265). Printes (2007) também indicou a ocorrência de *C. coimbrai* em uma destas áreas registradas por Sousa *et al*. (2008), a Fazenda Venturosa (Nº 74), dentro dos limites da Caatinga com vegetação do tipo Savana Estépica,

mas detectou esta presença exclusivamente por meio de vocalizações. Em contrapartida, Printes (2007) observou diretamente os guigós, identificando *C. barbarabrownae*, em três das localidades (N^{os} 256, 264 e 265) registradas por Sousa *et al*. (2008). Em outras sete localidades próximas na Caatinga foi identificada a presença de *C. barbarabrownae* por observação direta, sendo três em vegetação de Savana Estépica (N^{os} 68, 142 e 260), três em contato Savana Estépica/Floresta Estacional (N^{os} 248, 249 e 255) e uma em contato Savana/Savana Estépica/Floresta Estacional (N^{o} 257). Assim, aplicando o presente critério, infere-se que nestas localidades seja provável a ocorrência de *C. barbarabrownae*. Para as demais localidades com registro de *Callicebus* dentro da área de estudo e adjacências não foram encontradas divergências entre a identificação taxonômica informada e aquela inferida conforme os critérios de bioma e tipo de vegetação.

Analisando a distribuição dos registros por observações diretas com relação à pluviosidade, todos os sítios em que *C. coimbrai* foi identificado situam-se em áreas com pluviosidade média anual de 1.000 mm ou mais (Figura III.11). Já as localidades com observações diretas de *C. barbarabrownae* estão todas localizadas em regiões com pluviosidade média anual abaixo de 1.000 mm. Assim, infere-se que este seja outro parâmetro ambiental determinante dos limites de distribuição entre estas espécies, certamente correlacionado com os tipos vegetacionais (ver Capítulo 2).

Aplicando este critério aos demais registros de *Callicebus* dentro da área de estudo, é possível estimar, de modo geral, as mesmas delimitações taxonômicas obtidas pelo critério de tipos vegetacionais. Assim, um conjunto de localidades para as quais foi indicada a ocorrência de *C. coimbrai* na Caatinga, devem, de fato, abrigar *C. barbarabrownae*. Por este critério, a identificação da espécie presente na Mata do Mangalô (N^{o} 14) poderia ser considerada como *C. coimbrai*, já que se situa entre as isoietas de 1.000 e 1.100 mm. Entretanto, em função de estar dentro dos limites da Caatinga e em tipo de vegetação onde foram observados diretamente exclusivamente indivíduos de *C. barbarabrownae*, a identificação da espécie presente nesta localidade permanece problemática, assim como o das duas localidades próximas com extinção local relatada.

Com relação à altitude, a maioria das observações diretas e todas as coletas de *C. coimbrai* se concentram em áreas com até 200 m de altitude, com apenas um destes registros em uma altitude maior, mas não ultrapassando 300 m (Figura III.12). Já para *C. barbarabrownae*, as localidades se concentram em altitudes acima de 300 m, apesar de alguns registros serem abaixo desta cota. Assim, esta variável ambiental também deve ter um papel na delimitação das distribuições destas espécies, apesar de não parecer ser tão determinante quanto os tipos de vegetação e a pluviosidade.

Um indivíduo observado em cativeiro em Nossa Senhora da Glória apresentava padrão de coloração da pelagem característica de *C. coimbrai* (Printes 2007). Entretanto, apesar do histórico obtido com o informante que detinha este animal indicar que o mesmo tenha sido capturado nas proximidades daquela localidade, não foi possível confirmar a presença de outros indivíduos com o mesmo padrão em vida livre naquela região. Esta área está dentro dos limites da Caatinga, com pluviosidade abaixo de 800 mm, características aparentemente relacionadas a *C. barbarabrownae* conforme as presentes análises.

Para o relato de extinção local obtido na Mata da Serra Redonda (Nº 172), o critério de bioma e tipo de vegetação indica a presença de *C. coimbrai*, já que está localizada na Mata Atlântica em vegetação de contato Savana/Floresta Estacional. Por outro lado, o critério de pluviosidade indica a ocorrência de *C. barbarabrownae*, já que está situada em área com menos de 1.000 mm de precipitação anual média. Adicionalmente, esta localidade está muito próxima à Mata da Serra Preta (Nº 94), já na Caatinga, em área de contato savana Estépica/Floresta Estacional e com pluviosidade anual média abaixo de 900 mm, características exclusivas para *C. barbarabrownae* nos registros por observação direta e coletas. Nesta localidade, Sousa (2003) e Sousa *et al*. (2008) indicaram a presença de *C. coimbrai*, sem informar, no entanto, o método de identificação da espécie. Estas duas serras praticamente se conectam, assim como seus remanescentes florestais, que não chegam a distar 1 km, com fragmentos intermediários nas partes baixas.

Considerando os sítios em que *C. coimbrai* e *C. barbarabrownae* foram observados diretamente ou coletados juntamente com as localidades com identificação taxonômica inferida pela distribuição proposta, evidencia-se uma lacuna que varia de 30 a 70 km de largura, aproximadamente, entre estes conjuntos de populações. A largura desta faixa de lacuna pode cair para cerca de 20 km em alguns pontos, dependendo da identificação taxonômica inferida para as localidades com relatos não confirmados de ocorrência, mas, principalmente, das localidades com extinções locais reportadas. As duas principais zonas de aproximação estão a noroeste do recôncavo baiano e no sudoeste de Sergipe.

Nas vistorias realizadas dentro desta faixa não foram obtidos quaisquer indícios da presença de guigós. Além disso, nas entrevistas ao longo dessa faixa foram frequentes os informantes que não conheciam e nunca tinham ouvido falar de guigós, ou aqueles que os conheciam de outros lugares, mas que nunca registraram nem souberam por terceiros da presença destes primatas naquela região. Em algumas destas entrevistas, um informante com mais de 60 anos afirmou categoricamente que "*só tem guigó nas matas da praia ou pros lados do sertão*".

Complementarmente, não foram obtidos registros ou relatos de ocorrência de guigós a norte do rio São Francisco e a sul do Paraguaçu. Em nenhuma das localidades visitadas nestas regiões os guigós eram conhecidos, nem mesmo seu nome popular. Isto indica que esses rios representem barreiras efetiva à dispersão de *Callicebus*, delimitando a distribuição de *Callicebus coimbrai* ao norte e ao sul, respectivamente. Assim, é possível inferir que estes rios e o Oceano Atlântico delimitem a distribuição geográfica de *C. coimbrai* concomitantemente com o conjunto de barreiras ecológicas identificadas: a transição entre os biomas Mata Atlântica e Caatinga; a ausência de tipos de vegetação como Floresta Ombrófila Densa e Floresta Estacional Semidecídua; e as pluviosidades abaixo de 1.000 mm/ano.

Com esta distribuição, a extensão de ocorrência de *C. coimbrai* estaria em torno de 30.000 km². O registro mais setentrional de *C. coimbrai* está situado na Mata da Maresia (Nº 80; 10°24'S, 36°43'W) e o mais oriental na Fazenda Aiumas/Mata da Estiva (Nº 31; 10°25'S, 36°40'W), ambos no leste de Sergipe. Os extremos meridional e ocidental coincidem no recôncavo baiano, justamente no maior fragmento florestal com ocorrência atual da espécie, a Serra de São Francisco (Nº 1; 12°43'S, 38°52'W).

Dentro destes limites, a maioria dos fragmentos com ocorrência registrada (61,6%, Tabela III.6) e daqueles com relato de presença não confirmada (75,0%, Tabela III.7) estão concentrados em Florestas Ombrófila Densa e Estacional Semidecídua. Não houve qualquer evidência ou relato da presença atual ou histórica de guigós em áreas de manguezais ou restingas.

Tabela III.6. Número de fragmentos com ocorrência confirmada de guigós dentro dos limites inferidos para *Callicebus coimbrai* por tamanho de fragmento e tipo de vegetação.[1]

Tamanho de fragmento (ha)[2]	**Tipo de Vegetação[3]**							
	D	**F**	**S**	**P**	**SN**	**STN**	**MA**	**Total**
Até 100	17 (8)	28 (11)	4 (2)	5 (1)	7 (0)	14 (1)	6 (0)	**81 (23)**
> 100	22 (11)	10 (5)	1 (0)	1 (1)	3 (2)	4 (2)	3 (0)	**44 (21)**
Total	**39 (19)**	**38 (16)**	**5 (2)**	**6 (2)**	**10 (2)**	**18 (3)**	**9 (0)**	**125 (44)**

[1]Seguindo a identificação taxonômica a partir da distribuição geográfica inferida no presente estudo. Números entre parênteses referem-se aos registros obtidos no presente estudo. [2]Considerando apenas as estimativas de tamanho de fragmento obtidas no presente estudo. [3]D = Floresta Ombrófila Densa, F = Floresta Estacional Semidecídua, S = Savana, P = Formações Pioneiras, SN = Contato Savana/Floresta Estacional, STN = Savana/Savana Estépica/Floresta Estacional, MA = Massa d'Água.

Tabela III.7. Número de fragmentos com relato de ocorrência não confirmada de *Callicebus* sp. dentro dos limites inferidos para *C. coimbrai* obtidos no presente estudo por tamanho de fragmento e tipo de vegetação, para localidades dentro da distribuição inferida para *C. coimbrai*.[1]

Tamanho de fragmento (ha)[2]	**Tipo de Vegetação[3]**						
	D	**F**	**S**	**P**	**SN**	**STN**	**Total**
Até 100	13	27	4	2	6	2	**54**
> 100	3	2	-	1	-	-	**6**
Total	**16**	**29**	**4**	**3**	**6**	**2**	**60**

[1]Seguindo a identificação taxonômica a partir do conjunto de critérios analisados no presente estudo. [2]Considerando apenas as estimativas de tamanho de fragmento obtidas no presente estudo. [3]D = Floresta Ombrófila Densa, F = Floresta Estacional Semidecídua, S = Savana, P = Formações Pioneiras, SN = Contato Savana/Floresta Estacional, STN = Savana/Savana Estépica/Floresta Estacional.

III.4. Discussão

Os resultados obtidos corroboram o rio São Francisco como limite norte da distribuição de *C. coimbrai* e o rio Paraguaçu como delimitante a sul, enquanto não restavam dúvidas quanto ao Oceano Atlântico como borda oriental dessa distribuição, conforme previamente proposto (Printes *et al*., 2013). Quanto ao limite mais duvidoso para a distribuição desta espécie, o ocidental, os resultados indicam uma lacuna separando dois conjuntos de populações de *Callicebus* ao longo da área de estudo, que varia entre 30 e 70 km de largura, correspondendo aproximadamente à chamada zona de Agreste. Em recentes levantamentos de *Callicebus* no baixo São Francisco sergipano (Beltrão-Mendes, 2010; Santos Jr., 2010) também foi identificada uma lacuna entre as populações que habitam a Mata Atlântica e aquelas que ocupam a Caatinga. Praticamente restritos a estes biomas, esses conjuntos de populações parecem corresponder ao que atualmente é reconhecido como dois táxons, respectivamente, *C. coimbrai* e *C. barbarabrownae*. Apesar do reconhecimento em campo ser complexo, tanto pelo comportamento críptico que dificulta avistamentos detalhados destes animais, quanto pelas variações no padrão de pelagem já identificadas (Printes, 2007; Sousa *et al*., 2008; obs. pess.), esta inferência encontra suporte nos registros por observações diretas e espécimes coletados dessas espécies.

A análise da distribuição desses registros e dos relatos de ocorrência não confirmados e de extinções locais, em sobreposição aos tipos de vegetação e à pluviosidade, indicam que estas sejam variáveis ambientais correlacionadas que reunidas delimitam essas espécies de *Callicebus*, com um papel complementar para o relevo. Assumindo esta inferência, a distribuição atual de *C. coimbrai* estaria praticamente delineada pela isoieta de 1.000 mm, com uma clara preferência de habitat por ambientes de Floresta Ombrófila Densa e Floresta Estacional Semidecídua, e praticamente restrita a altitudes de até 200 m. Estes resultados, juntamente com aqueles da distribuição potencial modelada para estas espécies (Capítulo 2), reforçam o previamente proposto quanto à existência de uma barreira ecológica entre as distribuições destas espécies (Jerusalinsky *et al*., 2006; Printes *et al*., 2013).

Neste caso, parece provável que uma série de registros de *Callicebus* em localidades na Caatinga indicadas em estudos anteriores como sendo de *C. coimbrai* (Jerusalinsky *et al*., 2006; Printes, 2007; Sousa *et al*., 2008), sejam, de fato sítios com ocorrência de *C. barbarabrownae*. Reforça esta inferência o fato de Printes (2007) ter identificado *C. barbarabrownae* em três localidades que Sousa *et al*. (2008) atribuíram a *C. coimbrai*. Além disso, a maioria dessas áreas em que foi indicada a presença de *C. coimbrai* na Caatinga foram reportadas por Sousa *et al*. (2008), que não informaram o tipo de registro.

Os distintos contextos ambientais podem influenciar a distribuição das espécies de várias maneiras, como na restrição de recursos alimentares ou exigências fisiológicas diferenciadas. Assim, podem atuar como barreiras ecológicas para as espécies de acordo com suas adaptações a uma limitada amplitude de condições ambientais, que, de certa forma, as tornam prisioneiras de sua própria história evolutiva em termos de distribuição geográfica (Cox & Moore, 2005).

Barreiras ecológicas entre a Mata Atlântica e ambientes mais secos também demarcam a distribuição de outros primatas. No próprio grupo *Personatus*, por exemplo, *C. melanochir* também ocupa ambientes de Mata Atlântica a leste da distribuição meridional de *C. barbarabrownae*, ainda restrita à Caatinga (Printes *et al*., 2013). O mesmo pode ser observado para um gênero de maior porte, como *Sapajus*, para o qual *S. flavius* parece ser restrito à Mata Atlântica, enquanto *S. libidinosus* habita a Caatinga (Silva, 2010). Para um gênero de menor porte, *Callithrix,* esta situação também pode ser verificada entre *C. penicillata*, com presença na Caatinga e no Cerrado, com relação a *C. geoffroyi* e *C. kuhlli*, endêmicos à Mata Atlântica (Hirsch *et al*., 2002).

Os resultados apontam que os pontos de registro destes conjuntos de populações estão mais próximos em algumas regiões, indicando potenciais zonas de contato, atuais ou pretéritas, entre as duas espécies. Dentre estas, destacam-se as regiões a noroeste do

Recôncavo Baiano, especialmente na bacia do rio Jacuípe e nascentes do rio Pojuca, e a sudoeste de Sergipe, entre os rios Real e Piauí e nas serras da Vargem e dos Macacos. Neste contexto, são relevantes as extensas análises de documentos históricos conduzidas por Coimbra-Filho & Câmara (1996), concluindo que matas ciliares acompanhavam todos os caudais que desembocam no oceano Atlântico, penetrando intracontinentalmente com elementos das florestas pluviais costeiras em amplas faixas de intensidade de precipitações anuais até unir-se às caatingas. Afirmam, ainda, que essas matas ciliares devem ter tido um papel particularmente importante na conexão florestal entre as formações costeiras e as matas pluviais orográficas que revestiam mais amplamente as encostas das serras no interior do Nordeste. Assim, considerando que as populações de *C. coimbrai* estão atualmente restritas à zona costeira em altitudes de até 200 m, em contraste com as de *C. barbarabrownae*, é provável que zonas de contatos entre estas duas espécies tenham sido mais numerosas e contínuas quando associadas a esses corredores ripários. Aquele estudo sugere, ainda, que o estabelecimento da pecuária bovina extensiva nas margens dos rios foi o mais importante fator de degradação ecológica e ambiental em todo o Nordeste, o que, infere-se, teria contribuído de forma decisiva para descaracterizar estas potenciais zonas de contato entre as espécies em questão.

As distribuições potenciais disjuntas ou tangenciais entre *C. coimbrai* e *C. barbarabrownae* (ver Capítulo 2) reforçam as inferidas no presente capítulo, sugerindo um padrão atual aparentemente parapátrico para estas espécies. Isto seria compatível com um processo de diferenciação e potencial especiação alopátrica decorrente de vicariância relacionada aos refúgios florestais do Pleistoceno (Kinzey, 1982), com posteriores aproximações vinculadas à hidrografia e ao relevo. Diferenciações no padrão de coloração da pelagem, como as descritas para *Callicebus* em geral (van Roosmalen *et al*., 2002) e para estas espécies em particular (Hershkovitz, 1990; Kobayashi & Langguth, 1999), podem ter limitado o reconhecimento específico entre indivíduos, atuando como uma barreira pré-copulatória em um contato secundário. Entretanto, os polimorfismos intrapopulacional e intraespecífico já descritos nesta característica (Printes, 2007; Sousa *et al*., 2008; obs. pess.) e, a partir disso, as dúvidas persistentes sobre padrões claramente diferenciados entre estas espécies, geram incerteza quanto à existência e efetividade desta potencial barreira. Outra potencial barreira ao contato secundário, esta pós-copulatória e considerada plausível de acordo com o descrito para *Callicebus* em geral e particularmente para o grupo *Personatus* (Printes *et al*., 2013), refere-se às variações cariotípicas. Rearranjos fixados nas distintas espécies – ou conjuntos de populações – podem ocasionar desbalanços cromossômicos no desenvolvimento dos indivíduos, levando a uma instabilidade das populações híbridas.

A observação de um indivíduo cativo com padrão de coloração típico de *C. coimbrai* (Printes, 2007) na Caatinga indica que, apesar de raro nesses hábitats, é possível que a distribuição geográfica de *C. coimbrai* se estenda – ou se estendesse – mais a oeste do que originalmente suposto e do que aqui proposto. Isto poderia decorrer de alterações na paisagem, como o potencial processo de "catinguização" antropogênica sugerido por Coimbra-Filho & Câmara (1996). Assim, esta ocorrência poderia representar um raro testemunho de uma zona de contato outrora mais contínua, vinculada às matas ciliares do rio Sergipe, ou um representante relictual de uma distribuição pretérita mais extensa e atualmente retraída em função das extensivas alterações na paisagem. Desta forma, a devastação das florestas pode ter levado a alterações substanciais na paisagem e, consequentemente, na distribuição das espécies (Coimbra-Filho & Câmara, 1996; Dean, 1996).

Com isso, não pode ser descartada a hipótese de uma distribuição pretérita mais contínua ao longo do agreste, inclusive com uma clina entre o que atualmente são reconhecidas como duas espécies, *C. barbarabrownae* e *C. coimbrai*. As variações registradas no padrão de coloração da pelagem desses guigós (Hershkovitz, 1990; Kobayashi & Langguth, 1999; Printes, 2007; Sousa *et al*., 2008) podem ser um testemunho incompleto dessa potencial clina, atualmente descaracterizada pela destruição de habitats intermediários. Ainda assim, Ab'Saber (2003), apesar de caracterizar o Agreste como faixa de transição e contato, afirma que "*Em sua margem ocidental, as matas atlânticas do Nordeste fazem contato sinuoso, porém radical, com as caatingas arbóreas*", sugerindo a possibilidade de uma borda abrupta entre a distribuição destas espécies.

Por outro lado, há questionamentos sobre a importância relativa da coloração da pelagem para a interpretação de diferenciação em nível de espécie em algumas situações (Ferrari, 2012), como poderia ser para o caso em questão. Tudo isto aponta para a necessidade de levantamentos populacionais ainda mais refinados nestas regiões, além dos essenciais estudos genéticos, morfológicos e ecológicos sobre estas populações, visando caracterizá-las pertinentemente para orientar medidas de manejo adequadas à preservação da história evolutiva ali presente.

Com a observação desses diferentes contextos ambientais que potencialmente constituem uma barreira ecológica entre as populações de *Callicebus* sp. nessa região, é pertinente inferir que existam adaptações fisiológicas específicas nestes conjuntos de populações. Essas adaptações podem estar relacionadas, por exemplo, ao consumo de determinados recursos ou à termoregulação, que certamente apresentam exigências diferentes em ambientes tão distintos quanto os associados à Mata Atlântica e à Caatinga.

Complementarmente, diferentes respostas ecológicas de *Callicebus* aos ambientes diversos desses biomas já foram observadas. Enquanto em duas localidades na Mata Atlântica de Sergipe (N^{os} 2 e 4) foram registradas densidades populacionais de 0,126 ind./ha (Chagas & Ferrari, 2011) e 0,287 ind./ha (Rocha, 2011), por exemplo, em um fragmento de Caatinga no noroeste desse estado (Nº 23) foi registrada a menor densidade encontrada para todo o grupo *Personatus*, e uma das menores para *Callicebus*: < 0,05 ind./ha (Freitas *et al*., 2011). Entretanto, a informação relativa a *C. barbarabrownae* refere-se a apenas uma localidade na Caatinga, que pode não ser típica para a espécie, inclusive tendo em vista a variação encontrada entre as duas densidades estimadas para *C. coimbrai* na Mata Atlântica, que pode estar influenciada, entre outras coisas, pela presença de *S. xanthosternos* (presente na Trapsa e ausente na Mata do Junco), cuja distribuição geográfica se sobrepõe à destes dois guigós.

Ainda assim, independentemente da existência, origem e efetividade de uma barreira, parece haver contextos e relações ecológicas peculiares aos *Callicebus* que habitam cada bioma, e mesmo entre regiões diferentes do mesmo bioma. Considerando, ainda, que não restam dúvidas quanto ao grau de ameaça dessas populações nesses distintos ambientes, ressalta-se a necessidade de estratégias específicas de conservação visando manter testemunhos dos diversos processos ecológico-evolutivos em que os *Callicebus* dessa região estão envolvidos.

III. Referências bibliográficas

AB'SABER, A. N. 2003. **Os Domínios de natureza no Brasil – potencialidades paisagísticas**. Ateliê Editorial, São Paulo, Brasil. 159p.

BELTRÃO-MENDES, R. 2010. **Caracterização da estrutura de hábitat ao longo de um gradiente ambiental e análise de sua influência na distribuição das espécies ameaçadas de guigós (*Callicebus* spp.) no nordeste brasileiro.** Dissertação de mestrado. PPG Ecologia e Conservação, UFS. 90p.

CHAGAS, R. R. D.; FERRARI, S. F. 2011. Population parameters of the endangered titi monkey, *Callicebus coimbrai* Kobayashi and Langguth, 1999, in the fragmented landscape of southern Sergipe, Brazil. **Braz. J. Biol. 71(3)**: 569-575

COIMBRA-FILHO, A. F.; CÂMARA, I. G. 1996. **Os limites originais do bioma mata atlântica na região nordeste do Brasil**. Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza, Brasil. 86p.

COX, C. B.; MOORE, P. D. 2005. **Biogeography: an ecological and evolutionary approach**. Blackwell Publishing, Inglaterra. 428p.

DAVIS, A.; WAGNER, J. R. 2003. Who knows? On the importance of identifying "experts" when researching Local Ecological Knowledge. **Human Ecology 31(3)**: 463–489.

DEAN, W. 1996. **A ferro e fogo – a história da devastação da Mata Atlântica brasileira**. Ed. Companhia das Letras, São Paulo. 484p.

FERRARI, S. F. 2012. Functional variation in pelage coloration: a missing piece in the jigsaw of Platyrrhine systematics? **XXIV Congress of The Internacional Primatological Society. IPS**. p.: 122-123.

FERRARI, S. F; SANTOS JR., E. M.; FREITAS, E. B.; FONTES, I. P.; SOUZA-ALVES, J. P.; JERUSALINSKY, L.; BELTRÃO-MENDES, R.; CHAGAS, R. R. D. No prelo. Living on the Edge: Habitat Fragmentation at the Interface of the Semi-Arid Zone in the Brazilian Northeast. In: Marsh, L. E. (Ed.). **Primates in Fragments – Complexity and Resilience, Vol. 2.** Kluwer Academic/Plenum Publishers, Estados Unidos.

FREITAS, E. B.; DE-CARVALHO, C. B.; FERRARI, S. F. 2011. Abundance of *Callicebus barbarabrownae* (Hershkovitz 1990), (Primates: Pitheciidae) and other nonvolant mammals in a fragment of arboreal Caatinga in northeastern Brazil. **Mammalia 75: 339–343.**

HERSHKOVITZ, P. 1990. Titis, New World monkeys of the genus *Callicebus* (Cebidae, Platyrrhini): A preliminary taxonomic review. **Fieldiana Zoology 55**: 1-109

HIRSCH, A.; DIAS, L. V.; MARTINS, L. O.; CAMPOS, R. F.; LANDAU, E. C.; RESENDE, N. A. T. 2002. BDGEOPRIM – Database of Geo-Referenced Localities of Neotropical Primates. **Neotropical Primates 10(2)**: 79-84.

IBGE. 2004. Mapa de vegetação do Brasil. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Brasil. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br>. Acessado em: 10 de setembro de 2007.

JERUSALINSKY, L. 2007. Entrevistas como método auxiliar para definição de distribuição geográfica e mapeamento de populações de primatas. **XII Congresso Brasileiro de Primatologia, Anais**. SBPr, Brasil. CD-ROM. (resumo 276)

JERUSALINSKY, L. 2008. *Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth, 1999. In: MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G. M.; PAGLIA, A. P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção – Volume II**. Brasil, Ministério do Meio Ambiente, Série Biodiversidade, Número 19. p.: 769-771.

JERUSALINSKY, L.; OLIVEIRA, M. M.; FEREIRA, J. G. 2005. Entrevistas para levantamento de dados em pesquisas para conservação de primatas. **XI Congresso Brasileiro de Primatologia, Livro de Resumos**. SBPr e PUCRS, Brasil. p.114. (resumo)

JERUSALINSKY, L.; OLIVEIRA, M. M.; PEREIRA, R. F.; SANTANA, V.; BASTOS, P. C. R.; FERRARI, S. F. 2006. Preliminary evaluation of the conservation status of *Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth, 1999 in the Brazilian state of Sergipe. **Primate Conservation 21**:25–32.

KIERULFF, M. C. M. *et alli*. 2005. **Plano de Manejo para a conservação do macaco-prego-do-peito-amarelo, *Cebus xanthosternos***. Não publicado. IESB, Brasil. 45p.

KINZEY, W. G. 1982. Distribution of primates and forest refuges. In: PRANCE, G. T. (ed.). Biological Diversification in the Tropics, Columbia University Press, New York. p.: 455-482.

KOBAYASHI, S.; LANGGUTH, A. B. 1999. A new species of titi monkey, *Callicebus* Thomas, from north-eastern Brazil (Primates, Cebidae). **Revta. Bras. Zool. 16(2)**: 531-551.

MARINHO-FILHO, J.; VERÍSSIMO, E. W. 1997. The rediscovery of *Callicebus personatus barbarabrownae* in Northeastern Brazil with a new western limit for its distribution. Primates 38(4): 429-433.

MELO, F. R.; MENDES, S. L. (2000). Emissão de gritos longos por grupos de *Callicebus nigrifrons* e suas reações a playbacks. In: ALONSO, C.; LANGGUTH, A. (eds.). **A Primatologia no Brasil (volume 7).** SBPr e Editora Universitária/UFPB, Brasil. p.215-222.

MIRANDA, E. E. de; (Coord.). 2005. **Brasil em Relevo.** Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite. Disponível em: <http://www.relevobr.cnpm.embrapa.br>. Acesso em: 4 jan. 2013.

PRINTES, R. C. 2007. **Avaliação taxonômica, distribuição e *status* do guigó-da-Caatinga *Callicebus barbarabrownae* Hershkovitz, 1990**. Tese de doutorado, não publicada. PPG Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre/UFMG, Brasil.

PRINTES, R. C., RYLANDS, A. B. 2008. *Callicebus barbarabrownae* Hershkovitz, 1990. In: MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G. M.; PAGLIA, A. P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção – Volume II**. Brasil, Ministério do Meio Ambiente, Série Biodiversidade, Número 19. p.: 766-768.

PRINTES, R. C.; JERUSALINSKY, L.; CARDOSO DE SOUSA, M.; RODRIGUES, L. R. R.; HIRSCH, A. 2013. Zoogeography, genetic variation and conservation of the *Callicebus personatus* group. In: VEIGA, L. M.; BARNETT, A.; FERRARI, S. F.; NORCONK, M. A. (eds.). **Evolutionary biology and conservation of titis, sakis, and uacaris**. Cambridge University Press, Inglaterra.

PRINTES, R. C.; RYLANDS, A. B.; BICCA-MARQUES, J. C. 2011. Distribution and status of the Critically Endangered blond titi monkey *Callicebus barbarabrownae* of north-east Brazil. **Oryx 45(3)**: 439-443.

ROCHA, J. C. A. G. 2011. **Distribuição e densidade de populações de *Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth 1999 na região do Refúgio de Vida Silvestre da Mata do Junco, Sergipe**. Dissertação de Mestrado. PPG Ecologia e Conservação, UFS. 65p

SANTOS Jr., E. M. 2010. **Mapeamento e caracterização dos fragmentos florestais da bacia do baixo rio São Francisco em Sergipe e suas implicações para conservação de guigós (*Callicebus* sp.)**. Dissertação de Mestrado. PPG Ecologia e Conservação, UFS. 86p.

SEPLANTEC. 2004. **Atlas Digital sobre Recursos Hídricos de Sergipe**. CD-ROM. Secretaria de Estado do Planejamento e da Ciência e Tecnologia (Seplantec) – Governo de Sergipe, Brasil.

SILVA, T.C.F. 2010. **Estudo da variação na pelagem e da distribuição geográfica em *Cebus flavius* (Schreber, 1774) e *Cebus libidinosus* (Spix, 1823) do Nordeste do Brasil**. Universidade Federal da Paraíba, PPGCB - Zoologia. 46p.

SOUSA, M. C. 2003. Distribuição do guigó (*Callicebus coimbrai*) no estado de Sergipe. **Neotropical Primates 11(2)**: 89-91.

SOUSA, M. C.; SANTOS, S. S.; VALENTE, M. C. M. 2008. Distribuição e variação na pelagem de *Callicebus coimbrai* (Primates, Pitheciidade) nos Estados de Sergipe e Bahia, Brasil. **Neotropical Primates 15(2)**: 54-59.

VAN ROOSMALEN, M. G. M.; VAN ROOSMALEN, T.; MITTERMEIER, R. A. 2002. A taxonomic review of the titi monkeys, genus *Callicebus* Thomas, 1903, with the description of two new species, *Callicebus bernhardi* and *Callicebus stephennashi*, from Brazilian Amazonia. **Neotropical Primates 10 (Suppl)**: 1-52.

VEIGA, L. M.; PRINTES, R. C.; RYLANDS, A. B.; KIERULFF, M. C. M.; OLIVEIRA, M. M.; MENDES, S. L. 2008a. *Callicebus barbarabrownae*. In: **IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2**. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acessado em: 24 de novembro de 2012.

VEIGA, L. M.; SOUSA, M. C.; JERUSALINSKY, L.; FERRARI, S. F.; OLIVEIRA, M. M.; SANTOS, S. S.; VALENTE, M. C. M.; PRINTES, R. C. 2008. *Callicebus coimbrai*. In: IUCN 2010. **IUCN Red List of Threatened Species – Version 2010.4.** Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acessado em: 15 de julho de 2010.

VELOSO, H. P.; RANGEL-FILHO, A. L. R.; LIMA. J. C. A. 1991. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal.** IBGE, Rio de Janeiro, 123p.

IV. Capítulo 2 – Distribuição potencial das espécies do grupo *Personatus* de *Callicebus* Thomas, 1903 (Primates – Pitheciidade) com base no algoritmo de máxima entropia (MAXENT)

IV.1. Introdução

As espécies de *Callicebus* têm sido classificadas em cinco grupos, sendo o grupo *Personatus* o único composto exclusivamente por táxons extra-amazônicos (Kobayashi & Langguth, 1999; van Roosmalen *et al*., 2002). Este grupo de espécies está restrito ao leste do Brasil, delimitado pelos rios Tietê ao sul, Paraná, Paranaíba e São Francisco a oeste e por este último também ao norte (Figura IV.1), e isolado dos demais grupos de *Callicebus* por mais de 500 km de ambientes mais secos associados ao Cerrado e à Caatinga no Brasil central (Hershkovitz, 1988; Printes *et al*., 2013). A distribuição conhecida para as cinco espécies que compõem este grupo (Figuras IV.1 e IV.2) indica que *Callicebus coimbrai*, *Callicebus melanochir* e *Callicebus personatus* estão restritos à Mata Atlântica, enquanto *Callicebus nigrifrons* também ocorre no Cerrado, e *Callicebus barbarabrownae* é endêmico à Caatinga (Printes *et al*., 2013). Todas estas espécies são consideradas, em algum grau, ameaçadas de extinção (Brasil/MMA, 2003; IUCN, 2010), sendo a situação mais grave encontrada para as espécies setentrionais, *C. coimbrai* (Jerusalinsky, 2008; Veiga *et al*., 2008b; Capítulos 3 e 4) e *C. barbarabrownae* (Printes & Rylands, 2008; Veiga *et al*., 2008a).

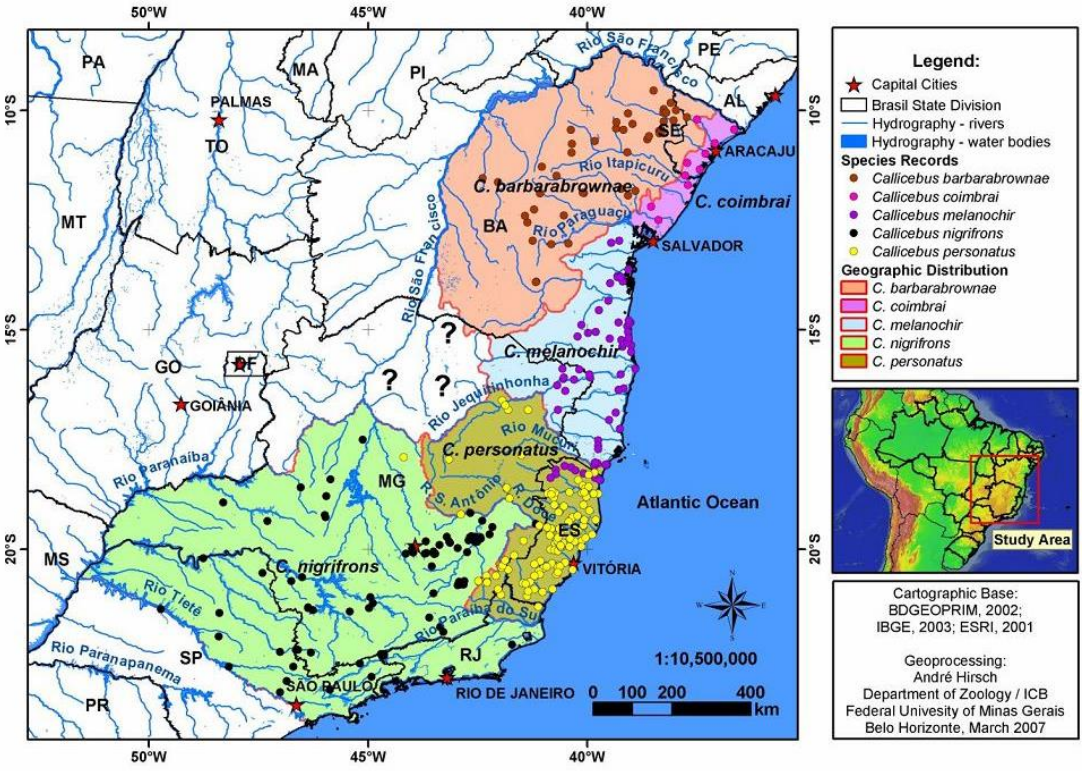


Figura IV.1. Distribuição geográfica conhecida para as espécies do grupo *Personatus* de *Callicebus*. Extraído de Printes *et al*. (2013).

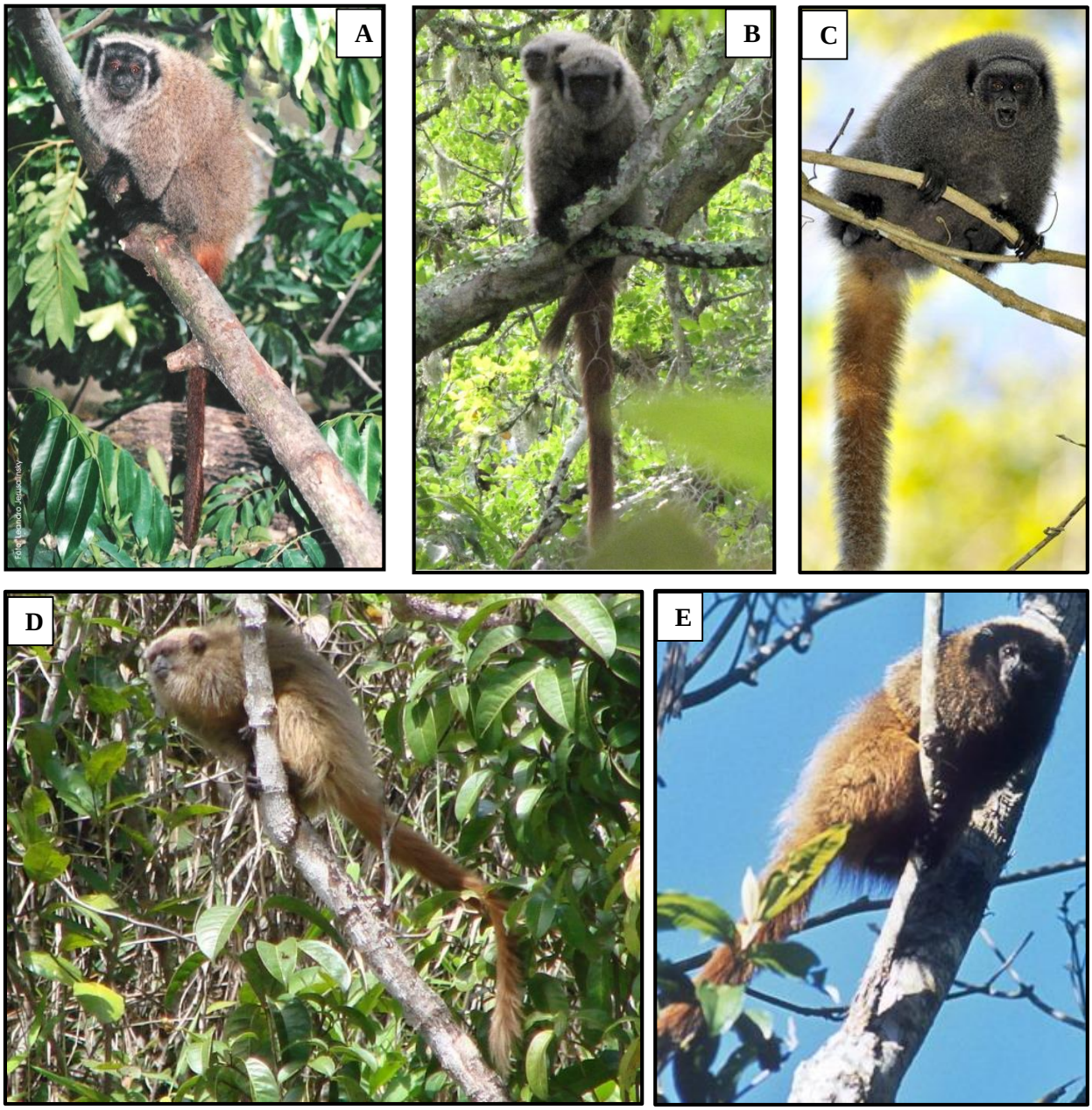


Figura IV.2. Espécies do grupo *Personatus* de *Callicebus*: A) *Callicebus coimbrai*; B) *Callicebus barbarabrownae* (Fotografia de A. Estrela); C) *Callicebus melanochir* (Fotografia de A. Gambarini); D) *Callicebus personatus* (Fotografia de P. Laroque); E) *Callicebus nigrifrons* (Fotografia de P. Laroque).

Apesar das compilações disponíveis para todas estas espécies (Hirsch *et al*., 2002) e dos recentes levantamentos populacionais sobre as mais ameaçadas (Jerusalinsky *et al*., 2006; Sousa *et al*. 2008; Printes *et al*., 2011; Capítulo 1), ainda persistem incertezas quanto aos limites de distribuição entre elas (Printes *et al*., 2013) e até sobre a validade e o nível taxonômico adequado para estas formas (Hershkovitz, 1990; Groves, 2001; Kobayashi & Langguth, 1999). Uma série de fatores contribui para isso, como: a) a insuficiência de espécimes tombados em coleções, acentuada pela necessária precaução em coletar espécimes de táxons ameaçados de extinção; b) a dificuldade de observações detalhadas de indivíduos

deste gênero em campo, devido ao comportamento críptico de fuga ou ocultação quando não estão habituados a observadores; e c) a dificuldade em obter material biológico para análises genéticas, pela complexidade encontrada para efetivar capturas ou coletar amostras de forma não invasiva. Essas lacunas de informação frequentemente levam a uma subestimativa da distribuição real das espécies e dificultam tanto a implementação de ações conservacionistas, que ficam restritas às localidades onde as espécies têm ocorrência registrada, quanto a eficácia de novos levantamentos de campo em amplas regiões geográficas, que podem não ser direcionados para áreas com maior probabilidade de presença das espécies.

Para lidar com esta problemática, diversas técnicas matemáticas têm sido desenvolvidas para estimar a distribuição geográfica de espécies, fundamentadas no conceito de nicho ecológico fundamental (Soberón & Peterson, 2005). Associados a técnicas de geoprocessamento, estes modelos geram mapas com áreas onde as condições são mais similares àquelas dos pontos de coleção ou registro das espécies em campo. Tais condições são definidas por um conjunto de dados que representam dimensões ecológicas determinantes do nicho para cada espécie, como variáveis climáticas e topográficas.

O programa de modelagem com o algoritmo de máxima entropia, MAXENT (Phillips *et al*., 2006), tem sido uma das mais utilizadas dentre essas técnicas, apresentando bom desempenho quando comparado a outros métodos com finalidade similar, mesmo com pequenos tamanhos amostrais (Elith *et al*., 2006; Hernandez *et al*., 2006). Este programa utiliza pontos de ocorrência das espécies e variáveis ambientais (como temperatura, pluviosidade e altitude) para identificar áreas onde uma determinada espécie deve potencialmente ocorrer, gerando predições que indicam habitats mais ou menos adequados para cada espécie em questão. Como principal resultado, o MAXENT estima a probabilidade de distribuição com maior entropia, ou seja, mais ampla ou mais próxima do uniforme, sujeita a um conjunto de restrições que representam a informação incompleta sobre a distribuição das espécies-alvo (Phillips *et al*., 2006). Assim, as modelagens de distribuição potencial com MAXENT representam uma importante ferramenta para estudos sobre limites entre espécies por possibilitar a identificação de hábitats diferenciados para cada táxon, sobreposições de adequabilidade entre eles ou áreas inadequadas que podem indicar barreiras, gerando, consequentemente, subsídios para esforços de pesquisa e conservação.

Esta abordagem vem sendo utilizada com enfoque conservacionista para diversos primatas neotropicais (Mercado & Wallace, 2010; Peck *et al*., 2011; Vidal-García & Serio-Silva, 2011), inclusive pitecídeos (Boubli & Lima, 2009). Assim, o objetivo do presente capítulo é analisar a distribuição potencial das espécies do grupo *Personatus* de *Callicebus*,

com ênfase nos limites para *C. coimbrai* e sua relação com a distribuição de *C. barbarabrownae*.

IV.2. Materiais e métodos

IV.2.1. Pontos de ocorrência

Um total de 399 pontos de ocorrência das cinco espécies do grupo *Personatus* foi utilizado para desenvolver as modelagens de distribuição potencial (Tabela IV.1). Para *C. barbarabrownae* e *C. coimbrai* foram utilizados pontos de ocorrência compilados de artigos e dissertações e de recentes levantamentos de populações destas espécies, incluindo o presente estudo. Estes pontos foram classificados em três categorias utilizadas, independentemente ou em conjunto, na construção de distintos modelos:

1. Coleções (= CL) – pontos de ocorrência obtidos por meio da coleta de espécimes atualmente tombados em coleções científicas, utilizados na descrição original e redescoberta das espécies;
2. Observações diretas (= OD) – pontos de ocorrência obtidos por meio da observação direta em campo de indivíduos selvagens das espécies; e
3. Vocalizações (= VC) – pontos de ocorrência obtidos por meio do registro de vocalizações de *Callicebus* sp., espontâneas ou provocadas por *playback*, localizados dentro da distribuição mínima presumida para cada espécie a partir de um polígono traçado com base nos pontos de ocorrência de coleções científicas e de observações diretas.

Outros pontos conhecidos de ocorrência de guigós obtidos a partir do registro de vocalizações localizados entre a distribuição mínima para *C. coimbrai* e *C. barbarabrownae*, presumida a partir dos pontos de ocorrência de coleções e observações diretas, não foram utilizados nas modelagens. Isto se deve a que não é possível a identificação taxonômica a partir das vocalizações e que os limites de distribuição entre as duas espécies ainda não estão plenamente conhecidos (Capítulo 1). Entretanto, esses pontos poderão ser utilizados em futuras modelagens, sendo testados como pertencentes a cada espécie em separado ou com identificações taxonômicas atribuídas a partir dos limites de distribuição inferidos para essas espécies em função de variáveis ambientais como tipo de vegetação e pluviosidade (Capítulo 1).

Já para *C. melanochir*, *C. nigrifrons* e *C. personatus* foram utilizados os pontos de ocorrência ordenados no Banco de Dados Georreferenciados de Primatas Neotropicais – BDGEOPRIM (Hirsch *et al*., 2002), que reúne apenas localidades registradas em publicações científicas (Tabela IV.1). Estes pontos não foram classificados entre diferentes tipos de

registro, como para *C. coimbrai* e *C. barbarabrownae*, estando passíveis a eventuais problemas de identificação quando se trata, por exemplo, de registros por meio de vocalizações. Assim, uma futura análise refinada desse conjunto de dados, com a divisão em diferentes tipos de registro, por exemplo, pode auxiliar a qualificar os modelos e suas inferências.

Tabela IV.1. Número de pontos de ocorrência por categoria de registro utilizados para a modelagem de distribuição potencial das espécies do grupo *Personatus* de *Callicebus*.

Categoria de registro[1] **Espécie**	**CL**	**OD**	**VC**	**Total**	**Referências**
C. coimbrai	3	25	50	**78**	Kobayashi & Langguth (1999) Sousa (2003) Printes (2007) Sousa *et al*. (2008) Santos Jr. (2010) Rocha (2011) R. Hilário (com. pess.) Capítulo 1
C. barbarabrownae	4	32	19	**55**	Hershkovitz (1990) Marinho-Filho & Veríssimo (1997) Printes (2007) Santos Jr. (2010) Freitas *et al*. (2011) Printes *et al*. (2011) Capítulo 1
C. melanochir	ND	ND	ND	**68**	BDGEOPRIM (Hirsch *et al*., 2002)
C. nigrifrons	ND	ND	ND	**84**	BDGEOPRIM (Hirsch *et al*., 2002)
C. personatus	ND	ND	ND	**114**	BDGEOPRIM (Hirsch *et al*., 2002)
Total[2]	**7**	**57**	**69**	**399**	

[1]CL = Coleções; OD = Observações diretas; VC = Vocalizações; ND = Não discriminado. Discriminado por categoria de registro apenas para *C. barbarabrownae* e *C. coimbrai* (ver texto). [2]Total por categoria de registro apenas para *C. barbarabrownae* e *C. coimbrai*.

IV.2.2. Variáveis ambientais

Para desenvolver a modelagem de distribuição potencial das espécies foram utilizadas 20 variáveis ambientais, sendo 19 bioclimáticas e uma topográfica (Tabela IV.2). As variáveis bioclimáticas empregadas estão relacionadas à temperatura e precipitação pluviométrica, já que extremos máximos e mínimos, sazonalidade, variação anual, diárias e médias mensais de temperatura e pluviosidade são fatores que podem ter relevância para a distribuição dos

organismos vivos. Assim, estas variáveis têm sido consideradas apropriadas para modelos de distribuição geográfica e com menos redundância de informação (Guisan & Zimmermann, 2000; Phillips *et al*., 2006).

Tabela IV.2. Variáveis ambientais utilizadas na modelagem da distribuição potencial das espécies.

Código	**Descrição**
Bio1	Temperatura média anual
Bio2	Variação média da temperatura diurna [média mensal (Tmax – Tmin)]
Bio3	Isotermalidade [(BIO2/BIO7)*100]
Bio4	Sazonalidade da temperatura (desvio-padrão*100)
Bio5	Temperatura máxima no mês mais quente
Bio6	Temperatura mínima no mês mais frio
Bio7	Variação anual de temperatura (BIO5-BIO6)
Bio8	Temperatura média no quarto de ano mais úmido
Bio9	Temperatura média no quarto de ano mais seco
Bio10	Temperatura média no quarto de ano mais quente
Bio11	Temperatura média no quarto de ano mais frio
Bio12	Precipitação anual
Bio13	Precipitação no mês mais úmido
Bio14	Precipitação no mês mais seco
Bio15	Sazonalidade da precipitação (coeficiente de variação)
Bio16	Precipitação no quarto de ano mais úmido
Bio17	Precipitação no quarto de ano mais seco
Bio18	Precipitação no quarto de ano mais quente
Bio19	Precipitação no quarto de ano mais frio
Alt	Altitude: elevação acima do nível do mar derivado de SRTM

Essas variáveis, derivadas do registro de temperaturas mensais e chuvas ao redor do mundo entre 1950 e 2000, foram obtidas do banco de dados do Worldclim (www.worldclim.org), consistindo em um conjunto de camadas (*layers*) com uma resolução aproximada de 1 km^2 (Hijmans *et al*. 2005). Para altitude, foi utilizada uma camada derivada de um modelo digital de elevação disponibilizado pelo *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM - http://www2.jpl.nasa.gov/srtm), na mesma resolução aproximada. Considerando que esses dados são globais, foram realizados cortes nas camadas para cobrir apenas a área de estudo, isto é, a região de ocorrência das espécies do grupo *Personatus*. Para futuras análises pode-se utilizar recortes mais amplos nessas camadas de informação, no sentido de identificar

habitats potenciais fora dos limites atuais desse grupo de espécies, como, por exemplo, para investigar as pretéritas rotas de contato entre esse grupo e as populações amazônicas de *Callicebus* (ver Seção I.2.2 na Introdução geral).

IV.2.3. Desenvolvimento da modelagem e análises

Para modelar a distribuição potencial das cinco espécies do grupo *Personatus* de *Callicebus* foi utilizado o algoritmo de máxima entropia disponível no software MAXENT (Phillips *et al*., 2004, 2006). A aplicação deste algoritmo caracteriza-se como uma abordagem de modelagem empírica para desenvolver previsões ou inferências a partir de informações incompletas, baseada em variáveis diretas e indiretas e tem apresentado um bom desempenho quando comparado aos demais algoritmos utilizados para modelagem de distribuição de espécies (Guisan & Zimmermann, 2000; Elith *et al*, 2006).

O MAXENT requer apenas dados de presença, o que permite a utilização de dados secundários na modelagem (Phillips *et al*. 2006). Com os dados de presença, o *software* desenvolve um modelo de requisitos ambientais específicos, representando basicamente o nicho realizado da espécie, um subconjunto do seu nicho fundamental que inclui todos os requisitos ambientais específicos (Hutchinson, 1957). Assim, assume-se que nas localidades onde ocorrem as espécies-alvo, são encontrados os requisitos ambientais de seu nicho realizado, embora a área geográfica da distribuição específica predita pelo modelo possa incluir áreas onde as espécies poderiam ocorrer, mas não ocorrem devido a outras variáveis, como a interferência humana, barreiras geográficas (rios, montanhas) e interações bióticas (exclusão competitiva, predação) (Phillips *et al*., 2006; Pulliam, 2000; Soberón & Peterson, 2005). Os resultados deste modelo são expressos como probabilidades entre 0 e 100 de presença ao longo da região estudada, com base em um conjunto de variáveis ambientais, como precipitação, temperatura, altitude e pontos de ocorrência das espécies, indicando níveis de adequabilidade de habitats para as espécies (Phillips *et al*., 2006).

Os modelos gerados podem conter dois tipos de erro principais: comissão e omissão. Os erros de comissão, ou sobreprevisão, se referem à previsão incorreta de presença, como a indicação de potencial ocorrência em áreas onde se sabe que uma espécie não ocorre ou onde outras espécies com nicho similar ocorrem. Os erros de omissão se referem à não indicação de potencial ocorrência em uma área onde de fato a espécie está presente. O MAXENT produz estimativas de omissão e sobreprevisão a partir de uma seleção randômica de pixels de fundo (*background*) da área de estudo tratados como pseudo-ausências (Phillips *et al*., 2006). Para essa avaliação do modelo, são utilizadas curvas da característica de operação do receptor

(*Receiver Operating Characteristic* – ROC) disponibilizadas pelo MAXENT, que têm sido amplamente aplicadas com esta finalidade (Elith *et al*., 2006; Phillips *et al*., 2004).

Na análise com a técnica ROC, a sensibilidade do modelo é definida pela proporção de presenças verdadeiras dentre o total de presenças preditas e a especificidade pela proporção de ausências verdadeiras em relação às ausências preditas, gerando uma curva a partir da plotagem da sensibilidade contra o complemento da especificidade (=1–especificidade). A área sob essa curva (*area under the curve* – AUC) possibilita uma avaliação de desempenho do modelo, indicando quão boa é sua adaptação ou quão preciso é com base na área predita. Valores próximos a 1 indicam modelos que somente predizem ocorrência nos pontos utilizados para criar o modelo, referidos como demasiado ajustados, enquanto valores iguais ou menores que 0,5 indicam que o modelo não tem uma eficácia melhor do que o esperado com uma seleção aleatória (Elith *et al*., 2006). Além disso, visando avaliar a contribuição de cada variável climática para o modelo, o MAXENT aplica um teste *jackknife* para identificar o efeito de cada uma das variáveis (mesmo se estiverem correlacionadas) sobre a geração do modelo quando são utilizados de forma isolada ou são excluídas (Elith *et al*., 2006).

A modelagem de distribuição potencial foi desenvolvida em etapas sequenciais, iniciando com o desenvolvimento de modelos em separado para cada espécie (Tabela IV.3). Para cada modelo de cada espécie foi utilizada a configuração predeterminada do MAXENT, com 500 interações. Para reduzir os erros de comissão, foi utilizado um recorte restritivo, considerando as probabilidades de ocorrência entre 80 e 100 (Soberón & Peterson, 2005). Este recorte também se justifica pelo cunho conservacionista do presente estudo, no sentido de focar ao máximo os esforços de levantamentos populacionais e de ações para conservação nas áreas com maior probabilidade de ocorrência das espécies.

Subsequentemente, os resultados desses modelos foram sobrepostos para subsidiar duas análises principais (Tabela IV.4). A primeira destas, geográfica e taxonomicamente mais ampla, refere-se à uma análise integrada da distribuição potencial de todas as espécies do grupo *Personatus* de *Callicebus*. A segunda, geográfica e taxonomicamente mais restrita, diz respeito especificamente aos limites de distribuição entre *C. barbarabrownae* e *C. coimbrai*, espécies recentemente descritas e altamente ameaçadas de extinção. Esta análise em particular se justifica porque os limites de distribuição entre estas duas espécies permanecem mal definidos, parecendo estar relacionados a uma barreira ecológica (Seção I.3.2 da Introdução geral e Capítulo 1). O processamento dos dados georreferenciados e a elaboração dos mapas com a sobreposição dos resultados dos modelos foram feitos com o *software* ESRI ArcGIS 9.3.

Tabela IV.3. Modelos de distribuição potencial desenvolvidos para cada espécie do grupo *Personatus* de *Callicebus* e suas características.

Espécie	Modelo	Características de desenvolvimento do modelo
C. coimbrai	CL	Modelo utilizando apenas os pontos de registro da espécie disponíveis em coleções científicas. Por se referirem a material de referência tombado, conferem maior segurança na identificação taxonômica dos espécimes registrados. Em contrapartida, podem apresentar alguma imprecisão quanto às coordenadas geográficas do registro em função de tratar-se de coletas antigas e, portanto, com coordenadas coletadas sem aparelhos receptores de GPS, ou, possivelmente, com ponto atribuído à localidade de receptação dos espécimes e não de coleta.
	OD	Modelo utilizando apenas os pontos de observações diretas da espécie obtidas em campo, representando a melhor identificação taxonômica possível dentre as localidades com ocorrência atual ou recente registrada, com coordenadas geralmente coletadas com bons aparelhos receptores de GPS e no local exato da observação em campo.
	CL+OD	Modelo gerado a partir dos pontos de coleções e de observações diretas em conjunto, procurando agrupar o maior número possível de localidades com a melhor identificação taxonômica disponível.
	CL+OD+VC	Modelo gerado a partir do agrupamento dos pontos de coleções científicas e de observações diretas com aqueles obtidos por meio de vocalizações localizados dentro da distribuição mínima delimitada a partir dos dois primeiros conjuntos de dados, visando ampliar a representatividade de habitats ocupados pela espécie na modelagem, com uma margem relativamente segura de identificação taxonômica.
C. barbarabrownae	CL	Modelo desenvolvido com as mesmas características do modelo CL descrito para *C. coimbrai*.
	OD	Modelo desenvolvido com as mesmas características do modelo OD descrito para *C. coimbrai*.
	CL+OD	Modelo desenvolvido com as mesmas características do modelo CL+OD descrito para *C. coimbrai*.
	CL+OD+VC	Modelo desenvolvido com as mesmas características do modelo CL+OD+VC descrito para *C. coimbrai*.
C. melanochir	Único	Modelo utilizando os pontos de ocorrência da espécie disponíveis no BDGEOPRIM (Hirsch *et al*., 2002).
C. nigrifrons	Único	Modelo utilizando os pontos de ocorrência da espécie disponíveis no BDGEOPRIM (Hirsch *et al*., 2002).
C. personatus	Único	Modelo utilizando os pontos de ocorrência da espécie disponíveis no BDGEOPRIM (Hirsch *et al*., 2002).

Tabela IV.4. Questões analisadas e modelos de distribuição de espécies do grupo *Personatus* de *Callicebus* utilizados em cada abordagem de análise.

Questão analisada e abordagem de análise	Modelos utilizados em cada abordagem de análise
Distribuição potencial das espécies do grupo *Personatus*	
Utilizando todos os pontos de ocorrência disponíveis para *C. melanochir*, *C. nigrifrons* e *C. personatus* e os pontos de ocorrência com identificação taxonômica mais segura para *C. coimbrai* e *C. barbarabrownae*.	*C. barbarabrownae* e *C. coimbrai* – CL+OD *C. melanochir*, *C. nigrifrons* e *C. personatus* – Modelo único
Utilizando todos os pontos de ocorrência disponíveis para *C. melanochir*, *C. nigrifrons* e *C. personatus* e o maior número de pontos de ocorrência disponíveis para *C. coimbrai* e *C. barbarabrownae*, dentro de uma margem relativamente segura de identificação taxonômica, visando ampliar a representatividade de habitats ocupados pelas espécies.	*C. barbarabrownae* e *C. coimbrai* – CL+OD+VC *C. melanochir*, *C. nigrifrons* e *C. personatus* – Modelo único
Limites de distribuição entre *C. coimbrai* e *C. barbarabrownae*	
Utilizando apenas pontos de ocorrência de espécimes tombados em coleções científicas.	*C. barbarabrownae* e *C. coimbrai* – CL
Utilizando apenas os pontos de observações diretas da espécie obtidas em campo.	*C. barbarabrownae* e *C. coimbrai* – OD
Utilizando os pontos de ocorrência com identificação taxonômica mais segura para *C. coimbrai* e *C. barbarabrownae*.	*C. barbarabrownae* e *C. coimbrai* – CL+OD
Utilizando o maior número de pontos de ocorrência disponíveis para *C. coimbrai* e *C. barbarabrownae*, dentro de uma margem relativamente segura de identificação taxonômica, visando ampliar a representatividade de habitats ocupados pelas espécies.	*C. barbarabrownae* e *C. coimbrai* – CL+OD+VC

IV.3. Resultados

IV.3.1. Distribuição potencial para *Callicebus coimbrai*

As quatro modelagens de distribuição potencial para *C. coimbrai* apresentaram altos valores de AUC, variando entre 0.996 e 0,999 (Tabela IV.5). A variável com maior valor preditivo quando testada isoladamente no modelo CL foi Bio7-Variação anual de temperatura, seguida por Bio6-Temperatura mínima no mês mais frio, Bio18-Precipitação no quarto de ano mais quente e altitude (Tabela IV.5). Já nos outros três modelos gerados para a espécie, a variável que mais contribuiu foi Bio19-Precipitação no quarto de ano mais frio, sempre seguida por Bio4-Sazonalidade da temperatura, Bio3-Isotermalidade e Bio14-Precipitação no mês mais seco (Tabela IV.5).

Tabela IV.5. Resultados do teste *jackknife* para avaliar a contribuição de cada variável ambiental na geração dos modelos para *Callicebus coimbrai* e *Callicebus barbarabrownae* com distintos conjuntos de dados e respectivos valores de AUC. Os números em negrito correspondem à porcentagem de contribuição das quatro variáveis que mais contribuíram para a geração de cada modelo.

	Valor de *jackknife* para a espécie:							
	Callicebus coimbrai				*Callicebus barbarabrownae*			
Variável[1]	CL	OD	CL+ OD	CL+OD +VC	CL	OD	CL+ OD	CL+OD +VC
Bio1	0	0,3	0,1	0,3	0	0,5	0,4	0,5
Bio2	5,5	0,2	0,5	0,4	0	5,1	3,9	4,5
Bio3	1,8	**17,7**	**18,0**	**16,7**	**31,8**	**39,0**	**40,0**	**39,6**
Bio4	0,3	**19,9**	**20,1**	**18,4**	**11,6**	**14,5**	**12,7**	**15,6**
Bio5	4,6	0,1	0,2	0	0	0	0	0
Bio6	**20,5**	0,9	0,1	0,1	0,5	0,2	0	0,2
Bio7	**36,9**	0,7	0,3	0	**13,1**	1,1	1,4	0,9
Bio8	1,2	0	0	0	1,8	0	0	0
Bio9	8,0	0	0	0	2,2	0,1	0,1	0
Bio10	0	0	0,2	0	0	0	0	0
Bio11	0	2,7	3,3	1,6	0,4	2,0	5,2	0,3
Bio12	3,8	1,3	1,1	1,1	7,5	0,6	0,8	0,5
Bio13	0	0,3	0	0	3,3	**17,7**	**16,6**	**17,1**
Bio14	0	**10,7**	**10,7**	**11,9**	0,2	7,6	**12,0**	0,7
Bio15	0,3	1,7	1,6	6,6	6,4	0	0	0
Bio16	0	0	0,4	0,2	**17,3**	0,7	0,6	0,5
Bio17	0	0	0	0	0	**8,2**	3,5	**17,5**
Bio18	**8,6**	2,3	2,4	0,3	0	0	0,4	0,1
Bio19	0,1	**35,6**	**35,8**	**38,0**	3,9	0,1	0	0,1
Alt	**8,5**	5,6	5,4	4,3	0	2,5	2,3	2,0
AUC	0,996	0,999	0,999	0,997	0,992	0,998	0,998	0,997

[1]Código das variáveis conforme descrito na Tabela IV.2.

A distribuição potencial mais homogênea entre todos os modelos para *C. coimbrai* foi obtida com a combinação do maior número de pontos disponíveis, ou seja, CL+OD+VC (Figuras IV.3 e IV.5). De modo geral, esta se localiza na faixa situada a até 100 km da costa entre os rios São Francisco e Paraguaçu, mas com pequenas áreas indicadas a norte e a sul dos

mesmos, respectivamente, excluindo o curso inferior do rio Sergipe, a leste, e alcançando uma distribuição a oeste que coincide aproximadamente com os limites do bioma Mata Atlântica e sua zona de transição com a Caatinga. Nos modelos OD e CL+OD, os mapas gerados indicam uma área de distribuição potencial ao longo mesma faixa litorânea do modelo CL+OD+VC, mas excluem o curso inferior dos rios Japaratuba e Vaza-Barris, em Sergipe, e toda a zona situada entre o rio Inhambupe e o recôncavo baiano (Figuras IV.4 e IV.6). A distribuição potencial modelada para *C. coimbrai* no modelo CL indicou quatro áreas disjuntas, sendo duas dentro da distribuição conhecida para a espécie – região litorânea de Sergipe e recôncavo baiano – e duas fora – zona litorânea ao norte do rio São Francisco e ao sul do rio de Contas (Figura IV.7).

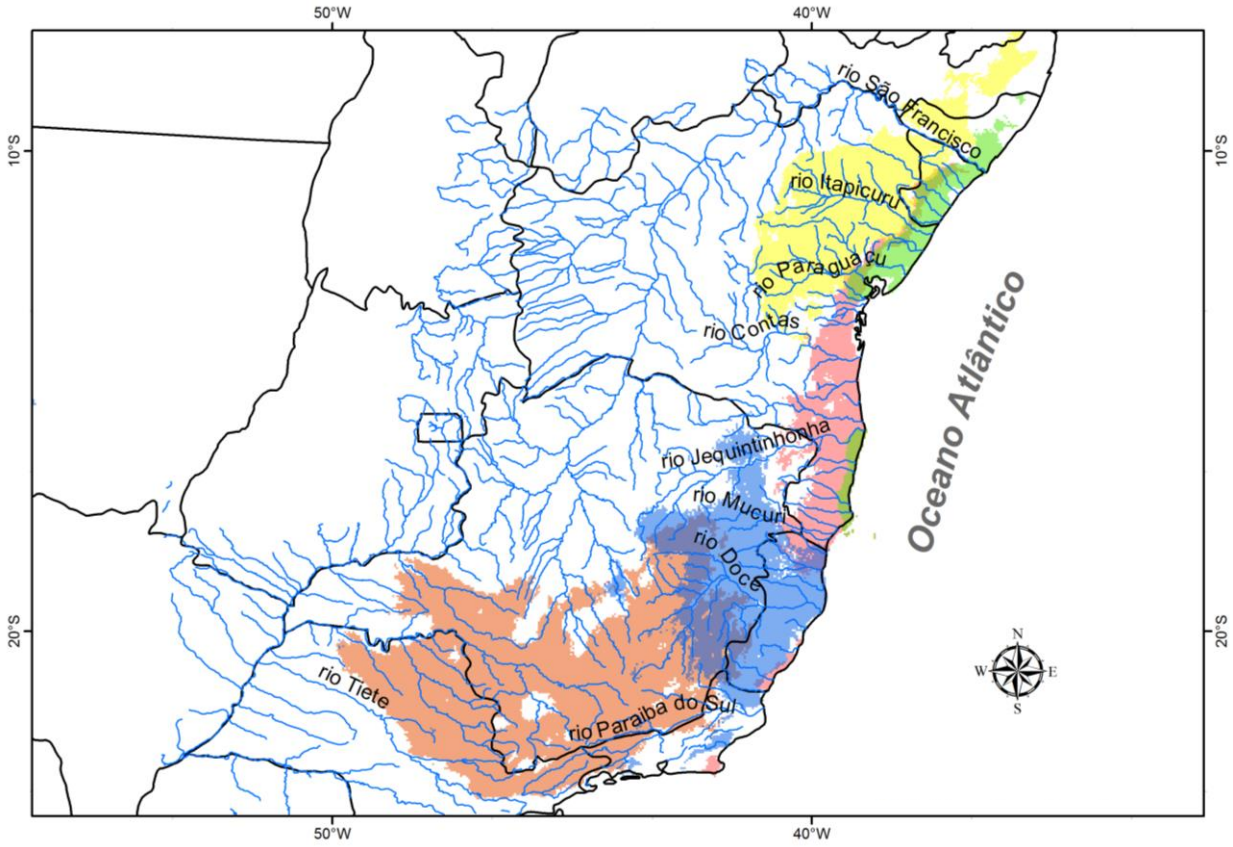


Figura IV.3. Sobreposição da distribuição potencial das espécies do grupo *Personatus* de *Callicebus* conforme predito pelos modelos CL+OD+VC para *C. coimbrai* (verde) e *C. barbarabrownae* (amarelo) e único para *C. melanochir* (rosa), *C. nigrifrons* (laranja) e *C. personatus* (azul).

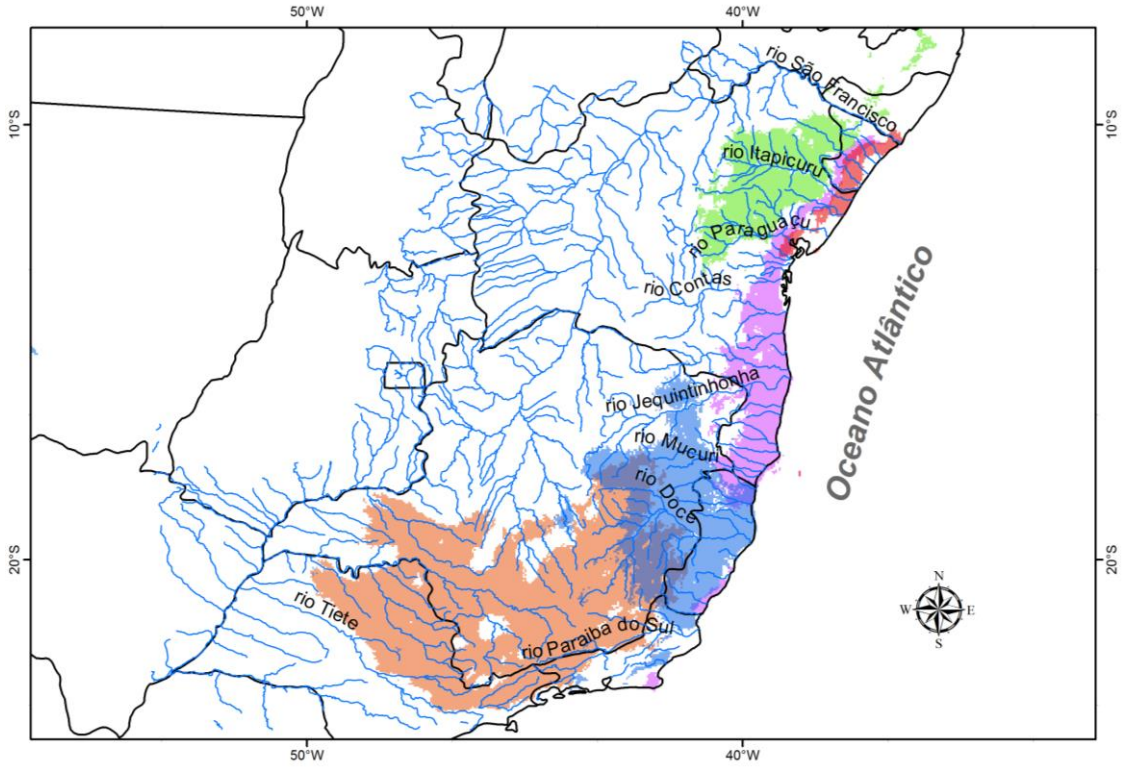


Figura IV.4. Sobreposição da distribuição potencial das espécies do grupo *Personatus* de *Callicebus* conforme predito pelos modelos CL+OD para *C. coimbrai* (vermelho) e *C. barbarabrownae* (verde) e único para *C. melanochir* (rosa), *C. nigrifrons* (laranja) e *C. personatus* (azul).

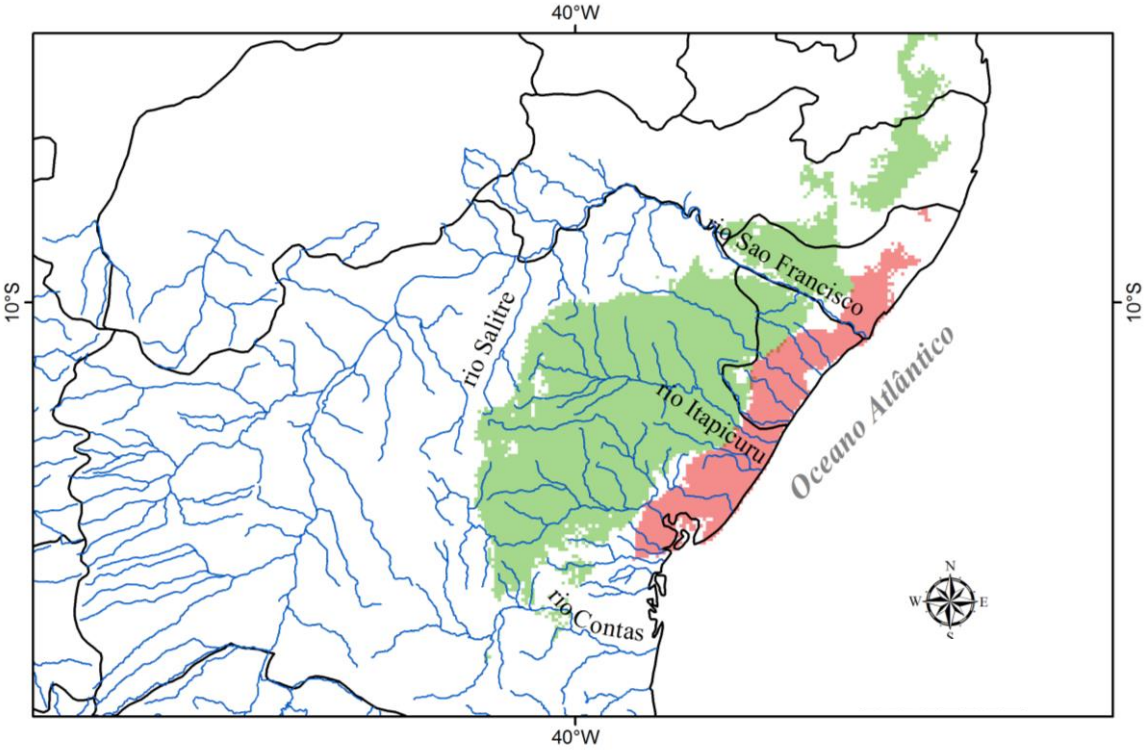


Figura IV.5. Sobreposição da distribuição potencial de *Callicebus coimbrai* (verde) e *Callicebus barbarabrownae* (vermelho) conforme predito pelos modelos gerados a partir do maior número de pontos de ocorrência disponíveis para estas espécies, dentro de uma margem relativamente segura de identificação taxonômica, do conjunto total de dados (CL+OD+VC).

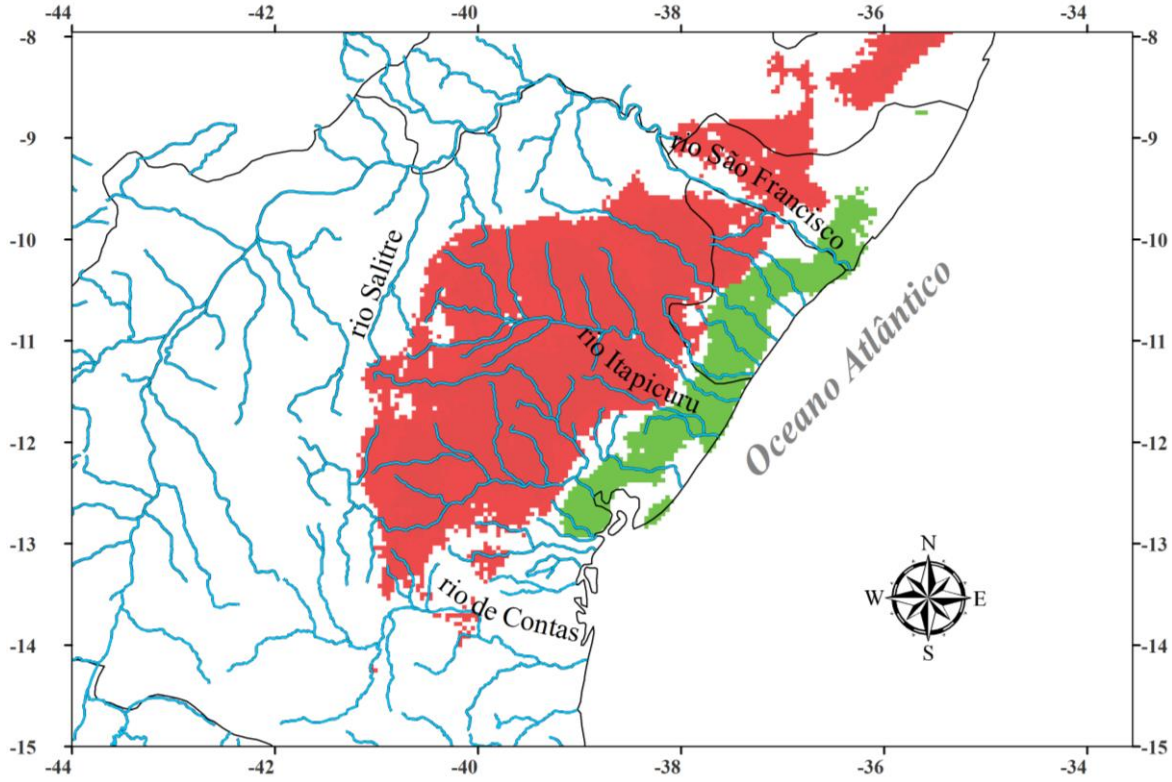


Figura IV.6. Sobreposição da distribuição potencial de *Callicebus coimbrai* (verde) e *Callicebus barbarabrownae* (vermelho) conforme predito pelos modelos gerados exclusivamente a partir dos pontos de observações diretas em campo (OD).

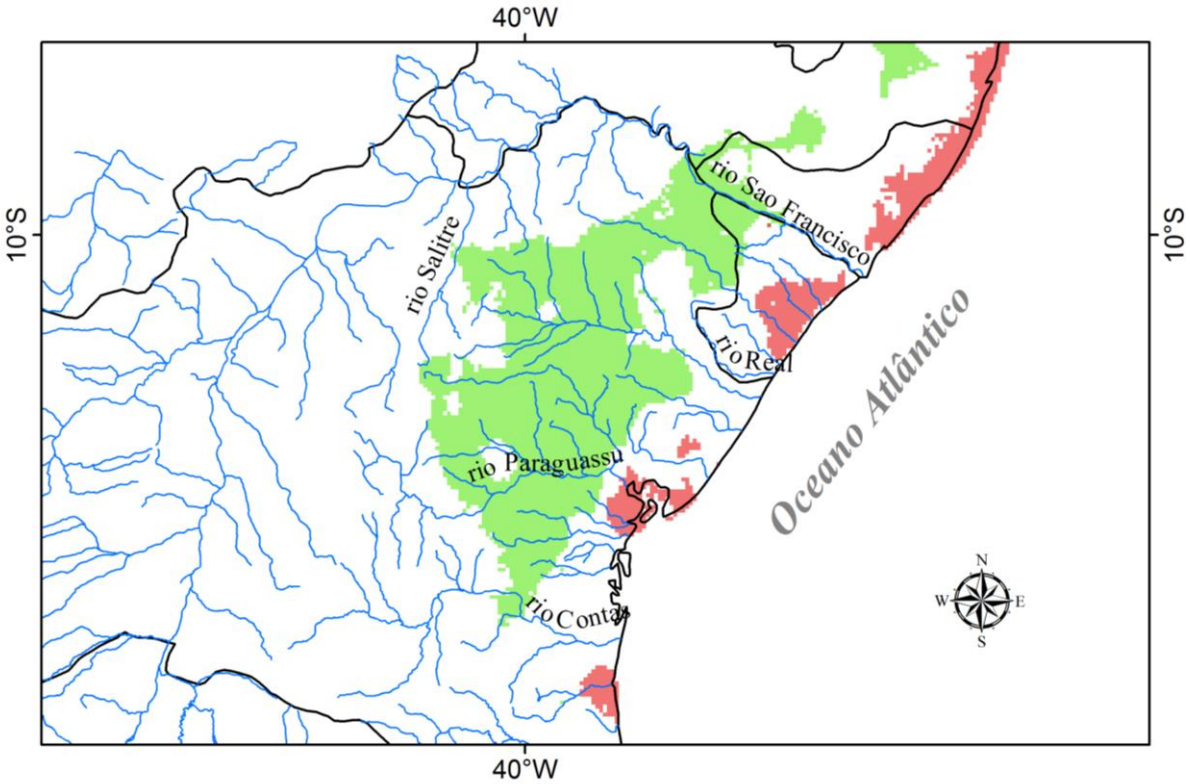


Figura IV.7. Sobreposição da distribuição potencial de *Callicebus coimbrai* (vermelho) e *Callicebus barbarabrownae* (verde) conforme predito pelos modelos gerados exclusivamente a partir dos pontos de coleções (CL).

IV.3.2. Distribuição potencial para *Callicebus barbarabrownae*

Nos quatro modelos de distribuição potencial para *C. barbarabrownae* obteve-se altos valores de AUC, variando entre 0,992 e 0,997, e a variável com maior valor preditivo quando testada isoladamente em todos os modelos foi Bio3–Isotermalidade (Tabela IV.5). Para o modelo CL, as outras duas variáveis que mais contribuíram foram Bio16-Precipitação no quarto de ano mais úmido e Bio7-Variação anual de temperatura (Tabela IV.5). Já nos modelos OD e CL+OD a segunda variável que mais contribuiu para geração do modelo foi Bio13- Precipitação no mês mais úmido e a terceira Bio4- Sazonalidade da temperatura (Tabela IV.5). Por fim, para geração do modelo CL+OD+VC, a segunda variável que mais contribuiu isoladamente foi Bio17-Precipitação no quarto de ano mais seco, seguida por Bio13-Precipitação no mês mais úmido (Tabela IV.5).

Todos os modelos geraram uma distribuição potencial relativamente bem definida para *C. barbarabrownae*, compreendendo uma região de Caatinga no nordeste da Bahia e extremo oeste de Sergipe, situada entre os rios São Francisco, a norte, de Contas, a sul, Salitre, a oeste, e a zona de transição com a Mata Atlântica, a leste, e incluindo os cursos superior e médio dos rios Vaza-Barris, Itapicuru, Jacuípe e Paraguaçu (Figuras IV.3-7). Todos os modelos também apontaram áreas de distribuição potencial para a espécie ao norte do rio São Francisco, tendo sido mais extensas em OD e CL+OD+VC (Figuras IV.5-6). Neste último modelo, também obteve-se a distribuição potencial mais ampla e homogênea a leste, alcançando as nascentes dos rios Japaratuba e Piauí, em Sergipe, coincidindo aproximadamente com os limites do bioma Caatinga, mas avançando sobre área do bioma Mata Atlântica, principalmente no curso médio e inferior do rio Jacuípe, na Bahia, e entre os rios São Francisco e Sergipe (Figura IV.5). Em CL, a área entre os rios Paraguaçu e de Contas indicada como sendo adequada para a ocorrência da espécie foi mais ampla e homogênea e situada mais a leste quando comparada com os resultados dos demais modelos (Figura IV.7).

IV.3.3. Distribuição potencial para *Callicebus melanochir*

A modelagem gerou uma área bem definida de distribuição potencial para *C. melanochir* (Figuras IV.3-4). A curva de ROC apresentou um valor de AUC de 0,997, indicando que a distribuição modelada não é aleatória. A variável com maior valor preditivo quando testada isoladamente foi Bio3-Isotermalidade, seguida por Bio14-Precipitação no mês mais seco e Bio7-Variação anual de temperatura (Tabela IV.6).

A distribuição potencial modelada para *C. melanochir* compreende uma faixa de aproximadamente 100 a 150 km que acompanhando a zona costeira do litoral sul da Bahia e extremo norte do Espírito Santo, entre os rios Paraguaçu e Itaúnas. Uma estreita faixa ao norte

do rio Paraguaçu, que se estende até próximo ao rio São Francisco, também foi indicada como apresentando habitats adequados para a espécie. Toda essa distribuição está situada dentro do domínio da Mata Atlântica (Figuras IV.3-4).

Tabela IV.6. Resultados do teste *jackknife* para avaliar a contribuição de cada variável ambiental na geração dos modelos para cada espécie do grupo *Personatus* de *Callicebus*. Os números em negrito correspondem à porcentagem de contribuição das quatro variáveis que mais contribuíram para a geração de cada modelo.

	Valor de *jackknife* para a espécie:				
Variável[1]	*C. coimbrai*[2]	*C. barbarabrownae*[2]	*C. melanochir*	*C. nigrifrons*	*C. personatus*
Bio1	0,3	0,5	0,7	0,5	4,6
Bio2	0,4	4,5	1,8	0,4	0
Bio3	**16,7**	**39,6**	**44,2**	**24,8**	**9,1**
Bio4	**18,4**	**15,6**	0,6	**10,0**	**39,3**
Bio5	0	0	0	0,4	0,1
Bio6	0,1	0,2	0	0	0
Bio7	0	0,9	**17,7**	0	**14,1**
Bio8	0	0	0	0	0,4
Bio9	0	0	0	0	2,9
Bio10	0	0	0	0	0
Bio11	1,6	0,3	**4,9**	5,3	0,1
Bio12	1,1	0,5	0,2	0	5,2
Bio13	0	**17,1**	3,9	0	0,1
Bio14	**11,9**	0,7	**22,3**	8,3	4,4
Bio15	6,6	0	0	**9,5**	0,1
Bio16	0,2	0,5	0,5	1,9	3,4
Bio17	0	**17,5**	0	0	0,1
Bio18	0,3	0,1	0,6	**35,0**	**14,4**
Bio19	**38,0**	0,1	0,5	2,1	1,8
Alt	4,3	2,0	2,2	1,8	0,1

[1]Código das variáveis conforme descrito na Tabela IV.2. [2]Valores obtidos com o modelo CL+OD+VC.

IV.3.4. Distribuição potencial para *Callicebus nigrifrons*

A modelagem gerou uma área bem definida de distribuição potencial para *C. nigrifrons* (Figuras IV.3-4). A curva de ROC apresentou um valor de AUC de 0,996, indicando que a distribuição modelada não é aleatória. As variáveis com maior valor preditivo

quando testadas isoladamente foram Bio18-Precipitação no quarto de ano mais quente e Bio3-Isotermalidade, seguidos por Bio4-Sazonalidade da temperatura e Bio15-Sazonalidade da precipitação (Tabela IV.6).

A distribuição potencial modelada para *C. nigrifrons* compreende praticamente toda a metade sul de Minas Gerais e norte de São Paulo, até o rio Tietê. A oeste, os limites da distribuição modelada coincidem com a margem esquerda do rio Paraíba do Sul e, a leste, se aproximam da margem esquerda dos rios Paraná e Paranaíba. A norte e nordeste, foram indicados habitats adequados para a espécie até as nascentes dos rios São Francisco, Jequitinhonha e Mucuri, estendendo-se até os tributários na margem direita do rio Doce. Esta distribuição contempla área de Mata Atlântica e de Cerrado (Figuras IV.3-4).

IV.3.5. Distribuição potencial para *Callicebus personatus*

A modelagem gerou uma área bem definida de distribuição potencial para *C. personatus* (Figuras IV.3-4). A curva de ROC apresentou um valor de AUC de 0,995, indicando que a distribuição modelada não é aleatória. A variável com maior valor preditivo quando testada isoladamente foi Bio4-Sazonalidade da temperatura, seguida por Bio18-Precipitação no quarto de ano mais quente e Bio7-Variação anual de temperatura (Tabela IV.6).

A distribuição potencial modelada para *C. personatus* cobre a faixa litorânea do Espírito Santo, entre os rios Mucuri e Paraíba do Sul, dentro do domínio da Mata Atlântica. Na direção intracontinental, são apontados habitats adequados para a espécie ao longo do vale do rio Doce e em parte do alto e médio Jequitinhonha, inclusive em sua margem esquerda, atingindo áreas de transição com o Cerrado (Figuras IV.3-4).

IV.3.6. Distribuição potencial das espécies do grupo *Personatus* de *Callicebus*

Para sumarizar a distribuição potencial modelada para as espécies do grupo *Personatus*, foram produzidos mapas sobrepondo os resultados obtidos com o modelo único para *C. melanochir*, *C. nigrifrons* e *C. personatus* com os de dois modelos gerados para *C. barbarabrownae* e *C. coimbrai*: CL+OD+VC (Figura IV.3) e CL+OD (Figura IV.4) e. Estes mapas revelaram distribuições potenciais relativamente bem definidas para cada espécie, com pequenas áreas de sobreposição, como para *C. melanochir* e *C. personatus* na região entre os rios Mucuri e Itaúnas e para *C. nigrifrons* e *C. personatus* no leste de Minas Gerais (Figuras IV.3-4). Também foi identificada uma pequena sobreposição de *C. melanochir* com *C. coimbrai* na Mata Atlântica ao norte do rio Paraguaçu, apesar de não haver quaisquer indícios

de ocorrência da primeira nesta região, que está situada dentro da distribuição conhecida para a última (Figuras IV.3-4).

IV.3.7. Limites de distribuição entre *C. coimbrai* e *C. barbarabrownae*

Visando analisar os limites de distribuição de *C. coimbrai* com relação a *C. barbarabrownae*, também foram produzidos mapas sobrepondo a distribuição potencial destas espécies resultantes dos modelos gerados exclusivamente com pontos de coleções (Figura IV.7), exclusivamente com pontos de observações diretas (Figura IV.6) e com o maior número de pontos disponíveis (coleções, observações diretas e vocalizações) (Figura IV.5). A sobreposição das distribuições potenciais resultantes do modelo gerado a partir da combinação de pontos de coleções e observações diretas está junto com os resultados para as demais espécies do grupo *Personatus* na Figura IV.4.

Os mapas resultantes exclusivamente dos pontos de coleções (Figura IV.7) e destes combinados com observações diretas (Figura IV.4) indicam distribuições potenciais plenamente separadas para estas espécies. Por outro lado, os mapas com os resultados gerados exclusivamente com pontos de observações diretas (Figura IV.6) e destes combinados com coleções e vocalizações (Figuras IV.3 e IV.5), apesar de também apontarem lacunas entre as distribuições potenciais destas espécies, como no extremo norte de Sergipe e no curso superior do rio Pojuca, indica zonas de contato ou sobreposição, como na área entre os rios Sergipe e Vaza-Barris, no curso superior do rio Piauí e no curso médio do rio Itapicuru. De modo geral, nestes últimos dois modelos, as distribuições potenciais para *C. barbarabrownae* e *C. coimbrai* coincidem aproximadamente com a zona de transição entre a Mata Atlântica e a Caatinga.

IV.4. Discussão

De modo geral, todos os modelos gerados apresentaram altos valores de AUC, indicando que são melhores do que o esperado para uma modelagem preditiva de presença com dados de ocorrência aleatórios e que os erros de comissão são relativamente pequenos. Além disso, delimitaram áreas de distribuição potencial relativamente bem definidas para cada espécie do grupo *Personatus* (Figuras IV.3-4), sem diferenças expressivas com relação às distribuições geográficas conhecidas (Figura IV.1). Nesse sentido, tampouco houve amplas sobreposições entre as distribuições potenciais modeladas para cada espécie, sugerindo que tenham passado por um processo de diferenciação ecológica em seus nichos fundamentais, pelo menos com relação às variáveis climáticas utilizadas nas presentes modelagens.

Entretanto, a contribuição de cada variável na definição destes nichos foi única para cada espécie (Tabela IV.6) e até para modelos distintos da mesma espécie (Tabela IV.5). Para *C. coimbrai*, por exemplo, a variável que mais contribuiu para a construção dos três modelos com conjuntos maiores de dados foi a precipitação no quarto de ano mais frio (Bio 19), que não figura nem entre os cinco primeiros para as demais espécies. Considerando que o quarto de ano mais frio coincide com o segundo quarto de ano mais chuvoso nesta região, é possível que a quantidade de precipitação durante esse período seja determinante para a produtividade nesses ambientes, especialmente nos dois quartos de ano subsequentes, que são os mais quentes e secos (www.inmet.gov.br), o que influenciaria a disponibilidade de recursos e, portanto, a distribuição da espécie.

Contudo, duas variáveis vinculadas à temperatura se destacam: a isotermalidade (Bio3), que apareceu entre as quatro variáveis com maior contribuição para a geração dos modelos de todas as espécies, sendo a principal para *C. barbarabrownae* e *C. melanochir*; e a sazonalidade da temperatura (Bio4), que figurou entre as quatro variáveis que mais contribuíram para a geração dos modelos em quatro espécies (à exceção de *C. melanochir*), sendo a maior no modelo para *C. personatus*. Isto pode estar relacionado às influências da variação de temperatura sobre as capacidades fisiológicas e o comportamento das espécies (Root, 1988; Blackburn *et al*., 1996), como já observado para primatas em termos de deslocamento e comportamento termorregulatório (Bicca-Marques & Calegaro-Marques, 1998). Apesar do papel dos fatores ambientais sobre a composição das comunidades de primatas ser complexo, a aplicação das variáveis climáticas ora empregadas para modelar nichos ecológicos se evidencia como um bom mecanismo para investigar a distribuição potencial das espécies, tanto por seus efeitos indiretos (afetando a estrutura e composição dos habitats e dos recursos disponíveis), quanto diretos (afetando comportamento e respostas fisiológicas) (Kamilar, 2009; Vidal-García & Serio-Silva, 2011).

Os resultados corroboram os rios como uma das principais barreiras geográficas que restringem ou delimitam as distribuições destes primatas, conforme previamente proposto (Hershkovitz, 1990; van Roosmalen *et al*., 2002; Printes *et al*., 2013). É relevante ponderar que o papel dos rios no processo de especiação poder ser de certa forma aleatório, ao restringir e isolar populações ao acaso e não necessariamente pela delimitação de diferentes contextos ecológicos que potencialmente gerem pressões seletivas diferenciadas. Entretanto, nos modelos gerados no presente estudo, a delimitação dos habitats indicados como adequados para cada espécie foram amplamente excludentes entre si e coincidentes com os rios que demarcam suas distribuições.

No extremo sul da distribuição do grupo *Personatus*, não foram indicadas áreas com habitats adequados para estas espécies ao sul do rio Tietê ou a oeste dos rios Paraná e Paranaíba, que são reconhecidos como os limites meridional e ocidental para *C. nigrifrons* e para todo o grupo (van Roosmalen *et al*., 2002; Printes *et al*., 2013; Figuras IV.3-4). Já no extremo norte, houve predição de pequenas áreas de distribuição potencial para *C. barbarabrownae* e *C. coimbrai* ao norte do rio São Francisco nos distintos modelos gerados para estas espécies, apesar destes terem indicado ampla concentração de habitats adequados para estas espécies a sul e leste do mesmo, que corresponde à sua distribuição atualmente conhecida (Printes *et al*. 2013; Figuras IV.3-7). Considerando que recentes levantamentos não encontraram quaisquer indícios da ocorrência atual ou pretérita de *Callicebus* na margem esquerda do médio e baixo rio São Francisco (Printes, 2007; Printes *et al*., 2011; Capítulo 1), este rio parece ter um papel fundamental na delimitação da distribuição das espécies do grupo *Personatus* nessa região, mesmo com a existência de habitats adequados à sua presença ao norte do mesmo.

A distribuição potencial para *C. coimbrai* (modelos CL+OD e CL+OD+VC) e *C. melanochir* indica uma estreita faixa de sobreposição de habitats adequados a norte e a sul do rio Paraguaçu (Figuras IV.3-4), além de uma área de sobreposição no extremo sul da Bahia, ao sul do rio Jequitinhonha, para o modelo CL+OD+VC (Figura IV.3). Entretanto, o Paraguaçu foi proposto como uma barreira geográfica estável entre estas espécies (Printes, 2005; Printes *et al*., 2013; Figura IV.1). Em recentes levantamentos, não foram encontradas evidências da ocorrência de *C. coimbrai* ao sul deste rio ou de *C. melanochir* ao norte do mesmo na faixa indicada (Printes, 2007; Printes *et al*., 2013; Capítulo 1), reforçando a conclusão que o Paraguaçu, em conjunto com a baía de Todos os Santos, funciona como delimitador destas espécies e sugerindo um papel fundamental para o mesmo no processo de especiação destas espécies, apesar da existência de habitats adequados à sua ocorrência nas margens opostas às de suas distribuições.

Curiosamente, rios que os presentes modelos reforçam como delimitadores para espécies do grupo *Personatus*, inclusive demarcando habitats excludentes entre as mesmas e sugerindo um papel central para os mesmos nos processos de especiação, não isolaram espécies de outros gêneros. Os rios Mucuri e Itaúnas, por exemplo, que delimitam *C. melanochir* (a norte) e *C. personatus*, a sul (Hershkovitz, 1990), não isolam espécies de *Sapajus* (*S. robustus*) nem de *Callithrix* (*Callithrix geoffroyi*) com distribuições que se estendem ao norte e ao sul destes rios (Hirsch *et al*., 2002). Por outro lado, o rio Jequitinhonha, que separa espécies de *Sapajus* (*S. xanthosternos* a norte, *S. robustus* a sul) e *Callithrix* (*Callithrix kuhlii* a norte, *Callithrix geoffroyi* a sul), e constitui o limite meridional

da distribuição de *Leontopithecus chrysomelas*, parece não ter causado o isolamento de populações de *C. melanochir* e aparentemente não divide habitats com níveis distintos de adequabilidade de habitat para a espécie.

Considerando que *Sapajus* tem maior porte que *Callicebus*, e *Callithrix* menor, infere-se que o porte dos primatas não tenha sido determinante para a efetividade destes rios enquanto barreiras geográficas para a dispersão destes gêneros na região. Isto reforça uma característica de certa forma aleatória para o papel dos rios no processo de especiação. Outra hipótese não excludente para os distintos padrões encontrados para esses primatas é que tenham histórias evolutivas distintas em termos biogeográficos, como, por exemplo, tendo sua origem em populações de diferentes refúgios florestais do Pleistoceno (Kinzey, 1982), com diversos padrões de contato subsequentes – inclusive limitados pela hidrografia –, que resultariam nestas diferenças em sua atual distribuição. Este processo adicionaria uma proporção de aleatoriedade no processo de especiação, já que o isolamento inicial das populações originais teria se dado por vicariância a partir da retração das florestas, e não por diferenciações ecológicas com potencial significado evolutivo ou outros mecanismos. Um ponto que fica por ser investigado a partir destas diferenças é o potencial papel destes rios na estruturação filogeográfica intraespecífica destas espécies (Avise, 2000).

Uma pequena área de distribuição potencial para *C. personatus* foi indicada na margem esquerda do médio rio Jequitinhonha (Figuras IV.3-4). Isto reforça propostas anteriores sobre a potencial ocorrência desta espécie, ou outra do grupo *Personatus*, a noroeste do Jequitinhonha (van Roosmalen *et al*., 2002; Printes *et al*., 2013). Entretanto, com exceção dessa pequena área, os modelos não indicaram habitats adequados para quaisquer espécies entre a margem esquerda do rio Jequitinhonha e a margem direita do alto São Francisco. Além disso, não são conhecidas populações de *Callicebus* naquela região. Assim, é possível que nem *C. personatus* ou nenhuma outra espécie do grupo ocorra a noroeste do Jequitinhonha, como previamente suposto, e que os cursos superior e médio deste rio representem uma barreira geográfica para o gênero na região.

A sobreposição encontrada para as distribuições potenciais de *C. melanochir* e *C. personatus* entre os rios Mucuri e Itaúnas (Figuras IV.3-4) reforça a proposta de Oliver & Santos (1991) sobre a existência de uma zona de intergradação entre as espécies nesta região, apesar de Hershkovitz (1990) ter proposto o rio Mucuri como barreira entre estas espécies e de não haver registros de simpatia entre estas espécies. Entre *C. nigrifrons* e *C. personatus* foi identificada a maior sobreposição entre os modelos gerados, situada no leste de Minas Gerais, principalmente ao longo dos tributários na margem direita do rio Doce (Figuras IV.3-4). Esta área é reconhecida como parte da distribuição de *C. personatus*, que se estenderia ao longo do

vale do rio Doce até a Serra da Mantiqueira nesta região (van Roosmalen *et al*., 2002). Entretanto, os limites a sudoeste desta espécie com relação a *C. nigrifrons* não estão bem definidos, sendo possivelmente mais restritos do que previamente suposto, e, assim, parte dessa área com sobreposição comporia de fato a distribuição de *C. nigrifrons* (Figura IV.1) (Printes *et al*., 2013).

Considerando que as sobreposições encontradas entre as distribuições potenciais modeladas podem indicar potenciais zonas reais de contato (p.ex. Oliver & Santos, 1991), fica evidente a necessidade de mais levantamentos nessas regiões em particular. Da mesma forma, é importante considerar as áreas com sobrepredição em futuros levantamentos, visando confirmar a presença ou ausência das espécies (Thorn *et al*., 2009). Os resultados desses esforços, em conjunto com inferências advindas das necessárias análises filogenéticas moleculares, podem ser facilmente incorporados aos presentes modelos, auxiliando a refinar os limites de distribuição entre os táxons deste grupo, por diminuírem progressivamente os erros de comissão e omissão dos modelos (Graham & Hijmans, 2006; Guisan & Thuiller, 2005).

Por outro lado, apesar das sobreposições encontradas e da zona de intergradação sugerida para *C. melanochir* e *C. personatus*, não há registros confirmados de simpatria para espécies do grupo *Personatus* (Figura IV.1). Além disso, nessas circunstâncias é esperado que ocorra competição interespecífica por recursos e, consequentemente, que mecanismos de exclusão competitiva atuem na delimitação geográfica da distribuição das espécies (Pulliam, 2000; Soberón & Peterson, 2005).

A identificação de nichos amplamente diferenciados, a partir da distribuição potencial modelada para cada uma das formas reconhecidas para o grupo *Personatus*, também confere certo suporte adicional à validade destes cinco entes taxonômicos, corroborando o sugerido pelos dados morfológicos (Hershkovitz, 1990; Kobayashi & Langguth, 1999) e cariotípicos (Printes *et al*., 2013) disponíveis. Entretanto, vale ressaltar que esta inferência deve ser apreciada com cautela, uma vez que o desenvolvimento dos modelos parte de um conjunto de pontos de ocorrência cuja identificação taxonômica segue a taxonomia vigente, o que pode originar uma estruturação enviesada das análises.

Desta forma, seria interessante realizar novas análises com o mesmo conjunto de dados, como a modelagem em conjunto dos pontos de ocorrência de todas as espécies do grupo *Personatus* como um único táxon ou dividindo os pontos de espécies reconhecidas em função, por exemplo, de rios de maior porte (p.ex. rio Jequitinhonha para *C. melanochir*). Além destas, haveria diversas alternativas intermediárias, como a modelagem em conjunto dos pontos de ocorrência de *C. personatus* e *C. nigrifrons*, que apresentaram a maior

sobreposição de distribuição potencial nos modelos aqui gerados, ou de *C. coimbrai* e *C. barbarabrownae*, entre as quais não existe uma barreira geográfica evidente.

Ainda assim, os presentes resultados em conjunto com a distribuição conhecida para as espécies do grupo *Personatus* sugerem processos alopátricos de especiação, possivelmente originados por vicariância relacionada aos refúgios florestais do Pleistoceno (Kinzey, 1982). Com a retração das florestas a partir de climas mais secos e a formação destes refúgios, populações preteritamente conectadas teriam ficado isoladas, propiciando sua diferenciação – por mutações fixadas, deriva genética ou seleção natural – em caracteres com significado evolutivo. O contato secundário entre estas populações pode ter sido impedido ou limitado pelas barreiras geográficas e ecológicas atualmente encontradas e inferidas entre as espécies do grupo *Personatus* (van Roosmalen *et al*., 2002; Printes *et al*., 2013). Complementarmente, os distintos padrões de coloração da pelagem (Kobayashi & Langguth, 1999) e as diferenças cromossômicas (Printes *et al*., 2013) já identificados neste grupo podem ter atuado como possíveis mecanismos de isolamento reprodutivo pré- e pós-copulatórios, respectivamente.

Vinculado ao processo de especiação no grupo *Personatus*, os modelos reforçam a proposta de existência de barreiras ecológicas delimitando espécies que habitam ambientes mais úmidos, associados à Mata Atlântica e aquelas que ocupam habitats mais secos da Caatinga, como pode ser o caso para *C. melanochir* e *C. barbarabrownae* no baixo-sul da Bahia. Entretanto, os modelos gerados e os registros de ocorrência disponíveis (Hirsch *et al*., 2002; Printes *et al*., 2011) também indicam um potencial papel do curso superior do rio de Contas e do médio e baixo rio Paraguaçu como barreiras entre estas espécies, conforme proposto por Hershkovitz (1990). Novos levantamentos, especialmente entre os rios Paraguaçu e de Contas, poderiam ajudar a clarear esta situação e refinar esta inferência.

Particularmente para *C. coimbrai* e *C. barbarabrownae*, os resultados indicam lacunas entre suas distribuições potenciais ao longo de uma estreita faixa sem adequabilidade de habitat para nenhuma das duas espécies dentro do recorte aplicado, coincidindo aproximadamente com os limites entre a Mata Atlântica e a Caatinga (Figuras IV.3-7). Em todos os modelos foi encontrado um hiato de adequabilidade de habitats para espécies do grupo *Personatus* entre os rios São Francisco e Japaratuba, situada na região de agreste, ou seja, a transição entre a Mata Atlântica e a Caatinga (Figuras IV.3-7). Este resultado corrobora o padrão observado recentemente por Beltrão-Mendes (2010) e Santos Jr. (2010), sugerindo um isolamento das populações de *C. coimbrai* da Mata Atlântica com relação às de *C. barbarabrownae* na Caatinga nessa região. As distribuições potenciais bem definidas entre estas espécies também sugerem problemas de identificação taxonômica em registros de ocorrência de *Callicebus* sp., que indicaram a presença de *C. coimbrai* na Caatinga (Sousa,

2003; Jerusalinsky *et al*., 2006; Printes, 2007; Sousa *et al*., 2008), em habitats apontados como exclusivamente adequados para *C. barbarabrownae* pelos presentes modelos, e que devem se tratar, de fato, desta espécie (Capítulo 1).

Por outro lado, nos modelos gerados com maior número de pontos de ocorrência (CL+OD+VC) foram encontradas diminutas sobreposições para as distribuições potenciais destas espécies entre os rios Sergipe e Vaza-Barris, no curso superior do rio Piauí, e entre os rios Itapicuru e Inhambupe (Figuras IV.3 e IV.5). Isto coincide com pontos de maior aproximação entre populações de *Callicebus* sp. registradas na Mata Atlântica e na Caatinga (Capítulo 1), indicando possíveis zonas de contato. Entretanto, Ab'Saber (2003), apesar de identificar o agreste como uma zona de transição entre esses biomas, também afirma que "*Em sua margem ocidental, as matas atlânticas do Nordeste fazem contato sinuoso, porém radical, com caatingas arbóreas*", sugerindo que uma aproximação entre as populações de *Callicebus* que ocupam cada bioma não implique, necessariamente, uma zona de contato entre as distintas espécies, que poderiam estar delimitadas por essa borda radical.

Complementarmente, diferentes respostas ecológicas destas espécies aos ambientes diversos desses biomas já foram observadas, com densidades populacionais de 0,126 ind./ha (Chagas & Ferrari, 2010) e 0,287 ind./ha (Rocha, 2011) para *C. coimbrai* na Mata Atlântica e de <0,05 ind./ha para *C. barbarabrownae* na Caatinga (Freitas *et al*., 2011). Assim, apesar de novos levantamentos populacionais serem necessários para elucidar esta questão, bem como estudos morfológicos, genéticos e ecológicos adicionais, principalmente nessas potenciais zonas de contato, infere-se que *C. coimbrai* e *C. barbarabrownae* estejam delimitadas por uma barreira ecológica, como previamente proposto (Jerusalinsky *et al*., 2006; Jerusalinsky, 2008; Printes *et al*., 2013).

Barreiras ecológicas entre a Mata Atlântica e a Caatinga também parecem delimitar a distribuição de outros primatas, tanto de gêneros de maior quanto de menor porte que *Callicebus*. Apesar de um registro polêmico na Caatinga (Ferreira *et al*., 2009), *S. flavius* parece ter sua distribuição limitada à Mata Atlântica ao norte do rio São Francisco (Silva 2010), sem barreiras geográficas evidentes com relação a *C. libidinosus*. Também estima-se que *C. penicillata* ocupava originalmente apenas habitats mais secos de Cerrado e Caatinga, enquanto *C. kuhlii*, *C. geoffroyi* e *C. aurita* permanecem restritos a ambientes mais úmidos associados à Mata Atlântica (Hirsch *et al*., 2002).

Novos tratamentos dos dados empregados na presente modelagem podem minimizar os impactos da autocorrelação espacial, como possivelmente existente para alguns pontos de ocorrência de *C. coimbrai* no sul de Sergipe, que podem originar um viés na predição de probabilidade de ocorrência (Segurado *et al*., 2006). No mesmo sentido de incrementar a

precisão das predições destes modelos, a realização de testes e calibragens complementares, podem evitar erros de omissão como o encontrada para *C. nigrifrons*, com a exclusão de um ponto de ocorrência real da área de distribuição potencial modelada. Além disso, modelagens complementares com este mesmo conjunto de dados podem auxiliar na compreensão das prováveis rotas de dispersão do gênero ente a Amazônia e a Mata Atlântica.

Uma importante aplicação dos modelos de distribuição potencial é no planejamento estratégico para a conservação de espécies, como, por exemplo, no desenho de redes de áreas protegidas, considerando a qualidade de habitat (via probabilidades de ocorrência) e a configuração espacial das unidades de conservação (Cabeza *et al*., 2004; Ortega-Huerta & Peterson, 2004; Mercado & Wallace, 2010). Uma sobreposição das distribuições potenciais encontradas com as unidades de conservação existentes e planejadas ou com áreas prioritárias para a conservação pode ajudar a definir os contornos dessas áreas, influenciando seus processos de criação ou ampliação, com a incorporação de habitats de maior adequabilidade para a ocorrência das espécies. Complementarmente, a sobreposição destas distribuições com as geradas em modelagens para outros táxons ameaçados de extinção pode contribuir para aumentar a eficiência na aplicação de recursos destinados à conservação da biodiversidade e na própria efetividade das áreas protegidas na manutenção de processos ecológico-evolutivos.

Ainda com relação à aplicabilidade dos presentes resultados para a conservação destas espécies, pode-se futuramente incorporar aos modelos variáveis de vegetação, que parecem ser determinantes na ocorrência e distribuição, por exemplo, de *C. coimbrai* e *C. barbarabrownae* (Santos Jr., 2010; Capítulo 1). Com a sobreposição dos resultados desses novos modelos aos remanescentes florestais existentes ou uso da terra, pode-se obter uma estimativa da área de ocupação das espécies para refinar a avaliação de seu estado de conservação. Esta mesma abordagem pode ser utilizada em projetos de restauração ambiental com o objetivo de gerar paisagens que permitam a manutenção ou recomposição da estrutura genética e demográfica das populações de *Callicebus* nos ambientes fragmentados que ocupam na Mata Atlântica e na Caatinga. O cruzamento destas distribuições potenciais com informações espaciais de projetos de desenvolvimento (p.ex. estradas, linhas de transmissão de energia, hidrelétricas) e de uso da terra (p.ex. assentamentos rurais, zoneamentos ecológico-econômicos) pode orientar a prevenção ou mitigação de impactos sobre fragmentos florestais importantes para a sobrevivência destas espécies.

IV.5. Referências bibliográficas

AB'SABER, A. N. 2003. **Os Domínios de natureza no Brasil – potencialidades paisagísticas**. Ateliê Editorial, São Paulo, Brasil. 159p.

AVISE, J. C. 2000. **Phylogeography – the history and formation of species**. Harvard University Press, Inglaterra.

BELTRÃO-MENDES, R. 2010. **Caracterização da estrutura de hábitat ao longo de um gradiente ambiental e análise de sua influência na distribuição das espécies ameaçadas de guigós (*Callicebus* spp.) no nordeste brasileiro.** Dissertação de mestrado. PPG Ecologia e Conservação, UFS. 90p.

BICCA-MARQUES, J. C.; CALEGARO-MARQUES, C. 1998. Behavioral thermoregulation in a sexually and developmentally dichromatic neotropical primate, the black-and-gold howling monkey (*Alouatta caraya*). **Am J Phys Anthrop 106**: 533–546.

BLACKBURN, T. M.; LAWTON, J. H.; GREGORY, R. D. 1996. Relationships between abundances and life histories of British birds. **J Anim Ecol 65**: 52–62.

BOUBLI, J. P.; LIMA, M. G. 2009. Modeling the Geographical Distribution and Fundamental Niches of *Cacajao* spp. and *Chiropotes israelita* in Northwestern Amazonia via a Maximum Entropy Algorithm. **Int. J. Primatol. 30**: 217–228.

BRASIL/MMA. 2003. Instrução Normativa N° 03, de 27 de maio de 2003: lista oficial das espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, Brasil. **Diário Oficial da União – Seção 1, 101**: 88-97.

CABEZA, M.; ARAÚJO, M. B.; WILSON, R. J.; THOMAS, C. D.; COWLEY, M. J. R.; MOILANEN, A. 2004. Combining probabilities of occurrence with spatial reserve design. **J Appl Ecol 41**: 252–262.

CHAGAS, R. R. D.; FERRARI, S. F. 2011. Population parameters of the endangered titi monkey, *Callicebus coimbrai* Kobayashi and Langguth, 1999, in the fragmented landscape of southern Sergipe, Brazil. **Braz. J. Biol. 71(3)**: 569-575

ELITH, J.; GRAHAM, C. H.; ANDERSON, R. P; DUDÝ´K, M.; FERRIER, S.; GUISAN, A.; HIJMANS, R. J., HUETTMANN, F.; LEATHWICK, J. R.; LEHMANN, A.; LI, J.; LOHMANN, L. G.; LOISELLE, B. A.; MANION, G.; MORITZ, C.; NAKAMURA, M.; NAKAZAWA, Y.; McC. OVERTON, J.; PETERSON, A. T.; PHILLIPS, S. J.; RICHARDSON, K. S.; SCACHETTI-PEREIRA, R.; SCHAPIRE, R. E.; SOBERO´N, J.; WILLIAMS, S.; WISZ, M. S.; ZIMMERMANN, N. E. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. **Ecography 29**: 129–151.

FERREIRA, R. G.; JERUSALINSKY, L.; SILVA, T. C.; FIALHO, M. S.; ROQUE, A. A.; FERNANDES, A; ARRUDA, F. 2009. On the occurrence of *Cebus flavius* (Schreber 1774) in the Caatinga, and the use of semi-arid environments by *Cebus* species in the Brazilian state of Rio Grande do Norte. **Primates 50 (4)**: 357-362.

FREITAS, E. B.; DE-CARVALHO, C. B.; FERRARI, S. F. 2011. Abundance of *Callicebus barbarabrownae* (Hershkovitz 1990), (Primates: Pitheciidae) and other nonvolant mammals in a fragment of arboreal Caatinga in northeastern Brazil. **Mammalia 75: 339–343.**

GRAHAM, C. H.; HIJMANS, R. J. 2006. A comparison of methods for mapping species ranges and species richness. **Global Ecol Biogeogr 15**: 578–587.

GROVES, C. 2001. **Primate Taxonomy**. Smithsonian Institution Press, Estados Unidos. 350p.

GUISAN, A.; THUILLER, W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. **Ecol Lett 8**: 993–1009

GUISAN, A.; ZIMMERMANN, N. E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. **Ecological Modelling 135:** 147–186.

HERNANDEZ, P. A.; GRAHAM, C. H.; MASTER, L. L.; ALBERT D. L. 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. **Ecography 29**: 773785.

HERSHKOVITZ, P. 1988. Origin, speciation, dispersal of South American titi monkeys, genus *Callicebus* (family Cebidae, Platyrrhini). **Proc. Acad. Nat. Sci. Philadelphia 140(1)**: 240-272.

HERSHKOVITZ, P. 1990. Titis, New World monkeys of the genus *Callicebus* (Cebidae, Platyrrhini): A preliminary taxonomic review. **Fieldiana Zoology 55**: 1-109.

HIJMANS, R. J.; CAMERON, S. E.; PARRA, J. L.; JONES, P.; JARVIS, A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology 25**: 1965–1978.

HIRSCH, A.; DIAS, L. V.; MARTINS, L. O.; CAMPOS, R. F.; LANDAU, E. C.; RESENDE, N. A. T. 2002. BDGEOPRIM – Database of Geo-Referenced Localities of Neotropical Primates. **Neotropical Primates 10(2)**: 79-84.

HUTCHINSON, G. E. 1957. Concluding remarks. **Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology 22**: 415–442.

IUCN. 2010. **IUCN Red List of Threatened Species – Version 2010.4**. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org>. Acessado em: 4 de abril de 2011.

JERUSALINSKY, L. 2008. *Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth, 1999. In: MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G. M.; PAGLIA, A. P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção – Volume II**. Brasil, Ministério do Meio Ambiente, Série Biodiversidade, Número 19. p.: 769-771.

JERUSALINSKY, L.; OLIVEIRA, M. M.; PEREIRA, R. F.; SANTANA, V.; BASTOS, P. C. R.; FERRARI, S. F. 2006. Preliminary evaluation of the conservation status of *Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth, 1999 in the Brazilian state of Sergipe. **Primate Conservation 21**:25–32.

KAMILAR, J. M. 2009. Environmental and geographic correlates of the taxonomic structure of primate communities. **Am J Phys Anthropol 139:** 382–393.

KINZEY, W. G. 1982. Distribution of primates and forest refuges. In: PRANCE, G. T. (ed.). **Biological Diversification in the Tropics.** Columbia University Press, New York. p.: 455-482.

KOBAYASHI, S.; LANGGUTH, A. B. 1999. A new species of titi monkey, *Callicebus* Thomas, from north-eastern Brazil (Primates, Cebidae). **Revta. Bras. Zool. 16(2)**: 531-551.

MARINHO-FILHO, J.; VERÍSSIMO, E. W. 1997. The rediscovery of *Callicebus personatus barbarabrownae* in Northeastern Brazil with a new western limit for its distribution. **Primates 38(4)**: 429-433.

MERCADO, N. I.; WALLACE, R. B. 2010. Distribución de primates en Bolivia y áreas prioritarias para su conservación. **Tropical Conservation Science 3(2)**: 200-217.

OLIVER, W. L. R.; SANTOS, I. B. 1991. Threatened endemic mammals of the atlantic forest region of south-east Brazil. **Wildl. Preserv. Trust Spec. Sci. Rep. (4):** 1-126.

ORTEGA-HUERTA, M. A.; PETERSON, A. T. 2004. Modelling spatial patterns of biodiversity for conservation prioritization in North-eastern Mexico. **Divers Distrib 10**: 39–54.

PECK, M.; THORN, J.; MARISCAL, A.; BAIRD, A.; TIRIRA, D.; KNIVETON, D. 2011. Focusing conservation efforts for the Critically Endangered brown-headed spider monkey (*Ateles fusciceps*) using remote sensing, modeling, and playback survey methods. **Int. J. Primatol. 32**: 134–148.

PHILLIPS, S. J.; ANDERSON, R. P.; SCHAPIRE, R. E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological Modelling 190**: 231–259.

PHILLIPS, S. J.; DUDIK, M.; SCHAPIRE, R. E. 2004. A maximum entropy approach to species distribution modeling. In: Proceedings of the 21st International Conference in Machine Learning: 655–662. New York: ACM Press.

PRINTES, R. C. 2005. Novos registros sobre a distribuição do guigó da caatinga *Callicebus barbarabrownae* (Hershkovitz, 1990) e novo limite sul de *Callicebus coimbrai* (Kobayashi & Langguth, 1999). **XI Congresso Brasileiro de Primatologia, Livro de Resumos**. SBPr e PUCRS, Brasil. p.154. (resumo)

PRINTES, R. C. 2007. **Avaliação taxonômica, distribuição e *status* do guigó-da-Caatinga *Callicebus barbarabrownae* Hershkovitz, 1990**. Tese de doutorado, não publicada. PPG Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre/UFMG, Brasil.

PRINTES, R. C., RYLANDS, A. B. 2008. *Callicebus barbarabrownae* Hershkovitz, 1990. In: MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G. M.; PAGLIA, A. P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção – Volume II**. Brasil, Ministério do Meio Ambiente, Série Biodiversidade, Número 19. p.: 766-768.

PRINTES, R. C.; JERUSALINSKY, L.; CARDOSO DE SOUSA, M.; RODRIGUES, L. R. R.; HIRSCH, A. (2013). Zoogeography, genetic variation and conservation of the *Callicebus personatus* group. In: VEIGA, L. M.; BARNETT, A.; FERRARI, S. F.; NORCONK, M. (eds.). **Evolutionary biology and conservation of titis, sakis, and uacaris**. Cambridge University Press, Inglaterra, p. 43-49.

PRINTES, R. C.; RYLANDS, A. B.; BICCA-MARQUES, J. C. 2011. Distribution and status of the Critically Endangered blond titi monkey *Callicebus barbarabrownae* of north-east Brazil. **Oryx 45(3)**: 439-443.

PULLIAM, H. R. 2000. On the relationship between niche and distribution. **Ecology Letters 3:** 349–361.

ROCHA, J. C. A. G. 2011. **Distribuição e densidade de populações de *Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth 1999 na região do Refúgio de Vida Silvestre da Mata do Junco, Sergipe**. Dissertação de Mestrado. PPG Ecologia e Conservação, UFS. 65p.

ROOT, T. 1988. Energy constraints on avian distributions and abundances. **Ecology 69**: 330–339.

SANTOS Jr., E. M. 2010. **Mapeamento e caracterização dos fragmentos florestais da bacia do baixo rio São Francisco em Sergipe e suas implicações para conservação de guigós (*Callicebus* sp.)**. Dissertação de Mestrado. PPG Ecologia e Conservação, UFS. 86p.

SEGURADO, P.; ARAUJO, M. B.; KUNIN, W. E. 2006. Consequences of spatial autocorrelation for niche based models. **Journal of Applied Ecology 43:** 433–444.

SILVA, T.C.F. 2010. **Estudo da variação na pelagem e da distribuição geográfica em *Cebus flavius* (Schreber, 1774) e *Cebus libidinosus* (Spix, 1823) do Nordeste do Brasil**. Universidade Federal da Paraíba, PPGCB - Zoologia. 46p.

SOBERÓN, J.; PETERSON, A. T. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. **Biodiversity Informatics 1**: 14–22.

SOUSA, M. C. 2003. Distribuição do guigó (*Callicebus coimbrai*) no estado de Sergipe. **Neotropical Primates 11(2)**: 89-91.

SOUSA, M. C.; SANTOS, S. S.; VALENTE, M. C. M. 2008. Distribuição e variação na pelagem de *Callicebus coimbrai* (Primates, Pitheciidade) nos Estados de Sergipe e Bahia, Brasil. **Neotropical Primates 15(2)**: 54-59.

THORN, J. S.; NIJMAN, V.; SMITH, D.; NEKARIS, K. A. I. 2009. Ecological niche modelling as a technique for assessing threats and setting conservation priorities for Asian slow lorises (Primates: Nycticebus). **Diversity Distrib. 15:** 289–298.

VAN ROOSMALEN, M. G. M.; VAN ROOSMALEN, T.; MITTERMEIER, R. A. 2002. A taxonomic review of the titi monkeys, genus *Callicebus* Thomas, 1903, with the description of two new species, *Callicebus bernhardi* and *Callicebus stephennashi*, from Brazilian Amazonia. **Neotropical Primates 10 (Suppl)**: 1-52.

VEIGA, L. M.; PRINTES, R. C.; RYLANDS, A. B.; KIERULFF, M. C. M.; OLIVEIRA, M. M.; MENDES, S. L. 2008a. *Callicebus barbarabrownae*. In: **IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2**. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acessado em: 24 de novembro de 2012.

VEIGA, L. M.; SOUSA, M. C.; JERUSALINSKY, L.; FERRARI, S. F.; OLIVEIRA, M. M.; SANTOS, S. S.; VALENTE, M. C. M.; PRINTES, R. C. 2008b. *Callicebus coimbrai*. In: IUCN 2010. **IUCN Red List of Threatened Species – Version 2010.4.** Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acessado em: 15 de julho de 2010.

VIDAL-GARCÍA, F.; SERIO-SILVA, J. C. 2011. Potential distribution of Mexican primates: modeling the ecological niche with the maximum entropy algorithm. **Primates 52**: 261–270.

V. Capítulo 3 – Populações remanescentes de *Callicebus coimbrai*: estado de conservação

V.1. Introdução

O guigó, *Callicebus coimbrai*, está em preocupante situação de ameaça devido, principalmente, à perda e fragmentação de hábitats em sua restrita distribuição geográfica, agravada pela insuficiência de informações para subsidiar o desenvolvimento de estratégias eficazes de conservação para a espécie (Jerusalinsky, 2008; Veiga *et al.*, 2008b). Considerando que a informação primordial para elaborar tais estratégias é a identificação de suas populações remanescentes, o objetivo primordial deste capítulo é localizar estas populações. Procura-se, a partir da caracterização de áreas de ocorrência da espécie e das principais ameaças a que estão sujeitos, detalhar informações que permitam estimar o tamanho das populações e seu potencial para contribuir para a conservação da espécie.

O número de indivíduos remanescentes na natureza, a extensão de ocorrência (área total da distribuição geográfica), e a área de ocupação (somatório de áreas efetivamente ocupadas), juntamente com as tendências de variação destes três parâmetros são os principais critérios para acessar o grau de ameaça de espécies em extinção (IUCN, 2001). Associadas à caracterização das principais ameaças sobre tais populações, estas informações são fundamentais para subsidiar análises de viabilidade populacional, tanto por auxiliar na identificação de unidades demográficas adequadas a tais análises, quanto por permitir maior precisão nas inferências sobre probabilidades de extinção e alternativas de manejo mais efetivas para a conservação (Groom & Pascual, 1997; Reed *et al.*, 2002). Além disso, pela localização e caracterização destas populações, poder-se-á, por exemplo, elencar as mais adequadas para a implementação de uma rede de áreas protegidas para a proteção da espécie.

Fatores ecológicos podem ser determinantes da presença ou ausência de uma espécie em determinada área. Partindo deste pressuposto, neste capítulo procura-se avaliar alguns dos fatores potencialmente condicionantes da presença ou ausência de *C. coimbrai* em uma dada localidade. A extensão dos fragmentos e seu grau de preservação, e a presença de outras espécies são os principais fatores investigados. Até o início do presente estudo, o menor fragmento com registro de ocorrência de *C. coimbrai* era a Mata da Aguada, município de Carmópolis, Sergipe, com uma extensão de 40 ha (Sousa, 2003). Entretanto, sabe-se que outras espécies do grupo *Personatus* na Mata Atlântica podem ter áreas de vida tão pequenas quanto cinco hectares (Tabela I.2). Com isso, fica evidente a importância de investigar a área mínima de fragmento que possibilite a presença de pelo menos alguns indivíduos de *C.*

coimbrai dentre os diminutos e esparsos resquícios de Mata Atlântica inseridos na paisagem altamente fragmentada ocupada pela espécie. Apesar de Sousa (2003) ter relatado a presença do guigó tanto em fragmentos bem preservados, quanto em áreas moderadamente perturbadas, não são bem conhecidos os limites de tolerância de *C. coimbrai* à perturbação de hábitats.

Procura-se compreender, também, se estes fatores podem ser condicionantes da ocorrência conjunta de *C. coimbrai* com outros mamíferos ameaçados que tenham potencial relevância ecológica para a espécie. A ocorrência conjunta com outro primata criticamente ameaçado, o macaco-prego-do-peito-amarelo (*Sapajus xanthosternos*) foi registrada em apenas um fragmento com cerca de 600 ha (Sousa, 2003; Kierulff *et al*., 2005). Além de ser um potencial competidor pelas semelhanças de tamanho e dieta, são conhecidos casos de *Callicebus* predados por macacos-prego (Lawrence, 2003; Sampaio & Ferrari, 2005). Os felinos, principalmente os de maior porte, como a onça-parda (*Puma concolor*) – cuja ocorrência em Sergipe é conhecida (obs. pess.) –, também são reconhecidos como potenciais predadores de primatas, incluindo os do gênero *Callicebus* (Defler, 2003; Kinzey, 1981).

No presente estudo, a distribuição conhecida e presumida de *C. coimbrai* foi sistematicamente vistoriada com o objetivo de subsidiar um diagnóstico sobre o estado de conservação de suas populações remanescentes, informação fundamental para a formulação de diretrizes básicas para o desenvolvimento de estratégias de conservação de longo prazo. A partir da localização das áreas de ocorrência de *C. coimbrai*, procura-se, especificamente:

a) Identificar as populações remanescentes de *Callicebus coimbrai*;
b) Identificar fatores ecológicos que possam determinar a presença ou ausência da espécie; e
c) Avaliar o estado de conservação da espécie.

V.2. Materiais e Métodos

V.2.1. Levantamento das populações remanescentes

A área de estudo foi delimitada e caracterizada conforme descrito na Seção III.2.1 do Capítulo 1. A seleção de fragmentos para vistoria, o levantamento de dados por entrevistas e as vistorias para verificação de ocorrência de guigós foram realizados conforme descrito, respectivamente, nas Seções III.2.2, III.2.3 e III.2.4 do Capítulo 1. A caracterização das áreas em termos de tipo de vegetação e distribuição por interflúvios foi realizada conforme descrito na Seção III.2.5 do Capítulo 1. Com as informações geradas por esses métodos, e considerando os limites de distribuição inferidos para *C. coimbrai* nos Capítulos 1 e 2, foi

estimado o número de fragmentos ocupados por *C. coimbrai*, identificado o tipo de vegetação dos mesmos e sua localização por interflúvio, para subsequentes análises.

Para as análises do presente capítulo, durante as entrevistas realizadas (Seção III.2.3 do Capítulo 1) também foi investigada a ocorrência de outros primatas, especialmente do macaco-prego-do-peito-amarelo (*Sapajus xanthosternos*), outra espécie de primata ameaçada de extinção com distribuição conhecida na área de estudo. Para esta finalidade, também foram reproduzidas vocalizações de *Callithrix* e *Sapajus* a fim de testar a familiaridade do entrevistado com estes sons. No mesmo sentido, durante as vistorias para verificação de ocorrência de guigós (Seção III.2.4 do Capítulo 1), também foram procurados indícios diretos (avistamentos, vocalizações, carcaças) ou indiretos (rastros, fezes) da presença de outros primatas (*Callithrix* e *Sapajus*) e outros mamíferos, especialmente daqueles ameaçados de extinção. Com essas informações procurou-se verificar a ocorrência conjunta de *C. coimbrai* com essas espécies e potenciais fatores relacionados a isso.

V.2.2. Estimativa de tamanho de fragmentos e da área de ocupação de *C. coimbrai*

A área de cada fragmento vistoriado ou para o qual já tenha sido obtido registro de ocorrência de guigós dentro da área de estudo foi estimada pela análise de três tipos de informação, quando possível em conjunto. Primeiramente, pela análise das imagens de satélite e bases cartográficas disponíveis, tanto impressas quanto digitais. Uma importante ferramenta de apoio para esta análise foi o *software* GoogleEarth (Versão 6.1), quando a imagem disponível neste programa para determinada área possuía boa definição e pouca cobertura de nuvens. Com essas imagens foram estimadas as áreas dos fragmentos a partir da medição de seu comprimento e largura médios, com subsequente multiplicação desses valores. Nos casos em que o formato dos fragmentos era muito irregular, o procedimento de medição e multiplicação foi realizado por seções dos mesmos, com posterior soma dos valores obtidos para cada seção para chegar à estimativa de tamanho do fragmento.

O segundo tipo de informação considerado para estas estimativas foram os dados coletados sobre o tamanho dos fragmentos durante as entrevistas para levantamento de populações (Seção III.2.3), especialmente aqueles obtidos com os proprietários das áreas. Por último, a área de alguns fragmentos foi medida pela equipe de campo, com auxílio de aparelho receptor de GPS. Para esta tarefa, percorreu-se todo o perímetro dos fragmentos registrando-se pontos a cada 10 m. Os pontos foram descarregados no aplicativo MapSource (Garmin) que funciona como interface entre o receptor de GPS e o computador. Nesse

aplicativo, os pontos foram ligados com a ferramenta "Distância/Referência", que automaticamente informa a área resultante.

Para fins de síntese e análise, os fragmentos também foram agrupados por classes de área: A) até 25 ha; B) 26-100 ha; C) 101-250 ha; D) 251-500 ha; E) > 500 ha. Estas classes estão baseadas na categorização adotada por Ribeiro *et al*. (2011), em sua análise sobre os remanescentes de Mata Atlântica, exceto pela classe de menor tamanho, que foi delimitada pelo tamanho de área de vida considerada adequada para a sobrevivência de um grupo de guigós em função das evidências disponíveis, e pela classe que agrupa os fragmentos acima de 500 ha, já que há poucos fragmentos nesta situação dentro da área de estudo.

O tamanho estimado para os fragmentos foi utilizado para diversas análises subsequentes, como sobre parâmetros mínimos para a presença de *C. coimbrai* e relação com tipo de vegetação e presença da espécie. A soma dos tamanhos estimados para cada fragmento com ocorrência confirmada de *C. coimbrai* foi usada para estimar a área de ocupação, ou seja, o total de área efetivamente ocupada pela espécie. Este somatório, por sua vez, foi utilizado nas estimativas de tamanho populacional remanescente (Seção V.2.4) e na avaliação do estado de conservação da espécie (Seção V.2.5).

V.2.3. Caracterização de ameaças

A perda e fragmentação de habitats representa a maior ameaça mundial à biodiversidade e aos primatas em particular (Cowlishaw & Dunbar, 2001; Strier, 2007), e não parece ser diferente para *C. coimbrai* (Jerusalinsky, 2008). Assim, procurou-se caracterizar esses impactos por meio da estimativa do número e tamanho de fragmentos com ocorrência de *C. coimbrai*, de observações diretas em campo e entrevistas. O número de fragmentos com ocorrência de *C. coimbrai* foi calculado a partir do levantamento de populações (Seção V.2.4), enquanto o tamanho dos mesmos e a área de ocupação da espécie foram estimados conforme descrito na Seção V.2.5.

Em campo, foram registradas as atividades antrópicas que podem resultar em redução e perda de qualidade de habitats, como distintos tipos de desmatamento, queimadas e contaminação de ambientes. Também procurou-se identificar os principais usos da terra na área de estudo, que histórica ou recentemente tomaram o lugar das florestas e que atualmente compõem a paisagem na qual estão inseridas as populações remanescentes *de C. coimbrai*, podendo ser determinantes para sua persistência. Neste sentido, durante as entrevistas para levantamento de populações (Seção III.2.3 do Capítulo 1), também foram colhidas informações sobre o uso dessas distintas feições da matriz por parte dos guigós.

Considerando que a caça, apanha e tráfico estão entre as principais ameaças para a sobrevivência de primatas em todo o mundo (Cowlishaw & Dunbar, 2001; Strier, 2007), a caracterização da ocorrência e pressão destes impactos sobre *C. coimbrai* foi investigada por meio de entrevistas e observações diretas em campo. A origem e o histórico de indivíduos registrados em cativeiro ou caçados foram investigados com informantes, a fim de caracterizar o padrão e intensidade das práticas de caça e apanha e seu potencial impacto sobre as populações.

Estes temas também foram tratados durante as entrevistas para levantamento de populações (Seção III.2.3 do Capítulo 1) partindo de uma consulta fundamental: se o entrevistado já tinha realizado, visto ou sabido sobre alguém realizar essas práticas. Para as respostas afirmativas, a fim de caracterizar esses impactos, procurou-se detalhar ao máximo esses eventos em termos de frequência, finalidade, antiguidade, localização, atores envolvidos e contexto da ação. Nestes casos, os informantes também foram indagados sobre aspectos morfológicos e comportamentais dos animais para verificar a identidade taxonômica dos mesmos. Com esse mesmo objetivo e para fins de comparação, os entrevistados também foram consultados a respeito dessas ameaças sobre os outros dois gêneros de primatas que ocorrem na área de estudo: *Callithrix* e *Sapajus*.

Entretanto, nem sempre durante as entrevistas esses dois temas – caça e apanha – foram abordados com relação a todos estes primatas com todos os informantes, por motivos tais como ausência de algumas das espécies na região ou desconhecimento por parte dos entrevistados sobre as espécies ou as práticas em questão. Além disso, nas análises destes resultados foram descartados os relatos avaliados como demasiadamente inconsistentes ou vagos em termos, por exemplo, de identificação taxonômica ou localização do evento. Tampouco foram incluídos nas análises os relatos de informantes que evidenciaram algum receio ao serem levantados esses assuntos durante as entrevistas. Nestas situações, não se insistiu na abordagem destes temas. Esse receio foi geralmente associado à possibilidade da atividade de pesquisa em desenvolvimento estar vinculada a ações de fiscalização, já que a prática de caça e apanha de animais silvestres são ilegais no Brasil (Lei de Crimes Ambientais, Nº 9.605/1998).

Complementarmente, a partir das indicações de outros entrevistados e da verificação de conhecimento especialmente qualificado sobre a prática de caça, foram identificados dentre os informantes aqueles que seriam caçadores experientes (Davis & Wagner, 2003). Uma vez identificados, esses informantes selecionados foram consultados sobre os mamíferos mais caçados, geralmente partindo de uma pergunta sobre as carnes mais apreciadas e, quando possível, sobre as espécies mais valiosas para comercialização. As informações obtidas com

esse grupo de entrevistados foram utilizadas para aferir se os guigós são alvo de caça e se estão entre as espécies preferenciais desta prática, seja para consumo, comercialização ou entretenimento. No mesmo sentido, esses e outros entrevistados foram consultados, quando pertinente, sobre a possibilidade de mostrarem carcaças, peles ou outras partes dos animais caçados, bem como fotografias dos mesmos. Além disso, durante os trabalhos de campo procurou-se avaliar a ocorrência da atividade de caça em geral por meio de evidências desta prática, como pessoas transitando com espingardas ou outros petrechos de caça e presença de estruturas de espera para caça e disparos de tiros no interior dos fragmentos florestais.

Uma série de outras ameaças aos primatas está relacionada à proximidade com populações humanas, como atropelamentos, eletroplessões, predação por fauna doméstica e oferta de alimentos (Chiarello, 2003; Cowlishaw & Dunbar, 2001). Com isso, a ocorrência destes impactos sobre *C. coimbrai* também foi investigada por meio de entrevistas e do registro de situações de risco. Assim, como para a caça e apanha, também procurou-se detalhar os eventos, quando obtidos relatos positivos para a incidência destas ameaças.

A abordagem junto aos entrevistados de temas como caça e apanha com relação a outros primatas e outros mamíferos teve como objetivo verificar relatos falso-negativos para a ocorrência destes impactos sobre *C. coimbrai* e, assim, evitar a subestimativa da incidência e magnitude dos mesmos. Com essa abordagem também procurou-se identificar ameaças potenciais e emergentes à espécie. Por fim, visando auxiliar na avaliação da severidade de todas as ameaças analisadas – perda e fragmentação de habitats, caça, apanha e outras –, foi perguntado aos informantes que relataram extinções locais de guigós sobre a causa presumida para o desaparecimento destes animais em determinada localidade.

V.2.4. Estimativa de tamanho populacional

Na ausência de dados de censos populacionais, como é o caso para *C. coimbrai*, o método mais prático para estimar o tamanho de populações é a extrapolação das estimativas de abundância populacional disponíveis para as áreas ocupadas pela espécie. Para *C. coimbrai*, já foram realizados dois estudos de densidade populacional, ambos na Mata Atlântica de Sergipe. O primeiro, realizado na Fazenda Trapsa, município de Itaporanga d'Ajuda, sul de Sergipe, resultou em um valor de 0,126 ind./ha (Chagas & Ferrari, 2011). O segundo, realizado na Mata do Junco, município de Capela, norte de Sergipe, indicou uma densidade de 0,287 ind./ha (Rocha, 2011). Estes valores estão dentro da variação encontrada para outras espécies de *Callicebus* (Tabela I.3), e apresentam uma média de 0,206 ind./ha. Assim, um valor de 0,2 ind./ha ou 20 ind./km² parece ser uma estimativa razoável para efeitos de cálculo de tamanhos populacionais para *C. coimbrai*. Desta forma, esse valor foi

multiplicado pela área de ocupação total da espécie para obter uma primeira estimativa da população total remanescente.

Em uma segunda abordagem para obter esta estimativa foram considerados a área de vida e o tamanho de grupos conhecidos para *C. coimbrai* e para outras espécies do grupo *Personatus*. Para *C. coimbrai* já foram registradas áreas de vida de 10 ha (Santana, 2012) e 14 ha (Souza-Alves *et al*., 2011), enquanto para outras espécies do grupo *Personatus*, excluindo-se os valores extremos (5 ha e 48 ha), este valor varia entre 11 ha e 38 ha (Tabela I.2). Entretanto, em função da heterogeneidade e do grau de degradação dos habitats com ocorrência de *C. coimbrai*, parece plausível que a espécie não ocupe homogeneamente os fragmentos e, assim, é provável que uma fração considerável destes não seja utilizada por seus grupos sociais. Como isso aumentaria a média de área por grupo com relação ao tamanho total dos fragmentos, parece razoável adotar uma média de 20 ha por grupo para as presentes estimativas. Com relação ao tamanho de grupo, para *C. coimbrai* o máximo registrado foi de sete indivíduos (Santana 2012) – assim como para todo o gênero –, mas também já foram observados indivíduos solitários, enquanto para as demais espécies do grupo *Personatus* este valor varia entre um e seis indivíduos (Tabela I.3). Com isso, e considerando que os grupos de *Callicebus* são constituídos por casais e sua prole imatura, geralmente entre um e três indivíduos, parece adequado assumir uma média de quatro indivíduos por grupo para o cálculo de tamanho populacional. Assim, para obter a segunda estimativa de tamanho populacional remanescente de C. coimbrai, a área de ocupação total da espécie foi dividida pela média de área por grupo (20 ha) e subsequentemente multiplicada pelo tamanho médio de grupo (quatro indivíduos).

Por fim, em uma abordagem mais conservadora, o tamanho populacional remanescente para *C. coimbrai* foi calculado a partir do número de grupos sociais efetivamente registrados em trabalhos de levantamento populacional. Para as localidades em que não foram obtidos registros durante o presente estudo e para as quais não foi informado o número de grupos registrados, adicionou-se, para este cálculo, um grupo para cada uma destas localidades. O número final de grupos foi multiplicado pelo número médio de indivíduos por grupo (quatro indivíduos, conforme descrito acima para a segunda estimativa).

V.2.5. Avaliação do estado de conservação

Para avaliação do estado de conservação de *C. coimbrai*, foram utilizados as categorias e critérios desenvolvidos pela IUCN (2001) (Anexo I), abordagem amplamente aceita e a mais utilizada mundialmente para esta finalidade por estar fundamentada ao máximo em informações científicas e estabelecer um parâmetro único de comparação e

priorização de esforços conservacionistas. Estas categorias e critérios também foram recentemente adotados de forma oficial para avaliar o risco de extinção das espécies brasileiras (Brasil/ICMBio, 2012).

Os critérios da IUCN (2001) referem-se à extensão de ocorrência (área que engloba toda a distribuição geográfica da espécie), área de ocupação (total de área efetivamente ocupada pela espécie), tamanhos populacionais e viabilidade populacional, além de tendências de variação nestes parâmetros (Tabela V.1). Para as espécies avaliadas e com dados suficientes, as categorias variam de Menos Preocupante a Extinto, passando por três categorias de ameaça de extinção: Criticamente em Perigo, Em Perigo e Vulnerável (Figura V.1).

Tabela V.1. Critérios para avaliação do estado de conservação de espécies. Resumido de IUCN (2001). Ver Anexo I.

Critério	**Síntese**	**Limiares para categorias de ameaça**
A	Redução populacional	CR - Redução populacional de $\geq$ 80% a $\geq$ 90% em 3 gerações EN – Redução populacional de $\geq$ 50% a $\geq$ 70% em 3 gerações VU – Redução populacional de $\geq$ 30% a $\geq$ 50% em 3 gerações
B	Extensão de ocorrência ou área de ocupação restritas, além de severamente fragmentadas ou com diminuições ou flutuações populacionais	CR – Extensão de ocorrência < 100 km^2 ou área de ocupação < 10 km^2 EN – Extensão de ocorrência < 5.000 km^2 ou área de ocupação < 500 km^2 VU – Extensão de ocorrência < 20.000 km^2 ou área de ocupação < 2.000 km^2
C	População pequena, em declínio acentuado, ou com qualquer diminuição combinada com subpopulações extremamente reduzidas ou concentração de indivíduos em uma subpopulação ou flutuações populacionais extremas	CR - < 250 indivíduos maduros; redução $\geq$ 25% em 1 geração ou nenhuma população > 50 indivíduos maduros EN - < 2.500 indivíduos maduros; redução $\geq$ 20% em 2 gerações ou nenhuma população > 250 indivíduos maduros VU - <10.000 indivíduos maduros; redução $\geq$ 10% em 3 gerações ou nenhuma população > 1.000 indivíduos maduros
D	População extremamente reduzida	CR - < 50 indivíduos maduros EN - < 250 indivíduos maduros VU- < 10.000 indivíduos maduros ou área de ocupação < 20 km^2 ou número de localidades $\leq$ 5
E	Análise quantitativa da probabilidade de extinção, como Análises de Viabilidade Populacional (AVP)	CR - $\geq$ 50% de probabilidade de extinção em 3 gerações EN - $\geq$ 20% de probabilidade de extinção em 5 gerações VU - $\geq$ 10% de probabilidade de extinção em 100 anos

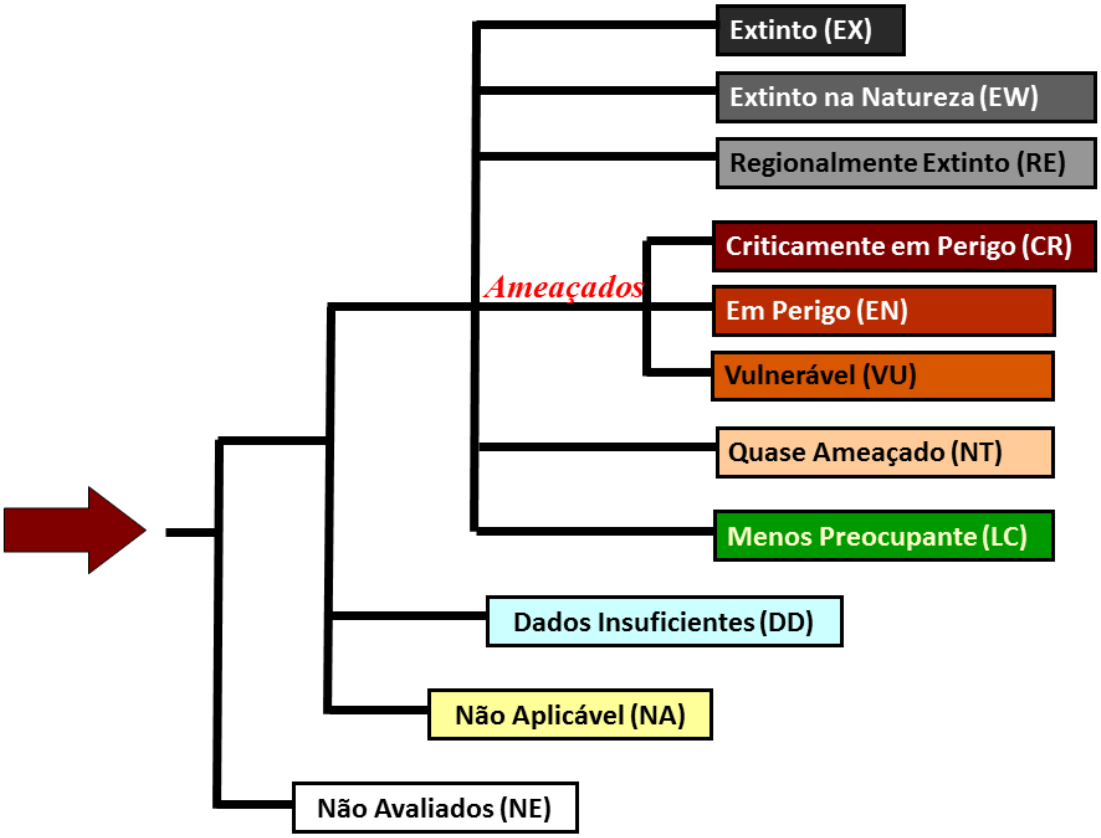


Figura V.1. Chave de categorias para avaliação do estado de conservação de espécies. Adaptado de IUCN (2001).

V.2.6. Análise de Dados

Para a análise de dados foram utilizadas as informações levantadas sobre as localidades com ocorrência de guigós confirmada por observação direta ou vocalizações, mas também das localidades de ocorrência presumida pelos relatos consistentes de presença e de extinção local e demais dados obtidos em entrevistas e por observações diretas em campo, conforme descrito nas seções anteriores. Assim, a partir desse conjunto de informações foram avaliados ou estimados:

a) Número e tamanho de fragmentos atualmente ocupados por *C. coimbrai*;
b) Área de ocupação, ou seja, o total de área efetivamente ocupada pela espécie;
c) Distribuição regional de populações remanescentes, como em interflúvios;
d) Ameaças à espécie e sua intensidade relativa;
e) Parâmetros mínimos para a presença de *C. coimbrai*, como tamanho de fragmento;
f) Relação entre tamanho de fragmento, tipo de vegetação e presença/ausência de *C. coimbrai*;
g) Relação com a presença de *Sapajus* ou outros elementos da fauna;
h) Tamanho populacional remanescente da espécie na natureza;
i) Estado de conservação da espécie.

V.3. Resultados

V.3.1. Levantamento de populações remanescentes de *Callicebus coimbrai*

Para resultados gerais do levantamento de populações de *Callicebus* sp. na área de estudo ver Seção III.3.1 do Capítulo 1.

Foram vistoriados 141 fragmentos abrangendo 10 tipos de vegetação e todas as classes de tamanho, sendo 27,7% com até 25 ha, 36,9% entre 26 e 100 ha, 17,7% entre 101 e 250 ha, 10,6% entre 251 e 500 ha, e 7,1% com mais de 500 ha (Tabela V.2). A presença de guigós foi registrada em 44 fragmentos dentro dos limites inferidos para *C. coimbrai* (Capítulos 1 e 2), sendo 70,5% dois registros obtidos exclusivamente por meio de vocalizações e os restantes 29,5% por meio de observações diretas, apesar do primeiro método de detecção ter sido sempre auditivo (Tabela V.3). Além disso, foram obtidos relatos consistentes da ocorrência de guigós para outras 60 localidades dentro dos limites inferidos para *C. coimbrai* (Tabela V.3). Os registros obtidos no presente estudo e aqueles disponíveis na literatura científica estão sintetizados na Figura V. 2.

Tabela V.2. Número de fragmentos vistoriados por classe de tamanho de fragmento e tipo de vegetação.

Classe de tamanho (ha)[1]	**Tipo de Vegetação[2]**										
	D	**F**	**C**	**S**	**T**	**P**	**SN**	**TN**	**STN**	**MA**	**Total**
Até 25	10	14	2	4	-	-	2	3	1	3	**39**
26 a 100	19	14	3	2	-	5	1	3	4	1	**52**
101 a 250	11	5	2	-	1	1	2	3	-	-	**25**
251 a 500	6	5	-	-	-	-	1	1	1	1	**15**
>500	7	-	-	-	-	-	-	-	2	1	**10**
Total	**53**	**38**	**7**	**6**	**1**	**6**	**6**	**10**	**8**	**6**	**141**

[1]Considerando apenas as estimativas de tamanho de fragmento obtidas no presente estudo. [2]D = Floresta Ombrófila Densa, F = Floresta Estacional Semidecídua, C = Floresta Estacional Decidual, S = Savana, T = Savana Estépica, P = Formações Pioneiras, SN = Contato Savana/Floresta Estacional, TN = Contato Savana Estépica/Floresta Estacional, STN = Savana/Savana Estépica/Floresta Estacional, MA = Massa d'Água.

Tabela V.3. Número de fragmentos por classe de tamanho de fragmento e tipo de registro com ocorrência confirmada e relatada de *Callicebus coimbrai* obtidos no presente estudo[1].

Classe de tamanho (ha)[2]	Ocorrência confirmada	Observação direta[3]	*Playback*/ Vocalização[4]	Relatos não confirmados
Até 25	10	3	7	24
26 a 100	13	4	9	30
101 a 250	9	5*	4	4
251 a 500	9	1	8	1
>500	3	-	3	1
TOTAL	**44**	**13**	**31**	**60**

[1]Localidades para *C. coimbrai* selecionadas considerando os limites de distribuição inferidos com relação a *C. barbarabrownae* (ver Capítulos 1 e 2). [2]Considerando apenas as estimativas de tamanho de fragmento obtidas no presente estudo. [3]Inclui um registro de carcaça, indicada por asterisco na classe correspondente. [4]Para todos os registros por observação direta, exceto por aquele obtido por meio de carcaça, a primeira forma de detecção foi por vocalizações espontâneas ou em resposta ao *playback*.

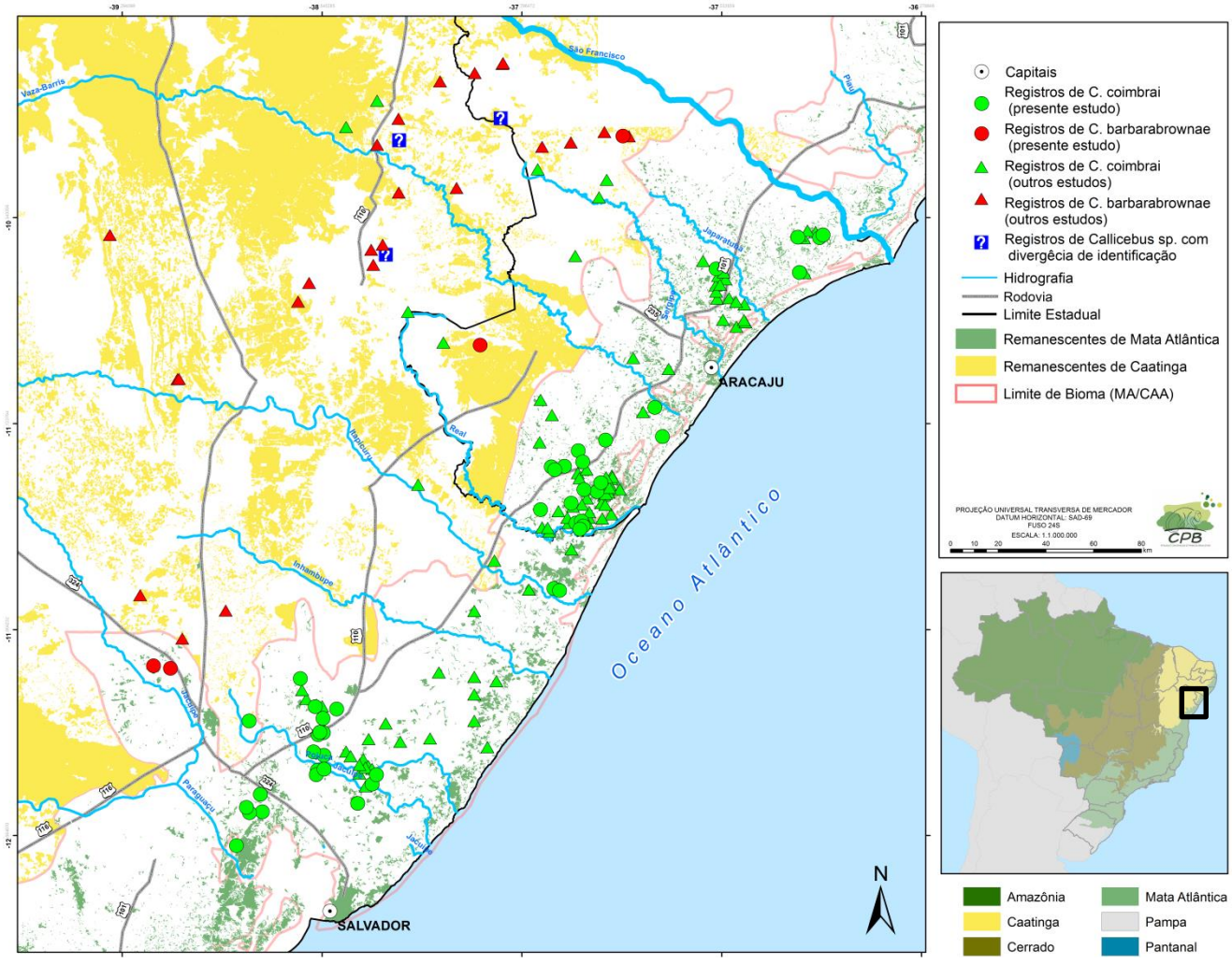


Figura V.2. Distribuição das localidades com registro de ocorrência de *Callicebus* sp. ao longo da área de estudo. Registros de outros estudos estão com a identificação taxonômica indicada nos mesmos.

A maioria dos fragmentos com ocorrência registrada (61,6%, Tabela V.4) e daqueles com relatos de presença não confirmados (75,0%, Tabela V.5), além de 72,4% da área estimada de ocupação (Tabela V.6), estão concentrados Florestas Ombrófila Densa e Estacional Semidecídua. Relevante destacar que não houve qualquer evidência ou relato da presença atual ou histórica de guigós em áreas de manguezais ou restingas, como os obtidos durante o presente estudo para saguis e macacos-prego nesses ambientes.

Tabela V.4. Número de fragmentos com ocorrência confirmada de *Callicebus coimbrai* por classe de tamanho de fragmento e tipo de vegetação.[1]

Classe de tamanho (ha)[2]	**Tipo de Vegetação[3]**							
	D	**F**	**S**	**P**	**SN**	**STN**	**MA**	**Total**
Até 25	4 (3)	11 (5)	2 (1)	2 (0)	2 (0)	8 (1)	3 (0)	**32 (10)**
26 a 100	13 (5)	17 (6)	2 (1)	3 (1)	5 (0)	6 (0)	3 (0)	**49 (13)**
101 a 250	11 (6)	4 (1)	-	1 (1)	2 (1)	-	2 (0)	**20 (9)**
251 a 500	5 (3)	5 (4)	1 (0)	-	1 (1)	2 (1)	-	**14 (9)**
>500	6 (2)	1 (0)	-	-	-	2 (1)	1 (0)	**10 (3)**
Total	**39 (19)**	**38 (16)**	**5 (2)**	**6 (2)**	**10 (2)**	**18 (3)**	**9 (0)**	**125 (44)**

[1]Seguindo a identificação taxonômica a partir da distribuição geográfica inferida no presente estudo. Números entre parênteses referem-se aos registros obtidos no presente estudo. [2]Considerando apenas as estimativas de tamanho de fragmento obtidas no presente estudo. [3]D = Floresta Ombrófila Densa, F = Floresta Estacional Semidecídua, S = Savana, P = Formações Pioneiras, SN = Contato Savana/Floresta Estacional, STN = Savana/Savana Estépica/Floresta Estacional, MA = Massa d'Água.

Tabela V.5. Número de fragmentos com relato de ocorrência não confirmada de *Callicebus* sp. obtidos no presente estudo por classe de tamanho de fragmento e tipo de vegetação, para localidades dentro da distribuição inferida para *C. coimbrai*.[1]

Classe de tamanho (ha)[2]	**Tipo de Vegetação[3]**						
	D	**F**	**S**	**P**	**SN**	**STN**	**Total**
Até 25	5	14	2	1	2	-	**24**
26 a 100	8	13	2	1	4	2	**30**
101 a 250	2	1	-	1	-	-	**4**
251 a 500	-	1	-	-	-	-	**1**
>500	1	-	-	-	-	-	**1**
Total	**16**	**29**	**4**	**3**	**6**	**2**	**60**

[1]Seguindo a identificação taxonômica a partir do conjunto de critérios analisados no presente estudo. [2]Considerando apenas as estimativas de tamanho de fragmento obtidas no presente estudo. [3]D = Floresta Ombrófila Densa, F = Floresta Estacional Semidecídua, S = Savana, P = Formações Pioneiras, SN = Contato Savana/Floresta Estacional, STN = Savana/Savana Estépica/Floresta Estacional.

Tabela V.6. Contribuição para a área de ocupação de *Callicebus coimbrai* de cada classe de tamanho de fragmento e tipo de vegetação dos fragmentos florestais.[1]

Classe de tamanho (ha)[2]	Tipo de Vegetação[3]							
	D	**F**	**S**	**P**	**SN**	**STN**	**MA**	**Total**
Até 25	77	159	28	30	23	130	38	**485**
26 a 100	861	1.079	150	230	392	387	160	**3.259**
101 a 250	2.092	770	-	250	370	-	400	**3.882**
251 a 500	1.560	1.500	350	-	400	570	-	**4.380**
>500	7.594	600	-	-	-	1.400	900	**10.494**
Total	**12.184**	**4.108**	**528**	**510**	**1.185**	**2.487**	**1.498**	**22.500**

[1]Seguindo a identificação taxonômica a partir do conjunto de critérios analisados no presente estudo. [2]Considerando apenas as estimativas de tamanho de fragmento obtidas no presente estudo. [3]D = Floresta Ombrófila Densa, F = Floresta Estacional Semidecídua, S = Savana, P = Formações Pioneiras, SN = Contato Savana/Floresta Estacional, STN = Savana/Savana Estépica/Floresta Estacional, MA = Massa d'Água.

Adicionalmente, a ocorrência do macaco-prego-do-peito-amarelo *Sapajus xanthosternos* em vida livre foi registrada em duas localidades (Figura V.3). Na Mata da Santana/Usina SERAGRO (localidade Nº 13 nos Apêndices) foram observados três indivíduos (um adulto e dois subadultos), próximos ao local onde observou-se *C. coimbrai*, representando o menor fragmento com ocorrência conjunta destas duas espécies de primatas ameaçadas de extinção. Na Fazenda Arambipe (Nº 272) foi registrado um grupo com mais de 10 indivíduos, incluindo adultos, subadultos e filhotes, não havendo registros ou relatos da ocorrência de guigós neste sítio.

A ocorrência de saguis (*Callithrix* spp.) foi registrada em 122 localidades, sendo em 72 (59,0%) destas por meio de vocalizações ou observação de escarificações em troncos de árvores para gomivoria (Figura V.3). Dos 43 registros em que indivíduos vivos foram observados diretamente em vida livre (36,1% dos registros do gênero), em 38 (88,4%) foi possível reconhecer *Callithrix jacchus* e em cinco (11,6%) *Callithrix penicillata*.

Figura V.3. Registros de ocorrência de outros primatas: A) *Callithrix* sp. a partir da escarificação para gomivoria, B) *Callithrix penicillata*, C) *Callithrix jacchus* (Fotografia de P. Laroque), D) *Sapajus xanthosternos* em área de mangue na Fazenda Arambipe (Fotografia de A. Gambarini), e E) *Sapajus xanthosternos* na Mata da Santana/Usina SERAGRO (Fotografia de J. G. Ferreira).

V.3.2. Caracterização de ameaças

V.3.2.1. Perda e fragmentação de habitats

Com o conjunto de registros de ocorrência obtidos no presente estudo e disponíveis na literatura científica dentro dos limites de distribuição inferidos para *C. coimbrai* (Capítulos 1 e 2), a presença da espécie foi confirmada em 125 fragmentos florestais (Tabela V.4) com extensões variando entre quatro e 3.000 ha (Apêndices A e B). O somatório do tamanho estimado para esses 125 fragmentos permite inferir uma área de ocupação total de 22.500 ha (ou 225 km^2) para a espécie (Tabela V.6) e, portanto efetivamente presente em menos de 1% de sua extensão de ocorrência de aproximadamente 30.000 km^2 (Capítulo 1).

Os registros obtidos nas localidades Lamerão (4 ha, Nº 49) e Fazenda Sabão (7 ha, Nº 48) (Apêndice A) indicam que a espécie tem capacidade de sobreviver em fragmentos com

extensões abaixo de 10 ha. Assim, considerando as características das áreas com ocorrência relatada, mas não confirmada, em termos de tamanho, tipo de vegetação e pluviosidade, parece razoável assumir que os guigós estejam presentes em vários, se não em todos, esses fragmentos Com isso pode-se acrescentar 60 localidades (Tabela V.5) e 4.167 ha (Apêndice D) às estimativas de número de fragmento com ocorrência e área ocupada pela espécie.

Considerando que as vistorias do presente estudo foram direcionadas para os fragmentos com mais de 100 ha e que apenas 10% das localidades com relato de ocorrência não confirmada estão acima desse patamar (Tabela V.5) e, adicionalmente, que o levantamento de Sousa *et al*. (2008) priorizou áreas com 300 ha ou mais, não devem restar muitas localidades com esse porte ou mais em que *C. coimbrai* esteja presente e ainda não tenha sido registrado. Assim, parece improvável que a espécie ocupe de fato uma área superior a 30.000 ha.

O maior número de fragmentos com ocorrência de *C. coimbrai* está no interflúvio Piauí-Real (36,8%), seguido pelo Inhambupe-Pojuca (19,2%), Pojuca-Paraguaçu (14,4%) e Japaratuba-Sergipe (12,8%) (Figura V.4). Os três primeiros também se destacam em contribuição para a área de ocupação, com o Pojuca-Paraguaçu somando cerca de 6.500 ha (28,6%), o Inhambupe-Pojuca pouco mais de 6.000 ha (26,9%), e o Piauí-Real quase 5.000 ha (21,5%). Em dois interflúvios (Sergipe–Vaza-Barris e Real-Itapicuru), a ocorrência de *C. coimbrai* foi confirmada em apenas uma localidade. Entretanto, enquanto o único fragmento no primeiro tem apenas 10 ha (Nº 136), no segundo, o fragmento tem 600 ha (Nº 55).

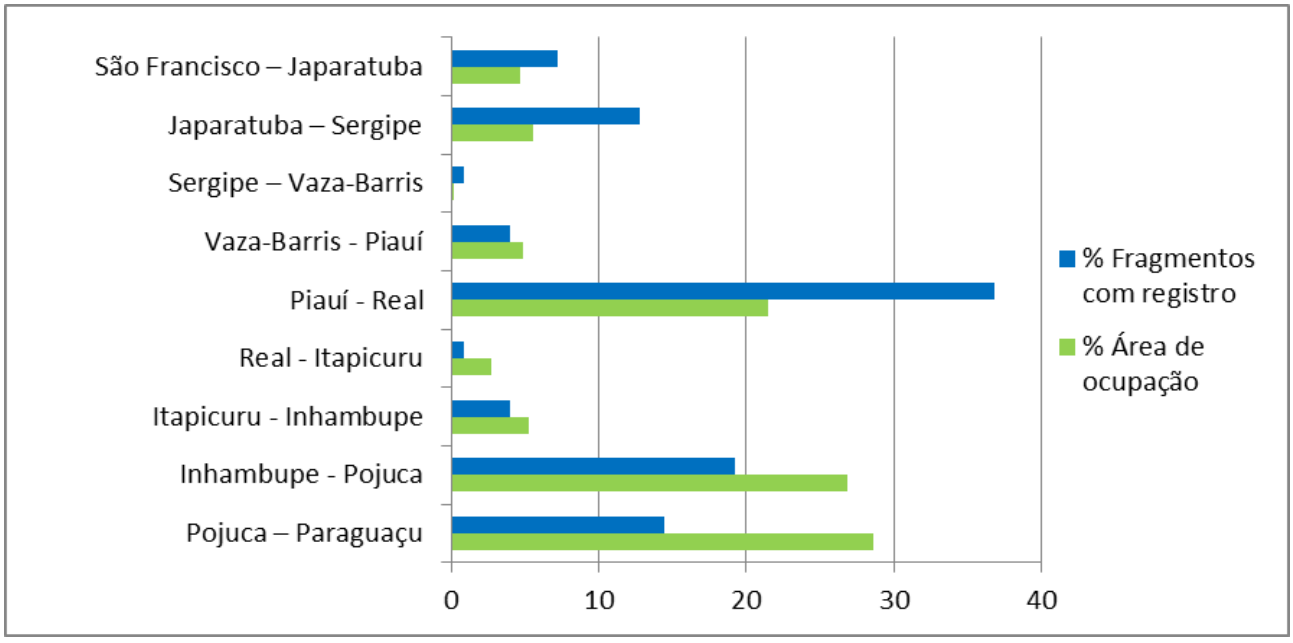


Figura V.4. Percentual de fragmentos com ocorrência confirmada de *Callicebus coimbrai* e de área de ocupação da espécie por interflúvio ao longo de sua distribuição geográfica.

Quanto à classe de tamanho de fragmento (Tabelas V.4 e V.6; Figura V.5), dos 125 sítios com ocorrência confirmada de *C. coimbrai*, apenas 10 (8,0%) superam os 500 ha e, juntos, concentram 46,6% da área de ocupação da espécie. Os 34 fragmentos com área entre 101 e 500 ha (27,2% do total) somam pouco mais de 8.000 ha (36,7% do total). Quase dois terços (64,8%) destes fragmentos não supera os 100 ha, somando pouco menos de 4.000 ha (16,6% do total) em conjunto. A presença de *C. coimbrai* foi registrada em 32 localidades (Tabela V.4; Figura V.5) e relatada em outras 24 (Tabela V.5) com fragmentos de até 25 ha (Figura V.6). Em apenas um fragmento (Nº 41) dentre os 10 fragmentos com até 25 ha em que se obteve registros no presente estudo foi detectado mais de um grupo de *C. coimbrai* por meio de vocalizações simultâneas. Isto indica que 30,3% das áreas com ocorrência registrada ou provável da espécie devem comportar um ou dois grupos, estando, portanto, extremamente suscetíveis a um processo de extinção local.

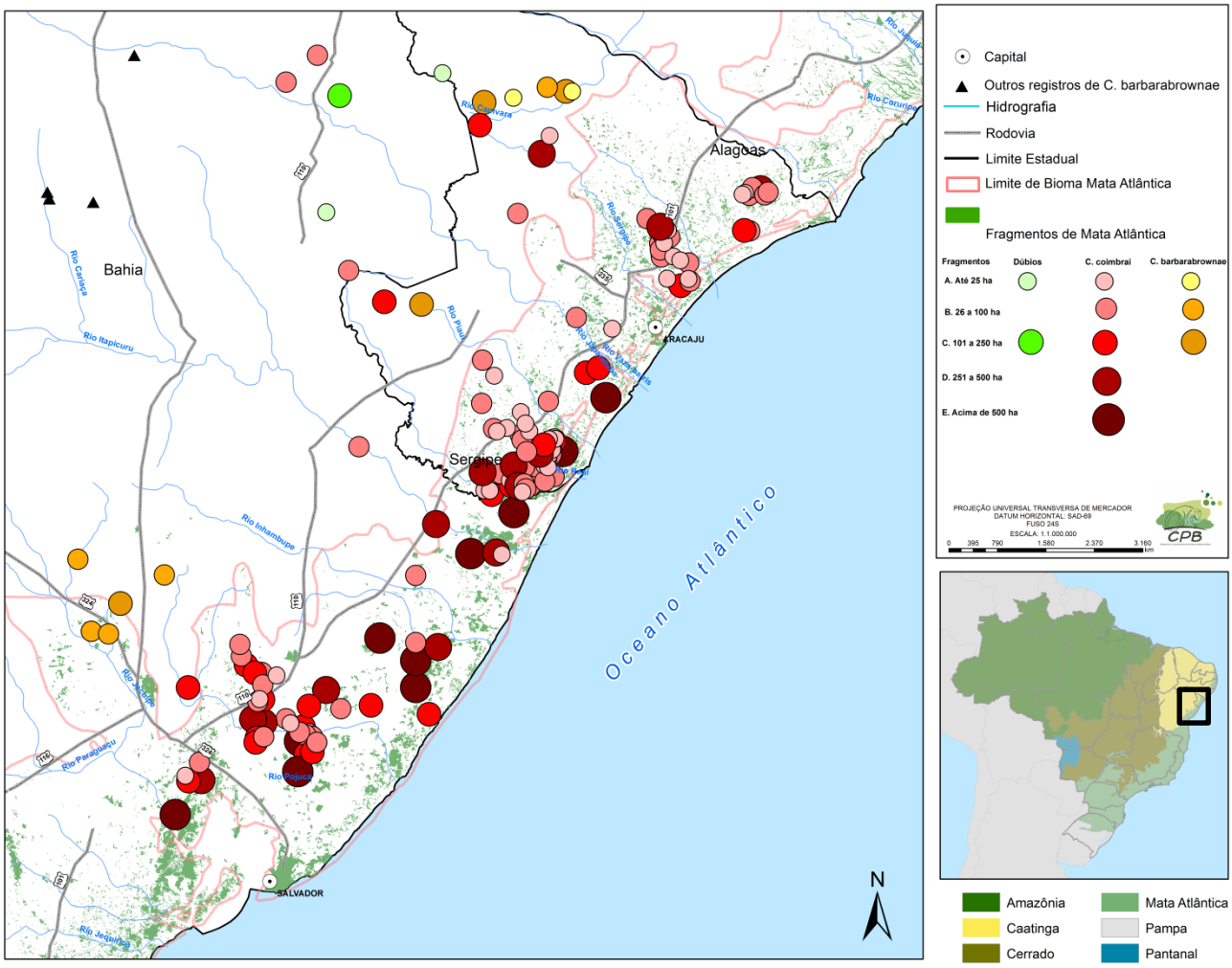


Figura V.5. Localidades com registro de ocorrência de *Callicebus* sp. ao longo da área de estudo categorizados por classe de tamanho de fragmento. Registros de outros estudos estão com a identificação taxonômica indicada no mesmo.

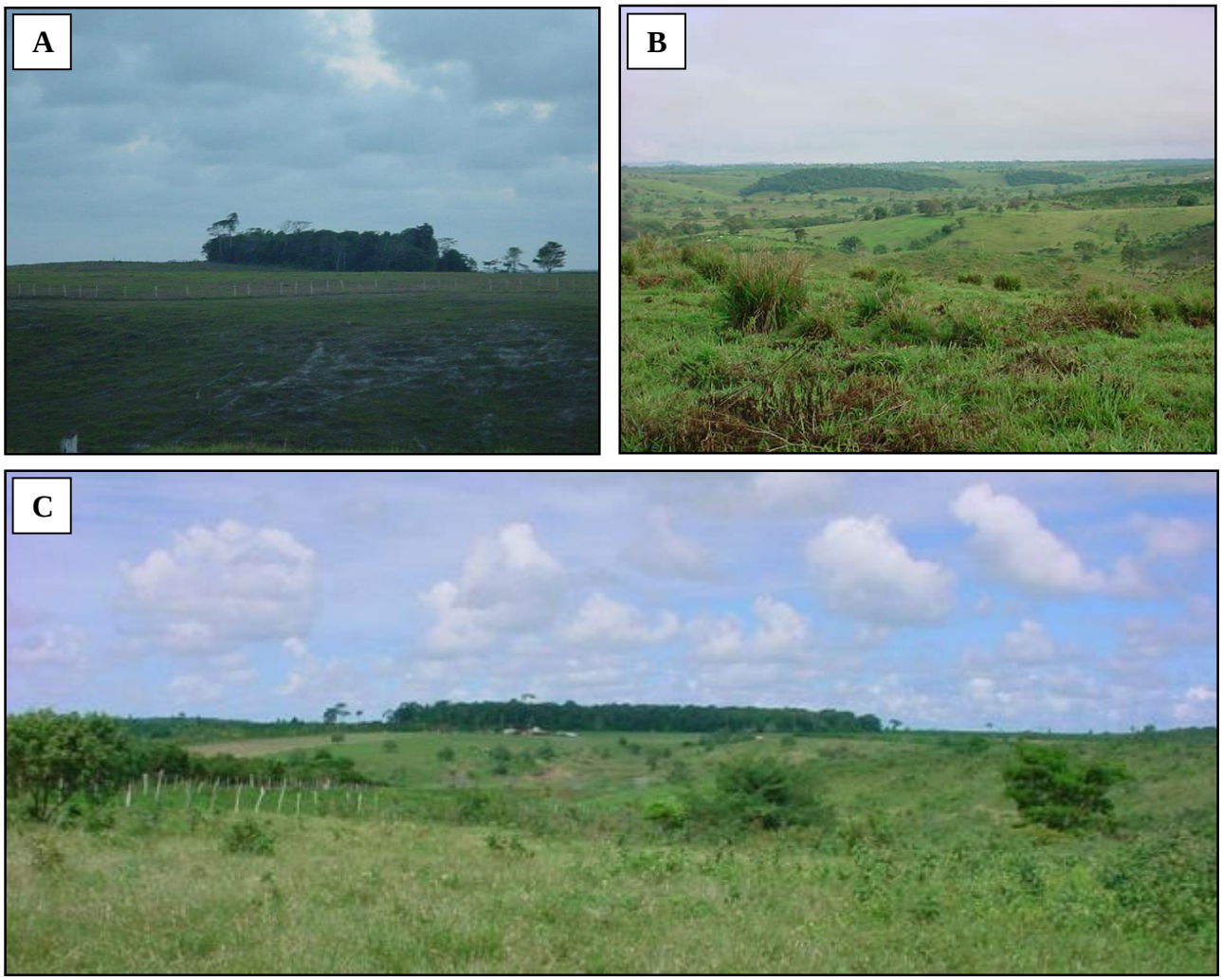
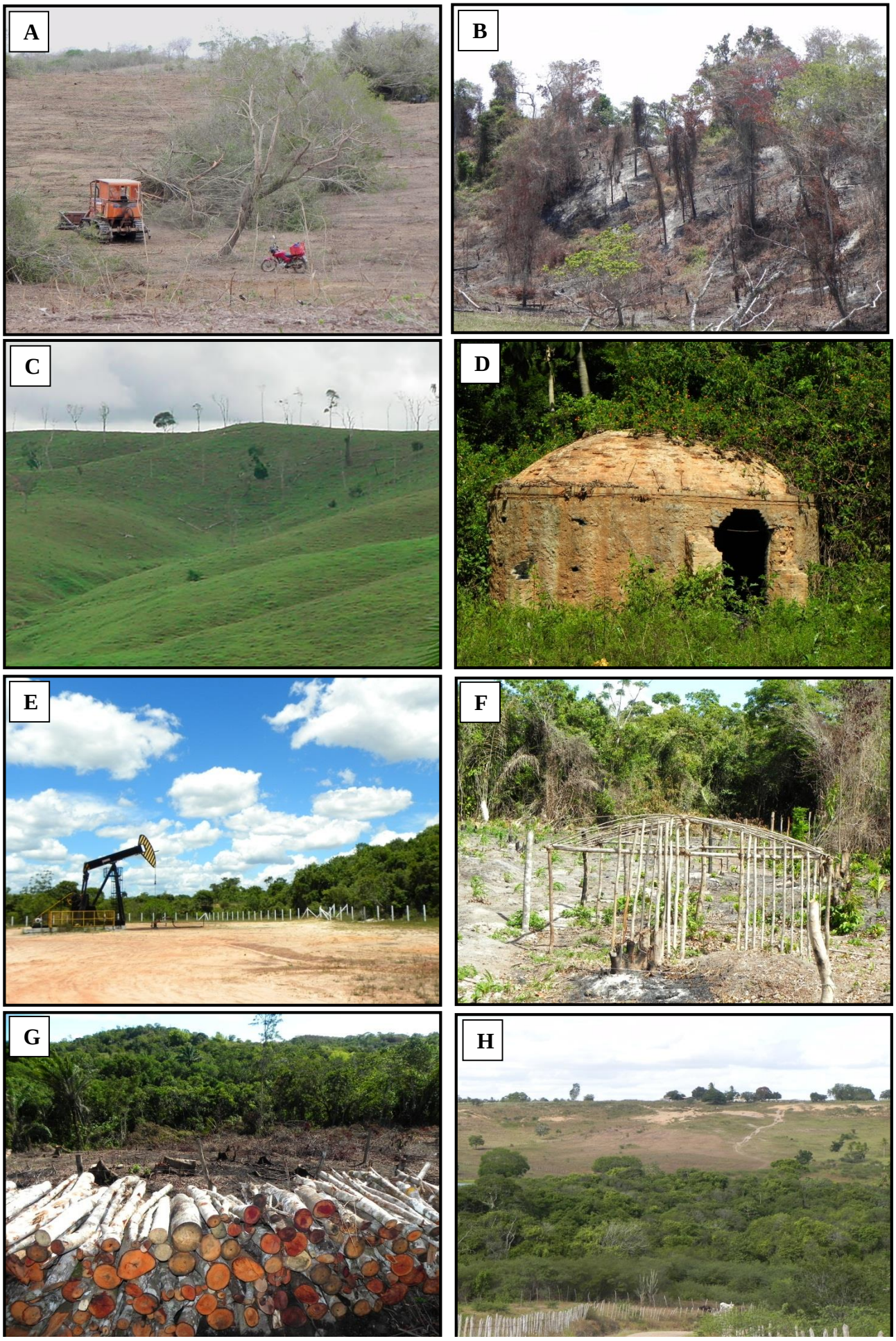


Figura V.6. Fragmentos florestais diminutos com ocorrência registrada ou relatada de *Callicebus coimbrai* em matriz com predominância de pastagens: A) fragmento pequeno da Fazenda Sabão, com 7 ha (Nº 48); B) fragmentos da Fazenda Santa Cruz, com 15 ha e 4 ha Nºs 230 e 243, respectivamente); e C) Fazenda Bomfim VI, 13 ha (Nº 46).

Em todas as localidades vistoriadas, foram identificados impactos atuais ou pretéritos relacionados à redução, fragmentação e perda de qualidade de habitats (Figuras V.6, V.7, V.8 e V.9), como evidências de desmatamento (corte raso ou seletivo), presença de acessos (estradas e trilhas), queimadas e depósitos clandestinos de lixo. Isto evidencia uma contínua redução no tamanho das áreas e na qualidade dos habitats para *C. coimbrai*. Os desmatamentos constatados destinam-se a distintas finalidades, sendo a primordial, com impacto direto e extensivo na redução dos habitats, a conversão de florestas em áreas agricultáveis (Figura V.9). Neste aspecto destacam-se as pastagens para criação de gado bovino, espalhadas ao longo da área de estudo, com concentrações no sul e noroeste de Sergipe e partes do litoral norte da Bahia. Os canaviais de cana-de-açúcar estão concentrados

principalmente no leste de Sergipe. A silvicultura de eucaliptos ocupa extensas áreas no litoral norte baiano, avançando mais recentemente para o sul de Sergipe. A citricultura, especialmente de laranja, está localizada principalmente no sul de Sergipe. O cultivo de coqueirais e fruticultura diversificada (p.ex. mamão) se concentram no baixo São Francisco sergipano e partes do litoral norte da Bahia. Extensos milharais, inclusive transgênicos, foram observados no extremo noroeste de Sergipe. As lavouras de subsistência também foram encontradas ao longo da área de estudo e, com expansões anuais variadas e o manejo com fogo (queimadas), contribuindo para a contínua diminuição dos remanescentes florestais restantes de desmatamentos para atividades agropecuárias extensivas. Algumas ocupações de áreas por movimentos de trabalhadores rurais sem-terra e assentamentos rurais também contribuem para a redução de extensão e qualidade de áreas florestadas, seja pelo corte raso para instalação dos acampamentos e moradias ou pela retirada de madeira para construção de barracos ou consumo como lenha (Figuras V.7 e V.8).

Estas feições da paisagem provavelmente conformam matrizes com distintos graus de permeabilidade, entretanto não foram obtidos registros de guigós fora de fragmentos florestais e em apenas sete entrevistas houve informações relativas este ponto. Em cinco destas, foi relatada a observação de guigós em pastagens, sendo para duas especificado o deslocamento entre fragmentos florestais. Na Fazenda Santa Bárbara, na Mata Atlântica, funcionários informaram terem visto algumas vezes um grupo com cerca de cinco indivíduos cruzando o pasto que por cerca de 600 m separa os fragmentos florestais da fazenda, nos quais obteve-se registro por vocalizações de dois grupos em um (Nº 41) e de um no outro (Nº 140). Próximo à Serra dos Macacos/Serra do Congungui (Nº 175), na Caatinga, também foi reportado o deslocamento por pastagens entre dois trechos de mata. Também foi relatada a presença de guigós em pastagens próximo às localidades Fazenda Bomfim VI (Nº 46) e Mata de Isaura/Mata de Joares (Nº 235), ambas na Mata Atlântica. Nesta última, o informante relatou ter perseguido um indivíduo durante seu deslocamento na pastagem e abatido-o para consumo próprio utilizando um pedaço de cipó. Próximo à Fazenda Umburana (Nº 199), dentro dos limites da Mata Atlântica, um informante relatou que frequentemente "*no tempo de seca cruzam o pasto para ir beber água no rio*". Em duas entrevistas foi informada a observação esporádica de guigós em áreas de fruticultura, as duas na Mata Atlântica: próximo à localidade CEPEL/Faz. Sapê (Nº 205), um entrevistado informou ter visto guigós em um coqueiral; na Fazenda Bomfim VI (Nº 46), foram observados em um laranjal. Também foi obtido um relato de três guigós cruzando uma estrada não pavimentada entre dois trechos de mata próximos a Avenida Sergipana (Nº 216), na Caatinga.



FiguraV.7. Evidências de redução de habitat: A) derrubada de capoeira com trator; B) queimada; C) área desmatada há poucos anos; D) forno para produção de carvão recentemente desativado; E) área desmatada para instalação de poço de exploração de petróleo; F) área desmatada para instalação de acampamento de trabalhadores rurais sem terra, com aproveitamento da madeira para construção de barracos; G) borda de fragmento desmatada com aproveitamento da madeira; e H) área desmatada para pastagem em processo de desertificação.

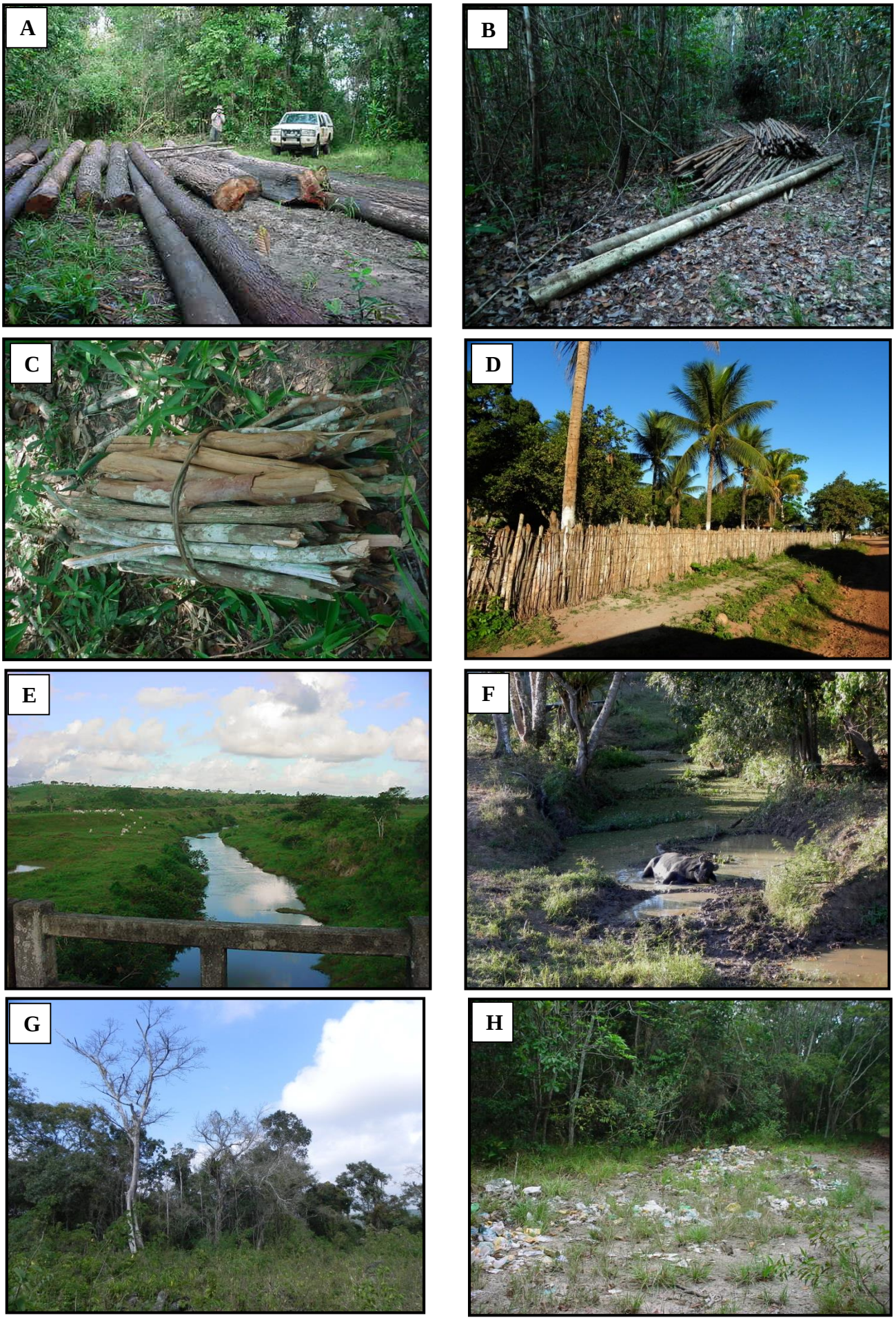


Figura V.8. Evidências da perda de qualidade dos habitats: A) corte seletivo de toras; B) corte seletivo de estacas, provavelmente para uso como escoras em construções; C) corte seletivo para lenha; D) cerca típica com estacas novas; E) ausência total de matas ciliares; F) impacto da criação de búfalos sobre curso d'água; G) efeito de borda; e H) depósito clandestino de lixo.

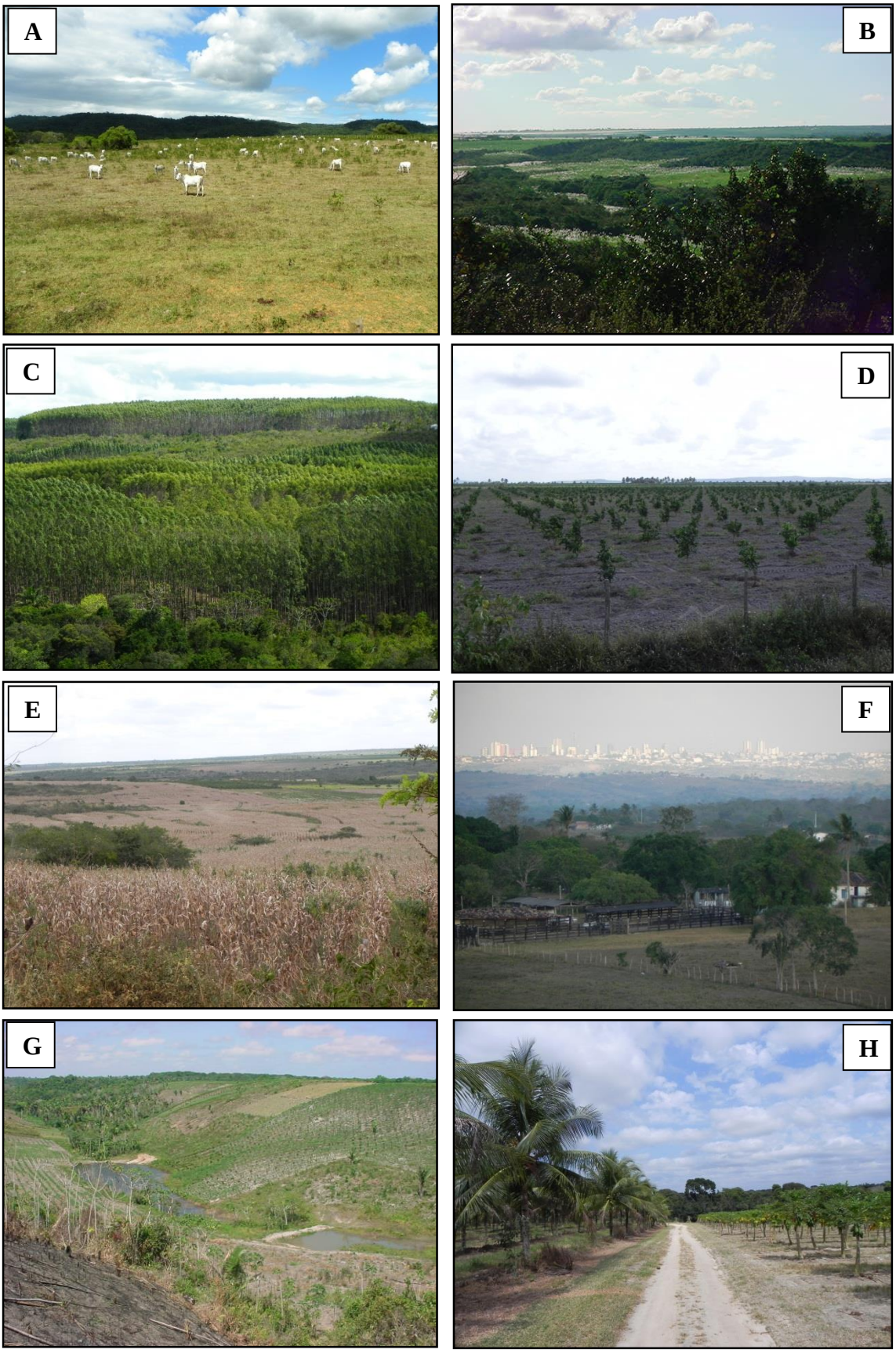


Figura V.9. Principais tipos de matriz encontradas ao longo da área de estudo: A) pastagens para pecuária; B) canaviais de cana-de-açúcar (na fotografia, canaviais floridos entre remanescentes florestais); C) silvicultura, principalmente de eucaliptos; D) citricultura, principalmente laranjais; E) milharais; F) áreas urbanizadas; G) lavouras de subsistência; e H) coqueirais e fruticultura diversificada.

O relato de uma intervenção espontânea de manejo de guigós em função da perda e fragmentação de habitats foi obtido na localidade Canabrava 3 (Nº 240). Um informante relatou a presença de guigós até três ou quatro anos atrás, quando, após desmatamento por queimada, sobrou cerca de 0,5 ha de mata na beira da estrada, em frente à sua casa. Relatou, ainda, que meninos do povoado pegaram dois indivíduos em fuga da queimada para comer e que passou a oferecer banana aos quatro que restaram porque pareciam magros. Após os animais se habituarem a esta alimentação, capturou dois em uma armadilha (tipo jequi quadrado de arame com isca de banana) e os soltou em um fragmento maior a cerca de 5 km de distância (Fazenda Polônia, Nº 213). Os demais desapareceram, resultando em extinção local.

Além desta, foi relatada a extinção local de guigós em 27 localidades, sendo o desmatamento indicado como única causa em 18 (64,3%) destas e como causa conjunta com a caça nas restantes (Apêndice C). Para a grande maioria destes casos (92,9%) não foram encontrados fragmentos maiores que 100 ha próximos às localidades indicadas. Três (10,7%) destas localidades foram vistoriadas, não encontrando-se qualquer indício da presença de guigós. Do total de localidades com extinção local relatada, 17 (60,7%) estão dentro dos limites inferidos para *C. coimbrai*, sendo o desmatamento indicado como única causa em 10 (58,8%) destas.

V.3.2.2. Caça

Um caso de caça de *C. coimbrai* com fins de alimentação foi registrado diretamente na Fazenda Colégio (Nº 20), município de Itaporanga d'Ajuda, sul de Sergipe (Figura V.10). Conforme relatado, o informante – um caçador experiente, com cerca de 80 anos – teria recebido de seu sobrinho, de aproximadamente 20 anos, no dia anterior à entrevista, um indivíduo caçado no fragmento da fazenda. O entrevistado afirmou ter tratado e preparado a carne, mas acabou não ingerindo-a porque a mesma teria azedado e acabou descartando-a. Parte da pele e o crânio deste indivíduo foram encontrados próximos à casa deste informante, com ajuda do mesmo, e coletada para análise (Apêndice G).

Foram frequentes os registros de estruturas de espera para caça e de tiros nos fragmentos florestais vistoriados. Da mesma forma, foi recorrente a observação de moradores locais com espingardas e outros apetrechos de caça ou com armadilhas diversas em suas casas, vários dos quais acabaram sendo entrevistados para o presente estudo (Figura V.11).

Figura V.10. Carcaça de individuo de *Callicebus coimbrai* caçado para alimentação.

Figura V.11. Apetrechos para a prática de caça, registrados durante o presente estudo: A) funda ou estilingue; B) pote de pólvora; C) estrutura de espera; D) espingardas, chumbos, potes de pólvora e outros petrechos de caça; E) espingardas "de soca" e de cartucho (Fotografia do informante).

Em 190 entrevistas (32,0% do total), os informantes foram consultados sobre seu conhecimento a respeito da prática de caça de guigós (*Callicebus*), com 82 (43%) respostas afirmativas e 108 (57%) negativas (Figura V.12). A diferença entre as respostas positivas para a caça de guigós não foi significativa com relação àquelas obtidas para saguis e macacos-prego ($\chi^2 = 1{,}826$, g.l. = 2, $p > 0{,}30$). Dentre as respostas negativas, destacaram-se os relatos sobre o difícil acesso aos guigós e de que até para caçadores experientes seria difícil localizá-los. Dos 28 fragmentos com extinção local de guigós relatada, a caça foi apontada como uma das causas pelos informantes para 10 (35,7%), sendo sete destas dentro dos limites inferidos para *C. coimbrai*.

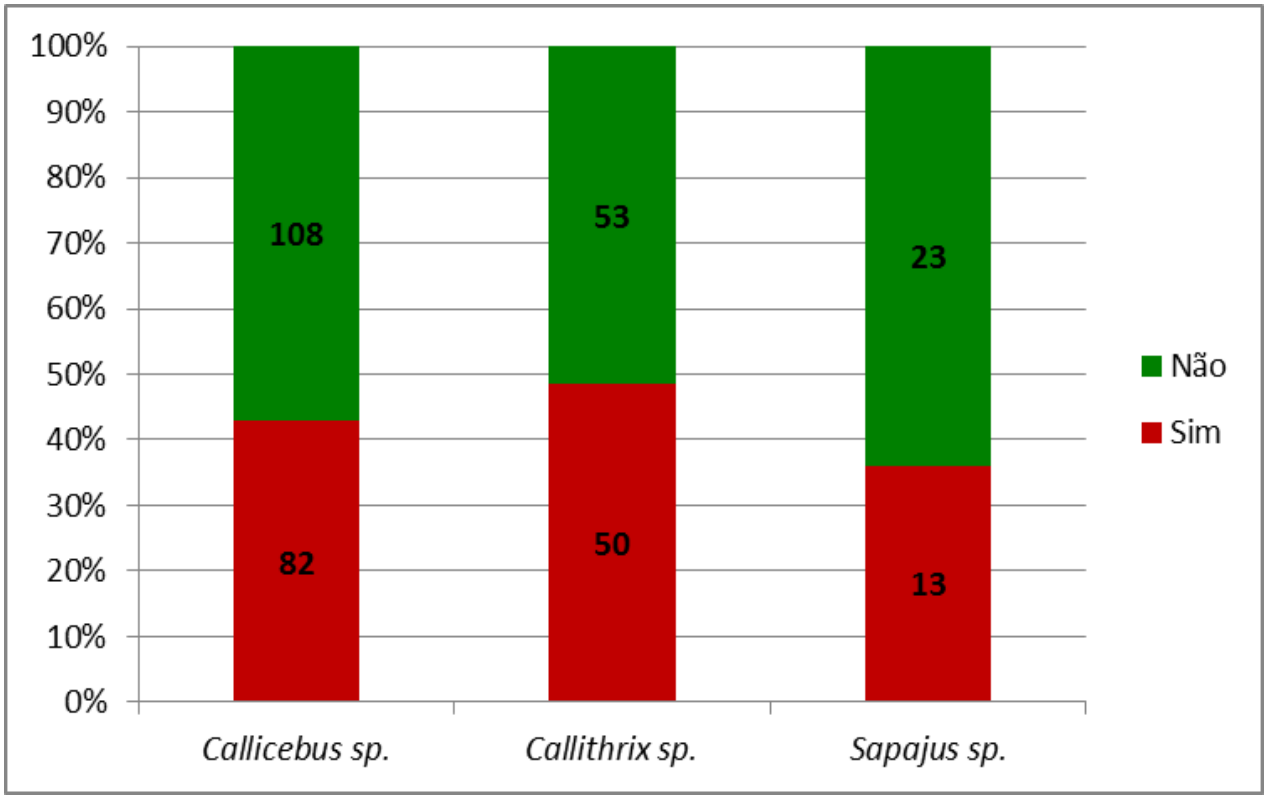


Figura V.12. Percentual de respostas afirmativas (em vermelho) e negativas (em verde) para a ocorrência de caça sobre cada gênero de primata com ocorrência na área de estudo. Sobre cada categoria de resposta de cada barra está o número de respostas para a respectiva categoria para cada gênero.

As respostas positivas para a caça de guigós foram categorizadas quanto à sua finalidade e frequência (Figuras V.13 e V.14). Na grande maioria (89,0%) das respostas positivas, a finalidade apontada foi para alimentação, sendo que em 22 (30,1%) destas o próprio entrevistado informou ter ingerido carne de guigó e nas outras 51 (69,9%) os entrevistados informaram terem exclusivamente visto ou sabido de outras pessoas comerem. Dentre os que afirmaram terem ingerido carne de guigó, cinco (22,7%) ressaltaram terem apreciado o sabor da carne, com expressões como "*é gostoso igual a manteiga!*" ou "*a carne*

é boa!", e um destacou ser melhor do que sagui. Em contrapartida, um informante afirmou que a carne do guigó é dura e pelo menos três disseram que não é compensatória a relação custo-benefício de caçar e tratar a carne desses primatas em termos de tempo e recursos (munição) dispendidos relativos a um baixo retorno em termos da quantidade de carne obtida. Dentre estes, um afirmou que "*é pouco mais que um soim e eu só caço bicho que dá mais de 1 kg de carne*", e outro disse "*Isso aí dá pouca carne, não vale nada!*".

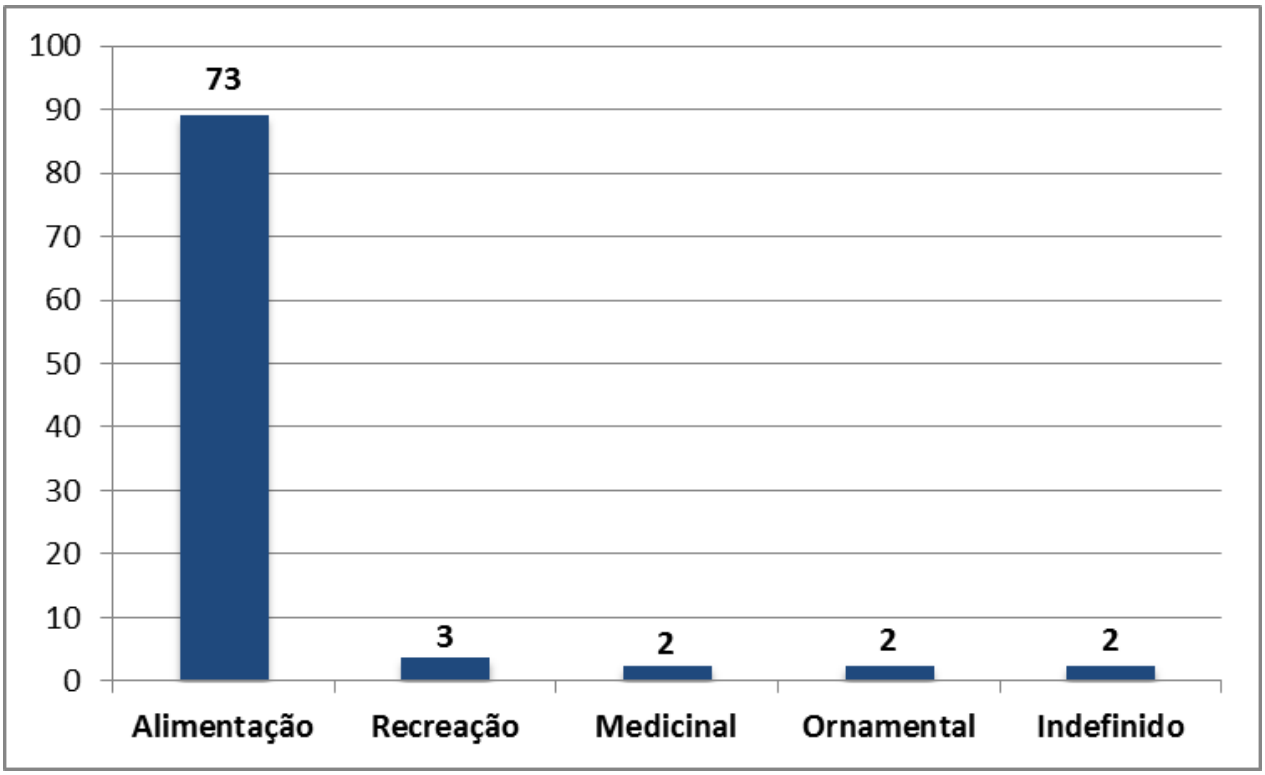


Figura V.13. Percentual de respostas para as distintas finalidades indicadas para a caça de guigós. Sobre cada barra está o número de respostas para a respectiva finalidade.

As demais repostas positivas para caça de guigós dividiram-se quanto à finalidade entre recreação (3,7%), uso medicinal (2,4%), uso ornamental (2,4%) e aquelas em que não foi possível definir a finalidade (2,4%). As respostas categorizadas como tendo finalidade de recreação, agruparam situações diversas. Em uma, o entrevistado informou que "*o pessoal caçava guigó, mas acabavam não comendo*". Em outra, o informante disse que "*se matava por perversidade*". Na terceira, o entrevistado contou que "*uma vez um sobrinho trouxe um guigó, mas como não pesava 200 g, não quis tratar para comer, e acabaram jogando fora*".

Nos relatos de caça para fins medicinais, os respectivos entrevistados afirmaram que "*se comia, inclusive porque faz bem para a coluna*" e que "*é bom para reumatismo*". Entretanto, em nenhum destes casos o próprio informante teria feito uso e não foi possível detalhar as partes do animal utilizadas, nem a forma de preparo ou de aplicação. Para as entrevistas em que foi relatado o uso ornamental de guigós, em uma foi informado que "*o*

pessoal usava chapéu de guigó" e na outra que haveria um crânio de guigó exposto em um bar, inferindo-se seu uso como troféu. Apesar das tentativas, não foi possível confirmar diretamente nenhuma destas duas situações.

Quanto à frequência (Figura V.14), a maioria (69, 5%) dos entrevistados que reportaram a caça de guigós para quaisquer finalidades informaram tratar-se de uma prática esporádica, frequentemente tendo sido realizada ou observada apenas uma vez e recorrentemente em um passado tão distante quanto 40 ou 50 anos. Para 11 entrevistas (13,4%) inferiu-se que a caça de guigós seria uma prática frequente – mesmo que muitas vezes não direcionada à espécie – e para as restantes (17,1%) não foi possível definir a frequência. Considerando apenas as respostas definidas quanto à frequência, a ampla maioria (83,8%) aponta tratar-se de uma prática esporádica, incluindo relatos isolados de caça de guigós para saciar a fome em casos de necessidade extrema.

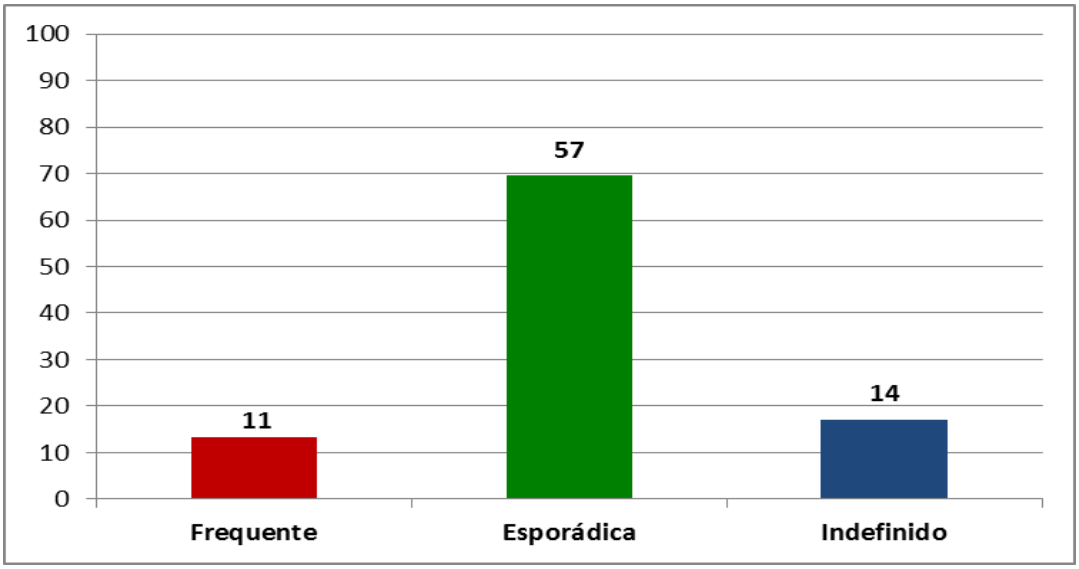


Figura V.14. Percentual de respostas relativas à frequência da ocorrência de caça de guigós. Sobre cada barra está o número de respostas para a respectiva categoria de resposta.

Para poucos relatos de caça de guigós foi possível detalhar o modo de apanha, encontrando-se, no entanto, uma diversidade de métodos, incluindo o uso de cahorros, espingarda, laço, bodoque e pauladas. Dois entrevistados informaram terem pego guigós a pauladas enquanto estes se deslocavam por pastagens de gado. Outro relato de caça associado a uma maior exposição dos guigós refere-se a um caso de desmatamento e queimada durante o qual dois indivíduos teriam sido capturados por crianças e adolescentes enquanto tentavam escapar do fogo. Em nove entrevistas foi reportada uma reação peculiar dos guigós ao serem atingidos por tiros: eles passariam ou tapariam a ferida resultante com folhas, algumas vezes

auxiliados por outros membros do grupo, e eventualmente resultando em cura com subsequente fuga. Este comportamento foi, inclusive, apontado como uma causa para a espécie não ser caçada.

Em apenas 36 entrevistas (6,1% do total) foi possível abordar este tema com relação aos macacos-prego (*Sapajus* sp.), obtendo-se 13 (36,1%) respostas afirmativas e 23 (63,9%) negativas (Figura V.12). Um caçador experiente informou que é mais fácil caçar guigós do que macacos-prego, porque é mais fácil de encontrá-los em função das vocalizações. Já Kierulff *et al*. (2005), citaram *S. xanthosternos* como alvo preferencial de caça em decorrência da apreciação do sabor de sua carne, o que não foi registrado durante o presente e estudo.

Já para os saguis (*Callithrix*), o tema foi tratado em 103 entrevistas (17,4% do total), com 50 (48,5%) respostas afirmativas e 53 (51,5%) negativas (Figura V.12). Para este gênero, destacaram-se 21 relatos de uso medicinal, representando 42% das respostas afirmativas para a caça de saguis e 3,5% do total de entrevistas do presente estudo. O tratamento de transtornos digestivos (38,1%), como dor de estômago, e respiratórios (28,6%), como asma, foram as aplicações medicinais mais frequentemente informadas para este gênero, que ainda incluíram diabetes, dor de cabeça e de coluna, reumatismo e problemas de vista. Três informantes afirmaram que dá pena de caçar saguis porque quando morrem, postariam as mãos em posição de reza em frente ao corpo.

Afirmaram ser ou terem sido praticantes frequentes da caça, 42 entrevistados, 7,1% do total, apesar de vários outros disserem caçar esporadicamente. Em 15 entrevistas com caçadores experientes foi possível detalhar os mamíferos caçados preferencialmente (Tabela V.7; Figura V.15). Para a ampla maioria destes (86,7%), a paca (*Cuniculus paca*) é uma das espécies preferenciais, sendo colocada como a melhor de todas por vários deste informantes, alguns dos quais chegarama a afirmar que nem comeriam outras carnes (Figura V.15). O tatu-verdadeiro (*Dasypus novemcinctus*) foi o segundo mamífero mais indicado, seguido pelo veado (*Mazama gouazoubira*) e pelo caititu (*Tayassu tajacu*). Nenhum destes caçadores mencionou qualquer primata dentre as espécies preferencialmente caçadas, e três (20%) afirmaram nunca trem ingerido carne de primatas.

Em duas destas entrevistas foi possível detalhar o valor de comercialização da carne de algumas espécies caçadas (Tabela V.7). Para a paca e para o tatu-verdadeiro, os mais citados dentre as caças preferenciais, foi indicado o valor mais alto. Não foram obtidos relatos da comercialização de primatas para alimentação, não tendo sido atribuido-lhes valor para a comercialização. Apesar do valor relativamente mais baixo da carne de gatos-do-mato, quando comparado a outras espécies comercializadas para alimentação, em três entrevistas

Tabela V.7. Mamíferos citados por caçadores experientes como alvos-preferenciais de caça ou com valor para comercialização com fins de alimentação.

Nome popular	Nome científico	Número de indicações	% de indicações	Valor para comercialização (R$/kg)
Paca	*Cuniculus paca*	13	86,7	20,00
Tatu-verdadeiro	*Dasypus novemcinctus*	11	73,3	15,00
Veado	*Mazama gouazoubira*	7	46,7	-
Caititu	*Tayassu tajacu*	5	33,3	10,00
Coati	*Nasua nasua*	4	26,7	10,00
Cutia	*Dasyprocta* sp.	3	20,0	-
Tatu-í	*Dasypus septemcinctus*	2	13,3	-
Jupará	*Potos flavus*	2	13,3	-
Tamanduá-mirim	*Tamandua tetradactyla*	1	6,7	-
Gato-do-mato	*Leoipardus* sp.	-	-	10,00
Tatu-peba	*Euphractus sexcinctus*	-	-	8,00 a 10,00
Guigó	*Callicebus* sp.	-	-	-
Sagui, soim	*Callithrix* sp.	-	-	-
Macaco-prego	*Sapajus* sp.	-	-	-

Figura V.15. Evidências da prática de caça de mamíferos registradas durante o presente estudo: A) paca (*Cuniculus paca*) recém abatida (Fotografia reproduzida do arquivo pessoal do informante); B) pele nova de tamanduá-mirim (*Tamandua tetradactyla*) na residência de informante; C) pata de gato-do-mato (*Leopardus* sp.) guardada como troféu; e D) pele velha de onça-pintada (*Panthera onca*) na residência de informante.

foi-lhes atribuído um alto valor pelo couro, usado, por exemplo, para fazer luvas e cadeiras ou como troféu (Figura V.15). Os informantes afirmaram que alguns caçadores teriam enriquecido com a comercialização de peles de gatos-do-mato (*Leopardus* spp.), pressão que teria levado à extinção local de algumas destas espécies. Não houve relatos sobre a comercialização de peles ou outros sub-produtos de primatas. Os relatos de caça incluiram, ainda, uma variedade de espécies de mamíferos, como suçuarana (*Puma concolor*), raposa (*Cerdocyon thous*), lontra (*Lontra longicaudis*), ouriço-caxeiro (*Coendou prehensilis*) e mocó (*Kerodon rupestris*).

V.3.2.3. Cativeiro

Um caso de cativeiro doméstico ilegal de *C. coimbrai* foi diretamente registrado durante os trabalhos de campo do presente estudo, na localidade Riacho Fundo do Abaís, sul de Sergipe (Figura V.16; Apêndice G). Informações relativas a outros casos de manejo em cativeiro de *C. coimbrai* ocorridos durante o desenvolvimento do presente estudo e oficializados junto aos órgãos competentes foram compiladas e ordenadas (Apêndice G).

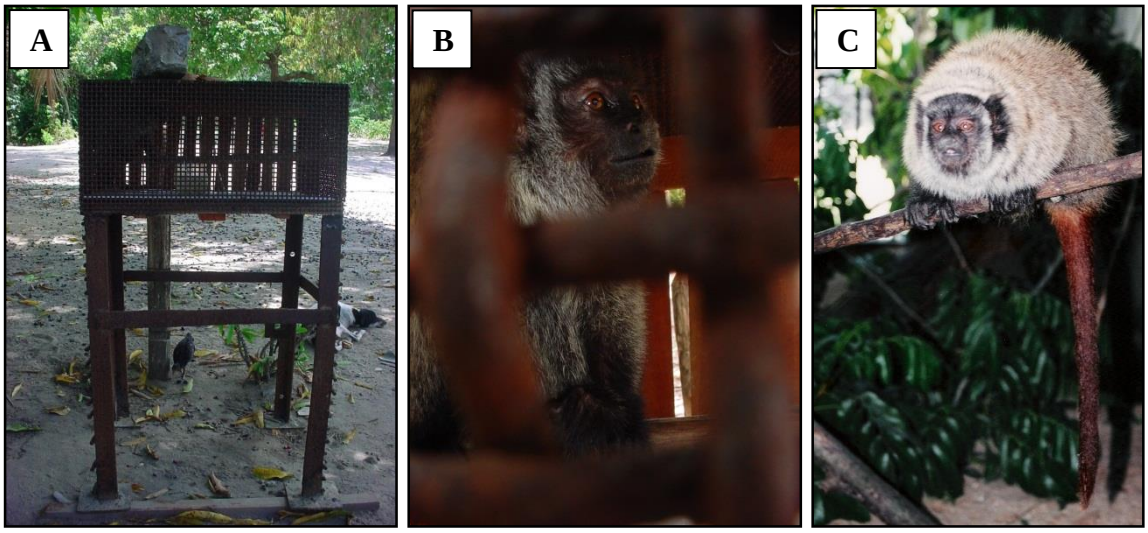


Figura V.16. Registro de cativeiro doméstico ilegal de *Callicebus coimbrai* no sul de Sergipe: A) gaiola utilizada para cativeiro; B) indivíduo dentro da gaiola em que era mantido em cativeiro; e C) indivíduo no Zoológico de Aracaju após o resgate.

Visando obter mais informações sobre o potencial impacto de cativeiro sobre os guigós, foram compilados e analisados os dados constantes em relatórios anuais de Centros de Triagem de Animais Silvestres (Cetas) do IBAMA e instituições análogas, inclusive Bahia (n = 14) e Sergipe (n = 3), entre 1999 a 2006, compreendendo o período anterior e inicial do presente estudo desde o ano da descrição de *C. coimbrai*. Essa análise revelou a receptação de

4.631 indivíduos de primatas, dos quais, cerca de 98% identificados ao nível de gênero, com 68 diferentes espécies e subespécies. Nesses relatórios, as espécies de *Callithrix* responderam por 54,2% e *Cebus*+*Sapajus* por 28,1% dos indivíduos de primatas receptados, sendo as duas espécies de sagui com ocorrência na área do presente estudo – *Callithrix jacchus* e *Callithrix penicillata* – responsáveis em conjunto por 42,2% desses indivíduos. De *Callicebus*, foram receptados apenas 21 indivíduos em todo o Brasil no período analisado, não incluindo *C. coimbrai* ou *C. barbarabrownae* (Levacov *et al.*, 2011).

Em 133 entrevistas (22,4% do total), os informantes foram consultados a respeito de seu conhecimento sobre a prática de cativeiro envolvendo guigós, com 10 (7,5%) respostas afirmativas e 123 (92,5%) negativas (Figura V.17). A diferença entre as respostas positivas obtidas para guigós foi altamente significativa com relação àquelas obtidas para saguis e macacos-prego (χ^2 = 204,126, g.l. = 2, p << 0,001). Dentre os relatos negativos, algumas causas apontadas foram a indocilidade dos guigós – "*o bicho é brabo, não se deixa domesticar*" –, a dificuldade na captura – "*não dá para pegar para criar, quando vê uma pessoa, se manda e fica no alto*", e o fato de não serem tão divertidos para observar e interagir quanto saguis e principalmente macacos-prego – "*não fazem presepadas como os outros macacos*".

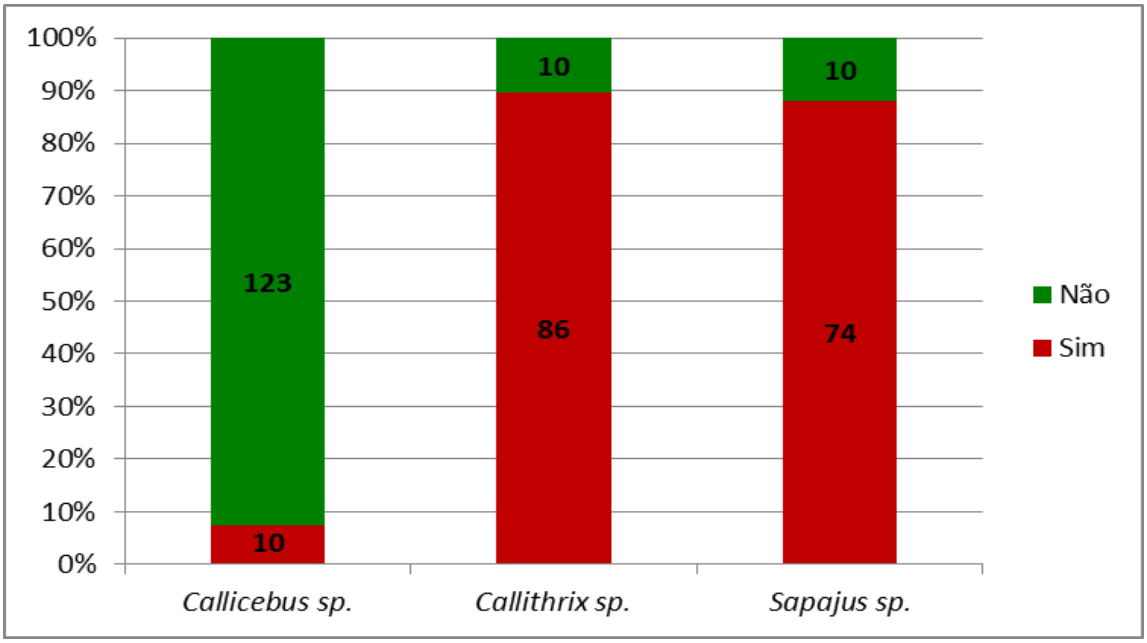


Figura V.17. Percentual de respostas afirmativas (em vermelho) e negativas (em verde) para a ocorrência de cativeiro de cada gênero de primata com ocorrência na área de estudo. Sobre cada categoria de resposta de cada barra está o número de respostas para a respectiva categoria para cada gênero.

Em apenas dois (20%) dos casos positivos inferiu-se que se tratava de uma prática frequente. Um dos entrevistados afirmou que "*se criava*" guigós, e outro que "*já vi na feira, é diferente do macaco e maior que sagui, vendiam vivo, mas não sei se era para comer ou para criar*". Os demais relatos positivos (80%) referiram-se a eventos extremamente esporádicos, sendo todos estes pontuais e únicos conforme os informantes. Em três destes relatos os informantes afirmaram que houve tentativa de comercialização dos indivíduos capturados. Dentre os poucos registros e relatos de cativeiro obtidos para guigós, a maioria dos casos teve origem em uma captura oportunista, envolvendo indivíduos que estavam atravessando áreas abertas ou mesmo estradas, provavelmente em deslocamento entre fragmentos florestais.

Em 84 entrevistas (14,2% do total) foi possível abordar o tema de cativeiro com relação aos macacos-prego (*Sapajus* sp.), obtendo-se 74 (88,1%) respostas afirmativas e 10 (11,9%) negativas (Figura V.17). A metade (37) dos relatos positivos referiu-se à observação de macacos-prego em feiras-livres de cidades do interior, tanto com a finalidade de comercialização dos indivíduos para manutenção em cativeiro doméstico, quanto de exibição como forma de propaganda para comercialização de outros produtos, principalmente de origem animal ou vegetal componentes da biodiversidade local com fins medicinais. Em 28 (37,8%) casos foi relatada a manutenção de macacos-prego em cativeiro doméstico pelo próprio entrevistado, parentes ou vizinhos, capturados em fragmentos próximos ou adquiridos em feiras-livres. Em sete (9,6%) entrevistas foi relatada a observação de macacos-prego em circos. Adicionalmente, durante recente levantamento populacional de *Sapajus xanthosternos* (Kierulff *et al*., 2005), foram registrados 19 casos de cativeiro ilegal, inclusive oito dentro dos limites de distribuição de *C. coimbrai*.

Com relação à comercialização de macacos-prego, um informante relatou que outro morador local adquiriu um indivíduo oriundo de um circo por R$ 500,00; outro, que um vizinho capturava para vender por cerca de R$ 150,00; e um terceiro, que já comprou um macaco-prego de um circo trocando-o por um bode. Frequentemente os entrevistados referiram-se ao cativeiro e à comercialização como práticas frequentes no passado, mas atualmente cessadas. Durante os trabalhos de campo, foram observados quatro indivíduos de *Sapajus xanthosternos* em cativeiro, em duas diferentes localidades, ambas na Mata Atlântica de Sergipe: Povoado Sapé (10°59'S, 37°24'W) e Povoado Piranha (10°37'S, 37°05'W) (Figura V.18).

Figura V.18. Registros de *Sapajus xanthosternos* em cativeiro doméstico ilegal obtidos durante o presente estudo.

Já para os saguis (*Callithrix* spp.), o tema foi tratado em 96 entrevistas (16,2% do total), com 86 (89,6%) respostas positivas e 10 (10,4%) negativas (Figura V.17). A ampla maioria das respostas positivas fez referência a uma domesticação ou semi-domesticação por parte do próprio entrevistado, parentes ou vizinhos do mesmo, por meio do oferecimento de alimentação (notoriamente frutas, como banana e manga), e eventualmente da apanha e colocação de cordas ou cintas no pescoço ou cintura. Cinco informantes mencionaram a ocorrência frequente de comercialização de saguis, principalmente junto a rodovias, e um afirmou que o valor de um indivíduo seria de cerca de R$ 20,00. Um entrevistado informou que não é adequado criar saguis em cativeiro pelo risco de transmissão de doenças. Durante os trabalhos de campo, foram observados dois espécimes em cativeiro doméstico ilegal de *C. jacchus* e um de *C. penicillata* (Figura V.19).

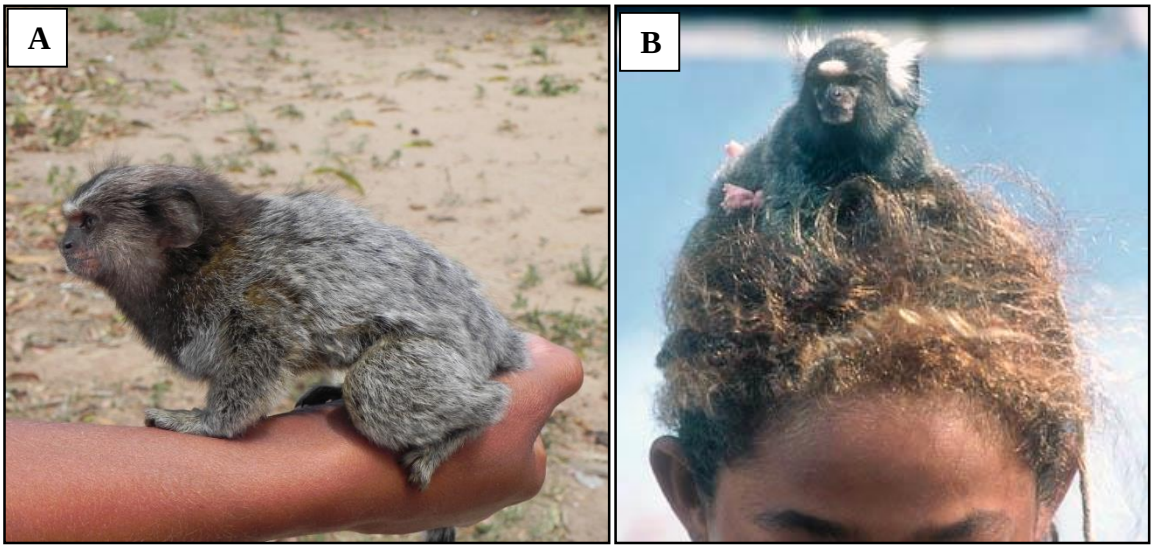


Figura V.19. Registros de filhotes de sagui mantidos em cativeiro doméstico ilegal obtidos durante o presente e estudo: A) *Callithrix penicillata*; e B) *Callithrix jacchus* (Fotografia de Adriano Gambarini).

V.3.2.4. Outros impactos

Por meio de registros diretos ou de relatos de informantes, foi possível identificar outros impactos diretos aos guigós e aos demais primatas que ocorrem na área de estudo, principalmente predação por animais domésticos, atropelamentos, eletroplessões (mortes causadas por descarga elétrica) e oferta de alimentos. Com relação animais domésticos, foram obtidos quatro relatos de ataques de cachorros domésticos (*Canis familiaris*) a guigós, resultando três destes casos em óbito do primata, e no outro a intervenção do entrevistado teria livrado o primata da morte. Para saguis, dois informantes reportaram ataques por cachorros domésticos e três por gatos domésticos (*Felis catus*). Não houve relatos deste tipo de impacto para macacos-prego, nem registros diretos para quaisquer primatas.

Para saguis, foram registrados quatro indivíduos atropelados (Figura V.20), todos *C. jacchus*, e obtidos três relatos da ocorrência frequente deste impacto, geralmente associado às rodovias principais ou proximidade de áreas urbanas. Não foram obtidos registros ou relatos de atropelamento de guigós, nem de macacos-prego, apesar de alguns fragmentos com ocorrência de guigós terem estradas em seu interior (Figura V.20). Em entrevista realizada próximo à localidade Avenida Sergipana (Nº 216), um informante relatou ter avistado três guigós cruzando uma estrada não pavimentada entre dois trechos de mata.

Figura V.20. A) Registro de *Callithrix jacchus* morto por atropelamento (Fotografia de Adriano Gambarini); e B) estrada no interior de fragmento de ocorrência de *Callicebus coimbrai*.

Os saguis foram frequentemente registrados em áreas urbanas, tendo sido observados, inclusive, transitando sobre cabos telefônicos próximos a linhas de transmissão de energia elétrica (Figura V.21). Apesar de não terem sido registrados diretamente casos de eletroplessões, foram obtidos seis relatos deste impacto sobre saguis. Nenhum relato ou registro deste impacto sobre guigós ou macacos-prego foi obtido, apesar de linhas de transmissão de energia estarem presentes em diversas localidades de ocorrência de *C. coimbrai* (Figura V.21). Outro impacto que foi exclusivamente registrado e reportado para saguis foi a oferta de alimentação por comunidades humanas, com risco potencial de transmissão de doenças. Para este gênero, foram obtidos doze relatos da ocorrência deste impacto e registrados diversos casos (Figura V.22).

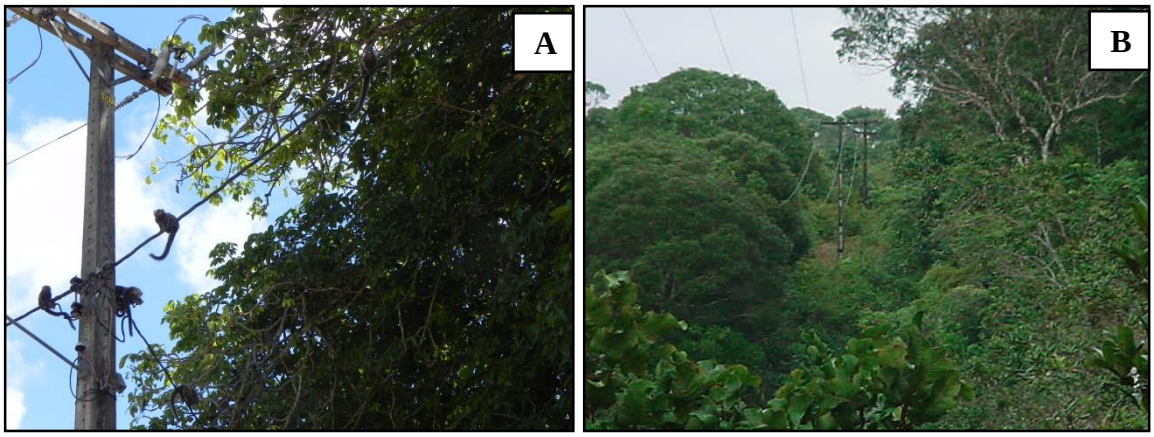


Figura V.21. A) Registro de grupo de *Callithrix jacchus* deslocando-se sobre cabos telefônicos junto a linhas de transmissão de energia elétrica; e B) linhas de transmissão de energia elétrica no interior de fragmento florestal com ocorrência de *Callicebus coimbrai*.

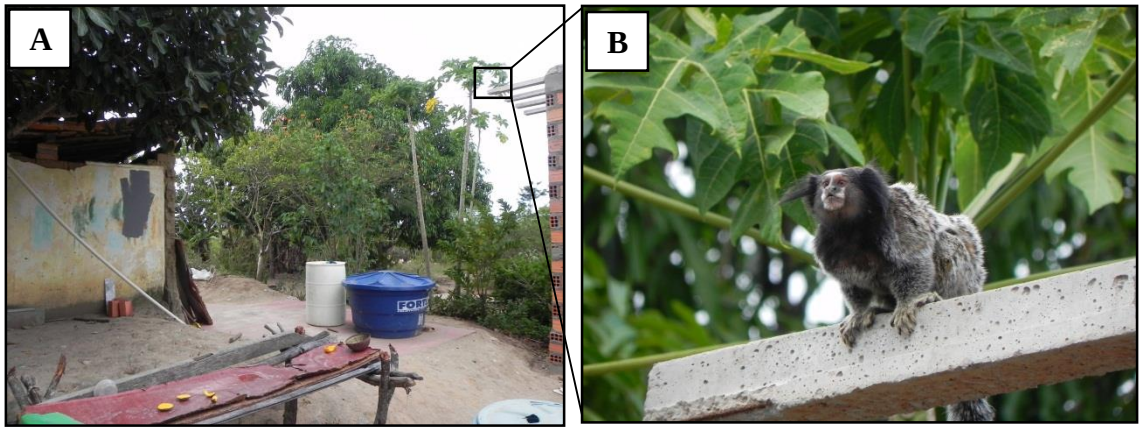


Figura V.22. Registro de oferta de alimentação a saguis: A) plataforma na qual são colocadas frutas para os saguis, neste caso pedaços de manga e destaque para o local onde foi observado o indivíduo de *Callithrix penicillata*; e B) indivíduo de *Callithrix penicillata* observando os alimentos ofertados, subsequentemente registrado ingerindo-os.

V.3.3. Estimativas de Tamanho Populacional

Extrapolando uma densidade populacional média de 0,20 ind./ha (Chagas & Ferrari, 2011; Rocha, 2011) para os 22.500 ha de área de ocupação total de *C. coimbrai* (Tabela V.6), pode-se inferir uma população total remanescente para a espécie de aproximadamente 4.500 indivíduos (Tabela V.8). Quando considerada a possibilidade de presença da espécie nos fragmentos com ocorrência relatada, mas não confirmada, este número aumentaria para 5.333 indivíduos.

Tabela V.8. Estimativas de tamanho populacional total remanescente para *Callicebus coimbrai* obtidas com distintas abordagens.

Abordagem	**Parâmetros**	**Tamanho populacional**
Estimativa por abundância populacional	Área total de ocupação = 22.500 ha Densidade populacional = 0,20 ind./ha	4.500 indivíduos
Estimativa por área de vida e tamanho médio de grupo	Área total de ocupação = 22.500 ha Área de vida = 20 ha/grupo Tamanho médio de grupo = 4 indivíduos	4.500 indivíduos
Estimativa por quantidade de grupos registrados	Grupos registrados = 163 Tamanho de grupo = 4 indivíduos	652 indivíduos

Assumindo uma área média de 20 ha para cada grupo, com uma ocupação plena dos fragmentos com ocorrência confirmada de *C. coimbrai*, e um tamanho médio de grupo de quatro indivíduos, a estimativa de população remanescente fica em torno de 4.500 indivíduos (Tabela V.8), valor idêntico ao obtido pela extrapolação da densidade populacional. Adicionando a este cálculo as áreas com ocorrência relatada, mas não confirmada, a estimativa poderia ultrapassar 5.000 indivíduos, assim como na estimativa obtida por meio da densidade.

Alguns registros obtidos durante o presente estudo dão suporte ao valor médio de 20 ha por grupo utilizado para essa estimativa. Em um fragmento de 120 ha (Nº 24) foram escutados simultaneamente vocalizações de cinco grupos, o maior número registrado para uma única área no presente estudo. Em outros quatro fragmentos de 70 (Nº 29), 65 (Nº 30), 60 (Nº 31) e 50 hectares (Nº 34) foram registrados três grupos pelo mesmo método (Apêndice A). Considerando que nestes casos todos os grupos residentes tenham respondido ao estímulo de *playback* e às vocalizações de grupos vizinhos, poder-se-ia estimar áreas médias para cada grupo entre 17 ha e 24 ha.

Na abordagem mais conservadora, a população remanescente de *C. coimbrai* foi estimada a partir dos grupos efetivamente registrados em fragmentos com ocorrência confirmada de *C. coimbrai*, que somam 129. Adicionando um grupo para cada localidade em que não foi informado o número de grupos registrados, chega-se a um total de 163 grupos. Assumindo um tamanho médio de grupo de quatro indivíduos, chega-se a uma estimativa de 652 indivíduos, a menor para o presente estudo.

No outro extremo, se utilizada a maior densidade encontrada para *C. coimbrai* (0,287 ind./ha; Rocha 2011) com o somatório das áreas com registro e relatos não confirmados de ocorrência da espécie, chega-se à estimativa de 7.653 indivíduos. Entretanto, em função da presença de potenciais competidores e predadores, como *S. xanthosternos* (Chagas & Ferrari 2011), da heterogeneidade dos habitats (R. Hilário, com. pess.) e outros fatores ambientais que provavelmente influenciem a abundância populacional de *C. coimbrai*, não parece plausível que essa densidade mais alta seja o padrão para a espécie. Por outro lado, com o registro de grupos em diversas áreas abaixo de 25 ha, evidencia-se que pode haver densidades tão altas quanto 1 ind./ha. No entanto, por seu porte diminuto, estas localidades não devem contribuir com um elevado número de indivíduos para a população total da espécie e, assim, tendem a não influenciar substancialmente as estimativas obtidas.

Assim, as presentes estimativas de tamanho populacional remanescente para *C. coimbrai* variam entre 652 e 7.653 indivíduos. Contudo, duas das abordagens, desenvolvidas a partir de parâmetros populacionais razoáveis dentro do atual panorama de conhecimento sobre a espécie e demais *Callicebus* da Mata Atlântica, coincidem em estimativas de 4.500 indivíduos, próximo ao valor médio entre as estimativas extremas. Assim, parece razoável adotar esse valor como uma estimativa realista para a situação atual de *C. coimbrai*, que, com isso, teria um tamanho efetivo, isto é, um número de indivíduos maduros, pouco maior que 2.000.

V.3.4. Presença em Unidades de Conservação

A única unidade de conservação de proteção integral (UCPI) com ocorrência confirmada da espécie é o Refúgio de Vida Silvestre da Mata do Junco (Nº 4), no município de Capela, norte de Sergipe (Figura V.23), com cerca de 900 ha. Esta área protegida foi criada nas áreas de reserva legal e de preservação permanente do Assentamento José Emídio dos Santos, tendo como uma de suas finalidades específicas a proteção de *C. coimbrai* (Santos Jr. *et al*. 2007). Além disso, *C coimbrai* está presente em duas Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN) federais em Sergipe: “Mata 01 (Bom Jardins) e Mata 02, 03 e 04 (Tapera)”, com 297 ha; e "Mata 01 e 02 (Marinheiro) e Mata 03 (Pedra da Urça)", com

174,26 ha. Estas unidades de conservação foram criadas durante a vigência do Acordo de Cooperação Técnica firmado entre o IBAMA (por meio do CPB e da Gerência Executiva de Sergipe), Universidade Federal de Sergipe e Companhia de Desenvolvimento dos Vales dos Rios São Francisco e Parnaíba – Codevasf para desenvolvimento do Projeto Guigó, também apoiado pela Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos de Sergipe – Semarh e pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio, desde suas criações.

Em outra UCPI dentro da distribuição da espécie, o Parque Nacional da Serra de Itabaiana, com aproximadamente 8.000 ha, na qual ocorre *S. xanthosternos* (Beltrão-Mendes *et al*., 2009), não foi registrada nem relatada a presença de guigós. A ocorrência conjunta destes primatas ameaçados foi registrada em uma localidade (Nº 2) dentro da Área de Proteção Ambiental do Sul de Sergipe, com 600 ha. A potencial maior população de *C. coimbrai*, na serra de São Francisco (Nº 1) margeia a Reserva Extrativista Marinha da Baía de Iguape, no recôncavo baiano. O maior fragmento com ocorrência da espécie em Sergipe, a Mata do Crasto (Nº 52), foi registrada como Reserva Particular de Fauna e Flora (categoria atualmente extinta), mas não revalidado como RPPN, não sendo, portanto oficialmente integrante do SNUC (Brasil, 2000).

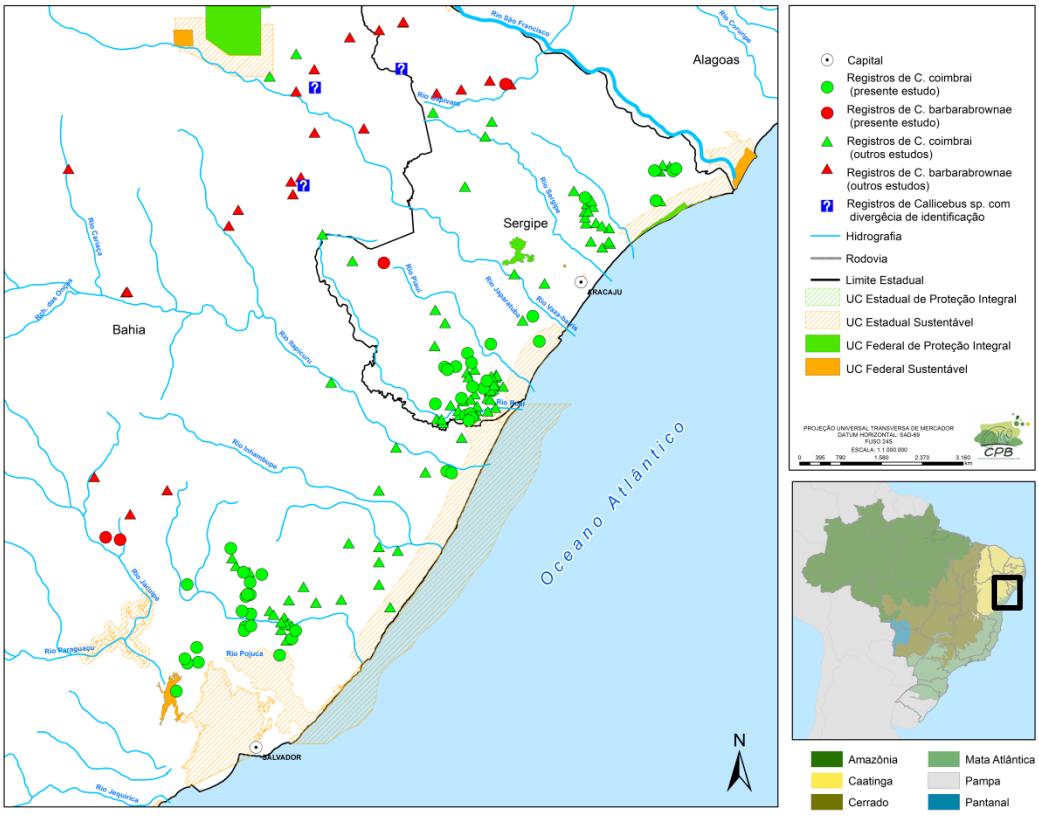


Figura V.23. Localidades com registro de ocorrência de *Callicebus* sp. e unidades de conservação ao longo da área de estudo e adjacências. Registros de outros estudos estão com a identificação taxonômica indicada nos mesmos.

Há uma série de RPPNs dentro da distribuição de *C. coimbrai* na Bahia. A RPPN "São Joaquim da Cabonha APA I e APA II" com 257 ha foi criada em 2000, e em 2002 foram reconhecidas a RPPN "Reserva da Peninha", com 350 ha, e a RPPN "Cajueiro", com 379 ha. A maior destas é a Reserva Lontra (Nº 50), para a qual a ocorrência da espécie foi reportada por Sousa *et al*. (2008), mas não constatada em recentes esforços (R. Hilário, com. pess.; presente estudo).

V.3.5. Ocorrência conjunta com outros mamíferos ameaçados de extinção

A ocorrência conjunta de *C. coimbrai* com *S. xanthosternos* foi registrada na Mata da Santana/Usina SERAGRO (Nº 13), que, com cerca de 250 ha, representa o menor fragmento conhecido com ocorrência simultânea destes dois primatas ameaçados de extinção (Jerusalinsky *et al*., 2006a). A presença destas duas espécies também foi registrada na Fazenda Trapsa (Nº 2), tanto pelos registros do presente estudo, quanto de outros (Kierulff *et al*., 2005; Chagas & Ferrari, 2011). Recentemente, a ocorrência de *S. xanthosternos* foi confirmada na Serra de São Francisco (Nº 1) (R. Hilário, com, pess.), maior fragmento com *C. coimbrai* que também passa a ser o maior fragmento com ocorrência conjunta conhecida para estes primatas ameaçados.

Nesta localidade também foi registrada a ocorrência de pelo menos dois indivíduos, um adulto e um filhote, da vulnerável onça-parda (*Puma concolor*; Sana & Cullen Jr., 2008) por meio de rastros (obs. pess.) e da preguiça-de-coleira *Bradypus torquatus* (Chagas *et al*., 2009) (Figura V.24). Este xenartro arborícola vulnerável à extinção (Chiarello, 2008) também foi registrado em um fragmento de apenas 4 ha da Riacho Seco (Nº 143; Chagas *et al*., 2009), onde foram detectadas vocalizações de *C. coimbrai*.

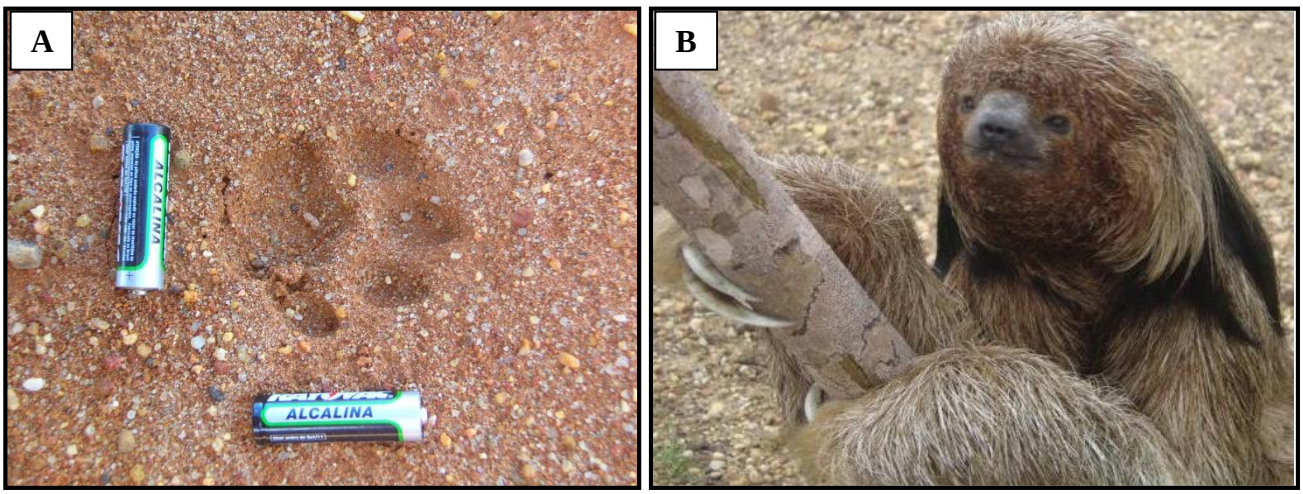


Figura V.24. Registro de mamíferos em risco de extinção em fragmento com ocorrência confirmada de primatas ameaçados, *Callicebus coimbrai* e *Sapajus xanthosternos*: A) rastro de suçuarana *Puma concolor*; e B) indivíduo de preguiça-de-coleira *Bradypus torquatus* (Fotografia de J. P. Souza-Alves).

V.3.6. Avaliação do estado de conservação de *Callicebus coimbrai* baseada nos critérios da IUCN

Critério A da IUCN. Considerando a perda de extensão e qualidade de habitats e a fragmentação dos mesmos, em conjunto com outros impactos correntes, estima-se que seja possível uma redução de pelo menos 30% no tamanho da população remanescente de *C. coimbrai* no intervalo de três gerações. Este intervalo é calculado em 24 anos, a partir do tempo de geração de oito anos estimado para avaliação das espécies do gênero *Callicebus* pela IUCN (2007). Avaliando as potenciais consequências dos efeitos sinérgicos da fragmentação em termos demográficos e genéticos sobre as populações da espécie, em conjunto com a maior exposição a eventos de caça e apanha decorrente dessas circunstâncias, infere-se que a maior severidade dentro deste intervalo de tempo possa ser projetada para o futuro. Além disso, as causas dessa redução populacional não cessaram, não são plenamente entendidos e certamente têm consequências irreversíveis. Assim, *C. coimbrai* ficaria categorizado como Vulnerável, pelos critérios A4c,d.

Critério B da IUCN. A área de ocupação estimada para *C. coimbrai* é inferior a 500 km², mesmo se considerados os fragmentos com ocorrência relatada, mas não confirmada. Além disso, esta área de ocupação da espécie está severamente fragmentada e em contínuo declínio observado, assim como a qualidade de seus habitats. A partir dos relatos de extinções locais obtidos, infere-se, também, uma diminuição contínua no número de subpopulações e de indivíduos maduros. Assim, *C. coimbrai* ficaria categorizado como Em Perigo, pelos critérios B2a,b(ii, iii, iv, v).

Critério C da IUCN. A partir dos tamanhos populacionais remanescentes estimados, infere-se que não existam mais do que 2.500 indivíduos maduros. Além disso, nenhuma população deve possuir mais de 250 indivíduos maduros. O maior fragmento ocupado pela espécie, na Serra de São Francisco (Nº 1), teria cerca de 300 indivíduos maduros se dividida a sua área por um tamanho médio de área de vida de 20 ha e considerado um casal reprodutor em cada grupo. Entretanto, se aplicada a densidade populacional obtida em outra área (Nº 4) de ocorrência conjunta com *S. xanthosternos* e *Puma concolor*, como é o caso desta localidade, o número de indivíduos maduros ficaria estimado abaixo de 200. Adicionalmente, se considerados os efeitos sinérgicos da fragmentação populacional além de outros impactos correntes, parece plausível estimar uma redução populacional contínua de pelo menos 20% no intervalo de duas gerações (16 anos) (Capítulo 4). Com isso, *C. coimbrai* ficaria categorizado como Em Perigo pelos critérios C1 e C2a(i).

Critério D da IUCN. Considerando uma população total remanescente para *C. coimbrai* em torno de 2.500 a 3.000 indivíduos, estima-se que o número de indivíduos

maduros seja superior a 1.000. Assim, a espécie não seria considerada ameaçada de extinção por este critério.

Critério E da IUCN. Não há análises quantitativas integradas para todas as populações remanescentes de *C. coimbrai*. Entretanto, as projeções de Análises de Viabilidade Populacional para 100 anos indicam que mesmo as maiores populações remanescentes da espécie, como a estimada para a Mata do Crasto, teriam uma probabilidade de extinção acima de 10% na situação atual com a combinação das diversas ameaças registradas (Capítulo 3). Assim, extrapolando esta projeção para a espécie, *C. coimbrai* ficaria categorizado como Vulnerável pelo critério E.

Conclusão. Quando uma espécie fica enquadrada em mais de uma categoria, deve-se sempre adotar a de mais grave ameaça (IUCN, 2001). Assim, *C. coimbrai* está Em Perigo de acordo com os critérios B2a,b (ii, iii, iv, v), C1, C2a(i), considerando-se, portanto, que esteja enfrentando um risco muito alto de extinção. Com isso, esta espécie parece não estar em situação tão grave quanto *C. barbarabrownae*, avaliada como Criticamente em Perigo pela IUCN (Veiga *et al*., 2008a), por estimar-se que não restem mais do que 250 indivíduos maduros da espécie, que nenhuma subpopulação tenha mais do que 50 indivíduos maduros e que estas populações estejam em declínio. Estes indicadores não deixam dúvidas quanto ao grau de ameaça à sobrevivência das populações destas espécies vizinhas e que provavelmente compartilham ao menos parte de sua história evolutiva (Capítulos 1 e 2).

V.4. Discussão

V.4.1. Caracterização de ameaças

V.4.1.1. Perda e fragmentação de habitats

A perda e fragmentação de habitats é considerada a maior ameaça mundial à biodiversidade (Groom *et al*., 2006) e não parece ser diferente para *C. coimbrai*. A cobertura da Mata Atlântica, que se confirma como habitat central desta espécie, encontra-se reduzida a 12% de sua extensão original, e a situação é ainda mais grave na região de ocorrência desta espécie, sendo que em Sergipe estima-se que restem apenas 5,5% da cobertura original de Mata Atlântica (Campanili & Schaffer, 2010). Duas centenas de milhares de fragmentos reúnem o que resta da Mata Atlântica no Brasil, mais de 90% dos quais não superam os 100 ha (Ribeiro *et al*., 2009), assim como 64,8% dos sítios com ocorrência confirmada de *C. coimbrai*.

Conjuntamente com a redução da extensão e fragmentação das florestas, foi verificada a perda de qualidade dos habitats, seja pelo corte seletivo, queimadas e depósito de lixo ou pelas próprias consequências da fragmentação, como um aumento no efeito de borda. Esta

perda de qualidade dos habitats pode levar ao declínio nos recursos alimentares e nos abrigos disponíveis, resultando na redução de taxas reprodutivas e na abundância da espécie nesses habitats (Lindenmayer & Fischer, 2006).

Além disso, quase um terço dos fragmentos com ocorrência registrada ou relatada de *C. coimbrai* têm extensões abaixo de 25 ha, o que indica certa tolerância da espécie à severa redução de hábitats. Neste sentido, Souza-Alves *et al*. (2011) indicaram um maior consumo de folhas jovens, especialmente de lianas, como uma adaptação alimentar crucial para a sobrevivência da espécie em fragmentos pequenos, que disponibilizariam menor variedade e quantidade de recursos alimentares. Adaptações vinculadas a habitats fragmentados foram reportadas para outros primatas, como a mudança comportamental registrada para uma população isolada de *Brachyteles hypoxanthus*, que aumentou o tempo de permanência no solo, sugerindo uma expansão de seu nicho vertical que lhes permitiria explorar recursos alimentares previamente não utilizados ou pouco aproveitados (Strier & Ives, 2012).

Apesar do quão tolerante ao distúrbio dos hábitats *C. coimbrai* possa ser, a distribuição das populações remanescentes em um grande número de fragmentos isolados claramente representa um profundo problema para o manejo conservacionista em longo prazo (Vieira *et al*., 2003). A persistência dessas populações – e, em alguns casos, dos próprios fragmentos – é incerta e pouco provável. A expressiva maioria (73,0%) dos sítios em que a presença de *C. coimbrai* foi registrada ou relatada não superam os 100 ha, patamar abaixo do qual estão concentradas as localidades com relato de extinção local. Assim, apesar de estarem presentes no espaço, estas diminutas populações podem não persistir no tempo, podendo significar uma elevada perda de indivíduos e, possivelmente, de variabilidade genética da espécie.

Associado a isto, os guigós apresentam um problema comportamental adicional, único entre os primatas da Mata Atlântica. Apesar do mecanismo exato não estar ainda claro (Müller, 1996; Mayeux *et al*., 2002), a prole geralmente emigra de seu grupo natal à medida que se aproxima da maturidade sexual, limitando a composição do grupo ao casal reprodutor e sua prole imatura. Este é um importante mecanismo de dispersão para populações em florestas contínuas, mas provavelmente gera consequências deletérias em pequenos fragmentos, onde a emigração para um novo fragmento deve ser a única opção para a prole em amadurecimento (Figura V.25). Reforça esta inferência a recente observação de um macho adulto não reprodutor de *C. coimbrai* que emigrou de seu grupo natal e do fragmento com cerca de 14 ha que este ocupa, retornando ao mesmo mais de um ano depois (Souza-Alves & Ferrari, 2012).

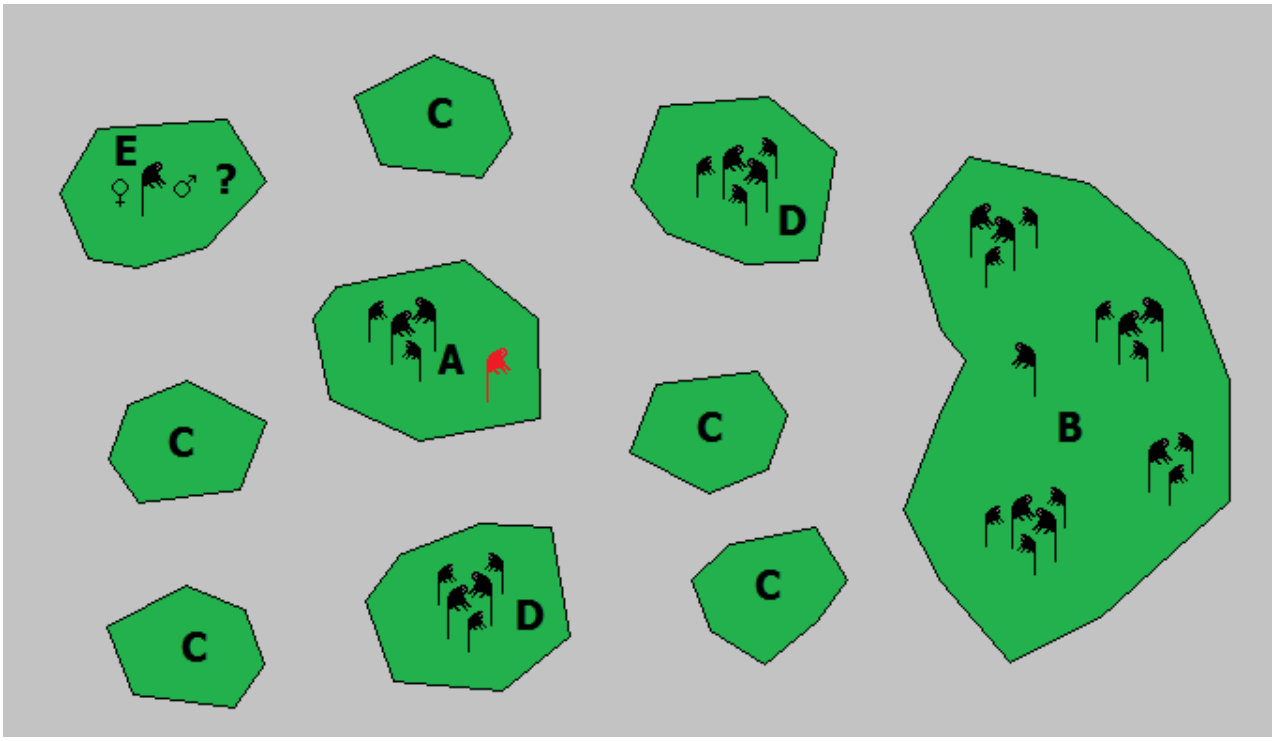


Figura V.25. Cenário hipotético enfrentado por um indivíduo não reprodutor de *Callicebus* (em vermelho) quando atinge a maturidade sexual habitando um pequeno fragmento (A) em uma paisagem fragmentada. O fragmento ocupado por seu grupo natal (A) está saturado e não oferece área nem parceiros para estabelecimento de um novo grupo. O fragmento de maior porte (B), que oferece melhores condições para o sucesso na dispersão pode estar a distâncias que impossibilitem que o indivíduo o alcance. Uma série de pequenos fragmentos vazios (C) oferecem possibilidades de área, mas não de parceiro para reprodução. Outros fragmentos pequenos (D) também estão saturados, como o de seu grupo natal, eventualmente abrigando algum potencial parceiro para reprodução, mas não dispondo de área para estabelecimento de um novo grupo. Outra opção é a possibilidade de encontrar um fragmento que ofereça área para estabelecimento de um novo grupo com a presença de outro indivíduo despareado em idade reprodutiva (E), mas, ainda assim, há 50% de chances deste indivíduo ser do mesmo sexo do indivíduo em dispersão. Além disso, qualquer deslocamento na paisagem seria feita em uma matriz de permeabilidade duvidosa, ficando o indivíduo em questão exposto à exaustão e correndo maiores riscos de predação, caça ou apanha.

Os indivíduos que saem das florestas em migração para outras áreas ficam mais suscetíveis a riscos como apanha, atropelamento e caça (Apêndice G), além da exaustão, já que o deslocamento diário dos guigós na Mata Atlântica varia entre cerca de 500 e 2.500 m (Tabela I.2) e a distância entre os remanescentes florestais é frequentemente superior do que 2 km. Neste cenário, além das chances de sobrevivência durante o deslocamento serem pequenas, a probabilidade de encontrar um potencial parceiro reprodutivo também é bastante reduzida. Isto sugere um processo extremamente ineficiente caracterizado por alta mortalidade e a frequente perda de oportunidades reprodutivas (p.ex. animal dispersando para fragmentos vagos ou com indivíduos do mesmo sexo).

Consequentemente, a presença de *C. coimbrai* em pequenos fragmentos pode estar relacionada ao seu contexto na paisagem, como a distância com relação a outros fragmentos ocupados (potenciais áreas-fonte) e a permeabilidade da matriz (Marsh, 2003). Apesar de não terem sido feitos registros e de terem sido obtidos poucos relatos sobre a observação de

guigós fora de fragmentos florestais, oito entrevistados (1,3% do total) informaram terem avistado-os em diferentes feições da matriz, indicando algum grau de mobilidade na paisagem. O maior número destes relatos foi para pastagens, o que pode simplesmente refletir uma maior detectabilidade dos animais neste tipo de ambiente. Entretanto, também pode estar relacionado a uma maior permeabilidade desta feição da matriz do que de outras em que foram observados apenas uma vez, como laranjais e coqueirais, ou nas quais não foram vistos, como canaviais e eucaliptais. Uma potencial explicação para isso seria que as pastagens oferecem maior visibilidade, possibilitando uma melhor orientação espacial para navegação na paisagem, como já observado para duas espécies de marsupiais com hábitos florestais endêmicas da Mata Atlântica (Prevedello *et al*., 2011).

Apesar de possíveis deslocamentos por distintas feições de matriz, é evidente o potencial impacto dessa paisagem fragmentada sobre a estrutura demográfica das populações da espécie, com previsíveis consequências genéticas, como um aumento no endocruzamento. Nesse sentido, recentemente foi reportado o caso de um macho adulto não reprodutor de *C. coimbrai* emigrando de seu grupo natal, que ocupa uma área de 14 ha na Fazenda Trapsa (Nº 2), e retornando ao mesmo mais de um ano depois (Souza-Alves & Ferrari, 2012). Este indivíduo deslocou o macho reprodutor, após o desaparecimento da fêmea reprodutora, e formou um novo casal com uma fêmea jovem – provavelmente sua irmã – (J. P. Souza-Alves, com. pess.), tendo sido recentemente observada cópula (S. Baião, com. pess.) e o nascimento de um filhote (F. Aragão, com. pess.). Essa observação corrobora um alto risco de ocorrência de endocruzamento para as populações nessa paisagem fragmentada, deixando-as suscetíveis aos efeitos da perda de diversidade genética, como a depressão endogâmica (Lacy, 1992, 1997).

O contexto dos fragmentos na paisagem também deve influenciar os tamanhos populacionais mesmo em áreas com extensão similar. Nos fragmentos em que foi investigada a densidade populacional na Fazenda Trapsa (Nº 2) e na Mata do Junco (Nº 4), por exemplo, ambos com cerca de 500 ha, as estimativas encontradas foram muito contrastantes (Chagas & Ferrari, 2011; Rocha, 2011). O fato de a primeira estar próxima a outros fragmentos mais extensos e inseridos em uma paisagem mais heterogênea provavelmente ofereça melhores oportunidades de dispersão, regulando, consequentemente, a abundância populacional, enquanto a segunda tem apenas uma série de pequenos fragmentos em seu entorno e estar em uma matriz dominada por pastagens e canaviais. Entretanto, estas densidades tão diferenciadas também devem estar influenciadas outros fatores, como a potencial competição com *S. xanthosternos* – presente na Trapsa e ausente no Junco – e uma produtividade primária distinta entre esses sítios que pode resultar em oferta diferenciada de alimentos.

Foram obtidos registros de ocorrência de *C. coimbrai* em todas as classes de tamanho de fragmento para Floresta Ombrófila Densa e Floresta Estacional Semidecídua e em pelo menos dois sítios para as duas menores classes de tamanho de fragmento em todos os tipos de vegetação ocupados pela espécie (Tabela V.4). Isto sugere que o tamanho de fragmento não seja limitante de forma diferencial para a ocorrência de *C. coimbrai* em distintos tipos de vegetação. Assim, a presença ou ausência atual da espécie nesses distintos sítios provavelmente esteja determinada pelo histórico dos impactos sobre suas populações e de seu contexto na paisagem em distintas localidades, e não por condicionantes ambientais relacionadas aos diferentes tipos de vegetação. Não é possível, entretanto, inferir as possibilidades de sobrevivência de *C. coimbrai* em longo prazo nestes distintos contextos, inclusive porque foram obtidos relatos de extinção local para todos os tipos de vegetação ocupados pela espécie, com exceção das Formações Pioneiras (Tabela III.10 em Apêndice). Entretanto, nesse tipo de vegetação não foi constatada a presença em fragmentos com área superior a 250 ha (Tabela V.4), além de ser o tipo vegetacional que menos contribui com área de ocupação para a espécie (Tabela V.6). Complementarmente, a ausência de registros e relatos para áreas de mangue e restinga indicam que estes ambientes não sejam adequados para a espécie, o que deve ser considerado no planejamento de ações de manejo para a conservação.

V.4.1.2. Caça, cativeiro e outros impactos

Apresentando o menor porte dentre os gêneros de primatas com ocorrência na área de estudo, *Callithrix* foi o gênero com maior proporção de relatos de caça (48,5%), enquanto *Sapajus*, que tem o maior porte, apresentou a menor proporção (36,1%), ficando *Callicebus*, de porte intermediário, entre os dois (43,0%). Apesar da diferença relativamente pequena, o ordenamento foi contrário ao esperado em função do porte (p.ex. Chiarello, 2003; Cowlishaw & Dunbar, 2001). Isto pode estar relacionado ao fato de que *Callithrix* é mais comumente encontrado ao longo de toda a área de estudo (122 registros no presente estudo), sendo *Callicebus* o segundo neste aspecto (49 registros), e *Sapajus* relativamente o mais raro, com ocorrência em poucas localidades (dois registros). Por outro lado, é possível que justamente uma maior pressão de caça sobre os gêneros de maior porte em tempos históricos – seja por comunidades indígenas ou por colonos – tenha contribuído para o seu atual padrão de ocorrência e distribuição (Chiarello, 2003) e, portanto, para que tenham sido menos caçados no passado recente em função de uma maior raridade relativa. Outra causa que potencialmente contribua para o padrão encontrado é o uso medicinal diferencialmente reportado para os primatas, já que a caça com essa finalidade foi relatada 21 vezes para

saguis, duas para guigós e nenhuma para macacos-prego. Estas comparações, entretanto, devem ser consideradas com cautela, já que o estudo não foi direcionado especificamente para esta finalidade e, assim, não houve, por exemplo, um número homogêneo de entrevistas para cada gênero e nem sempre os mesmos entrevistados ofereceram informações sobre todos os primatas.

Apesar dos presentes resultados sobre caça de guigós e deste impacto ter sido reportado em outro estudo (Sousa *et al*., 2008), mais de 80% dos informantes que definiram uma frequência para esta prática, afirmaram tratar-se de eventos esporádicos ou mesmo únicos, e nenhum caçador experiente elencou quaisquer primatas dentre as caças preferenciais ou comercializadas. Neste sentido, os resultados obtidos para os primatas na área de estudo coincidem amplamente com o previamente descrito para a Mata Atlântica, onde há uma caça direcionada aos maiores roedores (pacas e cutias), ungulados (caititus e veados) e tatus (Cullen *et al*., 2000), e não a primatas como ocorre na Amazônia (Redford & Robinson, 1987). Entretanto, globalmente têm-se constatado um aumento da caça direcionada a alvos secundários à medida que as populações de caças preferenciais ficam extremamente reduzidas ou são extintas localmente (BCTF, 2000), um processo que pode estar em curso na região estudada, afetando cada vez mais os primatas, inclusive os guigós.

Já com relação à pressão de cativeiro, encontrou-se uma marcada diferença entre os relatos positivos para *Sapajus* e *Callithrix*, ambos beirando os 90% e com casos frequentes de comercialização, com relação àqueles para *Callicebus*, que ficou em apenas 7,5%, com três casos pontuais de tentativas de venda. Estes resultados estão alinhados ao encontrado em Cetas e análogos entre 1999 e 2006, nos quais macacos-prego e saguis representaram a ampla maioria de primatas receptados, com uma diminuta (0,45%) participação de *Callicebus* (Levacov *et al*., 2011). A relativamente baixa incidência de *Callicebus* em cativeiro e a disparidade encontrada com relação aos outros gêneros com ocorrência na área de estudo parece estar relacionada tanto a uma maior dificuldade para capturar os guigós, quanto a estes serem considerados menos atrativos do que macacos-prego e saguis para esta finalidade. Com isso, este impacto e o de uma ameaça associada à da domesticação, o abate de indivíduos adultos carregando filhotes para comercialização ou manutenção em cativeiro destes (Peres, 2001), parece ser insignificante para os guigós.

Os resultados encontrados indicam que *Callicebus* sofre, mesmo que de forma esporádica, pressões de caça, cativeiro, predação por animais domésticos e atropelamento, representando ameaças de fato à sobrevivência de suas populações. Outras ameaças ainda não registradas ou reportadas para guigós, como as eletroplessões, relatadas para saguis no presente estudo e conhecidas para outros primatas em habitats fragmentados da Mata

Atlântica (Printes, 1999), tendem a agravar-se à medida que se amplia a urbanização e a infraestrutura instalada na região (p.ex. Programa Luz para Todos do Governo Federal, <http://luzparatodos.mme.gov.br>) e que não se reverte ao grau de fragmentação de seus habitats. Estas práticas e acidentes parecem não estar direcionados ou não atingirem especialmente o gênero na área de estudo, estando sua ocorrência e a magnitude de seus impactos associados não às características intrínsecas dos guigós e sim a outras ameaças, especialmente aquelas quer resultam em redução e fragmentação de habitats. Entretanto, em estudo sobre os fatores que predizem o risco de extinção em primatas e carnívoros, concluiu-se que as características intrínsecas das espécies respondem por 50% e proporção similar advém das ações antrópicas atingindo indistintamente as espécies, independentemente de suas características (Purvis *et al*., 2000)

Assim, quanto menores os fragmentos florestais e mais distantes de outros, mais expostos ficam os guigós a esses impactos, inclusive passando algumas práticas a ser mais frequentemente executadas de forma oportunista. Reforçam esta inferência os relatos de guigós mortos a pauladas enquanto atravessavam áreas de pastagem, de indivíduos abatidos durante fuga de queimada e o histórico dos espécimes que acabaram em cativeiro, indicando que os indivíduos afetados deveriam estar em processo de dispersão ou em busca de novas áreas de vida na paisagem fragmentada. Neste contexto, a incidência e o impacto dessas ameaças são agravados pela progressiva aproximação das zonas urbanas e comunidades rurais – e consequentemente de maiores densidades populacionais humanas – com os remanescentes florestais, maior facilidade de acesso aos fragmentos, ausência de fontes potenciais para recomposição das populações remanescentes ou estabelecimento de matrizes que dificultam essa movimentação (Cullen Jr. *et al*., 2000; Chiarello, 2003; Vieira *et al*., 2003). Assim, o impacto da perda de indivíduos sobre a viabilidade das populações tende a ser mais severo quanto menores e mais isoladas estas estiverem, uma vez que nestas circunstâncias é mais complexo recompor a estrutura social e a dinâmica populacional e evitar a perda de diversidade genética.

V.4.2. Diagnóstico do estado de conservação

Apesar de *C. coimbrai* ter sido reclassificado da categoria Criticamente em Perigo para Em Perigo, conforme avaliações da IUCN (2007, Veiga *et al*., 2008b) e do presente estudo, pondera-se que isto está diretamente relacionado a um aumento no conhecimento sobre a espécie. É notório o progressivo descobrimento de populações remanescentes de *C. coimbrai* desde sua descrição (Kobayashi & Langguth, 1999; Sousa, 2003; Printes, 2007; Jerusalinsky *et al*., 2006b; Sousa *et al*., 2008; Printes *et al*., 2013; presente estudo).

Entretanto, desde 2005 (Printes, 2005) não há novos dados que sustentem criteriosamente uma expansão na extensão de ocorrência conhecida para a espécie, a qual os resultados obtidos corroboram não deva ultrapassar os 30.000 km^2, conforme avaliado previamente com menos informações disponíveis (Jerusalinsky, 2008). Além disso, o presente estudo não aporta elementos para que se possa inferir uma melhora genuína (IUCN, 2001) no estado de conservação de *C. coimbrai*; ao contrário, reforça que as causas centrais para a categorização da espécie como ameaçada de extinção permanecem as mesmas.

A primeira destas causas é a área de ocupação restrita de *C. coimbrai* que, apesar de ter aumentado substancialmente com relação ao previamente estimado (Jerusalinsky *et al*., 2006b; Jerusalinsky, 2008), está atualmente calculada em torno de apenas 250 km². Esta área está severamente fragmentada, em remanescentes florestais, com tamanho mediano de 100 ha, inseridos em uma paisagem de permeabilidade duvidosa para a espécie, com previsíveis consequências deletérias sobre as estruturas demográfica e genética das populações (Cowlishaw & Dunbar, 2001; Marsh, 2003). Além disso, as observações do presente estudo indicam que estas áreas estejam em contínuo declínio em termos de extensão e qualidade de habitat, e que extinções locais de *C. coimbrai* estejam em curso, principalmente nos fragmentos com até 100 ha, que constituem quase 65% daqueles com ocorrência confirmada da espécie e 90% daqueles com presença presumida por relatos. Com isso, fica reforçada a inferência de que a perda e fragmentação dos hábitats pode ser considerada a maior ameaça à sobrevivência desta espécie, assim como para a biodiversidade em geral (Groom *et al*., 2006) e para os primatas em particular (Cowlishaw & Dunbar, 2001).

A segunda causa principal é o reduzido tamanho populacional remanescente de *C. coimbrai*. Apesar das estimativas obtidas terem variado entre cerca de 500 e 7.500 indivíduos, considerando a heterogeneidade dos habitats ocupados pela espécie, a variação na extensão dos fragmentos com sua presença e sua capacidade de persistência em áreas diminutas, avalia-se que uma estimativa em torno de 4.500 indivíduos pode ser realista para a situação atual de *C. coimbrai*. No entanto, se adotada a abordagem mais conservadora para esta estimativa, exclusivamente a partir dos grupos detectados, verifica-se que a situação da espécie pode ser ainda mais grave, com menos de 1.000 indivíduos e aproximando-se do limiar máximo de 250 indivíduos maduros para entrada na categoria Criticamente em Perigo.

Pulverizados em fragmentos com uma gama de extensões, é provável que nenhuma população (ou subpopulação) tenha mais de 250 indivíduos maduros. A área com maior probabilidade de alcançar este patamar seria a Serra de São Francisco (Nº 1), maior fragmento de ocorrência de *C. coimbrai*. Entretanto, ali também ocorrem potenciais competidores e predadores como *S. xanthosternos* e *P. concolor*, condição na qual foi registrada menor

densidade para a espécie (Chagas & Ferrari, 2011), que levaria a inferir um tamanho efetivo abaixo de 200 indivíduos nessa localidade. Com exceção desta, é duvidosa a existência de outras populações que possam alcançar esse tamanho, sendo provável que as demais áreas de ocorrência da espécie não abriguem mais do que 100 indivíduos maduros, mesmo as maiores (p. ex. Mata do Crasto, Nº 52, Mata da Campina, Nº 51), e que na grande maioria delas esteja presente apenas um ou poucos grupos e, assim, não mais do que 10 ou 20 indivíduos.

Nestas circunstâncias e com uma crescente exposição a variados impactos diretos – p.ex. caça, apanha – e indiretos – p.ex. endogamia, desestruturação social –, infere-se que estas pequenas populações estejam enfrentando constante declínio. Isto indica a necessidade de um refinamento ainda maior no levantamento de áreas de ocorrência e de novos estudos de abundância populacional em distintas fitofisionomias ocupadas pela espécie, além de investigações sobre a influência da paisagem na dinâmica das populações a fim de obter um diagnóstico mais preciso e de qualificar as estratégias de conservação.

V.4.3. Estratégias para a conservação

Na situação em que *C. coimbrai* se encontra, iniciativas como o Plano de Ação Nacional (PAN) para a Conservação dos Primatas do Nordeste (Brasil/ICMBio, 2011) são fundamentais para integrar esforços interinstitucionais visando traçar, refinar e implementar estratégias para sua conservação. Conforme estabelecido na segunda meta primordial desse plano, a conservação da espécie certamente passa pela inserção de suas áreas de ocorrência em distintas categorias de áreas protegidas, como unidades de conservação, reservas legais e áreas de preservação permanente. A configuração espacial das populações da espécie e a caracterização das ameaças a que estão sujeitas, evidenciam como prioritárias as ações emergenciais direcionadas à proteção dos maiores fragmentos com ocorrência e, portanto, potencialmente com as maiores populações da espécie.[1]

Quase a metade da área de ocupação atual de *C. coimbrai* está concentrada nos 10 fragmentos que superam os 500 ha de área. Considerando que potencialmente uma proporção similar de sua população total remanescente esteja nessas localidades, fica evidente a relevância de proteção das mesmas para a conservação da espécie, por apresentarem maiores chances de viabilidade em longo prazo (Capítulo 4). Para este objetivo, também se destacam três interflúvios (Pojuca-Paraguaçu, Inhambupe-Pojuca e Piauí-Real) que concentram 70,4% dos fragmentos com ocorrência e 77,0% da área de ocupação de *C. coimbrai*, e que,

[1] Uma listagem das recomendações do presente estudo para a conservação de *Callicebus coimbrai*, inclusive fundamentadas em Análises de Viabilidade Populacional, e das principais propostas do Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas do Nordeste (Brasil/ICMBio, 2011) relacionadas a essas recomendações pode ser vista na Tabela VI.12 no Capítulo 4.

provavelmente abriguem proporção similar da população total remanescente. Adicionalmente, a presença conjunta com outros mamíferos ameaçados de extinção, como *Puma concolor* – notório predador natural (Defler, 2003) – e *Sapajus xanthosternos* – potencial competidor e predador (Sampaio & Ferrari, 2005) –, só foi verificada em fragmentos com 250 ha ou mais.

A Serra de São Francisco (Nº 1), no recôncavo baiano, por exemplo, destaca-se em termos de prioridade para a conservação de *C. coimbrai* por ser, com cerca de 3.000 ha, o maior fragmento com ocorrência da espécie. Mas, também, pela presença de *S. xanthosternos* (R. Hilário, com. pess.) e potencial ocorrência da ameaçada suçuarana *Puma concolor* e do sobrecaçado caititu *Tayassu tajacu*, ausentes na maior parte da área de estudo conforme observações e relatos obtidos. Da mesma forma, a Fazenda Trapsa (Nº 4), no sul de Sergipe, com um conjunto de fragmentos que somam cerca de 600 ha, se sobressai por abrigar, além desses dois primatas e desse felino ameaçados, outro mamífero arborícola em risco de extinção: a preguiça-de-coleira *Bradypus torquatus* (Chagas *et al*. 2009). A Mata do Crasto (Nº 52), maior fragmento de Mata Atlântica em Sergipe, com aproximadamente 900 ha, a Mata da Campina (Nº 51), com o mesmo porte, e outras localidades no litoral norte baiano também se distinguem por terem extensões que permitem inferir populações com maior viabilidade (Capítulo 4). Assim, assegurar a proteção desses fragmentos mais extensos pode ser a única forma de garantir a sobrevivência de *C. coimbrai* em longo prazo e a manutenção das interações desta com outras espécies e, portanto, da complexidade dos processos ecológico-evolutivos nos quais está envolvido.

Por outro lado, a expressiva maioria dos fragmentos com ocorrência confirmada de *C. coimbrai* não supera os 100 ha, contribuindo com menos de 20% da área de ocupação da espécie. Entretanto, estes sítios provavelmente abriguem uma maior proporção da população total remanescente, devido à maior densidade nos fragmentos menores, como indicam os registros de grupos em fragmentos com área inferior a 10 ha que não parecem diferir em tamanho daqueles ocupando sítios maiores. Além disso, esses pequenos fragmentos oferecem a oportunidade de experimentar e refinar técnicas de manejo (Marsh, 2003) que pode ser decisivas para a conservação da espécie como um todo, como aquelas voltadas à recomposição da conectividade de habitats, seja do ponto de vista estrutural ou funcional (Lindenmayer & Fischer, 2006). No interflúvio Japaratuba-Sergipe, por exemplo, que contribui com apenas 5,5% da área de ocupação, mas com quase 13% dos fragmentos com ocorrência confirmada da espécie, tendo a ampla maioria destes até 100 ha, poderiam ser testados tais métodos, potencialmente impulsionados pela presença da única unidade de conservação de proteção integral em que a espécie está protegida (RVS Mata do Junco, Nº 2).

Esta proposta está alinhada à meta prioritária do PAN Primatas do Nordeste (Brasil/ICMBio, 2011) que visa a implementação de um programa de conectividade de áreas para estabelecimento e manutenção de populações viáveis das espécies em diferentes ecossistemas, como vem sendo realizado para outros primatas na Mata Atlântica, como os micos-leões-dourados *Leontopithecus rosalia* (Oliveira *et al*., 2008). Poderiam contribuir para os objetivos deste programa medidas como a instalação de pontes para facilitar o deslocamento seguro dos animais sobre estradas e longe de linhas de transmissão de energia (Lokschin *et al*., 2007), visando, inclusive mitigar os danos causados às populações por caça e apanha oportunista, além, obviamente daqueles ocasionados por atropelamentos e eletrocussões esporádicas. Entretanto, conforme apontado na Ação Nº 1.8 desse plano (Brasil/ICMBio, 2011), novos estudos são fundamentais para permitir um melhor entendimento sobre o uso de distintas feições da paisagem pelos guigós e, assim, sobre a dinâmica de suas metapopulações.

Complementarmente, não se pode descartar a necessidade futura de um manejo metapopulacional mais interventivo, como o realizado com micos-leões (Oliveira *et al*., 2008; Valladares-Pádua *et al*., 2008). Translocações das populações diminutas mais isoladas, por exemplo, podem tornar-se necessárias para ampliar a viabilidade de populações e, assim, as chances de sobrevivência da espécie. Entretanto, é mister avaliar a relação custo-benefício em termos de recursos (financeiros, humanos) empregados nestas iniciativas – potencialmente em detrimento de outras – e do impacto efetivo das mesmas sobre a viabilidade das populações (ver Capítulo 4).

O número de indivíduos manejados em cativeiro limita o conhecimento disponível para estabelecimento de um componente de colônias reprodutivas *ex situ* para um programa desta natureza, como o desenvolvido, por exemplo, para micos-leões. Ao contrário, a sobrevivência em torno de um ano para a maioria dos indivíduos acompanhados em cativeiro durante o presente estudo, indica certa sensibilidade da espécie a estas condições (Wagner *et al*., 2012), dificultando o estabelecimento de uma linha de ação neste sentido. Entretanto, recentemente dois indivíduos da espécie têm respondido melhor às condições de cativeiro no CPRJ, sendo mantidos junto a indivíduos de outras espécies do grupo *Personatus* com os quais aparentemente criaram relações sociais (A. Pissinatti, com, pess.). Além disso, uma colônia de *Callicebus cupreus* que conta atualmente com mais de 50 indivíduos vem sendo mantida há várias gerações no California National Primate Research Center (http://www.cnprc.ucdavis.edu) e um grupo de *Callicebus donacophilus* mantido no Parque Zoológico Municipal Quinzinho de Barros (Zoo de Sorocaba) tem se reproduzido frequentemente (R. Hidalgo, com. pess.). Assim, o estabelecimento de um protocolo básico de

destinação para melhor aproveitamento dos indivíduos que vierem a ser manejados em cativeiros é fundamental, conforme proposto na Meta 4 do PAN Primatas do Nordeste (Brasil/ICMBio, 2011).

Compondo os esforços de conservação de *C. coimbrai*, a aplicação de diretrizes voltadas à formulação de políticas públicas, nos processos de licenciamento, fiscalização e regularização ambiental dos imóveis rurais ao longo da distribuição geográfica da espécie, como estabelecido na Meta 3 do PAN Primatas do Nordeste, será fundamental para evitar uma redução e fragmentação ainda maior de seus habitats. Complementarmente, a integração da problemática da conservação de *C. coimbrai* e seus habitats a programas de desenvolvimento e extensão rural, educação ambiental e difusão científica, que conforma a Meta 6 desse plano, é crucial para a inclusão de comunidades rurais e urbanas nos esforços em prol da sobrevivência da espécie.

Estas e outras estra estratégias para a conservação de *C. coimbrai* são necessárias para a complexa situação da espécie (ver Tabela VI.12 no Capítulo 4), e tendem a ser melhor sucedidas se aplicadas com uma abordagem transdisciplinar (Kleiman & Rylands, 2008; Jerusalinsky *et al*., 2011). Para terem maiores chances de sucesso, necessitam ser aplicadas urgentemente, pois não restam dúvidas de que a situação de *C. coimbrai* é grave.

V.5. Referências bibliográficas

BCTF. 2000. Bushmeat: a wildlife crisis in west and central Africa and around the world, briefing document. Disponível em: <www.bushmeat.org>.

BELTRÃO-MENDES, R.; JERUSALINSKY, L.; CUNHA, A. A.; SANTOS JR., E. M.; FERRARI, S. F. 2009. Padrão de Distribuição de Macaco-Prego-de-Peito-Amarelo (*Cebus xanthosternos*) no Estado de Sergipe. **Anais do XIII Congresso Brasileiro de Primatologia**. SBPr, Blumenau. CD-ROM.

BRASIL. 2000. Lei Nº 9.985, de 18 de julho de 2000 – Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação. **Diário Oficial da União – Seção 1, 138**.

BRASIL/ICMBio. 2011. Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas do Nordeste. Disponível em: http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/plano-de-acao/865-pan-primatas-do-nordeste, acesso em: 01 de janeiro de 2013.

BRASIL/ICMBIO. 2012. Instrução Normativa N° 23, de 30 de março de 2012: Disciplina as diretrizes e procedimentos para a Avaliação do Estado de Conservação das Espécies da Fauna Brasileira. Diário Oficial da União – Seção 1, 64: 83-84.

CAMPANILI, M.; SCHAFFER, W. B. (orgs.). 2010. **Mata Atlântica: patrimônio nacional dos brasileiros**. Brasília, MMA. Série Biodiversidade Nº 34. 408p.

CHAGAS, R. R. D. ; SOUZA-ALVES, J. P.; JERUSALINSKY, L.; FERRARI, S. F. 2009. New Records of *Bradypus torquatus* (Pilosa: Bradypodidae) from Southern Sergipe, Brazil. Edentata 8-10: 21-24.

CHAGAS, R. R. D.; FERRARI, S. F. 2011. Population parameters of the endangered titi monkey, *Callicebus coimbrai* Kobayashi and Langguth, 1999, in the fragmented landscape of southern Sergipe, Brazil. **Braz. J. Biol. 71(3)**: 569-575

CHIARELLO, A. G. 2003. Primates of The Brazilian Atlantic Forest: the influence of forest fragmentation on survival. In: MARSH, L. K. (Ed.). 2003. **Primates in Fragments: ecology and conservation.** Kluwer Academic/ Plenum Publishers, New York, 402p.

CHIARELLO, A. G. 2008. *Bradypus torquatus* Illiger, 1811. In: MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G. M.; PAGLIA, A. P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção – Volume II**. Brasil, Ministério do Meio Ambiente, Série Biodiversidade, Número 19. p.: 704-706.

COWLISHAW, G.; DUNBAR, Robin. 2001. **Primate Conservation Biology**. The University of Chicago Press, Chicago, 498p.

CULLEN JR., L.; BODMER, R. E.; PÁDUA, C. V. 2000. Effects of Hunting in Habitat Fragments of The Atlantic Forests, Brazil, **Biol. Cons. 95**: 49-56

DAVIS, A.; WAGNER, J. R. 2003. Who knows? On the importance of identifying "experts" when researching Local Ecological Knowledge. **Human Ecology 31(3)**: 463–489.

DEFLER, T. R. 2003. **Primates de Colombia**. Conservación Internacional, serie de guías tropicales de campo, n° 4. Colômbia. 543p.

GROOM, M. J.; MEFFE, G. K.; CARROLL, C. R. (eds.). 2006. **Principles of conservation biology (third edition)**. Sinauer Associates, Estados Unidos.779p.

GROOM, M. J.; PASCUAL, M. A. 1997. The analysis of population persistence: an outlook on the practice of viability analysis. In: FIEDLER, P. L.; MAREIVA, P. M. (eds.). **Conservation biology for the coming decade.** Chapman & Hall, Estados Unidos. p.3-33.

IUCN. 2001. **IUCN Red List categories and criteria: version 3.1**. IUCN Species Survival Commission, Suíça e Reino Unido. ii+30p.

IUCN. 2007. IUCN/SSC Neotropical Primates Species Assessment Workshop (Red List). 2007. Oficina realizada em Novembro de 2007 em Orlando, Florida, Estados Unidos. Relatório não publicado.

JERUSALINSKY, L. 2008. *Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth, 1999. In: MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G. M.; PAGLIA, A. P. (eds.). **Livro Vermelho**

da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção – Volume II. Brasil, Ministério do Meio Ambiente, Série Biodiversidade, Número 19. p.: 769-771.

JERUSALINSKY, L.; OLIVEIRA, M. M.; FERREIRA, J. G.; WAGNER, P. G. G.; FERRARI, S. F. 2006a. Novos registros e estratégias para conservação de primatas ameaçados no baixo São Francisco sergipano. **VII Congresso Internacional sobre Manejo de Fauna Silvestre na Amazônia e América Latina - Anais.** UESC, Brasil. CD-ROM. (resumo)

JERUSALINSKY, L.; OLIVEIRA, M. M.; PEREIRA, R. F.; SANTANA, V.; BASTOS, P. C. R.; FERRARI, S. F. 2006b. Preliminary evaluation of the conservation status of *Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth, 1999 in the Brazilian state of Sergipe. **Primate Conservation 21**:25–32.

JERUSALINSKY, L.; TEIXEIRA, F. Z.; LOKSCHIN, L. X.; ALONSO, A.; JARDIM, M. M. de A.; CABRAL, J. N. H.; PRINTES, R. C.; BUSS, G. 2011. Primatology in Southern Brasil: a transdisciplinar approach to the conservation of the brown-howler-monkey *Alouatta guariba clamitans* (Primates, Atelidae). **Iheringia, Série Zoologia (100)**: 281-558.

KIERULFF, M. C. M. *et alli*. 2005. **Plano de Manejo para a conservação do macaco-prego-do-peito-amarelo, *Cebus xanthosternos***. Não publicado. IESB, Brasil. 45p.

KINZEY, W. G. 1981. The titi monkeys, genus *Callicebus*. In: COIMBRA-FILHO, A. F.; MITTERMEIER, R. A. **Ecology and Behavior of Neotropical Primates (volume 1)**. Academia Brasileira de Ciências, Brasil. p.241-276.

KLEIMAN, D.; RYLANDS, A. 2008. **Micos Leões: biologia e conservação**. Brasília, MMA, 568p.

KOBAYASHI, S.; LANGGUTH, A. B. 1999. A new species of titi monkey, *Callicebus* Thomas, from north-eastern Brazil (Primates, Cebidae). **Revta. Bras. Zool. 16(2)**: 531-551.

LACY, R. C. 1992. The effects of inbreeding on isolated populations: are minimum viable population sizes predictable? In: FIEDLER, P. L.; JAIN, S. K. (eds.). **Conservation biology – the theory and practice of nature conservation**. Chapman & Hall, Estados Unidos. p.277-296.

LACY, R. C. 1997. Importance of genetic variation to the viability of mammalian populations. **Journal of Mammalogy,** Lawrance, v. 78, p. 320–335, 1997.

LAWRENCE, J. M. 2003. Preliminary report on the natural history of brown titi monkeys (*Callicebus brunneus*) at the Los Amigos Research Station, Madre de Dios, Peru. **Am. J. Physic. Anthropol. (Suppl. 36)**: 136.

LEVACOV, D.; JERUSALINSKY, L.; FIALHO, M. S. 2011. Levantamento dos Primatas recebidos em centros de Triagem e sua relação como o tráfico de animais silvestres no Brasil. In: MELO, F.; Mourthé, I. (Ed.). 2011. A Primatologia no Brasil. **XII Congresso Brasileiro de Primatologia. Anais.** SBP, Belo Horizonte.

LINDENMAYER, D. B.; FISCHER, J. 2006. **Habitat Fragmentation and Landscape Change: an ecological and conservation synthesis.** Island Press, Washington, 329p.

LOKSCHIN, L. X.; PRINTES, R. C.; CABRAL, J. N. H.; BUSS, G. 2007. Power lines and howler monkeys conservations in Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brazil. **Neotr. Prim. (14 (2)**: 76-79.

MARSH, L. K. (ed.). 2003. **Primates in Fragments: ecology and conservation.** Kluwer Academic/ Plenum Publishers, New York, 402p.

MAYEAUX, D. J.; MASON, W. A.; MENDOZA, S. P. 2002. Developmental changes in responsiveness to parents and unfamiliar adults in a monogamous monkey (*Callicebus moloch*). **Am. J. Primatol. 58**: 71-89.

MÜLLER, K.-H. 1996. Emigration of a masked titi monkey (*Callicebus personatus*) from an established group and the foundation of a new group. **Neotropical Primates 4**: 19-21.

OLIVEIRA, P. P.; GRATIVOL, A. D.; MIRANDA, C. R. R. 2008. **Conservação do mico-leão-dourado**. Rio de Janeiro, Associação Mico-Leão-Dourado, Série em Ciências Ambientais, 200p.

PERES, C. A. 2001. Synergistic Effects of Subsistence Hunting and Habitat Fragmentation on Amazonian Forest Vertebrates. **Conservation Biology 15 (6): 1490-1505**.

PREVEDELLO, J. A.; FORERO-MEDINA, G. A.; VIEIRA, M. V. 2011. Does land use affect perceptual range? Evidence from two marsupials of the Atlantic Forest. **Journal of Zoology 284(1)**: 53-59143-158.

PRINTES, R. C. 2005. Novos registros sobre a distribuição do guigó da caatinga *Callicebus barbarabrownae* (Hershkovitz, 1990) e novo limite sul de *Callicebus coimbrai* (Kobayashi & Langguth, 1999). **XI Congresso Brasileiro de Primatologia, Livro de Resumos**. SBPr e PUCRS, Brasil. p.154. (resumo)

PRINTES, R. C. 2007. **Avaliação taxonômica, distribuição e *status* do guigó-da-Caatinga *Callicebus barbarabrownae* Hershkovitz, 1990**. Tese de doutorado, não publicada. PPG Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre/UFMG, Brasil.

PRINTES, R. C.; JERUSALINSKY, L.; CARDOSO DE SOUSA, M.; RODRIGUES, L. R. R.; HIRSCH, A. 2013. Zoogeography, genetic variation and conservation of the *Callicebus personatus* group. In: VEIGA, L. M.; BARNETT, A.; FERRARI, S. F.;

NORCONK, M. (eds.). **Evolutionary biology and conservation of titis, sakis, and uacaris**. Cambridge University Press, Inglaterra. p.: 43-49.

PRINTES, R.C. 1999. The Lami Biological Reserve, Rio Grande do Sul, Brazil, and the Danger of Power Lines to Howlers in Urban Reserves. **Neotropical Primates 7(4)**: 135-136.

PURVIS, A; GITTLEMAN, J.; COWLISHAW, G.; MACE, G. 2000. Predicting Extinction Risk in Declining Species. **Proc. R. Soc. Lond. B 267**: 1947-1952

REDFORD, K. H.; ROBINSON, J. G. 1987. The Game of Choice: patterns of Indian and colonist hunting in the neotropics, **Am. Anthropol 89**: 650-667

REED, J. M.; MILLS, L. S.; DUNNING, J. B.; MENGES, E. S.; McKELVEY, K. S.; FRYE, R.; BEISSINGER, S. R.; ANSTETT, M-C.; MILLER, P. 2002. Emerging issues in population viability analysis. **Conserv. Biol. 16**: 7-19.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M.2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation 142**: 1141–1153.

ROCHA, J. C. A. G. 2011. **Distribuição e densidade de populações de *Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth 1999 na região do Refúgio de Vida Silvestre da Mata do Junco, Sergipe**. Dissertação de Mestrado. PPG Ecologia e Conservação, UFS. 65p.

SAMPAIO, D. T.; FERRARI, S. F. 2005. Predation of an infant titi monkey (*Callicebus moloch*) by a tufted capuchin (*Cebus apella*). **Folia Primatol. 76**: 113-115.

SANA, D.; CULLEN, L. 2008. Puma Concolor Greeni Nelson & Goldman, 1931 In: MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G. M.; PAGLIA, A. P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção – Volume II**. Brasil, Ministério do Meio Ambiente, Série Biodiversidade, Número 19. p.: 798-799.

SANTANA, M. M. 2012. **Comportamento, Dieta e Uso do Espaço em um grupo de Guigó-de Coimbra (*Callicebus Coimbrai* KOBAYASHI & LANGGUTH 1999) no RVS Mata do Junco Capela – SE.** Dissertação de Mestrado. PPG Ecologia e Conservação, UFS. 65p.

SANTOS Jr., E. M.; FERRARI, S. F.; JERUSALINSKY, L. 2007. Sobre a presença do macaco-guigó *Callicebus coimbrai* na Mata do Junco. In: SERGIPE/SEMARH (org.). **Estudos para criação do Refúgio de Vida Silvestre da Mata do Junco**. p.: 24-26.

SOUSA, M. C. 2003. Distribuição do guigó (*Callicebus coimbrai*) no estado de Sergipe. **Neotropical Primates 11(2)**: 89-91

SOUSA, M. C.; SANTOS, S. S.; VALENTE, M. C. M. 2008. Distribuição e variação na pelagem de *Callicebus coimbrai* (Primates, Pitheciidade) nos Estados de Sergipe e Bahia, Brasil. **Neotropical Primates 15(2)**: 54-59.

SOUZA-ALVES, J. P.; FONTES, I. P.; CHAGAS, R. R. D.; FERRARI, S. F. 2011. Seasonal versatility in the feeding ecology of a group of titis (*Callicebus coimbrai*) in the Northern Brazilian Atlantic Forest. **American Journal of Primatology 73**: 1199–1209

SOUZA-ALVES, J.P.; FERRARI, S. F. 2012. Unwanted Homecoming na Adult Male TIT (Callicebus coimbrai) returns to its natal group. **XXIV Congress of the International Primatological Society**. IPS, México (resumo 839).

STRIER, K. B. 2007. Conservation. In: CAMPBELL, C.; FUENTES, A.; MACKINNON, K. C.; PANGER, M.; BEARDER, S. K. (Eds.). 2007. **Primates in Perspective**. Oxford University Press, New York. p.: 496-509.

STRIER, K. B.; IVES, A. 2012. Unexpected Demography in the recovery of an endangered primate population. **PLoS ONE 7(9): e44407**

VALLADARES-PADUA, C.; BALLOU, J.; MARTINS, C. S.; CULLEN, L. 2008. Manejo de Metaprodução para a Conservação de Micos-Leões-Pretos. In: KLEIMAN, D.; RYLANDS, A. (Eds.). 2008. **Micos Leões: biologia e conservação**. Brasília, MMA, 568p.

VEIGA, L. M.; PRINTES, R. C.; RYLANDS, A. B.; KIERULFF, M. C. M.; OLIVEIRA, M. M.; MENDES, S. L. 2008a. *Callicebus barbarabrownae*. In: **IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2**. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acessado em: 24 de novembro de 2012.

VEIGA, L. M.; SOUSA, M. C.; JERUSALINSKY, L.; FERRARI, S. F.; OLIVEIRA, M. M.; SANTOS, S. S.; VALENTE, M. C. M.; PRINTES, R. C. 2008b. *Callicebus coimbrai*. In: IUCN 2010. **IUCN Red List of Threatened Species – Version 2010.4.** Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acessado em: 15 de julho de 2010.

VIEIRA, M. V.; FARIA, D. M.; FERNANDEZ, F. A. S.; FERRARI, S. F.; FREITAS, S. R.; GASPAR, D. A.; MOURA, R. T.; OLIFIERS, N.; OLIVEIRA, P. P.; PARDINI, R.; PIRES, A. S.; RAVETTA, A. L.; MELLO, M. A. R.; RUIZ, C. R.; SETZ, E. Z. F. 2003. Mamíferos. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. (eds.). **Fragmentação de Ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas.** Ministério do Meio Ambiente, Brasil. p.126–151.

WAGNER, P. G. C.; LAROQUE, P. O.; JERUSALINSKY, L.; ANDRADE, L. H. M. 2012. Torção gastrointestinal fatal em espécime cativo de primata ameaçado de extinção, *Callicebus coimbrai*: relato de caso. **Nosso Clínico 89**: 50-56.

VI. Capítulo 4 – Análises de viabilidade populacional de *Callicebus coimbrai*: perspectiva atual e avaliação de alternativas de manejo para a conservação da espécie

VI.1. Introdução

Pequenas populações isoladas, como as encontradas para *Callicebus coimbrai* (Capítulo 3), enfrentam uma série de ameaças de ordem ecológica, demográfica e genética que interagem sinergicamente podendo levá-las a um vórtice de extinção e o conseqüente desaparecimento local de espécies (Figura I.5; Seção I.4 da Introdução Geral). Nessas condições, as análises de viabilidade populacional (AVP) tem alta aplicabilidade por permitir inferir a taxa de declínio populacional e o risco de extinção (ou *quasi* extinção, quando o tamanho populacional fica abaixo de um determinado patamar) de dada população em determinado espaço de tempo (Gilpin & Soulé, 1986). Mais além, possibilitam a análise dos impactos combinados de fatores determinísticos e estocásticos sobre esse risco, permitindo a avaliação de alternativas de manejo no planejamento para a conservação de espécies ameaçadas (Possingham, 1995; Morris & Doak, 2006).

Os fatores determinísticos são aqueles processos que tem uma direção clara e uma magnitude relativamente consistente. A maioria dos fatores que atuam no declínio e extinção de populações estão direta- ou indiretamente associados à ação humana: destruição de hábitats, sobre-exploração de recursos naturais, introdução de espécies exóticas, poluição (Groom *et al*., 2006). A combinação destes fatores geralmente leva a um patamar de redução das populações em que os processos estocásticos tornam-se significantes, podendo determinar sua extinção (Gilpin & Soulé, 1986; Gaggiotti & Hanski, 2004).

Ao contrário dos fatores determinísticos, os processos estocásticos em pequenas populações incluem uma série de componentes randômicos, variando em direção e magnitude (Frankham *et al*., 2004; Gaggiotti & Hanski, 2004). As formas de estocasticidade que podem ter maior influência no risco de extinção de populações são: a) estocasticidade demográfica, que se refere às flutuações naturais nas taxas de fecundidade e mortalidade e na razão sexual; b) estocasticidade ambiental, que se refere às variações nas taxas de fecundidade e mortalidade em função de variações no ambiente; c) estocasticidade genética, que engloba a depressão por endocruzamento, a perda de variabilidade genética e o acúmulo de mutações deletérias; e d) catástrofes, que são eventos ambientais extremos, como incêndios, enchentes e furacões (Gilpin & Soulé, 1986; Frankham *et al*., 2004; Gaggiotti & Hanski, 2004).

O risco de extinção de uma população é, portanto, o resultado da combinação dos efeitos de fatores determinísticos com os da estocasticidade demográfica, genética e ambiental, mais eventuais catástrofes (Frankham *et al*., 2004; Gaggiotti & Hanski, 2004). Neste caso, a avaliação do risco de extinção de populações já é complexa por si só, e a aplicação de modelos de AVP para esta finalidade geralmente enfrenta limitações relacionadas à escassez de dados sobre a história de vida das espécies analisadas (Reed *et al*., 2002), como é o caso de *Callicebus coimbrai*, considerando principalmente que a espécie foi descrita há pouco mais de dez anos (Kobayashi & Langguth, 1999). Entretanto, além de ser possível utilizar informações sobre espécies próximas, diminuindo as lacunas com dados adequados, as freqüentes incertezas sobre a precisão dos valores inseridos nos modelos podem e devem ser incorporados aos modelos e análises de AVP (Reed *et al*., 2002; Miller & Lacy, 2005).

Além da avaliação do risco de extinção, as AVP aportam outras importantes contribuições para a formulação e implementação de estratégias efetivas de manejo de populações para a conservação de espécies ameaçadas. Com aplicação de AVP pode-se, por exemplo, estimar a importância relativa de distintos impactos, avaliar diferentes alternativas de manejo visando a recuperação de populações e identificar prioridades de pesquisa para a conservação da espécie (Possingham, 1995; Morris & Doak, 2006). Nesse contexto, as AVPs têm sido usadas para diagnosticar o risco de extinção, avaliar o tamanho mínimo de populações e hábitats para primatas ameaçados da Mata Atlântica e identificar estratégias adequadas para sua conservação (p.ex.: *Brachyteles* spp.: Rylands *et al*., 1998; *Leontopithecus* spp.: Holst *et al.*, 2006; *Sapajus flavius*: Montenegro, 2011).

Considerando, ainda, a conservação de espécies como um esforço contínuo de longo prazo, outra vantagem no uso de AVP é que os modelos podem ser atualizados à medida que se amplia o conhecimento sobre a espécie e que novas alternativas de manejo são formuladas (Groom & Pascual, 1997; Reed *et al*., 2002). Da mesma forma, também pode-se monitorar os efeitos da implementação de ações de manejo priorizadas, alterando o modelo inicial de acordo com os resultados concretos dessas ações (Possingham, 1995; Morris & Doak, 2006).

A Ação Nº 1.4 do Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas do Nordeste (Brasil/ICMBio, 2011), que enfoca cinco espécies, inclusive *C. coimbrai* e *C. barbarabrownae*, recomenda "*Realizar e refinar estudos de Análises de Viabilidade Populacional (AVP) sobre as espécies-alvo, determinando os critérios de viabilidade populacional para as mesmas*". Assim, a partir do desenvolvimento de um modelo base para AVP de *Callicebus coimbrai*, e da simulação de cenários alternativos, pretende-se, especificamente:

a) Estimar os patamares de tamanhos populacionais e pressão de ameaças que determinam a viabilidade demográfica e genética para populações de *Callicebus coimbrai*;
b) Avaliar a viabilidade populacional de populações reais de *Callicebus coimbrai* nas atuais condições;
c) Investigar a variação na viabilidade populacional atual de populações reais de *Callicebus coimbrai* com distintas alternativas de manejo;
d) Identificar os estudos e ações de manejo prioritários para a conservação de *Callicebus coimbrai*.

VI.2. Material & Métodos

VI.2.1. *Software* Vortex

As AVPs são geralmente realizadas com o emprego de programas computacionais, inserindo-se informações sobre as populações de uma determinada espécie, sendo os principais: taxas de fecundidade e sobrevivência, e suas variâncias; número e tamanho dessas populações; capacidade de suporte dos hábitats; e freqüência e efeito das ameaças à sua sobrevivência. A partir daí, são realizadas projeções para o futuro dessas populações, podendo-se prever o seu risco de extinção.

O programa Vortex (Lacy *et al*., 2005) faz uma simulação dos efeitos de forças determinísticas e de eventos estocásticos sobre populações naturais, e foi desenvolvido para auxiliar na compreensão desses efeitos sobre a dinâmica populacional, inicialmente de mamíferos (Lacy, 1993). As populações são simuladas em Vortex inserindo informações sobre uma série de parâmetros que tipicamente definem um ciclo de vida anual de organismos diplóides com reprodução sexuada: seleção de parceiro, reprodução, mortalidade, aumento anual de idade, migração entre populações, remoções, suplementações e limitação por capacidade de suporte (Lacy, 2000; Miller & Lacy, 2005). O modelo de Vortex é baseado em indivíduos, isto é, o programa cria uma representação de cada animal em sua memória e segue o destino do animal ao longo de cada ano de sua vida, mantendo a informação sobre sexo, idade e parentesco de cada animal (Lacy, 1993). Os eventos demográficos (nascimento, determinação sexual, acasalamento, dispersão e morte) são modelados pela determinação da ocorrência (ou não) desses eventos para cada animal em cada ano da simulação (Figura VI.1) (Miller & Lacy, 2005).

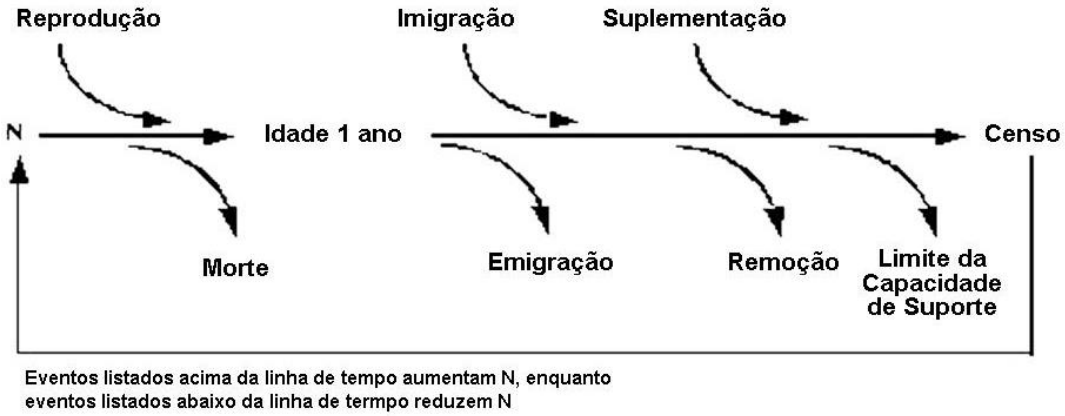


Figura VI.1. Linha de tempo do modelo de simulação em Vortex representando os eventos demográfico individuais com influência na dinâmica populacional. Adaptado de Miller & Lacy (2005).

A dinâmica das populações é modelada em Vortex de acordo com eventos seqüenciais discretos que ocorrem com certas probabilidades, por sua vez modeladas como variáveis constantes ou randômicas que seguem distribuições determinadas pelo usuário (Miller & Lacy, 2005). Considerando que o crescimento ou declínio de uma população simulada é fortemente influenciado por esses efeitos randômicos, cada interação do modelo utilizando exatamente os mesmos dados pode ter resultados diferentes. Com isso, os cenários com um mesmo conjunto de dados inseridos no programa (que refletem determinadas condições da população simulada) são repetidos pelo menos 500 vezes (interações) para revelar a distribuição das projeções para a população (Lacy, 1993; Miller & Lacy, 2005). Os resultados dessas interações são geralmente reportados na forma de tamanhos e taxas de crescimento populacionais, probabilidade média de extinção e manutenção média de diversidade genética.

VI.2.2. Modelo base

A modelagem para AVP com Vortex parte do desenvolvimento de um modelo base para a espécie enfocada, com o objetivo de analisar a viabilidade de uma população hipotética, mas biologicamente correta, sem pressões antrópicas, refletindo o potencial reprodutivo da espécie em questão. O modelo base para AVP de *C. coimbrai* foi desenvolvido seguindo orientações do manual do *software* Vortex (Miller & Lacy, 2005) e utilizando as informações geradas no presente estudo sobre as populações e frequência e severidade dos impactos sobre as mesmas (Capítulo 3). Para a maioria das espécies raras ou ameaçadas, não há estimativas disponíveis sobre diversos parâmetros demográficos, inclusive para muitos dos requeridos pelo Vortex (Reed *et al*., 2002), ocorrendo o mesmo com *C. coimbrai*, apesar expressivos avanços recentes (Souza-Alves *et al*., em prep.). Considerando que, nesses casos, é freqüente o uso ponderado de dados sobre espécies próximas, permitindo obter projeções com estimativas admissíveis, foram utilizadas informações sobre outras espécies de

Callicebus, especialmente do grupo *C. personatus*. As características e valores usados no modelo base para *C. coimbrai* estão na Tabela VI.1.

Tabela V.1. Parâmetros utilizados para construção do Modelo Base para *Callicebus coimbrai*.

(continua)

Parâmetros de entrada	Valores e características	Comentários e referências
Preparação do cenário		
Duração da simulação	100 anos de 365 dias	A adoção deste valor visa analisar as tendências populacionais em médio prazo, abrangendo 12,5 gerações da espécie (IUCN, 2007). Este intervalo é razoável para reduzir as chances de não se detectar um evento raro e também para observar eventos que se desenvolvem ao longo de vários anos.
Número de interações	500	Para uma descrição mais rigorosa das projeções sobre as populações simuladas sugere-se utilizar entre 500 e 1.000 interações (Miller & Lacy, 2005).
Número de populações	1	Padrão para um modelo base.
Definição de extinção	Somente um sexo sobrevive	Miller & Lacy (2005)
Endogamia e catástrofes		
Depressão por endogamia	Sim	Modelada como um aumento da mortalidade no primeiro ano de vida (Miller & Lacy, 2005).
Equivalentes letais	3,14	Valor médio obtido para 40 espécies de mamíferos (Ralls *et al*., 1988) e sugerido como padrão na ausência de melhores estimativas disponíveis (Miller & Lacy, 2005).
Porcentagem devido a letais recessivos	50	Sugerido como padrão na ausência de melhores estimativas disponíveis (Miller & Lacy, 2005).
Número de tipos de catástrofes	0	Padrão para modelo base, visando avaliar o potencial reprodutivo da espécie.
Reprodução		
Sistema reprodutivo	Monogamia de longo prazo	Fuentes (1999); Bicca-Marques & Heymann (2013)
Grau de monopolização de parceiro	100%	Fuentes (1999); Bicca-Marques & Heymann (2013)
Idade da primeira cria para fêmeas	3 anos	Wright (1986); Bicca-Marques & Heymann (2013); Souza-Alves *et al*. (em prep.)
Idade da primeira cria para machos	3 anos	Wright (1986); Bicca-Marques & Heymann (2013); Souza-Alves *et al*. (em prep.)
Idade máxima de reprodução para ambos os sexos	15 anos	A longevidade máxima registrada para *Callicebus* em cativeiro varia entre 15 e 26 anos (Weigl, 2005; Philadelphia Zoo, 2012). Assim, apesar de não haver dados sobre a longevidade em vida livre, adotou-se o menor valor conhecido para cativeiro, considerando que um indivíduo possa permanecer como reprodutor em seu grupo até a morte.
Número máximo de crias por ano	1	O intervalo entre nascimentos para *Callicebus* é de aproximadamente 12 meses, com alguns registros de valores superiores, inclusive para *C. coimbrai* (Defler, 1983; Tirado-Herrera & Heymann, 2004; Souza-Alves *et al*., em prep.).
Número máximo de filhotes por cria	2	Tipicamente *Callicebus* tem 1 filhote por gestação, mas já foi registrado o nascimento de gêmeos, inclusive para *C. coimbrai* (Defler, 1983; Tirado-Herrera & Heymann, 2004; Santana, 2012).

Tabela V.1. Parâmetros utilizados para construção do Modelo Base para *Callicebus coimbrai*.

(conclusão)

Parâmetros de entrada	Valores e características	Comentários e referências
Reprodução (cont.)		
Distribuição de crias por ano	0 crias = 35% 1 cria = 65%	O intervalo entre nascimentos para *Callicebus* é de aproximadamente 12 meses, com alguns registros de valores superiores, inclusive para *C. coimbrai* (Defler, 1983; Tirado-Herrera & Heymann, 2004; Souza-Alves *et al*., em prep.).
Distribuição do número de filhotes por cria por ano	1 filhote = 99% 2 filhotes = 1%	Tipicamente *Callicebus* tem 1 filhote por gestação, mas já foi registrado o nascimento de gêmeos, inclusive para *C. coimbrai* (Defler, 1983; Tirado-Herrera & Heymann, 2004; Santana, 2012).
Razão sexual no nascimento	1:1	Mason (1968)
Reprodução dependente de densidade	Não	
Concordância do efeito da variação ambiental sobre a reprodução e a sobrevivência	Sim	
Porcentual de fêmeas adultas reprodutivas e desvio padrão	3 anos = 35% (5%) 4 anos = 70% (5%) Mais de 4 anos = 95% (5%)	Não há dados disponíveis para este parâmetro. Apesar de estarem morfológica e fisiologicamente aptas a reproduzir a partir dos 3 anos de idade, a efetiva dispersão, com estabelecimento de casal, território e reprodução deve aumentar de forma progressiva a partir dessa idade (Bicca-Marques & Heymann, 2013; Souza-Alves *et al*., em prep.). Desvio padrão representa os efeitos da variação ambiental sobre a reprodução.
Mortalidade		
Taxa de mortalidade para ambos os sexos em porcentual para cada idade, com desvio padrão devido à variação ambiental indicada entre parênteses	Até 1 ano = 10% (5%) 1 até 3 anos = 5% (5%) 3 até 5 anos = 25% (10%) 5 até 10 anos = 5% (5%) 11 anos = 10% (5%) 12 anos = 20% (5%) 13 anos = 40% (5%) 14 anos = 60% (5%) 15 anos = 80% (5%) 16 anos ou mais = 100% (5%)	Não há dados disponíveis para este parâmetro. A mortalidade na idade até 1 ano procura refletir a maior suscetibilidade dos indivíduos durante o primeiro ano de vida, com uma diminuição a partir de 1 ano até 3 anos em função do cuidado parental. A mortalidade entre 3 e 5 anos foi considerada maior para refletir a idade crítica de dispersão (Bicca-Marques & Heymann, 2013; Souza-Alves *et al*., em prep.). De 5 até 10 anos, a mortalidade deve voltar a cair em função do estabelecimento de grupos e territórios, voltando a aumentar a partir dos 11 anos em função da idade.
Tamanho populacional e capacidade de suporte		
Tamanho populacional inicial, com distribuição etária estável	100	Valor geralmente utilizado para construção de modelos base para primatas (p. ex. Montenegro, 2011)
Capacidade de suporte	100	A capacidade de suporte foi especificada como sendo a mesma que o tamanho populacional inicial, considerando que esta população hipotética esteja em equilíbrio, visando avaliar o potencial reprodutivo da espécie.
Remoção e suplementação		
Remoção de indivíduos	0	Não incorporado no modelo base, visando avaliar o potencial reprodutivo da espécie.
Suplementação de indivíduos	0	Não incorporado no modelo base, visando avaliar o potencial reprodutivo da espécie.

VI.2.3. Testes de sensibilidade

A importância da incerteza sobre o valor real dos parâmetros inseridos no modelo pode ser examinada por meio de testes de sensibilidade com a simulação do efeito potencial de sua variação na taxa de crescimento da população, já que o risco de extinção depende crucialmente dessa taxa (McCarthy *et al*., 1995; Reed *et al*., 2002; Miller & Lacy, 2005). Assim, se a taxa de crescimento apresentar uma relativamente baixa sensibilidade a mudanças em certo parâmetro, a incerteza sobre o valor real desse parâmetro é relativamente pouco importante. Ao contrário, uma grande variação na taxa de crescimento como efeito de pequenas alterações nesse parâmetro, revela um parâmetro fortemente determinante da dinâmica populacional. Identificar tais parâmetros determinantes auxilia a entender quais parâmetros necessitam ser estimados com maior precisão (geralmente por estudos de campo) e a selecionar parâmetros-alvo efetivos no manejo para a conservação (Reed *et al*., 2002; Morris & Doak, 2006).

A partir do modelo base, foram realizados testes de sensibilidade para avaliar o efeito da variação de alguns parâmetros sobre a taxa de crescimento, probabilidade de extinção e manutenção de diversidade genética das populações modeladas. Optou-se por testar aqueles parâmetros sobre os quais não há dados disponíveis e sobre os quais se tem maior grau de incerteza com relação ao inserido no modelo base. O primeiro ano de vida é geralmente um período de maior suscetibilidade, portanto, pretensamente de maior mortalidade, tendo sido, no modelo base, inserido um valor equivalente ao dobro da mortalidade considerada para adultos. No entanto, avalia-se que o cuidado parental intensivo típico dos primatas do gênero *Callicebus* (Bicca-Marques & Heymann, 2013)) pode minimizar esta vulnerabilidade, mas também que este valor pode ser maior. Assim, foi testado um valor igual ao da mortalidade para adultos (5%) e outro três vezes superior (15%) com relação ao modelo base. A mortalidade no segundo e terceiro anos de vida foi definida como igual à dos adultos no modelo base. Entretanto, há incerteza quanto a este parâmetro, pois avalia-se que pode ser menor devido a que os animais já superaram a suscetibilidade do primeiro ano e estão sob cuidado parental, mas ainda são filhotes, portanto com uma potencial maior vulnerabilidade que os adultos. Com isso, foi testado um valor equivalente à metade da mortalidade de adultos (2,5%) e outro 50% superior (7,5%) com relação ao modelo base.

As idades a partir de três anos e até cinco anos é considerado crítico para *Callicebus*, já que compreende o período de dispersão de seus grupos natais (Norconck, 2007; Bicca-Marques & Heymann, 2013), tendo sido inserida no modelo base uma taxa de mortalidade cinco vezes superior à dos adultos estabelecidos (25%). Considera-se que esse valor possa ser especialmente alto para *C. coimbrai* em função do atual padrão fragmentado de suas

populações (Capítulo 3), que tende a aumentar os riscos naturais intrínsecos a esse processo. Contudo, há um elevado grau de incerteza sobre esse parâmetro e, com isso, foram testados valores equivalentes ao dobro da mortalidade para adultos (10%) e também taxas bastante superiores (40%, 55%), em intervalos regulares de 15%, considerando sempre que a taxa de mortalidade nesta fase deve ser superior à de adultos estabelecidos. Neste mesmo contexto, não há dados disponíveis sobre a efetividade na dispersão das fêmeas a partir de seu grupo natal e, assim, sobre o percentual de fêmeas adultas reprodutivas nessa idade entre três e cinco anos. Assim, no modelo base foram inseridos valores progressivos para este parâmetro (3 anos = 30%; 4 anos = 70%; a partir de 5 anos = 95%), procurando refletir o processo de deslocamento a partir do grupo natal e estabelecimento de um novo grupo. Por outro lado, considerando que este é um mecanismo típico do gênero (Bicca-Marques & Heymann, 2013), optou-se por testar um valor constante de 95% a partir dos três anos de idade para este parâmetro.

Os resultados foram usados para avaliar a importância relativa da incerteza sobre esses parâmetros requeridos para a modelagem em Vortex da AVP de *C. coimbrai*. Com isso, procurou-se documentar o grau de incerteza sobre as projeções do modelo resultantes da incerteza sobre os valores nele inseridos. Por fim, estes testes também foram aplicados para identificar parâmetros estratégicos a serem considerados no planejamento do manejo e da pesquisa para a conservação da espécie.

VI.2.4. Estimativa de população mínima viável e patamar de viabilidade

Para estimar a população mínima viável de *C. coimbrai*, foram simuladas populações com distintos tamanhos iniciais, com capacidade de suporte igual ao do tamanho populacional inicial e os demais parâmetros com valores idênticos aos do modelo base. Nesta análise não foi inserida a simulação de ameaças – como desmatamento e caça – nem de catástrofes (p.ex., incêndios), procurando avaliar o patamar de viabilidade da espécie a partir de seu potencial reprodutivo simplesmente em função de distintos tamanhos populacionais iniciais, o que pode ser determinante para a sobrevivência das populações em seu atual contexto (Capítulo 3).

Na definição dos valores para o tamanho populacional inicial, foi considerada a média das densidades populacionais registradas para *C. coimbrai* (em torno de 0,20 ind./ha – Chagas & Ferrari, 2010; Rocha, 2011) e o limite superior das classes de tamanho de área analisados no Capítulo 3, bem como as maiores populações estimadas para a espécie. Assim, os tamanhos populacionais iniciais simulados foram de 5, 10, 20, 50, 100, 200 e 600 indivíduos, procurando refletir a realidade das populações remanescentes da espécie, que ocupa fragmentos entre quatro e 3.000 ha de extensão (Capítulo 3; Apêndices A e B).

Uma população foi considerada demograficamente viável quando, para um período de 100 anos, apresentou probabilidade de extinção de, no máximo, 5% (Shaffer & Samson, 1985; Montenegro, 2011). Com relação à diversidade genética, uma população foi considerada viável quando, para o mesmo período, foi estimada uma perda máxima de diversidade genética de 10%, conforme assumido na maioria dos estudos com foco em primatas ameaçados (p. ex. Brito & Grelle, 2006; Campos, 2009; Montenegro, 2011; Gordo, 2012).

VI.2.5. Análise de ameaças

A principal ameaça detectada em campo para *C. coimbrai* é a perda e fragmentação de habitats (Capítulo 3). Os efeitos da fragmentação, que resulta em populações isoladas de tamanhos variados, podem ser avaliados a partir da análise sobre tamanho de população mínima viável (Seção VI.2.4). Já para a análise das consequências da redução em extensão e perda de qualidade de habitats, ocasionadas por desmatamentos e outros impactos (Capítulo 3), foi modelada uma diminuição na capacidade de suporte das populações em taxas anuais constantes ao longo dos 100 anos de simulação, com distintos graus de severidade: -0,1%/ano; -0,5%/ano; -1%/ano; -3%/ano; -5%/ano; e -10%/ano.

Outras duas ameaças sobre *C. coimbrai* relevantes para serem analisadas a partir das informações obtidas em campo são a caça e a apanha para domesticação. Os impactos dessas ameaças tendem a agravar-se com a fragmentação dos habitats, maior proximidade com comunidades humanas cada vez mais adensadas e extinção local de caças preferenciais (Capítulo 3). Assim, o impacto destas ameaças em conjunto foi modelado como a remoção anual de indivíduos das populações ao longo dos 100 anos de simulação com diversos graus de severidade: 1 indivíduo ao ano; 3 indivíduos ao ano; 5 indivíduos ao ano; 7 indivíduos ao ano; e 10 indivíduos ao ano.

A fim de avaliar os efeitos combinados dessas ameaças com os da fragmentação de habitats, os distintos graus de severidade desses impactos foram simulados sobre cada tamanho populacional inicial modelado para a análise de população mínima viável, com capacidade de suporte idêntica à dos respectivos tamanhos iniciais. Os resultados foram utilizados para avaliar os patamares a partir dos quais estas ameaças passam a ser determinantes na viabilidade das populações em termos demográficos e genéticos. Também foi analisada a influência destes impactos sobre a variação no tempo médio para a extinção, quando este foi o destino projetado para uma população sob determinadas condições.

VI.2.6. Modelagem de cenário real de *Callicebus coimbrai*

Observando a distribuição espacial das populações remanescentes de *C. coimbrai* é possível identificar regiões onde os fragmentos com ocorrência confirmada da espécie se concentram, como no interflúvio Piauí-Real, no sul de Sergipe (Capítulo 3). Considerando a situação global das populações de *C. coimbrai*, o contexto nessa região em particular é avaliado como um dos mais favoráveis para o manejo conservacionista da espécie, já que concentra o maior número de fragmentos com ocorrência confirmada, sendo vários dentre aqueles com mais de 100 ha. Assim, foi selecionado um conjunto de sítios dessa região, com distintas extensões, distâncias e pressões antrópicas, procurando-se sintetizar algumas das situações encontradas para a espécie (Figura VI.2).

Para simulação deste cenário real, os tamanhos populacionais iniciais (N) foram calculados a partir do tamanho de área estimado para cada fragmento (Capítulo 3; Tabelas em Apêndice), multiplicado pela densidade média (0,206 ind./ha) de *C. coimbrai* (Tabela VI.2). Este valor foi considerado plausível já que é consistente com a distribuição de grupos de tamanho médio (4 indivíduos) em áreas de vida típicos, de cerca de 20 hectares. A capacidade de suporte (K) dos fragmentos foi calculada pela maior densidade populacional estimada para *C. coimbrai* (0,287 ind./ha – Rocha, 2011), que também é a mais alta já encontrada para o grupo *Personatus* e uma das mais elevadas para todo o gênero (Tabela I.3). Este cálculo também leva em consideração a possibilidade de grupos sociais de *C. coimbrai* ocuparem áreas de vida tão baixas quanto 14 ha (Souza-Alves *et al*., 2011) ou 10 ha (Santana, 2012). A única exceção nestes cálculos foi para o fragmento pequeno da Fazenda Sabão, para o qual foi determinado um tamanho populacional inicial de quatro indivíduos, considerando a presença de grupos em fragmentos com menos de 10 ha (Capítulo 3; Tabelas em Apêndice) e uma capacidade de suporte de sete indivíduos (Tabela VI.2), o maior tamanho de grupo já registrado para a espécie (Santana, 2012). O desvio padrão para a capacidade de suporte foi inserida como sendo de 5%, procurando refletir os efeitos da variância ambiental sobre este parâmetro.

A pressão de perda de habitat foi modelada como um decréscimo na capacidade de suporte a partir dos diversos impactos registrados que resultam em redução da extensão e perda de qualidade dos habitats (Capítulo 3). A pressão de caça e apanha foi modelada como remoção de indivíduos das populações. A partir da variação encontrada para a intensidade destas pressões sobre as populações de *C. coimbrai*, foram inseridos valores considerados plausíveis para cada população de acordo com o registrado em campo (Capítulo 3) e com variações para analisar diferentes situações (Tabela VI.2). Neste sentido, vale ressaltar que vários dos sítios selecionados para esta modelagem foram ou estão sendo destinados a

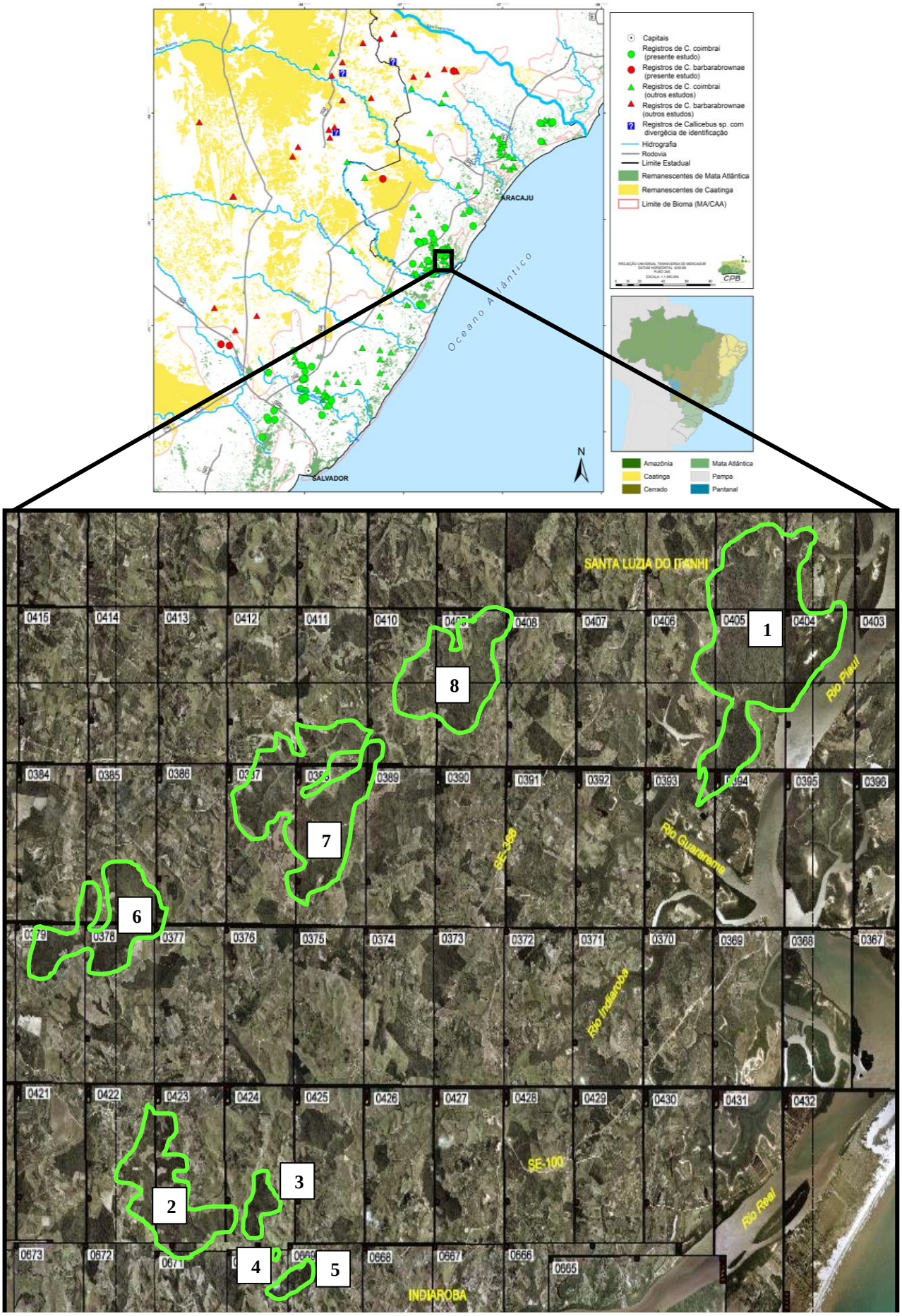


Figura VI.2. Paisagem selecionada para modelagem de cenário real para análise de viabilidade populacional de *Callicebus coimbrai*, com fragmentos com ocorrência confirmada da espécie: 1) Mata do Crasto; 2) Mata da Sabão – Oeste; 3) Mata da Sabão – Leste; 4) Mata da Sabão – Pequeno; 5) Assentamento Chico Mendes; 6) Fazenda Escôncio; 7) Assentamento São José; e 8) Assentamento Pau Torto.

Tabela VI.2. Caracterização de populações para simulação de cenário real do sul de Sergipe quanto ao tamanho da área, tamanho populacional inicial, capacidade de suporte e pressões antrópicas.

População[1]	Tamanho de fragmento (ha)	População inicial (ind.)	Capacidade de suporte[2]	Pressão de perda de habitat	Pressão de caça e apanha[3]
CRT	900	185	258	- 0,1%/ano	- 1 ind./5 anos
SOB	300	62	86	- 0,3%/ano	- 1 ind./4 anos
SBL	100	21	29	- 0,2%/ano	- 1 ind./4 anos
SBP	7	4	7	- 0,1%/ano	- 1 ind./4 anos
ACM	60	12	17	- 0,4%/ano	- 1 ind./4 anos
ESC	300	62	86	- 0,7%/ano	- 1 ind./ano
ASJ	300	62	86	- 0,3%/ano	- 1 ind./2 anos
APT	300	62	86	- 0,6%/ano	- 1 ind./2 anos

[1]CRT = Mata do Crasto; SBO = Mata da Sabão – Oeste; SBL = Mata da Sabão – Leste; SBP = Mata da Sabão – Pequeno; ACM = Assentamento Chico Mendes; ESC = Fazenda Escôncio; ASJ = Assentamento São José; e APT = Assentamento Pau Torto. [2]Com desvio padrão constante de 5% procurando simular os efeitos da variância ambiental sobre este parâmetro. [3]Foi inserida uma alternância para o primeiro anos de remoção entre populações próximas, procurando simular a pressão compartilhada entre os respectivos fragmentos: SBO = Ano 1; SBL = Ano 3; SBP = Ano 4; ACM = Ano 2; ASJ = Ano 2; e APT = Ano 1. Para CRT e ESC o Ano 1 foi inserido como primeiro ano de remoção.

assentamentos rurais que, por ocasionarem um aumento na densidade populacional humana próxima aos fragmentos, estima-se que aumentem a pressão sobre as populações de *C. coimbrai* e seus habitats.

É importante salientar que para a modelagem em Vortex, cada fragmento é considerado como uma população, inserindo-se, quando pertinente, taxas de dispersão específicas entre as mesmas, simulando um sistema metapopulacional. As taxas de dispersão entre populações para modelagem do cenário real de *C. coimbrai* foram definidas em função da distância estimada entre as mesmas e das distintas feições da matriz que compõem a paisagem na qual os fragmentos estão inseridos (Tabela VI.3).

Tabela VI.3. Probabilidades anuais de dispersão (em percentual) entre as populações simuladas no cenário real do sul de Sergipe.[1]

População	CRT	SBO	SBL	SBP	ACM	ESC	ASJ	APT
CRT	100	0	0	0	0	0	0	0
SBO	0	94	4	0	2	0	0	0
SBL	0	4	92	2	2	0	0	0
SBP	0	0	20	76	4	0	0	0
ACM	0	2	2	2	94	0	0	0
ESC	0	0	0	0	0	100	0	0
ASJ	0	0	0	0	0	0	96	4
APT	0	0	0	0	0	0	4	96

[1]CRT = Mata do Crasto; SBO = Mata da Sabão – Oeste; SBL = Mata da Sabão – Leste; SBP = Mata da Sabão – Pequeno; ACM = Assentamento Chico Mendes; ESC = Fazenda Escôncio; ASJ = Assentamento São José; e APT = Assentamento Pau Torto. Populações fonte estão nas linhas e populações destinatárias nas colunas.

Predominam nesta paisagem simulada as pastagens para criação de gado bovino, potencialmente uma das mais favoráveis para movimentação da espécie (Capítulo 3), com presença, ainda, de canaviais, lavouras de subsistência, estradas e áreas urbanizadas. Foi modelada a dispersão para indivíduos entre três e 15 anos, considerando a idade em que atingem a maturidade sexual e a possibilidade de posteriores deslocamentos dos grupos em que estiverem estabelecidos (Norconk, 2007; Souza-Alves, com. pess.). A taxa de sobrevivência dos indivíduos em dispersão entre fragmentos foi considerada como 20%, em função dos elevados riscos de morte por exaustão e predação.

Foram simulados dois tipos de catástrofe: incêndios e epizootias (Tabela VI.4). Com a tradicional prática de queimadas são frequentes os incêndios que atingem os fragmentos florestais (Capítulo 3). Assim, os incêndios foram modelados como uma catástrofe que incide sobre cada fragmento isoladamente, com uma probabilidade de ocorrência de 5% – ou seja, em média, a cada 20 anos – afetando a sobrevivência de cada população de forma diferenciada em função do tamanho das áreas e da proximidade com outros fragmentos.

Tabela VI.4. Caracterização das catástrofes simuladas no cenário real do sul de Sergipe.

Catástrofe	**Incêndio**	**Epizootia**
Extensão	Local, afetando a cada população independentemente.	Global, afetando a todas as populações simultaneamente.
Frequência	A cada 20 anos.	A cada 50 anos.
Efeito sobre a reprodução nos anos de incidência	Não afeta.	Não afeta.
Efeito sobre a sobrevivência nos anos de incidência	Mata do Crasto – Reduzida em 10%. Mata da Sabão (Oeste) – Reduzida em 15%. Mata da Sabão (Leste) – Reduzida em 25%. Mata da Sabão (Pequeno) – Reduzida em 75%. Assentamento Chico Mendes – Reduzida em 50%. Fazenda Escôncio – Reduzida em 25%. Assentamento São José – Reduzida em 25%. Assentamento Pau Torto – Reduzida em 25%.	Reduzida em 50% em todas as populações.

As epizootias foram incluídas considerando que várias espécies de primatas em vida livre sofrem declínio populacional em função de doenças, algumas em larga escala (Nunn & Altizer, 2006). Com isso, as epizootias foram modeladas como uma catástrofe que atinge a todas as populações simultaneamente, com uma frequência de 2% – isto é, em média, a cada 50 anos – reduzindo a sobrevivência de todas as populações em 50% no ano de incidência. Considerando que ainda não há programas de manejo em cativeiro, reintrodução ou

translocação para *C. coimbrai*, assim como não há registros de soltura de indivíduos resgatados por instituições ambientais, não foram inseridos valores de suplementação na modelagem deste cenário real.

VI.2.7. Modelagem de alternativas de manejo para o cenário real

A simulação, avaliação e priorização de alternativas de manejo utilizando modelos de AVP tem tido um uso crescente no planejamento para conservação de espécies ameaçadas (Possingham, 1995; Morris & Doak, 2006). A fim de simular a implementação de duas alternativas de manejo para as populações de *C. coimbrai* foram criados cenários com a alteração em determinados valores inseridos no cenário real modelado (Tabela VI.5).

A primeira alternativa está voltada para o manejo de habitats, procurando simular os efeitos da criação de uma unidade de conservação de proteção integral (UCPI) abrangendo os Assentamentos São José e Pau Torto e a área aberta entre esses dois fragmentos e da implementação de corredores florestais entre os fragmentos da Fazenda Sabão e o Assentamento Chico Mendes (Tabela VI.5). Neste cenário, a taxa de sobrevivência dos indivíduos em migração entre esses fragmentos foi aumentada progressivamente, procurando simular o incremento na conectividade de habitats. Esta taxa de sobrevivência passa a ser de 100% a partir do 31º ano, quando, estima-se, seria atingida a completa conexão estrutural entre os fragmentos.

Para simular a implementação intensiva de corredores florestais entre os fragmentos da Fazenda Sabão e destes com o Assentamento Chico Mendes, também foi modelado o incremento de 1% ao ano na capacidade de suporte desses fragmentos ao longo de 30 anos, com estagnação após esse período. A recomposição do habitat entre os Assentamentos São José e Pau Torto também foi modelada como um aumento na capacidade de suporte, procurando simular a regeneração natural com um manejo menos intensivo do que no caso anterior, como plantios associados a eventos de educação ambiental.

Também para a Mata do Crasto e Fazenda Escôncio foi inserido uma pequena taxa de acréscimo na capacidade de suporte, visando simular os efeitos de ações de fiscalização e educação ambiental no entorno da UCPI, que reduziriam a pressão de desmatamento e queimadas. A frequência e severidade de incêndios foi reduzida em todas as populações visando simular o efeito de ações de educação ambiental e fiscalização nesta região, e a implementação de uma brigada de prevenção e combate a incêndios florestais baseada na UCPI. Por fim, para este cenário foi simulada uma redução na pressão de caça e apanha por meio da diminuição na frequência de remoção de indivíduos, que também resultaria de ações de conscientização e fiscalizatórias.

Tabela VI.5. Parâmetros alterados com relação ao cenário real modelado para simulação de alternativas de manejo para populações de *Callicebus coimbrai*.

Cenário/Parâmetro \ População	Mata do Crasto	Mata da Sabão - Oeste	Mata da Sabão - Leste	Mata da Sabão - Pequena	Assentamento Chico Mendes	Fazenda Escôncio	Assentamento São José	Assentamento Pau Torto
Manejo de habitat								
% Sobrevivência de dispersores	Para todas as populações com dispersão: Anos 0 a 10 = 25%; Anos 11 a 20 = 50%; Anos 21 a 30 = 75%; Anos ≥ 31 = 100%.							
Frequência de incêndios	A cada 40 anos						A cada 50 anos	
Efeito sobre a sobrevivência nos anos de incidência de incêndios	- 5%	- 10%	- 10%	- 10%	- 10%	- 10%	- 10%	- 10%
Variação na capacidade de suporte	+ 0,1%/ano	+ 1%/ano	+ 1%/ano	+ 1%/ano	+ 1%/ano	+0,1%/ano	+ 0,7%/ano	+ 0,7%/ano
Duração da variação na capacidade de suporte	100 anos	30 anos	30 anos	30 anos	30 anos	100 anos	100 anos	100 anos
Remoção (Pressão de caça e apanha)	-	1 ind./20 anos	1 ind./20 anos	0	1 ind./10 anos	1 ind./4 anos	1 ind./20 anos	1 ind./20 anos
1º ano de remoção	-	5	15	-	1	1	10	1
Manejo de indivíduos								
Suplementação	2 ind./4 anos	2 ind./12 anos	2 ind./12 anos	-	2 ind./12 anos	2 ind./4 anos	2 ind./8 anos	2 ind./8 anos
1º ano de suplementação	8	6	10	-	14	7	5	9
Último ano de suplementação	84	78	82	-	86	83	81	85

A segunda alternativa está voltada para o manejo de indivíduos, procurando-se simular os efeitos da constituição de uma colônia reprodutiva em cativeiro (Tabela VI.6) com a subsequente reintrodução de casais adultos alternadamente entre as populações selvagens (Tabela VI.5). A implementação da colônia *ex situ* foi modelada por meio da inclusão de uma população neste cenário, com um tamanho populacional inicial de 10 indivíduos, que poderiam ser oriundos, por exemplo, do resgate de animais em cativeiros ilegais e da captura de grupos em fragmentos diminutos sob risco iminente de desaparecimento. Considerando que estes resgates e capturas possam se repetir, permitindo um reforço na colônia *ex situ*, foi modelada a suplementação desta população com um casal por ano ao longo dos primeiros 20 anos. Como as potenciais instituições mantenedoras certamente têm limitações de espaço, a capacidade de suporte para esta população foi restringida a 50 indivíduos, com um incremento de 4% ao ano durante 20 anos, visando simular a inclusão no programa de cativeiro da espécie de uma instituição mantenedora por ano, com capacidade para absorver um casal reprodutor.

Tabela VI.6. Valores inseridos para simulação da implementação de uma população cativa de *Callicebus coimbrai*, destacando os parâmetros alterados com relação ao modelo base e ao cenário real modelados.

Parâmetro	**Valor**
Tamanho populacional inicial	10 indivíduos
% Fêmeas adultas reprodutivas e desvio padrão	95% (2%) a partir dos 3 anos
Distribuição de crias por ano	1 cria = 100%
Taxa de mortalidade e desvio padrão	5% (2%) para todas as idades
Capacidade de suporte e desvio padrão	50 indivíduos (2%)
Variação na capacidade de suporte	+ 4% ao ano por 20 anos
Frequência de incêndios	A cada 100 anos
Efeito sobre a sobrevivência nos anos de incidência de incêndios	- 10%
Frequência de epizootias	A cada 100 anos
Efeito sobre a sobrevivência nos anos de incidência de epizootias	- 25%
Remoção (manejo)	1 casal adulto por ano
1º ano de remoção	Ano 5
Último ano de remoção	Ano 86
Suplementação	1 casal adulto por ano
1º ano de suplementação	Ano 1
Último ano de suplementação	Ano 20

Com o objetivo de simular condições controladas e favoráveis de manejo em cativeiro, para esta população foram aumentados valores de parâmetros relativos à reprodução (percentual de fêmeas adultas reprodutivas; distribuição de crias por ano) e diminuídas as taxas de mortalidade. Considerando essas condições, também foi reduzida a frequência e severidade de epizootias e incêndios, estes últimos considerados como a potencial ocorrência de acidentes nas instituições mantenedoras.

A remoção de indivíduos desta população *ex situ* foi modelada como um casal adulto por ano a partir do quinto ano, simulando a destinação destes animais para a reintrodução em distintos fragmentos. Complementarmente, a reintrodução destes casais foi modelada como a suplementação de um macho e uma fêmea adultos alternadamente nas distintas populações. O primeiro ano de suplementação e o intervalo entre esses eventos foram definidos para cada população visando simular a destinação alternada de um casal para cada conjunto de populações com potencial migração recíproca, iniciando pelo conjunto formado pelos Assentamentos São José e Pau Torto, seguindo pelos fragmentos da Fazenda Sabão e Assentamento Chico Mendes, Fazenda Escôncio e finalizando com a maior população simulada, a Mata do Crasto. Cada um destes quatro conjuntos de populações receberia um casal de guigós oriundo de cativeiro a cada quatro anos, até o ano 86, num total de sete ciclos completos de suplementação das populações. Esta interrupção visa avaliar os efeitos da cessão de suplementações sobre as populações, evitando vieses nos indicadores resultantes. A única população para a qual não foi modelada a suplementação de indivíduos foi o fragmento pequeno da Fazenda Sabão em função de seu reduzido tamanho, apesar de ser potencialmente beneficiada pela reintrodução de animais em sítios vizinhos com os quais mantém dispersão.

Estas duas alternativas de manejo também foram modeladas em conjunto, a fim de testar seus efeitos integrados. As projeções obtidas com a simulação destas diferentes alternativas de manejo e sua combinação foram analisadas para avaliar as ações de manejo para a conservação de *C. coimbrai*, considerando-se prioritárias aquelas que mais reduzem os riscos de extinção das populações isoladamente e da metapopulação em conjunto. As alternativas priorizadas desta forma também foram avaliadas em aspectos práticos, tais como recursos e tempo para implementação, visando refinar a priorização em função da exeqüibilidade das alternativas que tem maior efeito para reduzir os riscos de extinção das populações de *C. coimbrai*.

VI.3. Resultados

Para o modelo base, a taxa de crescimento populacional estocástico foi de 2,0%, com uma probabilidade média de extinção nula, manutenção de diversidade genética de 86,7% e

um tamanho populacional médio final de 78,8 indivíduos. Com isso, esta população hipotética é viável demograficamente para 100 anos, mas não atinge o patamar de viabilidade em termos de manutenção de diversidade genética (Seção VI.2.4).

Os testes de sensibilidade resultaram em pouca variação para as taxas de mortalidade até um ano e entre um e três anos de idade (Tabela VI.7). Entretanto, com os valores mais altos testados para esses parâmetros a população passa a apresentar uma pequena probabilidade de extinção, que foi nula no modelo base. Para o percentual de fêmeas adultas reprodutivas, quando adotada uma taxa constante de 95%, a taxa de crescimento populacional estocástico mais do que dobrou com relação ao encontrado para o modelo base (Tabela VI.7).

Tabela VI.7. Resultados dos testes de sensibilidade em parâmetros de mortalidade e reprodução sobre a probabilidade de extinção e manutenção de diversidade genética (em valores percentuais).

Valor de referência **Parâmetro testado**	**Baixo**	**Modelo base**	**Alto**	**Muito alto**
Taxa de mortalidade até 1 ano	**5%**	**10%**	**15%**	**-**
Probabilidade de Extinção	0,2	0	2,4	-
Manutenção de diversidade genética	87,0	86,7	85,5	-
Taxa de crescimento populacional estocástico	0,026	0,020	0,013	-
Taxa de mortalidade entre 1 e 3 anos	**2,5%**	**5%**	**7,5%**	**-**
Probabilidade de Extinção	0	0	2,2	-
Manutenção de diversidade genética	87,2	86,7	86,6	-
Taxa de crescimento populacional estocástico	0,029	0,020	0,015	-
Taxa de mortalidade entre 3 e 5 anos	**10%**	**25%**	**40%**	**55%**
Probabilidade de Extinção	0	0	84,2	100
Manutenção de diversidade genética	88,7	86,7	66,2	0
Taxa de crescimento populacional estocástico	0,063	0,020	-0,039	-0,092
Percentual de fêmeas adultas reprodutivas	**3 anos = 35%, 4 anos = 70%, 5 anos ou mais = 95%**		**95% para todas as idades**	
Probabilidade de Extinção		0	0	
Manutenção de diversidade genética		86,7	87,4	
Taxa de crescimento populacional estocástico		0,020	0,042	

A maior variação nos resultados dos testes de sensibilidade foi encontrada para a taxa de mortalidade entre três e cinco anos (Tabela VI.7). A taxa de crescimento populacional estocástico triplicou quando adotado o valor mais baixo e foi negativo quando analisados os valores mais altos. Com os valores mais altos, também constatou-se uma altíssima probabilidade média de extinção, nula no modelo base e com o valor mais baixo. Na análise sobre população mínima viável, constatou-se que apenas as populações com 100 indivíduos ou mais atingem o limiar de viabilidade demográfica para 100 anos, com probabilidade nula de extinção (Tabela VI.8 e Figura VI.3). Entretanto, apenas as populações com 200

indivíduos ou mais mantêm pelo menos 90% da diversidade genética nesse período. Populações com 50 indivíduos tiveram taxa de crescimento populacional estocástico praticamente nulo, enquanto as populações menores apresentaram valores negativos para este indicador. O tempo médio para extinção foi de até 50 anos para as populações com 20 indivíduos ou menos.

Tabela VI.8. Probabilidade média de extinção, manutenção média de diversidade genética, taxa de crescimento populacional estocástico e tempo médio para a extinção projetados para 100 anos com distintos tamanhos iniciais de população de *Callicebus coimbrai*.[1]

Tamanho inicial de população (ind.)	**5**	**10**	**20**	**50**	**100**	**200**	**600**
Probabilidade média de extinção (%)	100	100	95,2	27,6	**0**	**0**	**0**
Manutenção média de diversidade genética (%)[2]	0	0	46,5	71,0	86,7	**93,5**	**97,9**
Taxa de crescimento populacional estocástico (%)	-0,3	-1,9	- 1,4	0,2	2,0	2,7	3,2
Tempo médio para a extinção (anos)[3]	12,1	25,7	49,2	75,9	-	-	-
Área aproximada de fragmento (ha)[4]	25	50	100	250	500	1.000	3.000

[1]Capacidade de suporte igual ao tamanho inicial da população e demais parâmetros de entrada conforme modelo base, Tabela VI.1. Números em negrito destacam as simulações que atingem os patamares de viabilidade estabelecidos. [2]Considerando apenas para as interações que não resultam em extinção. [3]Considerando apenas para as interações que resultam em extinção. [4]Área aproximada de fragmento florestal para comportar o correspondente número de indivíduos, considerando a média das densidades populacionais registradas para *C. coimbrai* (ver Capítulo 3).

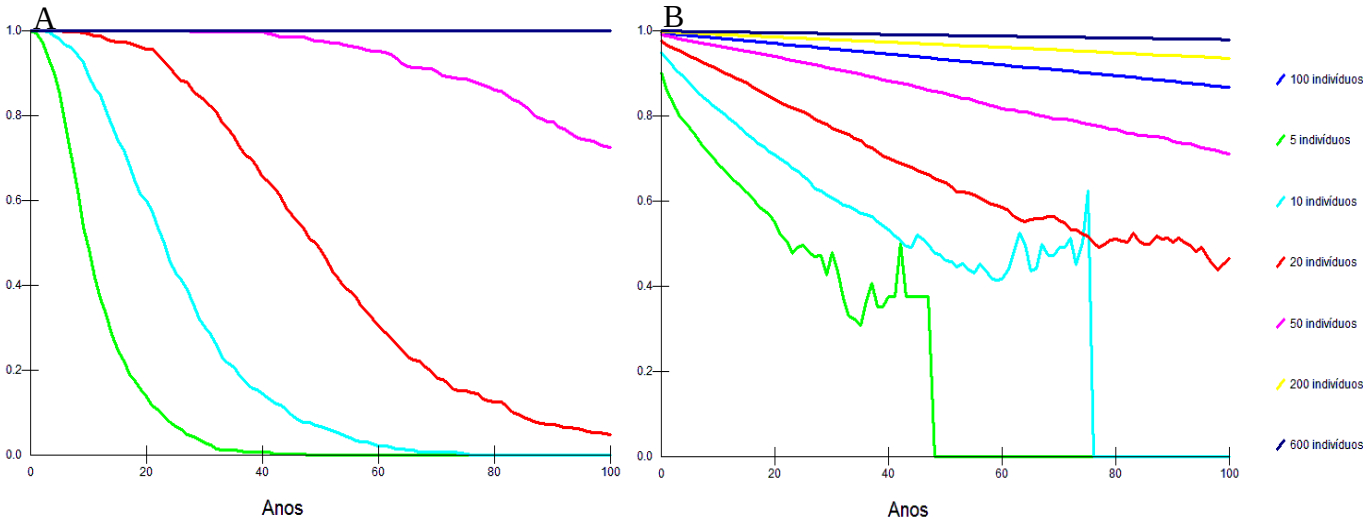


Figura VI.3. Resultado das projeções para 100 anos sobre A) a probabilidade média de sobrevivência e B) a manutenção média de diversidade genética para populações de *Callicebus coimbrai* com distintos tamanhos populacionais iniciais. A população de 100 indivíduos também representa o modelo base.

Na análise do impacto da perda de capacidade suporte, constatou-se que uma redução a partir de 3% ao ano praticamente assegura a extinção das populações com qualquer tamanho inicial, com um tempo médio para extinção que não passa de 35 anos (Tabela VI.9).

Entretanto, reduções de 1% já apresentam efeitos drásticos, diminuindo a manutenção de diversidade genética para populações a partir de 20 indivíduos, aumentando a probabilidade de extinção das populações com 50, 100 e 200 indivíduos e colocando a população com 600 indivíduos abaixo do patamar de viabilidade. Com reduções de até 0,5%, a população com 100 indivíduos é viável demograficamente, mas não atinge o patamar de viabilidade genética mesmo sem qualquer diminuição na capacidade de suporte. O limiar de viabilidade demográfica e genética para estes cenários é garantido com populações de pelo menos 200 indivíduos, com uma redução máxima na capacidade de suporte de 0,5% ao ano.

Tabela VI.9. Projeção do efeito de taxas variadas de redução na capacidade de suporte ao longo de 100 anos sobre distintos tamanhos iniciais de população de *Callicebus coimbrai* em termos de probabilidade média de extinção, manutenção média de diversidade genética e tempo médio para a extinção. Os números em negrito destacam as simulações que atingem os patamares de viabilidade estabelecidos.

Tamanho inicial da população	**5**	**10**	**20**	**50**	**100**	**200**	**600**
Variação na capacidade de suporte	**Probabilidade média de extinção (%)**						
Sem redução	100	100	95,2	27,6	**0**	**0**	**0**
Redução de 0,1%/ano	100	100	96,2	27,2	**0,6**	**0**	**0**
Redução de 0,5%/ano	100	100	95,8	24,6	**1,6**	**0**	**0**
Redução de 1,0%/ano	100	100	100	100	95,4	63,0	7,4
Redução de 3,0%/ano	100	100	100	100	100	100	100
Redução de 5,0%/ano	100	100	100	100	100	100	100
Redução de 10,0%/ano	100	100	100	100	100	100	100
Variação na capacidade de suporte	**Manutenção média de diversidade genética (%)[1]**						
Sem redução	0	0	46,5	71,0	86,7	**93,5**	**97,9**
Redução de 0,1%/ano	0	0	50,1	71,2	86,5	**93,5**	**97,9**
Redução de 0,5%/ano	0	0	42,6	71,9	86,2	**93,6**	**97,9**
Redução de 1,0%/ano	0	0	0	0	48,4	65,2	84,0
Redução de 3,0%/ano	0	0	0	0	0	0	0
Redução de 5,0%/ano	0	0	0	0	0	0	0
Redução de 10,0%/ano	0	0	0	0	0	0	0
Variação na capacidade de suporte	**Tempo médio para a extinção (anos)[3]**						
Sem redução	12,1	25,7	49,2	75,9	-	-	-
Redução de 0,1%/ano	11,6	25,6	51,8	77,7	91,0	-	-
Redução de 0,5%/ano	11,8	25,1	51,6	76,4	78,5	-	-
Redução de 1,0%/ano	10,8	23,0	44,0	80,9	96,0	99,4	100
Redução de 3,0%/ano	9,2	18,1	26,6	32,8	33,9	34,4	34,9
Redução de 5,0%/ano	7,9	13,2	18,1	20,4	20,9	21,0	21,0
Redução de 10,0%/ano	5,8	8,4	10,1	10,9	11,0	11,0	11,0

[1]Apenas para as interações que não resultam em extinção. [2]Apenas para as interações que resultam em extinção.

Na análise do impacto da remoção de indivíduos, constatou-se que a retirada de 10 indivíduos ao ano leva as populações com qualquer tamanho inicial a se tornarem demograficamente inviáveis (Tabela VI.10). Entretanto, remoções a partir de três indivíduos

ao ano já produzem esse efeito sobre as populações de 100 e 200 indivíduos, além de praticamente assegurarem a extinção para populações com até 50 indivíduos dentro de um tempo médio que não passa de 30 anos. Além disso, com a remoção de três indivíduos ao ano, o tempo médio para extinção das populações com até 20 indivíduos fica abaixo dos 10 anos, o que também ocorre para a população de 50 indivíduos com remoções anuais a partir de sete indivíduos. O limiar de viabilidade demográfica e genética para estes cenários é garantido com populações de pelo menos 200 indivíduos, com uma remoção máxima de um indivíduo ao ano, ou com populações de 600 indivíduos, sofrendo a retirada máxima de sete indivíduos anualmente.

Tabela VI.10. Projeção do efeito de taxas variadas de remoção de indivíduos ao longo de 100 anos sobre distintos tamanhos iniciais de população de *Callicebus coimbrai* em termos de probabilidade média de extinção, manutenção média de diversidade genética e tempo médio para a extinção. Os números em negrito destacam as simulações que atingem os patamares de viabilidade estabelecidos.

Tamanho inicial da população	**5**	**10**	**20**	**50**	**100**	**200**	**600**
Taxa de remoção de indivíduos	**Probabilidade média de extinção (%)**						
Sem remoção	100	100	95,2	27,6	**0**	**0**	**0**
Remoção de 1 ind./ano	100	100	94,8	24,8	**0**	**0**	**0**
Remoção de 3 ind./ano	100	100	100	100	74,4	7,8	**0**
Remoção de 5 ind./ano	100	100	100	100	100	61,0	**0**
Remoção de 7 ind./ano	100	100	100	100	100	93,0	**1,6**
Remoção de 10 ind./ano	100	100	100	100	100	100	14,8
Taxa de remoção de indivíduos	**Manutenção média de diversidade genética (%)[1]**						
Sem remoção	0	0	46,5	71,0	86,7	**93,5**	**97,9**
Remoção de 1 ind./ano	0	0	37,2	71,0	86,6	**93,6**	**97,9**
Remoção de 3 ind./ano	0	0	0	0	84,6	**92,7**	**97,8**
Remoção de 5 ind./ano	0	0	0	0	0	**91,7**	**97,7**
Remoção de 7 ind./ano	0	0	0	0	0	**91,3**	**97,7**
Remoção de 10 ind./ano	0	0	0	0	0	0	**97,4**
Taxa de remoção de indivíduos	**Tempo médio para a extinção (anos)[2]**						
Sem remoção	12,1	25,7	49,2	75,9	-	-	-
Remoção de 1 ind./ano	11,8	24,9	51,0	74,9	-	-	-
Remoção de 3 ind./ano	2,0	4,5	9,4	28,5	62,9	81,6	-
Remoção de 5 ind./ano	1,0	2,9	5,3	13,7	33,7	69,8	-
Remoção de 7 ind./ano	1,0	2,5	3,9	9,4	21,0	53,1	85,1
Remoção de 10 ind./ano	1,0	1,8	3,1	6,0	12,1	28,8	77,9

[1]Apenas para as interações que não resultam em extinção. [2]Apenas para as interações que resultam em extinção.

Para a metapopulação do cenário real modelado para *C. coimbrai*, a probabilidade média de extinção foi de 10,4% e o tamanho médio final da população em 140,4 indivíduos (Tabela VI.11 e Figura VI.4). Assim, apesar desta metapopulação manter em média mais de 90% da diversidade genética, não atinge o patamar de viabilidade demográfica. Os valores

destes indicadores para a metapopulação foram idênticos aos da Mata do Crasto, já que para as demais populações a probabilidade de extinção foi projetada em 100%, portanto com nenhum indivíduo ou diversidade genética restantes. Com exceção da Mata do Crasto (0,3%), a taxa de crescimento populacional estocástico foi negativa para todas as populações, variando entre -8,3% e -11,0%, assim como para a metapopulação (-0,8%). Para estas populações com taxa de crescimento negativa e probabilidade de extinção de 100%, o tempo médio para extinção ficou entre 2,4 e 34,2 anos, enquanto para a Mata do Crasto este tempo foi de quase 80 anos nas interações que resultaram em extinção.

No cenário com manejo de habitat a metapopulação atingiu o patamar de viabilidade, com uma probabilidade média de extinção reduzida para 3,8% e manutenção média de 94,9% da diversidade genética (Tabela VI.11 e Figura VI.5). A probabilidade de extinção foi reduzida em todas as populações com relação ao cenário sem manejo, especialmente nos Assentamentos São José e Pau Torto, apesar de apenas a Mata do Crasto ficar dentro do patamar de viabilidade demográfica. Neste cenário, a retenção média de diversidade genética projetada para os Assentamentos São José (87,7%) e Pau Torto (87,2%) se aproximaram do limiar de viabilidade genética, apesar de novamente apenas a Mata do Crasto (92,9%) poder ser considerada viável. Assim, como no cenário sem manejo, com exceção da Mata do Crasto (1,1%), a taxa de crescimento populacional estocástico foi negativa para todas as populações, mas com valores reduzidos para -0,3% a -4,4%, enquanto a metapopulação passou a ter uma taxa positiva de 0,3%. Nesta simulação, o tempo médio para extinção aumentou expressivamente para todas as populações com relação ao cenário sem manejo, com exceção para a Mata da Sabão–Pequena e Mata do Crasto, que variaram levemente. O tamanho final médio da população foi de 326,7 indivíduos, mais do que o dobro daquele projetado para o cenário sem manejo.

Nos últimos dois cenários, que incluíram a simulação de uma colônia reprodutiva *ex situ*, as projeções para essa população apresentaram probabilidade nula de extinção, taxa de crescimento populacional estocástico de cerca de 15% e um tamanho final médio de população de quase 90 indivíduos. A manutenção média de diversidade genética ficou acima dos 85%, não atingindo o patamar de viabilidade. Nestes dois cenários, as projeções para a população de cativeiro foram determinantes nos valores obtidos para a probabilidade média de extinção e tempo médio de extinção da metapopulação, e influenciaram os resultados para a manutenção média de diversidade genética, tamanho final médio da população e, especialmente, a taxa de crescimento populacional estocástico da metapopulação.

No cenário com manejo de indivíduos a metapopulação seria viável, com manutenção de 94,7% da diversidade genética e probabilidade nula de extinção (Tabela VI.11 e Figura

VI.6). Entretanto, a probabilidade nula de extinção se deve à influência da projeção para a população *ex situ*, já que para a Mata do Crasto, o valor deste indicador foi próximo ao obtido no cenário com manejo de habitat e para todas as demais a probabilidade foi de 100%, assim como no cenário sem manejo. A Mata do Crasto também foi a única viável em termos genéticos, garantindo o patamar de viabilidade neste aspecto para toda a metapopulação. Essa população também foi a única das selvagens modeladas para a qual se obteve taxa de crescimento populacional estocástico positiva (0,9%), enquanto para as demais, esta taxa variou de -2,1% a -10,6%, e para a metapopulação foi de 4,6%, com clara influência da projeção para a população de cativeiro. O tempo médio para extinção aumentou com relação ao cenário real sem manejo, mas os valores ficaram muito próximos ao obtido nas projeções daquele cenário. O tamanho final médio de população foi de quase 235 indivíduos, com forte influência da projeção para a população de cativeiro, que representa cerca de 40% do total. Para a Mata do Crasto, este valor (152,3) foi superior ao obtido no cenário sem manejo (140,4), mas inferior ao cenário com manejo de habitat (189,8).

No cenário com simulação integrada dos manejos de habitat e de indivíduos, a metapopulação foi viável demográfica e geneticamente, com probabilidade nula de extinção e manutenção média de diversidade genética de 97,4% (Tabela VI.11 e Figura VI.7). Entretanto, a Mata do Crasto foi novamente a única população que isoladamente atingiu os patamares de viabilidade, com uma probabilidade média de extinção de 0,8% e retenção de 94,5% da diversidade genética. Por outro lado, neste cenário as populações dos Assentamentos São José e Pau Torto mantiveram mais de 90% da diversidade genética, atingindo o limiar de viabilidade genética, e se aproximaram da viabilidade demográfica, com 6,2% e 5,8% de probabilidade média de extinção, respectivamente. Essas três populações, juntamente com a do Assentamento Chico Mendes tiveram taxa de crescimento populacional estocástico positivo entre 0,6% e 1,6%, enquanto para as demais este indicador resultou negativo, variando de -0,1% a -2,7%. Para a metapopulação, esta taxa foi de 3,6%, novamente influenciada pela projeção para a população de cativeiro. O tempo médio para extinção projetado para cada população foi similar ao obtido no cenário com manejo de habitat, mas apresentando valores mais elevados, com exceção para os Assentamentos São José e Pau Torto, que tiveram valores levemente menores. O tamanho final médio da população foi o maior de todos os cenários simulados (515,4 indivíduos) e, mesmo considerando a influência da população de cativeiro, este resultado ainda foi superior à segunda melhor projeção, aquela do cenário com manejo de habitat (326,7). A Mata do Crasto teve a maior contribuição para este valor, seguida pelos Assentamentos São José e Pau Torto, que praticamente igualaram a projeção para a população de cativeiro.

Tabela VI.11. Resultados para o cenário real e alternativas de manejo modeladas para *Callicebus coimbrai.*

População[1] / Cenário/Resultados[2]	CRT	SBO	SBL	SBP	ACM	ESC	ASJ	APT	CAT	MTP
Cenário real										
PME - %	10,4	100	100	100	100	100	100	100	-	10,4
MMDG (DP) - %	**91,7 (4,6)**	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	-	**91,7 (4,6)**
r_{stoc} (DP) - %	0,3 (12,7)	-8,3 (18,5)	-9,7 (23,4)	-9,4 (28,5)	-11,0 (28,0)	-9,3 (19,8)	-8,5 (19,6)	-8,6 (19,4)	-	-0,8 (12,5)
TME - Anos	79,7	34,2	16,4	2,4	9,0	28,1	31,9	31,1	-	79,7
NF (DP) - Indivíduos	140,4 (71,8)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	-	140,4 (71,8)
Manejo de habitat										
PME - %	**4,2**	87,8	90,0	99,8	90,8	66,8	26,0	24,2	-	**3,8**
MMDG (DP) - %	**92,9 (3,9)**	72,8 (15,6)	72,5 (15,3)	79,2 (0)	73,8 (11,3)	79,6 (8,4)	87,7 (8,2)	87,2 (9,4)	-	**94,9 (4,5)**
r_{stoc} (DP) - %	1,1 (12,1)	-4,4 (17,2)	-2,1 (20,9)	-2,3 (29,5)	-0,8 (25,4)	-2,0 (15,4)	-0,4 (14,4)	-0,3 (14,3)	-	0,3 (11,1)
TME - Anos	75,8	55,6	43,3	2,8	21,1	64,4	68,3	63,7	-	75,9
NF (DP) - Indivíduos	189,8 (85,6)	20,9 (21,6)	13,5 (9,5)	6,0 (0)	8,0 (4,3)	42,3 (29,8)	75,7 (46,4)	75,7 (46,1)	-	326,7 (182,9)
Manejo de indivíduos										
PME - %	**4,6**	100	100	100	100	100	100	100	**0**	**0**
MMDG (DP) - %	**93,5 (3,5)**	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	85,6 (4,1)	**94,7 (2,9)**
r_{stoc} (DP) - %	0,9 (12,8)	-6,1 (19,6)	-8,1 (25,7)	-10,6 (29,7)	-2,1 (26,7)	-8,0 (19,6)	-7,4 (20,2)	-6,3 (19,8)	14,9 (6,5)	4,6 (8,8)
TME - Anos	86,6	37,9	18,2	2,4	9,5	32,9	35,8	35,3	0	0
NF (DP) - Indivíduos	152,3 (69,8)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	89,5 (4,4)	234,8 (75,6)
Manejo de habitats e de indivíduos										
PME - %	**0,8**	65,8	67,8	99,8	73,0	26,6	6,2	5,8	**0**	**0**
MMDG (DP) - %	**94,5 (3,7)**	77,7 (14,1)	79,0 (10,8)	37,5 (0)	77,6 (12,3)	87,1 (6,2)	**91,1 (5,0)**	**91,1 (5,2)**	86,1 (3,4)	**97,4 (1,8)**
r_{stoc} (DP) - %	1,6 (11,7)	-2,7 (18,7)	-0,9 (21,6)	-0,8 (30,3)	0,6 (25,7)	-0,1 (14,8)	0,7 (13,7)	0,6 (13,7)	15,0 (6,3)	3,6 (8,6)
TME - Anos	79,3	60,6	49,5	2,9	23,3	72,7	62,4	62,3	0	0
NF (DP) - Indivíduos	209,9 (79,1)	18,8 (17,1)	13,2 (9,5)	2,0 (0)	8,6 (4,7)	51,9 (27,4)	88,6 (46,4)	87,3 (46,1)	89,9 (4,1)	515,4 (190,3)

[1]CRT = Mata do Crasto; SBO = Mata da Sabão – Oeste; SBL = Mata da Sabão – Leste; SBP = Mata da Sabão – Pequeno; ACM = Assentamento Chico Mendes; ESC = Fazenda Escôncio; ASJ = Assentamento São José; e APT = Assentamento Pau Torto. [2]PME = Probabilidade média de extinção; MMDG (DP) = Manutenção média de diversidade genética (desvio padrão); r_{stoc} (DP) = Taxa de crescimento populacional estocástico (desvio padrão); TME = Tempo médio para a extinção; NF (DP) = Tamanho médio final da população. MMDG e NF consideram apenas as interações que não resultam em extinção. TME considera apenas as interações que resultam em extinção.

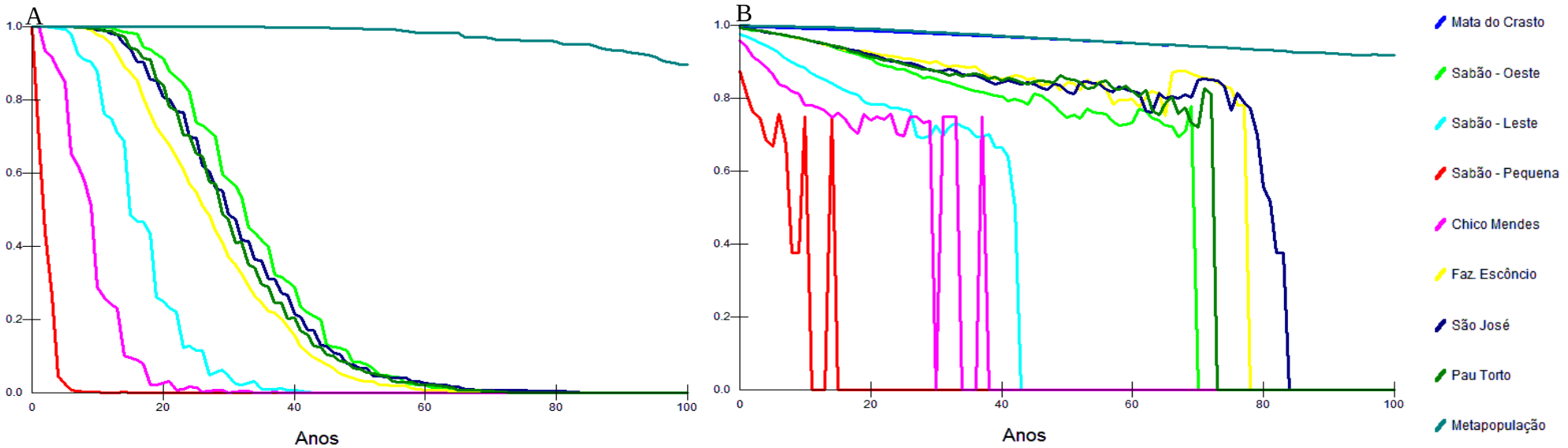


Figura VI.4. Resultados das projeções para 100 anos sobre A) a probabilidade média de sobrevivência e B) a manutenção média de diversidade genética das populações e da metapopulação modeladas para simulação de cenário real para *Callicebus coimbrai*. Parâmetros de entrada conforme modelo base (Tabela VI.1) e caracterização das populações conforme Tabelas VI.2 e VI.3, incluindo catástrofes conforme Tabela VI.4, mas não manejos.

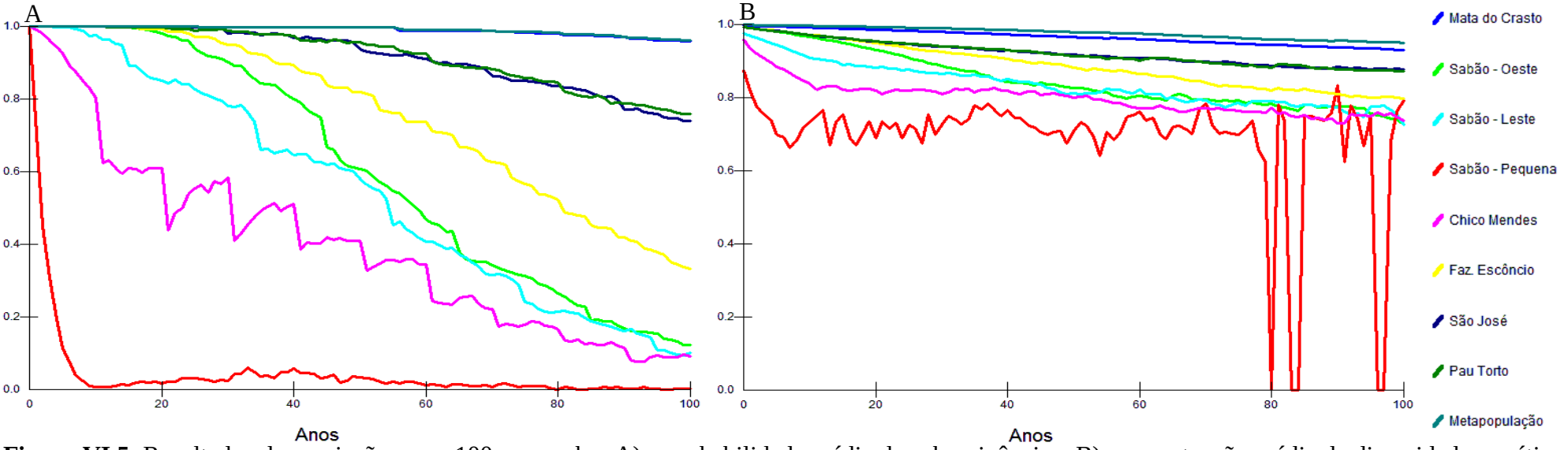


Figura VI.5. Resultados das projeções para 100 anos sobre A) a probabilidade média de sobrevivência e B) a manutenção média de diversidade genética das populações e da metapopulação modeladas para simulação de cenário real com manejo de habitat para *Callicebus coimbrai*. Parâmetros de entrada conforme modelo base (Tabela VI.1) e caracterização das populações conforme Tabelas VI.2 e VI.3, incluindo catástrofes conforme Tabela VI.4 e manejo de habitat conforme Tabela VI.5.

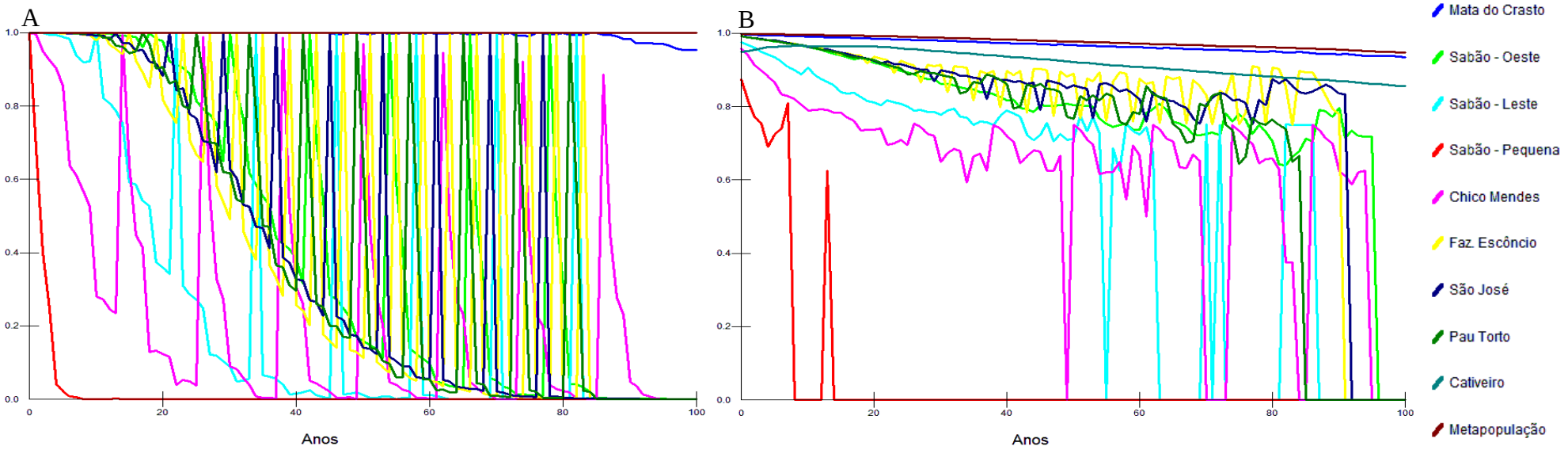


Figura VI.6. Resultados das projeções para 100 anos sobre A) a probabilidade média de sobrevivência e B) a manutenção média de diversidade genética das populações e da metapopulação modeladas para simulação de cenário real com manejo de indivíduos para *Callicebus coimbrai*. Parâmetros de entrada conforme modelo base (Tabela VI.1) e caracterização das populações conforme Tabelas VI.2 e VI.3, incluindo catástrofes conforme Tabela VI.4, manejo de indivíduos conforme Tabela VI.5 e população de cativeiro conforme Tabela VI.6.

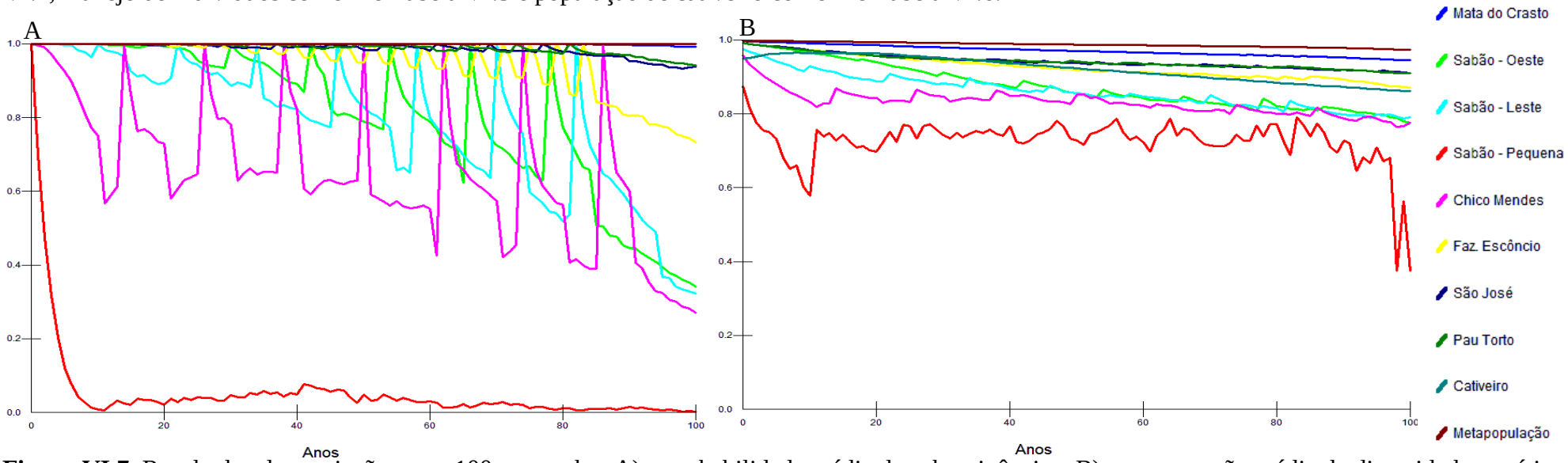


Figura VI.7. Resultados das projeções para 100 anos sobre A) a probabilidade média de sobrevivência e B) a manutenção média de diversidade genética das populações e da metapopulação modeladas para simulação de cenário real com manejo de habitat e de indivíduos para *Callicebus coimbrai*. Parâmetros de entrada conforme modelo base (Tabela VI.1) e caracterização das populações conforme Tabelas VI.2 e VI.3, incluindo catástrofes conforme Tabela VI.4, manejo de habitat e de indivíduos conforme Tabela VI.5 e população de cativeiro conforme Tabela VI.6.

178

VI.4. Discussão

As projeções dos cenários modelados indicam que o atual padrão de ocorrência e distribuição de *C. coimbrai*, no qual predominam as pequenas populações isoladas em decorrência da histórica perda e fragmentação de habitats (Capítulo 3), ainda deve gerar graves consequências para a espécie, incluindo um elevado número de extinções locais. A análise de população mínima viável aponta que, mesmo sem incluir outros impactos como desmatamento e caça, apenas as populações com pelo menos 100 indivíduos tenham viabilidade demográfica para os próximos 100 anos (Tabela VI.8 e Figura VI.3). Este patamar aumenta para pelo menos 200 indivíduos quando considerada a manutenção média de diversidade genética mínima desejável.

O tamanho necessário para garantir a viabilidade de populações de *C. coimbrai* é inferior ao estimado para a maioria dos vertebrados, especialmente mamíferos, que possuem populações mínimas viáveis avaliadas em milhares de indivíduos (Reed *et al.*, 2003). Contudo, em algumas dessas avaliações foram aplicadas abordagens mais conservadoras, como uma probabilidade máxima de extinção de 1%, e períodos de tempo mais amplos, como 40 gerações, o que para *Callicebus* representaria algo em torno de 320 anos.

Mesmo assim, para outros primatas, foram estimados tanto valores mais de duas vezes superiores quanto valores menores à metade do encontrado para *C. coimbrai*. No caso do sauim-de-coleira, *Saguinus bicolor*, por exemplo, Gordo (2012) estimou que populações abaixo de 500 indivíduos são inviáveis em longo prazo sem ações conservacionistas. Para o muriqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*), foi estimado um mínimo de 700 indivíduos para manter mais de 90% da diversidade genética por 1.000 anos (Brito & Grelle, 2006). Por outro lado, para o macaco-prego-galego (*Sapajus flavius*) foram obtidas estimativas de populações mínimas viáveis menores, já que necessitaria de pelo menos 25 indivíduos para ter uma probabilidade máxima de extinção de 5% em 100 anos, e de 70 indivíduos para manter pelo menos 90% da diversidade genética no mesmo período (Montenegro, 2011).

Estas variações certamente estão vinculadas às características intrínsecas das espécies. Entretanto, também devem estar influenciadas pelo grau de incerteza com relação a alguns dos parâmetros populacionais necessários para a construção dos modelos e pelas diferentes estratégias adotadas durante o processo de modelagem para tomada de decisões quanto a essas incertezas. Neste sentido, os testes de sensibilidade deixam evidente que pequenas variações nos parâmetros de entrada do modelo podem gerar grandes diferenças no resultado final. Ainda assim, as AVP são válidas para avaliar essas incertezas mais relevantes, que podem ser os alvos mais efetivos para a conservação, bem como para detectar tendências populacionais sob determinadas condições. (Reed *et al*., 2002; Miller & Lacy, 2005; Morris & Doak, 2006).

Considerando a média das densidades populacionais já registradas para *C. coimbrai* (Chagas & Ferrari, 2010; Rocha, 2011), estima-se que populações do porte necessário para atingir os patamares de viabilidade demográfica e genética possam ser encontradas, respectivamente em fragmentos com extensões de aproximadamente 500 ha e 1.000 ha. Com estes limiares e estimativas, a espécie teria populações isoladas demograficamente viáveis em apenas 10 localidades e geneticamente viáveis em somente duas destas (Capítulo 3; Tabelas em Apêndice). No entanto, esta avaliação não inclui a provável existência de sistemas metapopulacionais entre os diversos fragmentos com ocorrência de *C. coimbrai*, que potencialmente incrementem as probabilidades de sobrevivência e de retenção de diversidade genética do conjunto de populações.

Por outro lado, nas modelagens em Vortex os indivíduos da população inicial são considerados como não aparentados e, assim, as chances de endogamia passam a existir apenas a partir da segunda geração da simulação (Lacy, 1993). Isto provavelmente não corresponde à realidade de *C. coimbrai*, cujos habitats vêm sendo reduzidos e fragmentados há séculos (Coimbra-Filho & Câmara, 1996; Dean, 1996), certamente gerando algum grau de isolamento das populações e, consequentemente, de perda de diversidade genética por endocruzamento. Deste modo, não se pode descartar a possibilidade dos resultados das simulações em termos de manutenção média de diversidade genética estarem superestimados.

Considerando essa potencial superestimativa e que a perda de diversidade genética diminui a adaptabilidade das populações frente às variações ambientais, além de aumentar os riscos de depressão por endogamia, constituindo uma ameaça real à sua persistência (Lacy, 1997), poder-se-ia, por precaução, elevar o conceito de viabilidade genética para uma retenção mínima de 95% da heterozigosidade. Este patamar só é atingido pela população com 600 indivíduos (Tabela VI.8) e atualmente, existe apenas uma localidade, a Serra de São Francisco, um fragmento de aproximadamente 3.000 ha, com potencial para abrigar tantos indivíduos de *C. coimbrai* (Capítulo 3). Com essa meta de retenção de diversidade genética, esta seria a única população isolada potencialmente viável da espécie.

De qualquer forma, as 10 populações que isoladamente teriam viabilidade demográfica, provavelmente apresentam de fato as maiores chances de sobrevivência, em função da extensão dos fragmentos que ocupam. Assim, estas localidades devem ser indicadas como áreas importantes para estabelecimento e manutenção de populações viáveis de *C. coimbrai* e priorizadas para a criação ou adequação de áreas protegidas (p.ex. unidades de conservação, reservas legais, áreas de preservação permanente), como proposto no PAN Primatas do Nordeste (Brasil/ICMBio, 2011) (Tabela VI.12).

Tabela VI.12. Recomendações para a conservação de *Callicebus coimbrai* e principais propostas relacionadas no Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas do Nordeste (Brasil/ICMBio, 2011). (continua)

Recomendações para a conservação	**Principais propostas relacionadas no Plano de Ação Nacional para a Conservação de Primatas do Nordeste**
Criação e implementação de unidades de conservação em áreas com ocorrência de *C. coimbrai*, especialmente nos fragmentos com mais de 500 ha e em particular na Serra de São Francisco (Bahia), ou integrando fragmentos com mais de 250 ha.	Pelo menos 50% das populações com potencial de conservação e viabilidade inseridas em áreas protegidas. (Meta 2) Indicar áreas importantes para estabelecimento e manutenção de populações viáveis, considerando áreas com sintopia entre espécies ameaçadas. (Ação 1.2) Identificar 3 áreas com potencial para a criação de Unidades de Conservação, preferencialmente de Proteção Integral, em áreas de ocorrência de *C. coimbrai* na Mata Atlântica, considerando a sintopia com *S. xantosternos*, e propor a efetiva criação de pelo menos uma destas áreas. (Ação 2.6)
Assegurar a manutenção dos fragmentos de menos de 500 ha com ocorrência de *C. coimbrai* por meio da averbação de Reservas Legais e Áreas de Preservação Permanente, incentivo à criação de RPPN, fiscalização de combate ao desmatamento e articulação com instituições licenciadoras de empreendimentos e de desenvolvimento rural para evitar a supressão de vegetação nativa.	Articular junto aos estados e na esfera federal legislação específica para pagamento por serviços ambientais e ICMS ecológico. (Ação 3.8) Estimular a implantação de Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN), prioritariamente em áreas importantes com potencial para conservação das espécies. (Ação 2.4) Incentivar a averbação das Reservas Legais, inclusive nos projetos de assentamento das Fazendas Sabão (Indiaroba/SE) e Escôncio (Umbaúba/SE). (Ação 2.5) Aplicação de diretrizes para estabelecimento e manutenção de populações viáveis aplicadas na formulação de políticas públicas, nos processos de licenciamento, fiscalização e regularização ambiental dos imóveis rurais. (Meta 3) Articular com os órgãos estaduais de desenvolvimento rural e INCRA para prevenir ou reduzir a supressão da vegetação nativa e/ou o número de famílias na implantação dos assentamentos rurais e para incluir nos Planos de Desenvolvimento de Assentamentos (PDAs) atividades compatíveis com a conservação da espécie. (Ação 3.5).
Incremento na conectividade estrutural e funcional entre fragmentos com ocorrência de *C. coimbrai*, inclusive com experimentação para a restauração de habitats.	Elaboração, implementação e monitoramento de um programa de conectividade de áreas para estabelecimento e manutenção de populações viáveis. (Meta 1)
Desenvolver estudos sobre a dinâmica populacional de *C. coimbrai* na paisagem fragmentada, com ênfase no processo de dispersão de indivíduos ao atingirem a maturidade sexual.	Compilar informações disponíveis sobre usos alternativos da matriz que sejam mais favoráveis para as populações da espécie. (Ação 1.3) Realizar estudos sobre a dinâmica das metapopulações, limites de distribuição e conectividade funcional. (Ação 1.8)

Tabela VI.12. Recomendações para a conservação de *Callicebus coimbrai* e principais propostas relacionadas no Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas do Nordeste (Brasil/ICMBio, 2011). (conclusão)

Recomendações para a conservação	**Principais propostas relacionadas no Plano de Ação Nacional para a Conservação de Primatas do Nordeste**
Implementação de projetos com base comunitária no entorno de áreas com ocorrência de *C. coimbrai* para desenvolvimento de manejo agroflorestal e outras práticas sustentáveis de produção e geração de renda.	Promover a qualificação dos agricultores para o manejo de agroflorestas, por meio de extensionistas rurais, INCRA e ONGs. (Ação 6.3) Promover a qualificação dos agricultores para práticas sustentáveis (viverismo, apicultura, meliponicultura, artesanato, entre outros), por meio de extensionistas rurais, INCRA e ONGs. (Ação 6.4) Disseminar alternativas de produção de energia em substituição ou para redução do uso da lenha como combustível nas áreas de ocorrência da espécie. (Ação 6.5)
Implementação de programas de sensibilização e educação ambiental para redução dos impactos às populações de *C. coimbrai* e seus habitats.	Diretrizes para manutenção e estabelecimento de populações viáveis das espécies-alvo do PAN integradas a programas de desenvolvimento e extensão rural, educação ambiental e difusão científica. (Meta 6) Produzir material publicitário e paradidático de apoio para campanhas de educação ambiental voltados à conservação da espécie. (Ação 6.1) Realizar campanhas educativas e apoiar atividades de lazer em comunidades no entorno de áreas com ocorrência da espécie, inclusive previamente às ações de fiscalização a serem realizadas nessas áreas. (Ação 6.2)
Articulação interinstitucional e com proprietários rurais para promover a sinergia de ações conservacionistas	Divulgar as diretrizes do PAN Primatas do Nordeste junto aos Comitês de Bacias Hidrográficas, Comitê da Bacia do São Francisco, Comitê da Biosfera, Comitês da Mata Atlântica e da Caatinga, Comitê de Combate à Desertificação e ABEMA para auxiliar na sua implementação. (Ação3.6)
Refinar o diagnóstico sobre a pressão de caça e qualificar os processos fiscalizatórios de combate a essa prática nas áreas de ocorrência de *C. coimbrai*.	Caça, apanha e tráfico reduzidos em pelo menos 50%. (Meta 5) Elaborar um estudo sobre hábitos de caça e apanha e diagnóstico sobre a pressão de caça, apanha de espécimes e tráfico sobre a espécie. (Ação 5.1) Realizar capacitação dos agentes ambientais fiscalizadores para ampliar seu conhecimento sobre a espécie e principais impactos sobre a mesma. (Ação 5.3)
Estabelecimento de diretrizes para a constituição de uma colônia reprodutiva de *C. coimbrai* em cativeiro, com aproveitamento dos indivíduos resgatados de cativeiro ilegal ou de fragmentos diminutos.	Manejo demográfico e genético de populações em cativeiro. (Meta 4) Elaborar diretrizes espécie-específicas de destinação e monitoramento, incluindo árvore para tomada de decisões e protocolos para *C. coimbrai*. (Ação 4.3) Articular o reparo e construção de recintos específicos para as espécies-alvo do PAN em Cetas, Cras, criadouros e zoológicos. (Ação 4.4)

Entretanto, é importante ponderar para essas estratégias de conservação que, se acumulada a remoção por caça ou apanha de três indivíduos ao ano destas populações, ainda que sem pressão de perda de habitat, as mesmas se tornam demograficamente inviáveis (Tabela VI.10). Até mesmo a maior população suspeitada para a espécie, a da Serra de São Francisco, estimada em cerca de 600 indivíduos, não teria sua sobrevivência assegurada com a retirada anual de 10 indivíduos, passando a ter em torno de 15% de probabilidade de extinção.

Apesar do *C. coimbrai* não ser um alvo especialmente visado por caçadores, avalia-se que fatores como a permanência do atual fragmentado de suas populações e a extinção local de caças preferenciais tendam a aumentar essa pressão sobre a espécie (Capítulo 3). Com isso, é fundamental desenvolver ações de diagnóstico sobre essas práticas e de capacitação para a fiscalização visando cessar ou diminuir a pressão de caça e apanha sobre *C. coimbrai* (Tabela VI.12).

Talvez ainda mais prioritário para o manejo conservacionista de *C. coimbrai* seja implementar ações para minimizar ou reverter a perda de habitat em decorrência de diversos tipos de desmatamento e outras ações antrópicas que reduzem a extensão e a qualidade dos habitats, como frequentemente observado em campo (Capítulo 3). Isto porque uma redução anual de 1% na capacidade de suporte retira as populações com qualquer tamanho inicial da condição de viabilidade tanto demográfica quanto genética (Tabela VI.9). Já um declínio a partir de 3% ao ano praticamente assegura o desaparecimento das mesmas, gerando uma probabilidade de extinção de 100% para qualquer tamanho inicial de população, com um tempo médio para a extinção de apenas 35 anos.

A regularização dos imóveis rurais, inclusive assentamentos, em termos de averbação das Reservas Legais e manutenção das Áreas de Preservação Permanente, e o incentivo à criação de Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN), são ações fundamentais para assegurar a manutenção das áreas com ocorrência de *C. coimbrai* (Tabela VI.12). Outra linha de ação necessária nesse sentido é a priorização destas áreas em processos de licenciamento ambiental de empreendimentos e nas rotinas de fiscalização, além da articulação junto aos órgãos de desenvolvimento rural para reduzir a supressão de vegetação nativa nos assentamentos rurais (Tabela VI). Além disso, as campanhas educativas e a qualificação das comunidades rurais para o manejo de agroflorestas e outras práticas sustentáveis, como apicultura, podem contribuir decisivamente para reverter a perda de habitats de *C. coimbrai* (Tabela VI.12).

Contudo, a grande maioria (64,8%) das populações registradas de *C. coimbrai* já está em fragmentos pequenos, com até 100 ha (Capítulo 3), estimando-se que comportem não

mais do que quatro ou cinco grupos, ou seja, algo em torno de 20 indivíduos. Além de populações com esse tamanho inicial ou menos estarem abaixo do patamar de viabilidade, as projeções para as mesmas são alarmantes, já que mesmo sem quaisquer outros impactos apresentam probabilidades de extinção entre 95% e 100% em apenas 50 anos (Tabela VI.8 e Figura VI.3).

Ainda mais grave é a projeção para as populações com cinco indivíduos, que devem extinguir-se em pouco mais de 10 anos (Tabela VI.8). Considerando que 25,6% dos fragmentos com ocorrência de *C. coimbrai* têm até 25 ha, que devem abrigar no máximo dois grupos (Capítulo 3; Apêndices A e B), parece inevitável nas condições atuais que a espécie venha a se extinguir localmente durante a próxima década em mais de um décimo das localidades em que está presente.

Incluindo os efeitos da perda em extensão ou qualidade de habitat nesta análise, verifica-se que a situação pode ser ainda pior, já que um declínio anual de 3% na capacidade de suporte reduz para cerca da metade o tempo médio para a extinção nas populações com 20 indivíduos e o mesmo ocorre para as populações de 10 indivíduos com decréscimos de 5% (Tabela VI.9). Já a remoção de três indivíduos ao ano reduz em mais de cinco vezes o tempo médio para a extinção destas pequenas populações (Tabela VI.10), sugerindo um cenário ainda mais crítico.

Assim, por mais que grupos de *C. coimbrai* possam ocupar áreas de vida tão pequenas quanto 10 ha (Santana, 2012) e que tenham capacidade de ocupar fragmentos ainda menores do que isso (Capítulo 3), parece improvável que estas diminutas populações persistam por muitos anos. Para estas populações aparentemente condenadas ao desaparecimento, já que a estocasticidade demográfica tipicamente leva à extinção populações com menos de 20 indivíduos (Possingham, 1995), a variação na pressão de impactos, como desmatamento e caça, parecem ser meros moduladores do seu tempo para a extinção.

No entanto, em diversos casos estas populações estão próximas a outros fragmentos ocupados por grupos da espécie (Capítulo 3), o que teoricamente aumentaria suas probabilidades de persistência. Ainda assim, mesmo inseridas em um contexto metapopulacional, estas pequenas populações possivelmente tenham um papel mais relevante como pontos de passagem entre fragmentos do que como destinatárias finais, situação na qual provavelmente passariam a atuar como sumidouros (Hanski & Gaggiotti, 2004; Lindenmayer & Fischer, 2006).

Vinculado à questão da fragmentação de habitats, os testes de sensibilidade evidenciaram uma alta importância relativa no grau de incerteza existente sobre eventos demográficos nas idades típicas de dispersão de indivíduos a partir do grupo natal (Tabela

VI.7), que constitui um elemento fundamental na dinâmica populacional de *Callicebus* (Bicca-Marques & Heymann, 2013). As variações nas taxas de mortalidade para indivíduos entre três e cinco anos de idade surtiram acentuado efeito sobre a taxa de crescimento populacional estocástico e, quando aumentadas com relação ao modelo base, também sobre a probabilidade de extinção e manutenção de diversidade genética. Além disso, a taxa de crescimento populacional estocástico mais do que dobrou quando o percentual de fêmeas reproduzindo nas idades de três e quatro anos foi considerado igual ao das demais fêmeas adultas.

Assim, as taxas de mortalidade de indivíduos durante a dispersão a partir de seu grupo natal e o efetivo estabelecimento de fêmeas como reprodutoras são parâmetros que precisam ser melhor conhecidos. As informações geradas com a investigação dessas características certamente auxiliarão no aprimoramento das presentes modelagens e de suas projeções e, consequentemente, na qualificação das análises e recomendações derivadas. Considerando o atual contexto das populações da espécie, ocupando remanescentes florestais em uma paisagem heterogênea (Capítulo 3), é fundamental que estes estudos incluam análises contemplando as influências da distância entre fragmentos e das distintas feições de matriz entre os mesmos sobre a movimentação dos indivíduos em dispersão (Lindenmayer & Fischer, 2006) (Tabela VI.12).

Por outro lado, a sensibilidade destes parâmetros indica que intervenções que aumentem a sobrevivência dos indivíduos em dispersão e que ampliem as chances do estabelecimento de fêmeas como reprodutoras tendem a ser efetivas para ampliar a persistência das populações de *C. coimbrai*. Analisando a paisagem ocupada pela espécie, indubitavelmente estas estratégias devem incluir o incremento na conectividade estrutural e funcional entre os fragmentos florestais disponíveis (Tabela VI.12).

Reforçam estas inferências os resultados obtidos nas modelagens do cenário real para *C. coimbrai* e de alternativas de manejo simuladas (Tabela VI.11). Os cenários com manejo de habitat, incluindo a simulação da recomposição da conectividade entre fragmentos com um incremento na sobrevivência dos indivíduos em migração entre os mesmos, apresentaram efeitos positivos nas projeções de sobrevivência e manutenção de diversidade genética das populações e aumentou suas taxas de crescimento populacional estocástico.

Neste sentido, a implementação de projetos com envolvimento comunitário, como de viveiros para a produção e plantio de árvores nativas constituintes da dieta de *C. coimbrai,* pode ser uma alternativa adequada para a restauração de habitats, incluindo o incremento da conectividade entre fragmentos (Tabela VI.12). Projetos deste tipo normalmente geram ambientes de difusão e troca de conhecimentos e de sensibilização (Pádua *et al*., 2008) que,

além de terem efeitos diretos sobre os habitats, também podem levar à diminuição da pressão de caça e apanha. Além disso, esses projetos podem eventualmente oferecer oportunidades de ocupação e renda às comunidades envolvidas, reduzindo, consequentemente, ainda mais a frequência e intensidade de práticas deletérias às populações de *C. coimbrai* voltadas ao lucro, sobrevivência ou entretenimento. Complementarmente, a aproximação e estabelecimento de parcerias com proprietários de áreas com remanescentes florestais ocupados por *C. coimbrai* e outras instituições com atuação local e regional é fundamental para possibilitar efeitos sinérgicos entre as diversas ações conservacionistas nas distintas áreas (Tabela VI.12).

Sem qualquer manejo, as projeções para o cenário real indicam que mesmo as populações de *C. coimbrai* que ocupam os maiores fragmentos com ocorrência da espécie, como a Mata do Crasto, e que, portanto, estima-se que abriguem um maior número de indivíduos, não têm sua sobrevivência assegurada quando sujeitas a um conjunto integrado de impactos (Tabela VI.11). Adicionalmente, para as populações em fragmentos relativamente extensos para o contexto atual da espécie, como a Mata da Sabão–Oeste, Fazenda Escôncio e Assentamentos São José e Pau Torto, estimou-se um tempo médio para a extinção que não ultrapassa os 35 anos.

Analisando as projeções para duas destas populações com um tamanho inicial de população idêntico nos dois cenários com manejo de habitat, obteve-se resultados mais favoráveis para a Fazenda Escôncio do que para a Mata da Sabão–Oeste em todos os indicadores, apesar da primeira ter uma maior taxa de remoção de indivíduos e um incremento menos acentuado na capacidade de suporte. Considerando que não foi incluída a dispersão entre a Fazenda Escôncio e outras populações, estes resultados parecem estar relacionados a potenciais efeitos deletérios da dispersão modelada entre a Mata da Sabão–Oeste e fragmentos próximos.

Esta dispersão ocasiona, por exemplo, a mortalidade de dispersores durante os 30 primeiros anos da simulação e o deslocamento de indivíduos para "populações-sumidouro". As projeções para a Mata da Sabão–Pequena, por exemplo, indicaram que esta população não se mantém por mais de três anos em nenhum dos cenários modelados, devendo atuar como passagem ou sumidouro num contexto metapopulacional. Em contrapartida, tendo maiores probabilidades de extinção e menor tamanho, o número de indivíduos que emigra destas populações para a Mata da Sabão–Oeste é progressivamente menor, apesar de mantida a mesma taxa de dispersão. Por outro lado, os valores de probabilidade de extinção e manutenção de diversidade genética nestes dois cenários ficaram relativamente próximos entre a Mata da Sabão–Oeste, Leste e Assentamento Chico Mendes, indicando um efeito homogeneizante sobre estes indicadores da dispersão entre essas populações.

A simulação do cenário real com manejo de indivíduos apresentou a projeção de resultados favoráveis para a Mata do Crasto. Mesmo sem a diminuição dos impactos de desmatamento e caça, a suplementação de indivíduos elevou esta população ao patamar de viabilidade demográfica e triplicou sua taxa de crescimento populacional estocástico, além de aumentar a manutenção de diversidade genética e o tamanho final médio da população (Tabela VI.11). Entretanto, este manejo se demonstrou insuficiente para alterar a situação das demais populações, que permaneceram com 100% de probabilidade de extinção, apesar de terem o tempo médio para a extinção e a taxa de crescimento populacional estocástico levemente aumentados. Com isso, a viabilidade da metapopulação ficaria dependente, exclusivamente, do destino da população presente na Mata do Crasto, já que nem a população de cativeiro reteve a diversidade genética necessária para caracterizá-la como viável. Além disso, são previsíveis os altos custos para manter um programa com translocações anuais de indivíduos, incluindo, minimamente, o adequado manejo em cativeiro, o processo de readaptação e o imprescindível monitoramento dos animais reintroduzidos.

Em contraponto, os resultados obtidos na simulação do estabelecimento de uma colônia reprodutiva *ex situ* podem ser considerados encorajadores (Tabela VI.11). Partindo de um tamanho inicial de população reduzido (10 indivíduos) e com parâmetros de reprodução, sobrevivência e suplementação avaliados como factíveis para um programa de manejo em cativeiro, obteve-se uma probabilidade nula de extinção e uma taxa de crescimento populacional estocástico próxima aos 15%. Apesar de não atingir o patamar de viabilidade genética, a manutenção média de diversidade genética projetada ficou próxima a esse limiar, que poderia ser alcançado com um refinamento nas diretrizes de manejo e suplementação desta colônia, inclusive considerando os casos de sucesso na manutenção de populações de *Callicebus* em cativeiro, como a de *Callicebus cupreus* que vem sendo mantida há várias gerações no California National Primate Research Center (http://www.cnprc.ucdavis.edu).

Embora o histórico de manejo em cativeiro de indivíduos de *C. coimbrai* não ofereça grande incentivo ao investimento nesta estratégia (Capítulo 3; Wagner *et al*., 2012), os resultados obtidos indicam que a constituição e adequado manejo de uma colônia deste tipo poderiam garantir uma população viável para integrar as estratégias de conservação da espécie. Dois passos fundamentais nesse sentido são a elaboração de diretrizes para a destinação de espécimes manejados em cativeiro e a articulação com instituições mantenedoras para a construção de recintos adequados à espécie (Tabela VI.12).

A simulação da suplementação de indivíduos integrada com o manejo de habitat gerou as projeções mais favoráveis para todas as populações. Este cenário resultou na maior manutenção média de diversidade genética da metapopulação, que apresentou um tamanho

final médio de população cerca de três vezes superior ao cenário sem manejo, mesmo quando descontada a contribuição da população de cativeiro para este valor. Além disso, com estas condições obteve-se as maiores taxas de crescimento populacional estocástico para todas as populações, sendo o único cenário em que outras populações além da Mata do Crasto tiveram taxa de crescimento positiva.

Entretanto, os efeitos mais expressivos deste cenário foram obtidos com a modelagem da criação de uma unidade de conservação nos fragmentos dos Assentamentos São José e Pau Torto, que colocou estas populações acima do patamar de viabilidade genética, além de aproximá-las da viabilidade demográfica ao reduzir em mais de quatro vezes a sua probabilidade de extinção com relação ao cenário apenas com manejo de habitat. Para a efetiva implementação de uma UCPI devem ser desenvolvidas rotinas de fiscalização e educação ambiental, além da constituição de uma brigada de prevenção e combate a incêndios florestais, que tendem a reduzir os impactos da perda de habitat, caça e apanha não apenas dentro de seus limites, mas também em escala regional, conforme simulado neste cenário. Assim, a criação de unidades de conservação parece ser uma medida primordial para a conservação de *C. coimbrai* (Tabela VI.12).

Também é importante destacar que em determinadas categorias de unidade de conservação, mesmo dentre aquelas do grupo de proteção integral, como as Estações Ecológicas, pode-se experimentar e desenvolver metodologias de manejo. No caso das populações de *C. coimbrai*, isto seria fundamental para, por exemplo, catalisar a restauração e conectividade de habitats, com subsequente disseminação regional dessas técnicas. Outro aspecto fundamental e favorável para a criação de unidades de conservação com o objetivo de conservar *C. coimbrai* e seus habitats é a obrigatória constituição de conselhos consultivos, que podem ocasionar relevantes espaços de articulação interinstitucional e comunitária, como já alcançado em experiências anteriores, inclusive com foco na conservação de primatas (Printes, 2002).

Os resultados obtidos nas análises aqui apresentadas revelam a imprescindibilidade da implementação de ações visando reverter a situação atual das populações de *C. coimbrai*, mesmo daquelas em condições aparentemente mais seguras, já que as mesmas não atingem um patamar de viabilidade para os próximos 100 anos. Outrossim, indicam a urgência para tais ações, posto que, com o continuado declínio populacional projetado em decorrência da fragmentação de habitats e demais impactos, as populações tendem a atingir patamares de redução a partir dos quais torna-se cada vez mais difícil reverter essa situação, aumentando a complexidade da missão de assegurar a sobrevivência da espécie. Os resultados também indicam que as estratégias para a conservação de *C. coimbrai* devem ser abrangentes e

transdisciplinares, como já adotado para outras espécies (Valladares-Pádua *et al*., 2004; Kleiman & Rylands, 2008; Jerusalinsky *et al*., 2011). A maioria, se não todas, as linhas de atuação para isso estão elencadas e detalhadas no PAN Primatas do Nordeste (Brasil/ICMBio, 2011) (Tabela VI.12), colocando suas diretrizes como guia fundamental para a conservação de *C. coimbrai* e sua efetiva implementação como desafio determinante para assegurar a sobrevivência da espécie.

VI.5. Referências bibliográficas

BICCA-MARQUES, J. C.; HEYMANN, E. H. 2013. **Ecology and behaviour of titi monkeys (genus *Callicebus*).** In: VEIGA, L. M.; BARNETT, A.; FERRARI, S. F.; NORCONK, M. (eds.). **Evolutionary biology and conservation of titis, sakis, and uacaris**. Cambridge University Press, Inglaterra. p.: 196-207.

BRASIL/ICMBio. 2011. Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas do Nordeste. Disponível em: http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/plano-de-acao/865-pan-primatas-do-nordeste, acesso em: 01 de janeiro de 2013.

BRITO, D.; GRELLE, C. E. V. 2006. Estimating Minimum Area of Suitable Habitat and Viable Population Size for the northern muriqui (*Brachyteles hypoxanthus*). **Biodiversity and Conservation 15(13)**: 4197-4210.

CAMPOS, I. B. 2009. **Identificando vacíos clave de información y posibles acciones conservacionistas a través de un análisis de viabilidad poblacional para *Cebus kaapori* Queiroz (1992) (Cebidae-Primate), un primate del este amazónico en peligro crítico de extinción**. Universitat de Barcelona, Máster em Primatología. Dissertação de Mestrado. 177p.

CHAGAS, R. R. D.; FERRARI, S. F. 2011. Population parameters of the endangered titi monkey, *Callicebus coimbrai* Kobayashi and Langguth, 1999, in the fragmented landscape of southern Sergipe, Brazil. **Braz. J. Biol. 71(3)**: 569-575

COIMBRA-FILHO, A. F.; CÂMARA, I. G. 1996. **Os limites originais do bioma mata atlântica na região nordeste do Brasil.** Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza, Brasil. 86p.

DEAN, W. 1996. **A ferro e fogo – a história da devastação da Mata Atlântica brasileira**. Ed. Companhia das Letras, São Paulo. 484p.

DEFLER, T. R. 1983. Some population characteristics of *Callicebus torquatus lugens* (Humboldt, 1812) (Primates: Cebidae) in eastern Colombia. **Lozania 38**: 1-9.

FRANKHAM, R.; BALLOU, J. D.; BRISCOE, D. A. 2004. **A primer of conservation genetics.** Cambridge University Press, Reino Unido. 220p.

FUENTES, A. 1999. Re-evaluating primate monogamy. **Am. Anthropol. 100**: 890-907.

GAGGIOTTI, O. E.; HANSKI, I. 2004. Mechanisms of population extinction. In: HANSKI, I.; GAGGIOTTI, O. E. (eds.). **Ecology, genetics, and evolution of metapopulations**. Elsevier Academic Press, Estados Unidos. p.337-366.

GILPIN, M. E.; SOULÉ, M. E. 1986. Minimum Viable Populations: processes of species extinction. In: SOULÉ, M. E. (ed.). **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sinauer Press, Estados Unidos. p.19-34.

GORDO, M. 2012. **Ecologia e conservação do sauim-de-coleira, *Saguinus bicolor* (Primates; Callitrichidae).** Museu Paraense Emílio Goeldi, PPG Zoologia. Tese de Doutorado. 140p.

GROOM, M. J.; MEFFE, G. K.; CARROLL, C. R. (eds.). 2006. **Principles of conservation biology (third edition)**. Sinauer Associates, Estados Unidos.779p.

GROOM, M. J.; PASCUAL, M. A. 1997. The analysis of population persistence: an outlook on the practice of viability analysis. In: FIEDLER, P. L.; MAREIVA, P. M. (eds.). **Conservation biology for the coming decade.** Chapman & Hall, Estados Unidos. p.3-33.

HANSKI, I.; GAGGIOTTI, O. E. (eds.). 2004. **Ecology, genetics, and evolution of metapopulations**. Elsevier Academic Press, Estados Unidos.

HOLST, B.; MEDICI, E. P.; MARINO-FILHO, O. J.; KLEIMAN, D.; LEUS, K.; PISSINATTI, A.; VIVEKANANDA, G.; BALLOU, J. D.; TRAYLOR-HOLZER, K; RABOY, B.; PASSOS, F.; PARANHOS, K.; VLEESCHOUWER, K.; MONTENEGRO, M. M. (eds.). 2006. **Lion Tamarin Population and Habitat Viability Assessment Workshop 2005, final report**. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group, Estados Unidos. 205p.

JERUSALINSKY, L.; TEIXEIRA, F. Z.; LOKSCHIN, L. X.; ALONSO, A.; JARDIM, M. M. de A.; CABRAL, J. N. H.; PRINTES, R. C.; BUSS, G. 2011. Primatology in Southern Brasil: a transdisciplinar approach to the conservation of the brown-howler-monkey *Alouatta guariba clamitans* (Primates, Atelidae). **Iheringia, Série Zoologia (100)**: 281-558.

KLEIMAN, D.; RYLANDS, A. (eds.). 2008. **Micos Leões: biologia e conservação**. Brasília, MMA. 568p.

KOBAYASHI, S.; LANGGUTH, A. B. 1999. A new species of titi monkey, *Callicebus* Thomas, from north-eastern Brazil (Primates, Cebidae). **Revta. Bras. Zool. 16(2)**: 531-551.

LACY, R. C. 1993. *VORTEX*: a computer simulation model for Population Viability Analysis. **Wildlife Research 20**: 45-65.

LACY, R. C. 2000. Structure of *VORTEX* simulation model for population viability analysis. **Ecological Bulletins 48**: 191-202.

LACY, R. C.; BORBAT, M.; POLLAK, J. P. 2005. ***VORTEX*: a stochastic simulation of the extinction process. Version 9.50.** Chicago Zoological Society, Brookfield, Estados Unidos.

LACY, R.C. 1997. Importance of genetic variation to the viability of mammalian populations. **Journal of Mammalogy,** Lawrance, v. 78, p. 320–335,

LINDENMAYER, D. B.; FISCHER, J. 2006. **Habitat Fragmentation and Landscape Change: an ecological and conservation synthesis.** Island Press, Washington, 329p.

MASON, W. A. 1968. Use of space by *Callicebus* groups. In: LEE, P. C. (ed.). **Primates: studies in adaptation and variability**. Holt, Rinehart and Winston, Estados Unidos. p.200-216.

McCARTHY, M. A.; BURGMAN, M. A.; FERSON, S. 1995. Sensitivity analysis for models of population viability. **Biol. Conserv. 73**: 93-100.

MILLER, P.; LACY, R. C. 2005. ***VORTEX*: a stochastic simulation of the extinction process. Version 9.50 user's manual.** IUCN/SSC Conservation and Breeding Specialist Group, Estados Unidos. 149p.

MONTENEGRO, M. M. V. 2011. **Ecologia de *Cebus flavius* (Schreber, 1774) em remanescentes de Mata Atlântica no estado da Paraíba**. Tese de Doutorado. PPG em Ecologia Aplicada, ESALQ. 131p.

MORRIS, W. F.; DOAK, D. F. 2006. Population viability analysis and conservation decision making. In: GROOM, M. J.; MEFFE, G. K.; CARROLL, C. R. (eds.). **Principles of conservation biology (third edition)**. Sinauer Associates, Estados Unidos. p.433-435.

NORCONK, M. A. 2007. Sakis, uakaris, and titi monkeys: behavioural diversity in a radiation of primate seed predators. In: CAMPBELL, C.; FUENTES, A.; MACKINNON, K. C.; PANGER, M.; BEARDER, S. K. (Eds.). 2007. **Primates in Perspective**. Oxford University Press, New York. p.: 123-138.

NUNN, C. L.; ALTIZER, S. 2006. **Infeccious diseases in primates: beha**vior, ecology and evolution. New York: Oxford University Press, 384p.

PADUA, S. M.; DIETZ, L. A.; RAMBALDI, D. M.; SOUZA, M. G.; SANTOS, G. R. 2008. Educação conservacionista *in situ* e os micos-leões. In: KLEIMAN, D.; RYLANDS, A. (eds.). **Micos Leões: biologia e conservação**. Brasília, MMA. p.: 418-445.

PHILADELPHIA ZOO. 2012. Disponível em: <http://www.philadelphiazoo.org/zoo/ Meet-Our-Animals/Mammals/Primates/Bolivian-gray-titi-monkey.htm>, acesso em: 20 de dezembro de 2012.

POSSINGHAM, H. P. 1995. The practical application of population viability analysis for conservation planning. In: BRADSTOCK, R. A.; AULD, T. D.; KEITH, D. A.; KINGSFORD, R. T.; LUNNEY, D.; SIVERTSEN, D. P. (eds.). **Conserving biodiversity: threats and solutions.** Surrey Beatty and Sons, Estados Unidos.

PRINTES. R. C. 2002. **Plano de manejo participativo da Reserva Biológica do Lami**. Porto Alegre/SMAM. 133p.

RALLS, K.; BALLOU, J. D.; TEMPLETON. A. R. 1988. Estimates of lethal equivalents and the cost of inbreeding in mammals. **Conservation Biology 2**:185-93.

REED, D. H., O'GRADY, J. J. BROOK, B. W., BALLOU, J. D.; FRANKHAM, R. 2003. Estimates of minimum viable population sizes for vertebrates and factors influencing those estimates. **Biol. Conserv.113**: 23–34.

REED, J. M.; MILLS, L. S.; DUNNING, J. B.; MENGES, E. S.; McKELVEY, K. S.; FRYE, R.; BEISSINGER, S. R.; ANSTETT, M-C.; MILLER, P. 2002. Emerging issues in population viability analysis. **Conserv. Biol. 16**: 7-19.

ROCHA, J. C. A. G. 2011. **Distribuição e densidade de populações de *Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth 1999 na região do Refúgio de Vida Silvestre da Mata do Junco, Sergipe**. Dissertação de Mestrado. PPG Ecologia e Conservação, UFS. 65p.

RYLANDS, A. B.; STRIER, K. B.; MITTERMIER, R. A.; BOROVANSKY, J.; SEAL, U. S. (Eds.). 1998. Population and Habitat Viability Assessment (PHVA) for the Muriqui (*Brachyteles arachnoides*) – Report. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group. 110p.

SANTANA, M. M. 2012. **Comportamento, Dieta e Uso do Espaço em um grupo de Guigó-de Coimbra (*Callicebus Coimbrai* KOBAYASHI & LANGGUTH 1999) no RVS Mata do Junco Capela – SE.** Dissertação de Mestrado. PPG Ecologia e Conservação, UFS. 65p.

SHAFFER, M. L.; SAMSON, F. B. 1985. Population size and extinction: a note on determining critical population sizes. **The American Naturalist 125(1)**: 144-152.

SOUZA-ALVES, J. P.; FERRARI, S. F.; *et alli*. (Em preparação). Life-history traits of *Callicebus coimbrai* in fragments of Atlantic Forest in northeastern Brazil.

SOUZA-ALVES, J. P.; FONTES, I. P.; CHAGAS, R. R. D.; FERRARI, S. F. 2011. Seasonal versatility in the feeding ecology of a group of titis (*Callicebus coimbrai*) in the Northern Brazilian Atlantic Forest. **American Journal of Primatology 73**: 1199–1209.

TIRADO-HERRERA, E. R.; HEYMANN, E. W. 2004. Does mom need more protein? Preliminary observations on differences in diet composition in a pair of red titi monkeys, *Callicebus cupreus*. **Folia Primatologica 75**: 150-153.

VALLADARES-PADUA, C.; BALLOU, J.; MARTINS, C. S.; CULLEN, L. 2008. Manejo de Metapopulação para a Conservação de Micos-Leões-Pretos. In: KLEIMAN, D.; RYLANDS, A. (Eds.). 2008. **Micos Leões: biologia e conservação**. Brasília, MMA. 400-417.

WAGNER, P. G. C.; LAROQUE, P. O.; JERUSALINSKY, L.; ANDRADE, L. H. M. 2012. Torção gastrointestinal fatal em espécime cativo de primata ameaçado de extinção, *Callicebus coimbrai*: relato de caso. **Nosso Clínico 89**: 50-56.

WEIGL, R. 2005. **Longevity of mammals in captivity : from the living collections of the world : a list of mammalian longevity in captivity.**

WRIGHT, P. C. 1986. Ecological correlates of monogamy in *Aotus* and *Callicebus*. In: ELSE, J. G.; LEE, P. C. **Primate Ecology and Conservation**. Cambridge University Press, Inglaterra. p.159-167.

APÊNDICE A – Localidades com registro de ocorrência de *Callicebus* spp. obtido no presente estudo.

(continua)

Nº	Localidade	Coordenadas geográficas	Área (ha)[1]	Tipo de vegetação[2]	Nº de indicações[3]	Vistorias[4]	Tipo de Registro[5]	Espécie[6]	Referência[7]
1	Serra de São Francisco	12°43'S 38°52'W	3.000	D	1	2012	NI, PB(2)	Cc, Cc	SS, PS
2	Fazenda Trapsa	11°10'S 37°15'W	600 (300)	STN	3	2004	PB, NI, OB(54), PB(2)	Cc, Cc, Cc	SO, SS, CF, PS
3	Faz. Coqueiro das Águas	12°34'S 38°24'W	600 (110)	D	2	2012	NI, PB(1)	Cc, Cc	SS, PS
4	Mata do Junco	10°32'S 37°03'W	400	SN	7	2004	PB, NI, OB, PB(2)	Cc, Cc, Cc	SO, SS, JR, PS
5	Mata do Timbó/Assentamentos	12°36'S 38°46'W	400 (220)	D	5	2012	NI, PB(2)	Cc, Cc	SS, PS
6	Brejo do André/Banco de Areia	12°23'S 38°32'W	300	D	10	2012	PB(1)	Cc	PS
7	Usina Aliança/Fazenda Buri	12°22'S 38°34'W	300	D	5	2012	PB(1)	Cc	PS
8	Faz. Escôncio	11°26'S 37°36'W	300 (250)	F	5	2004	NI, PB(1)/OB(2)	Cc, Cc	SS, PS
9	Assentamento Pau Torto 1	11°23'S 37°30'W	300 (250)	F	6	2004 (4)	NI, PB, PB(1)	Cc, Cc, Cc	SS, RH, PS
10	Faz. Buji/Faz. Jibóia	11°27'S 37°43'W	300 (250)	F	5	2004 (3)	NI, PB(1)	Cc, Cc	SS, PS
11	Mata da Sabão – oeste	11°30'S 37°35'W	300	F	4	2004 (3)	PB, NI, PB(1)	Cc, Cc, Cc	SO, SS, PS
12	Matão/Oiteiro/Monte Gordo	11°45'S 37°40'W	270	STN	5	2011	PB(1)	Cc	PS
13	Mata da Santana/Usina SERAGRO	10°33'S 36°44'W	250 (150; 300)	P	6	2004, 2006, 2007 (2)	SP(2), OB(3), NI, PB(2)/OB(1)	Cc, Cc, Cc, Cc	KL, SO, SS, PS
14	Mata do Mangalô	12°15'S 38°49'W	250	TN	3	2012 (2)	PB(3)	Cb?	PS
15	Serra da Vargem	10°50'S 37°57'W	250	TN	-	2010	PB(1)	Cb	PS
16	Faz. Pimentel (norte)/Faz. Margem	12°26'S 38°34'W	200	D	3	2012	PB(2)	Cc	PS
17	Assto. Rainha dos Anjos	12°27'S 38°34'W	200 (180)	D	3	2012	NI, PB(2)	Cc, Cc	SS, PS
18	Opalma	12°36'S 38°49'W	200 (54)	D	3	2012	NI, PB(1)	Cc, Cc	SS, PS
19	Faz. Bálsamo/Pindobeira	12°18'S 38°32'W	180	D	3	2012	PB(2)/OB(2)	Cc	PS
20	Faz. Colégio	11°04'S 37°17'W	170	SN	3	2006	CA(1)	Cc	PS
21	Faz. Engenho Velho	12°12'S 38°34'W	170	D	6	2012	PB(2)/OB(3)	Cc	PS
22	Mata da Surucucu	11°21'S 37°29'W	150	F	3	2004	PB(1)/OB(4)	Cc	PS
23	Faz. São Pedro/Assto.	10°02'S 37°24'W	140	T	3	2004, 2005	OB(5), PB(1)	Cb, Cb	FR, PS
24	Mata da Burra	12°29'S 38°21'W	120	D	1	2012	PB(5)	Cc	PS
25	Pov. Aldeia	12°32'S 38°46'W	100	D	2	2012	PB(1)	Cc	PS
26	Faz. Tarefas/Pov. Paraíso	12°18'S 38°33'W	100	D	2	2012	PB(2)	Cc	PS

APÊNDICE A – Localidades com registro de ocorrência de *Callicebus* spp. obtido no presente estudo.

(conclusão)

Nº	Localidade	Coordenadas geográficas	Área (ha)[1]	Tipo de vegetação[2]	Nº de indicações[3]	Vistorias[4]	Tipo de Registro[5]	Espécie[6]	Referência[7]
27	Mata da Sabão – leste	11°30'S 37°34'W	100	F	4	2005	NI, PB(1)	Cc, Cc	SS, PS
28	Faz. Santa Clara	12°26'S 38°32'W	80	D	3	2012	NI, PB(1)	Cc, Cc	SS, PS
29	Pov. Pitanga/Faz. Buril	12°27'S 38°20'W	70	D	9	2012	PB(3)	Cc	PS
30	Faz. Ladeira Grande/Faz. Orobó	12°14'S 38°32'W	65	D	8	2012	PB(3)	Cc	PS
31	Faz. Aiumas/Mata da Estiva	10°25'S 36°40'W	60	P	8	2006, 2007 (2)	PB, NI, PB(3)/OB(2)	Cc, Cc, Cc	SO, SS, PS
32	Assentamento Chico Mendes	11°31'S 37°33'W	60 (50)	F	1	2004, 2005	NI, PB(1)	Cc, Cc	SS, PS
33	Faz. Rei Joel	12°02'S 39°11'W	50	C	3	2012	PB(1)	Cb	PS
34	Mata do Cadoz	10°25'S 36°39'W	50	S	6	2004, 2006, 2007 (2)	PB, NI, PB(3)/OB(4)	Cc, Cc, Cc	SO, SS, PS
35	Assto. Clenice Alves/Águas Claras	11°22'S 37°33'W	40	F	1	2004	PB(1)/OB(4)	Cc	PS
36	Serra da Baixa Fria	12°03'S 39°07'W	40	C	1	2012	PB(1)/OB(1)	Cb	PS
37	Faz. Lagoa da Cabaça	12°05'S 38°37'W	30	F	3	2012	PB(1)	Cc	PS
38	Faz. Capivara/Acamp. Caio Prado	11°11'S 37°28'W	30	F	2	2004	PB(1)/OB(2)	Cc	PS
39	Pov. Dispensa/Lagoa de Dentro	11°17S 37°41'W	30	F	1	2004	PB(1)	Cc	PS
40	Fazenda Imbira/Pov. Casa Caiada	11°14'S 37°34'W	25	F	1	2004	PB(1)	Cc	PS
41	Assto. Três Cancelas/Sta. Bárbara	10°25'S 36°45'W	22 (48)	S	3	2006	PB(2)/OB, PB(2)	Cc, Cc	EM, PS
42	Faz. Baixa Grande	12°35'S 38°50'W	20	D	1	2012	PB(1)	Cc	PS
43	Mata do Lameiro	12°12'S 38°29'W	20	D	3	2012 (2)	PB(1)	Cc	PS
44	Fazenda Tuim/Faz. Engenho Novo	11°17'S 37°38W	20	F	2	2004	PB(1)	Cc	PS
45	Faz. Baixa Funda/Pov. Paraíso	12°18'S 38°33'W	15	D	2	2012	PB(1)	Cc	PS
46	Fazenda Bomfim VI	11°18'S 37°40'W	13	F	1	2004	PB(1)/OB(4)	Cc	PS
47	Fazenda Poços	11°16'S 37°33'W	13	F	-	2004	PB(1)	Cc	PS
48	Mata da Sabão – pequeno	11°31'S 37°34'W	7	F	1	2004 (2)	PB(1)/OB(1)	Cc	PS
49	Lamerão (Minas d'Água)	11°45'S 37°39'W	4	STN	1	2011	PB(1)/OB(1)	Cc	PS

[1]Números entre parênteses referem-se a estimativas de área de outros estudos diversas à do presente. [2]D = Floresta Ombrófila Densa, F = Floresta Estacional Semidecídua, C = Floresta Estacional Decidual, S = Savana, T = Savana Estépica, P = Formações Pioneiras, SN = Contato Savana/Floresta Estacional, TN = Contato Savana Estépica/Floresta Estacional, STN = Savana/Savana Estépica/Floresta Estacional. [3]Indicações de ocorrência de guigós obtidas em diferentes entrevistas. [4]Ano em que foram realizadas vistorias. Números entre parênteses indicam a quantidade de vistorias em um mesmo ano. [5]SP = espécime coletado; OB = observação direta; PB = vocalização espontânea ou resposta a *playback*; CA = carcaça; NI = não informado. Distintos registros para uma mesma localidade referem-se aos diferentes estudos, seguindo o ordenamento das referências. Tipos diferentes de registro para o mesmo estudo estão separados por barra. Números entre parênteses indicam o número de indivíduos observados ou coletados ou o número de grupos registrados por vocalizações. [6]Cb = *C. barbarabrownae*; Cc = *C. coimbrai*. Distintas identificações para uma mesma localidade referem-se ao informado em diferentes estudos, seguindo o ordenamento das referências. [7]CF = Chagas & Ferrari (2010); EM = Santos Jr. (2010); Freitas *et al*. (2011); JR = Rocha (2011); KL = Kobayashi & Langguth (1999); RH = Renato Hilário, com. pess.; RP = Printes (2007); SU = Sousa (2000); SO = Sousa (2003); SS = Sousa *et al*. (2008); PS = Presente estudo.

APÊNDICE B – Localidades com registro de ocorrência de *Callicebus* spp. obtidos em outros levantamentos dentro da área de estudo.

(continua)

Nº	Localidade	Coordenadas geográficas	Área (ha)[1]	Tipo de vegetação[2]	Nº de indicações[3]	Vistorias[4]	Tipo de Registro[5]	Espécie[6]	Referência[7]
50	Reserva Lontras	12°15'S 37°58'W	1.774	D	1	2012	NI	Cc	SS
51	Fazenda Campina	12°27'S 38°24'W	900	D	2	-	NI	Cc	SS
52	Mata do Crasto	11°22'S 37°25'W	900	MA	7	2004	OB, PB/OB(1), NI	Cc, Cc, Cc	SU, SO, SS
53	Altamira/Faz. Jacaré/Faz. Juerana	11°45'S 37°46'W	800 (740)	STN	6	2011	PB, NI	Cc, Cc	SU, SS
54	Fazenda Gameleira	12°09'S 37°58'W	770	D	1	2012	NI	Cc	SS
55	Jandaíra/Faz. Mucambo	10°24'S 36°41'W	600 (100)	F	2	-	NI, PB	Cc, Cc	SS, RH
56	Gameleira III	12°04'S 38°06'W	550	D	-	-	NI	Cc	SS
57	Mata da Capivara	10°24'S 36°41'W	350 (1.069)	S	-	-	PB(1)/OB	Cc	EM
58	Fazenda Guia	10°16'S 37°30'W	300	TN	2	-	NI	Cc	SS
59	Assentamento São José/Faz. Palha	11°24'S 37°32'W	300	F	5	2004 (2)	PB	Cc	RH
60	Rego do Baixão/Pov. Bacias	11°39'S 37°53'W	300 (180)	STN	3	-	NI	Cc	SS
61	Pereira	12°16'S 38°18'W	300 (126)	D	-	2012	NI	Cc	SS
62	Projeto Subaumirim	12°06'S 37°53'W	260	D	2	2012 (2)	NI	Cc	SS
63	Faz. Arauari/Faz. Santa Clara	10°45'S 36°59'W	250	MA	7	-	SP(2), PB/OB(2)	Cc, Cc	KL, SO
64	Mata Fome	12°24'S 38°23'W	250 (110)	D	1	-	NI	Cc	SS
65	Faz. Baixa Funda/Pau Lavrado	12°19'S 38°22'W	250 (91)	D	1	2012	NI	Cc	SS
66	Cachoeira II	12°21'S 37°55'W	222	D	-	2012	NI	Cc	SS
67	Mata do Pau Roxo	12°10'S 38°36'W	220	F	-	2012	NI	Cc	SS
68	Assentamento Raimundo Monteiro	10°04'S 37°43'W	200 (381)	T	-	-	PB(1)/OB	Cb	EM
69	Nova Descoberta/ Mata Vermelha	11°05'S 37°20'W	200	SN	7	2004	PB, NI	Cc, Cc	SO, SS
70	Bela Vista (ou Boa Vista)	11°56'S 39°04'W	200	TN	-	-	OB(2)	Cb	RP
71	Faz. Cruzeiro/Assto. São Roque	11°32'S 37°41'W	200	F	5	-	SP(1), NI	Cc, Cc	KL, SS
72	Faz. Riacho Fundo/Mata de Branco	11°30'S 37°37'W	200	F	3	2004	PB	Cc	RH
73	Fazenda Mocambo	10°49'S 38°05'W	200	TN	-	-	NI	Cc	SS
74	Fazenda Venturosa	10°10'S 37°44'W	150 (240, 60)	T	-	-	PB, NI	Cc, Cc	RP, SS
75	Fazenda Castelo - mata 1	11°20'S 37°27'W	150	MA	3	-	NI	Cc	SS
76	Lamarão do Passé	12°30'S 38°23'W	150	D	1	-	OB(2)	Cc	RP
77	São José do Avena/Bacell	12°19'S 38°08'W	150 (33)	D	-	2012	NI	Cc	SS
78	Mata do Dira	10°53'S 37°22'W	100 (800)	SN	7	2005	NI, PB, NI	Cc, Cc, Cc	SU, SO, SS
79	Mata da Benedita	10°25'S 36°43'W	100 (242)	S	-	-	PB(4)/OB	Cc	EM
80	Mata da Maresia	10°24'S 36°43'W	100 (219)	F	-	-	PB(3)/OB	Cc	EM
81	Assentamento Joelia Lima	11°29'S 37°32'W	100	F	5	-	PB	Cc	RH
82	Fazenda Riacho Seco/Catruz	11°10'S 37°35'W	100	F	1	2004	PB	Cc	RH
83	Faz. Santa Tereza (mata maior)	11°23'S 37°28'W	100	STN	-	-	PB	Cc	RH
84	Fazenda Vaca Brava	10°42'S 38°13'W	100	T	-	-	NI	Cc	SS

APÊNDICE B – Localidades com registro de ocorrência de *Callicebus* spp. obtidos em outros levantamentos dentro da área de estudo.

(continua)

Nº	Localidade	Coordenadas geográficas	Área (ha)[1]	Tipo de vegetação[2]	Nº de indicações[3]	Vistorias[4]	Tipo de Registro[5]	Espécie[6]	Referência[7]
85	Mata do Serigy	10°33'S 36°43'W	100 (70)	P	3	2004	PB	Cc	SO
86	Miranga/Amoreira/Lameiro Branco	12°20'S 38°15'W	100 (41)	D	2	2012	NI	Cc	SS
87	Faz. Gavião/Faz. Boa Vista	11°28'S 37°32'W	90	STN	5	-	PB	Cc	RH
88	Reserva Ponder	11°50'S 37°58'W	84	F	-	-	NI	Cc	SS
89	Matas de São Miguel	12°22'S 38°27'W	84	D	-	-	NI	Cc	SS
90	Mata do Canto Escuro	10°36'S 37°03'W	81	SN	1	-	PB(2)	Cc	JR
91	Mata do Cipó	10°30'S 37°06'W	80 (101)	SN	-	-	PB(1)	Cc	JR
92	Assto. Bela Vista/Faz. Riachão	11°26'S 37°34'W	80	F	2	2004	PB	Cc	RH
93	Mata do Junco - mata menor	10°34'S 37°03'W	77	SN	-	-	PB(4)/OB	Cc	JR
94	Mata da Serra Preta	10°29'S 37°35'W	75 (100)	TN	1	-	NI, NI	Cc, Cc	SO, SS
95	Lagoa do Rancho/ João de Lima	10°01'S 37°29'W	70 (163)	T	1	-	PB(2)	Cb	EM
96	Mata da Lagoa dos Mastros/Areias	10°44'S 36°57'W	70	P	1	-	PB	Cc	RH
97	Faz. Cedro (norte)	11°20'S 37°34'W	70	F	3	-	PB	Cc	RH
98	Casa Nova	11°46'S 39°14'W	70 (28)	TN	-	-	OB(1)	Cb	RP
99	Pov. Convento/Cavaco	11°28'S 37°27'W	60 (80)	MA	1	-	NI, PB	Cc, Cc	SS, RH
100	Mata do Oiteiro/Faz. Capim-Açu	10°39'S 37°03'W	60 (70)	STN	3	-	PB, NI	Cc, Cc	SO, SS
101	Mata da Palmeirinha/Faz. Jaqueira	11°27'S 37°39'W	60	F	1	-	PB	Cc	RH
102	Pov. Jangada	12°05'S 37°58'W	60	D	1	2012	NI	Cc	SS
103	Faz. Salobro (Riachão Dantas)	11°02'S 37°43'W	60 (50)	F	1	-	NI	Cc	SS
104	Mata Coqueiro	10°35'S 37°01'W	54	SN	-	-	PB(1)	Cc	JR
105	Mata de Manuco	11°30'S 37°32'W	50	MA	-	-	PB	Cc	RH
106	Pau Ferro	11°29'S 37°29'W	50	MA	-	-	PB	Cc	RH
107	Boa União	12°12'S 38°32'W	50	D	-	-	OB(4)	Cc	RP
108	Capão Entrada Pedrão	12°08'S 38°37'W	50	F	-	-	NI	Cc	SS
109	Faz. Escôncio (menor)	11°26'S 37°36'W	50	F	-	-	PB	Cc	RH
110	Faz. Manjolo (oeste)	11°24'S 37°29'W	50	STN	1	-	PB/OB(1)	Cc	RH
111	Muritiba	12°25'S 38°22'W	50 (33)	D	1	-	NI	Cc	SS
112	Mata da Rendeira	10°37'S 37°03'W	47	STN	1	-	PB(2)	Cc	JR
113	Lamarão	11°50'S 38°54'W	45 (23)	TN	-	-	SP(6), OB(4)	Cb, Cb	HE, RP
114	Faz. Santo Antônio	12°26'S 38°21'W	42	D	-	-	NI	Cc	SS
115	Mata da Aguada	10°40'S 36°57'W	40	STN	5	-	NI, NI	Cc, Cc	SO, SS
116	Faz. Pioneira	11°12'S 37°43'W	35 (60)	F	-	-	OB(2)	Cc	RP
117	Mata de Edvaldo Vereador	12°26'S 38°23'W	30 (45)	D	-	-	NI	Cc	SS
118	Mata dos Tauás	12°25'S 38°24'W	30	D	3	-	NI	Cc	SS
119	São José/Faz. Calembá	11°21'S 38°11'W	30	STN	1	2010	NI	Cc	SS
120	Assentamento Nicácio Rodrigues	11°29'S 37°37'W	25	F	-	-	PB	Cc	RH

APÊNDICE B – Localidades com registros de ocorrência de *Callicebus* spp. obtidos em outros levantamentos dentro da área de estudo.

(conclusão)

Nº	Localidade	Coordenadas geográficas	Área (ha)[1]	Tipo de vegetação[2]	Nº de indicações[3]	Vistorias[4]	Tipo de Registro[5]	Espécie[6]	Referência[7]
121	Tanque dos Bois	11°25'S 37°29'W	25	STN	-	-	PB	Cc	RH
122	Faz. Manjolo (leste)	11°23'S 37°28'W	25	STN	1	-	PB	Cc	RH
123	Mata dos Caetanos/Posto Floresta	12°23'S 38°26'W	22	D	1	-	NI	Cc	SS
124	Faz. Sapucaia/Faz. Castelo	11°21'S 37°27'W	20	STN	-	-	PB	Cc	RH
125	Bons Jardins/Matinha Carmópolis	10°39'S 37°00'W	20	P	-	-	PB	Cc	RH
126	Faz. Fortaleza	11°05'S 37°40'W	20	F	1	-	NI	Cc	SS
127	Caraíba	10°44'S 37°02'W	20	STN	-	-	PB	Cc	RH
128	Mata da Laranjeira	10°36'S 37°02'W	17	SN	1	-	PB(1)/OB	Cc	JR
129	Mata da Bolandeira/Faz. Oiteiro	10°40'S 36°59'W	15	STN	-	-	NI, PB	Cc, Cc	SS, RH
130	Faz. Santa Tereza (menor)	11°22'S 37°27'W	15	STN	-	-	PB	Cc	RH
131	Fazenda Saloia (norte)	11°19'S 37°27'W	15	MA	-	-	PB	Cc	RH
132	Fazenda Saloia (sul)	11°20'S 37°27'W	15	MA	-	-	PB	Cc	RH
133	Mocambo	11°20'S 37°28'W	15	F	-	-	PB	Cc	RH
134	Faz. Saguim	11°26'S 37°28'W	10	STN	-	-	PB	Cc	RH
135	Colônia Cristinápolis	11°31'S 37°43'W	10	F	1	-	PB	Cc	RH
136	Timbó	10°55'S 37°14'W	10	P	-	-	NI	Cc	SS
137	Pov. Areias	10°44'S 36°57'W	8	MA	-	-	PB	Cc	RH
138	Ladeira Vermelha/ São Roque	11°31'S 37°41'W	7 (10)	F	1	-	NI	Cc	SS
139	Lagoa do Carneiro	10°12'S 37°28'W	6	T	-	-	NI	Cc	SS
140	Faz. Santa Bárbara (leste)	10°25'S 36°44'W	6	S	3	2006	PB(1)	Cc	EM
141	Mata do Oiteiro do Meio (leste)	10°33'S 37°02'W	6	SN	-	-	PB(2)	Cc	JR
142	Mata do Tonho	10°03'S 37°36'W	6 (2)	T	-	-	PB(1)/OB	Cb	EM
143	Fazenda Riacho Seco (menor)	11°18'S 37°33'W	4	F	1	2004	PB	Cc	RH
144	Frei Enoque	10°02'S 37°23'W	3	T	-	-	PB(1)/OB(1)	Cb	EM

[1]Números entre parênteses referem-se a estimativas de área de outros estudos diversas à do presente. [2]D = Floresta Ombrófila Densa, F = Floresta Estacional Semidecídua, C = Floresta Estacional Decidual, S = Savana, T = Savana Estépica, P = Formações Pioneiras, SN = Contato Savana/Floresta Estacional, TN = Contato Savana Estépica/Floresta Estacional, STN = Savana/Savana Estépica/Floresta Estacional. [3]Indicações de ocorrência de guigós obtidas em diferentes entrevistas. [4]Ano em que foram realizadas vistorias. Números entre parênteses indicam a quantidade de vistorias em um mesmo ano. [5]SP = espécime coletado; OB = observação direta; PB = vocalização espontânea ou resposta a *playback*; CA = carcaça; NI = não informado. Distintos registros para uma mesma localidade referem-se aos diferentes estudos, seguindo o ordenamento das referências. Tipos diferentes de registro para o mesmo estudo estão separados por barra. Números entre parênteses indicam o número de indivíduos observados ou coletados ou o número de grupos registrados por vocalizações. [6]Cb = *C. barbarabrownae*; Cc = *C. coimbrai*. Distintas identificações para uma mesma localidade referem-se ao informado em diferentes estudos, seguindo o ordenamento das referências. [7]EM = Santos Jr. (2010); HE = Hershkovitz (1990); JR = Rocha (2011); RH = Renato Hilário, com. pess.; RP = Printes (2007); SU = Sousa (2000); SO = Sousa (2003); SS = Sousa *et al*. (2008); PS = Presente estudo.

APÊNDICE C – Localidades com relatos de extinção local de *Callicebus* spp. obtidos no presente estudo.

Nº	Localidade	Coordenadas geográficas	Área (ha)[1]	Tipo de vegetação[2]	Nº de indicações[3]	Vistorias[4]	Antiguidade da extinção[5]	Causa da extinção[6]	Espécie provável[7]
145	Faz. Itamarati	12°10'S 38°31'W	25	D	1	-	3 anos	Desmatamento	Cc
146	Conceição	11°56'S 38°28'W	20	SN	1	-	5 anos	Desmatamento	Cc
147	Canabrava 3	12°19'S 38°33'W	3	D	1	-	5 anos	Desmatamento, caça	Cc
148	Usina Aliança/São Bento Inhatá	12°25'S 38°43'W	300	D	1	2012	5 a 6 anos	Desmatamento, caça	Cc
149	Faz. Chicuruçu/Faz. Paitás	10°30'S 37°45'W	250	TN	1	-	10 anos	Desmatamento	Cb
150	Mata da Cova	10°26'S 36°46'W	20	S	1	-	10 anos	Desmatamento	Cc
151	Lagoa do Rancho/ João Doido	09°50'S 37°26'W	100	T	1	-	10 a 15 anos	Desmatamento, caça	Cb
152	Olinda	10°06'S 37°33'W	70	T	1	-	10 a 15 anos	Desmatamento	Cb
153	Pov. Jacaré	11°01'S 38°04'W	20	TN	1	-	10 a 15 anos	Desmatamento, caça	Cb
154	Mata de Crisanto	12°15'S 38°48'W	10	TN	1	-	10 a 15 anos	Desmatamento	Cb?
155	Mata de Ladeira	10°27'S 36°49'W	90	S	1	-	10 a 20 anos	Desmatamento	Cc
156	Mata do Caranguejo	11°37'S 37°51'W	80	STN	1	-	10 a 20 anos	Desmatamento	Cc
157	Faz. Covão/Faz. Pontal	11°33'S 38°50'W	100	D	3	2010	10 a 40 anos	Desmatamento, caça	Cb
158	Faz. Buri	12°08'S 38°38'W	60	F	1	-	15 anos	Desmatamento, caça	Cc
159	Faz. São Luis	12°12'S 38°46'W	30	D	1	-	20 anos	Desmatamento	Cc?
160	Mata de Seu Bené	12°06'S 37°58'W	25	D	1	-	20 anos	Desmatamento, caça	Cc
161	Matuto/Garrote	09°49'S 37°31'W	70	T	1	-	20 a 30 anos	Desmatamento	Cb
162	Mata de Bentinho	10°17'S 36°56'W	50	S	1	-	20 a 30 anos	Desmatamento, caça	Cc
163	Faz. Brejo/Neópolis	10°22'S 36°37'W	?	S	1	-	20 a 30 anos	Desmatamento	Cc
164	Faz. Batinga	10°24'S 36°57'W	25	S	1	-	30 anos	Desmatamento, caça	Cc
165	Morro do Purrão	12°19'S 39°07'W	15	C	1	-	30 anos	Desmatamento	Cb
166	Faz. Brava	12°20'S 39°04'W	10	C	1	-	30 anos	Desmatamento	Cb
167	Varões	12°19'S 38°31'W	15	D	1	-	30 a 50 anos	Desmatamento	Cc
168	Faz. Campo Alegre	12°29'S 38°53'W	20	F	1	2012	40 anos	Desmatamento, caça	Cc
169	Faz. São Bento/Quituba	12°15'S 39°14'W	80	C	2	-	40 a 50 anos	Desmatamento	Cb
170	Faz. Itapicuru	10°20'S 37°00'W	40	S	1	-	40 a 50 anos	Desmatamento	Cc
171	Pov. Catamba	11°15'S 37°59'W	?	TN	1	-	40 a 50 anos	Desmatamento	Cb
172	Mata da Serra Redonda	10°32'S 37°31'W	80	SN	2	-	50 anos	Desmatamento	Cc?

[1]? = Localidades para as quais não foram localizados fragmentos. [2]D = Floresta Ombrófila Densa, F = Floresta Estacional Semidecídua, C = Floresta Estacional Decidual, S = Savana, T = Savana Estépica, P = Formações Pioneiras, SN = Contato Savana/Floresta Estacional, TN = Contato Savana Estépica/Floresta Estacional, STN = Savana/Savana Estépica/Floresta Estacional. [3]Indicações de extinção local em diferentes entrevistas. [4]Ano em que foram realizadas vistorias. [5]Conforme indicado em entrevistas, ano-base 2012. [6]Informada nas entrevistas. [7]Cb = *C. barbarabrownae*; Cc = *C. coimbrai*.

APÊNDICE D – Localidades com relatos não confirmados de ocorrência de *Callicebus* spp. obtidos no presente estudo.

(continua)

Nº	Localidade	Coordenadas geográficas	Área (ha)	Tipo de vegetação[1]	Nº de indicações[2]	Vistorias[3]	Espécie provável[4]
173	Mata da Sibra (Faz. Araguari)/Zé Gomes	12°04'S 37°52'W	700	D	8	2012	Cc
174	Faz. Murici/Faz. Bonito	11°39'S 37°40'W	500	F	4	-	Cc
175	Serra dos Macacos/Serra do Congungui	10°58'S 37°54'W	300	TN	5	2010	Cb
176	Serra do Capitão/Pov. Maritá/Pov. Caxias	10°31'S 38°01'W	250	TN	2	-	Cb
177	Faz. Campo Grande	10°45'S 37°00'W	220	P	3	-	Cc
178	Faz. Cuité/Baixa Grande	11°56'S 38°16'W	200	F	2	2010	Cc
179	Faz. Maravilha/Mata da Gameleira/Riachão	11°59'S 37°54'W	150	D	3	2012	Cc
180	Caçanje de Joanes/Faz. de Urbano/Retiro	12°36'S 38°25'W	140	D	1	2012	Cc
181	Serra do Recreio/Faz. Boa Vista	12°11'S 39°11'W	120	C	2	2012	Cb
182	Mata da Bica	11°12'S 37°44'W	100	F	2	2004	Cc
183	Faz. Pipiri/Faz. Barro Alto	10°34'S 37°06'W	100	SN	1	-	Cc
184	Faz. Boa Vista	10°14'S 37°29'W	100	TN	1	-	Cb
185	Faz. Limoeiro/Faz.Mata Verde/Mato Grosso	10°40'S 37°07'W	100	STN	2	-	Cc
186	Faz. 3 Cachoeiras/Mata das Pedras	11°39'S 37°39'W	100	F	2	-	Cc
187	Faz. Nova/Faz. Periperi/Faz. Limoeiro	11°11'S 37°30'W	100	F	9	2004	Cc
188	Faz. Mucambo	12°18'S 38°31'W	100	D	3	-	Cc
189	Faz. Rio Fundo/Mata de Jaime	11°36'S 37°44'W	100	F	2	-	Cc
190	Faz. Capim/Faz. Caitá	12°23'S 38°33'W	90	D	2	2012	Cc
191	Faz. Cramucea/Faz. Cobiça/Faz. Paca	11°07'S 37°32'W	90	F	8	-	Cc
192	Assentamento Bom Jesus	11°28'S 37°34'W	80	F	1	2004	Cc
193	Faz.Aliança/Faz.Sangradouro/Faz.Mocambo	12°20'S 38°31'W	80	D	5	-	Cc
194	Faz. Santo Antônio da Barra	10°52'S 37°27'W	60	SN	1	-	Cc
195	Faz. Camurugipe/Mata do Haras	12°16'S 38°32'W	60	D	2	2012	Cc
196	Mata do Coxo	12°30'S 38°46'W	60	D	1	2012	Cc
197	Faz. de Jeremias	11°57'S 38°26'W	60	SN	2	-	Cc
198	Fazenda Lagoa	12°33'S 38°37'W	60	D	1	2012	Cc

APÊNDICE D – Localidades com relatos não confirmados de ocorrência de *Callicebus* spp. obtidos no presente estudo.

(continua)

Nº	Localidade	Coordenadas geográficas	Área (ha)	Tipo de vegetação[1]	Nº de indicações[2]	Vistorias[3]	Espécie provável[4]
199	Faz. Umburana	12°03'S 39°10'W	60	C	3	-	Cb
200	Abaeté/Ilha da Ostra	11°46'S 37°35'W	60	F	2	-	Cc
201	Mata da Maré/Faz. Barra/Faz. Paruí	11°06'S 37°15'W	60	STN	3	2004	Cc
202	Serradinho/Candembá	12°04'S 37°54'W	60	D	2	2012	Cc
203	Mata da Campo Belo	11°02'S 37°19'W	50	SN	1	-	Cc
204	Fazenda Tabua	10°38'S 37°13'W	50	F	2	-	Cc
205	CEPEL/Faz. Sapê	12°32'S 38°51'W	50	F	1	2012	Cc
206	Mata do Estado/EBDA	12°05'S 38°35'W	50	F	1	-	Cc
207	Mata da Chã	10°44'S 36°54'W	40	P	1	-	Cc
208	Mata da Palmira	12°04'S 38°38'W	40	F	1	-	Cc
209	Mata dos Olhos d'Água/Gameleiro	10°15'S 37°26'W	40	TN	2	-	Cb
210	Faz. Durão	12°04'S 38°36'W	40	F	1	-	Cc
211	Faz. Curuanha	11°13'S 37°30'W	30	F	3	-	Cc
212	Mata de Gil	09°59'S 37°25'W	30	T	1	-	Cb
213	Faz. Polônia	12°21'S 38°31'W	30	D	5	-	Cc
214	Matas de Antônio Dias	10°29'S 36°49'W	30	S	2	2004	Cc
215	Mata Projeto A/SERAGRO	10°27'S 36°43'W	30	S	2	-	Cc
216	Mata próxima ao Pov. Avenida Sergipana	11°19'S 38°03'W	30	TN	1	2010	Cb
217	Serra da Agulha	12°01'S 39°12'W	30	C	1	-	Cb
218	Faz. Azeitona	12°18'S 38°27'W	25	D	1	2012	Cc
219	Faz. Buenos Aires/Faz. Riacho Vermelho	10°42'S 36°58'W	25	P	2	-	Cc
220	Beira do rio Sergipe	10°16'S 37°33'W	25	TN	1	-	Cb
221	Faz. Poções/Pov. Ribeira	10°50'S 37°27'W	25	SN	1	2005	Cc
222	Faz. Jatobá/Faz. Onça/Pov. Estanque	12°18'S 38°27'W	20	D	2	-	Cc
223	Faz. Moco	10°39'S 37°13'W	20	F	2	-	Cc
224	Mata do Cajueiro	10°33'S 36°58'W	20	S	1	2004	Cc
225	Faz. Nova	11°14'S 37°36'W	15	F	1	-	Cc

APÊNDICE D – Localidades com relatos não confirmados de ocorrência de *Callicebus* spp. obtidos no presente estudo.

(conclusão)

Nº	Localidade	Coordenadas geográficas	Área (ha)	Tipo de vegetação[1]	Nº de indicações[2]	Vistorias[3]	Espécie provável[4]
226	Faz. Glória	11°16'S 37°41'W	15	F	1	-	Cc
227	Mata do Oiteiro do Meio - fragmento Oeste	10°33'S 37°02'W	15	SN	1	2004	Cc
228	Vila do Padre/Mata do Finado Filemon	10°08'S 37°33'W	15	T	3	-	Cb
229	Mata Verde	10°22'S 36°45'W	15	F	2	-	Cc
230	Faz. Santa Cruz - Fragto. Maior/Sul	11°13'S 37°33'W	15	F	1	2004	Cc
231	Faz. Cedro/Faz. Santa Mônica	11°21'S 37°33'W	15	F	3	-	Cc
232	Faz. Salobro (Umbaúba)	11°20'S 37°39'W	10	F	1	-	Cc
233	Faz. Brejo	11°11'S 37°32'W	10	F	3	-	Cc
234	Mata do Veio Zeca	10°08'S 37°31'W	10	T	1	-	Cb
235	Mata de Isaura/Mata de Joares	12°20'S 38°32'W	10	D	1	2012	Cc
236	Pov. Sapucaia	12°18'S 38°30'W	10	D	1	2012	Cc
237	Faz. Buji-Mirim	11°15'S 37°39'W	10	F	1	-	Cc
238	Faz. Caldeirão	11°20'S 37°40'W	6	F	2	2004	Cc
239	Mata do Cel. Ionaldo (Faz. Várzea Grande)	10°25'S 36°39'W	6	S	2	2006	Cc
240	Canabrava 3 (área desmatada)	12°19'S 38°33'W	5	D	2	2012	Cc
241	Mata da Pedra do Rumo	11°29'S 37°38'W	5	F	1	-	Cc
242	Mata do Oiti	11°14'S 37°55'W	4	TN	2	2010	Cb
243	Faz. Santa Cruz - Fragto. Menor/Norte	11°12'S 37°33'W	4	F	1	2004	Cc
244	Matas de Alonso e Zé de Joseval	11°14'S 37°55'W	3	TN	2	2010	Cb
245	Mata da Barro	11°10'S 37°32'W	3	F	1	2004	Cc
246	Mata pequena da Cruzeiro/Faz. Lagoa Escura	11°34'S 37°40'W	3	F	1	-	Cc

[1]D = Floresta Ombrófila Densa, F = Floresta Estacional Semidecídua, C = Floresta Estacional Decidual, S = Savana, T = Savana Estépica, P = Formações Pioneiras, SN = Contato Savana/Floresta Estacional, TN = Contato Savana Estépica/Floresta Estacional, STN = Savana/Savana Estépica/Floresta Estacional.[2]Número de indicações de ocorrência de guigós obtidas em diferentes entrevistas. [3]Ano em que foram realizadas vistorias. [4]Cb = *C. barbarabrownae*; Cc = *C. coimbrai*.

APÊNDICE E – Localidades com registros de ocorrência de *Callicebus* spp. nas adjacências da área de estudo.

Nº	Localidade	Coordenadas geográficas	Tipo de vegetação[1]	Tipo de Registro[2]	Espécie[3]	Referência[4]
247	Antas	10°27'S 38°19'W	TN	PB	Cb	RP
248	Cícero Dantas	10°31'S 38°21'W	TN	OB(2)	Cb	RP
249	Coronel João Sá	10°14'S 38°02'W	TN	OB(3)	Cb	RP
250	Faz. Deus Dará, Povoado Mandacaru	11°53'S 40°06'W	TN	PB	Cb	RP
251	Faz. Soturno	10°35'S 38°35'W	STN	OB(1)	Cb	RP
252	Faz. Serra Azul, Povoado Mandacaru	11°53'S 40°05'W	TN	PB	Cb	RP
253	Fazenda Amescla	09°54'S 38°20'W	T	NI	Cc	SS
254	Fazenda Caimbé	10°00'S 38°27'W	T	NI	Cc	SS
255	Fazenda Floresta	09°58'S 38°15'W	TN	OB(1)	Cb	RP
256	Fazenda Mineiro	10°03'S 38°16'W	TN	OB(4), NI	Cb, Cc	RP, SS
257	Jeremoabo	10°04'S 38°20'W	STN	OB	Cb	MV
258	Lagoa do Nolasco (Faz. Saco do Gato)	10°28'S 38°21'W	TN	PB	Cb	RP
259	Mandacaru	10°57'S 39°05'W	T	PB	Cb	RP
260	Minuim	09°50'S 38°06'W	T	OB(2)	Cb	RP
261	Mirandela de Banzaê	10°40'S 38°38'W	STN	OB(1)	Cb	RP
262	Monte Cruzeiro	10°57'S 39°05'W	T	PB	Cb	RP
263	Paturi	09°48'S 37°58'W	T	PB(1)	Cb	EM
264	Pedro Alexandre	10°00'S 37°59'W	T	OB(1), NI	Cb, Cc	RP, SS
265	Raso do Santo	10°29'S 38°18'W	TN	OB(2), NI	Cb, Cc	RP, SS
266	Serra Azul	09°46'S 37°52'W	T	PB(1)	Cb	EM
267	Serra Branca, Canudos	10°25'S 39°20'W	T	OB(2)	Cb	RP
268	Serra da Beleza	09°45'S 37°51'W	T	PB(1)	Cb	EM
269	Sítio do Quinto	10°15'S 38°15'W	TN	PB	Cb	RP

[1]D = Floresta Ombrófila Densa, F = Floresta Estacional Semidecídua, C = Floresta Estacional Decidual, S = Savana, T = Savana Estépica, P = Formações Pioneiras, SN = Contato Savana/Floresta Estacional, TN = Contato Savana Estépica/Floresta Estacional, STN = Savana/Savana Estépica/Floresta Estacional. [2]OB = observação direta de indivíduos; PB = vocalização espontânea ou resposta ao *playback*; NI = não informado pelo autor. Distintos registros para uma mesma localidade referem-se aos diferentes estudos, seguindo o ordenamento das referências. Números entre parênteses indicam o número de indivíduos observados ou coletados ou o número de grupos registrados por vocalizações. [3]Cb = *C. barbarabrownae*; Cc = *C. coimbrai*. Distintas identificações para uma mesma localidade referem-se ao obtido em diferentes estudos, seguindo o ordenamento das referências. [4]EM = Santos Jr. (2010); MV = Marinho-Filho & Veríssimo (1997); RP = Printes (2007); SS = Sousa *et al*. (2008).

APÊNDICE F – Localidades sem registros ou indicações de ocorrência de *Callicebus* spp. vistoriadas no presente estudo.

Nº	Localidade	Coordenadas geográficas	Área (ha)	Tipo de vegetação[1]	Vistorias[2]
270	Faz. Covão/Olhos d'Água/Malhadas	12°28'S 38°02'W	1.200	D	2012
271	Fazenda Bu	12°02'S 37°42'W	700	D	2012
272	Fazenda Arambipe	10°31'S 36°25'W	400	MA	2006
273	Assentamento Vaza-Barris	10°37'S 37°45'W	200	TN	2011
274	Fazenda Gameleira	11°52'S 38°09'W	160	F	2010
275	Fazenda Barra da Mata	12°18'S 39°08'W	150	C	2012
276	Pov. Palmeira/Faz. Barriguda	11°44'S 38°00'W	100	F	2010
277	Miranga/Lagoa Verde	12°19'S 38°12'W	100	D	2012
278	Serra da Miaba	10°43'S 37°36'W	100	TN	2005
279	Mata do Estaleiro	10°38'S 36°51'W	80	P	2004
280	Mata da Sambaíba	10°40'S 36°51'W	80	P	2004
281	Faz. Limoeiro/Pov. Olaria	12°19'S 37°56'W	70	D	2012
282	Pov. Retiro/Faz. Tapera	10°20'S 36°31'W	60	STN	2006
283	Pov. São José	10°39'S 36°55'W	60	STN	2004
284	Faz. Jurumira/Monte Recôncavo	12°38'S 38°37'W	60	D	2012
285	Pov. Xavante/Corredor dos Garraio	12°20'S 38°59'W	60	C	2012
286	Lagoa Redonda	10°39'S 36°47'W	60	MA	2004
287	Fazenda Riachão	12°19'S 38°26'W	50	D	2012
288	Povoado Barracão	12°18'S 38°20'W	50	D	2012
289	Fazenda Piedade	12°29'S 38°47'W	40	D	2012
290	Conceição de Jacuípe/Coração de Maria	12°18'S 38°45'W	40	F	2012
291	Próximo a Tanque Novo	11°04'S 37°50'W	40	TN	2010
292	Povoado Aroeira	12°18'S 38°20'W	30	P	2004
293	Faz. Santana 1/Pov. Carrapato	12°16'S 38°48'W	25	TN	2012
294	Fazenda Gugainha	12°34'S 38°40'W	25	D	2012
295	Faz. Lagoa da Cabaça - encosta	12°05'S 38°39'W	25	F	2012
296	Povoado Ariapó	12°09'S 38°36'W	20	F	2012
297	Fazenda Água Grande	12°22'S 38°20'W	20	D	2012
298	Povoado Potengi	10°26'S 36°24'W	20	MA	2006
299	Margens do rio Real	11°32'S 37°38'W	20	F	2004
300	Próximo a Povoado Flexera	10°41'S 36°53'W	10	MA	2004
301	Fazenda Anjo	12°19'S 39°06'W	10	C	2012
302	Faz. Ladeira Grande (pequena)	12°15'S 38°31'W	10	D	2012
303	Pontal do Peba	10°21'S 36°18'W	10	MA	2006
304	Mata do Edilson/Antônio Cardoso	12°26'S 39°07'W	5	C	2012

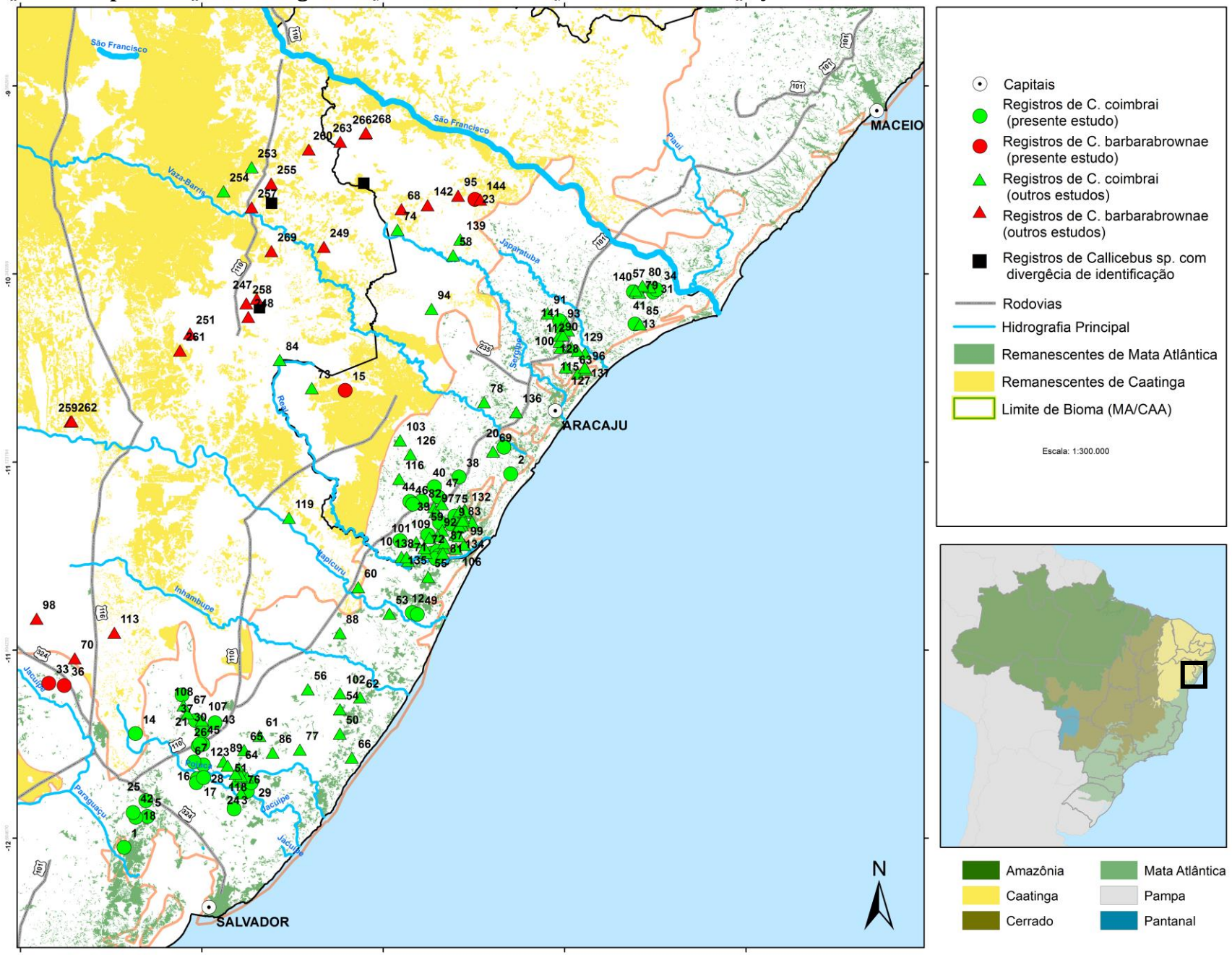
[1]D = Floresta Ombrófila Densa, F = Floresta Estacional Semidecídua, C = Floresta Estacional Decidual, S = Savana, T = Savana Estépica, P = Formações Pioneiras, SN = Contato Savana/Floresta Estacional, TN = Contato Savana Estépica/Floresta Estacional, STN = Savana/Savana Estépica/Floresta Estacional. [2]Ano em que foram realizadas vistorias.

APÊNDICE G – Registros e relatos de impactos diretos a *Callicebus coimbrai*.

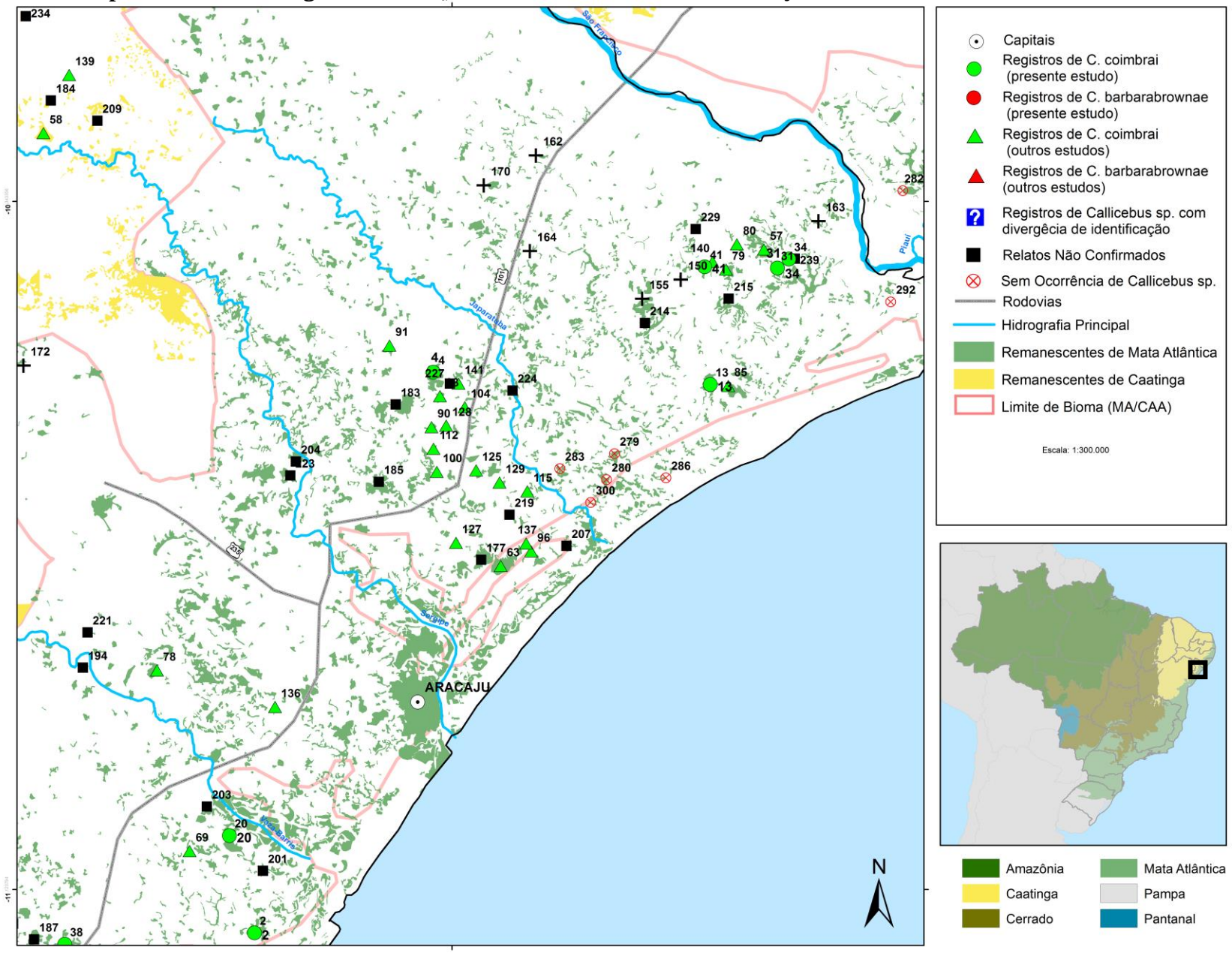
Nº	Localidade de origem	Impactos Ano	Histórico	Ref.[2]
20[3]	Fazenda Colégio Itaporanga d'Ajuda Sergipe 11°04'S, 37°16'W	Caça 2006	Caça para alimentação reportada por informante, que indicou o local onde foram encontrados os restos da carcaça do indivíduo caçado. Crânio e amostras depositados no CPB.[1]	PS
306	Riacho Fundo do Abaís Itaporanga d'Ajuda Sergipe 11°12'S, 37°20'W	Cativeiro 2005	Fêmea jovem capturada por morador local ao sair de fragmento para área aberta, supostamente para protegê-la de agressões de vizinhos. Foi mantida por cerca de 15 dias em uma gaiola sendo alimentada unicamente com bananas, até ser resgatada pela equipe do presente estudo e levada ao Zoológico de Aracaju, onde viveu por um ano. Veio a óbito por uma torção gastrointestinal (Wagner *et al*. 2012). Pele, ossada e amostras depositadas no CPB.[2]	PS
307	Sergipe	Cativeiro 2007	Indivíduo resgatado pela Superintendência do Ibama em Sergipe, e levado ao Zoológico de Aracaju. Transferida ao CETAS/PB sob supervisão do CPB. Veio a óbito em fevereiro de 2007. Amostras depositadas no CPB.	PS
308	Nossa Senhora da Glória Sergipe	Cativeiro 2004	Macho capturado por morador local no momento em que saia de um fragmento para uma área aberta. Foi mantida por cerca de três meses em uma gaiola para aves, alimentado à base de frutas comerciais. Escapou antes de ser resgatado pelo IBAMA.[3]	RP
309	Alagoinhas Bahia	Atropelamento Cativeiro 2006	Fêmea jovem resgatada após atropelamento por moradores locais, que o mantiveram por cerca de dois meses até entregá-lo espontaneamente à Superintendência do Ibama na Bahia. Permaneceu por cerca de um mês no CETAS de Salvador até ser enviado, por orientação do CPB, ao CPRJ, onde reside atualmente.	PS

[1]Cc = *C. coimbrai*. A identificação de registros obtidos por outros estudos segue o constante nas publicações. [2]RP = Printes (2007); PS = Presente estudo. [3]Mesmo registro e localidade constante no Apêndice A com esta numeração.

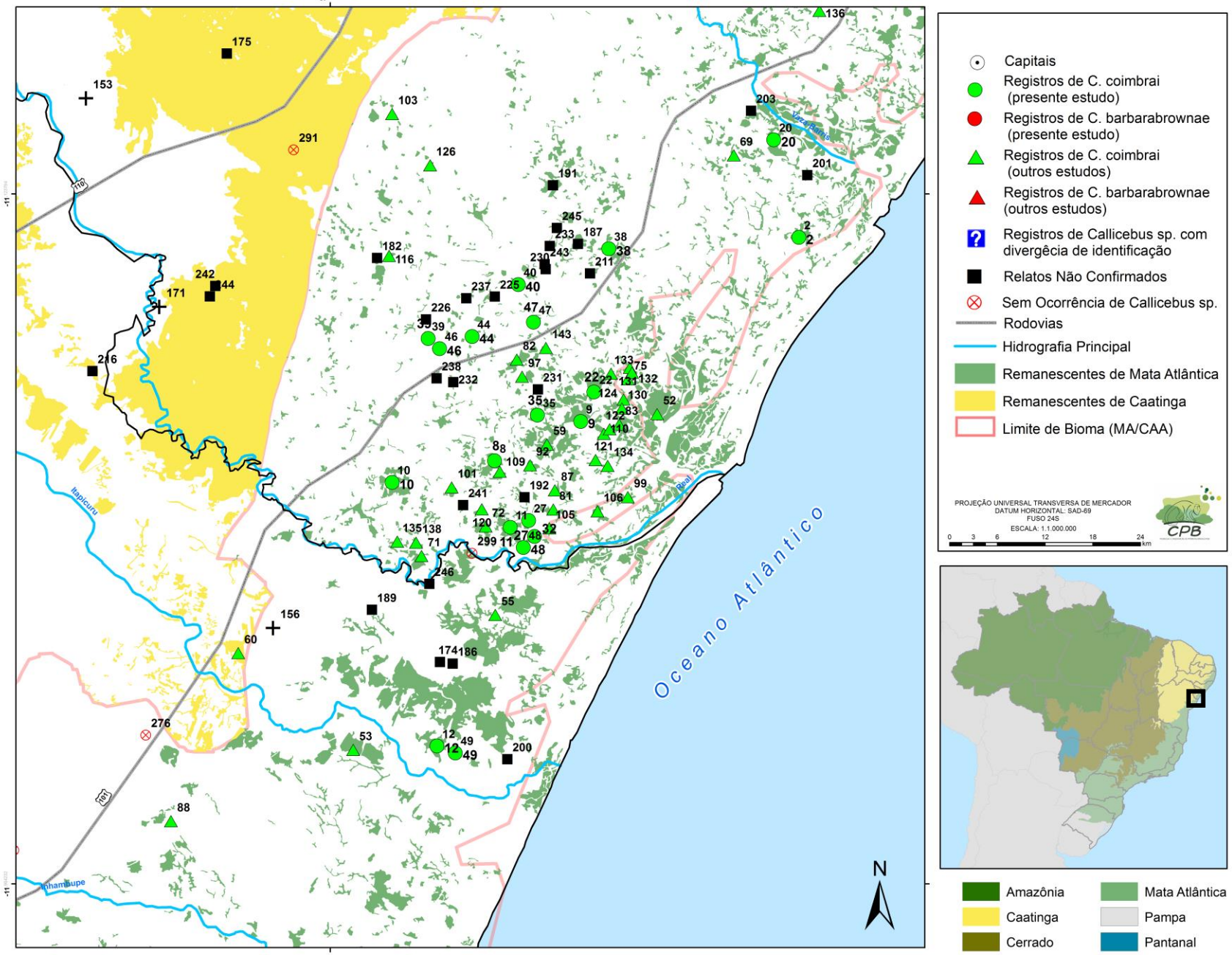
APÊNDICE H - Localidades com registro de ocorrência de *Callicebus* sp. ao longo da área de estudo e adjacências numeradas conforme Apêndices A a G. Registros de outros estudos estão com a identificação taxonômica indicada nos mesmos.



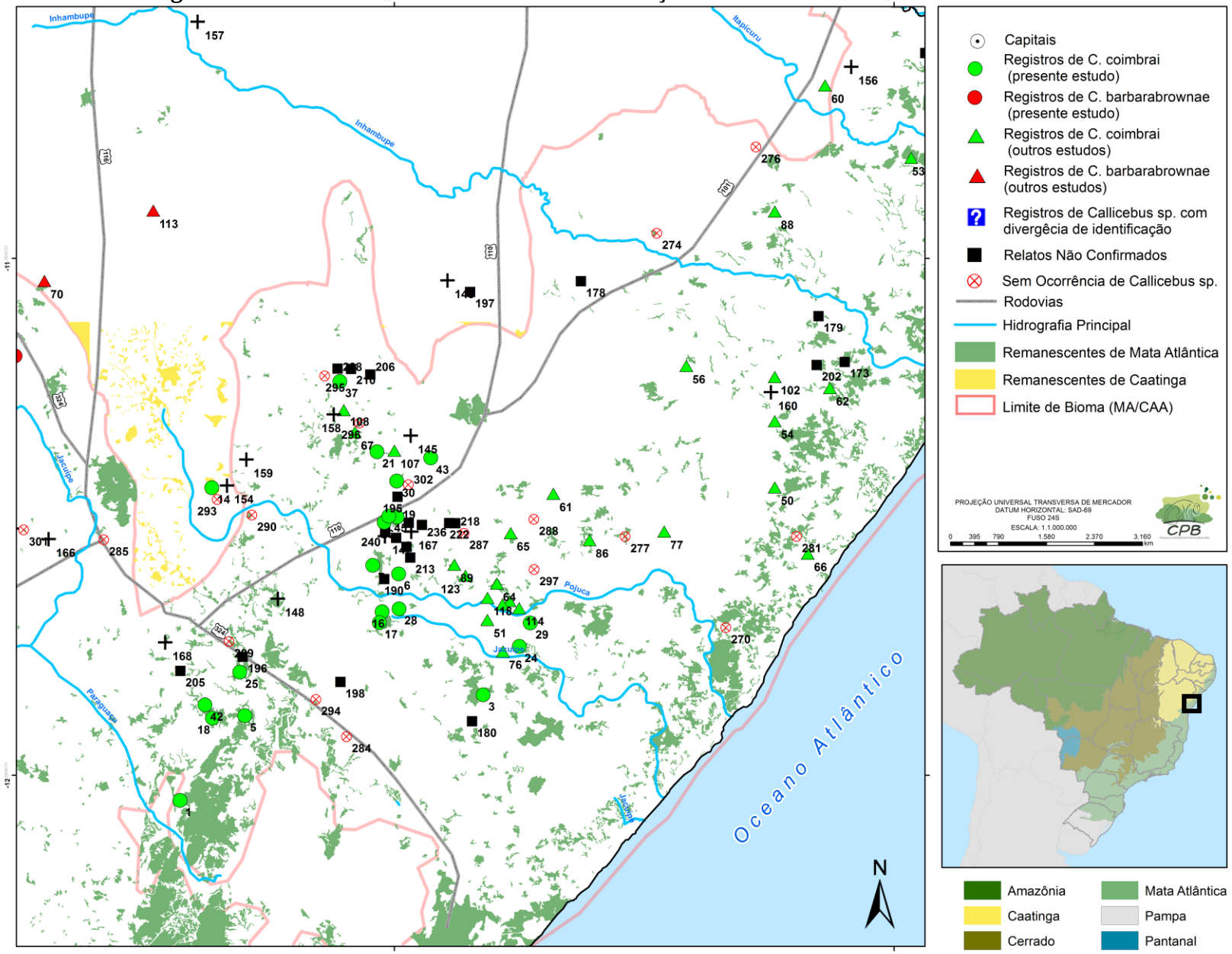
APÊNDICE I - Localidades com registros de ocorrência de *Callicebus* sp., com relatos não confirmados de ocorrência e de extinção local, e fragmentos vistoriados sem registros de ocorrência na porção norte da área de estudo numeradas conforme Apêndices A a G. Registros de outros estudos estão com a identificação taxonômica indicada nos mesmos.



APÊNDICE J - Localidades com registros de ocorrência de *Callicebus* sp., com relatos não confirmados de ocorrência e de extinção local, e fragmentos vistoriados sem registros de ocorrência na porção central da área de estudo numeradas conforme Apêndices A a G. Registros de outros estudos estão com a identificação taxonômica indicada nos mesmos.



APÊNDICE K – Localidades com registros de ocorrência de *Callicebus* sp., com relatos não confirmados de ocorrência e de extinção local, e fragmentos vistoriados sem registros de ocorrência na porção sul da área de estudo numeradas conforme Apêndices A a G. Registros de outros estudos estão com a identificação taxonômica indicada nos mesmos.



ANEXO I – Síntese das categorias e critérios desenvolvidos pela IUCN para avaliação do risco de extinção de espécies (IUCN, 2001).

(continua)

		Criticamente em perigo (CR)	Em Perigo (EN)	Vulnerável (VU)
A	**Redução do tamanho da população baseada em qualquer uma das seguintes avaliações:**			
A1	Redução **observada, estimada, inferida ou suspeitada** do tamanho da população maior ou igual a **x %** durante **os últimos 10 anos ou 3 gerações,** consoante o mais longo, quando as causas da redução **sejam claramente reversíveis E compreendidas E tenham cessado** baseada em qualquer uma das seguintes avaliações (especificar): a) observação directa b) índice de abundância apropriado para o taxon c) declínio na área de ocupação, extensão da ocorrência e/ou qualidade do habitat d) níveis de exploração actuais ou potenciais e) efeitos de taxa introduzidos, hibridação, agentes patogénicos, poluentes, competidores ou parasitas.	≥ **90 %**	≥ **70 %**	≥ **50 %**
A2	Redução **observada, estimada, inferida ou suspeitada** do tamanho da população maior ou igual a **x %** durante **os últimos 10 anos ou 3 gerações,** consoante o mais longo, quando a redução ou as suas causas **possam não ter cessado OU não ser compreendidas OU não ser reversíveis** baseada em qualquer uma das seguintes avaliações (especificar): a) observação directa b) índice de abundância apropriado para o taxon c) declínio na área de ocupação, extensão da ocorrência e/ou qualidade do habitat d) níveis de exploração actuais ou potenciais e) efeitos de taxa introduzidos, hibridação, agentes patogénicos, poluentes, competidores ou parasitas.	≥**80 %**	≥ **50 %**	≥ **30 %**
A3	Redução **projectada ou suspeitada** do tamanho da população maior ou igual a **x %** durante **os próximos 10 anos ou 3 gerações,** consoante o mais longo (até um máximo de 100 anos no futuro), baseada em qualquer uma das seguintes avaliações (especificar): b) índice de abundância apropriado para o taxon c) declínio na área de ocupação, extensão da ocorrência e/ou qualidade do habitat d) níveis de exploração actuais ou potenciais e) efeitos de taxa introduzidos, hibridação, agentes patogénicos, poluentes, competidores ou parasitas.	≥ **80 %**	≥ **50 %**	≥ **30 %**

ANEXO I – Síntese das categorias e critérios desenvolvidos pela IUCN para avaliação do risco de extinção de espécies (IUCN, 2001).

(continua)

A4	Redução **observada, estimada, inferida, projectada ou suspeitada** do tamanho da população maior ou igual a **x %** durante **qualquer período de 10 anos ou 3 gerações,** consoante o mais longo (até um máximo de 100 anos no futuro), **em que o período de tempo tem de incluir tanto o passado como o futuro** e quando a redução ou as suas causas **possam não ter cessado OU não ser compreendidas OU não ser reversíveis** baseada em qualquer uma das seguintes avaliações (especificar): b) índice de abundância apropriado para o taxon c) declínio na área de ocupação, extensão da ocorrência e/ou qualidade do habitat d) níveis de exploração actuais ou potenciais e) efeitos de taxa introduzidos, hibridação, agentes patogénicos, poluentes, competidores ou parasitas.	≥ **80 %**	≥ **50 %**	≥**30 %**
B	**Redução na distribuição geográfica sob a forma B1 (extensão da ocorrência) OU B2 (área de ocupação) OU ambas:**			
B1	Extensão da ocorrência **estimada** em menos de **x Km² E** estimativas indicando pelo menos duas das situações de a) a c) (especificar):	**< 100 Km²**	**< 5 000 Km²**	**< 20 000 Km²**
	a) fragmentação elevada ou conhecida em **x localizações**	**apenas 1 localização**	≤ **5 localizações**	≤ **10 localizações**
	b) declínio continuado **observado, inferido, ou projectado**, em qualquer uma das seguintes situações: i) extensão da ocorrência ii) área de ocupação iii) área, extensão e/ou qualidade do habitat iv) número de localizações ou de sub-populações v) número de indivíduos maturos			
	c) flutuações acentuadas em qualquer uma das seguintes situações: i) extensão da ocorrência ii) área de ocupação iii) número de localizações ou de sub-populações iv) número de indivíduos maturos			
B2	Área de ocupação **estimada** em menos de **x Km² E** estimativas indicando pelo menos duas das situações de a) a c) (especificar):	**< 10 Km²**	**< 500 Km²**	**< 2 000 Km²**
	a) fragmentação elevada ou conhecida em **x localizações**	**apenas 1 localização**	≤ **5 localizações**	≤ **10 localizações**

ANEXO I – Síntese das categorias e critérios desenvolvidos pela IUCN para avaliação do risco de extinção de espécies (IUCN, 2001).

(conclusão)

	b) declínio continuado **observado, inferido, ou projectado**, em qualquer uma das seguintes situações: i) extensão da ocorrência ii) área de ocupação iii) área, extensão e/ou qualidade do habitat iv) número de localizações ou de sub-populações v) número de indivíduos maturos			
	c) flutuações acentuadas em qualquer uma das seguintes situações: i) extensão da ocorrência ii) área de ocupação iii) número de localizações ou de sub-populações iv) número de indivíduos maturos			
C	**Tamanho estimado da população menor do que x indivíduos maturos e ainda qualquer uma das situações C1 ou C2:**	**< 250**	**< 2 500**	**< 10 000**
C1	Declínio continuado **estimado** em pelo menos **x %** durante **x anos** ou **x gerações**, consoante o mais longo (até um máximo de 100 anos no futuro), **OU**	**≥ 25 % 3 anos ou 1 geração**	**≥ 20 % 5 anos ou 2 gerações**	**≥ 10 % 10 anos ou 3 gerações**
C2	Declínio continuado **observado, projectado ou inferido,** em número de indivíduos maturos **E** pelo menos uma das situações de a) a b) (especificar): a) estrutura da população sob uma das seguintes formas: i) **não existem estimativas de sub-populações com mais de x indivíduos maturos** ii) pelo menos **x % dos indivíduos maturos** está numa sub-população b) flutuações acentuadas no número de indivíduos maturos	 **≤ 50** **≥ 90 %**	 **≤ 250** **≥ 95 %**	 **≤ 1 000** **100 %**
D	**População muito pequena ou restrita** sob a forma de uma das seguintes situações:			
D1	Tamanho estimado da população menor do que **x indivíduos maturos**	**< 50**	**< 250**	**< 1 000**
D2	População com **área de ocupação** ou **número de localizações** muito restritos, de tal forma que está vulnerável aos **efeitos das actividades humanas ou a acontecimentos estocásticos** a curto prazo num futuro incerto, e é portanto capaz de passar a criticamente em perigo ou mesmo extinta a curto prazo.	**(não se aplica)**	**(não se aplica)**	**geralmente < 20 Km^2 geralmente ≤ 5 localizações**
E	**Análise quantitativa que demonstra que a probabilidade de extinção na natureza é pelo menos de x % durante x anos ou x gerações, consoante o mais longo (até um máximo de 100 anos).**	**≥ 50 % 10 anos ou 3 gerações**	**≥ 20 % 20 anos ou 5 gerações**	**≥ 10 % 100 anos**