



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

**DETERMINANTES AMBIENTAIS DA DENSIDADE DE
CALICEBUS COIMBRAI EM FRAGMENTOS FLORESTAIS NO
NORDESTE BRASILEIRO E IMPLICAÇÕES PARA A SUA
CONSERVAÇÃO**

RENATO RICHARD HILÁRIO

JOÃO PESSOA - PARAÍBA

JULHO DE 2013

RENATO RICHARD HILÁRIO

**DETERMINANTES AMBIENTAIS DA DENSIDADE DE
CALLICEBUS COIMBRAI EM FRAGMENTOS FLORESTAIS NO
NORDESTE BRASILEIRO E IMPLICAÇÕES PARA A SUA
CONSERVAÇÃO**

Orientador: Stephen Francis Ferrari

**Tese apresentada ao curso de Pós-
graduação em Ciências Biológicas
(Zoologia) do Centro de Ciências Exatas e
da Natureza da Universidade Federal da
Paraíba como requisito parcial para a
obtenção do título de Doutor em Zoologia**

JOÃO PESSOA - PARAÍBA

JULHO DE 2013

H641d Hilário, Renato Richard.

Determinantes ambientais da densidade de Callicebus coimbrai em fragmentos florestais no nordeste brasileiro e implicações para a sua conservação / Renato Richard Hilário.- João Pessoa, 2013.

124f. : il.

Orientador: Stephen Francis Ferrari

Tese (Doutorado) – UFPB/CCEN

1. Mata atlântica - estrutura de vegetação. 2. Extinções locais. 4. Palmeiras. 5. Bromélias. 6. Cipós.

UFPB/BC

CDU: 551.510(043)

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Stephen Francis Ferrari
Universidade Federal de Sergipe
(Orientador - Presidente)

Prof. Dr. Rogério Grassetto Teixeira da Cunha
Universidade Federal de Alfenas
(Titular)

Prof. Dr. Sidney Feitosa Gouveia
Universidade Federal de Sergipe
(Titular)

Dr. Leandro Jerusalinsky
Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Primatas Brasileiros
(Titular)

Dr. Marcos de Souza Fialho
Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Primatas Brasileiros
(Titular)

Prof. Dra. Carla Soraia Soares Castro
Universidade Federal da Paraíba
(Suplente)

"Você pode dizer que eu sou um sonhador,
Mas eu não sou o único..."
John Lennon

Dedico aos meus pais, com imensa gratidão
por tudo que já fizeram por mim.

AGRADECIMENTOS

Não podemos realizar um trabalho como esse sem a ajuda de várias outras pessoas. Por isso, gostaria de dizer o meu muito obrigado a cada um que fez parte da minha vida nesses últimos anos, contribuindo direta ou indiretamente para a conclusão deste trabalho.

Agradeço, em especial, aos meus pais, que sempre me ajudaram com o que puderam e investiram na minha educação, dando-me todas as condições para que eu chegasse até aqui.

Agradeço também ao Steve, não só pela orientação, mas também pelo exemplo de profissional e por ter disponibilizado os recursos para que eu pudesse desenvolver o trabalho com tranquilidade.

Também sou grato ao Adauto, Maria Regina e Carla Castro pelas sugestões na metodologia do trabalho e ao Ítalo Mourthé, Thallita Grande, Sidney Gouveia e Thiago Rangel pelas dicas sobre análise de dados.

Além disso, gostaria de agradecer a Dani, Juan, Raone, Carol, Andressa, Leandro, Patrício, Juliana, João Pedro e aos demais colegas do laboratório por terem contribuído de diferentes formas ao trabalho.

Agradeço também a todos os ajudantes de campo, gestores e funcionários do Junco, Boia e sua família, à Copener, líderes de assentamento, gerentes e proprietários de fazendas que viabilizaram os trabalhos de campo.

Sou agradecido, ainda, ao Sidnei e ao Boy pela ajuda com contatos e localização dos fragmentos na Bahia.

Igualmente, agradeço à Fundação Zoobotânica de Belo Horizonte, e à Dália pela permissão de medir a intensidade da vocalização de um grupo cativo de guigós.

Ainda, agradeço à CAPES, pela bolsa e aos professores, funcionários e colegas da pós graduação em zoologia, pelo conhecimento trocado, pelos galhos quebrados e pela ótima convivência.

Além disso, agradeço à Dona Carol, Raquel e toda a sua família por terem me acolhido quando cheguei a Aracaju, sendo uma família e um grande apoio para mim nesse período.

Agradeço também ao Leandro Jerusalinsky, Rogério Grassetto, Marcos Fialho, Sidney Gouveia e Inara Leal pelos valiosos comentários para a melhoria desta tese.

Finalmente, agradeço a todos os meus familiares e amigos de Belo Horizonte, João Pessoa e Aracaju, pois sem o apoio e as alegrias que me proporcionaram, não seria possível suportar as dificuldades do percurso.

RESUMO

Os ambientes podem variar bastante ao longo da Terra. Diferenças ambientais podem ocorrer devido a fatores como clima, relevo, estrutura e composição do solo, histórico de atividades humanas, etc. Compreender como estes fatores interagem com a biodiversidade é um dos objetivos principais da ecologia. A presente tese aborda como as variáveis abióticas (clima e relevo) influenciam a estrutura das matas e a abundância de alguns grupos de plantas (bromélias, bambus, cipós e palmeiras). Além disso, foi avaliado como a estrutura das matas se relaciona com a abundância desses grupos vegetais. O objetivo principal do trabalho, entretanto, foi avaliar como as variáveis ambientais influenciam a densidade de guigós (*Callicebus coimbrai*) ao longo de toda a distribuição geográfica da espécie, que corresponde à Mata Atlântica entre os rios São Francisco e Paraguaçu, nos estados de Sergipe e Bahia. A partir disso, o presente trabalho subsidia um plano para a conservação de *C. coimbrai*, que atualmente está ameaçada de extinção. Durante o trabalho, 22 fragmentos florestais foram amostrados, 19 dos quais abrigaram populações de guigós. Para cada fragmento registrou-se três variáveis climáticas, diversos componentes da estrutura da vegetação, a abundância de cipós, bromélias, palmeiras e bambus, altitude média, o tamanho dos fragmentos e a presença/ausência de macacos-prego (*Cebus xanthostenos*). A densidade de guigós e de saguis (*Callithrix penicillata*) foi registrada pelo método de *playback*. A vegetação apresentou estrutura de matas maduras nos fragmentos maiores. Maior precipitação e relevo mais plano também influenciaram a estrutura das matas. Os cipós ocorreram em maior abundância em áreas de menor precipitação, o que está relacionado a uma vantagem competitiva que estas formas de vida têm em ambientes de maior restrição de água. As bromélias também foram mais abundantes em ambientes de menor precipitação, mas demandaram também uma distribuição mais regular de chuvas. Já as palmeiras ocorreram em maior quantidade em áreas de mata madura. Nenhuma das variáveis analisadas relacionou-se com a abundância de bambus. O presente estudo detectou que as áreas de maior densidade de guigós se concentram no sul de Sergipe. Matas com árvores mais grossas e próximas entre si, sub-bosque mais denso e maior abundância de cipós favoreceram maiores densidades de guigós. Essas características representam matas em estágio sucessional avançado e condizem com maior disponibilidade de alimento para o guigó. Durante a amostragem, a presença de *C. coimbrai* não foi confirmada em quatro áreas onde a espécie havia sido anteriormente registrada. Calculou-se que a probabilidade de ocorrência do guigó nessas áreas variou entre 0,000177 e 0,0604. Uma baixa densidade natural juntamente com o pequeno tamanho dos fragmentos e a degradação ambiental seriam as causas dessas extinções. O presente trabalho também levanta a suspeita de extinção em outras duas matas onde a busca pelo guigó não foi feita de forma sistemática, mas onde não houve respostas ao *playback* e os moradores locais apontaram a ausência do guigó nas matas. Além destas, outros três fragmentos onde o *C. coimbrai* havia sido previamente registrado foram completamente suprimidos. Somando-se essas áreas, até um quinto da área de ocupação da espécie pode ter sido perdida em menos de uma década, o que é um cenário bastante preocupante para a conservação da espécie.

Palavras-Chave: Mata Atlântica, Estrutura da Vegetação, Extinções locais, Palmeiras, Bromélias, Cipós

ABSTRACT

Natural environments vary considerably around the globe, due to many factors, such as climate, topography, soil composition and structure, and human interference. Understanding how these factors interact with the local biota is a main goal of ecologists. This thesis investigates how physical variables (climate and topography) influence forest structure and the abundance of four plant groups (bromeliads, bamboos, lianas, and palms), and the interaction between these biotic variables. The principal objective of the thesis was to evaluate the influence of environmental variables on the density of titi monkeys (*Callicebus coimbrai*) within the species' range, which corresponds to the Atlantic Forest between the São Francisco and the Paraguaçu rivers, in the northeastern Brazilian states of Bahia and Sergipe. Twenty-two forest fragments were surveyed during fieldwork and 19 of them were inhabited by titi populations. Components of forest structure, the abundance of bromeliads, bamboos, lianas, and palms, three climatic variables, fragment size, mean elevation, and the presence/absence of capuchin monkeys (*Cebus xanthosternos*) were recorded for each fragment. The densities of titis and marmosets (*Callithrix jacchus*) were estimated through the playback method. The larger fragments presented more mature forest structure. Rainfall and topography also influenced the forest structure. Lianas were more abundant in areas with lower rainfall, which is related to a competitive advantage of these plants in drier environments. Bromeliads were also more abundant in environments with less rainfall, but depended on a more even distribution of rainfall. Palms occurred at higher density in areas of late successional forest, which may be related to the occurrence of species that demand preserved habitats. None of the variables were correlated with the abundance of bamboos. The present study found that the fragments with highest titi densities are located in southern Sergipe. Forest with closely spaced and thicker trees, denser understory, and a greater abundance of lianas had higher densities of titi monkeys. These characteristics correspond to forest in late succession and to greater food availability for titis. During fieldwork, the presence of *C. coimbrai* could not be confirmed at four sites where the species had been recorded previously. Based on the response rate of the species in fragments where it was present, the probability that *C. coimbrai* would not respond to the playback was estimated at between 0.000177 and 0.0604. Low original density, together with the small size of some fragments and anthropogenic disturbance, may have been the causes of the extinctions. The extinction of titi populations was also suspected at two other sites where less systematic playbacks were not responded to, and local residents confirmed the absence of the species. At three other sites where *C. coimbrai* had occurred, the forest had been cleared completely. All these populations were lost within the past ten years and represent up to one fifth of the total area occupied by *C. coimbrai*.

Keywords: Atlantic Forest; Forest Structure, Local Extinction, Palms, Bromeliads, Lianas

SUMÁRIO

Capítulo 1	18
Introdução Geral	18
A Mata Atlântica e a conservação da natureza	18
O gênero <i>Callicebus</i> e a espécie <i>Callicebus coimbrai</i>	20
Objetivos específicos	25
Metodologia Geral	26
 Capítulo 2	 32
Avaliação da variação dos fatores bióticos e abióticos ao longo da área de estudo.....	32
Introdução	32
Métodos	34
Desenho amostral	34
Variáveis geográficas	36
Tamanho do fragmento	37
Variáveis climáticas	37
Variáveis estruturais.....	38
Análise dos dados.....	42
Resultados	43
Variáveis geográficas	43
Tamanho do fragmento	45
Variáveis climáticas e suas relações com as variáveis geográficas	45
Variáveis estruturais e sua relação com as variáveis abióticas (geográficas e climáticas)	50
Variáveis de composição e sua relação com as variáveis bióticas e abióticas.....	56
Discussão	62
Estrutura das matas.....	62
Abundância de cipós	63
Abundância de bromélias, palmeiras e bambus	65
 Capítulo 3	 68
A influência de variáveis ambientais na densidade de <i>Callicebus coimbrai</i> e implicações para a conservação da espécie	68
Introdução	68
Métodos	69

Escolha dos fragmentos e amostragem das variáveis ambientais	69
Amostragem da densidade	70
Análise dos dados.....	75
Resultados	76
Discussão	82
Limitações do presente estudo	85
Considerações para a conservação de <i>Callicebus coimbrai</i>	86
 Capítulo 4	 92
Extinções locais recentes de populações de <i>Callicebus coimbrai</i>	92
Introdução	92
Métodos	94
Resultados	97
Discussão	103
Referências	108

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 - Indivíduo de <i>Callicebus coimbrai</i> , espécie alvo do estudo (Foto: João Pedro Souza-Alves).....	24
Figura 1.2 - Localização da área de estudo, no nordeste brasileiro. A região cinza delimita a área de domínio da Mata Atlântica.	27
Figura 1.3 - Localização dos fragmentos onde estrutura da vegetação e a densidade de <i>Callicebus coimbrai</i> foram amostradas no presente estudo.....	31
Figura 2.1 - Forma de medição da inclinação do relevo utilizada em cada um dos pontos amostrais no presente estudo. Duas varas do mesmo tamanho são posicionadas a três metros uma da outra na direção onde o relevo for mais inclinado e uma fita é esticada entre elas. A inclinação é medida com um clinômetro.....	36
Figura 2.2 - Esquema ilustrativo do método de ponto quadrante, que foi utilizado na amostragem das árvores em cada ponto amostral do presente estudo. Duas retas perpendiculares se cruzam no ponto central da amostragem delimitando quatro quadrantes. Em cada um dos quadrantes mede-se apenas a árvore que satisfaz o critério de tamanho (> 5 cm de DAP) e se encontra mais próxima ao ponto central.....	39
Figura 2.3 - Forma de medição da visibilidade no sub-bosque em cada um dos pontos amostrais no presente estudo. O pesquisador com um quadrado vermelho de cartolina pendurado à frente do peito afasta-se de um ajudante de campo localizado no ponto central da amostragem. A distância de visibilidade máxima é determinada pelo ponto onde o observador não consegue mais visualizar nenhuma parte do quadrado vermelho.	40
Figura 2.4 - Forma de medição da abertura do dossel em cada um dos pontos amostrais no presente estudo. O pesquisador segura um quadrado dividido em 100 partes de igual tamanho, observando em quantos quadrados é possível ver o céu.	41
Figura 2.5 - Distribuição espacial dos valores médios de altitude (A) e inclinação do relevo (B) nos 22 fragmentos amostrados ao longo da área de estudo.....	44
Figura 2.6 - Distribuição espacial dos tamanhos dos 22 fragmentos amostrados ao longo da área de estudo. O tamanho dos círculos é proporcional ao tamanho dos fragmentos.	46
Figura 2.7 - Distribuição espacial dos valores de temperatura máxima (A) e precipitação anual total (B) ao longo dos 22 fragmentos amostrados na área de estudo.....	49
Figura 2.8 - Distribuição espacial dos valores de sazonalidade na precipitação ao longo dos 22 fragmentos amostrados na área de estudo.....	50

Figura 2.9 - Gráfico ilustrando as cargas de cada variável nos dois primeiros eixos da análise de componentes principais das variáveis de estrutura da vegetação mensuradas nos 22 fragmentos amostrados ao longo da área de estudo.....	52
Figura 2.10 - Distribuição espacial dos valores do primeiro (A) e segundo (B) eixos da análise de componentes principais das variáveis da estrutura vegetal mensuradas nos 22 fragmentos ao longo da área de estudo.	54
Figura 2.11 - Correlograma dos resíduos da regressão múltipla relacionando o segundo eixo da Análise de Componentes Principais das variáveis de estrutura das matas à precipitação anual total e à inclinação no relevo.....	56
Figura 2.12 - Distribuição espacial das abundâncias de cipós (A) e de bromélias (B) ao longo dos 22 fragmentos amostrados na área de estudo.....	57
Figura 2.13 - Distribuição espacial das abundância de palmeiras (A) e de bambus (B) ao longo dos 22 fragmentos amostrados na área de estudo.....	58
Figura 3.1 – Ilustração da área amostrada em cada ponto de <i>playback</i> durante a amostragem da densidade de <i>Callicebus coimbrai</i> no presente estudo.....	71
Figura 3.2 - Variação da frequência de respostas de <i>Callicebus coimbrai</i> ao <i>playback</i> durante a amostragem de densidade no presente estudo, por classes de ângulos de 20° a partir da direção do transecto.	72
Figura 3.3 - Esquema da metodologia empregada em cada ponto de <i>playback</i> durante a amostragem da densidade de <i>Callicebus coimbrai</i> no presente estudo.....	73
Figura 3.4 - Distribuição do número de respostas de <i>Callicebus coimbrai</i> ao <i>playback</i> por ponto amostral no presente estudo.....	77
Figura 3.5 - Variação dos índices de densidade de <i>Callicebus coimbrai</i> (número de respostas por ponto de <i>playback</i>) nos 19 fragmentos amostrados ao longo da área de estudo.	80
Figura 3.6 - Correlograma dos resíduos da regressão múltipla relacionando o índice de densidade de <i>Callicebus coimbrai</i> com a distância das árvores ao ponto central, área basal das árvores, visibilidade no sub-bosque e abundância de cipós.	82
Figura 3.7 - Conjunto de matas estudadas no sul de Sergipe e suas possibilidades de conexão com o intuito de aumentar a viabilidade das populações de <i>Callicebus coimbrai</i>	90
Figura 4.1 - Distribuição do número médio de respostas por ponto por dia nos 19 fragmentos amostrados no presente estudo onde <i>Callicebus coimbrai</i> esteve presente.....	96

Figura 4.2 - Áreas com presença ou extinção de *Callicebus coimbrai* ao longo de toda a distribuição geográfica da espécie. 99

Figura 4.3 - *Boxplots* comparando as variáveis ambientais que apresentaram diferença significativa entre as 19 áreas com presença confirmada de guigós e as três áreas com extinção presumida que foram amostradas.....101

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1 - Percentual atribuído a cada categoria na dieta, e área de vida de espécies dos cinco grupos taxonômicos de <i>Callicebus</i> , com destaque para o grupo <i>Personatus</i> , do qual <i>Callicebus coimbrai</i> faz parte.	22
Tabela 1.2 - Densidades e tamanhos de grupo para espécies de <i>Callicebus</i> do grupo <i>Personatus</i> , baseados em levantamentos populacionais.	23
Tabela 1.3 - Lista dos fragmentos onde estrutura da vegetação e a densidade de <i>Callicebus coimbrai</i> foram amostradas no presente estudo, com seus respectivos municípios, coordenadas geográficas, tamanhos (em hectares) e quantidade de pontos amostrais.	30
Tabela 2.1 - Variáveis amostradas em cada fragmento durante o estudo e suas respectivas categorias.	35
Tabela 2.2 - Variáveis climáticas registradas para cada um dos fragmentos no presente estudo	38
Tabela 2.3 - Forma de registro das variáveis de composição em cada um dos pontos amostrais no presente estudo.	41
Tabela 2.4 - Coeficientes de correlação de Pearson (r) entre as variáveis geográficas e climáticas amostradas em cada um dos 22 fragmentos ao longo da área de estudo, com seus respectivos valores de p e valores de p corrigidos pelo método de Holm para testes múltiplos.	47
Tabela 2.5 – Coeficientes de correlação de Pearson (r) entre as variáveis climáticas amostradas em cada um dos 22 fragmentos ao longo da área de estudo, com seus respectivos valores de p e valores de p corrigidos pelo método de Holm para testes múltiplos.	48
Tabela 2.6 - Coeficientes de correlação de Pearson (r) entre as variáveis estruturais amostradas nos 22 fragmentos ao longo da área de estudo, com seus respectivos valores de p e valores de p corrigidos pelo método de Holm para testes múltiplos.	51
Tabela 2.7 - Autovalores, proporção da variação explicada, e cargas dos dois primeiros eixos da análise de componentes principais das variáveis estruturais amostradas nos 22 fragmentos ao longo da área de estudo. Os valores de carga mais representativos em cada eixo estão destacados em negrito.....	52
Tabela 2.8 - Valores dos índices I de Moran, em cinco classes de distância, dos dois primeiros eixos da análise de componentes principais que sintetizou as variáveis de estrutura das matas mensuradas nos 22 fragmentos ao longo da área de estudo.....	53

Tabela 2.9 - Resultados das regressões múltiplas que relacionaram os dois primeiros eixos da análise de componentes principais que sintetizou as variáveis de estrutura das matas mensuradas nos 22 fragmentos ao longo da área de estudo, com as variáveis geográficas e climáticas.	55
Tabela 2.10 – Coeficiente de correlação de Pearson entre as abundâncias de cipós e de bromélias e a continentalidade, amostradas nos 22 fragmentos ao longo da área de estudo, com seus respectivos valores de p.	56
Tabela 2.11 - Valores dos índices I de Moran, em cinco classes de distância, das variáveis de composição mensuradas nos 22 fragmentos amostrados ao longo da área de estudo.	60
Tabela 2.12 - Resultados das regressões múltiplas que relacionaram as variáveis de composição (abundâncias de cipós, bromélias e palmeiras) com as demais variáveis bióticas e abióticas mensuradas nos 22 fragmentos amostrados ao longo da área de estudo.....	61
Tabela 3.1 - Dados da amostragem da densidade de <i>Callicebus coimbrai</i> por <i>playback</i> no presente estudo: número de sessões, taxa de sucesso de resposta e média de respostas por ponto em cada intervalo de hora.	77
Tabela 3.2 - Valores do índice de densidade de guigós, <i>Callicebus coimbrai</i> (número de respostas por ponto de <i>playback</i>), com seus respectivos desvios-padrão e coeficientes de variação; valores dos índices de densidade de saguis, <i>Callithrix jacchus</i> (quantidade de pontos com resposta positiva) e presença de macacos-pregos, <i>Cebus xanthostenos</i> , em cada um dos 19 fragmentos amostrados no presente estudo.	79
Tabela 3.3 - Valores dos índices I de Moran, em cinco classes de distância, do índice de densidade de <i>Callicebus coimbrai</i> (número de respostas por ponto de <i>playback</i>), que foi registrado para cada um dos 19 fragmentos amostrados ao longo da área de estudo. Os índices que tiveram significância no nível de 0,05 estão em negrito.....	80
Tabela 3.4 - Categorização das variáveis utilizadas na análise da identificação dos fatores preditores da densidade de <i>Callicebus coimbrai</i>	81
Tabela 3.5 - Resultados da regressão múltipla que relacionou o índice de densidade de guigós, <i>Callicebus coimbrai</i> , às variáveis ambientais mensuradas nos 19 fragmentos amostrados ao longo da área de estudo.....	82
Tabela 4.1 - Localidades onde a extinção de <i>Callicebus coimbrai</i> foi constatada ou inferida no presente estudo, com suas respectivas coordenadas geográficas (UTM 24L), municípios, datas de registro de presença da espécie (Sidney S. Santos, Comunicação Pessoal), tamanhos e o modo de detecção da extinção.....	95

Tabela 4.2 - Probabilidade de obter menos de uma resposta durante um dia amostral levando em consideração a quantidade de pontos amostrais, e a probabilidade total de não detectar *Callicebus coimbrai* nas áreas amostradas de acordo com a quantidade de dias amostrais.....97

Tabela 4.3 - Resultados dos testes de Wilcoxon comparando as variáveis ambientais entre as 19 áreas amostradas com presença confirmada de *Callicebus coimbrai* e as três áreas com extinção presumida que foram amostradas. 100

Tabela 4.4 - Valores das variáveis que apresentaram significância no teste de Wilcoxon para as áreas com ausência de *Callicebus coimbrai*. A média das variáveis para as áreas com presença de *C. coimbrai*, os desvios-padrão e os respectivos intervalos de 95% de confiança também são apresentados. 102

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO GERAL

A Mata Atlântica e a conservação da natureza

O impacto que uma espécie causa no ambiente é proporcional, dentre outros fatores, à sua densidade populacional, ou seja, quanto mais abundante é uma espécie em uma determinada área, maior é o impacto desta no ambiente (Redford, 1992). A espécie humana não é uma exceção a essa regra, e tendo apresentado um crescimento acentuado a partir da última metade do século passado, cresceram também os impactos antrópicos no meio ambiente.

A população brasileira em 1940 era de pouco mais de 41 milhões de pessoas, tendo crescido para mais de 190 milhões no último censo (IBGE, 2010). Além deste crescimento desenfreado, a população brasileira concentra-se na região da Mata Atlântica, que se tornou o bioma mais impactado do país, tendo sido reduzido drasticamente principalmente nas últimas quatro décadas (CI-Brasil *et al.*, 2000). Como a Mata Atlântica possui uma notável diversidade e endemismo de vários grupos taxonômicos e devido ao seu grau de ameaça, ela é considerada um dos biomas prioritários para a conservação no cenário mundial, denominados “hotspots” por Mittermeier *et al.* (2005).

Atualmente a Mata Atlântica está reduzida a 11,7% da sua extensão original e 83% dos fragmentos remanescentes têm uma área de menos de 50 ha (Ribeiro *et al.*, 2009). A devastação da Mata Atlântica, entretanto, não foi um processo uniforme em toda a sua extensão, sendo que as matas de encostas íngremes da Serra do Mar perfazem um grande percentual dos remanescentes desse bioma. Em Sergipe, onde o relevo é mais plano e o histórico de devastação é diferente, os impactos sobre a Mata Atlântica foram maiores que a média, tendo restado somente 6,9% da extensão original do bioma neste estado (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, 2013). Já na Bahia, restam 11,5% da Mata Atlântica original, entretanto esses remanescentes são concentrados no sul do estado. Um agravante para esse cenário é que o processo de desmatamento não cessou por completo, tendo sido perdidos mais de 75.000 hectares de mata na Bahia entre 2000 e 2012, o equivalente a 4,5% da extensão remanescente em 2000 (Fundação SOS Mata

Atlântica & INPE, 2008, 2009, 2013). Em Sergipe, somente no ano de 2012 foram perdidos 839 ha de Mata Atlântica, o que representa 1,2% dos remanescentes no estado.

Esse cenário cria uma grande preocupação para a conservação da biodiversidade da região. A conservação da biodiversidade é importante por várias razões. Acima de tudo, o ser humano é parte integrante da natureza e sempre dependeu de outros seres vivos e de serviços ambientais para sobreviver. Animais e plantas são fonte de uma infinidade de recursos, como alimentos, material para artesanato e produtos medicinais. Além disso, plantas podem ter utilidade ornamental e no fornecimento de madeira, e animais podem servir como força de trabalho ou como animais de estimação (Gasparini *et al.*, 2005; Rossato, Leitaó-filho & Begossi, 1999; Torres *et al.*, 2009). Ao mesmo tempo, um ambiente saudável é imprescindível para a manutenção dos cursos d'água, evitando assoreamento, seca e inundações. A contenção de encostas, amenização da temperatura, absorção de carbono da atmosfera, manutenção da fertilidade dos solos, polinização de plantações, controle de pragas e regularização das chuvas também são serviços ambientais importantes dos ambientes naturais para a espécie humana (Ehrlich, Ehrlich & Daily, 1992). Além desses argumentos, a conservação das espécies ainda pode ser justificada pelo valor intrínseco de cada espécie e dos ambientes, além de valores culturais/religiosos (Rosumek & Martins, 2010).

Existem várias estratégias práticas para garantir a conservação da biodiversidade e dos serviços ambientais, sendo a mais simples, a proteção de ambientes através da criação de unidades de conservação (UCs). O sucesso dessa estratégia na conservação está relacionado, entretanto, a alguns fatores, como o tamanho da área protegida, da diversidade de ambientes incluídos na UC, a qualidade do ambiente protegido, a capacidade de fiscalização e a relação da população do entorno com a UC (Blake & Karr, 1984; Bonham, Sacayon & Tzi, 2008; Diamond, 1975).

Quando a área de uma UC não é suficiente para garantir a viabilidade de uma população a longo prazo, outras estratégias são necessárias, como a criação de corredores ecológicos, translocações de indivíduos, restauração de áreas adjacentes, medidas que visem aumentar a permeabilidade da matriz, reprodução *ex situ*, etc. (Fernandes, Ramabaldi & Teixeira, 2008; Marsh, 2003; Oliveira *et al.*, 2003). A medida mais adequada para um plano de manejo vai depender dos custos e da realidade local. Conclusivamente, a conservação de espécies ameaçadas não é algo simples e estudos

prévios são necessários para saber quais estratégias podem ser implementadas e quais apresentam melhor custo/benefício.

O gênero *Callicebus* e a espécie *Callicebus coimbrai*

O gênero *Callicebus* compreende primatas conhecidos popularmente como guigós, sauás ou zogue-zogues. Os guigós ocorrem ao longo de grande parte da América do Sul, podendo ser encontrados das encostas orientais dos Andes ao litoral brasileiro e da bacia do Rio Orinoco, na Venezuela, ao Chaco paraguaio (Hershkovitz, 1990; van Roosmalen, van Roosmalen & Mittermeier, 2002).

O gênero *Callicebus* possui algumas características peculiares, como a organização social em pequenos grupos familiares compostos por um casal reprodutor e suas crias imaturas (Fernandez-Duque, di Fiore & Luna, 2013; Kinzey, 1981). Esses grupos variam em tamanho de dois a sete indivíduos (Kinzey, 1981). A reprodução é sazonal (Fernandez-Duque, di Fiore & Luna, 2013; Kinzey, 1981) e o intervalo médio entre nascimentos é de aproximadamente um ano (Valeggia *et al.*, 1999). Os filhotes demandam um tempo relativamente longo de cuidado parental, sendo carregados até os três meses de idade e desmamados entre quatro e seis meses de idade (Kinzey, 1981). A maior parte do carregamento dos filhotes é feita pelo pai (Fernandez-Duque, di Fiore & Luna, 2013; Kinzey, 1981).

Apesar de fêmeas com apenas dois anos de idade já serem capazes de reproduzir em cativeiro (Valeggia *et al.*, 1999), na natureza ambos os sexos dispersam na idade de três a quatro anos (Bossuyt, 2002; Kinzey, 1981). Em locais onde há uma alta densidade de guigós e, conseqüentemente, menor possibilidade de estabelecer um novo grupo, a dispersão pode ser adiada e os grupos podem atingir tamanhos maiores (Bicca-Marques, Garber & Azevedo-Lopes, 2002). Machos em idade de dispersar podem permanecer no grupo natal emitindo vocalizações ocasionais buscando atrair fêmeas para estabelecer um novo grupo, ou podem vagar solitariamente na tentativa de assumir a posição de macho reprodutor em algum grupo já estabelecido. Já as fêmeas tendem a dispersar um pouco mais cedo na busca de machos para constituir um novo grupo (Bossuyt, 2002).

Novos grupos são estabelecidos geralmente em áreas adjacentes à do grupo natal dos dispersores (Bicca-Marques, Garber & Azevedo-Lopes, 2002).

Outra característica de *Callicebus* é a sua potente vocalização que pode ocorrer na forma de chamados longos de machos ou de duetos feitos pelo casal reprodutor (Kinzey, 1981; Kinzey & Robinson, 1983; Robinson, 1981). Essas vocalizações geralmente iniciam-se com gemidos introdutórios, e prosseguem com uma alternância de diferentes tipos de sons, intercalando sons graves e agudos em longas sequências que podem ser escutadas a mais de 500 m de distância (Robinson, 1979). A maior taxa de ocorrência de vocalizações ocorre no período da manhã (Kinzey & Robinson, 1983; Melo & Mendes, 2000; Price & Piedade, 2001). A função das vocalizações é atribuída à manutenção do espaçamento intergrupar e à defesa de território, sendo que as diferentes espécies podem responder diferentemente a testes com *playback*. Enquanto *C. torquatus* responde ao *playback* vocalizando sem se deslocar em direção à fonte (Kinzey & Robinson, 1983), *C. moloch* e *C. nigrifrons* são mais territoriais, comumente se aproximando do local onde o *playback* foi emitido (Melo & Mendes, 2000; Robinson, 1981).

Todas as espécies de guigós têm uma dieta basicamente frugívora, mas complementam a dieta com outros itens, que podem ser artrópodes, folhas, sementes ou uma combinação destes. Flores, caules e meristemas também podem ser consumidos em menor proporção (ver Tabela 1.1).

Atualmente são conhecidas 31 espécies de guigós, o que faz de *Callicebus* um dos gêneros mais diversos de primatas neotropicais (Defler, Bueno & García, 2010; Gualda-Barros, Nascimento & Amaral, 2012; Rylands & Mittermeier, 2009). Este grande número de espécies pode ser dividido em cinco grupos: *Torquatus*, *Cupreus*, *Moloch*, *Donacophilus* e *Personatus* (Kobayashi, 1995; van Roosmalen, van Roosmalen & Mittermeier, 2002). O grupo *Personatus* é composto por cinco espécies (*C. personatus*, *C. nigrifrons*, *C. melanochir*, *C. barbarabrownae* e *C. coimbrai*) e ocorre no Brasil oriental (Mata Atlântica, Caatinga e Cerrado - Hershkovitz, 1990; Kobayashi & Langguth, 1999; van Roosmalen, van Roosmalen & Mittermeier, 2002), havendo uma lacuna de centenas de quilômetros entre a sua área de distribuição e a dos demais grupos de *Callicebus*.

Tabela 1.1 - Percentual atribuído a cada categoria na dieta, e área de vida de espécies dos cinco grupos taxonômicos de *Callicebus*, com destaque para o grupo *Personatus*, do qual *Callicebus coimbrai* faz parte. (*) percentual não informado

Grupo taxonômico	Espécie	Frutos	Folhas	Sementes	Artrópodes	Outros e não identificados	Área de vida (ha)	Referência
<i>Torquatus</i>	<i>C. lugens</i>	59	6	27	3	4	22,3	Palacios, Rodríguez & Defler (1997)
<i>Cupreus</i>	<i>C. discolor</i>	63	28	-	-	9	3,3	Carrillo-Bilbao, di Fiore & Fernandez-Duque (2005)
<i>Donacophilus</i>	<i>C. oenanthe</i>	54	*	*	22	*	3	DeLuycker (2012)
<i>Moloch</i>	<i>C. brunneus</i>	50	39	-	11	-	-	Crandlemire-Sacco (1988)
<i>Personatus</i>	<i>C. personatus</i>	81	18	0	-	1	4,7	Kinzev & Becker (1983)
	<i>C. personatus</i>	-	-	-	-	-	10,7-12,3	Price & Piedade (2001)
	<i>C. melanochir</i>	55	17	22	-	6	24,3	Müller (1996)
	<i>C. melanochir</i>	59	14	26	<1	<1	22	Heiduck (1997)
	<i>C. nigrifrons</i>	53	16	12	11	8	-	Caselli & Setz (2011)
	<i>C. nigrifrons</i>	43	8	37	3	9	-	Santos, Galvão & Young (2012)
	<i>C. coimbrai</i>	58	26	5	-	11	8,7	Santana 2012 (2012)
	<i>C. coimbrai</i>	61	23	10	3	3	11,7	Souza-Alves (2010) Souza-Alves <i>et al.</i> (2011)

Os guigós do grupo *Personatus* são os maiores do gênero, pesando por volta de 1,2 a 1,6 kg (os guigós do grupo *Donacophilus*, *Cupreus* e *Moloch* pesam de 0,8 a 1,2 kg, enquanto os do grupo *Torquatus* pesam de 1,1 a 1,5 kg - Hershkovitz, 1990). De uma forma geral, a dieta do grupo *Personatus* se assemelha à dos demais, ressaltando que nesses guigós o consumo de insetos é invariavelmente pequeno (ver Tabela 1.1). Os guigós do grupo *Personatus* apresentam áreas de vida de 4,7 a 24,3 ha (Tabela 1.1), densidades populacionais entre 11,2 a 23,8 indivíduos/km², com o tamanho médio dos grupos variando de 2,3 a 3,6 (Tabela 1.2). Esses tamanhos de grupo, entretanto, podem estar subestimados devido à dificuldade de se visualizar todos os indivíduos de grupos não habituados.

Tabela 1.2 - Densidades e tamanhos de grupo para espécies de *Callicebus* do grupo *Personatus*, baseados em levantamentos populacionais. Com duas exceções, os trabalhos utilizaram a metodologia de transecção linear.

Espécie	Indivíduos/km ²	Grupos/km ²	Tamanho médio de	Referência
			grupo	
<i>C. melanochir</i>	17,0	4,0	-	Muller (1995)
<i>C. personatus</i>	-	1,2	-	Chiarello (1995)
<i>C. personatus</i>	1,26 - 10,23	-	-	Chiarello & Melo (2001)
<i>C. nigrifrons</i>	11,2	4,0	2,8	Trevelin <i>et al.</i> (2007)
<i>C. nigrifrons</i>	22,1	7,4	3,0	Costa (2009)
<i>C. nigrifrons</i>	23,8	10,3	2,3	Costa (2009) ¹
<i>C. nigrifrons</i>	19,8	8,3	2,4	Hilário <i>et al.</i> (2012)
<i>C. coimbrai</i>	18,6	7,8	2,4	Rocha (2011)
<i>C. coimbrai</i>	14,6	4,3	3,6	Chagas & Ferrari (2011) ²

¹Através do método de audiotelemetria;

²Através da contagem de grupos nos fragmentos.

Os guigós são relativamente tolerantes à fragmentação, o que favorece a sua persistência em um ambiente tão fragmentado quanto a Mata Atlântica (Jerusalinsky *et al.*, 2006). Além disso, conseguem prosperar em florestas secundárias, apesar de preferirem ambientes bem preservados e preterirem áreas muito degradadas (Heiduck,

2002; Souza-Alves, 2010). Apesar disso, quatro das cinco espécies do grupo *Personatus* sofrem algum nível de ameaça de extinção (IUCN, 2012a).

Callicebus coimbrai (Figura 1.1) foi a última espécie do grupo *Personatus* a ser descrita (Kobayashi & Langguth, 1999). Ela é considerada ameaçada de extinção na categoria "em perigo" na lista da IUCN (Veiga *et al.*, 2008) e "criticamente em perigo" na lista brasileira de espécies ameaçadas (Chiarello *et al.*, 2008) por conta da sua restrita extensão de ocorrência, extensa fragmentação do seu habitat e pela continuidade do processo de redução e degradação ambiental dos fragmentos onde a espécie ocorre, resultando na existência de pequenas populações isoladas. A caça e o cativeiro ilegal também são ameaças para a espécie, embora em um nível de relevância menor.



Figura 1.1 - Indivíduo de *Callicebus coimbrai*, espécie alvo do estudo (Foto: João Pedro Souza-Alves).

Na descrição da espécie, Kobayashi & Langguth (1999) restringiram a distribuição de *C. coimbrai* à faixa de Mata Atlântica entre o rio São Francisco, no estado de Sergipe e o rio Itapicuru, no litoral norte da Bahia. Mais tarde, Printes (2005)

relatou a existência dessa espécie no município de São Sebastião do Passé, o que estendeu a área de distribuição de *C. coimbrai* em direção ao sul, até o rio Paraguaçu, na região do Recôncavo Baiano. O limite ocidental da distribuição geográfica de *C. coimbrai* parece coincidir aproximadamente com o Agreste, ecótono entre a Mata Atlântica e a Caatinga (Beltrão-Mendes, Santos Jr. & Ferrari, 2012; Jerusalinsky, 2013).

Os primeiros estudos a respeito do guigó-de-Sergipe, ou guigó-de-Coimbra-Filho, como *Callicebus coimbrai* também é conhecido, visaram identificar a ocorrência da espécie em fragmentos florestais ao longo de sua distribuição (Jerusalinsky *et al.*, 2006; Sousa, 2003; Sousa, Santos & Valente, 2008). Apenas mais recentemente estudos ecológicos começaram a ser conduzidos com a espécie no estado de Sergipe. Tais estudos abrangeram a densidade populacional da espécie (Chagas & Ferrari, 2011; Rocha, 2011), assim como a sua dieta, uso do habitat e orçamento temporal (Baião, 2013; Santana, 2012; Souza-Alves *et al.*, 2011). De uma forma geral, as características ecológicas de *C. coimbrai* (densidade, dieta, tamanho de grupo e área de vida) estão dentro do padrão das demais espécies do grupo *Personatus* (ver Tabelas 1.1 e 1.2).

Como os estudos ecológicos de *C. coimbrai*, incluindo as amostragens de densidade, concentram-se nas porções central e norte do estado de Sergipe, existe uma carência de trabalhos que amostram outras regiões da distribuição dessa espécie. Uma amostragem ampla de vários fragmentos ao longo da distribuição de *C. coimbrai* pode apontar regiões chave tanto para a conservação da mesma, como para conduzir estudos mais esclarecedores sobre a ecologia desta. Diante disso, o objetivo principal do presente estudo foi avaliar a densidade de *Callicebus coimbrai* em fragmentos distribuídos por toda a sua área de distribuição e identificar os fatores que estão associados à variação da densidade dessa espécie.

Objetivos específicos

- Avaliar como variáveis abióticas e bióticas estão distribuídas ao longo do trecho de Mata Atlântica entre os rios Paraguaçu e São Francisco e avaliar as

influências de variáveis abióticas estrutura e composição da vegetação (Capítulo 2);

- Descrever a variação na densidade de *C. coimbrai* ao longo da sua distribuição geográfica, identificando também quais fatores influenciam esta variável, de forma a subsidiar estratégias de conservação para a espécie (Capítulo 3);
- Identificar os fatores relacionados com a extinção dos guigós nas áreas onde a espécie não foi localizada e o impacto das extinções locais no nível de ameaça de *C. coimbrai* (Capítulo 4).

Metodologia Geral

O presente trabalho foi desenvolvido em toda a área de ocorrência de *Callicebus coimbrai*, ou seja, a faixa de domínio da Mata Atlântica entre o Rio São Francisco e o Recôncavo Baiano (Figura 1.2). Essa área apresenta clima tropical úmido, com a precipitação anual variando entre 1000 e 1800 mm, concentrada entre os meses de abril e setembro. A temperatura média anual gira em torno de 24°C, sendo mais baixa na estação chuvosa (dados do WorldClim - Hijmans *et al.*, 2005). A partir disso, o clima pode ser classificado como As na maior parte da área de estudo, e como Af na região do Recôncavo Baiano, onde a sazonalidade na precipitação é menor (Jerusalinsky, 2013). A altitude na área de estudo não ultrapassa os 250 m acima do nível do mar (ver Capítulo 2).

Devido à densidade demográfica relativamente alta da região, os fragmentos florestais estão invariavelmente próximos a populações humanas, sejam estas em cidades, povoados, assentamentos rurais ou fazendas. Com isso, atividades como a caça e a retirada de madeiras são praticamente onipresentes nos fragmentos amostrados. Diversos tipos de matriz ocorrem ao longo da área de estudo, sendo que o tipo predominante muda de região para região. Na região norte de Sergipe ocorre principalmente a monocultura de cana. Já no sul deste estado, pastagens e plantios de cítricos predominam. Entre a divisa da Bahia com Sergipe e a região próxima ao Recôncavo Baiano, existem grandes extensões de plantio de eucalipto. Próximo ao

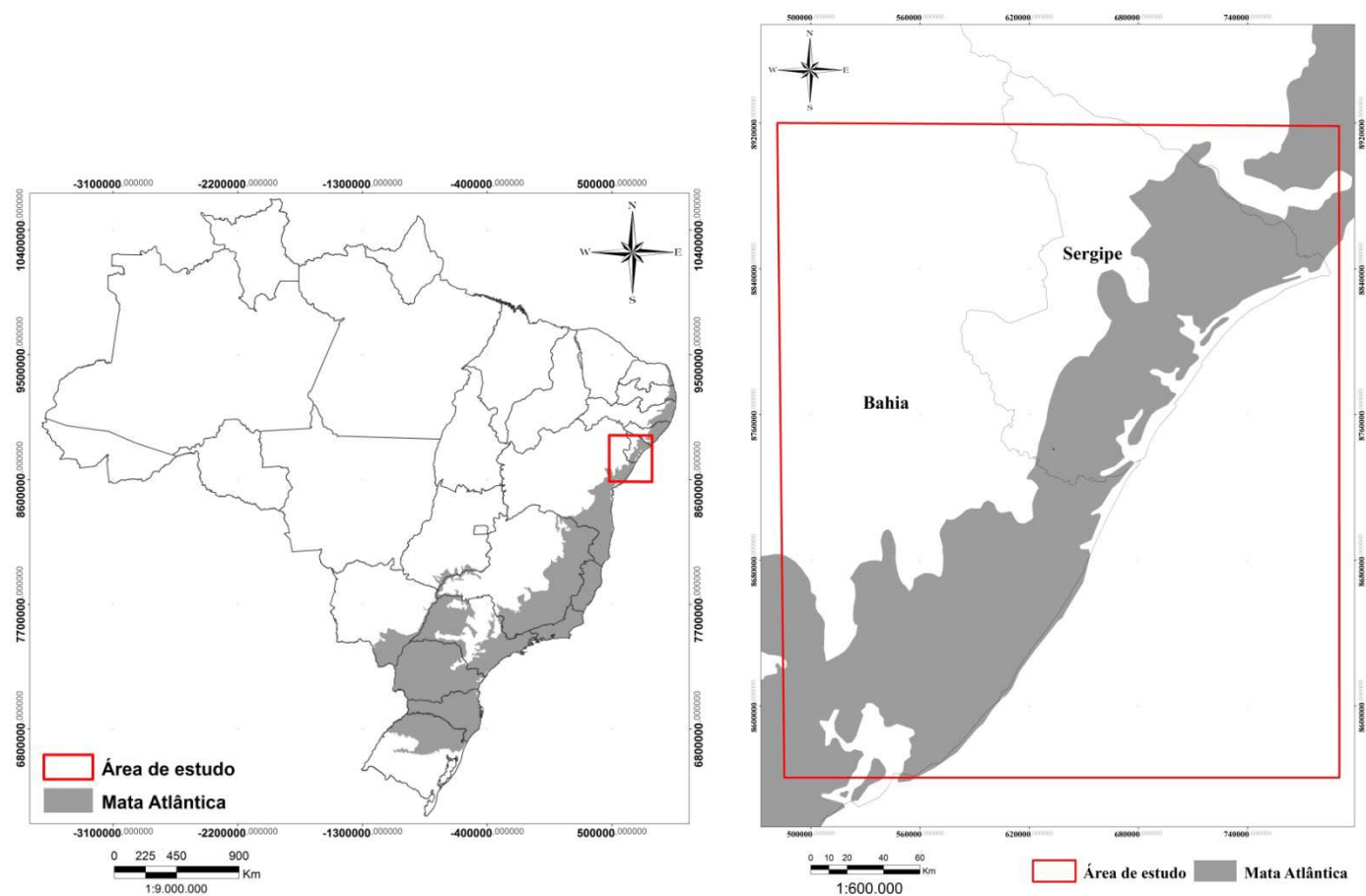


Figura 1.2 - Localização da área de estudo, no nordeste brasileiro. A região cinza delimita a área de domínio da Mata Atlântica. (Mapas elaborados por Daniela P. B. Ruiz-Esparza).

Recôncavo Baiano, o predomínio é da pecuária bovina. As pastagens, por sinal, ocorrem em grande quantidade em todas as regiões da área de estudo (Observação Pessoal).

Escolha dos fragmentos

Os fragmentos florestais amostrados foram escolhidos a partir dos registros prévios de ocorrência da espécie (Jerusalinsky, 2013; Jerusalinsky *et al.*, 2006; Kobayashi & Langguth, 1999; Santos Jr., 2010; Sousa, 2003; Sousa, Santos & Valente, 2008). A escolha dos fragmentos foi feita seguindo dois critérios: (1) o fragmento deveria ter 100 ha ou mais e (2) estar localizado a pelo menos dez quilômetros de distância de qualquer outro fragmento amostrado. O primeiro critério é justificado pelo fato de que fragmentos muito pequenos criam um adensamento forçado dos indivíduos (Chagas & Ferrari, 2011) e porque nesses fragmentos pequenas alterações em números absolutos correspondem a maiores alterações em termos relativos. O segundo critério se baseia no fato de áreas muito próximas tenderem a ser mais semelhantes, representando pouca informação nova ao trabalho. Dessa forma, a distância de 10 km foi assumida como um valor que evita uma grande proximidade entre as áreas sem, no entanto, ser um valor muito restritivo, já que distâncias maiores fariam que um número muito reduzido de fragmentos se encaixasse nos critérios.

. A partir desses critérios, 24 fragmentos foram selecionados para análise, e as demais áreas que se encaixassem nos critérios foram consideradas como possíveis substitutas. Durante a amostragem, o número de fragmentos amostrados com a presença do guigó foi reduzido para 19 por diferentes motivos. Primeiramente, em uma grande região abrangendo os municípios baianos de Esplanada, Entre Rios, Cardeal da Silva, Itanagra e Conde, os guigós não puderam ser localizados nos fragmentos onde previamente haviam sido registrados (ver Capítulo 4). Nessa região, três fragmentos (RPPN Lontra, Subaumirim e Fazenda Juerana) tiveram sua estrutura vegetal amostrada numa tentativa de elucidar o que causou o desaparecimento dos guigós nessas áreas. Outras quatro matas nessa região (Cachoeira II, Faz. Gameleira, Gameleira III e Pereira) não foram amostradas por provavelmente não abrigarem populações de guigós. Além desses fragmentos, outras 14 áreas registradas por Sousa, Santos & Valente (2008) e Santos Jr. (2010) e que possuem 100 ha ou mais também não foram

amostradas. Na área de Votorantim, o proprietário negou o acesso do pesquisador à mata. Além disso, constatou-se que a mata de Serra Pedrão não existe mais. Outras sete áreas (Mata Fome, Castelo, Assentamento Bela Vista/Trindade, Altamira de Evandro, três fragmentos da Fazenda Santa Bárbara) não foram amostradas por estarem a menos de 10 km de fragmentos amostrados. Finalmente, as áreas de Serra Preta, Mata do Guia, Fazenda Mocambo, Fazenda Amescla e Fazenda Vaca Brava estão localizadas além dos domínios da Mata Atlântica no estado de Sergipe e por isso foram consideradas como área de ocorrência de *Callicebus barabrabrownae*, e não de *C. coimbrai* (Beltrão-Mendes, Santos Jr. & Ferrari, 2012; Jerusalinsky, 2013). A Tabela 1.3 lista os fragmentos amostrados com seus respectivos municípios, coordenadas geográficas, tamanho e quantidade de pontos amostrais. A posição de cada fragmento é mostrada na Figura 1.3.

Tabela 1.3 - Lista dos fragmentos onde estrutura da vegetação e a densidade de *Callicebus coimbrai* foram amostradas no presente estudo, com seus respectivos municípios, coordenadas geográficas, tamanhos (em hectares) e quantidade de pontos amostrais.

	Nome da área	Município	Latitude	Longitu- de ¹	Tamanho do fragmento	Número de pontos amostrais
1	Fazenda Santa Bárbara ²	Japoatã	8847099	749349	115	25
2	Fazenda Santana	Japoatã	8832861	746794	325	39
3	RVS Mata do Junco	Capela	8834113	712646	506	70
4	Fazenda Arauari	Santo Amaro das Brotas	8810608	719964	781	55
5	Fazenda Dira	Itaporanga d'Ajuda	8797178	675059	115	29
6	Fazenda Trapsa	Itaporanga d'Ajuda	8764631	689944	125	25
7	Fazenda Crasto	Santa Luzia do Itanhy	8742402	672800	1259	85
8	Assentamento Pau Torto	Santa Luzia do Itanhy	8741979	663182	1009	40
9	Fazenda Escôncio ³	Indiaroba	8736348	652300	650	40
10	Fazenda Buji	Cristinápolis	8733598	639945	713	35
11	Fazenda Sabão ⁴	Indiaroba	8727926	654453	637	45
12	Fazenda Cruzeiro	Cristinápolis	8724363	642795	314	40
13	Fazenda Cedro ⁵	Rio Real	8713409	621422	228	30
14	Fazenda Bonito ⁶	Conde	8710078	642269	2335	105
15	Fazenda Juerana ⁷	Conde	8700022	637307	388	40
16	Subaumirim ⁸	Esplanada	8660965	619309	177	20
17	RPPN Lontra	Itanagra	8644831	611356	3497	115
18	Povoado Mangalô	Coração de Maria	8646187	519796	414	40
19	Fazenda Campina	São Sebastião do Passé	8623883	564814	2106	90
20	Assentamento Rainha dos Anjos	São Sebastião do Passé	8622809	548276	180	30
21	Fazenda Boa Nova ⁹	São Sebastião do Passé	8610990	562763	1591	60
22	Serra de São Francisco ¹⁰	Cachoeira	8600383	519920	3000	114

¹Latitude e longitude correspondem a coordenadas UTM (datum SAD69) 24L.

²A amostragem foi feita na Mata da Benedita.

³Atualmente é o Ass. 5 de Janeiro. A amostragem foi feita na maior mata do assentamento.

⁴Atualmente é o Ass. Sepé Tiaraju II. A amostragem foi feita na maior mata do assentamento.

⁵Corresponde a Torre Telebahia em Sousa, Santos & Valente (2008).

⁶Corresponde a Matas do Conde em Sousa, Santos & Valente (2008).

⁷A mata de Altamira I em Sousa, Santos & Valente (2008) corresponde a uma mata de galeria comprida. Por isso a amostragem da densidade por *playback* não seria adequada e decidiu-se amostrar um fragmento próximo (~1km de distância), na Fazenda Juerana.

⁸Projeto de plantação de eucalipto pertencente à Copener Florestal. A mata corresponde à reserva legal do empreendimento

⁹Correspondente a Coqueiro das Águas em Sousa, Santos & Valente (2008).

¹⁰Corresponde a um grande bloco de matas, dentro do qual foi selecionada uma região para a amostragem. A amostragem ocorreu na Fazenda Campina, município de Cachoeira. Para evitar confusão com a mata da Fazenda Campina do município de São Sebastião do Passé (área 20), o nome de Serra de São Francisco, empregado por Sousa, Santos & Valente (2008) foi mantido.

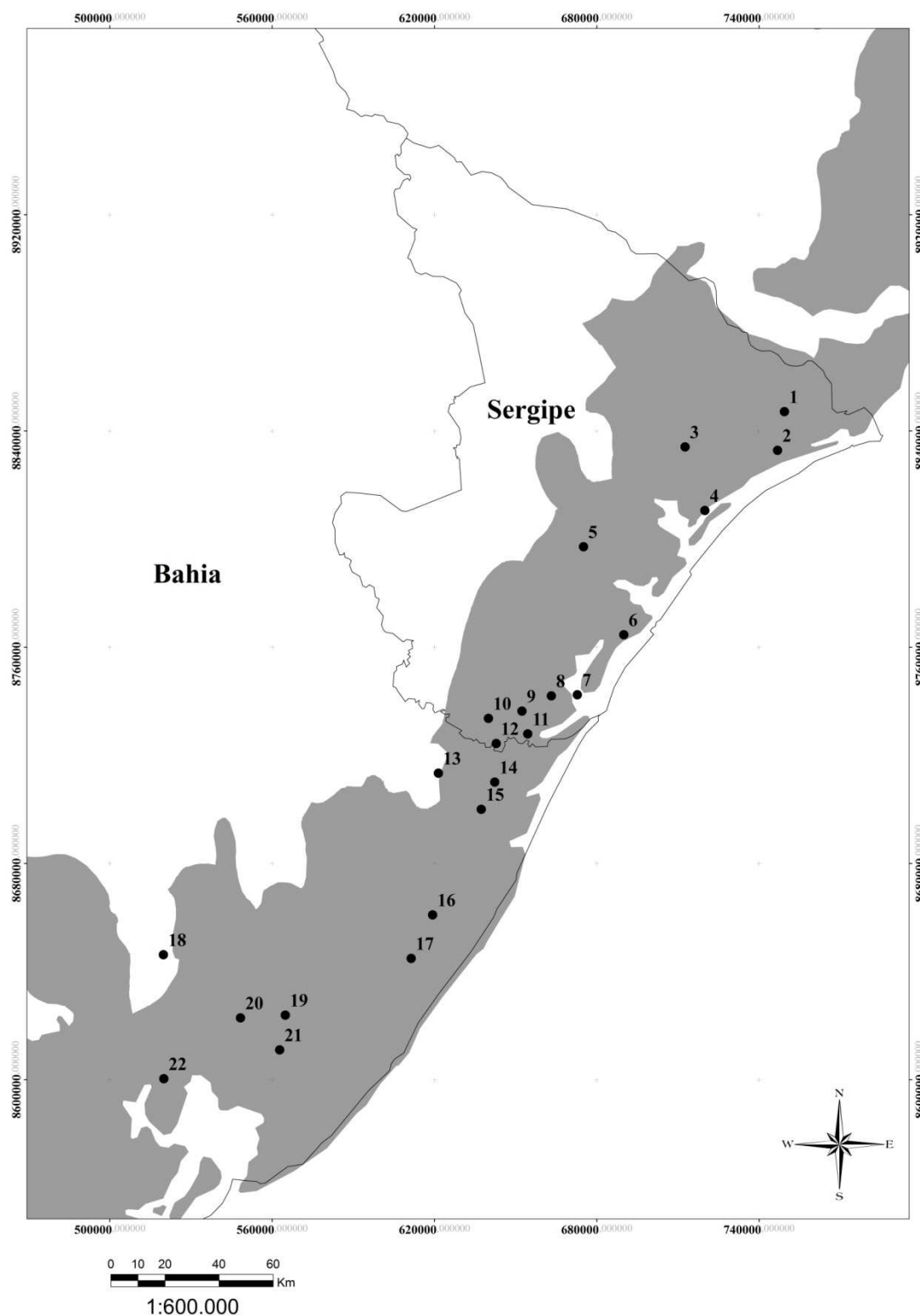


Figura 1.3 - Localização dos fragmentos onde estrutura da vegetação e a densidade de *Callicebus coimbrai* foram amostradas no presente estudo. A identificação dos fragmentos corresponde aos números na primeira coluna da Tabela 1.3. A região cinza delimita a área de domínio da Mata Atlântica. (Mapa elaborado por Daniela P. B. Ruiz-Esparza).

CAPÍTULO 2

AVALIAÇÃO DA VARIAÇÃO DOS FATORES BIÓTICOS E ABIÓTICOS AO LONGO DA ÁREA DE ESTUDO

Introdução

Florestas tropicais são reconhecidas como ambientes bastante complexos e heterogêneos, que abrigam a maior biodiversidade no globo (Köhler, 2000). Embora seja uma divisão arbitrária, as florestas tropicais podem ser divididas em uma série de estratos, sendo eles: herbáceo, arbustivo, dossel inferior, dossel superior e emergente (Terborgh, 1985). Como as florestas são um ambiente dinâmico, um estrato acaba influenciando o outro. Se o dossel é mais aberto, permite maior entrada de luz e um maior desenvolvimento dos estratos inferiores (Beaudet & Messier, 2002). Por outro lado, a presença de vegetação densa nos estratos inferiores pode impedir o recrutamento de árvores (Narukawa & Yamamoto, 2002).

As florestas tropicais assemelham-se mais entre si em termos estruturais do que em sua composição de espécies (Grubb *et al.*, 1963) e por isso, identificar padrões estruturais destas florestas tem sido um objetivo principal da ecologia vegetal. Vários estudos já foram feitos para descrever como a estrutura das florestas varia ao longo de gradientes sucessionais (Brown, V., 1991; DeWalt, Maliakal & Denslow, 2003; Guariguata & Ostertag, 2001; Montgomery & Chazdon, 2001; Saldarriaga *et al.*, 1988; Terborgh & Petren, 1991). Além da sucessão ecológica, outros fatores abióticos e humanos que influenciam a estrutura das matas incluem a topografia, características do solo, disponibilidade de água, frequência de distúrbios e a forma de uso prévio da terra (Botrel *et al.*, 2002; Grubb *et al.*, 1963; Guariguata & Ostertag, 2001; Hietz, Buchberger & Winkler, 2006; Thompson *et al.*, 2002).

Além de árvores, plantas como cipós, palmeiras, bambus e bromélias são frequentemente presentes nas florestas tropicais. Estas plantas afetam e são afetadas pela estrutura da mata e, além disso, podem influenciar diretamente (provendo recursos) ou indiretamente (influenciando outros organismos) na ecologia dos animais residentes.

Os cipós são um grupo altamente característico das florestas tropicais (Schnitzer & Bongers, 2002). Estas plantas parasitam estruturalmente as árvores, sendo capazes de reduzir significativamente a produção de frutos destas (Stevens, 1987). Além disso, a presença de cipós pode aumentar a chance de queda de árvores parasitadas (Engel, Fonseca & Oliveira, 1998; Putz, 1984). Por outro lado, cipós costumam produzir folhas jovens, flores e frutos durante a estação seca (Engel, Fonseca & Oliveira, 1998; Schnitzer, 2005), podendo se tornar recursos valiosos para os animais neste período típico de escassez. A presença de cipós entre árvores pode ainda facilitar a locomoção de animais arborícolas (Putz, 1984) e alguns animais podem buscar refúgio contra predadores em densos emaranhados de cipós (Ferrari & Ferrari, 1990).

Bromélias também podem ser importantes recursos para animais residentes em florestas. Além de prover néctar e frutos, várias bromélias armazenam água em "tanques" que podem servir para a reprodução de algumas espécies de animais e para saciar a sede de outras (Alves-Silva & Silva, 2009; Amora, 2013; Ferrari & Hilário, 2012).

As palmeiras são elementos extremamente importantes nas florestas tropicais. Frutos de palmeiras são explorados por uma ampla gama de animais (Eiserhardt *et al.*, 2011). Além disso, palmeiras alteram a composição e a estrutura das florestas devido à sua morfologia peculiar e ao seu hábito de derrubar as folhas durante o crescimento, característica esta que mata as plântulas e dificulta o recrutamento de novas árvores (Aguilar & Tabarelli, 2010; Farris-Lopez *et al.*, 2004).

Os bambus são plantas que podem alterar bastante a estrutura das matas. A ocorrência de grandes adensamentos de bambus pode inclusive aumentar a frequência de distúrbios como incêndios (Gagnon & Platt, 2008). Os bambus, por sua vez, podem tirar proveito destes distúrbios reproduzindo-se de forma clonal (Gagnon & Platt, 2008; Gagnon, Platt & Moser, 2007) e uma grande abundância de bambus pode indicar alta frequência de distúrbios (Tabarelli & Mantovani 2000). Ainda, os bambus criam um grande sombreamento ao nível do solo e formam um grande emaranhado de raízes, o que dificulta o estabelecimento de plântulas (Griscom & Ashton, 2003).

Estudar como a estrutura e a composição da floresta respondem a variáveis abióticas, assim como entender como as variáveis bióticas de uma mata interagem entre

si é importante para entender quais fatores são preponderantes para moldar o ambiente e quais são as consequências das alterações desses fatores para a estrutura da floresta. Diante disso, o objetivo do presente capítulo é avaliar a influência de fatores abióticos (e.g. variáveis climáticas, relevo, etc.) em variáveis da estrutura e composição vegetal, além de avaliar como estas variáveis bióticas influenciam umas às outras ao longo de vários fragmentos florestais situados na faixa de Mata Atlântica entre os rios São Francisco (em Sergipe) e Paraguaçu (na região do Recôncavo Baiano). A área de estudo apresenta alta relevância biológica por corresponder à extensão de ocorrência de duas espécies ameaçadas de extinção endêmicas a essa região: o guigó-de-Coimbra-Filho (*Callicebus coimbrai*) e o olho-de-fogo-rendado (*Pyriglena atra*). Apesar do estado avançado de fragmentação e perda de habitat, as matas da região ainda são um importante refúgio para vários animais, como a onça-parda (*Puma concolor*), o macaco-prego-do-peito-amarelo (*Cebus xanthosternus*), a preguiça-de-coleira (*Bradypus torquatus*) e o catitu (*Pecari tajacu*). Frente à continuada pressão antrópica sobre o ambiente nessa região, torna-se importante entender os fatores locais que influenciam a estrutura e a composição das matas.

Métodos

Desenho amostral

A amostragem dos fragmentos foi realizada entre maio de 2011 e dezembro de 2012. No total, 22 fragmentos foram levantados (Figura 1.3 no Capítulo 1). A amostragem vegetacional dos fragmentos foi feita através de pontos a cada 50 m agrupados em transectos de cinco pontos. Esses transectos foram dispostos de forma a manter uma distância mínima de 300 m entre si, podendo ser essa distância maior em fragmentos maiores. Dessa forma, os pontos amostrais foram distribuídos de forma a cobrir todo o fragmento estudado. Para isso, o número de pontos amostrais por fragmento também aumentou de acordo com o tamanho do fragmento (Tabela 1.3 no Capítulo 1). Esse aumento, entretanto, não foi em proporção direta ao tamanho do fragmento, para que não houvesse um número muito pequeno de pontos nos fragmentos pequenos, tampouco um número muito grande de pontos nos fragmentos grandes, o que demandaria um tempo proibitivamente grande para a amostragem. Em áreas maiores

que mil hectares não foi possível distribuir pontos por todo o fragmento, sendo, portanto, a amostragem concentrada em uma porção do fragmento que fosse logisticamente mais favorável. Outro fato que deve ser ressaltado é que o esforço de amostragem foi planejado com base no tamanho estimado das áreas a partir das informações publicadas (Sousa, Santos & Valente, 2008), o que nem sempre correspondeu ao tamanho real da área. Dessa forma, foi estabelecido um valor de 25 pontos para os fragmentos com tamanho publicado por volta de 100 ha, e aumentou-se a amostragem em aproximadamente cinco pontos a cada 100 ha adicionais no tamanho publicado das áreas. Nos fragmentos onde foi possível perceber previamente a discrepância entre o tamanho real da área e o valor publicado, o ajuste do número de pontos amostrais foi feito antes ou durante a amostragem.

Um total de 13 variáveis foram registradas em cada ponto amostral. Além destas, houve ainda mais 11 variáveis registradas por outros meios, totalizando 22 variáveis operacionais. Diante desse número, as variáveis foram divididas em grupos para facilitar a compreensão e as análises. As variáveis foram divididas em abióticas e bióticas. As variáveis abióticas foram ainda divididas em geográficas e climáticas e as bióticas divididas em estruturais e de composição (Tabela 2.1).

Tabela 2.1 - Variáveis amostradas em cada fragmento durante o estudo e suas respectivas categorias.

Categoria	Variáveis
Abióticas	
Geográficas	Latitude, Continentalidade; Altitude; Inclinação do relevo; Tamanho do fragmento
Climáticas	Precipitação anual total; Sazonalidade na precipitação; Temperatura máxima; Temperatura média; Temperatura mínima; Amplitude térmica; Sazonalidade na temperatura
Bióticas	
Estruturais	Abertura do dossel; Altura do dossel; Altura das árvores; Distância das árvores ao ponto central; Área basal das árvores; Visibilidade no sub-bosque
De composição	Abundâncias de Cipós, Bromélias, Palmeiras e Bambus

Variáveis geográficas

As variáveis geográficas consideradas foram: latitude, continentalidade, altitude, inclinação do relevo e tamanho do fragmento. Para cada fragmento amostrado, um centróide foi calculado a partir do mínimo polígono convexo que abrangesse todos os pontos amostrados. A latitude desse centróide foi, então, considerada para as análises. A continentalidade foi determinada como a menor distância do centróide ao litoral. A altitude média da área foi calculada a partir dos pontos amostrais plotados sobre uma imagem raster (SRTM - Shuttle Radar Topography Mission) disponibilizada pela EMBRAPA (<http://www.relevobr.cnpm.embrapa.br/>). Como a resolução do raster é de 90 x 90 m, somente o primeiro e o último ponto de cada transecto foram utilizados para o cálculo da altitude. A inclinação máxima do relevo foi medida em cada ponto amostral da seguinte forma: duas varas de igual tamanho foram posicionadas, uma no ponto central, e a outra a três metros de distância na direção onde a inclinação fosse maior. Uma fita foi esticada entre as duas varas e a inclinação foi medida com um clinômetro (Figura 2.1).



Figura 2.1 - Forma de medição da inclinação do relevo utilizada em cada um dos pontos amostrais no presente estudo. Duas varas do mesmo tamanho são posicionadas a três metros uma da outra na direção onde o relevo for mais inclinado e uma fita é esticada entre elas. A inclinação é medida com um clinômetro.

Tamanho do fragmento

O tamanho de fragmento foi medido através de imagens de satélite. Para as áreas de Sergipe foram utilizadas imagens SPOT (Sistema Para Observação da Terra) do Atlas Digital dos Recursos Hídricos da Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos de Sergipe (SEMARH, 2011). Para algumas áreas da Bahia (Fazenda Bonito, Lontra e Subaumirim) fotografias aéreas cedidas pela Copener foram utilizadas. Nesses casos, o perímetro do fragmento foi delimitado e a sua área medida no *software* Global Mapper v7.01 (Blue Marble Geographics, 2005). Para outras matas da Bahia (Fazenda Cedro, Fazenda Campina, Povoado Mangalô, Fazenda Juerana e Fazenda Boa Nova), a área foi calculada a partir de um polígono desenhado sobre a imagem no *software* Google Earth (Google Inc., 2013). Esse polígono foi importado para o Global Mapper para obter a área. Para as matas da Serra de São Francisco e do Assentamento Rainha dos Anjos, não foi possível obter imagens de qualquer fonte e a imagem no Google Earth estava com baixa qualidade, impedindo qualquer forma de medição. Por isso, para estes fragmentos, utilizou-se o valor reportado no artigo de Sousa, Santos & Valente (2008). Apesar das mensurações do tamanho de vários fragmentos feitas no presente trabalho terem diferido dos valores apresentados neste estudo, o uso dos valores desse artigo no presente trabalho foi aceito como uma última alternativa. Dada a natureza quadrática da medição de área e ao fato de haver uma grande quantidade de fragmentos de menor porte, o tamanho dos fragmentos foi transformado por $\text{Log}(x)$ no *software* SAM (Rangel, Diniz-Filho & Bini, 2010).

Variáveis climáticas

As variáveis climáticas foram obtidas para cada um dos fragmentos através do WorldClim. O WorldClim disponibiliza dados climáticos georreferenciados calculados por modelos de interpolação com um nível de resolução de $\sim 0.86 \text{ km}^2$ (Hijmans *et al.*, 2005). Foram considerados os valores para o centróide da área amostrada (ver acima). As variáveis climáticas e sua descrição estão listadas na Tabela 2.2.

Tabela 2.2 - Variáveis climáticas registradas para cada um dos fragmentos no presente estudo (fonte: WorldClim).

Variável	Descrição
Temperatura máxima	Temperatura máxima do mês mais quente
Temperatura média	Temperatura média anual
Temperatura mínima	Temperatura mínima do mês mais frio
Sazonalidade na temperatura	Desvio padrão da temperatura
Amplitude térmica	Temperatura máxima do mês mais quente menos a temperatura mínima do mês mais frio
Precipitação anual total	-
Sazonalidade na precipitação	Coeficiente de variação da precipitação

Variáveis estruturais

As variáveis estruturais amostradas no presente estudo foram: altura das árvores, altura do dossel, abertura do dossel, distância média das árvores ao ponto central, área basal das árvores e visibilidade no sub-bosque, que são medidas comuns na amostragem da estrutura das matas (Beltrão-Mendes, 2010; Boubli, Couto-Santos & Mourthé, 2010; Hietz, Buchberger & Winkler, 2006).

Em cada ponto amostral, quatro árvores com mais que 5 cm de diâmetro à altura do peito (DAP) foram medidas através do método de ponto-quadrante (Figura 2.2 - Cottam & Curtis, 1956). A escolha de árvores com mais de 5 cm de DAP foi devida à própria realidade do local, onde predominam árvores de menor porte. Essas árvores tiveram a altura até a primeira ramificação, distância ao ponto central e DAP registrados. O DAP dessas árvores foi, então, transformado na área basal de cada árvore. Optou-se por registrar a altura até a primeira ramificação ao invés da altura total, pois por diversas vezes não foi possível localizar com precisão o ponto de altura máxima das árvores. A visibilidade no sub-bosque foi medida da seguinte forma: um quadrado vermelho de 20 x 20 cm de cartolina plastificada foi pendurado à frente do peito do pesquisador, que ia se afastando gradualmente de um ajudante de campo localizado no ponto central até que este não pudesse mais ver qualquer parte do quadrado vermelho (Figura 2.3). Esta metodologia se assemelha à adotada por McIntyre (1995) e por Barlow, Haugaasen & Peres (2002), onde foram registradas quantas

porções de um mastro estavam visíveis a distâncias predefinidas. Entretanto, no presente trabalho esse método foi simplificado de forma a permitir maior agilidade no registro.

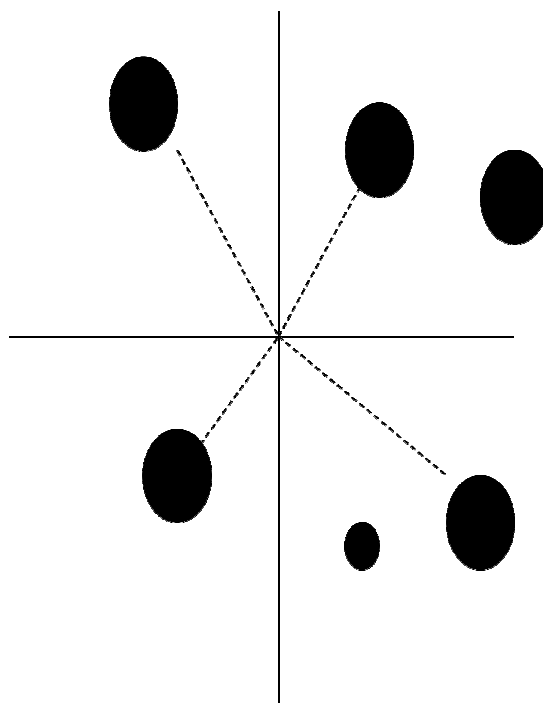


Figura 2.2 - Esquema ilustrativo do método de ponto quadrante, que foi utilizado na amostragem das árvores em cada ponto amostral do presente estudo. Duas retas perpendiculares se cruzam no ponto central da amostragem delimitando quatro quadrantes. Em cada um dos quadrantes mede-se apenas a árvore que satisfaz o critério de tamanho (> 5 cm de DAP) e se encontra mais próxima ao ponto central.

Duas considerações devem ser feitas sobre essa forma de amostragem da visibilidade. Primeiramente, em cada fragmento um ajudante diferente participou da amostragem, podendo estes ajudantes diferirem na capacidade de enxergar o quadrado. Além disso, diferentes relevos afetam diferentemente a possibilidade de se enxergar o quadrado. Apesar desses dois aspectos (diferentes observadores e diferentes relevos) poderem introduzir erros na amostragem, considerou-se que mesmo com essa potencial imprecisão, a metodologia do quadrado vermelho ainda seria melhor que a estimativa visual, sujeita não só a imprecisões de estimativa, como também a variações na habilidade de estimar ao longo do trabalho.



Figura 2.3 - Forma de medição da visibilidade no sub-bosque em cada um dos pontos amostrais no presente estudo. O pesquisador com um quadrado vermelho de cartolina pendurado à frente do peito afasta-se de um ajudante de campo localizado no ponto central da amostragem. A distância de visibilidade máxima é determinada pelo ponto onde o observador não consegue mais visualizar nenhuma parte do quadrado vermelho.

A abertura do dossel foi registrada a partir de um quadrado de PVC com linhas de nylon delimitando 100 quadrículas de igual tamanho, seguindo Beltrão-Mendes (2010). Assim, o percentual de abertura do dossel era estimado com base na quantidade de quadrículas em que era possível observar o céu (Figura 2.4). Ainda, em cada ponto foi registrada também a altura do dossel com a utilização de um clinômetro. A média dos valores obtidos em cada ponto amostral foi considerada como o valor representativo da variável em cada um dos fragmentos amostrais.

Variáveis de composição

As abundâncias de palmeiras, cipós, bromélias e bambus foram consideradas como variáveis de composição (Tabela 2.3). Assim como para as variáveis estruturais, o valor das variáveis de composição foi a média obtida a partir das medidas feitas em cada ponto amostral nos 22 fragmentos avaliados.

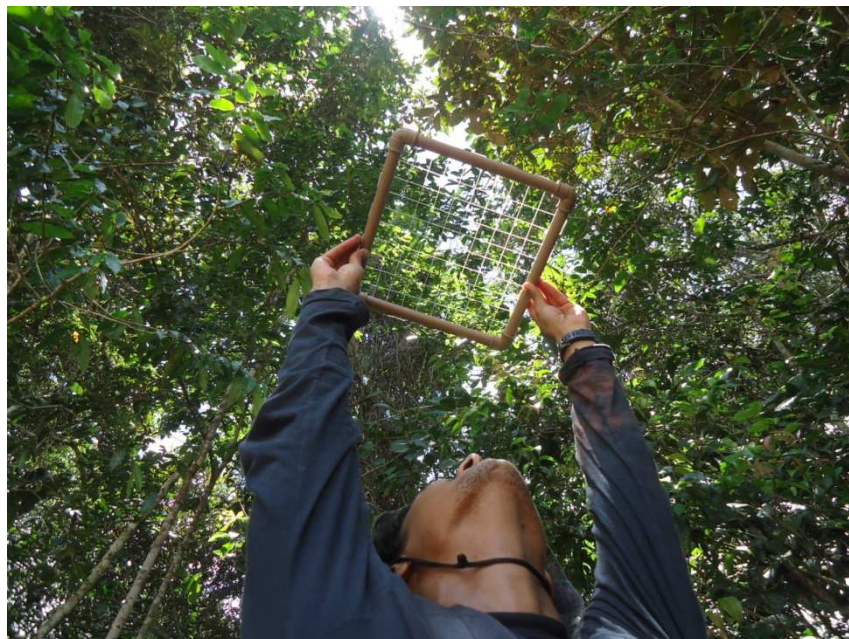


Figura 2.4 - Forma de medição da abertura do dossel em cada um dos pontos amostrais no presente estudo. O pesquisador segura um quadrado dividido em 100 partes de igual tamanho, observando em quantos quadrados é possível ver o céu.

Tabela 2.3 - Forma de registro das variáveis de composição em cada um dos pontos amostrais no presente estudo.

Variável medida	Forma de registro
Palmeiras	Número de indivíduos com mais de dois metros de altura em um raio de 20 m
Cipós	Número de caules à altura do peito (~1,30m) em um raio de 3 m
Bambus	Índice de abundância: 0 - ausente 1 - raro (difíceis de serem percebidos no ponto amostral) 2 - comum (facilmente visualizados) 3 - abundante (forma dominante no sub-bosque)
Bromélias	Índice de abundância: 0 - ausente 1 - até 10 rosetas em um raio de 10 m 2 - de 11 a 20 rosetas em um raio de 10 m 3 - mais que 20 rosetas em um raio de 10 m

Análise dos dados

Mapas de distribuição dos valores das variáveis ao longo da área de estudo foram feitos no *software* SAM. Tais mapas foram usados para avaliar tendências espaciais nessas variáveis. O mapa de distribuição de tamanhos dos fragmentos foi feito no *software* Quantum GIS 1.7.4 (Quantum GIS Development Team, 2012). Análises de correlação simples foram realizadas no *software* R (R Core Team, 2012) relacionando as variáveis a fim de verificar tendências espaciais (correlações com latitude e continentalidade) e relações entre as variáveis dentro de um mesmo grupo. Entretanto, como o grande número de correlações favorece o encontro de relações significativas, o valor de *p* das correlações feitas em cada grupo de variáveis foi corrigido pelo método de Holm. Nesse método, aplica-se a correção de Bonferroni (multiplicação do valor de *p* pelo número total de correlações conduzidas) ao menor valor de *p* encontrado dentre as correlações avaliadas. Após isso, caso esta correlação tenha mantido a significância, o segundo menor valor de *p* é corrigido pelo número total de correlações menos 1. Isso é feito de forma sequencial para todos os valores de *p* até que se encontre um valor acima do valor crítico (nível de significância). A partir desse ponto, todos os demais valores de *p* são considerados não significativos (Holm, 1979).

Frente a um grande número de variáveis em relação ao número de fragmentos amostrados, é imprescindível que o número de variáveis seja reduzido para evitar-se o problema de sobre-ajuste (*overfit* - Tabachnick & Fidell, 2007). Somando-se a isso, variáveis que apresentam correlações fortes entre si prejudicam as análises através do problema da multicolinearidade. Nesse caso, uma análise de componentes principais (PCA) foi realizada com as variáveis estruturais, combinando estas em eixos ortogonais. Além disso, a reflexão acerca do significado biológico e das correlações entre as variáveis climáticas norteou a redução do número destas variáveis para apenas três (ver Resultados). Latitude e continentalidade foram utilizadas apenas de forma exploratória, para avaliar a variação espacial das variáveis, e por isso não entraram como possíveis preditoras nos modelos. Por fim, a altitude foi removida das análises pois apresentou baixa variação ao longo da área de estudo (ver Resultados). Ao final do processo de redução de variáveis, restaram 11.

A dependência espacial é uma característica comumente encontrada em variáveis ambientais (Fortin & Dale, 2005). Quando ocorre dependência espacial,

ignorar esse aspecto nas análises pode levar a uma maior probabilidade de se cometer erros do tipo I, ou seja, rejeitar a hipótese nula quando esta é verdadeira (Legendre *et al.*, 2002). Por isso, nos casos em que há dependência espacial, deve-se avaliar se os resíduos das regressões estão autocorrelacionados no espaço. Caso haja autocorrelação nos resíduos, esse problema deve ser contornado com o uso de modelos espaciais. No presente trabalho, entretanto, nenhuma das regressões utilizadas apresentou resíduos significativamente autocorrelacionados e, portanto, o uso de modelos espaciais não foi necessário.

A análise de dependência espacial foi feita no *software* SAM através do índice I de Moran. Esse índice mede se as observações, separadas em classes de distância, são mais similares (ou dissimilares) do que o esperado caso a disposição espacial destas observações fosse completamente aleatória, ou seja, o índice avalia se existe dependência (autocorrelação) espacial nos dados (Fortin & Dale, 2005). Para avaliar a existência de dependência espacial nos dados, estes foram separados em cinco classes, cujos limites foram determinados de forma que as diversas classes tivessem um número semelhante de pares de observações. A significância do índice foi testada por permutação, com 4999 aleatorizações.

As relações das variáveis bióticas com as variáveis abióticas e entre as variáveis de composição e as demais variáveis bióticas foram testadas através de regressões múltiplas (*ordinary least squares*) no SAM. Para selecionar o melhor modelo que explicasse cada variável foi utilizada a ferramenta de seleção de modelos do SAM, onde são rodadas regressões múltiplas com todas as combinações de variáveis independentes e apresentados os respectivos Critérios de Informação de Akaike corrigidos para pequenas amostras (AICc) de cada modelo. A partir disso, os modelos utilizados foram os que apresentaram menor AICc.

Resultados

Variáveis geográficas

As distribuições tanto da altitude, quanto da inclinação média do relevo pela área de estudo não apresentaram qualquer tendência geográfica clara (Figura 2.5). A altitude

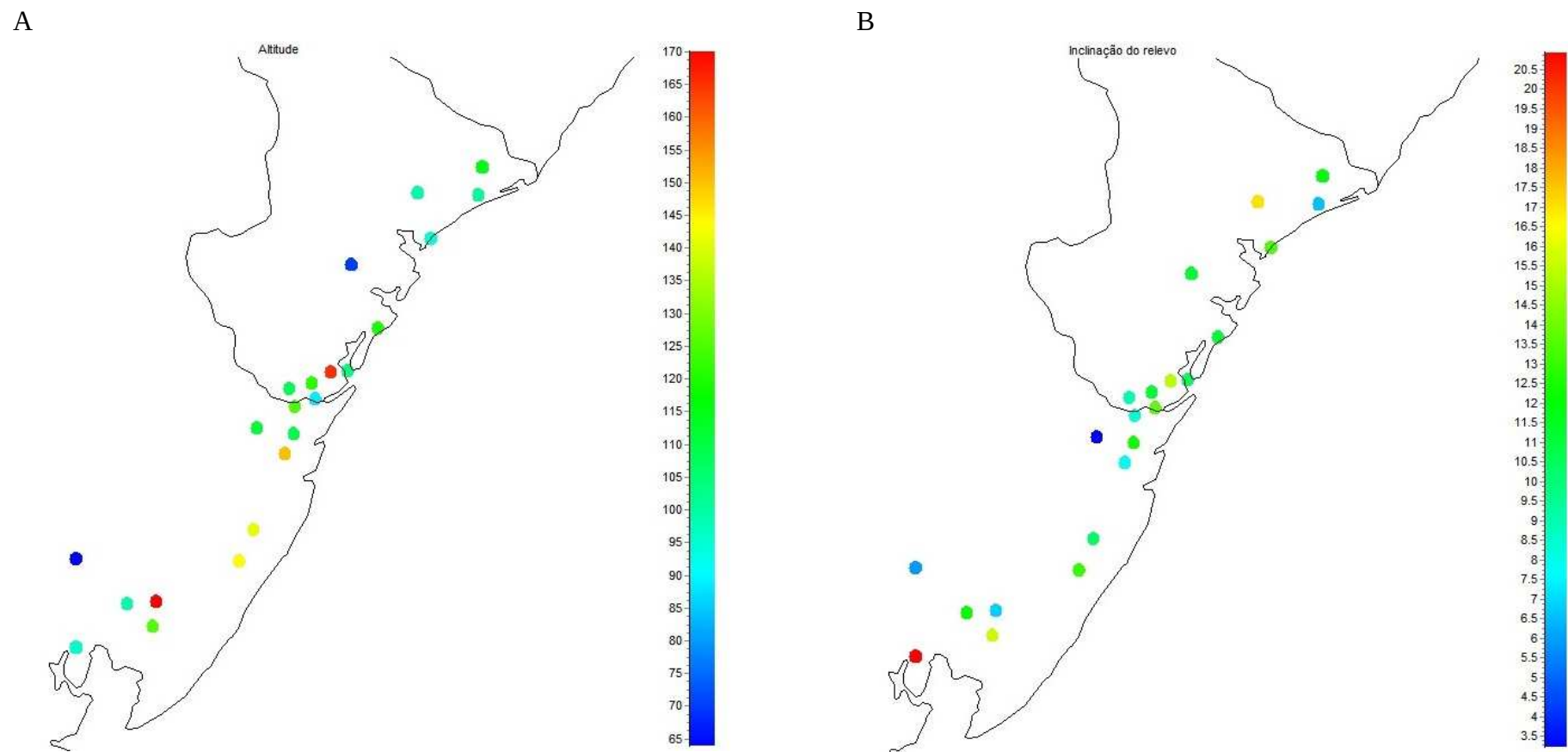


Figura 2.5 - Distribuição espacial dos valores médios de altitude (A) e inclinação do relevo (B) nos 22 fragmentos amostrados ao longo da área de estudo.

média dos fragmentos amostrados variou de 63 m.a.n.m. (Mangalô) a 170 m.a.n.m. (Campina). A média das altitudes médias dos fragmentos foi de $114,6 \pm 27,3$ m.a.n.m. Entretanto, a média dos desvios-padrão dos fragmentos amostrados foi de 57,6. Assim sendo, podemos considerar que a altitude apresentou uma variação modesta entre os fragmentos amostrados. Dessa forma, a altitude foi desconsiderada nas análises posteriores.

A inclinação média do relevo dos fragmentos amostrados foi de $11,2^\circ \pm 4,0^\circ$, sendo que houve grande variação entre as áreas. Na Serra de São Francisco, área com o relevo mais acidentado, a inclinação média foi de $21,0^\circ \pm 12,1^\circ$. Já na Fazenda Cedro, a mata mais plana da amostra, a inclinação média foi de apenas $3,2^\circ \pm 2,8^\circ$.

Tamanho do fragmento

O tamanho dos fragmentos florestais amostrados variou de 115 ha (Fazenda Dira) a 3497 ha (Lontra). Entretanto, essa variação pode ter sido ainda maior, já que não foi possível determinar a área do fragmento da Serra de São Francisco, que é provavelmente a maior mata da área de estudo e que foi estimada em 3000 ha por Sousa, Santos & Valente (2008). A Figura 2.6 mostra uma concentração dos fragmentos de maior porte (>1000 ha) na Bahia.

Testando a relação entre o tamanho dos fragmentos e as demais variáveis geográficas encontramos apenas coeficientes de correlação baixos ($< 0,47$) e nenhuma destas correlações foi significativa quando corrigimos o valor de p pelo método de Holm.

Variáveis climáticas e suas relações com as variáveis geográficas

Latitude e continentalidade tiveram muita influência nas variáveis climáticas, sendo que na área de estudo, a precipitação tendeu a diminuir em direção ao norte e a sazonalidade na precipitação, de forma contrária, aumentou em direção ao norte (Tabela 2.4). Assim, as áreas de Sergipe tenderam a ter menor quantidade de chuva, que foi



Figura 2.6 - Distribuição espacial dos tamanhos dos 22 fragmentos amostrados ao longo da área de estudo. O tamanho dos círculos é proporcional ao tamanho dos fragmentos.

mais concentrada em apenas uma época do ano, se comparadas com as áreas da Bahia. À medida em que seguimos em direção ao norte, também notamos um aumento nas temperaturas média e mínima (Tabela 2.4), o que é esperado, já que estas áreas recebem mais energia do sol. Entretanto, como a escala do trabalho não é muito ampla, a variação total nessas duas variáveis também não foi grande. A temperatura média variou entre 23,0°C (Mangalô), e 25,4°C (Faz. Santa Bárbara). Já a temperatura mínima variou entre 17,1°C, na área de Mangalô e 20,1°C, na fazenda Arauari.

À medida em que nos afastamos do litoral, as áreas se tornaram mais frias e com menor quantidade de chuvas. Além disso, as áreas mais continentais tenderam a ter uma maior variação sazonal na temperatura e chuvas mais bem distribuídas ao longo do ano (Tabela 2.4). Certa cautela deve ser tomada ao interpretar estas relações, já que boa parte das correlações não se mostraram significativas quando corrigimos o valor do p

para testes múltiplos através do método de Holm. Dessa forma, não podemos descartar que as correlações observadas tenham ocorrido ao acaso, devido ao grande número de correlações avaliadas. Devemos, portanto, enxergar estas relações apenas como tendências espaciais que ocorrem nas variáveis climáticas.

Tabela 2.4 - Coeficientes de correlação de Pearson (r) entre as variáveis geográficas e climáticas amostradas em cada um dos 22 fragmentos ao longo da área de estudo, com seus respectivos valores de p e valores de p corrigidos pelo método de Holm para testes múltiplos.

Variáveis geográficas	Variáveis climáticas	r	p	p(Holm)
Latitude	Precipitação anual total	0,49	0,0216	0,3024
	Sazonalidade na precipitação	-0,85	<0,0001	<0,0001
	Temperatura média	-0,70	0,0003	0,0060
	Temperatura mínima	-0,59	0,0038	0,0608
Continentalidade	Precipitação anual total	-0,45	0,0370	0,4440
	Sazonalidade na precipitação	-0,63	0,0019	0,0323
	Temperatura média	-0,65	0,0012	0,0216
	Temperatura mínima	-0,65	0,0011	0,0209
	Sazonalidade na temperatura	0,45	0,0367	0,4771
Altitude	Precipitação anual total	0,49	0,0207	0,3105

Várias correlações foram encontradas entre as variáveis climáticas (Tabela 2.5), de forma que a remoção de algumas variáveis se tornou necessária para evitar o problema de multicolinearidade (ver Métodos). Primeiramente, removeu-se a temperatura mínima. Como a temperatura mínima de 17,1°C, encontrada para a área de Mangalô, dificilmente é restritiva para a maior parte dos organismos, esta variável foi removida das análises. Nesse caso, a temperatura máxima, que pode atingir 32,0°C, na Fazenda Santa Bárbara, deve ser mais restritiva para os organismos, e portanto, mais influente no meio ambiente. Da mesma forma, a temperatura média se tornaria pouco significativa, já que não representa um extremo ao qual os organismos podem ser sensíveis.

Além disso, amplitude térmica e sazonalidade na temperatura refletem a diferença entre os extremos (máximo e mínimo) de temperatura. Como a temperatura mínima dificilmente apresenta grande importância ecológica na área de estudo, decidiu-se por remover, também, estas duas variáveis (amplitude térmica e sazonalidade).

Tabela 2.5 – Coeficientes de correlação de Pearson (r) entre as variáveis climáticas amostradas em cada um dos 22 fragmentos ao longo da área de estudo, com seus respectivos valores de p e valores de p corrigidos pelo método de Holm para testes múltiplos.

Variáveis climáticas		r	p	p(Holm)
Precipitação anual total	Sazonalidade na temperatura	-0,48	0,0252	0,3019
Sazonalidade na precipitação	Temperatura média	0,80	<0,0001	0,0002
	Temperatura mínima	0,81	<0,0001	<0,0001
	Sazonalidade na temperatura	-0,49	0,0202	0,2627
Temperatura máxima	Amplitude térmica	0,72	0,0002	0,0026
	Temperatura média	0,64	0,0015	0,0220
Temperatura média	Temperatura mínima	0,85	<0,0001	<0,0001
	Sazonalidade na temperatura	-0,42	0,0518	0,5694
Temperatura mínima	Amplitude térmica	-0,56	0,0067	0,0942
	Sazonalidade na temperatura	-0,80	<0,0001	0,0002
Amplitude térmica	Sazonalidade na temperatura	0,78	<0,0001	0,0003

Após a remoção destes parâmetros, restaram apenas três variáveis climáticas não correlacionadas entre si: temperatura máxima, precipitação e sazonalidade na precipitação. No extremo norte da área de estudo, a Fazenda Santa Bárbara foi a área mais quente, com temperatura máxima de 32,0°C. Já no extremo sudoeste da área de estudo, a mata de Mangalô apresentou a menor temperatura máxima (29,2°C). A variação de apenas 2,8°C entre os extremos de temperatura máxima indica que esta variável mudou pouco ao longo da área de estudo. À parte disso, houve uma concentração de áreas com alta temperatura máxima na região sul de Sergipe e na divisa deste estado com a Bahia (Figura 2.7A).

Já com relação à precipitação, pela Figura 2.7B, podemos constatar que os fragmentos mais ao sul da área de estudo recebem uma maior quantidade de chuva. Também é possível notar um decréscimo na precipitação à medida que a distância ao litoral aumentou. Estas tendências foram confirmadas pelas correlações da precipitação com a latitude e com a continentalidade, embora estas não tenham sido significativas quando o valor de p foi corrigido para testes múltiplos (ver acima). A precipitação também tendeu a aumentar com a altitude, embora tal relação também não tenha se mantido após a correção do valor de p. A média da precipitação anual total dos fragmentos amostrados foi de 1432,7±200,4 mm. A quantidade total de chuva variou de 1027 mm (Mangalô) e 1795 mm (Lontra), o que é uma variação considerável.

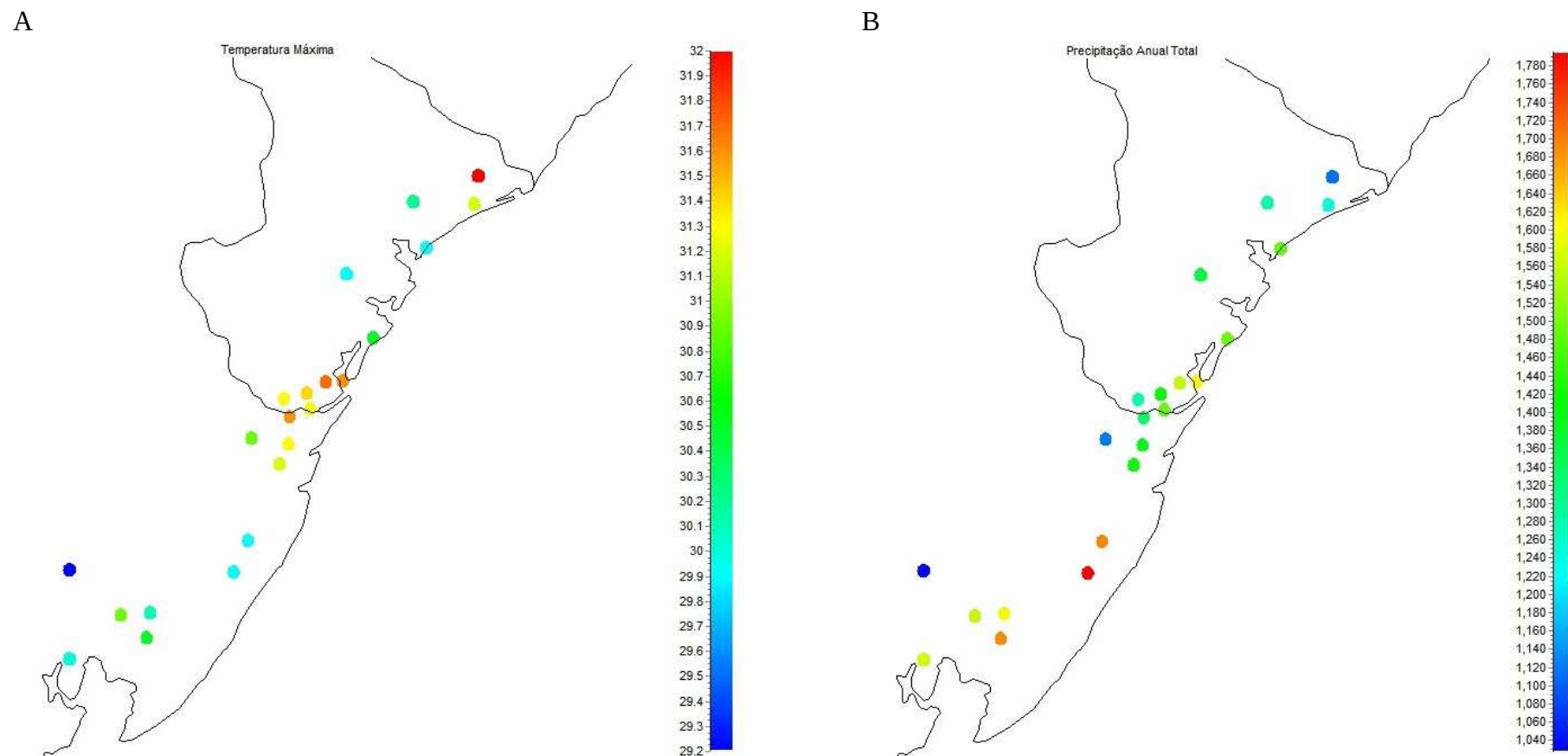


Figura 2.7 - Distribuição espacial dos valores de temperatura máxima (A) e precipitação anual total (B) ao longo dos 22 fragmentos amostrados na área de estudo.

A sazonalidade na precipitação, medida pelo coeficiente de variação da precipitação, apresentou um notório gradiente de crescimento em direção ao norte da área de estudo (Figura 2.8). Também podemos observar, de forma mais sutil, que as áreas mais interioranas tiveram menor sazonalidade na precipitação. Estas relações também foram confirmadas pelas correlações desta variável com a latitude e com a continentalidade (ver acima). A área de menor sazonalidade na precipitação foi Mangalô, no extremo sudoeste da área de estudo. Os fragmentos com maior sazonalidade foram as fazendas Santa Bárbara, Santana e Arauari, todas no norte de Sergipe.

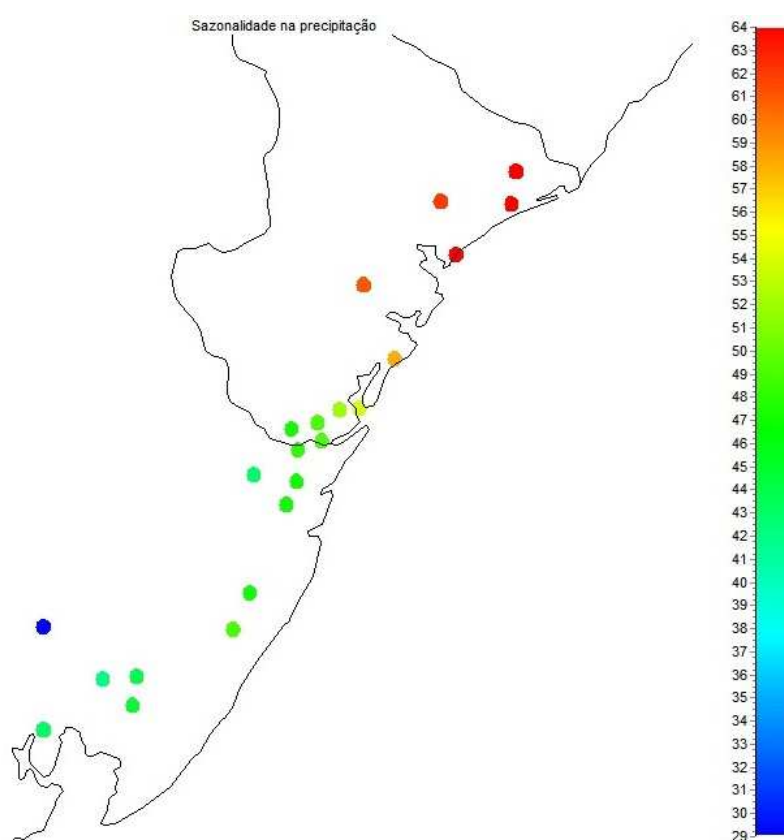


Figura 2.8 - Distribuição espacial dos valores de sazonalidade na precipitação ao longo dos 22 fragmentos amostrados na área de estudo.

Variáveis estruturais e sua relação com as variáveis abióticas (geográficas e climáticas)

Algumas correlações, significativas ou não após a correção do valor de p pelo método de Holm, foram encontradas entre as variáveis estruturais (Tabela 2.6). Diante

disso, essas variáveis foram então combinadas em uma análise de componentes principais, na qual extraiu-se apenas os dois primeiros eixos. Esses dois eixos em conjunto representaram 82,2% da variação total (Tabela 2.7).

Tabela 2.6 - Coeficientes de correlação de Pearson (r) entre as variáveis estruturais amostradas nos 22 fragmentos ao longo da área de estudo, com seus respectivos valores de p e valores de p corrigidos pelo método de Holm para testes múltiplos.

Variáveis estruturais		r	p	p(Holm)
Altura do dossel	Altura da primeira ramificação	0,79	<0,0001	0,0003
	Abertura do dossel	-0,59	0,0035	0,0421
	Área basal das árvores	0,51	0,0165	0,1154
	Visibilidade no sub-bosque	0,53	0,0104	0,1092
Altura da primeira ramificação	Abertura do dossel	-0,67	0,0007	0,0090
	Área basal das árvores	0,52	0,0130	0,1092
Abertura do dossel	Área basal das árvores	-0,53	0,0111	0,1092
Distância média das árvores ao ponto central	Área basal das árvores	0,54	0,0099	0,1092
	Visibilidade no sub-bosque	-0,69	0,0004	0,0056

O primeiro eixo da PCA concentrou 49,8% da variação na estrutura das matas (Tabela 2.7). Um valor alto nesse eixo significa uma área com um dossel alto, árvores altas, dossel fechado, e de certa forma, árvores mais grossas e sub-bosque pouco denso (Figura 2.9). Diante destas características, este eixo pode ser compreendido como resumindo a maturidade da mata. O segundo eixo da PCA concentrou 32,4% da variação na estrutura das matas (Tabela 2.7). Um valor alto para este eixo significa a presença de árvores finas (pouca área basal), próximas entre si e sub-bosque pouco denso. Assim sendo, este eixo não tem uma interpretação clara, simplesmente representando uma variação residual dos aspectos estruturais das matas.

O eixo da PCA que resumiu a maturidade da mata apresentou independência espacial. Já o segundo eixo da PCA apresentou valores significativos para o I de Moran na segunda e na quarta classes de distância. Por outro lado, devemos levar em conta que os valores do índice observados nessas classes não são altos e os valores de p são próximos do limiar de 0,05 (Tabela 2.8).

Tabela 2.7 - Autovalores, proporção da variação explicada, e cargas dos dois primeiros eixos da análise de componentes principais das variáveis estruturais amostradas nos 22 fragmentos ao longo da área de estudo. Os valores de carga mais representativos em cada eixo estão destacados em negrito.

Parâmetro	Eixo 1	Eixo 2
Autovalor	2,989	1,942
Proporção da variação explicada	49,8%	32,4%
<i>Cargas</i>		
Altura do dossel	0,911	0,017
Abertura do dossel	-0,808	0,165
Distância média das árvores ao ponto central	-0,257	-0,913
Altura da primeira ramificação das árvores	0,898	-0,084
Área basal das árvores	0,575	-0,752
Visibilidade no sub-bosque	0,550	0,712

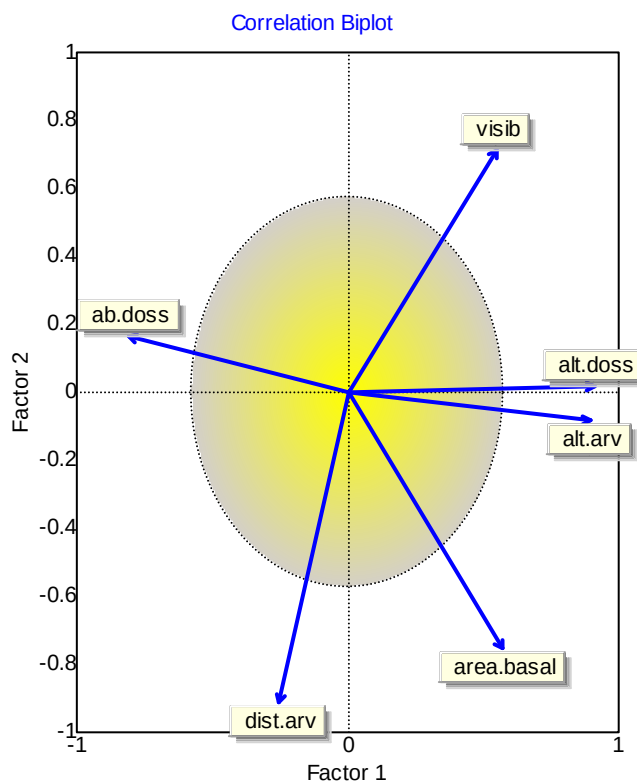


Figura 2.9 - Gráfico ilustrando as cargas de cada variável nos dois primeiros eixos da análise de componentes principais das variáveis de estrutura da vegetação mensuradas nos 22 fragmentos amostrados ao longo da área de estudo.

Tabela 2.8 - Valores dos índices I de Moran, em cinco classes de distância, dos dois primeiros eixos da análise de componentes principais que sintetizou as variáveis de estrutura das matas mensuradas nos 22 fragmentos ao longo da área de estudo. Os índices que tiveram significância no nível de $p \leq 0,05$ estão em negrito.

Classe (km)	Nº de pares	Eixo 1 (Maturidade da mata)	
		I de Moran	p
0 + 43,0	92	-0,151	0,254
43,1 + 85,5	90	0,083	0,501
85,6 + 133,1	90	-0,092	0,483
133,2 + 174,0	90	0,003	0,975
174,1 + 337,1	92	-0,108	0,281

Classe (km)	Nº de pares	Eixo 2	
		I de Moran	Erro Padrão
0 + 43,0	92	0,105	0,451
43,1 + 85,5	90	0,277	0,048
85,6 + 133,1	90	-0,041	0,773
133,2 + 174,0	90	-0,305	0,043
174,1 + 337,1	92	-0,220	0,063

Não notamos qualquer tendência clara na distribuição espacial do eixo da PCA que representa a maturidade das matas (Figura 2.10A). No caso do segundo eixo da PCA, notamos que as matas da Bahia tenderam a apresentar árvores mais finas e próximas umas das outras, e sub-bosque menos denso que as áreas de Sergipe (Figura 2.10B), havendo uma correlação negativa, fraca e marginalmente significativa entre esta variável e a latitude ($r = -0,42$; $n = 22$; $p = 0,0506$).

Como o eixo da PCA que representou a maturidade da mata não apresentou dependência espacial, a análise da relação desse eixo com as variáveis geográficas e climáticas foi feita através de regressão múltipla. Assim sendo, o modelo que melhor explicou este eixo relacionou esta variável apenas ao tamanho de fragmento, com esta variável explicando 16,2% da variação nesse aspecto estrutural da mata (Tabela 2.9). Dessa forma, apesar do modelo ter sido apenas marginalmente significativo, os fragmentos maiores tiveram uma tendência a apresentar árvores mais altas e grossas, dossel mais fechado e sub-bosque menos denso.

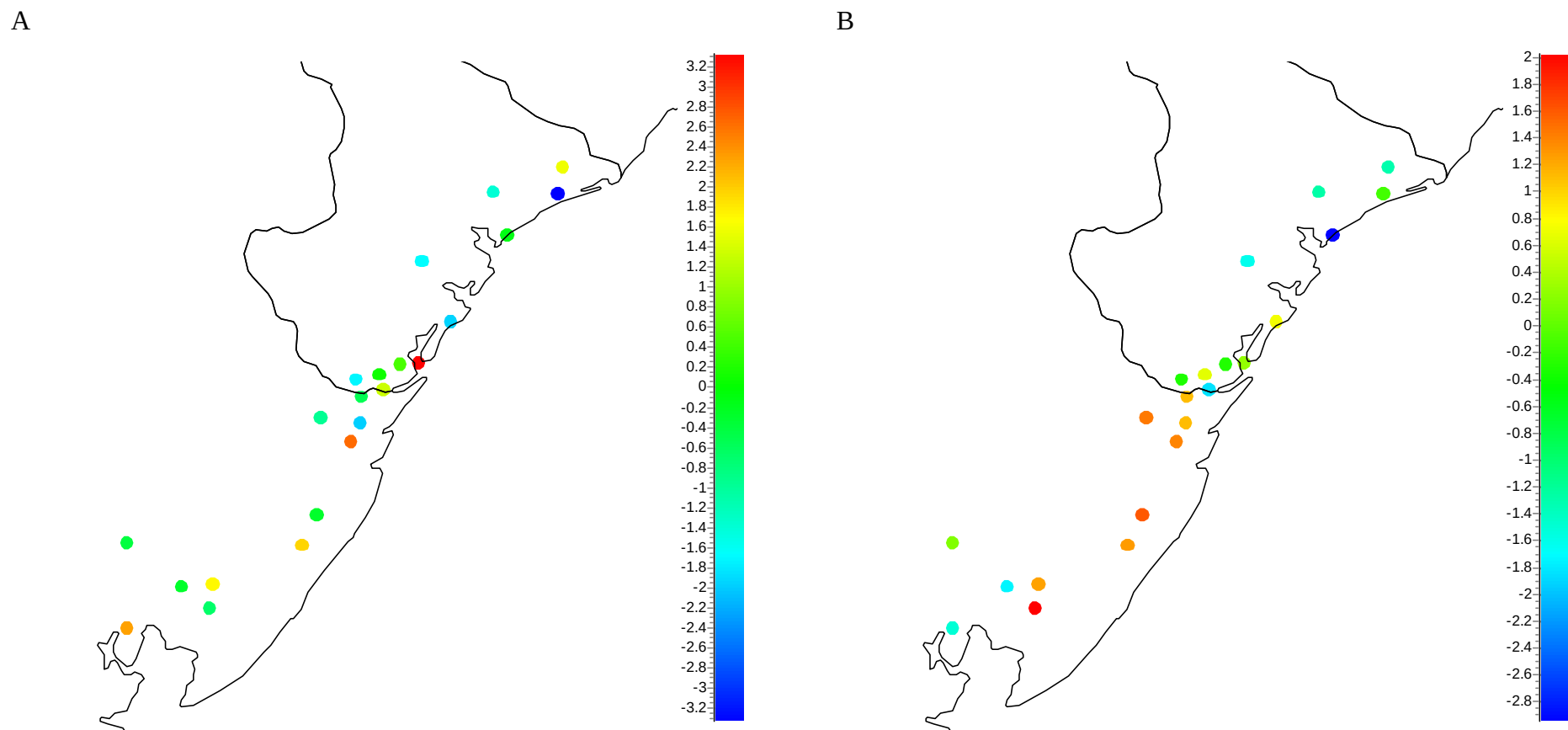


Figura 2.10 - Distribuição espacial dos valores do primeiro (A) e segundo (B) eixos da análise de componentes principais das variáveis da estrutura vegetacional mensuradas nos 22 fragmentos ao longo da área de estudo.

Para o segundo eixo da PCA, como houve autocorrelação espacial, um cuidado maior foi tomado nas análises. Entretanto, como os resíduos da regressão múltipla não se mostraram autocorrelacionados espacialmente no nível de significância de 0,05 (Figura 2.11), aceitou-se esse modelo como apropriado. O modelo que melhor explicou este eixo incluiu a inclinação no relevo e a precipitação anual total e explicou ao todo 37,6% da variação neste eixo (Tabela 2.9). Assim sendo, as matas com árvores mais finas e próximas umas das outras e com sub-bosque menos denso ocorreram principalmente em locais mais planos e com maior quantidade de chuvas.

Tabela 2.9 - Resultados das regressões múltiplas que relacionaram os dois primeiros eixos da análise de componentes principais que sintetizou as variáveis de estrutura das matas mensuradas nos 22 fragmentos ao longo da área de estudo, com as variáveis geográficas e climáticas.

Variável dependente:		Eixo 1 (Maturidade da mata)			
F:	3,861				
p:	0,063				
r ² :	0,162				
		Coeficiente	Erro Padrão	t	p
Intercepto		-4,212	2,171	-1,940	0,067
Tamanho dos fragmentos		1,531	0,779	1,965	0,063

Variável dependente:		Eixo 2			
F:	5,724				
p:	0,011				
r ² :	0,376				
		Coeficiente Padronizado	Erro Padrão	t	p
Intercepto		0,000	1,830	-1,292	0,213
Inclinação no relevo		-0,662	0,071	-3,225	0,005
Precipitação anual total		0,495	0,001	2,413	0,027

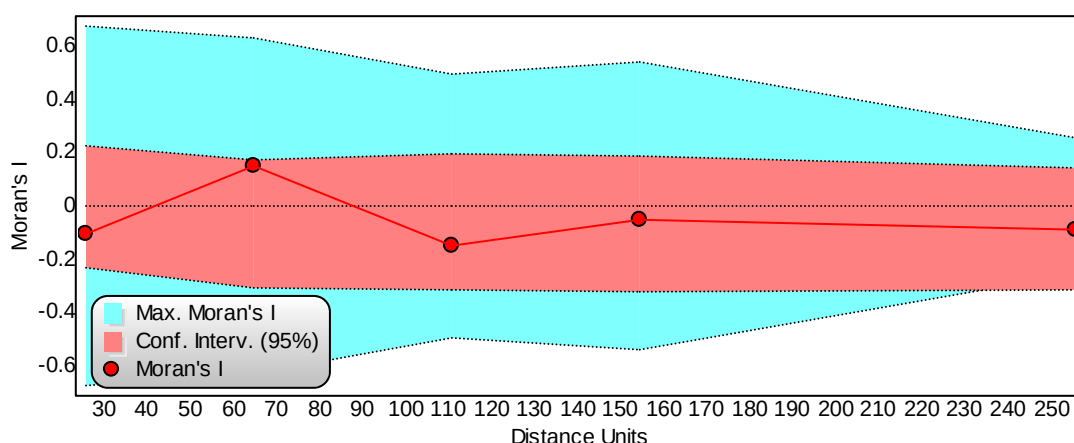


Figura 2.11 - Correlograma dos resíduos da regressão múltipla relacionando o segundo eixo da Análise de Componentes Principais das variáveis de estrutura das matas à precipitação anual total e à inclinação no relevo.

Variáveis de composição e sua relação com as variáveis bióticas e abióticas

Com relação às variáveis de composição, tanto os cipós quanto as bromélias apresentaram a tendência a aumentar de abundância em áreas mais afastadas do litoral (Tabela 2.10; Figura 2.12). Já para as palmeiras, não podemos notar nenhuma tendência espacial clara na abundância desses organismos. A área com maior abundância de palmeiras (Serra de São Francisco) situou-se no extremo sul da área de estudo. Além desta área, as demais áreas onde as palmeiras foram mais abundantes tenderam a se concentrar próximas à divisa dos dois estados da área de estudo (Figura 2.13A). Para os bambus, houve duas regiões de maior abundância destas plantas ao longo da área de estudo (Figura 2.13B). A primeira delas foi da região central de Sergipe até a divisa com a Bahia. A segunda delas, onde a abundância foi um pouco menor, foi a região sul da área de estudo, próximo ao Recôncavo Baiano.

Tabela 2.10 – Coeficiente de correlação de Pearson entre as abundâncias de cipós e de bromélias e a continentalidade, amostradas nos 22 fragmentos ao longo da área de estudo, com seus respectivos valores de p.

Variável de composição	Variável geográfica	r	p
Abundância de cipós	Continentalidade	0,44	0,0406
Abundância de bromélias	Continentalidade	0,61	0,0026

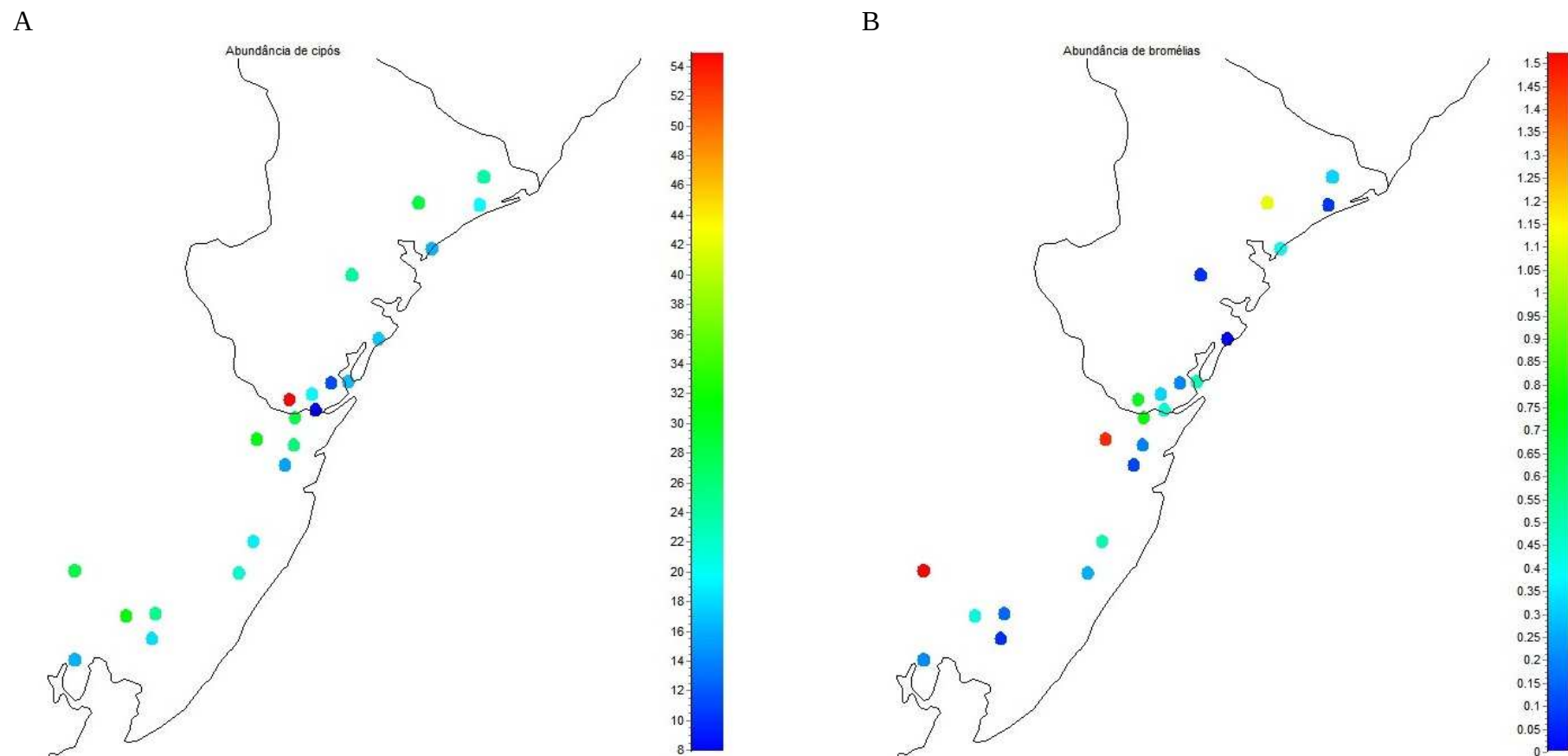


Figura 2.12 - Distribuição espacial das abundâncias de cipós (A) e de bromélias (B) ao longo dos 22 fragmentos amostrados na área de estudo.

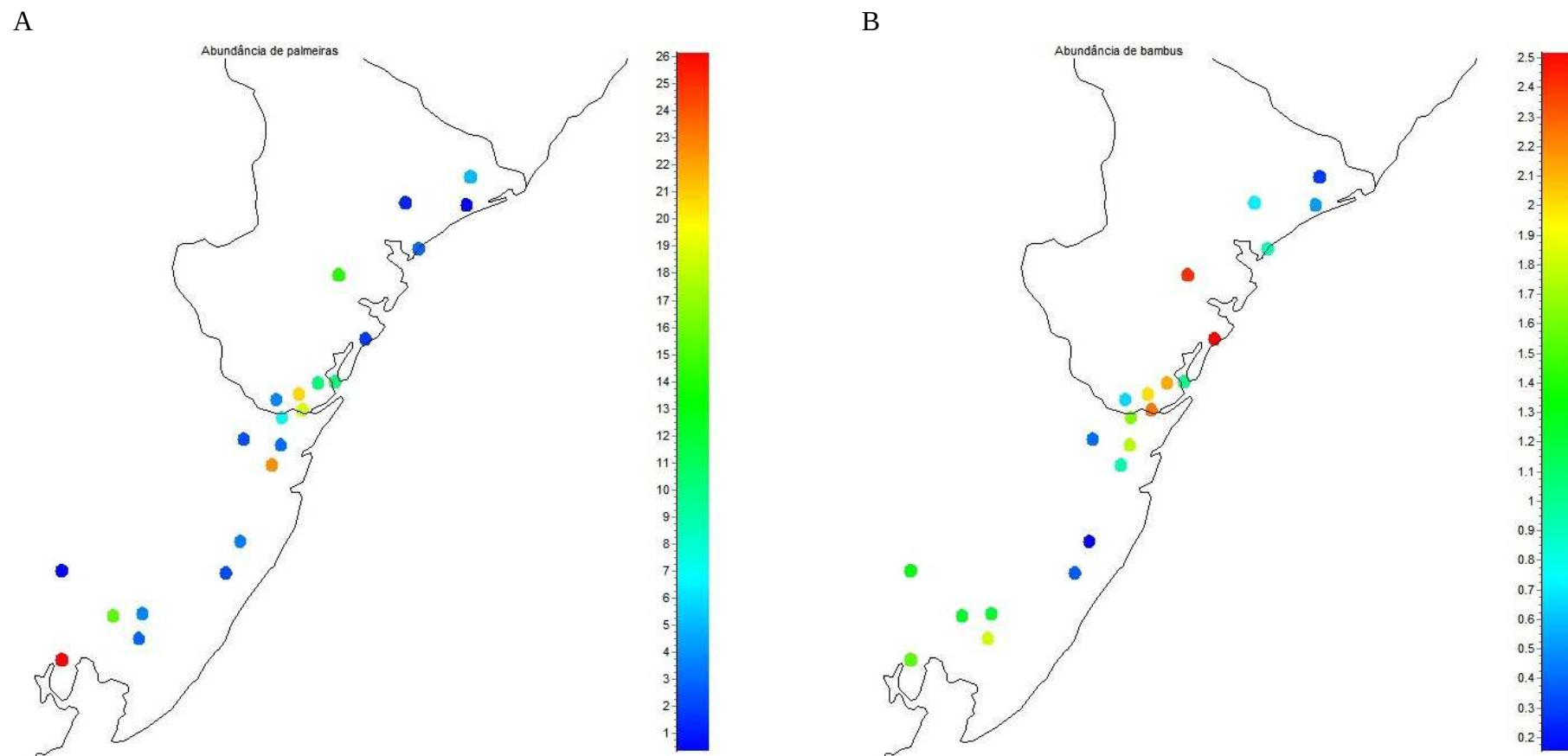


Figura 2.13 - Distribuição espacial das abundância de palmeiras (A) e de bambus (B) ao longo dos 22 fragmentos amostrados na área de estudo.

A média da abundância de cipós nas matas amostradas foi de $22,7 \pm 9,5$ cipós por ponto. O fragmento com maior abundância de cipós foi o da Fazenda Buji, onde foi encontrada uma média de 55,0 cipós em um raio de 3 m. Por outro lado, os cipós foram mais escassos na Fazenda Sabão, onde em um raio de 3 m encontrou-se uma média de 7,9 cipós. Portanto, a abundância de cipós variou de forma considerável ao longo da área de estudo.

O valor médio do índice de abundância de bromélias, que variou de 0 a 3 em cada ponto amostral, foi de $0,45 \pm 0,43$. Estas plantas foram extremamente raras em algumas localidades, como na Fazenda Trapsa, onde não foram registradas e nas fazendas Dira, Santana e Boa Nova, onde os índices de abundância de bromélias foram de 0,07. Já em Mangalô, as bromélias foram bastante abundantes, com o índice atingindo o valor de 1,53.

A abundância de palmeiras apresentou uma distribuição onde a grande maioria das áreas apresentou valores baixos e por conta disso, a mediana desta variável (3,7 palmeiras por ponto) foi bem menor que a média ($8,1 \pm 8,0$ palmeiras por ponto). A abundância de palmeiras variou de 0,3 palmeiras por ponto (Mangalô) a 26,2 palmeiras por ponto (Serra de São Francisco). Já o índice de abundância de bambus teve média de $1,26 \pm 0,73$, variando de 0,15 (Subaumirim) a 2,52 (Trapsa).

Quanto à estrutura espacial das variáveis de composição, as abundâncias de cipós, bromélias e palmeiras apresentaram independência espacial. Contudo, a abundância de bambus apresentou autocorrelação positiva a curtas distâncias, autocorrelação negativa a médias distâncias, voltando a apresentar autocorrelação positiva a distâncias mais longas (Tabela 2.11). Isso reflete a presença de agrupamentos de pontos onde os bambus foram abundantes intercalados por regiões onde estes foram raros (ver acima). Dessa forma, a análise da relação das abundâncias de cipós, bromélias e palmeiras com as variáveis preditoras foi feita através de regressões múltiplas, enquanto a análise da abundância de bambus foi feita através de modelos espaciais.

Considerando a relação dos cipós com as variáveis bióticas e abióticas, o melhor modelo indicou uma relação negativa com a precipitação anual total e explicou somente 17,6% da variação na abundância de cipós (Tabela 2.12). A abundância de bromélias foi maior em locais de menor precipitação e menor sazonalidade. O modelo com estas duas

Tabela 2.11 - Valores dos índices I de Moran, em cinco classes de distância, das variáveis de composição mensuradas nos 22 fragmentos amostrados ao longo da área de estudo. Os índices que tiveram significância no nível de $p \leq 0,05$ estão em negrito.

Classe (km)	Nº de pares	Abundância de cipós		Classe (km)	Nº de pares	Abundância de palmeiras	
		I de Moran	p			I de Moran	p
0 + 43,0	92	-0,166	0,171	0 + 43,0	92	0,048	0,737
43,1 + 85,5	90	-0,073	0,506	43,1 + 85,5	90	-0,078	0,539
85,6 + 133,1	90	-0,011	0,919	85,6 + 133,1	90	-0,193	0,162
133,2 + 174,0	90	0,007	0,944	133,2 + 174,0	90	-0,121	0,344
174,1 + 337,1	92	0,007	0,935	174,1 + 337,1	92	0,150	0,169

Classe (km)	Nº de pares	Abundância de bromélias		Classe (km)	Nº de pares	Abundância de bambus	
		I de Moran	p			I de Moran	p
0 + 43,0	92	-0,040	0,800	0 + 43,0	92	0,237	0,053
43,1 + 85,5	90	-0,237	0,066	43,1 + 85,5	90	-0,087	0,492
85,6 + 133,1	90	0,041	0,759	85,6 + 133,1	90	-0,445	0,005
133,2 + 174,0	90	-0,016	0,888	133,2 + 174,0	90	-0,197	0,151
174,1 + 337,1	92	-0,019	0,828	174,1 + 337,1	92	0,288	0,038

variáveis explicou 51,6% da variação na abundância de bromélias (Tabela 2.12). Já para as palmeiras, o melhor modelo que explicou a abundância desses organismos conteve o primeiro eixo da análise de componentes principais das variáveis estruturais, indicando que as palmeiras foram mais abundantes em florestas mais maduras. Este modelo explicou 24,9% da variação na abundância de palmeiras (Tabela 2.12). Por fim, a abundância de bambus não pode ser explicada por nenhuma das variáveis bióticas ou abióticas mensuradas no presente estudo.

Tabela 2.12 - Resultados das regressões múltiplas que relacionaram as variáveis de composição (abundâncias de cipós, bromélias e palmeiras) com as demais variáveis bióticas e abióticas mensuradas nos 22 fragmentos amostrados ao longo da área de estudo.

Variável dependente:		Abundância de cipós			
F:	5,478				
p:	0,0297				
r ² :	0,1758				
		Coeficiente	Erro Padrão	t	p
Intercepto		55,998	13,669	4,097	0,0005
Precipitação anual total		-0,022	0,009	-2,341	0,0297

Variável dependente:		Abundância de bromélias			
F:	10,122				
p:	0,0010				
r ² :	0,5160				
		Coeficiente Padronizado	Erro Padrão	t	p
Intercepto		0	0,644	5,154	<0,001
Precipitação anual total		-0,601	<0,001	-3,764	0,001
Sazonalidade na precipitação		-0,416	0,008	-2,604	0,018

Variável dependente:		Abundância de palmeiras			
F:	6,637				
p:	0,0180				
r ² :	0,2492				
		Coeficiente	Erro Padrão	t	P
Intercepto		8,1649	1,5009	5,440	<0,001
Maturidade da mata		2,2893	0,8886	2,576	0,018

Discussão

Estrutura das matas

Por serem ambientes altamente complexos, florestas tropicais apresentam uma série de relações entre as suas características estruturais. Vários estudos já mostraram que durante a sucessão ecológica a estrutura da floresta se altera de forma previsível com aumento da altura da mata, do diâmetro das árvores e do fechamento do dossel, e diminuição da densidade de árvores e do sub-bosque (Denslow & Guzman, 2000; DeWalt, Maliakal & Denslow, 2003; Montgomery & Chazdon, 2001; Saldarriaga *et al.*, 1988; Terborgh & Petren, 1991). Ao mesmo tempo, a ocorrência de distúrbios, seja de origem antrópica ou natural, conduziria a estrutura da mata no sentido contrário (Hietz, Buchberger & Winkler, 2006).

No entanto, existem algumas divergências entre estudos que relacionam a estrutura da mata com a sucessão. Em algumas matas, o pico de área basal das árvores pode ocorrer em estágios intermediários de sucessão, e não no estágio maduro como a maior parte dos estudos aponta (Denslow & Guzman, 2000). Outra divergência é em relação à densidade de árvores. A maioria dos estudos aponta um decréscimo da densidade ao longo do processo sucessional, mas Terborgh & Petren (1991) e Denslow & Guzman (2000) apontam menor densidade de árvores em estágios intermediários de sucessão. Estas diferenças estariam relacionadas às peculiaridades locais ou ao desenho amostral dos diferentes estudos.

No presente trabalho, a altura das árvores (e do dossel), abertura do dossel, área basal das árvores e densidade do sub-bosque estiveram correlacionadas e foram combinadas em um eixo de PCA que foi entendido como reflexo da maturidade da mata. Esta variável estaria, portanto, inversamente relacionada à intensidade e frequência de impactos ambientais sofridos pela mata. Dado que em fragmentos menores existe uma maior proporção de ambientes de borda, onde predominam estruturas de mata em estágio mais inicial de sucessão (Collinge, 1996; Tabarelli, Lopes & Peres, 2008), e considerando que quanto maior o fragmento, menor deve ser a atividade antrópica no seu interior, a correlação, mesmo que marginalmente significativa, entre este eixo e o tamanho dos fragmentos reforça a idéia desse eixo estar refletindo a maturidade da mata.

O segundo eixo da PCA representou matas com árvores finas, maior densidade de árvores e sub-bosque pouco denso. A presença de árvores finas e próximas entre si são características de estágios iniciais de sucessão (Denslow & Guzman, 2000; DeWalt, Maliakal & Denslow, 2003), enquanto o sub-bosque pouco denso é uma característica de florestas maduras (DeWalt, Maliakal & Denslow, 2003). Dessa forma, esse eixo não aparenta ter relação com o processo sucessional, representando apenas aspectos estruturais da mata. Esses aspectos ocorreram em áreas com relevo mais plano e com maior precipitação. A maior precipitação nas áreas com altos valores para esse eixo de PCA indica que a disponibilidade de água parece ser um fator importante moldando esses aspectos estruturais das matas. A ocorrência de árvores mais próximas e finas em locais de relevo mais plano contraria o encontrado por Denslow (1995), que diz que encostas possuem maior densidade de árvores mais finas devido a uma maior frequência de queda. Entretanto, devemos considerar que encostas muito íngremes foram extremamente raras na área de estudo, minimizando o efeito de tais quedas na estrutura das matas. O encontrado no presente trabalho deve, então, estar relacionado ao uso passado das matas (Freitas, Hawbaker & Metzger, 2010; Silva *et al.*, 2008). Locais mais planos favoreceriam a utilização das áreas para atividades econômicas e após um abandono dessas áreas, as matas estariam ainda em processo de regeneração. Além disso, em áreas mais planas ocorre uma menor incidência de luz no solo (Silva *et al.*, 2008), o que levaria a um sub-bosque menos denso.

Abundância de cipós

Cipós são plantas que investem muito pouco em tecido estrutural (Schnitzer, 2005), o que permite um investimento maior em tecidos fotossintéticos e raízes profundas (DeWalt *et al.*, 2010; Schnitzer, 2005). As raízes profundas fazem com que estas plantas consigam ter acesso à água mesmo quando esta está escassa para a maioria das demais plantas e, a partir disso, cipós conseguem crescer e até mesmo reproduzir durante períodos de restrição de água.

Os cipós também têm o crescimento favorecido em locais com alta incidência de luz (Engel, Fonseca & Oliveira, 1998; Schnitzer, 2005), o que favorece altas abundâncias desse tipo de planta em clareiras, bordas de mata e locais com alta taxa de

distúrbios (Arroyo-Rodríguez & Toledo-Aceves, 2009; DeWalt, Schnitzer & Denslow, 2000; Engel, Fonseca & Oliveira, 1998; Putz, 1984). Em locais com menor disponibilidade de água, a vegetação tende a ser mais baixa e mais aberta (Stephenson, 1990). Já em locais com maior sazonalidade na precipitação, as árvores tendem a perder suas folhas durante a estação seca, aumentando a incidência de luz nos estratos inferiores da mata (DeWalt *et al.*, 2010). Dada a menor restrição dos cipós à falta de água e a afinidade destas plantas com a alta incidência de luz, sua abundância também é favorecida em locais com menor precipitação e maior sazonalidade na precipitação (DeWalt *et al.*, 2010; Schnitzer, 2005; Schnitzer & Bongers, 2002).

No presente estudo, a abundância de cipós foi maior em áreas de menor precipitação, mas não foi encontrada uma relação com a sazonalidade na precipitação. A princípio, a explicação para isso poderia ser o grau de variação de cada uma dessas variáveis ao longo da área de estudo. Todavia, o coeficiente de variação foi semelhante entre elas (14,0% para a precipitação anual total e 17,6% para a sazonalidade na precipitação). Assim, a explicação mais plausível está em como estas variáveis se distribuíram pela área de estudo. Por exemplo, o fragmento de Mangalô apresentou o mais baixo nível de precipitação, mas também a menor sazonalidade na precipitação. O mais provável é que nessa localidade a baixa precipitação seja mais influente que a sazonalidade, sendo o estresse hídrico uma realidade que as plantas devem enfrentar. Essa hipótese é corroborada pela ocorrência de áreas com característica de estepe (Caatinga) nas mediações do fragmento. Da mesma forma, na mata da Fazenda Arauari, área de maior sazonalidade, a precipitação anual foi de quase 1500 mm, e possivelmente a água que se acumula durante a estação chuvosa faz com que as plantas não sofram tanto estresse hídrico durante a seca. Consequentemente, a precipitação total parece ser mais influente na ocorrência de estresse hídrico na área de estudo que a sazonalidade na precipitação e, por isso, essa variável foi mais importante para explicar a abundância de cipós.

Como cipós são mais abundantes em bordas de mata, era de se esperar que estes fossem mais abundantes em fragmentos menores, entretanto, o número de pontos amostrais nas bordas dos fragmentos foi pequeno em relação ao número total de pontos, o que pode ter impedido o encontro de uma relação entre abundância de cipós e tamanho de fragmento. Além disso, a forma dos fragmentos também é importante em

determinar a quantidade de borda que este possui e alguns fragmentos, mesmo sendo grandes, possuem uma grande proporção de bordas.

Vários trabalhos relacionam a abundância de cipós e a ocorrência de distúrbios (Arroyo-Rodríguez & Toledo-Aceves, 2009; Engel, Fonseca & Oliveira, 1998; Putz, 1984; Schnitzer & Bongers, 2002). Entretanto, estes trabalhos tiveram um desenho amostral voltado para detectar esta relação, onde o nível de distúrbios nas diferentes matas era conhecido. Esse não foi o caso no presente estudo, fato que pode ter obscurecido um pouco as relações entre a abundância de cipós e as demais variáveis. Essa pode ser, inclusive, a explicação para o baixo nível de variância na densidade de cipós explicada pelo modelo. Alguns trabalhos também reportam decréscimos da densidade de cipós com o aumento tanto da latitude quanto da altitude (Parthasarathy, Muthuramkumar & Reddy, 2004; Schnitzer, 2005; Schnitzer & Bongers, 2002), mas nesse caso, a baixa variação nesses fatores ao longo da área de estudo do presente trabalho explica porque tais relações com latitude e altitude não foram observadas.

Por último, características estruturais das matas podem influenciar a abundância de cipós. Uma maior abundância de cipós pode ocorrer em áreas com árvores mais grossas, o que foi atribuído a um maior tempo de existência destas árvores, que corresponderia a mais tempo para o desenvolvimento de um maior número de cipós (Homeier *et al.*, 2010; Pérez-Salicrup, Sork & Putz, 2001). Em florestas da Índia, foi encontrada uma relação negativa entre altura da mata e a abundância de cipós, que foi atribuída a características peculiares de uma das matas amostradas (Parthasarathy, Muthuramkumar & Reddy, 2004). Portanto, a relação entre a densidade de cipós e a estrutura das matas ainda não é bem estabelecida e pode ocorrer mais devido a peculiaridades locais.

Abundância de bromélias, palmeiras e bambus

O clima, além de estar relacionado com a abundância de cipós, também esteve relacionado à abundância de bromélias. A precipitação teve influência negativa na abundância dessas plantas, o que foi inesperado, já que epífitas tendem a ser mais abundantes em áreas mais úmidas (Gentry & Dodson, 1987). Entretanto, apesar de ser

um dos principais representantes de epífitas, bromélias podem ocorrer também no solo e em rochas nuas (Cogliatti-Carvalho & Rocha, 2001), sendo que na área de estudo, bromélias de solo, que sofrem menor restrição hídrica, foram mais comuns que as epífitas (Observação Pessoal). Além disso, bromélias podem ter adaptações para prosperar em ambientes com menor disponibilidade de água, que podem ser metabólicas, como o Metabolismo Ácido das Crassuláceas (CAM) e/ou morfológicas, como a formação de tanques para o armazenamento de água (Zotz & Hietz, 2001). Entretanto, diferentemente dos cipós, que possuem acesso a fontes mais estáveis de água nas profundezas do solo (ver acima), as bromélias seriam dependentes de um ambiente com menor sazonalidade na precipitação, onde estas podem captar periodicamente a água de que necessitam. De acordo com isso, Gentry & Dodson (1987) apontam que em ambientes secos é importante que a sazonalidade não seja muito alta ou que ao menos as bromélias tenham acesso a fontes de água como o orvalho.

Já com relação às palmeiras, estas foram mais abundantes nas matas mais maduras (matas com árvores mais altas e grossas, com o sub-boque mais ralo e dossel mais fechado), o que concorda com o encontrado por DeWalt, Maliakal & Denslow (2003) no Panamá. Já Cintra *et al.* (2005) e Eisrhardt *et al.* (2011) afirmam que palmeiras são mais abundantes em áreas com dossel mais aberto. Eisrhardt *et al.* (2011), no entanto, dizem que algumas espécies de palmeiras prosperam em florestas secundárias enquanto outras preferem ambientes mais bem preservados, e, dessa forma, podemos esperar variações nas abundâncias de palmeiras em relação à estrutura das matas dependendo da composição de espécies presentes na área. Assim sendo, a composição de espécies de palmeiras da área de estudo deve conter mais espécies favorecidas por florestas maduras do que espécies favorecidas por habitats perturbados.

Nenhuma das variáveis mensuradas se mostrou importante para explicar a abundância de bambus, entretanto, a nítida estruturação espacial dessa variável apontou para a existência de algum(ns) fator(es) ainda desconhecido(s) que pode(m) estar influenciando a abundância desse grupo de plantas na área de estudo. A intensidade de distúrbios de origem antrópica poderia ser apontada como um possível fator afetando a abundância de bambus (Gagnon & Platt, 2008; Tabarelli & Mantovani, 2000), entretanto a influência dos distúrbios pareceu improvável. Isso porque, embora a ocorrência de distúrbios não tenha sido mensurada, por percepção, estes pareceram mais

frequentes e intensos em uma região onde a densidade de bambus foi baixa: a área entre a Lontra e a Fazenda Juerana (ver Capítulo 4 e Figuras 1.3 e 2.13B). A forma de medição da densidade de bambus através de índices de abundância é, de certa forma, imprecisa, o que pode ter contribuído para a ausência de relação dessa variável com outras variáveis bióticas e abióticas.

CAPÍTULO 3

A INFLUÊNCIA DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS NA DENSIDADE DE *CALLICEBUS COIMBRAI* E IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO DA ESPÉCIE

Introdução

A abundância de uma espécie pode variar consideravelmente ao longo de sua distribuição geográfica (Brown, J., Mehlman & Stevens, 1995). Geralmente, poucas áreas tendem a ter maiores densidades de uma dada espécie, enquanto as demais áreas ao longo da distribuição apresentam densidades menores. Tudo isto estaria relacionado com o quanto o habitat satisfaz o nicho da espécie. Outra característica relacionada à abundância das espécies é a dependência espacial, ou seja, áreas próximas tendem a ter densidades mais similares entre si do que áreas distantes (Fortin & Dale, 2005). Esta última característica pode ser consequência de similaridades entre os ambientes ou da movimentação de indivíduos entre áreas próximas.

Fatores abióticos, como o clima, podem afetar a abundância das espécies principalmente quando ocorrem variações abruptas e situações extremas (Solomon, 1949). Quando as condições climáticas são favoráveis, a regulação da densidade em populações fechadas (i.e. sem migração) de uma espécie ocorre principalmente por predação, parasitismo e competição (Pianka, 1972; Sinclair, 2003). Em primatas, os estudos geralmente relacionam o controle da densidade com a abundância e qualidade dos recursos alimentares (Anderson, Cowlshaw & Rowcliffe, 2007; Oates *et al.*, 1990; Rode *et al.*, 2006). As interferências antrópicas no ambiente (e.g. distúrbios) também podem afetar a densidade de primatas, principalmente, através da modificação da estrutura dos habitats e da caça (Balcomb, Chapman & Wrangham, 2000; Isaac & Cowlshaw, 2004; Johns, A. & Skorupa, 1987). Por último, alguns estudos têm relacionado a densidade de populações de primatas ao tamanho dos fragmentos ocupados (Cristóbal-Azkarate *et al.*, 2005; Ferrari *et al.*, 2003; Umapathy & Kumar, 2003).

Diversas variáveis ambientais (i.e. variáveis climáticas e da estrutura e composição das florestas) afetam direta ou indiretamente a adequabilidade do habitat para os primatas. Estes fatores influenciam a disponibilidade de alimento, a existência de locais seguros para o pernoite, a pressão de predação, e o gasto energético dos primatas, afetando dessa forma, suas densidades (e.g. Hamard, Cheyne & Nijman, 2010; Johns, A. D., 1986; Worman & Chapman, 2006). Em alguns casos, medir um fator que regula a abundância de uma espécie é mais fácil que medir a própria abundância da espécie (Balcomb, Chapman & Wrangham, 2000) e dessa forma, áreas de alta densidade podem ser identificadas de forma indireta. Esse conhecimento das áreas de maior densidade esperada da espécie permite que sejam adotadas medidas de conservação mais efetivas, com melhor relação custo/benefício. Além disso, o conhecimento de características que favorecem a espécie pode nortear o manejo do habitat para que esta possa atingir maiores densidades (Marsh, 2003).

Apesar da importância de estudos que visem compreender os fatores que afetam a densidade das espécies para a conservação destas, trabalhos com tais objetivos concentram-se mais nos primatas do velho mundo e no gênero neotropical *Alouatta* (e.g. Anderson, Cowlshaw & Rowcliffe, 2007; Cristóbal-Azkarate *et al.*, 2005; Oates *et al.*, 1990; Peres, 1997). Uma exceção é o trabalho de Pinto *et al.* (2009), onde as densidades de cinco gêneros de primatas ocorrentes no sudeste do Brasil foram relacionadas com fatores ambientais e antrópicos. Nesse trabalho, a densidade de *Callicebus* se mostrou relacionada com a intensidade de atividades agrícolas no entorno das áreas, ao tamanho do fragmento, à precipitação e à temperatura. O presente estudo objetivou identificar quais variáveis ambientais influenciam a densidade de *Callicebus coimbrai* ao longo de toda a distribuição da espécie no nordeste do Brasil, de forma a subsidiar um plano de conservação para esta espécie.

Métodos

Escolha dos fragmentos e amostragem das variáveis ambientais

A escolha dos fragmentos amostrados foi descrita no Capítulo 1. A amostragem das variáveis ambientais foi descrita no Capítulo 2.

Amostragem da densidade

Alguns métodos são comumente utilizados para amostrar a densidade de primatas, como a medição de áreas de vida (Brugiere & Fleury, 2000; Dacier *et al.*, 2011) e levantamentos através de transectos lineares (Chiarello & Melo, 2001; Hilário *et al.*, 2012; Pinto, L. P. S. *et al.*, 1993; Price, Piedade & Wormell, 2002). O uso de *playback* para tal finalidade é menos comum, tendo esse método sido aplicado em alguns trabalhos (Costa, 2009; Dacier *et al.*, 2011; Kierulff, 1993; Morais Jr., 2005; Rocha, 2011). Apesar de haver grande variação nas abordagens da amostragem por *playback*, a vantagem destas metodologias seria a obtenção dos resultados com um menor tempo de amostragem (Costa, 2009; Morais Jr., 2005). Dentre as metodologias já empregadas para a avaliação da densidade de primatas por *playback*, a que associa o *playback* com a abordagem de transecto em ponto, detectando quantos grupos se localizam em um raio fixo a partir de cada ponto amostral (e.g. Kierulff & Rylands, 2003; Morais Jr., 2005), pareceu ser mais adequada para o presente estudo, principalmente pelo fato de possibilitar estimativas em um intervalo menor de tempo, o que permite incluir mais áreas na amostragem.

Para a amostragem da densidade de guigós, transectos com pontos amostrais a cada 200 m foram percorridos. Essa distância entre pontos foi escolhida por corresponder à maioria das respostas de *Callicebus* ao *playback* em estudos anteriores (Costa, 2009; Rocha, 2011). Como não era possível determinar com precisão a distância em que o grupo estava do ponto amostral, as respostas ao *playback* eram registradas independentemente se estavam próximas ou distantes do observador. Os transectos seguiam sempre a mesma direção, a não ser que houvesse a necessidade de curvá-los para que o ponto amostral não ficasse fora da mata. Em cada ponto amostral foi tocado um trecho de dois minutos de uma gravação da vocalização tipo "dueto" de um grupo de *Callicebus personatus* retirada do CD "Sounds of Neotropical Rainforest Mammals" (Emmons, Whitney & Ross, 1997), variando-se a direção do megafone de forma a cobrir um ângulo de 360°. Existem diferenças entre as vocalizações de machos, de fêmeas e os duetos, com estas causando respostas diferentes (Kinzey & Robinson, 1983; Robinson, 1981). O dueto foi escolhido por ser a principal forma de contato intergrupar (Robinson, 1981).

Após o *playback*, todas as vocalizações de guigós e seus respectivos ângulos de origem eram registrados em um intervalo de dez minutos. Caso o mesmo grupo vocalizasse mais de uma vez (vocalização vinda da mesma direção e aparentemente da mesma distância), estas vocalizações eram consideradas apenas como um registro. Para remover parte da influência do ponto anterior e do deslocamento do pesquisador até o ponto amostral só foram consideradas as vocalizações que estivessem a no máximo 135° em qualquer sentido (horário ou anti-horário) a partir da direção que estivesse sendo seguida (Figura 3.1). Caso o grupo ou indivíduo solitário de guigó se aproximasse do ponto amostral, a sua presença era registrada independentemente do ângulo no qual este fosse detectado.

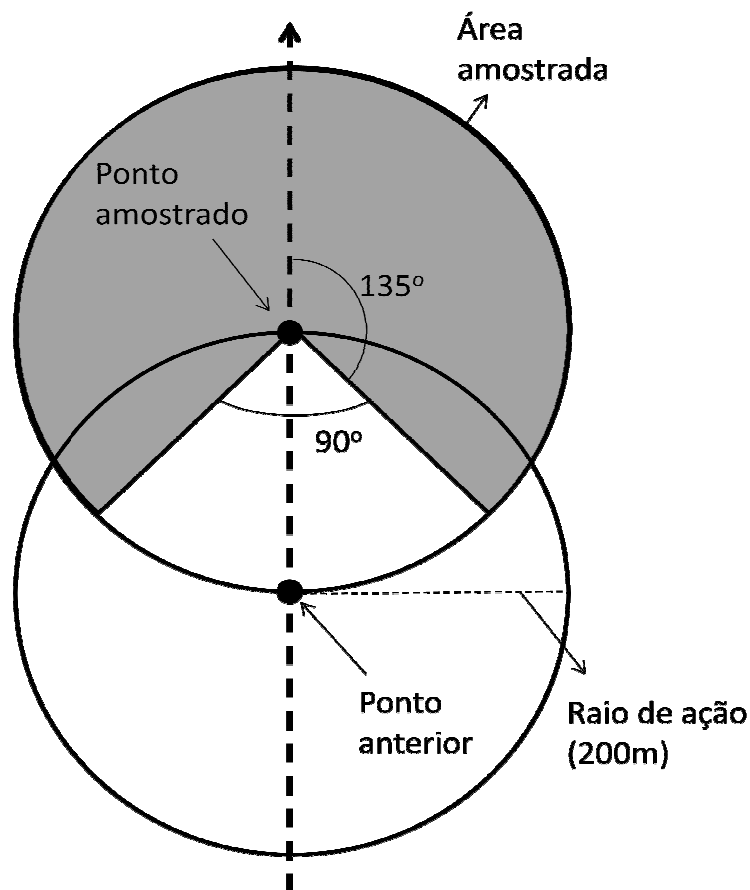


Figura 3.1 – Ilustração da área amostrada em cada ponto de *playback* durante a amostragem da densidade de *Callicebus coimbrai* no presente estudo. O transecto é seguido de baixo para cima (seta pontilhada). A área considerada amostrada em cada ponto é delimitada por um ângulo de 135° para cada lado a partir da direção em que o transecto é seguido (área sombreada), reduzindo a área de sobreposição amostrada com o ponto anterior.

Para verificar a necessidade de se excluir essa porção da área amostrada de cada ponto, um gráfico foi feito representando a frequência de respostas em cada classe de ângulos a partir da direção do transecto (Figura 3.2). Pelo gráfico podemos ver que, de fato, existe uma menor probabilidade de registrar respostas na área de sobreposição entre um determinado ponto e o ponto anterior, em especial acima de 140° . Isso reforça a decisão de remover as vocalizações que estivessem a mais de 135° a partir da direção do transecto.

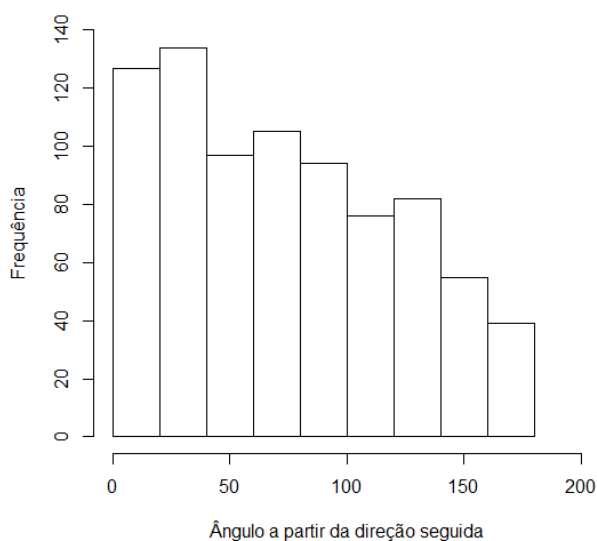


Figura 3.2 - Variação da frequência de respostas de *Callicebus coimbrai* ao *playback* durante a amostragem de densidade no presente estudo, por classes de ângulos de 20° a partir da direção do transecto.

Em janeiro de 2010, a intensidade da vocalização (tipo dueto) de um grupo cativo de *Callicebus nigrifrons* foi medida com um decibelímetro no zoológico de Belo Horizonte. Foi detectado que a intensidade da vocalização varia, nos momentos de pico, entre 78 e 81 dB a uma distância de quatro metros. Esse valor foi utilizado para calibrar o volume de emissão do som do *playback*. Entretanto, percebeu-se, em campo, que o *playback* calibrado para emitir o som variando entre 97 e 100 dB a quatro metros de distância (potência máxima do aparelho) provocava um número maior de respostas e, portanto, essa intensidade de som foi utilizada na amostragem. Antes de cada manhã de

amostragem, o volume do som era medido para verificar se estava na mesma intensidade das demais manhãs.

Sete minutos depois do *playback* de guigó ter sido emitido, ainda durante o intervalo de anotação, era tocado um trecho de 40 segundos de uma gravação de *long call* (phee call - Epple, 1968) do sagui-comum, *Callithrix jacchus*, gravada por Nicola Schiel. A ocorrência de saguis nas proximidades do ponto amostral era registrada no mesmo intervalo de dez minutos, quer eles tenham respondido ao *playback*, quer eles tenham se manifestado espontaneamente antes do *playback* de *C. jacchus* ser tocado. O intervalo entre o *playback* de guigós e o *playback* de saguis foi feito porque os primeiros minutos após o *playback* de guigós correspondem ao período de maior taxa de respostas. Portanto, o *playback* de saguis era tocado quando a probabilidade de ocorrência de vocalização de guigós era mais baixa. A Figura 3.3 mostra um esquema da metodologia empregada em cada ponto de *playback*.

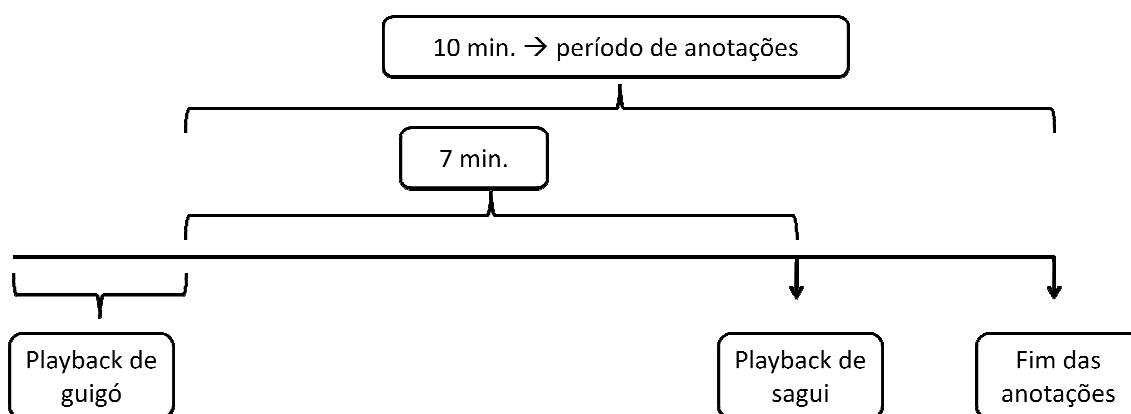


Figura 3.3 - Esquema da metodologia empregada em cada ponto de *playback* durante a amostragem da densidade de *Callicebus coimbrai* no presente estudo.

Nos primeiros fragmentos amostrados, após o intervalo de dez minutos era tocada uma gravação de *long call* de *Cebus apella*, também retirada do CD "Sounds of Neotropical Rainforest Mammals" (Emmons, Whitney & Ross, 1997). Mas logo se percebeu que os macacos-prego (*Cebus xanthosternos*), mesmo estando nas proximidades dos pontos amostrais, não respondiam ao *playback*. Desta forma, preferiu-

se suspender a amostragem da densidade de macacos-prego e considerar somente se estes estavam presentes ou ausentes no fragmento amostral. Em todas as matas onde *Cebus xanthosternos* foi considerado presente, ele foi observado ou escutado durante a amostragem. A única exceção foi a Fazenda Campina, onde apesar dos 12 dias de trabalho, os macacos-prego não puderam ser detectados. Mesmo assim, estes foram considerados como presentes com base em relatos de moradores locais e de um biólogo que realiza trabalhos nessa mata apontando a presença da espécie (Sidney S. Santos, Comunicação Pessoal). Além disso, existe um relatório do IESB (Instituto de Estudos Sócio-Ambientais do Sul da Bahia) e da CI - Brasil (Conservação Internacional do Brasil) no qual a presença de *C. xanthosternos* é relatada para a mesma área (Kierulff *et al.*, 2005). Nas áreas onde houve a coincidência de relatos de moradores locais desconhecendo a presença da espécie e da não detecção desta por parte do observador, a espécie foi considerada como ausente.

Um índice que reflete a densidade de guigós através do número de respostas obtidas por ponto amostral foi utilizado, sendo que os diferentes dias de amostragem foram considerados como replicações. Como alguns pontos estiveram próximos à borda dos fragmentos, os valores dos índices de densidade foram corrigidos pela proporção de área de mata em um raio de 200 metros a partir de cada ponto amostral. Dessa forma, o índice de densidade (ID) segue a seguinte fórmula:

$$ID = \frac{R}{P \times A}$$

onde R é o número de respostas válidas por dia, P é o número de pontos amostrais por dia e A é a proporção dos pontos amostrais que corresponde a área de mata. Para saguis, como não houve mais de uma resposta em nenhum dos pontos amostrados, o índice de densidade foi considerado como a proporção dos pontos em que houve o registro da espécie.

Para as matas da Serra de São Francisco e do Ass. Rainha dos Anjos não foi possível registrar o perímetro dos fragmentos por ausência de imagens de satélite apropriadas. Já para a Faz. Buji, os pontos de GPS foram perdidos. Por isso, a correção do índice de densidade destas matas demandou uma abordagem indireta. Assim, dividiu-se o valor dos índices de densidade não corrigidos, pelos índices corrigidos em

cada fragmento onde essa correção pôde ser calculada, obtendo-se um fator de conversão para cada área. A média desses fatores foi então utilizada para corrigir os índices de densidade da Serra de São Francisco, do Ass. Rainha dos Anjos e da Faz. Buji.

Em cada fragmento a amostragem da densidade foi feita em três dias, iniciando-se entre quinze e trinta minutos após o nascer do sol (o início da amostragem, portanto, variou de 5:20 h a 6:05 h) e encerrando-se às 10:00 h. Esse intervalo foi escolhido por ser o horário com maior probabilidade de respostas de *Callicebus* ao *playback* (Costa, 2009). Como foi percebido que a ocorrência de chuva alterava a taxa de resposta dos guigós ao *playback*, os dias em que choveu durante o período de amostragem não foram considerados para as análises, sendo então a amostragem repetida em um dia sem chuva.

Análise dos dados

Para avaliar se houve diferença significativa entre os fragmentos na quantidade de pontos amostrais por dia, na quantidade total de pontos amostrais e no número de sessões por intervalo de hora, foram feitos testes chi-quadrado no *software* R (R Core Team, 2012). A variação da densidade ao longo da área de estudo foi avaliada a partir de um mapa construído no *software* SAM (Rangel, Diniz-Filho & Bini, 2010). A avaliação da dependência espacial do índice de densidade de guigós e nos resíduos da regressão múltipla foi feita a partir do índice I de Moran (veja Capítulo 2).

Para selecionar o melhor modelo que explicou a densidade de guigós foi utilizada a ferramenta de seleção de modelos do SAM, onde são rodadas regressões múltiplas (*Ordinary Least Squares* - OLS) com todas as combinações possíveis de variáveis independentes e apresentados os respectivos AICcs (Critérios de informação de Akaike corrigidos para pequenas amostras). O modelo com menor AICc foi então avaliado para ver se satisfazia às condições de ausência de autocorrelação nos resíduos e ausência de multicolinearidade entre as variáveis independentes.

A presença de multicolinearidade entre as variáveis independentes, pode representar um problema para análises estatísticas (Tabachnick & Fidell, 2007). Essa

condição foi verificada através do número de condicionamento (CN - *Condition Number*) e do fator de inflação de variância (VIF - *Variance Inflation Factor*) aceitando como apropriados os modelos com CN menores que 30 e VIF menores que 10 (Quinn & Keough 2002).

Resultados

Em todo o trabalho foram feitas 614 sessões de *playback*. Estas sessões tiveram uma distribuição homogênea entre as classes de horário, com exceção da classe antes das 6:00 h, devido à variação no horário de nascimento do sol (Tabela 3.1; $\chi^2 = 5,1449$; gl = 3; p = 0,1615). Somando-se as sessões feitas antes das 6:00 h com as do intervalo entre 6:00 e 7:00, os fragmentos amostrados não diferiram em frequência de sessões por intervalo de hora ($\chi^2 = 13,2759$; gl = 54; p = 1,000).

O número de sessões de *playback* variou de oito a 13 (média: $10,8 \pm 1,3$) entre os diferentes dias de amostragem devido a diferenças no horário do nascer do sol e a dificuldades de deslocamento em algumas matas, o que fazia o intervalo de tempo entre os pontos ser maior. Com isso, também houve uma variação no número total de pontos em cada área (24 a 36; média: $32,3 \pm 3,7$). Contudo, não houve diferença significativa entre os fragmentos para o número de pontos de *playback* por dia ($\chi^2 = 1,4204$; gl = 36; p = 1,000), nem para o número total de pontos ($\chi^2 = 7,4300$; gl = 18; p = 0,986). Desta forma, a quantidade de pontos amostrais por fragmento e a distribuição desses pontos por classe de horário não representaram problemas para as análises.

Em cada ponto amostral, a situação mais frequente foi não haver nenhuma resposta ao *playback* (210 casos; 33,6%). A ocorrência de uma ou duas respostas também foi bastante comum, com a ocorrência de um número maior de respostas sendo progressivamente menos frequente (Figura 3.4). O máximo de grupos registrados em um único ponto foi seis (apenas um caso).

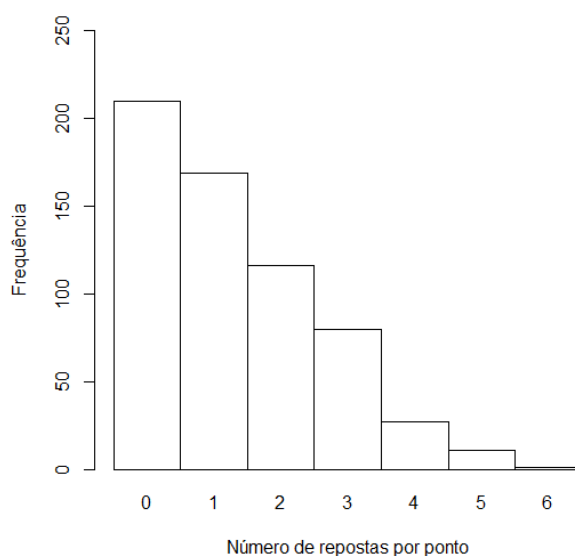


Figura 3.4 - Distribuição do número de respostas de *Callicebus coimbrai* ao *playback* por ponto amostral no presente estudo.

Os dados mostram que a técnica de *playback* foi mais eficiente nas primeiras horas do dia, sendo que tanto a proporção de sessões de *playback* em que houve ao menos uma resposta, quanto o número médio de respostas por sessão foram maiores nos primeiros intervalos de hora (Tabela 3.1).

Tabela 3.1 - Dados da amostragem da densidade de *Callicebus coimbrai* por *playback* no presente estudo: número de sessões, taxa de sucesso de resposta e média de respostas por ponto em cada intervalo de hora.

Horário	Nº de sessões	Sessões com resposta	Taxa de resposta	Média de respostas por sessão
5 - 6	56	40	71,4%	1,75
6 - 7	160	117	73,1%	1,59
7 - 8	126	88	69,8%	1,41
8 - 9	137	91	66,4%	1,31
9 - 10	129	68	52,7%	1,08

Ao todo, foram feitos 809 registros da presença do guigó, dos quais 94 foram descartados por serem vocalizações escutadas na zona de interferência do ponto anterior. Dos 715 registros válidos, apenas 37 foram registros visuais. Em média, $1,9 \pm 1,1$ indivíduos por grupo foram observados durante 30 registros visuais (nos outros sete registros visuais o tamanho de grupo não foi anotado), sendo que em 13 encontros somente um indivíduo foi detectado e em outros 10 encontros somente dois indivíduos foram detectados. Os maiores grupos observados tiveram cinco (duas observações) e quatro (uma observação) indivíduos.

O índice de densidade de *C. coimbrai* variou bastante ao longo da área de estudo. A Faz. Boa Nova foi a localidade onde se obteve o menor número de respostas por ponto, sendo que o índice de densidade nessa área foi de apenas 0,16 respostas por ponto. Já as matas do Ass. Pau Torto e da Faz. Buji foram os locais de maior abundância da espécie, com índices maiores que 2,50 respostas por ponto (Tabela 3.2). Um aspecto que deve ser ressaltado é a respeito dos coeficientes de variação dos índices de densidade. Estes variaram de 0,05 a 0,90, apresentando um valor médio de 0,42 e mediana de 0,37. Esses altos coeficientes de variação refletem diferentes resultados obtidos em diferentes dias amostrais no mesmo fragmento, e, como trechos distintos das matas eram percorridos nos diferentes dias, podemos concluir que a distribuição dos guigós dentro de cada fragmento florestal não é homogênea, havendo locais de maior concentração desses primatas. Além disso, em algumas matas, essa heterogeneidade na distribuição dos guigós é maior do que em outras.

As matas com maior densidade de guigós se concentraram no sul de Sergipe (Figura 3.5). Podemos notar também que existe uma lacuna na área de ocorrência de *C. coimbrai* entre o Recôncavo Baiano e a área próxima à divisa da Bahia com Sergipe. Essa lacuna será tratada no Capítulo 4.

Devido à agregação das áreas com maior densidade em uma mesma região e das áreas com menor densidade nas demais regiões, o índice de densidade apresentou dependência espacial, com autocorrelação positiva até 36,2 km, passando a mostrar uma autocorrelação negativa entre 36,3 a 180,8 km e voltando a apresentar autocorrelação positiva a partir de então (Tabela 3.3).

Tabela 3.2 - Valores do índice de densidade de guigós, *Callicebus coimbrai* (número de respostas por ponto de *playback*), com seus respectivos desvios-padrão e coeficientes de variação; valores dos índices de densidade de saguis, *Callithrix jacchus* (quantidade de pontos com resposta positiva) e presença de macacos-pregos, *Cebus xanthostenos*, em cada um dos 19 fragmentos amostrados no presente estudo.

Área	Índice de densidade de guigós	Desvio-padrão	Coeficiente de variação	Índice de densidade de saguis	Presença de Macacos-Prego
Faz. Santa Bárbara	0,69	0,16	0,23	0,24	Não
Faz. Santana	1,22	0,69	0,56	0,07	Sim
RVS Mata do Junco	0,86	0,35	0,40	0,21	Não
Faz. Arauari	1,34	0,58	0,44	0,21	Sim
Faz. Dira	0,62	0,46	0,75	0,24	Não
Faz. Trapsa	0,75	0,56	0,75	0,17	Sim
Faz. Crasto	1,97	0,36	0,18	0,09	Não
Ass. Pau Torto	2,56	0,64	0,25	0,26	Não
Faz. Escôncio	2,26	0,58	0,26	0,12	Não
Faz. Buji	2,51	0,75	0,30	0,06	Não
Faz. Sabão	1,89	0,76	0,40	0,28	Não
Faz. Cruzeiro	1,51	0,43	0,29	0,22	Não
Faz. Cedro	0,74	0,56	0,76	0,06	Não
Faz. Bonito	0,75	0,41	0,55	0,00	Sim
Pov. Mangalô	1,33	0,43	0,32	0,14	Não
Faz. Campina	1,16	0,37	0,32	0,03	Sim
Ass. Rainha dos Anjos	1,06	0,05	0,05	0,17	Não
Faz. Boa Nova	0,16	0,14	0,90	0,12	Não
Serra de São Francisco	1,57	0,58	0,37	0,16	Sim
Média	1,31	0,47	0,42	0,15	-
Mediana	1,22	0,46	0,37	0,16	-

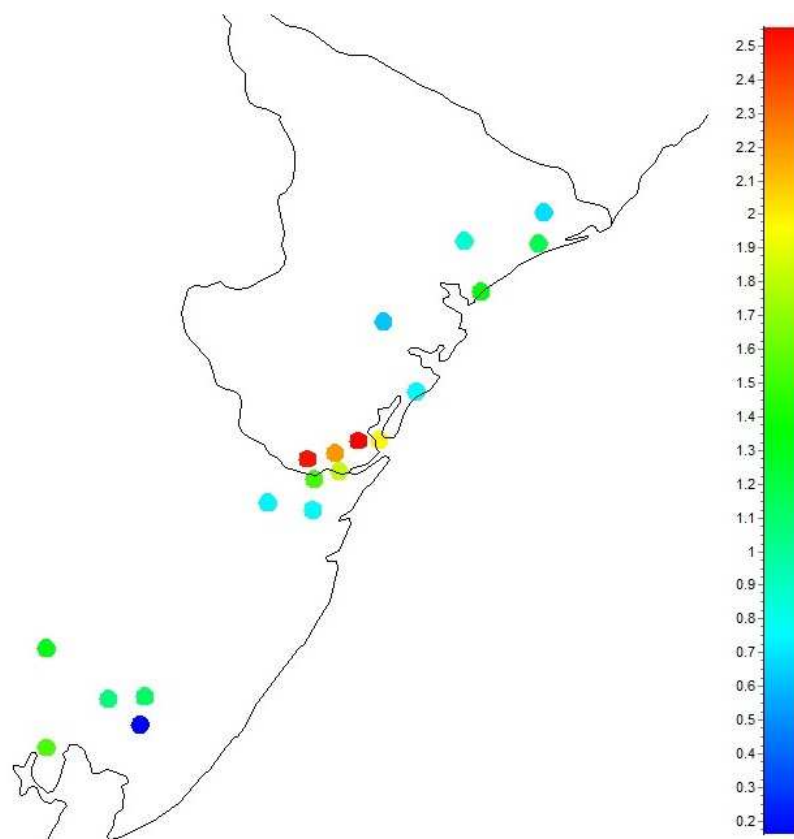


Figura 3.5 - Variação dos índices de densidade de *Callicebus coimbrai* (número de respostas por ponto de *playback*) nos 19 fragmentos amostrados ao longo da área de estudo.

Tabela 3.3 - Valores dos índices I de Moran, em cinco classes de distância, do índice de densidade de *Callicebus coimbrai* (número de respostas por ponto de *playback*), que foi registrado para cada um dos 19 fragmentos amostrados ao longo da área de estudo. Os índices que tiveram significância no nível de 0,05 estão em negrito.

Classe (km)	Nº de pares	Índice de densidade	
		I de Moran	p
0 ± 36,2	68	0.454	0.003
36,3 ± 89,5	66	-0.421	0.012
89,6 ± 139,8	66	-0.121	0.406
139,9 ± 180,8	66	-0.533	0.006
180,9 ± 337,0	68	0.269	0.064

Durante as análises, foi feita uma seleção de modelos no SAM com as variáveis abióticas, de composição e considerando aos eixos da PCA como variáveis estruturais (ver Tabela 3.4). Entretanto, nesse caso, nenhum modelo se mostrou significativo. A partir disso, decidiu-se desmembrar os eixos da análise de componentes principais que

representam as variáveis estruturais nas suas variáveis de origem (altura das árvores, altura do dossel, abertura do dossel, distância das árvores ao ponto central, área basal das árvores e visibilidade no sub-bosque). Essa medida foi tomada porque existe uma perda de informação ao se condensar variáveis em eixos através da análise de componentes principais, e tal perda pode ofuscar relações entre essas variáveis e a densidade de *C. coimbrai*. Após a inclusão destas variáveis, a seleção de modelos foi rodada novamente.

Tabela 3.4 - Categorização das variáveis utilizadas na análise da identificação dos fatores preditores da densidade de *Callicebus coimbrai*. Para detalhes das variáveis, ver o Capítulo 2.

Categoria	Variáveis
Abióticas	
Geográficas	Altitude; Inclinação do relevo; Tamanho do fragmento
Climáticas	Precipitação anual total; Sazonalidade na precipitação; Temperatura máxima
Bióticas	
Estruturais	1º eixo da PCA (Maturidade da mata); 2º Eixo da PCA
De composição	Densidade de saguis; Presença/ausência de Macaco-prego; Abundâncias de Cipós, Bromélias, Palmeiras e Bambus

O modelo que incluiu distância das árvores ao ponto central, área basal das árvores, visibilidade no sub-bosque e abundância de cipós foi o que melhor explicou a densidade de guigós (Tabela 3.5), tendo explicado, ao todo, 68,1% da variação desta. Apesar da presença de autocorrelação espacial na variável dependente (índice de densidade de guigós), não houve autocorrelação significativa nos resíduos da regressão múltipla (Figura 3.6), dispensando a aplicação de modelos espaciais para a análise. A distância das árvores ao ponto central esteve correlacionada com a visibilidade no sub-bosque e com a área basal das árvores (Capítulo 2), entretanto, como o número de condicionamento (CN) foi de 3,534 e o fator de inflação de variância (VIF) da distância das árvores ao ponto central foi de apenas 3,308, foi considerado que estas correlações não representaram problemas para a análise. Assim sendo, os guigós ocorreram em

maiores densidades em áreas com árvores grossas e próximas entre si, sub-bosque denso e grande quantidade de cipós.

Tabela 3.5 - Resultados da regressão múltipla que relacionou o índice de densidade de guigós, *Callicebus coimbrai*, às variáveis ambientais mensuradas nos 19 fragmentos amostrados ao longo da área de estudo.

Variável dependente	Índice de densidade de guigós			
F:	7,467			
p:	0,002			
r ² :	0,681			
	Coefficiente Padronizado	Erro Padrão	t	p
Intercepto	0,000	2,335	5,377	<0,001
Distância das árvores ao ponto central	-1,372	0,007	-4,997	<0,001
Área basal das árvores	1,070	0,003	4,316	<0,001
Visibilidade no sub-bosque	-0,938	0,047	-4,527	<0,001
Abundância de cipós	0,488	0,013	2,527	0,0250

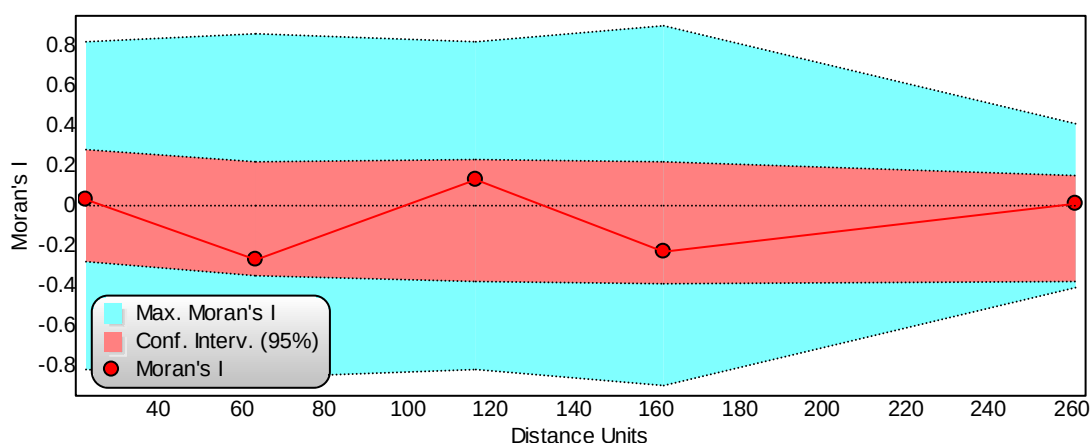


Figura 3.6 - Correlograma dos resíduos da regressão múltipla relacionando o índice de densidade de *Callicebus coimbrai* com a distância das árvores ao ponto central, área basal das árvores, visibilidade no sub-bosque e abundância de cipós.

Discussão

O presente trabalho mostra que uma grande proporção da densidade de guigós pode ser explicada por características estruturais da mata. *Callicebus coimbrai* apresentou maior densidade em áreas com sub-bosque mais fechado, maior densidade

de árvores, árvores mais grossas e maior abundância de cipós, o que condiz com uma maior biomassa vegetal nas matas e com uma provável maior quantidade de recursos disponíveis para a espécie.

A ocorrência de altas densidades de guigós em matas com árvores mais próximas entre si condiz com uma maior quantidade de potenciais fontes de alimento para *C. coimbrai*. Além disso, árvores mais próximas entre si poderiam reduzir os custos de deslocamento (Heiduck, 2002). Já a maior densidade de guigós em áreas com árvores mais grossas pode ser explicada pelo fato de que estas árvores produzem quantidades maiores de frutos (Chapman *et al.*, 1992).

O fato da visibilidade do sub-bosque ter sido uma variável relevante para explicar a densidade de guigós está de acordo com a espécie utilizar mais os estratos médio e inferior das matas (Carrillo-Bilbao, di Fiore & Fernández-Duque, 2005; Kinzey, 1981; Souza-Alves, 2010). Assim, um sub-bosque mais denso pode representar uma maior quantidade de substrato para o forrageio de *C. coimbrai*. Além disso, um sub-bosque mais denso pode representar também uma maior proteção contra predadores (Boinski *et al.*, 2003). Por outro lado, a predação de primatas é raramente observada e em locais como a área de estudo, onde existe uma depauperação da fauna de possíveis predadores de guigós, como mamíferos carnívoros, aves de rapina e grandes serpentes (Cisneros-Heredia, León-Reyes & Seger, 2005; Luna *et al.*, 2010; Wagner, Castro & Stevenson, 2009), a taxa de predação pode ser irrelevante como determinante da densidade de guigós.

Um dos estudos feitos sobre a dieta de *C. coimbrai*, mostrou que os cipós tem uma relevância acentuada na dieta dessa espécie, representando 28,2% dos itens vegetais ingeridos pelos guigós (Souza-Alves *et al.*, 2011). Assim sendo, parece provável que os cipós sejam importantes na dieta de *C. coimbrai* também em outros fragmentos florestais e essa seria a explicação para a relação entre a abundância de cipós e a densidade de guigós.

A ausência de relação da densidade de guigós com a densidade de saguis ou com a presença de macacos-prego indica que a competição com demais frugívoros deve ser relativamente pouco importante para *C. coimbrai*. Além de serem potenciais competidores, macacos-prego também podem predação de guigós (Sampaio &

Ferrari, 2005) e a presença de *Cebus xanthosternos* foi apontada como uma potencial causa de menor densidade de *C. coimbrai* em alguns fragmentos florestais (Chagas & Ferrari, 2011). No presente estudo, *Cebus xanthosternos* esteve ausente nas áreas com maior densidade de guigós (sul de Sergipe), mas uma relação negativa entre estas duas espécies não foi detectada no modelo. Desta forma, é provável que a competição entre estas duas espécies não seja muito intensa e que os eventos de predação sejam raros.

Apesar de Chagas & Ferrari (2011) terem apontado maiores densidades de *C. coimbrai* em fragmentos menores, a relação entre a densidade de guigós e o tamanho do fragmento não foi confirmada no presente estudo. A diferença no tamanho dos fragmentos incluídos nas amostragens explicariam essas diferenças entre os dois estudos, já que Chagas & Ferrari avaliaram apenas fragmentos de porte bastante reduzido (5 a 118 ha), onde os menores desses fragmentos estão sujeitos a um adensamento forçado dos guigós. Tal situação foi contornada no presente estudo pela inclusão apenas de fragmentos maiores que 100 ha.

A termorregulação é um importante aspecto da vida dos primatas e pode afetar seu comportamento (Caselli & Setz, 2011). No entanto, variáveis climáticas não apresentaram relevância na predição da densidade de guigós no presente estudo. Isso contrasta com o estudo de Pinto *et al.* (2009), onde a densidade de *Callicebus* esteve relacionada a baixas temperaturas e alta precipitação. Diferenças no tamanho e na localização das áreas de estudo podem explicar essa divergência entre os dois trabalhos, já que Pinto *et al.* (2009) analisaram a variação da densidade em uma área bem mais ampla e mais ao sul que o presente trabalho.

À parte dos cipós, que tendem a ser mais abundantes em áreas com maior quantidade de distúrbios (Arroyo-Rodríguez & Toledo-Aceves, 2009; Engel, Fonseca & Oliveira, 1998; Putz, 1984; Schnitzer & Bongers, 2002), os demais aspectos estruturais das matas que influenciaram a densidade de guigós (árvores grossas e próximas entre si, e sub-bosque denso) condizem com as características de matas em estágio avançado de sucessão, porém antes de atingir a maturidade (Terborgh & Petren, 1991). Desta forma, o presente trabalho concorda com estudos prévios em detectar que os guigós são favorecidos por matas mais preservadas (Chiarello, 1995; Heiduck, 2002; Souza-Alves, 2010).

Apesar de ser comum, a presença de dependência espacial na densidade de seres vivos merece consideração. A dependência espacial pode vir de processos exógenos, como a influência de variáveis ambientais, e de processos endógenos, como a migração (Fortin & Dale, 2005). Entretanto, dado o espaçamento de ao menos 10 km entre os fragmentos amostrados e a ocorrência de feições da matriz hostis para um primata, pode-se assumir que os fatores endógenos seriam irrelevantes para a dependência espacial na densidade de guigós no presente estudo, sendo esta atribuída, portanto, à relação com variáveis ambientais, históricas e pressões antrópicas. Desta forma, a dependência espacial observada no presente estudo está relacionada principalmente à similaridade ambiental observada nas áreas próximas entre si.

O tamanho de grupo registrado no presente estudo provavelmente foi subestimado, já que durante a resposta ao *playback* os indivíduos imaturos podem não se deslocar em direção à vocalização (Robinson, 1981). Desta forma, as sete contagens de grupos com três ou mais indivíduos representam observações mais fidedignas, e resultam em uma média de 3,7 ind./grupo. Esse valor se assemelha à estimativa de 3,6 indivíduos feita por Chagas & Ferrari (2011) para *C. coimbrai*, refletindo melhor o tamanho de grupo típico para a espécie.

Limitações do presente estudo

Apesar de ter tido um desenho amostral cuidadosamente pensado, o presente estudo apresentou certas limitações. A maior parte dessas limitações esteve relacionada à restrição de tempo para a amostragem. Frente ao grande número de fragmentos visitados, qualquer método que demandasse muito tempo não poderia ser utilizado. Entretanto, os resultados apresentados aqui mostram sentido biológico e concordam com aspectos ecológicos de *Callicebus* já relatados por outros autores, mostrando que a despeito das limitações, o presente estudo atingiu o seu objetivo.

O próprio número de fragmentos amostrados, apesar de representar um esforço grande de campo, é pequeno diante dos requerimentos propostos para modelos espaciais (> 30 , mas recomendável que seja ≥ 100 ; Fortin & Dale, 2005). Entretanto, incluir mais fragmentos na amostra foi impossível não só pelo tempo de amostragem, como também

pela carência de fragmentos florestais disponíveis que satisfizessem os pré-requisitos estabelecidos.

Como a unidade que responde ao *playback* é o grupo, o presente estudo foi capaz de detectar somente diferenças na densidade de grupos entre os fragmentos. Caso haja diferenças no tamanho dos grupos entre áreas distintas, esse fator afetaria a densidade, mas não seria detectado na amostragem. Todavia, a estrutura social dos grupos de *Callicebus* parece ser razoavelmente inflexível (Kinzey, 1981), e dessa forma, diferenças no tamanho de grupo entre áreas amostradas parecem improváveis.

No presente estudo, a influência antrópica nos fragmentos (caça, retirada de madeira, etc.) não foi mensurada. Apesar desses aspectos potencialmente afetarem a densidade de primatas (Balcomb, Chapman & Wrangham, 2000; Isaac & Cowlishaw, 2004; Johns, A. & Skorupa, 1987), o desconhecimento do histórico de distúrbios na mata e a impossibilidade de se estabelecer critérios objetivos e de rápida mensuração impediu que estes aspectos fossem considerados. Além disso, o encontro de uma relação entre a ocorrência de distúrbios e a densidade de primatas é complicado pelo fato de que primatas adultos conseguem tolerar grandes alterações no seu habitat, e assim, mudanças na densidade de adultos podem demorar muitos anos para aparecer (Johns, A. & Skorupa, 1987; Struhsaker, 1976). Por outro lado, a mensuração de aspectos estruturais do ambiente, de certa forma, considera também as alterações na estrutura das matas ocorridas por impactos antrópicos.

Considerações para a conservação de Callicebus coimbrai

Os resultados do presente estudo são extremamente importantes para subsidiar um plano de conservação para *Callicebus coimbrai*. A partir deles podemos apontar duas estratégias principais para a conservação da espécie. A primeira delas seria a conversão do bloco de mata da Serra de São Francisco em uma unidade de conservação (UC). Essa medida conta com vários pontos favoráveis. Além de ser uma área com densidade de guigós acima da média, o grande tamanho do fragmento o torna o único capaz de reter mais de 95% da heterozigosidade genética da sua população em longo prazo (Jerusalinsky, 2013).

A ocorrência de *Cebus xanthosternos* em uma aparente alta densidade na Serra de São Francisco (Observação pessoal) também confere a ela uma importância especial, já que as áreas com maiores densidades de guigós (sul de Sergipe) não apresentaram a presença de macacos-prego. Dessa forma, a possibilidade de proteger duas espécies ameaçadas de primatas torna-se um forte argumento para a criação de uma UC na Serra de São Francisco. Favorável a essa possibilidade, ainda existe o fato de que essa localidade é reconhecida como uma área importante para a conservação de aves (Important Bird Area - Devekey & Goerck, 2009), abrigando ao menos seis espécies de aves ameaçadas de extinção (Sidnei S. Santos, Comunicação Pessoal) e abriga também uma sub-espécie de onça parda (*Puma concolor greeni*) que encontra-se ameaçada de extinção e o catitu (*Pecari tajacu*), que é bastante raro na área de estudo (L. Jerusalinsky, Comunicação Pessoal).

A criação de uma UC na região ainda teria a facilidade de que grande parte da mata pertence a assentamentos rurais, ou seja, já é de posse pública, e assim seria necessária somente a negociação entre órgãos públicos e não a desapropriação de tais áreas. Além disso, o proprietário da fazenda na qual a amostragem foi feita (Faz. Campina do município de Cachoeira), cuja mata soma cerca de 900 ha, manifestou espontaneamente a vontade de que a área seja convertida em UC.

O relevo muito acidentado, ao mesmo tempo em que dificulta atividades econômicas na área, confere a esta uma beleza natural e a existência de várias nascentes e quedas d'água, que também são aspectos interessantes para justificar uma UC. Caso a área seja transformada em parque, poderiam ser estabelecidas trilhas de visitação que levassem a um mirante no alto da serra, de onde é possível ter uma bela visão da Baía de Todos os Santos e da cidade de Salvador, garantindo um potencial turístico para esta UC.

Uma segunda estratégia para a conservação de *C. coimbrai* envolveria a criação de um mosaico de áreas protegidas no sul de Sergipe. Pesa a favor dessa estratégia o fato dessa ser a região que concentra o maior número de fragmentos com a presença confirmada da espécie (Jerusalinsky, 2013) e onde esta atinge as maiores densidades populacionais. Por outro lado, nenhuma dessas populações seria grande o suficiente para manter 95% da heterozigosidade genética no longo prazo (Jerusalinsky, 2013). Portanto, a conexão de dois ou mais fragmentos seria interessante, criando maiores

populações ou metapopulações na região, e amortizando a possibilidade de extinção da espécie (Hanski, 1998).

A criação de corredores florestais, entretanto, não é uma tarefa simples, demandando recursos e devendo ser negociada com os proprietários de terra. Nesse sentido, o novo código florestal pode ser um aliado. Esse código estabelece que os proprietários terão que recompor a vegetação nativa nas margens dos rios (Lei nº 12.651/2012, Art. 7º), e tais matas podem tornar-se ligações entre os fragmentos. Além disso, proprietários que necessitem recompor suas reservas legais (Lei nº 12.651/2012, Art. 66º) poderiam ser convencidos a fazer isso de forma a conectar os fragmentos da região. Nesse caso, a utilização de sistemas agroflorestais, onde o produtor consegue produzir na área enquanto a mata se estabelece (Amador & Viana, 1998), pode ser um argumento a mais para o convencimento dos proprietários. Nos sistemas agroflorestais ocorre o plantio de espécies nativas de árvores em consórcio com espécies agrícolas.

Dentre as várias alternativas de sistema agroflorestal, uma possibilidade para ligar os fragmentos florestais na área de estudo é a implementação de cabruças, ou seja, plantações de cacau sombreadas por um dossel de árvores nativas. *Callicebus melanochir* foi registrado em cabruças no sul da Bahia, mas sua frequência de visitação a esse tipo de ambiente foi baixa (Cassano *et al.*, 2008). De qualquer forma, esse tipo de ambiente poderia servir de corredor ecológico, tornando a matriz mais permeável para *Callicebus coimbrai* no sul de Sergipe. Outra alternativa envolve a implantação de cercas vivas, que teriam um custo menor e provavelmente seriam de mais fácil negociação. Cercas vivas podem ser utilizadas para o deslocamento de primatas entre fragmentos (Asensio *et al.*, 2009) sem que estes corram os riscos de predação associados ao deslocamento pelo chão (Pozo-Montuy, Serio-Silva & Bonilla-Sanches, 2010; Wagner, Castro & Stevenson, 2009). Entretanto, o uso destas cercas vivas por *Callicebus* não é garantido, já que em alguns casos as espécies não utilizam corredores mesmo quando estes estão disponíveis (Beier & Noss, 1998; Laurance, S. G. & Laurance, 1999; Marsh, 2003). Um ponto importante na utilização ou não de um trecho de mata como corredor é a largura deste. Nesse caso, espécies que toleram bordas, como os guigós (Chagas & Ferrari, 2010; Ferrari *et al.*, 2003; Johns, A. & Skorupa, 1987), seriam menos exigentes quanto à largura dos corredores (Laurance, S. G. & Laurance,

1999). Mesmo assim, é possível que cercas vivas sejam muito estreitas para serem utilizadas por *Callicebus coimbrai*.

No sul de Sergipe, a mata do Crasto se destaca pelo tamanho (1259 ha) e pelo grau de preservação. Entretanto, essa mata possui duas barreiras consideráveis que dificultam sua conexão com as outras matas de maior porte da região: a Linha Verde (rodovia que liga Sergipe a Salvador) e a cidade de Santa Luzia do Itanhy (Figura 3.7). Dadas essas restrições, cinco matas, todas elas de pequeno porte (duas matas da Faz. Saloia - 24 e 63 ha; três matas da Faz. Castelo - 19, 56 e 68 ha; total - 230 ha) poderiam ser ligadas à mata do Crasto através de pequenos corredores. As matas da Faz. Castelo demandariam corredores com entre 70 e 150 m de comprimento para serem conectadas entre si e com a mata do Crasto. Já as matas da Faz. Saloia demandariam um corredor de 115 m para se conectarem entre si e outro de 620 m para se ligarem às matas da Faz. Castelo. Ao todo, seriam necessários cerca de 1 km de corredores para criar cerca de 1500 ha de matas conectadas.

Com relação à hidrografia, as matas da Faz. Sabão, Faz. Cruzeiro e Faz. Buji se situam na bacia do Rio Real, na sua margem esquerda. Enquanto a mata da Faz. Sabão já se conecta ao Rio Real através de trechos estreitos de mata, o fragmento da Faz. Cruzeiro está a apenas 230 m do mesmo rio, e a mata da Faz. Buji, cortada pelo Rio Buji, pode ser conectada ao Rio Real através deste (Figura 3.7). Seriam necessários mais 31,7 km de matas ciliares para conectar essas matas que, se integradas, formariam um bloco de vegetação maior que 1700 ha.

A conexão da mata do Ass. Pau Torto com a mata da Faz. Escôncio seria possível passando pela mata do Ass. São José/Faz. Palha (611 ha), que está a cerca de 1 km da mata do Pau Torto. A mata do Ass. São José está a 550 m da mata do Ass. Bela Vista/Faz. Riachão (102 ha), que, por sua vez, está a 430 m do Rio Guararema. Esse rio passa pela mata da Faz. Escôncio e a recomposição de 3,9 km de suas matas ciliares permitiria a conexão desses fragmentos (Figura 3.7). Essas matas, se conectadas, somariam mais de 2400 ha. Nesse caso, a criação de uma UC poderia ser mais fácil pelo fato das matas serem de assentamentos rurais, ou seja, já pertencentes ao poder público.

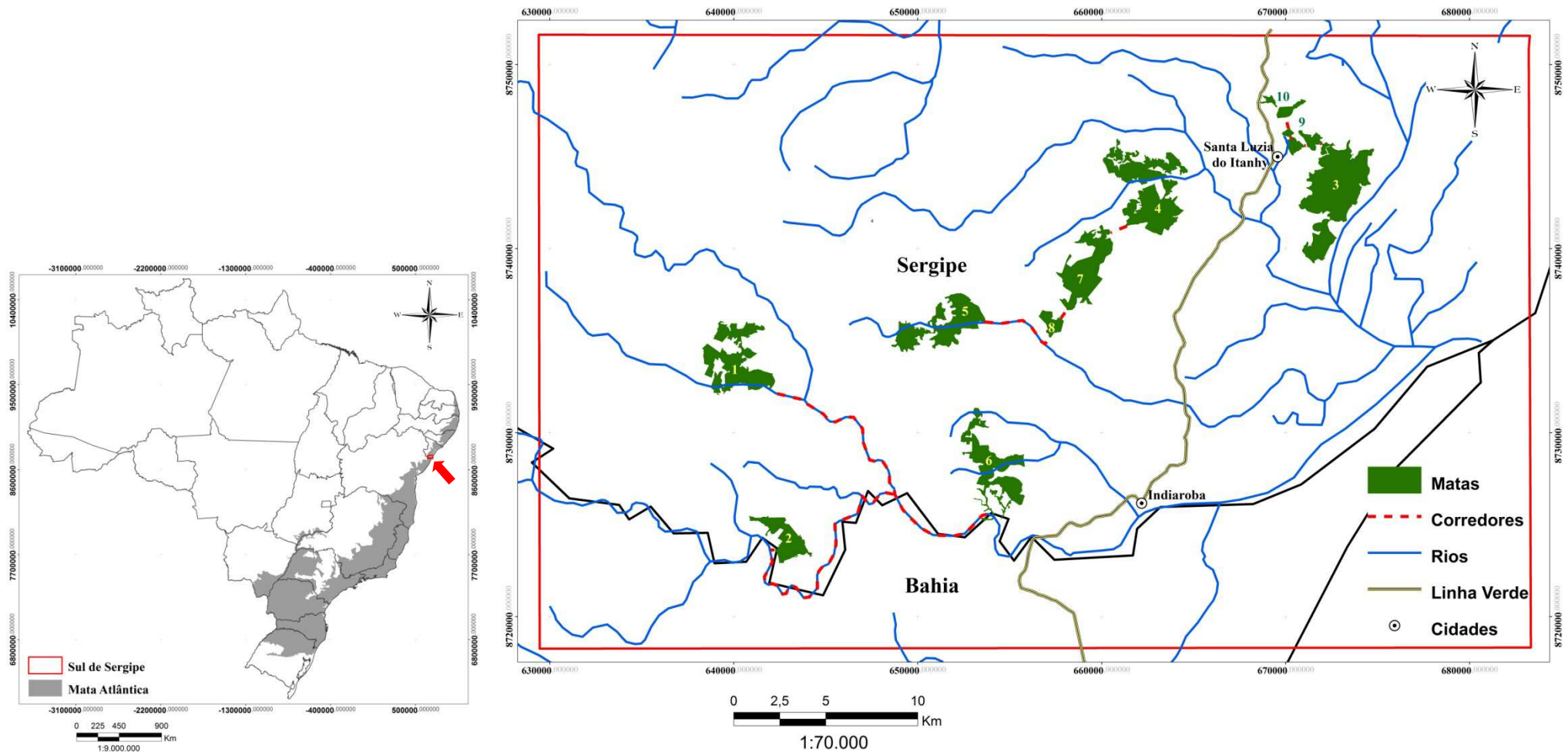


Figura 3.7 - Conjunto de matas estudadas no sul de Sergipe e suas possibilidades de conexão com o intuito de aumentar a viabilidade das populações de *Callicebus coimbrai*. 1 - Faz. Buji; 2 - Faz. Cruzeiro; 3 - Crasto; 4 - Ass. Pau Torto; 5 - Faz. Escôncio; 6 - Faz. Sabão; 7 - Ass. São José; 8 - Ass. Bela Vista; 9 - Matas da Faz. Castelo; 10 - Matas da Faz. Saloia. (Mapa elaborado por Daniela P. B. Ruiz-Esparza).

Jerusalinsky (2013) estabelece que para manter a heterozigozidade genética de 95% ao longo prazo, uma população de *C. coimbrai* deve ter ao menos 600 indivíduos. Considerando que no sul de Sergipe as densidades de guigós são maiores que nas demais áreas, e que Rocha (2011) registrou uma densidade de 0,28 ind/ha para a espécie no RVS Mata do Junco, é provável que os blocos de mais de 1700 ha e 2400 ha possam atingir esse valor de 600 indivíduos, aumentando bastante as chances de viabilidade das populações no longo prazo. Esses valores não consideram a área de mata que formaria os corredores, e caso grupos possam se estabelecer em tais matas, poderíamos contabilizar áreas totais bem maiores. Caso a implementação dos corredores não seja viável, a translocação de indivíduos entre fragmentos, criando um manejo metapopulacional associado à proteção desses fragmentos, também pode ser uma estratégia para aumentar a viabilidade das populações de *C. coimbrai*.

É importante ressaltar que a proteção das matas é vital para a conservação de *C. coimbrai*. Jerusalinsky (2013) relata que sob a influência de impactos antrópicos, como a caça e a apanha, nem mesmo as maiores populações da espécie se mantêm viáveis no longo prazo. Além disso, a proteção das matas permitiria que estas pudessem alcançar um estágio de desenvolvimento mais avançado, abrigando, portanto, maiores densidades de guigós.

As duas estratégias (proteger a Serra de São Francisco e integrar as matas do sul de Sergipe) podem ser aplicadas ao mesmo tempo, embora isso dependa da conjuntura política e da quantidade de recursos disponíveis para tais ações. Caso uma delas precise ser escolhida, a criação de uma UC na Serra de São Francisco parece apresentar melhor relação custo/benefício e maior possibilidade de rápida implementação. Vale ressaltar que o Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas do Nordeste (Brasil/ICMBio, 2011), do Instituto Chico Mendes, prevê que investimentos sejam feitos na criação de unidades de conservação e em programas de conectividade de áreas para o estabelecimento de populações viáveis das espécies de primatas ameaçadas de extinção no nordeste brasileiro, incluindo dentre estas *Callicebus coimbrai*.

CAPÍTULO 4

EXTINÇÕES LOCAIS RECENTES DE POPULAÇÕES DE *CALLICEBUS COIMBRAI*

Introdução

Os primatas apresentam relevância dentro da comunidade por diferentes motivos. Estes animais são importantes dispersores de sementes, sendo que Chapman & Onderdonk (1998) demonstraram que a extinção de primatas das matas causa a diminuição no recrutamento de várias espécies de árvores de sementes grandes. Além de seu papel como dispersores, os primatas são importantes por fazerem parte da cadeia alimentar, consumindo folhas, frutos, sementes e outros animais e sendo predados por aves de rapina, mamíferos carnívoros e serpentes (Laurance, W., 2003).

As principais ameaças à conservação dos primatas atualmente são o desmatamento, o corte seletivo de madeira, a caça e a apanha (Chapman & Peres, 2001; Mittermeier *et al.*, 2012). Dentre estes, o desmatamento merece destaque por acarretar tanto a redução do habitat quanto a fragmentação deste. Uma das características do processo de fragmentação é a redução do tamanho das populações (Arroyo-Rodríguez & Mandujano, 2009), o que as deixa vulneráveis a uma série de processos estocásticos, incluindo a perda da variabilidade genética, aumento do endocruzamento, maior susceptibilidade a variações demográficas e ambientais, entre outros (Shaffer, 1981). Consequentemente, a fragmentação aumenta a probabilidade de extinção das populações.

O efeito negativo da fragmentação não é percebido em todas as espécies, sendo que algumas podem ter a sua densidade aumentada (e.g. *Colobus angolensis* - Anderson, Cowlshaw & Rowcliffe, 2007; *Alouatta palliata mexicana* - Cristóbal-Azkarate *et al.*, 2005; *Mico argentatus* - Gonçalves *et al.*, 2003). Esse fato está relacionado com a preferência das espécies por tipos específicos de habitat, assim como com suas características físicas e fisiológicas (tamanho corporal, capacidade de

dispersão, especializações alimentares) e ecológicas (Boyle & Smith, 2010; Chapman & Peres, 2001; Gilbert, 2003; Isaac & Cowlshaw, 2004).

Vários estudos relacionam a probabilidade de ocorrência das espécies com atributos dos fragmentos florestais (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2007; Onderdonk & Chapman, 2000; Raboy *et al.*, 2010), da matriz (Grande, 2012; Hoffman & O’Riain, 2012) ou com características da própria espécie (Onderdonk & Chapman, 2000). Dentro dos atributos dos fragmentos, o tamanho tem papel de destaque, mas sua influência na probabilidade de ocorrência das espécies nem sempre é detectada (e.g. Arroyo-Rodríguez & Mandujano, 2006; Boyle & Smith, 2010; Mborá & Meikle, 2004; Onderdonk & Chapman, 2000). Outros atributos dos fragmentos geralmente considerados se referem à estrutura das matas (e.g. Anderson, Cowlshaw & Rowcliffe, 2007; Michalski & Peres, 2005), que refletiria a qualidade e a quantidade de alimento disponível (Ganzhorn, 1995; Rode *et al.*, 2006).

Especificamente para *Callicebus*, pouco se sabe sobre os fatores que influenciam a ocorrência desses primatas em fragmentos florestais. Michalski & Peres (2005) relataram que a ocorrência de *Callicebus moloch* em fragmentos florestais é influenciada negativamente pela intensidade da retirada seletiva de madeira, porém não encontraram relação com o tamanho dos fragmentos, a conectividade destes, o tempo de isolamento, a qualidade do habitat e a intensidade de caça e queimadas. Por outro lado, mesmo espécies próximas podem reagir de maneiras diferentes à fragmentação, e por isso generalizações devem ser evitadas (Isaac & Cowlshaw, 2004; Marsh *et al.*, 2003). Dessa forma, considerando a necessidade de medidas embasadas para a conservação das espécies, é necessário que conheçamos quais são as populações existentes da espécie em questão, assim como fatores que podem levar à perda destas populações.

Tal conhecimento pode subsidiar uma classificação adequada da espécie quanto ao seu grau de ameaça de extinção, um ponto que é importante para a destinação de recursos e esforços de conservação. Por isso, o objetivo do presente trabalho é reportar a extinção de populações de *Callicebus coimbrai* ocorridas nos últimos anos, discutindo quais fatores podem ter levado a tais extinções e considerando o impacto de tais perdas na categorização da espécie quanto ao risco de extinção.

Métodos

Durante a amostragem da densidade de guigós na Bahia, a presença de *C. coimbrai* não pôde ser confirmada em algumas áreas onde a espécie havia sido anteriormente registrada (Sousa, Santos & Valente, 2008). Em quatro dessas áreas (Lontra, Subaumirim, Faz. Juerana e Cachoeira II), a espécie foi buscada de forma sistemática (ver abaixo), enquanto que em outras duas (Faz. Gameleira e Pov. Pereira), o *playback* foi tocado de maneira não sistemática, como uma forma de avaliar rapidamente se tais fragmentos seriam candidatos à amostragem da estrutura vegetacional (Tabela 4.1). Na mata do povoado Pereira, o *playback* foi tocado por apenas três vezes durante uma tarde. Já na fazenda Gameleira, o *playback* foi tocado em intervalos não regulares de espaço e de tempo entre aproximadamente 9:00 h e 11:30 h.

Nos fragmentos em que houve busca sistemática, o *playback* foi tocado entre 15 minutos após o nascer do sol e as 10 horas da manhã, seguindo um transecto com pontos a cada 200 m, assim como foi feito para a amostragem da densidade (ver Capítulo 3). Os transectos eram dispostos de forma a cobrir todo o fragmento. Apenas na Lontra, a despeito dos três dias de amostragem, não foi possível cobrir todo o fragmento, devido à sua grande extensão.

Para inferir a ausência dos guigós nas áreas onde estes não foram detectados durante a busca sistemática, é necessário calcular-se a probabilidade da espécie estar presente e não ter respondido ao *playback*. Para isso, considerou-se o número médio de respostas por ponto em cada manhã nos fragmentos onde a densidade de guigós foi amostrada. O teste de Shapiro-Wilk, conduzido no *software* R (R Core Team, 2012), mostrou que a distribuição dessas respostas por ponto não diferiu significativamente da distribuição normal ($W = 0,9642$; $p = 0,0898$ - Figura 4.1). Portanto, usou-se o *software* BioEstat 5.0 (Ayres *et al.*, 2007) para calcular a probabilidade de se obter menos de uma resposta durante um dia de amostragem com uma determinada quantidade de pontos de *playback* a partir de uma distribuição normal com média e variância iguais à da amostra.

Tabela 4.1 - Localidades onde a extinção de *Callicebus coimbrai* foi constatada ou inferida no presente estudo, com suas respectivas coordenadas geográficas (UTM 24L), municípios, datas de registro de presença da espécie (Sidney S. Santos, Comunicação Pessoal), tamanhos e o modo de detecção da extinção.

Fragmento	Latitude	Longitude	Município	Data de registro	Tamanho (ha)	Busca
Lontra	8644831	611356	Itanagra	Set/02	3497	<i>Playback</i> sistemático (3 dias)
Subaumirim	8660965	619309	Eplanada	Set/03	177	<i>Playback</i> sistemático (2 dias)
Faz. Juerana (Altamira I)	637307	8700022	Conde	Abr/04	388	<i>Playback</i> sistemático (2 dias)
Cachoeira II	614521	8632054	Mata de São João	Set/03	220	<i>Playback</i> sistemático (1 dia)
Faz. Gameleira	612466	8656690	Entre Rios	Set/03	770	Busca não sistemática, degradação intensa, relatos locais
Pov. Pereira	576167	8645748	Araçás	Out/04	126	Busca não sistemática, relatos locais
Gameleira III	597952	8665913	Entre Rios	Set/03	550	Mata praticamente inexistente
Serra Pedrão	543552	8655029	Teodoro Sampaio	Ago/04	220	Mata totalmente suprimida
Pov. Jangada	612494	8664063	Cardeal da Silva	Set/03	60	Mata totalmente suprimida
TOTAL					6008	

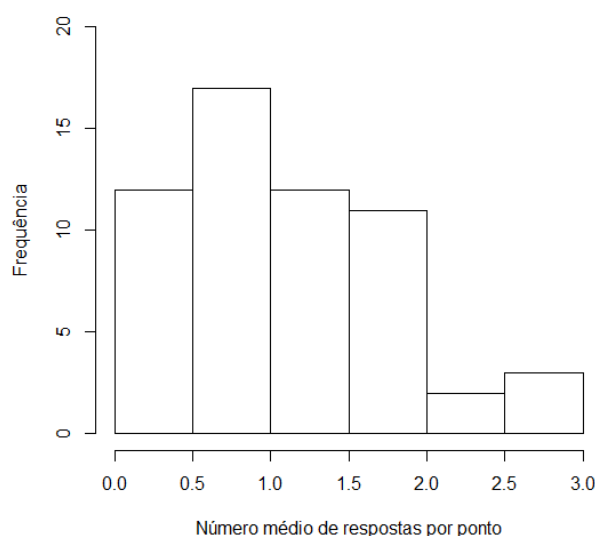


Figura 4.1 - Distribuição do número médio de respostas por ponto por dia nos 19 fragmentos amostrados no presente estudo onde *Callicebus coimbrai* esteve presente.

Em três áreas onde houve busca sistemática (Lontra, Subaumirim e Faz. Juerana), a estrutura vegetacional das matas foi mensurada e variáveis abióticas foram coletadas assim como descrito no Capítulo 2, a fim de avaliar quais foram os possíveis fatores causadores da extinção de guigós nessas áreas. Dado o baixo número de casos ($n = 3$), preferiu-se não fazer qualquer suposição sobre a distribuição das variáveis e aplicar o teste não-paramétrico de Wilcoxon, no *software* R, para avaliar diferenças nas variáveis ambientais entre as áreas com presença e ausência de guigós. Devido ao grande número de testes conduzidos, o valor de p dos testes foi corrigido pelo método de Holm (1979).

O número reduzido de áreas amostradas em que o guigó não foi detectado e o grande número de testes realizados reduzem o poder de tais testes. Por isso, para averiguar melhor se houve diferença significativa entre as matas com presença e ausência de guigós, intervalos de 95% de confiança (IC-95%) foram calculados considerando o valor das variáveis somente nas áreas onde o guigó esteve presente. Os valores dessas variáveis nas áreas onde o guigó não foi detectado foram então comparados com estes intervalos.

As áreas que passaram pela amostragem da estrutura vegetacional tiveram seu tamanho medido através de imagens de satélite (ver Capítulo 2). Já o tamanho das demais áreas foi compilado do trabalho de Sousa, Santos & Valente (2008). As localizações das áreas de acordo com o seu status em relação à presença de *C. coimbrai*, foram colocadas em um mapa através do *software* ArcGIS 10 (ESRI, 2011).

Resultados

O número médio de respostas obtidas por ponto por dia de amostragem nas áreas onde o guigó esteve presente foi de $1,71 \pm 0,68$, variando de zero a 2,67. A partir desses valores e considerando que o número médio de respostas por ponto apresentou uma distribuição normal, a probabilidade de presença do guigó nas áreas amostradas variou de 0,000177 e 0,0604, a depender do número de dias em que a busca foi feita e o número de pontos amostrais a cada dia (Tabela 4.2).

Tabela 4.2 - Probabilidade de obter menos de uma resposta durante um dia amostral levando em consideração a quantidade de pontos amostrais, e a probabilidade total de não detectar *Callicebus coimbrai* nas áreas amostradas de acordo com a quantidade de dias amostrais.

Área	Playback por dia	Probabilidade de obter menos que uma resposta
Lontra	12	0.0557
	12	0.0557
	11	0.0569
	Total (3 dias)	0.000177
Faz. Juerana	12	0.0557
	8	0.0628
	Total (2 dias)	0.003498
Subaumirim	10	0.0584
	9	0.0604
	Total (2 dias)	0.003527
Cachoeira II	9	0.0604
	Total (1 dia)	0.0604

Também não foram obtidas respostas ao *playback* nas áreas onde a amostragem não foi sistemática. Apesar da amostragem reduzida nessas duas áreas, existem indícios que a espécie não ocorra mais nestes fragmentos, já que funcionários da Faz. Gameleira

e moradores do povoado de Pereira indicaram desconhecer a presença dos guigós nas matas. Corroborando a hipótese da extinção local, existe o fato de a Faz. Gameleira estar passando por um processo de degradação e derrubada da mata que foi presenciado *in loco*.

Outro fator que deve ser ressaltado e que corrobora a hipótese de extinção é que todas as seis áreas onde o *playback* foi tocado sem resposta localizam-se na mesma região, ou seja, um pouco ao sul da divisa entre Bahia e Sergipe e acima de 50 km ao norte da Baía de Todos os Santos (Figura 4.2). Dessa forma, deve haver algum fator local, antrópico ou não, que faz com que os guigós sejam mais propensos à extinção nessa região.

Também foi possível registrar a extinção de *C. coimbrai* em outras três áreas. Em duas delas (Jangada e Serra Pedrão), as matas foram completamente suprimidas e em Gameleira III, a mata encontra-se quase completamente devastada. Para confirmar que a ausência das matas não é em decorrência de localização errônea do ponto de GPS, a confirmação da informação foi feita com a pessoa que havia registrado o guigó nelas anteriormente (Sidnei S. Santos). As matas onde a extinção foi constatada ou inferida têm entre 60 e 3497 ha de extensão, e a soma delas representa 6008 ha (Tabela 4.1). A partir da data de registro de presença de *Callicebus coimbrai* nos fragmentos, concluímos que todas essas extinções ocorreram na última década (Tabela 4.1).

Uma das áreas onde o guigó esteve presente (Faz. Boa Nova) apresentou uma densidade extremamente baixa. Nessa área foram feitos apenas cinco registros em três dias de amostragem (34 pontos de *playback*). Adicionalmente, em dois desses registros houve a observação do que pareceram ser indivíduos solitários. Tal fato levanta a possibilidade da extinção iminente da espécie nesta mata. Além disso, todos os registros foram feitos próximos à extremidade nordeste da região amostrada da mata e estiveram a uma distância máxima de apenas 700 metros entre si. Assim sendo, uma ressalva deve ser feita a respeito do não registro dos guigós na Lontra. Os guigós nesta localidade podem estar restritos a pequenas áreas da mata, assim como na Faz. Boa Nova, e essas regiões podem não ter sido amostradas, já que o grande tamanho da mata impediu que toda ela fosse percorrida. Dessa forma, apesar da possibilidade de ocorrência da espécie nessa localidade ser bastante remota, não é possível rejeitar totalmente a presença de guigós na Lontra.

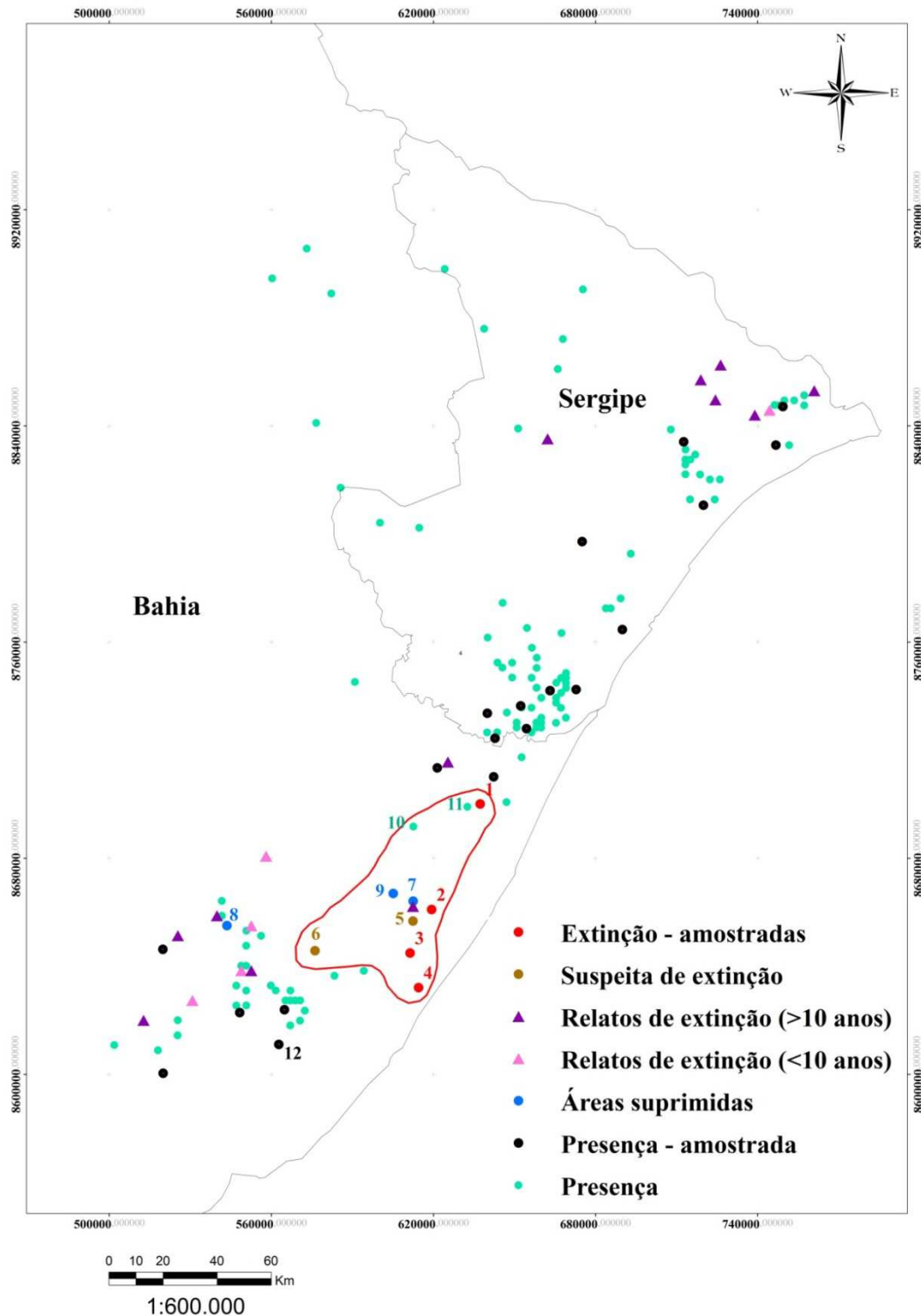


Figura 4.2 - Áreas com presença ou extinção de *Callicebus coimbrai* ao longo de toda a distribuição geográfica da espécie. Os relatos de extinção se referem às áreas reportadas por Jerusalinsky (2013 - ver Discussão). A linha vermelha delimita o polígono das extinções. 1 - Faz. Juerana; 2 - Subaumirim; 3 - Lontra; 4 - Cachoeira II; 5 - Faz. Gameleira; 6 - Pov. Pereira; 7 - Pov. Jangada; 8 - Serra Pedrão; 9 - Gameleira III; 10 - Reserva Ponder; 11 - Altamira de Evandro; 12 - Faz. Boa Nova (Mapa elaborado por Daniela P. B. Ruiz-Esparza).

Com relação à comparação das variáveis ambientais entre áreas com presença e ausência dos guigós, os testes de Wilcoxon mostraram que as áreas em que *C. coimbrai* não foi detectado apresentaram maiores valores no segundo eixo da análise de componentes principais (PCA) das variáveis de estrutura da vegetação, sub-bosque menos denso e menor abundância de bambus (Tabela 4.3; Figura 4.3). Vale ressaltar que nenhum dos valores de p na Tabela 4.3 se mantém significativo quando corrigido pelo método de Holm.

Tabela 4.3 - Resultados dos testes de Wilcoxon comparando as variáveis ambientais entre as 19 áreas amostradas com presença confirmada de *Callicebus coimbrai* e as três áreas com extinção presumida que foram amostradas. As variáveis cujos testes foram significativos ($p \leq 0,05$) estão destacadas em negrito.

Variáveis	W	P
Inclinação do relevo	24	0,7182
Precipitação anual total	48	0,0688
Sazonalidade na precipitação	24	0,7004
Temperatura máxima	14,5	0,1942
Tamanho do fragmento	29	1,0000
Eixo 1 da PCA (Maturidade da mata)	46	0,1078
Eixo 2 da PCA	52	0,0208
Altura do dossel	41	0,2649
Abertura do dossel	20	0,4636
Altura da primeira ramificação das árvores	43	0,1909
Visibilidade no sub-bosque	55	0,0052
Distância das árvores ao ponto central	8	0,0532
Área basal das árvores	24	0,7182
Abundância de cipós	21	0,5234
Abundância de bromélias	26	0,8571
Abundância de palmeiras	28	1,0000
Abundância de bambu	7	0,0403

Observando os valores obtidos para as variáveis que apresentaram diferença significativa na Tabela 4.3, notamos que, de uma forma geral, estas áreas com extinção comprovada apresentaram valores dentro dos IC-95% para o segundo eixo da PCA das variáveis estruturais e abundância de bambus (Tabela 4.4). Para a visibilidade no sub-bosque, entretanto, tanto a Lontra quanto a Faz. Juerana apresentaram valores acima do IC-95%, e Subaumirim apresentou um valor relativamente alto. Dessa forma, notamos que a significância do segundo eixo da PCA e da abundância de bambus deve ter surgido ao acaso, devido ao baixo número de áreas amostradas com ausência de guigós

e ao grande número de testes conduzidos. Para a visibilidade no sub-bosque, entretanto, a diferença pareceu real.

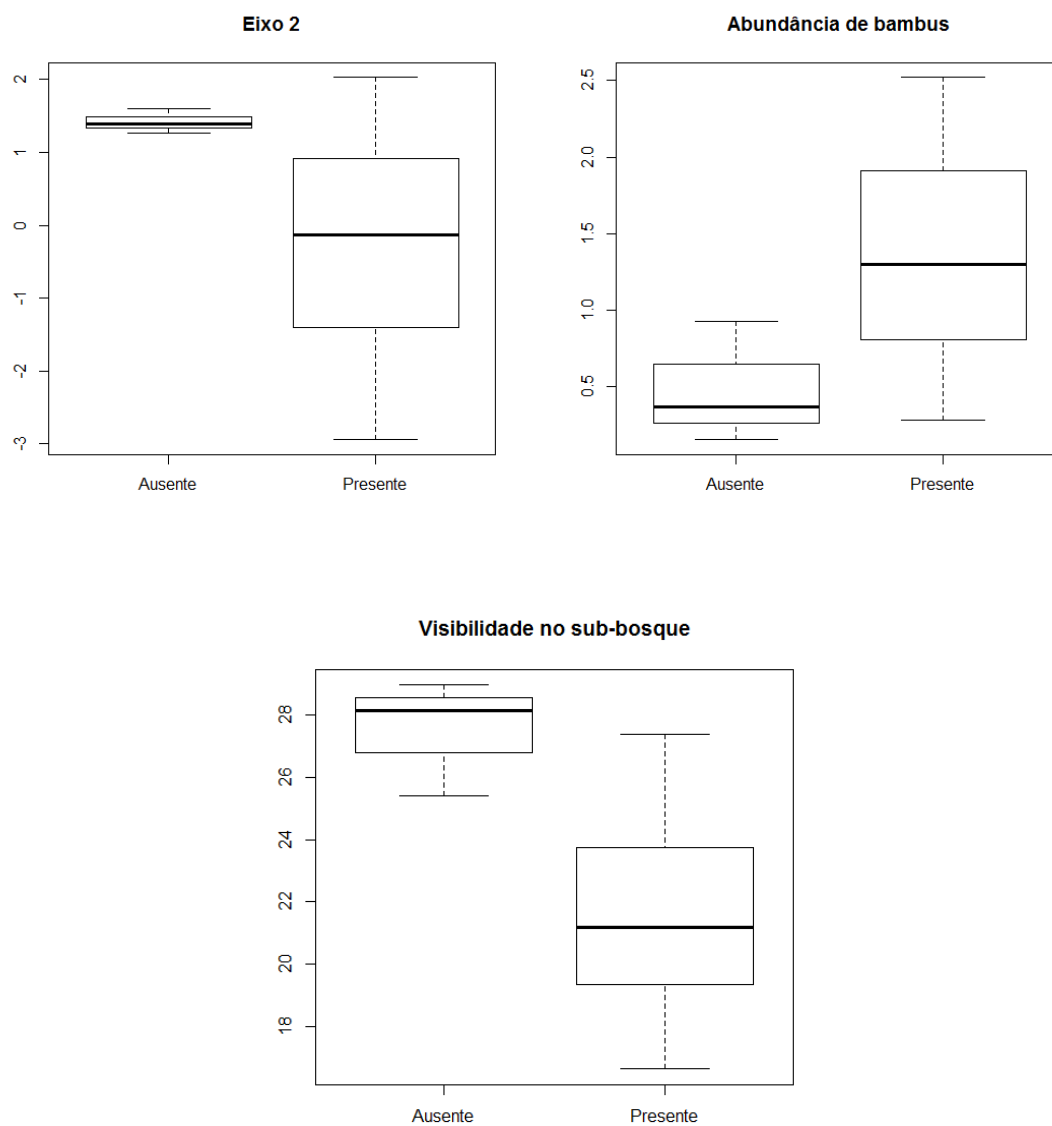


Figura 4.3 - *Boxplots* comparando as variáveis ambientais que apresentaram diferença significativa entre as 19 áreas com presença confirmada de guigós e as três áreas com extinção presumida que foram amostradas.

Tabela 4.4 - Valores das variáveis que apresentaram significância no teste de Wilcoxon para as áreas com ausência de *Callicebus coimbrai*. A média das variáveis para as áreas com presença de *C. coimbrai*, os desvios-padrão e os respectivos intervalos de 95% de confiança também são apresentados.

Variáveis	Ausência de guigós			Presença de guigós	
	Subaumirim	Faz. Juerana	Lontra	Média ± Desvio-padrão	Intervalo de confiança de 95%
Eixo 2 da PCA	1,597	1,385	1,271	-0,224 ± 1,369	-2,908 a 2,460
Visibilidade no sub-bosque (m)	25,43	28,96	28,14	21,75 ± 2,99	15,88 a 27,62
Abundância de bambus (média do índice)	0,15	0,93	0,36	1,25 ± 0,59	0,08 a 2,41

Discussão

Ao todo, o presente trabalho confirmou a extinção de *C. coimbrai* em sete áreas e registrou evidências da possível extinção da espécie em outras duas áreas (Faz. Gameleira e Pov. Pereira). Visitas futuras, entretanto, serão feitas nas duas últimas áreas, fazendo uma busca de forma sistemática na tentativa de confirmar a extinção local. Vale a pena chamar a atenção para a existência de dois fragmentos dentro do “polígono de extinções” (Figura 4.2). Trata-se da Reserva Ponder, com 84 ha e da mata de Altamira de Evandro, com 260 ha (Sousa, Santos & Valente, 2008), que também devem ser visitadas a fim de verificar seu *status* atual em relação à presença da espécie.

A possibilidade de registro errôneo da espécie, nas áreas onde esta não foi detectada foi descartada. O biólogo responsável pelo registro da espécie foi contatado e mostrou conhecer bem a vocalização da espécie, tendo até mesmo fotografado guigós em algumas dessas áreas e informado a data de registro da espécie em cada fragmento (Sidnei S. Sampaio, Comunicação Pessoal).

O fato de que as matas onde existe suspeita ou confirmação de extinção se encontram em uma mesma região merece destaque. Se fatores estocásticos associados à fragmentação fossem a principal causa da extinção das populações de guigó, esperaríamos que as populações extintas estivessem espalhadas de forma mais uniforme por toda a distribuição da espécie. Dessa forma, fatores antrópicos podem ser apontados como o fator principal nessas extinções. De fato, as matas do “polígono das extinções” parecem sofrer degradação em um nível acima das áreas das demais regiões, sendo comuns atividades de retirada de madeira e desmatamento (Observação pessoal). Concordando com isso, Michalski & Peres (2005) encontraram um efeito negativo do corte seletivo de madeira na ocorrência de *Callicebus moloch* na Amazônia. O menor porte de alguns dos fragmentos (<400 ha) onde a extinção de *C. coimbrai* foi constatada também estaria contribuindo para a susceptibilidade da espécie à extinção nessas localidades. Contudo, fragmentos de menor porte em outras localidades ainda são capazes de manter a presença de *C. coimbrai* (Sousa, Santos & Valente, 2008).

Nesse contexto, a possível extinção de *C. coimbrai* na Lontra torna-se uma observação intrigante. Trata-se de uma RPPN de 1774 ha que é contígua com outras matas, totalizando 3497 ha de floresta. O estado de conservação do fragmento, de uma forma geral, é bom, com as poucas observações de impactos ocorrendo predominantemente na periferia da mata. As características estruturais da mata também contrariam o que seria de se esperar para uma mata com baixa densidade de guigós a partir do modelo apresentado no Capítulo 3, já que a Lontra apresenta densidade de árvores acima da média das demais áreas e área basal das árvores e abundância de cipós próximas à média das demais áreas. Somente o sub-bosque pouco denso, se comparado com a média das demais áreas, corroborou o esperado a partir do modelo.

Nas proximidades da Lontra, a maior parte das pessoas desconhecem o guigó, mas um dos moradores locais disse haver a espécie em locais pontuais da mata. Dessa forma, a situação da espécie nesse fragmento poderia ser semelhante à da Faz. Boa Nova, onde a espécie ainda não está extinta, mas ocorre em baixíssima densidade. Caso a baixa densidade de guigós seja uma característica comum no "polígono das extinções", esse pode ter sido um fator acelerador da extinção dessa espécie nas matas onde esta não foi detectada.

Dado que populações que apresentam baixas densidades são mais propensas à extinção, o fato das áreas onde a presença do guigó não foi confirmada apresentarem sub-bosque mais aberto concorda com o fato da visibilidade no sub-bosque ter se correlacionado negativamente com a densidade de guigós. O fato de que os guigós costumam habitar mais os estratos médio e inferior da floresta (Carrillo-Bilbao, di Fiore & Fernández-Duque, 2005; Kinzey, 1981; Souza-Alves, 2010), indica que um sub-bosque pouco denso deve ter realmente uma grande influência na ecologia da espécie.

A soma das áreas onde o guigó está extinto ou supostamente extinto perfaz um total de 6.008 ha, o que representa 26,7% da área total de ocupação confirmada para *C. coimbrai* (22.500 ha - Jerusalinsky, 2013). Grande parte desse valor, entretanto, é relativo à Lontra, onde a presença do guigó não pode ser totalmente descartada. Excluindo-se a Lontra do cálculo, as demais áreas somam 2.511 ha, representando 11,2% da área de ocupação da espécie. Em qualquer desses dois cenários, a perda das

populações de guigós foi bastante acentuada, considerado-se o curto espaço de tempo (dez anos) em que estas ocorreram.

Somando-se às áreas registradas no presente estudo, Jerusalinsky (2013) reportou relatos de extinção de *C. coimbrai* em 17 fragmentos, sendo que em 12 destes, a extinção ocorreu entre 50 e 10 anos atrás e as cinco demais ocorreram na última década (Figura 4.2). Estes dados, juntamente com os dados do presente estudo, mostram uma continuidade e até mesmo uma possível acentuação do processo de extinção das populações de *C. coimbrai* ao longo da sua área de distribuição.

A composição da matriz pode ser importante para a ocorrência das espécies em fragmentos de habitat (Grande, 2012; Laurance, W., 1991). Contudo, a composição da matriz deve ter pouca influência nas extinções das populações de guigós relatadas no presente estudo por três motivos principais. Primeiramente, a amostragem foi conduzida em fragmentos que estão entre os maiores com a presença confirmada da espécie, o que por si só deveria reduzir a probabilidade de extinção dos guigós nestes fragmentos em comparação com os demais presentes na paisagem (Arroyo-Rodríguez & Mandujano, 2006; Boyle & Smith, 2010; Michalski & Peres, 2005). Além disso, a distância entre os grandes fragmentos amostrados no "polígono das extinções" é considerável (>5 km), e dessa forma, a conectividade entre eles seria baixa independentemente da matriz. Por último, na região onde a maior parte das extinções ocorreu, a matriz predominante é de eucalipto, o que não aparenta ser um ambiente menos favorável para o deslocamento dos guigós do que os demais componentes da matriz na área de estudo, como pastos, citricultura ou plantação de cana.

A despeito de *C. coimbrai* poder cruzar pastos e locais não florestados para beber água ou se locomover entre fragmentos florestais (Ferrari *et al.*, 2003; Jerusalinsky, 2013), a recolonização da maior parte dos fragmentos onde a espécie foi perdida é improvável por dois motivos. Primeiro, alguns fragmentos desapareceram por completo ou não têm mais condições de abrigar a espécie. Segundo, a maior parte desses fragmentos está isolada de possíveis populações-fonte por ao menos cinco quilômetros de distância, o que aparenta estar acima do poder de deslocamento dos guigós.

A reintrodução da espécie, em especial na Lontra, poderia ser uma opção futura de manejo. Entretanto, reintroduções são procedimentos caros e nem sempre representam boa relação custo/benefício (Marsh, 2003; Wakamiya & Roy, 2009). Aceitando a hipótese da Lontra ter apresentado naturalmente baixa densidade de guigós, a reintrodução da espécie nessa localidade poderia ser problemática. Nesse caso, a melhor alternativa para a conservação de *C. coimbrai* seria utilizar outras estratégias em outras regiões mais favoráveis para a conservação da espécie (ver Capítulo 3). A situação da Lontra evidencia também que a alternativa de simplesmente proteger grandes porções de habitat sem um conhecimento prévio da densidade das espécies pode ser uma estratégia perigosa em projetos de conservação.

Atualmente, *Callicebus coimbrai* é considerada ameaçada de extinção na categoria "em perigo" pelos critérios B2ab(ii,iii,iv,v) e C1, C2a(i), que significam que a espécie ocorre em uma área de ocupação com menos de 500 km², severamente fragmentada, apresentando declínio na área de ocupação, qualidade do habitat e no número de populações, além de um número total de indivíduos maduros menor que 2500, ainda em declínio. As perdas de populações reportadas nesse estudo reforçam essa categorização no critério B2b(iv) - redução continuada no número de populações - e C1 - perda de 20% no número de indivíduos nas duas últimas gerações.

Apesar das extinções locais serem preocupantes, elas não alteram o status de ameaça da espécie pelos critérios da IUCN (2012b). As duas formas pelas quais essa alteração de critério poderia ocorrer seriam pela redução do tamanho populacional (Critérios A, C e D), ou pela redução na área de ocupação (Critério B).

Para que a espécie seja considerada como criticamente em perigo (CR) pelo Critério A (redução da população), esta deve ter perdido 80% ou mais dos indivíduos em um prazo de três gerações, e, apesar de a perda de até um quinto da população ser bastante severa, a situação de *C. coimbrai* não se enquadra na categoria CR por esse critério. Além disso, a população total da espécie supera, e muito, o valor de 250 indivíduos maduros, o que elimina a possibilidade dessa ser enquadrada como CR nos critérios C ou D. Ainda, para ser enquadrada como CR pelo critério B, *C. coimbrai* deveria ter uma área de ocupação menor que 10.000 ha e mesmo a redução de cerca de

um quinto na sua área de ocupação não fez com que a espécie baixasse desse limiar. Dessa forma, mesmo tendo sido extinta em várias localidades, *C. coimbrai* continua considerada como ameaçada de extinção na categoria “Em perigo” (EN).

REFERÊNCIAS

- AGUIAR; TABARELLI, M. Edge Effects and Seedling Bank Depletion: The Role Played by the Early Successional Palm *Attalea oleifera* (Arecaceae) in the Atlantic Forest. **Biotropica**, v. 42, p. 158-166, 2010.
- ALVES-SILVA; SILVA, H. R. Life in bromeliads: reproductive behaviour and the monophyly of the *Scinax perpusillus* species group (Anura: Hylidae). **Journal of Natural History**, v. 43, n. 3-4, p. 205-217, 2009.
- AMADOR; VIANA, V. M. Sistemas agroflorestais para recuperação de fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 105-110, 1998.
- AMORA. **Padrões ecológicos do sagui-do-Nordeste *Callithrix jacchus* (Primates, Callitrichidae) em um área de caatinga no alto sertão sergipano**. Dissertação de Mestrado: Universidade Federal de Sergipe, 2013.
- ANDERSON; COWLISHAW, G.; ROWCLIFFE, J. M. Effects of Forest Fragmentation on the Abundance of *Colobus angolensis palliatus* in Kenya's Coastal Forests. **International Journal of Primatology**, v. 28, n. 3, p. 637-655, 2007.
- ARROYO-RODRÍGUEZ; MANDUJANO, S. Forest Fragmentation Modifies Habitat Quality for *Alouatta palliata*. **International Journal of Primatology**, v. 27, n. 4, p. 1079-1096, 2006.
- _____. Conceptualization and Measurement of Habitat Fragmentation from the Primates' Perspective. **International Journal of Primatology**, v. 30, n. 3, p. 497-514, 2009.
- ARROYO-RODRÍGUEZ; MANDUJANO, S.; BENÍTEZ-MALVIDO, J.; CUENDE-FANTON, C. The Influence of Large Tree Density on Howler Monkey (*Alouatta palliata mexicana*) Presence in Very Small Rain Forest Fragments. **Biotropica**, v. 39, n. 6, p. 760-766, 2007.
- ARROYO-RODRÍGUEZ; TOLEDO-ACEVES, T. Impact of landscape spatial pattern on liana communities in tropical rainforests at Los Tuxtlas, Mexico. **Applied Vegetation Science**, v. 12, n. 3, p. 340-349, 2009.
- ASENSIO; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; DUNN, J. C.; CRISTÓBAL-AZKARATE, J. Conservation Value of Landscape Supplementation for Howler Monkeys Living in Forest Patches. **Biotropica**, v. 41, n. 6, p. 768-773, 2009.
- AYRES; AYRES JR., M.; AYRES, D. L.; SANTOS, A. A. L. **BioEstat 5.0** Belém: Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, 2007.

- BAIÃO. **Macaco Guigó (*Callicebus coimbrai*): Dispersão de sementes e conhecimento ecológico na Mata Atlântica de Sergipe**. Dissertação de Mestrado: Universidade Federal de Sergipe, 2013.
- BALCOMB; CHAPMAN, C.; WRANGHAM, R. Relationship between chimpanzee (*Pan troglodytes*) density and large, fleshy fruit tree density: Conservation implications. **American Journal of Primatology**, v. 51, p. 197-203, 2000.
- BARLOW; HAUGAASEN, T.; PERES, C. A. Effects of ground fires on understorey bird assemblages in Amazonian forests. **Biological Conservation**, v. 105, n. 2, p. 157-169, 2002.
- BEAUDET; MESSIER, C. Variation in canopy openness and light transmission following selection cutting in northern hardwood stands: an assessment based on hemispherical photographs. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 110, n. 3, p. 217-228, 2002.
- BEIER; NOSS, R. F. Do Habitat Corridors Provide Connectivity? **Conservation Biology**, v. 12, n. 6, p. 1241-1252, 1998.
- BELTRÃO-MENDES. **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.) do Nordeste brasileiro**. Dissertação de Mestrado: Universidade Federal de Sergipe, 2010.
- BELTRÃO-MENDES; SANTOS JR., E. M.; FERRARI, S. F. **An ecological lacuna in the geographic distribution of titi monkeys (*Callicebus* spp.) in the Brazilian Northeast**. XXIV Congress of the International Primatological Society. Cancún: IPS, 2012
- BICCA-MARQUES; GARBER, P. A.; AZEVEDO-LOPES, M. A. O. Evidence of three resident adult male group members in a species of monogamous primate, the red titi monkey (*Callicebus cupreus*). **Mammalia**, v. 66, n. 1, p. 138-142, 2002.
- BLAKE; KARR, J. R. Species composition of bird communities and the conservation benefit of large versus small forests. **Biological Conservation**, v. 30, n. 2, p. 173-187, 1984.
- BLUE MARBLE GEOGRAPHICS. **Global Mapper 7.01**, 2005.
- BOINSKI; KAUFFMAN, L.; WESTOLL, A.; STICKLER, C. M.; CROPP, S.; EHMKE, E. Are Vigilance, Risk from Avian Predators and Group Size Consequences of Habitat Structure? A Comparison of Three Species of Squirrel Monkey (*Saimiri oerstedii*, *S. boliviensis*, and *S. sciureus*). **Behaviour**, v. 140, p. 1421-1467, 2003.

- BONHAM; SACAYON, E.; TZI, E. Protecting imperiled “paper parks”: potential lessons from the Sierra Chinajá, Guatemala. **Biodiversity and Conservation**, v. 17, n. 7, p. 1581-1593, 2008.
- BOSSUYT. Natal dispersal of titi monkeys (*Callicebus moloch*) at Cocha Cashu, Manu National Park, Peru. **American Journal of Physical Anthropology**, v. Suppl 34, p. 47, 2002.
- BOTREL; FILHO, A. R. Y. T. O.; RODRIGUES, L. A.; CURI, N. Influência do solo e topografia sobre as variações da composição florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingaí, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 25, n. 2, p. 195-213, 2002.
- BOUBLI; COUTO-SANTOS, F. R.; MOURTHÉ, I. M. C. Quantitative assessment of habitat differences between northern and southern muriquis (Primates, Atelidae) in the Brazilian Atlantic Forest. **Ecotropica**, v. 16, p. 63-69, 2010.
- BOYLE; SMITH, A. T. Can landscape and species characteristics predict primate presence in forest fragments in the Brazilian Amazon? **Biological Conservation**, v. 143, p. 1134-1143, 2010.
- BRASIL/ICMBIO. **Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas do Nordeste**, 2011. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-plano-de-acao/pan-primatas-caatinga/sumario-primatas-nordeste-web.pdf>>. Acesso em: 31 jul. 2013
- BROWN, J.; MEHLMAN, D.; STEVENS, G. Spatial variation in abundance. **Ecology**, v. 76, n. 7, p. 2028-2043, 1995.
- BROWN, V. The effects of changes in habitat structure during succession in terrestrial communities. In: BELL; MCCOY, E. D.; MUSHINSKY, H. (Eds.). **Habitat Structure: The physical arrangement of objects in space**. London: Chapman & Hall, 1991. p. 141-168.
- BRUGIERE; FLEURY, M. C. Estimating primate densities using home range and line transect methods: A comparative test with black colobus monkey *Colobus satanas*. **Primates**, v. 41, n. 4, p. 373-382, 2000.
- CARRILLO-BILBAO; FIORE, A. DI; FERNÁNDEZ-DUQUE, E. Dieta, Forrajeo y Presupuesto de Tiempo en Cotoncillos (*Callicebus discolor*) del Parque Nacional Yasuní en la Amazonia Ecuatoriana. **Neotropical Primates**, v. 13, n. 2, p. 7, 2005.
- CASELLI; SETZ, E. Z. F. Feeding ecology and activity pattern of black-fronted titi monkeys (*Callicebus nigrifrons*) in a semideciduous tropical forest of southern Brazil. **Primates**, v. 52, n. 4, p. 351-9, 2011.

- CASSANO; SCHROTH, G.; FARIA, D.; DELABIE, J. H. C.; BEDE, L. Landscape and farm scale management to enhance biodiversity conservation in the cocoa producing region of southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 18, n. 3, p. 577-603, 2008.
- CHAGAS; FERRARI, S. F. Habitat use by *Callicebus coimbrai* (Primates: Pitheciidae) and sympatric species in the fragmented landscape of the Atlantic Forest of southern Sergipe, Brazil. **Zoologia**, v. 27, n. 6, p. 853-860, 2010.
- _____. Population parameters of the endangered titi monkey, *Callicebus coimbrai* Kobayashi and Langguth, 1999, in the fragmented landscape of southern Sergipe, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, n. 3, p. 569-75, 2011.
- CHAPMAN; CHAPMAN, L. J.; WANGHAM, R.; HUNT, K.; GEBO, D.; GARDNER, L. Estimators of fruit abundance of tropical trees. **Biotropica**, v. 24, n. 4, p. 527-531, 1992.
- CHAPMAN; ONDERDONK, D. A. Forests without primates: primate/plant codependency. **American Journal of Primatology**, v. 45, p. 127-141, 1998.
- CHAPMAN; PERES, C. A. Primate conservation in the new millennium: The role of scientists. **Evolutionary Anthropology**, v. 10, p. 16-33, 2001.
- CHIARELLO. Density and habitat use of primates at an Atlantic Forest reserve of Southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 55, n. 1, p. 105-110, 1995.
- CHIARELLO; AGUIAR, L. M. S.; CERQUEIRA, R.; MELO, F. R.; RODRIGUES, F. H. G.; SILVA, V. M. F. Mamíferos ameaçados de extinção no Brasil. In: MACHADO; DRUMMOND, G. M.; PAGLIA, A. P. (Eds.). Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2008. p. 681-874.
- CHIARELLO; MELO, F. R. Primate population densities and sizes in Atlantic Forest Remnants of Northern Espírito Santo, Brazil. **International Journal of Primatology**, v. 22, n. 3, p. 379-396, 2001.
- CI-BRASIL; FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS; INSTITUTO DE PESQUISAS ECOLÓGICAS; SEMAD; IEF-MG. **Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos**. Brasília: MMA/SBF, 2000. p. 40
- CINTRA; XIMENES, A. C.; GONDIM, F. R.; KROPF, M. S. Forest spatial heterogeneity and palm richness, abundance and community composition in Terra Firme forest, Central Amazon. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 28, n. 1, p. 75-84, 2005.

- CISNEROS-HEREDIA; LEÓN-REYES, A.; SEGER, S. *Boa constrictor* Predation on a Titi monkey, *Callicebus discolor*. **Neotropical Primates**, v. 13, n. 3, p. 11-12, 2005.
- COGLIATTI-CARVALHO; ROCHA, C. F. D. Spatial distribution and preferential substrate of *Neoregelia johannis* (Carrière) L . B . Smith (Bromeliaceae) in a disturbed area of Atlantic Rainforest at Ilha Grande, RJ, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 24, n. 4, p. 389-394, 2001.
- COLLINGE. Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. **Landscape and Urban Planning**, v. 36, p. 59-77, 1996.
- COSTA. **Desenvolvimento de um novo método (audiotelemetria) para estudos em ecologia de sauás *Callicebus nigrifrons* (Primates: Pitheciidae) em fragmento de Mata Atlântica em Pouso Alegre, MG.** Dissertação de Mestrado: Universidade Federal de Minas Gerais, 2009.
- COTTAM; CURTIS, J. T. The use of distance measures in phytosociological sampling. **Ecology**, v. 37, n. 3, p. 451-460, 1956.
- CRANDLEMIRE-SACCO. An ecological comparison of two sympatric primates: *Saguinus fuscicollis* and *Callicebus moloch* of Amazonian Peru. **Primates**, v. 29, n. 4, p. 465-475, 1988.
- CRISTÓBAL-AZKARATE; VEÀ, J. J.; ASENSIO, N.; RODRÍGUEZ-LUNA, E. Biogeographical and floristic predictors of the presence and abundance of mantled howlers (*Alouatta palliata mexicana*) in rainforest fragments at Los Tuxtlas, Mexico. **American journal of primatology**, v. 67, n. 2, p. 209-222, 2005.
- DACIER; LUNA, A. G. DE; FERNANDEZ-DUQUE, E.; FIORE, A. DI. Estimating Population Density of Amazonian Titi Monkeys (*Callicebus discolor*) via Playback Point Counts. **Biotropica**, v. 43, n. 2, p. 135-140, 2011.
- DEFLER; BUENO, M. L.; GARCÍA, J. *Callicebus caquetensis*: A New and Critically Endangered Titi Monkey from Southern Caquetá, Colombia. **Primate Conservation**, n. 25, p. 1-9, 2010.
- DELUYCKER. Insect prey foraging strategies in *Callicebus oenanthe* in northern Peru. **American Journal of Primatology**, v. 74, n. 5, p. 450-61, 2012.
- DENSLOW. Disturbance and diversity in tropical rain forests: the density effect. **Ecological Applications**, v. 5, n. 4, p. 962-968, 1995.
- DENSLOW; GUZMAN, G. S. Variation in stand structure, light and seedling abundance across a tropical moist forest chronosequence, Panama. **Journal of Vegetation Science**, v. 11, p. 201-212, 2000.

- DEVEKEY; GOERCK, J. M. **Important Bird Areas, Americas, Brazil**. Quito: BirdLife International, 2009. p. 112
- DEWALT; MALIAKAL, S. K.; DENSLOW, J. S. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. **Forest Ecology and Management**, v. 182, n. 1-3, p. 139-151, 2003.
- DEWALT; SCHNITZER, S. A.; CHAVE, J.; BONGERS, F.; BURNHAM, R. J.; CAI, Z.; CHUYONG, G.; CLARK, D. B.; EWANGO, C. E. N.; GERWING, J. J.; GORTAIRE, E.; HART, T.; IBARRA-MANRÍQUEZ, G.; ICKES, K.; KENFACK, D.; MACÍA, M. J.; MAKANA, J.-R.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; MASCARO, J. *et al.* Annual Rainfall and Seasonality Predict Pan-tropical Patterns of Liana Density and Basal Area. **Biotropica**, v. 42, n. 3, p. 309-317, 2010.
- DEWALT; SCHNITZER, S. A.; DENSLOW, J. S. Density and diversity of lianas along a chronosequence in a central Panamanian lowland forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 16, n. 1, p. 1-19, 2000.
- DIAMOND. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. **Biological Conservation**, v. 7, p. 129-146, 1975.
- EHRlich; EHRlich, A. H.; DAILY, G. C. **Population, ecosystem services, and the human food supply**. Stanford: Stanford University, 1992. p. 26
- EISERHARDT; SVENNING, J. C.; KISSLING, W. D.; BALSLEV, H. Geographical ecology of the palms (Arecaceae): determinants of diversity and distributions across spatial scales. **Annals of botany**, v. 108, n. 8, p. 1391-416, 2011.
- EMMONS; WHITNEY, B. T.; ROSS, D. L. **Sounds of Neotropical Rainforest Mammals: An audio field guide**. Ithaca, New York Library of Natural Sounds, Cornell Laboratory of Ornithology, 1997.
- ENGEL; FONSECA, R. C. B.; OLIVEIRA, R. E. Ecologia de lianas e o manejo de fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 43-64, 1998.
- EPPLÉ. Comparative studies on vocalization in marmoset monkeys (Hapalidae). **Folia Primatologica**, v. 8, p. 1-40, 1968.
- ESRI. **ArcGIS**. Redlands, CA, 2011.
- FARRIS-LOPEZ; DENSLOW, J. S.; MOSER, B.; PASSMORE, H. Influence of a common palm, *Oenocarpus mapora*, on seedling establishment in a tropical moist forest in Panama. **Journal of Tropical Ecology**, v. 20, n. 4, p. 429-438, 2004.
- FERNANDES; RAMABALDI, D. M.; TEIXEIRA, A. M. G. Restauração e proteção legal da paisagem - Corredores florestais e RPPNs. *In*: OLIVEIRA; GRAVITOL, A. D.; RUIZ-MIRANDA, C. R. (Eds.). **Conservação do Mico-leão-dourado**:

Enfrentando os desafios de uma paisagem fragmentada. Campos dos Goytacazes: Universidade Estadual do Norte Fluminense, 2008. p. 160-179.

FERNANDEZ-DUQUE; FIORE, A. DI; LUNA, A. G. Pair-Mate Relationships and Parenting in Equatorial Saki Monkeys (*Pithecia aequatorialis*) and Red Titi Monkeys (*Callicebus discolor*) of Ecuador. *In*: VEIGA; BARNETT, A. A.; FERRARI, S. F.; NORCONK, M. A. (Eds.). **Evolutionary Biology and Conservation of Titis, Sakis and Uacaris.** Cambridge: Cambridge University Press, 2013. .

FERRARI; FERRARI, M. A. F. Predator avoidance behaviour in the Buffy-headed marmoset, *Callithrix flaviceps*. **Primates**, v. 31, n. 3, p. 323-338, 1990.

FERRARI; HILÁRIO, R. R. Use of water sources by buffy-headed marmosets (*Callithrix flaviceps*) at two sites in the Brazilian Atlantic Forest. **Primates**, v. 53, n. 1, p. 65-70, 2012.

FERRARI; IWANAGA, S.; RAVETTA, A. L.; FREITAS, F. C.; SOUSA, B. A. R.; SOUZA, L. L.; COSTA, C. G.; COUTINHO, P. E. G. Dynamics of primate communities along the Santarem-Cuiaba highway in south-central Brazilian Amazonia. *In*: MARSH (Ed.). **Primates in fragments: Ecology and conservation.** New York: Kluwer Academic/Plenum Publishers, 2003. p. 123-144.

FORTIN; DALE, M. **Spatial Analysis: A guide for ecologists.** Cambridge: Cambridge University Press, 2005. p. 365

FREITAS; HAWBAKER, T. J.; METZGER, J. P. Effects of roads, topography, and land use on forest cover dynamics in the Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 3, p. 410-417, 2010.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica - Período de 2000 a 2005.** São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, 2008. p. 157

_____. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica - Período de 2005 a 2008.** São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, 2009. p. 156

_____. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica - Período de 2011 a 2012.** São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, 2013. p. 61

GAGNON; PLATT, W. Multiple disturbances accelerate clonal growth in a potentially monodominant bamboo. **Ecology**, v. 89, n. 3, p. 612-618, 2008.

GAGNON; PLATT, W.; MOSER, E. Response of a native bamboo [*Arundinaria gigantea* (Walt.) Muhl.] in a wind-disturbed forest. **Forest Ecology and Management**, v. 241, n. 1-3, p. 288-294, 2007.

- GANZHORN. Low-level forest disturbance effects on primary production, leaf chemistry, and lemur populations. **Ecology**, v. 76, n. 7, p. 2084-2096, 1995.
- GASPARINI; FLOETER, S. R.; FERREIRA, C. E. L.; SAZIMA, I. Marine Ornamental Trade in Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 14, n. 12, p. 2883-2899, 2005.
- GENTRY; DODSON, C. Diversity and biogeography of neotropical vascular epiphytes. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 74, n. 2, p. 205-233, 1987.
- GILBERT. Primates and fragmentation of the Amazon forest. In: MARSH (Ed.). **Primates in fragments: Ecology and conservation**. New York: Kluwer Academic/Plenum Publishers, 2003. p. 145-157.
- GONÇALVES; FERRARI, S. F.; SILVA, A.; COUTINHO, P. E. G.; MENEZES, E. V.; SCHNEIDER, M. P. C. Effects of habitat fragmentation on the genetic variability of silvery marmosets, *Mico argentatus*. In: **Primates in fragments: Ecology and conservation**. New York: Kluwer Academic/Plenum Publishers, 2003. p. 17-28.
- GOOGLE INC. **Google Earth 7.1.1.1580 (Beta)**, 2013.
- GRANDE. **Ocupação de fragmentos florestais e uso da matriz por primatas na paisagem urbanizada de Goiânia, Goiás**. Universidade Federal de Goiás, 2012.
- GRISCOM; ASHTON, P. M. S. Bamboo control of forest succession: *Guadua sarcocarpa* in Southeastern Peru. **Forest Ecology and Management**, v. 175, n. 1-3, p. 445-454, 2003.
- GRUBB; LLOYD, J. R.; PENNINGTON, T. D.; WHITMORE, T. C. A Comparison of Montane and Lowland Rain Forest in Ecuador I. The Forest Structure. **Journal of Ecology**, v. 51, n. 3, p. 567-601, 1963.
- GUALDA-BARROS; NASCIMENTO, F. O.; AMARAL, M. K. A new species of *Callicebus* Thomas, 1903 (Primates, Pitheciidae) from the states of Mato Grosso and Pará, Brazil. **Papeis Avulsos de Zoologia**, v. 52, n. 23, p. 261-279, 2012.
- GUARIGUATA; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, v. 148, n. 1-3, p. 185-206, 2001.
- HAMARD; CHEYNE, S. M.; NIJMAN, V. Vegetation correlates of gibbon density in the peat-swamp forest of the Sabangau catchment, Central Kalimantan, Indonesia. **American Journal of Primatology**, v. 72, n. 7, p. 607-16, 2010.
- HANSKI. Metapopulation dynamics. **Nature**, v. 396, p. 41-49, 1998.

- HEIDUCK. Food Choice in Masked Titi Monkeys (*Callicebus personatus melanochir*): Selectivity or Opportunism? **International Journal of Primatology**, v. 18, n. 4, p. 487-502, 1997.
- _____. The use of disturbed and undisturbed forest by masked titi monkeys *Callicebus personatus melanochir* is proportional to food availability. **Oryx**, v. 36, n. 2, p. 133-139, 2002.
- HERSHKOVITZ. Titis, New World Monkeys of the genus *Callicebus* (Cebidae, Platyrrhini): A preliminary taxonomic review. **Fieldiana**, v. 55, p. 1-109, 1990.
- HIETZ; BUCHBERGER, G.; WINKLER, M. Effect of forest disturbance on abundance and distribution of epiphytic bromeliads and orchids. **Ecotropica**, v. 12, p. 103-112, 2006.
- HIJMANS; CAMERON, S. E.; PARRA, J. L.; JONES, P. G.; JARVIS, A. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology**, v. 25, p. 1965-1978, 2005.
- HILÁRIO; RODRIGUES, F. H. G.; CHIARELLO, A. G.; MOURTHÉ, I. Can roads be used as transects for primate population surveys?. **Folia Primatologica**, v. 83, n. 1, p. 47-55, 2012.
- HOFFMAN; O'RIAIN, M. J. Landscape requirements of a primate population in a human-dominated environment. **Frontiers in zoology**, v. 9, n. 1, p. 1-17, 2012.
- HOLM. A simple sequentially rejective multiple test procedure. **Scandinavian Journal of Statistics**, v. 6, n. 2, p. 65-70, 1979.
- HOMEIER; ENGLERT, F.; LEUSCHNER, C.; WEIGELT, P.; UNGER, M. Factors controlling the abundance of lianas along an altitudinal transect of tropical forests in Ecuador. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 8, p. 1399-1405, 2010.
- IBGE. **Censo Demográfico 1940/2010**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/tabelas_pdf/Brasil_tab_1_4.pdf>. Acesso em: 21 out. 2012.
- ISAAC; COWLISHAW, G. How species respond to multiple extinction threats. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 271, n. 1544, p. 1135-41, 2004.
- IUCN. **IUCN Red List of Threatened Species**. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acesso em: 22 nov. 2012a.
- _____. **IUCN Red List categories and Criteria: Version 3.1. Second edition**. Gland: IUCN, 2012b. p. 32

- JERUSALINSKY. **Distribuição geográfica e conservação de *Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth, 1999 (Primates – Pitheciidae) na Mata Atlântica do nordeste do Brasil.** Tese de Doutorado: Universidade Federal da Paraíba, 2013.
- JERUSALINSKY; OLIVEIRA, M. M.; PEREIRA, R. F.; SANTANA, V.; BASTOS, P. C. R.; FERRARI, S. F. Preliminary Evaluation of the Conservation Status of *Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth, 1999 in the Brazilian State of Sergipe. **Primate Conservation**, v. 21, p. 25-32, 2006.
- JOHNS, A. D. Effects of selective logging on the behavioral ecology of west Malaysian primates. **Ecology**, v. 67, n. 3, p. 684-694, 1986.
- JOHNS, A.; SKORUPA, J. Responses of rain-forest primates to habitat disturbance: a review. **International Journal of Primatology**, v. 8, n. 2, p. 157-191, 1987.
- KIERULFF. **Avaliação das populações selvagens de Mico-Leão-Dourado, *Leontopithecus rosalia*, e proposta de estratégia para a sua conservação.** Dissertação de Mestrado: Universidade Federal de Minas Gerais, 1993.
- KIERULFF; GABRIEL, R. S.; CANALE, G. R.; CARVALHO, C. E.; GOUVEIA, P. S.; GATTO, C. A. F. R.; ARAÚJO, M.; NOVA, P. V.; MARQUES, A. C.; SANTOS, P. S.; PÁDUA, J. C. **Avaliação das populações do macaco-prego-do-peito-amarelo (*Cebus xanthosternos*) e proposta de estratégia para manejo e conservação da espécie** IESB/CI, , 2005.
- KIERULFF; RYLANDS, A. B. Census and distribution of the Golden Lion Tamarin (*Leontopithecus rosalia*). **American Journal of Primatology**, v. 59, p. 29-44, 2003.
- KINZEY. The titi monkeys, genus *Callicebus*. In: COIMBRA-FILHO; MITTERMEIER, R. A. (Eds.). **Ecology and behavior of neotropical primates**, v. 1. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 1981. p. 241-276.
- KINZEY; BECKER, M. Activity Pattern of the Masked Titi Monkey, *Callicebus personatus*. **Primates**, v. 24, n. 3, p. 337-343, 1983.
- KINZEY; ROBINSON, J. G. Intergroup loud calls, range size, and spacing in *Callicebus torquatus*. **American Journal of Physical Anthropology**, v. 60, n. 4, p. 539-44, 1983.
- KOBAYASHI. A phylogenetic study of titi monkeys, genus *Callicebus*, based on cranial measurements: I. Phyletic groups of *Callicebus*. **Primates**, v. 36, n. 1, p. 101-120, 1995.
- KOBAYASHI; LANGGUTH, A. A new species of titi monkey, *Callicebus* Thomas, from north-eastern Brazil (Primates, Cebidae). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 16, n. 2, p. 531-551, 1999.

- KÖHLER. **Modelling anthropogenic impacts on the growth of tropical rain forests**. Osnabrück: Der Andere Verlag, 2000.
- LAURANCE, S. G.; LAURANCE, W. F. Tropical wildlife corridors: use of linear rainforest remnants by arboreal mammals. **Biological Conservation**, v. 91, p. 231-239, 1999.
- LAURANCE, W. Ecological Correlates of in Extinction Proneness Australian Tropical Rain Forest Mammals. **Conservation Biology**, v. 5, n. 1, p. 79-89, 1991.
- _____. Foreword: Primates as Icon for Conservation. *In*: MARSH (Ed.). **Primates in fragments: Ecology and conservation**. New York: Kluwer Academic/Plenum Publishers, 2003. p. xi-xii.
- LEGENDRE; DALE, M. R. T.; FORTIN, M.; GUREVITCH, J.; HOHN, M.; MYERS, D. The consequences of spatial structure for the design and analysis of ecological field surveys. **Ecography**, v. 25, p. 601-615, 2002.
- LUNA; SANMIGUEL, R.; FIORE, A. DI; FERNANDEZ-DUQUE, E. Predation and predation attempts on red titi monkeys (*Callicebus discolor*) and equatorial sakis (*Pithecia aequatorialis*) in Amazonian Ecuador. **Folia Primatologica**, v. 81, p. 86-95, 2010.
- MARSH. Wild zoos: conservation of primates in situ. *In*: MARSH (Ed.). **Primates in fragments: Ecology and conservation**. New York: Kluwer Academic/Plenum Publishers, 2003. p. 365-379.
- MARSH; CHAPMAN, C.; NORCONK, M. A.; FERRARI, S. F.; GILBERT, K. A.; BICCA-MARQUES, J. C.; WALLIS, J. Fragmentation: specter of the future or the spirit of conservation. *In*: MARSH (Ed.). **Primates in fragments: Ecology and conservation**. New York: Kluwer Academic/Plenum Publishers, 2003. p. 381-398.
- MBORA; MEIKLE, D. B. Forest fragmentation and the distribution, abundance and conservation of the Tana river red colobus (*Procolobus rufomitratus*). **Biological Conservation**, v. 118, n. 1, p. 67-77, 2004.
- MCINTYRE. Effects of forest patch size on avian diversity. **Landscape Ecology**, v. 10, n. 2, p. 85-99, 1995.
- MELO; MENDES, S. L. Emissão de gritos longos por grupos de *Callicebus nigrifrons* e suas reações a playbacks. *In*: ALONSO; LANGGUTH, A. (Eds.). João Pessoa: SBPr/Editora Universitária, 2000. v. 7p. 215-222.
- MICHALSKI; PERES, C. A. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. **Biological Conservation**, v. 124, n. 3, p. 383-396, 2005.

- MITTERMEIER; GIL, P. R.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, T.; MITTERMEIER, C. G.; LAMOUREX, J.; FONSECA, G. A. B. **Hotspots revisitados**. Conservação Internacional, 2005. p. 15
- MITTERMEIER; RYLANDS, A. B.; SCHWITZER, C.; TAYLOR, L. A.; CHIOZZA, F.; WILLIAMSON, E. A. **Primates in Peril: The world's 25 most endangered primates 2010-2012**. Arlington: IUCN/SSC Primate Specialist Group, International Primatological Society, Conservation International, 2012. p. 40
- MONTGOMERY; CHAZDON, R. L. Forest Structure, Canopy Architecture, and Light Transmittance in Tropical Wet Forests. **Ecology**, v. 82, n. 10, p. 2707-2718, 2001.
- MORAIS JR. **Metodologias de amostragem de populações: Aplicação e comparação em populações de Mico-Leão-Dourado (*Leontopithecus rosalia*, Linnaeus, 1766) e sagüis (*Callithrix* sp. Erxleben, 1777) na bacia do Rio São João**. Dissertação de Mestrado: Universidade Estadual do Norte Fluminense, 2005.
- MULLER. Ranging in Masked Titi Monkeys (*Callicebus personatus*) in Brazil. **Folia Primatologica**, v. 65, p. 224-228, 1995.
- MÜLLER. Diet and feeding ecology of masked titis (*Callicebus personatus*). In: NORCONK; ROSENBERGER, A. L.; GARBER, P. A. (Eds.). **Adaptive Radiations of Neotropical Primates**. New York: Plenum Press, 1996. p. 383-401.
- NARUKAWA; YAMAMOTO, S. Effects of dwarf bamboo (*Sasa* sp.) and forest floor microsites on conifer seedling recruitment in a subalpine forest, Japan. **Forest Ecology and Management**, v. 163, n. 1-3, p. 61-70, 2002.
- OATES; WHITESIDES, G. H.; DAVIES, A. G.; WATERMAN, P. G.; GREEN, S. M.; DASILVA, G. L.; MOLE, S. Determinants of variation in tropical forest primate biomass: new evidence from West Africa. **Ecology**, v. 71, n. 1, p. 328-343, 1990.
- OLIVEIRA; KIERULFF, M. C. M.; VERULI, V. P.; LAPENTA, M. J.; MORAES JR., E. A. **Translocação como técnica de manejo para a conservação do mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*)**, RJ. Anais do VI Congresso Brasileiro de Ecologia. Fortaleza: 2003
- ONDERDONK; CHAPMAN, C. Coping with forest fragmentation: the primates of Kibale National Park, Uganda. **International Journal of Primatology**, v. 21, n. 4, p. 587-611, 2000.
- PALACIOS; RODRÍGUEZ, A.; DEFLER, T. R. Diet of a Group of *Callicebus torquatus lugens* (Humboldt , 1812) During the Annual Resource Bottleneck in

Amazonian Colombia. **International Journal of Primatology**, v. 18, n. 4, p. 503-522, 1997.

PARTHASARATHY; MUTHURAMKUMAR, S.; REDDY, M. S. Patterns of liana diversity in tropical evergreen forests of peninsular India. **Forest Ecology and Management**, v. 190, n. 1, p. 15-31, 2004.

PERES. Effects of habitat quality and hunting pressure on arboreal folivore densities in neotropical forests: a case study of howler monkeys (*Alouatta* spp.). **Folia Primatologica**, v. 68, p. 199-222, 1997.

PIANKA. r and K Selection or b and d Selection ? **The American Naturalist**, v. 106, n. 951, p. 581-588, 1972.

PINTO, L. P. S.; COSTA, C. M. R.; STRIER, K. B.; FONSECA, G. A. B. Habitat, density and group size of primates in a Brazilian Tropical Forest. **Folia Primatologica**, v. 61, p. 135-143, 1993.

PINTO, N.; LASKY, J.; BUENO, R.; KEITT, T. H.; GALETTI, M. Primate densities in the Atlantic Forest of Southeastern Brazil: The role of habitat quality and anthropogenic disturbance. In: GARBER; ESTRADA, A.; BICCA-MARQUES, J. C.; HEYMANN, E. K.; STRIER, K. B. (Eds.). **South American Primates, Developments in Primatology: Progress and Prospects**. Chicago: Springer, 2009. p. 413-431.

POZO-MONTUY; SERIO-SILVA, J. C.; BONILLA-SANCHES, Y. Influence of the landscape matrix on the abundance of arboreal primates in fragmented landscapes. **Primates**, v. in press, 2010.

PRICE; PIEDADE, H. M. Ranging behavior and intraspecific relationships of Masked Titis Monkeys (*Callicebus personatus personatus*). **American Journal of Primatology**, v. 53, n. 2, p. 87-92, 2001.

PRICE; PIEDADE, H. M.; WORMELL, D. Population densities of primates in a Brazilian Atlantic Forest. **Folia Primatologica**, v. 73, p. 54-56, 2002.

PRINTES. **Novos registros sobre a distribuição do guigó da caatinga *Callicebus barbarabrownae* (Hershkovitz, 1990) e novo limite sul de *Callicebus coimbrai* (Kobayashi & Langguth, 1999)**. Livro de resumos do XI Congresso Brasileiro de Primatologia. Porto Alegre: PUCRS, 2005

PUTZ. The natural history of lianas on Barro Colorado Island, Panama. **Ecology**, v. 65, n. 6, p. 1713-1724, 1984.

PÉREZ-SALICRUP; SORK, V.; PUTZ, F. Lianas and Trees in a Liana Forest of Amazonian Bolivia. **Biotropica**, v. 33, n. 1, p. 34-47, 2001.

QUANTUM GIS DEVELOPMENT TEAM. **Quantum GIS 1.7.4**, 2012.

- R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Viena: R Foundation for Statistical Computing, 2012.
- RABOY; NEVES, L. G.; ZEIGLER, S.; SARAIVA, N. A.; CARDOSO, N.; SANTOS, G. R. DOS; BALLOU, J. D.; LEIMGRUBER, P. Strength of Habitat and Landscape Metrics in Predicting Golden-Headed Lion Tamarin Presence or Absence in Forest Patches in Southern Bahia, Brazil. **Biotropica**, v. 42, n. 3, p. 388-397, 2010.
- RANGEL; DINIZ-FILHO, J. A. F.; BINI, L. M. SAM: a comprehensive application for Spatial Analysis in Macroecology. **Ecography**, v. 33, n. 1, p. 46-50, 2010.
- REDFORD. The empty forest. **BioScience**, v. 42, n. 6, p. 412-423, 1992.
- RIBEIRO; 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**, v. 142, p. 1141-1153, 2009.
- ROBINSON. An analysis of the organization of vocal communication in the titi monkey *Callicebus moloch*. **Zeitschrift für Tierpsychologie**, v. 49, p. 381-405, 1979.
- _____. Vocal regulation of inter- and intragroup spacing during boundary encounters in the titi monkey, *Callicebus moloch*. **Primates**, v. 22, n. 2, p. 161-172, 1981.
- ROCHA. **Distribuição e densidade de populações de *Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth 1999, na região do Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco, Sergipe**. Dissertação de Mestrado: Universidade Federal de Sergipe, 2011.
- RODE; CHAPMAN, C. A.; MCDOWELL, L. R.; STICKLER, C. Nutritional Correlates of Population Density Across Habitats and Logging Intensities in Redtail Monkeys (*Cercopithecus ascanius*). **Biotropica**, v. 38, n. 5, p. 625-634, 2006.
- ROOSMALEN, VAN; ROOSMALEN, T. VAN; MITTERMEIER, R. A. 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**, v. 10, n. Suppl., p. 1-52, 2002.
- ROSSATO; LEITAO-FILHO, H. D. E. F.; BEGOSSI, A. Ethnobotany of caiçaras of the Atlantic Forest coast (Brazil). **Economic Botany**, v. 53, n. 4, p. 387-395, 1999.
- ROSUMEK; MARTINS, R. P. Ecologia, filosofia e conservação. **Natureza e Conservação**, v. 8, n. 1, p. 87-89, 2010.

- RYLANDS; MITTERMEIER, R. A. The diversity of the New World primates (Platyrrhini): An annotated taxonomy. *In*: GARBER, A.; BICCA-MARQUES, J. C.; HEYMANN, E. W.; STRIER, K. B. (Eds.). **South American Primates**. New York: Springer, 2009. p. 23-54.
- SALDARRIAGA; WEST, D. C.; THARP, M. L.; UHL, C. Long-Term Chronosequence of Forest Succession in the Upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. **Journal of Ecology**, v. 76, n. 4, p. 938-958, 1988.
- SAMPAIO; FERRARI, S. F. Predation of an infant titi monkey (*Callicebus moloch*) by a tufted capuchin (*Cebus apella*). **Folia Primatologica**, v. 76, n. 2, p. 113-5, 2005.
- SANTANA. **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: Universidade Federal de Sergipe, 2012.
- SANTOS; GALVÃO, C.; YOUNG, R. J. The diet of wild black-fronted titi monkeys *Callicebus nigrifrons* during a bamboo masting year. **Primates**, v. 53, n. 3, p. 265-72, 2012.
- SANTOS JR. **Mapeamento e caracterização dos fragmentos florestais da bacia do baixo Rio São Francisco em Sergipe e suas implicações para a conservação de guigós (*Callicebus* sp.)**. Dissertação de Mestrado: Universidade Federal de Sergipe, 2010.
- SCHNITZER. A mechanistic explanation for global patterns of liana abundance and distribution. **The American Naturalist**, v. 166, n. 2, p. 262-276, 2005.
- SCHNITZER; BONGERS, F. The ecology of lianas and their role in forests. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 17, n. 5, p. 223-230, 2002.
- SEMARH. **Atlas Digital dos Recursos Hídricos**, 2011.
- SHAFFER. Minimum population sizes for species conservation. **BioScience**, v. 31, n. 2, p. 131-134, 1981.
- SILVA; METZGER, J.; BERNACCI, L.; CATHARINO, E.; DURIGAN, G.; SIMÕES, S. Relief influence on tree species richness in secondary forest fragments of Atlantic Forest, SE, Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 22, n. 2, p. 589-598, 2008.
- SINCLAIR. Mammal population regulation, keystone processes and ecosystem dynamics. **Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences**, v. 358, n. 1438, p. 1729-40, 2003.

- SOLOMON. The Natural Control of Animal Populations. **Journal of Animal Ecology**, v. 18, n. 1, p. 1-35, 1949.
- SOUSA. Distribuição do guigó (*Callicebus coimbrai*) no estado de Sergipe. **Neotropical Primates**, v. 11, n. 2, p. 89-91, 2003.
- SOUSA; SANTOS, S. S.; VALENTE, M. C. M. Distribuição e variação na pelagem de *Callicebus coimbrai* (Primates, Pitheciidae) nos estados de Sergipe e Bahia, Brasil. **Neotropical Primates**, v. 15, n. 2, p. 54-59, 2008.
- SOUZA-ALVES. **Ecologia alimentar de um grupo de Guigó-de-Coimbra-Filho (*Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth, 1999): perspectivas para a conservação da espécie na paisagem fragmentada do sul de Sergipe.** Dissertação de Mestrado: Universidade Federal de Sergipe, 2010.
- SOUZA-ALVES; FONTES, I. P.; CHAGAS, R. R. D.; FERRARI, S. F. Seasonal versatility in the feeding ecology of a group of titis (*Callicebus coimbrai*) in the northern Brazilian Atlantic Forest. **American Journal of Primatology**, v. 73, n. 12, p. 1199-209, 2011.
- STEPHENSON. Climatic control of vegetation distribution: the role of the water balance. **American Naturalist**, v. 135, n. 5, p. 649-670, 1990.
- STEVENS. Lianas as structural parasites: the *Bursera simaruba* example. **Ecology**, v. 68, n. 1, p. 77-81, 1987.
- STRUHSAKER. A further decline in numbers of Amboseli vervet monkeys. **Biotropica**, v. 8, p. 211-214, 1976.
- TABACHNICK; FIDELL, L. S. **Using Multivariate Statistics**. Boston: Pearson, 2007. p. 980
- TABARELLI; LOPES, A. V; PERES, C. A. Edge-effects Drive Tropical Forest Fragments Towards an Early-Successional System. **Biotropica**, v. 40, n. 6, p. 657-661, 2008.
- TABARELLI; MANTOVANI, W. Gap-phase regeneration in a tropical montane forest: the effects of gap structure and bamboo species. **Plant Ecology**, v. 148, p. 149-155, 2000.
- TERBORGH. The vertical component of plant species diversity in temperate and tropical forests. **The American Naturalist**, v. 760-776, n. 126, p. 6, 1985.
- TERBORGH; PETREN, K. Development of habitat structure through succession in an Amazonian floodplain forest. In: BELL, S.; MCCOY, E.; MUSHINSKY, H. (Eds.). **Habitat Structure: The physical arrangement of objects in space**. London: Chapman & Hall, 1991. p. 28-46.

- THOMPSON; BROKAW, N.; ZIMMERMAN, J.; WAIDE, R.; EVERHAM III, E.; LODGE, D.; TAYLOR, C.; GARCÍA-MONTIEL, D.; FLUET, M. Land use history, environment, and tree composition in a tropical forest. **Ecological Applications**, v. 12, n. 5, p. 1344-1363, 2002.
- TORRES; OLIVEIRA, E. S.; ALVES, R. R. N.; VASCONCELLOS, A. Etnobotânica e etnozootologia em unidades de conservação: Uso da biodiversidade na APA de Genipabu, Rio Grande do Norte, Brasil. **Interciencia**, v. 34, n. 9, p. 623-629, 2009.
- TREVELIN; PORT-CARVALHO, M.; SILVEIRA, M.; MORELL, E. Abundance, habitat. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 4, p. 1071-1077, 2007.
- UMAPATHY; KUMAR, A. Impacts of forest fragmentation on lion-tailed macaque and Nilgiri langur in Western Ghats, south India. In: MARSH (Ed.). **Primates in fragments: Ecology and conservation**. New York: Kluwer Academic/Plenum Publishers, 2003. p. 163-189.
- VALEGGIA; MENDOZA, S. P.; FERNANDEZ-DUQUE, E.; MASON, W. A.; LASLEY, B. Reproductive biology of female titi monkeys (*Callicebus moloch*) in captivity. **American Journal of Primatology**, v. 47, n. 3, p. 183-95, 1999.
- VEIGA; SOUSA, M. C.; JERUSALINSKY, L.; FERRARI, S. F.; OLIVEIRA, M. M.; SANTOS, S. S. D.; VALENTE, M. C. M.; PRINTES, R. C. *Callicebus coimbrai*. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org/>>. Acesso em: 22 nov. 2012.
- WAGNER; CASTRO, F.; STEVENSON, P. R. Habitat Characterization and Population Status of the Dusky Titi (*Callicebus ornatus*) in Fragmented Forests, Meta, Colombia. **Neotropical Primates**, v. 16, n. 1, p. 18-24, 2009.
- WAKAMIYA; ROY, C. L. Use of monitoring data and population viability analysis to inform reintroduction decisions: Peregrine falcons in the Midwestern United States. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1767-1776, 2009.
- WORMAN; CHAPMAN, C. A. Densities of Two Frugivorous Primates with Respect to Forest and Fragment Tree Species Composition and Fruit Availability. **International Journal of Primatology**, v. 27, n. 1, p. 203-225, 2006.
- ZOTZ; HIETZ, P. The physiological ecology of vascular epiphytes: current knowledge, open questions. **Journal of Experimental Botany**, v. 52, n. 364, p. 2067-78, 2001.