



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA
BIODIVERSIDADE

GABRYELLE SANTOS NASCIMENTO

RELAÇÃO ENTRE A ESTRUTURA DE VEGETAÇÃO E A PRESENÇA DE MICO-
LEÃO-DA-CARA-DOURADA, *Leontopithecus chrysomelas* (KUHL, 1820)
(PRIMATES, CALLITRICHIDAE), EM ÁREAS DE FRAGMENTOS FLORESTAIS
DO SUL DA BAHIA.

ILHÉUS – BAHIA,

2017

GABRYELLE SANTOS NASCIMENTO

**RELAÇÃO ENTRE A ESTRUTURA DE VEGETAÇÃO E A PRESENÇA DE MICO-
LEÃO-DA-CARA-DOURADA, *Leontopithecus chrysomelas* (KUHL, 1820)
(PRIMATES, CALLITRICHIDAE), EM ÁREAS DE FRAGMENTOS FLORESTAIS
DO SUL DA BAHIA.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade da Universidade Estadual de Santa Cruz, para a obtenção do Título de Mestre em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Linha de pesquisa: Ecologia e conservação de populações

Orientador: Dr. Leonardo de Carvalho Oliveira

Coorientadora: Dr^a. Kristel M. de Vleeschouwer

ILHÉUS – BAHIA,

2017

N244 Nascimento, Gabryelle Santos.

Relação entre a estrutura de vegetação e a presença de mico-leão-da-cara-dourada, *Leontopithecus chrysomelas* (KUHL, 1820) (PRIMATES, CALLITRICHIDAE), em áreas de fragmentos florestais do sul da Bahia / Gabryelle Santos Nascimento. – Ilhéus, BA: UESC, 2017.

65 f. : il.

Orientador: Leonardo de Carvalho Oliveira.

Coorientadora: Kristel M. de Vleeschouwer.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Santa Cruz. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Inclui referências e apêndices.

1. Mico-leão-dourado. 2. Biodiversidade – Mata Atlântica. 3. Habitat (Ecologia). 4. Animais em extinção. I. Título.

CDD 599.8

GABRYELLE SANTOS NASCIMENTO

**RELAÇÃO ENTRE A ESTRUTURA DE VEGETAÇÃO E A PRESENÇA DE MICO-
LEÃO-DA-CARA-DOURADA, *Leontopithecus chrysomelas* (KUHL, 1820)
(PRIMATES, CALLITRICHIDAE), EM ÁREAS DE FRAGMENTOS FLORESTAIS
DO SUL DA BAHIA.**

Ilhéus, 22/02/2017

Banca Avaliadora:

Dr. Leonardo de Carvalho Oliveira

Universidade do Estado do Rio de Janeiro e Programa de Pós-graduação em
Ecologia e Conservação da Biodiversidade – UESC.

(Orientador)

Dr^a. Kristel M. De Vleeschouwer

Centre for Research and Conservation, Royal Zoological Society of Antwerp

(Coorientadora)

James M. Dietz

University of Maryland

Dr. Fabiano Rodrigues de Melo

Universidade Federal de Goiás

Dedico à minha família que acreditou em meu potencial, mesmo quando nem eu acreditava mais e me deu forças para concluir esta etapa.

AGRADECIMENTOS

Agradecer... Como me sinto bem em fazer isto.

Há exatos dois anos eu estava agradecendo a todos que contribuíram para a conclusão de minha graduação e hoje, chego ao fim de mais uma etapa, estou concluindo o mestrado e mais uma vez só me resta agradecer.

Agradeço aos meus pais e irmã que sempre acreditaram no meu potencial, estiveram torcendo e me deram a liberdade para ir atrás de cada um dos meus sonhos, mesmo naqueles momentos em que sabiam que eu voltaria para casa chorando, e precisando apenas de colo. Este é mais um sonho realizado, e sem o apoio de vocês não teria sido possível!

Aos meus orientadores que acreditaram que eu seria capaz de dar conta de um projeto tão complexo. Foram pacientes com as minhas dúvidas e milhares de e-mails e souberam entender as minhas crises de ansiedade nesta reta final. Muito obrigada mesmo!

Aos meus colegas de turma, em especial a Joedison, que me ajudou em tudo o que pôde, mesmo quando estava mega ocupado. Aluane, Edie, Bia, Geane, Mara e Jú, obrigada pelo apoio, mesmo quando todas estávamos desesperadas.

Ao meu maior presente nestes dois anos, Igor, que soube entender a falta de tempo e atenção e o excesso de ansiedade, não deve ser nada fácil aguentar uma Gabi que muda de humor a cada 5 minutos e eu sou extremamente grata por você ter entrado em minha vida e ter compreendido todas as crises.

À Karen que esteve presente em boa parte do campo, e que aprendeu a encontrar micos como ninguém! As minhas companheiras de casa Adna, Rafa e Tâm, que estiveram presentes em todas as etapas no decorrer destes dois anos compartilhando alegrias, vitórias, medos e momentos de desesperos. Tornaram-se mais que amigas, são as irmãs que o mestrado me deu!

À minha “gangue” que soube entender os momentos de ausência e ouvir meus desabafos. À Bila, meu companheiro de campo, que sabia exatamente como ignorar meu mau humor, fazer resenhas e que foi um dos meus grandes professores quando se tratou de aprender sobre mico-leão na prática!

À Thaiara Silva que me auxiliou no mapeamento e se tornou uma amiga que compartilha uma paixão em comum pelos gatos! Às moças que mais me ouviram

nesta reta final, Juliana e Luciana, apesar de não termos tido tempo de sermos muito próximas fisicamente no decorrer destes dois anos, sempre estiveram dispostas a ajudar e aconselhar!

Ao professor Renato, pelo auxílio com as análises, no meu momento de maior desespero o senhor soube me ajudar e serei eternamente grata a isso.

À capes pela concessão da Bolsa, que me serviu como suporte durante o mestrado e ao instituto de pesquisa e o Zoo Antwerpen pelo suporte e financiamento para a realização das pesquisas.

Aos professores do programa por seus questionamentos e sugestões que certamente foram de grande contribuição para a realização desta pesquisa.

A todos aqueles que de alguma forma contribuíram para este trabalho e por último, mas acima de tudo ao meu Deus, que me deu forças para não desistir.

Meu muito Obrigada!

*Se os bons combates eu não combater
Minha coroa não conquistarei
Se minha carreira eu não completar
De que vale a minha fé tanto guardar?*

*Se perseguida aqui eu não for
Sinceramente uma cristã não sou
A Tua glória quero conhecer
Viver a experiência de sobreviver*

Pe. Fábio de Melo

RESUMO

A distribuição dos organismos na superfície terrestre não é homogênea e diversos fatores contribuem para isso. É um desafio da ecologia, juntamente com a biogeografia, compreender quais são esses fatores e a sua escala de atuação. Estes fatores atuam em pequenas e grandes escalas e podem também ser chamados de ecológicos e históricos respectivamente, que apesar de diferentes, atuam de forma conjunta. Em menor escala a distribuição é determinada pela ecologia e ecofisiologia de organismos, e geralmente é afetado no tempo presente. Em escala maior, são considerados processos biogeográficos e geológicos que ocorreram no passado. Dentre os fatores ecológicos, a heterogeneidade de habitat é de grande importância, já que em ambientes mais heterogêneos, espera-se uma maior riqueza de plantas, que leva a um elevado número de nichos para diferentes espécies. A riqueza de primatas, por exemplo, está relacionada positivamente com a heterogeneidade de habitats, onde a maior riqueza de espécies arbóreas propicia uma maior diversidade de primatas. Dentre as florestas tropicais, a Mata Atlântica se destaca pela sua biodiversidade e estado de conservação. Ela abriga o mico-leão-da-cara-dourada, que é endêmico da região, mais especificamente no Sul da Bahia. Parâmetros da estrutura de vegetação são determinantes para a ocorrência das espécies, pois a qualidade do ambiente e a disponibilidade de recursos influenciam na preferência do uso de determinados habitats, enquanto a cobertura florestal pode afetar sua ocorrência. Assim, buscou-se entender se parâmetros da estrutura de vegetação de fragmentos florestais, influenciam na ocorrência do mico-leão-da-cara-dourada (*Leontopithecus chrysomelas*), espécie ameaçada de extinção, devido à perda e ao alto grau de fragmentação de seu habitat. Analisou-se a estrutura da vegetação em fragmentos florestais com a presença dos micos-leões e sem a presença do mesmo. Observamos que micos apresentaram maior probabilidade de ocorrer em fragmentos com dossel mais aberto, associado a uma grande quantidade de cipós e uma menor cobertura florestal no entorno. Cipós podem estar atuando como estrutura para deslocamento, em virtude da baixa conectividade de dossel e também, mas em menor escala, para proteção contra predadores. Entretanto, uma menor cobertura florestal ao redor, indica um maior grau de isolamento dos fragmentos. Embora nestes locais, devido à abertura de dossel e o fato serem mais iluminados, podendo levar a uma maior quantidade de recursos, como frutas e flores, pode estar ocorrendo um fenômeno de extinção local dentro destas áreas, ameaçando a sobrevivência de populações dessa espécie. Pequenos fragmentos não são adequados para manter a espécie em longo prazo, devido a fatores ligados à estrutura da vegetação e pela falta de conexão dentro da paisagem ao seu redor. Micos parecem estar em processo de extinção local em pequenos fragmentos isolados, o que pode levar a uma redução da populacional. Desta forma, conectar pequenos fragmentos para diminuir os efeitos da fragmentação na região, e considerar a restauração ecológica de fragmentos degradados são estratégias de conservação essenciais para evitar o declínio populacional da espécie.

Palavras-chave: *Leontopithecus chrysomelas*, mata atlântica, Sul da Bahia, heterogeneidade de habitat

ABSTRACT

The distribution of organisms over the earth's surface is not homogeneous and multiple factors contribute to this. It is a challenge of ecology along with biogeography to understand what these factors are and the scale at which they act. These factors act on small and large scales and can be called ecological and historical respectively, and even though different, act together. On a small scale, distribution is determined by the ecology and ecophysiology of organisms, and usually is affected in the present time. On a larger scale, biogeographic and geological processes are considered, which occurred in the past. Among ecological factors, the heterogeneity of the habitat is of great importance, since a greater plant abundance is expected to lead to a higher number of niches for different species. Primate richness, for example, is positively related to the heterogeneity of habitats where the greater richness of tree species sustains a greater diversity of primates. Among the tropical forests, the Atlantic Forest stands out for its biodiversity and conservation status. It hosts the golden-headed lion tamarin, which is endemic in the region. Parameters measuring vegetation structure are important determinants for the occurrence of the species, since the quality of the environment and the availability of resources influence the preference for using certain habitats, while forest cover can determine its occurrence. Thus, we sought to understand if factors associated with vegetation structure in forest fragments influence the occurrence of the golden-headed lion tamarin, a species threatened with extinction due to the loss and high degree of fragmentation of its habitat. Vegetation structure was analyzed in forest fragments with and without the presence of golden-headed lion tamarins. We observed that the tamarins are more likely to occur in fragments with more open canopy, associated with a large number of vines and a lower level of forest cover surrounding the fragment. Vines may be acting as a structure for displacement, due to the low level of canopy connectivity and also, but on a smaller scale, for protection against predators. However, lower levels of forest cover indicate a higher degree of isolation of the fragments. Although these sites, given the higher degree of illumination due to more open canopy, may harbor a larger amount of resources, such as fruits and flowers, a phenomenon called local extinction may be occurring within these areas, threatening the survival of populations of this species. Small fragments are not adequate to maintain the species in the long term, due to factors related to vegetation structure and lack of connection due to the landscape around it. Tamarins appear to be in process of local extinction in small isolated fragments, which may lead to a reduction in the population of the species. Therefore, connecting small fragments to reduce fragmentation in the region, and ecological restoration of degraded fragments are essential conservation strategies to avoid the population decline of the species.

Keywords: *Leontopithecus chrysomelas*, Atlantic forest, Southern Bahia, habitat heterogeneity

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	11
REVISÃO DE LITERATURA	14
Fatores que determinam a ocorrência de espécies	14
Distribuição de primatas.....	16
O mico-leão-da-cara-dourada	18
OBJETIVOS	21
Objetivo geral:.....	21
Objetivos específicos:	21
REFERÊNCIAS	22
CAPÍTULO 1	26
A estrutura de vegetação influencia a ocorrência de micos-lões-da-cara-dourada?	27
RESUMO.....	28
INTRODUÇÃO	29
METODOLOGIA.....	32
Área de estudo.....	32
Amostragem da presença dos micos-leões-da-cara-dourada nos fragmentos	33
Caracterização da heterogeneidade de habitat.....	33
Caracterização da paisagem ao redor	34
Estrutura de vegetação	35
ANÁLISE DE DADOS.....	36
RESULTADOS	37
DISCUSSÃO	43
AGRADECIMENTOS	48
REFERÊNCIAS	49
CONCLUSÃO GERAL.....	62
APÊNDICES.....	63

INTRODUÇÃO GERAL

A distribuição dos organismos na superfície terrestre não é homogênea, havendo espécies diferentes ocupando áreas semelhantes e espécies com uma distribuição mais restrita (Gulling, 2011). Diversos fatores contribuem para a atual distribuição de espécies. Compreender quais são esses fatores e em quais escalas eles atuam é um desafio da ecologia. Estes fatores, sejam eles históricos ou ecológicos, devem ser considerados de forma conjunta, já que há uma co-influência entre eles de forma que fatores históricos podem influenciar fatores ecológicos, da mesma forma que fatores ecológicos podem auxiliar e explicar os históricos (Weins e Donoghue, 2015; Miranda e Dias, 2012). Como exemplo, a tectônica de placas, ao separar continentes alterou o clima de determinadas áreas e esta alteração pode ter gerado barreiras climáticas para algumas espécies.

Os fatores ecológicos, também conhecidos como fatores de pequena escala, geralmente atuam num curto espaço de tempo no presente e explicam a sobrevivência e convivência dos indivíduos nas áreas de ocorrência atual (Fine, 2015; Miranda e Dias, 2012) considerando, por exemplo, a heterogeneidade de hábitat e disponibilidade de recursos. Fatores históricos, também chamados de fatores de grande escala, investigam a linhagem de divergência e persistência dos indivíduos (Fine, 2015) considerando eventos passados, tais como a tectônica de placas gerando barreiras geográficas, demais eventos de dispersão e vicariância.

A heterogeneidade de habitat também tende a ser de grande importância para uma maior riqueza de espécies (Kerr e Packer, 1997), já que quanto mais heterogêneo o ambiente, maior a diversidade florística e por consequência, maior o número de nichos ecológicos e espécies (Bazzaz, 1975; MacArthur, 1967). A riqueza de primatas, por exemplo, possui uma correlação positiva com a heterogeneidade de habitat, onde uma maior diversidade de primatas está ligada a maior riqueza de espécies arbóreas (Cowlshaw e Dunbar, 2000). Em uma escala mais fina, a heterogeneidade estrutural da vegetação também pode influenciar a ocorrência de espécies de primatas (Arroyo-Rodrigues e Madujano, 2008).

O termo heterogeneidade de habitat é utilizado tanto para a arquitetura de plantas e estrutura de vegetação, quanto para os padrões de paisagem (Tews *et al.*, 2004) e a paisagem influencia na ocorrência de espécies. Para micos-leões-da-cara-dourada (*Leontopithecus chrysomelas*), por exemplo, Cassano e colaboradores

(2014) observaram que a ocupação da espécie em cabruças, está ligada a uma maior quantidade de floresta ao redor destes sistemas, demonstrando a influência da paisagem ao redor para a ocorrência de animais e a importância da compreensão dos efeitos de alterações ambientais nesta escala e não apenas em uma escala local.

Florestas tropicais são altamente diversas em espécies animais e vegetais (Mittermeier *et al.*, 2005), algo causado possivelmente por uma maior heterogeneidade estrutural. A Mata Atlântica, um dos *hotspots* da biodiversidade (Myers, 2000), destaca-se por abrigar diversas espécies animais e vegetais com alto grau de endemismo. Esse bioma abriga 24 espécies de primatas, dos quais 80% são endêmicos (Paglia, 2012) e 16 ameaçados de extinção, segundo a Lista Oficial de Espécies Brasileiras Ameaçadas (Brasil, 2014). Alguns primatas como os micos-leões, possuem ocorrência restrita a Mata Atlântica da seguinte maneira: mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*) é endêmico da Mata Atlântica do Rio de Janeiro; o mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus*), nativo de florestas de São Paulo; o mico-leão-da-cara-preta (*Leontopithecus caissara*), encontrado, apenas no Estado de São Paulo e o mico-leão-da-cara-dourada (*Leontopithecus chrysomelas*), que possui sua ocorrência nativa restrita a regiões do Sul da Bahia e é o objeto deste estudo.

O sul da Bahia, onde está localizado parte do corredor central da Mata Atlântica, abriga sete espécies de primatas. No passado eram oito (Santos *et al.*, 1987), entretanto o "*Brachyteles hypoxanthus*" está potencialmente extinto na região. Isso serve de alerta para a preservação desta região, que se destaca pelo alto grau de endemismo e riqueza de espécies (Silva e Casteleti, 2003), a fim de garantir que outras espécies não sejam extintas. Entretanto, a região encontra-se fragmentada (Raboy *et al.*, 2010) e primatas neotropicais por serem arborícolas tem tido sua sobrevivência ameaçada devido à fragmentação de habitats (Mittermeier *et al.*, 2005).

Dentre os primatas ameaçados na região, destaca-se o mico-leão-da-cara-dourada (MLCD), *Leontopithecus chrysomelas*, que possui o status de 'em perigo' nas listas vermelhas da IUCN (2016) e do Ministério do Meio Ambiente (2014). Micos-leões utilizam diversos ambientes florestais, incluindo os sistemas agroflorestais de sombreamento de cacau conhecidos como cabruças, sobrevivendo

bem em alguns desses ambientes (Oliveira *et al.*, 2011). A paisagem em que micos-leões se encontram, atualmente, é demasiadamente fragmentada, e micos-leões têm usado manchas florestais pequenas (Raboy *et al.*, 2010), sendo que 90% de sua área de distribuição está fora de áreas protegidas (De Vleeschouwer e Raboy, 2013). Portanto, entender quais os fatores na estrutura de vegetação e de paisagem que influenciam a sobrevivência da espécie em fragmentos pequenos, torna-se importante.

Levando em consideração os aspectos citados, pretendeu-se identificar quais fatores na estrutura de vegetação e na estrutura da paisagem em pequenos fragmentos florestais no sul da Bahia estão correlacionados a ocorrência do MLCD. Os resultados aqui encontrados poderão fomentar a criação de corredores ecológicos e de novas áreas de proteção, além de auxiliar em pesquisas futuras sobre a espécie.

REVISÃO DE LITERATURA

Fatores que determinam a ocorrência de espécies

A distribuição geográfica de espécies é uma expressão de sua ecologia e evolução de forma complexa (Brown e Lomolino, 2006) demonstrando que diferentes espécies tendem habitar distintos locais, assim como distintos locais tendem a abrigar espécies diferentes (Leibold e Mikkelsen, 2002). Esta variação na ocorrência se dá devido a diversos fatores, que possuem variadas escalas espaço-temporais.

A principal área responsável em explicar a ocorrência de espécies na superfície terrestre é a biogeografia. Ela busca reconhecer padrões de distribuição e fornecer hipóteses sobre processos que causaram esta distribuição (Miranda e Dias, 2012), além de entender a relação entre a biota e as áreas e a própria relação entre áreas considerando os motivos das espécies “estarem onde estão” atualmente (Gillung, 2011), com base em fatores que influenciam em larga e pequena escala. Em menor escala, pode-se afirmar que a distribuição de organismos dentro de uma região é determinada por sua ecologia e ecofisiologia, incluindo agentes físicos atuantes no presente e em curto espaço de tempo, levando em consideração padrões de distribuição individual ou populacional (Miranda e Dias, 2012; Wiens e Donoghue, 2004).

Um exemplo de fator que pode ser considerado de pequena escala é a temperatura. Claridge e colaboradores (2008), em estudo realizado em 128 localidades na Austrália, observaram que a probabilidade de ocorrência do rato de arbusto (*Rattus fuscipes*), aumentava em 20% a cada 2° C de aumento na temperatura dentro de uma faixa mínima média de -2°C a 2°C, após esta faixa, a probabilidade de ocorrência continuava aumentando, mas em escalas menores. Outro exemplo de pequena escala é a precipitação, que pode ser determinante na presença de espécies em determinado ambiente (Guy *et al.*, 2016).

Além do mais, espécies podem evoluir ou conservar o nicho ecológico de seus ancestrais, influenciando diretamente na sua distribuição. Isso explicaria o porquê de regiões tropicais possuírem uma maior diversidade de espécies, pois no passado estas regiões tiveram maior extensão geográfica, dando origem a muitos

clados (Wins e Donoghue, 2004). Além disso, as taxas de evolução de nicho costumam ser mais lentas que as taxas de conservação (Wins e Donoghue, 2004) prevendo-se que grupos irmãos, que surjam em regiões tropicais tenham inclinações positivas nos trópicos conservando seus nichos. Já as espécies que surgiram em regiões temperadas, possuem dificuldades de se adaptar em regiões tropicais (Buckley *et al.*, 2010) devido à dificuldade de evolução filogenética de nicho.

A diversidade de espécies de plantas se torna um fator de grande importância para a ocorrência de animais no geral, pois espécies vegetais, por serem produtoras, torna-os seus dependentes (Whitmore, 1998), fornecendo alimento e abrigo. Além do mais a heterogeneidade de habitat parece estar ligada a uma maior diversidade de espécies de plantas (Bazzaz, 1975) e habitats mais heterogêneos tendem a possuir mais espécies em uma comunidade (MacArthur, 1961). O que foi observado na maioria dos estudos utilizados por Tews e colaboradores (2004) em sua revisão sobre o assunto.

Outros fatores que podem influenciar na ocorrência de espécies são diferentes níveis de estratificação florestal, já que a utilização destes permite uma maior utilização de recursos. A maioria dos primatas, por exemplo, utilizam florestas e a depender do substrato podem alterar seu nicho ocupado utilizando solo, estratos florestais intermediários e dossel, aumentando assim a quantidade de recursos disponíveis (Reed e Binder, 2004).

Em escalas maiores, são considerados processos biogeográficos, geológicos e que geralmente ocorreram há bastante tempo, para a distribuição de espécies (Wins e Donoghue, 2004), como o surgimento de uma barreira geográfica, através de catástrofes, abalos sísmicos etc. ou a capacidade de ultrapassar determinada barreira, como um rio, um bioma ou mesmo uma barreira climática. Rios são bons exemplos de barreiras geográficas para a distribuição de espécies. O primata amazônico *Callibella humilis* (Roosmalen e Roosmalen, 2003), por exemplo, possui como uma de suas barreiras geográficas o Rio Madeira, que impede que a espécie ultrapasse para a outra margem. Esse isolamento pode ter levado a uma especiação, já que anteriormente a espécie pertencia a outro gênero, embora possuísse características etológicas, ecológicas e genéticas diferentes dos demais saguis amazônicos (Roosmalen, *et al.*, 1998).

Distribuição de primatas

A ordem dos primatas inclui mamíferos como lêmures, lóris – único primata venenoso do mundo, társsios, macacos, símios e seres humanos (Rosenberger e Hartwig, 2006). Seu ancestral comum parece ter surgido em florestas tropicais, onde os primatas atuais mantêm sua distribuição principal, ocupando nichos conforme a variedade de condições passadas e atuais (Reed e Binder, 2004) e sendo encontrados, sobretudo nas Américas (do Sul e central), África e Ásia, com exceção da espécie mais generalista, o ser humano.

Primatas têm distribuição influenciada por diversos fatores (Reed e Binder, 2004) em diferentes escalas e períodos. Eventos que ocorreram há milhões de anos, como a deriva continental e fatores mais atuais, como o tamanho do habitat, são exemplos desses fatores. Além disso, parâmetros de estrutura da floresta podem determinar a ocorrência de nichos de primatas, principalmente a disponibilidade de recursos alimentares e a sazonalidade destes (Reed e Binder, 2004). Dessa forma, a fragmentação e perda de habitat reduzem a complexidade e diversidade das áreas (Whitmore, 1998) e aumenta o risco de extinção local de espécies, em especial aquelas cuja maior parte de seus indivíduos está em áreas pequenas e isoladas (IUCN, 2012), que quando localmente extintos tem poucas chances de recolonização.

A maioria dos primatas possui hábitos arborícolas, devido a adaptações de seu ancestral que possuía locomoção quadrúpede e viajava em galhos de copas de árvores e ramos terminais (Sussman, 1991) a procura de alimento, como insetos, flores e frutos. Desta forma, dependem diretamente de ambientes florestais para a sua sobrevivência.

Apesar de registros fósseis indicarem que os primatas possuem sua origem no continente africano e possivelmente em parte da Ásia (Rosenberger e Hartwig, 2006), os primatas neotropicais evoluíram de forma isolada (Figura 1) distribuindo-se posteriormente para regiões do continente americano (Defler, 2010). De acordo com características evolutivas como hábitos locomotores, dentição, formato das narinas (Frost *et al.*, 2011) e características sistemáticas, são classificados primatas do Novo Mundo, o que os distingue dos primatas do Velho Mundo (Gingerich, 1984).

Os Primatas do Novo Mundo ocorrem nas florestas tropicais das Américas do Sul e Central (Rosenberger e Hartwig, 2006), estas espécies possuem três pré-

molares em vez de dois em cada fileira de dentes e canal auditivo não fechado em um tubo ósseo completo e incluem as menores espécies, sendo quase exclusivamente arbóreas e com comportamentos locomotores que facilitam o movimento em ambientes florestais (Rosenberger e Hartwig, 2001).

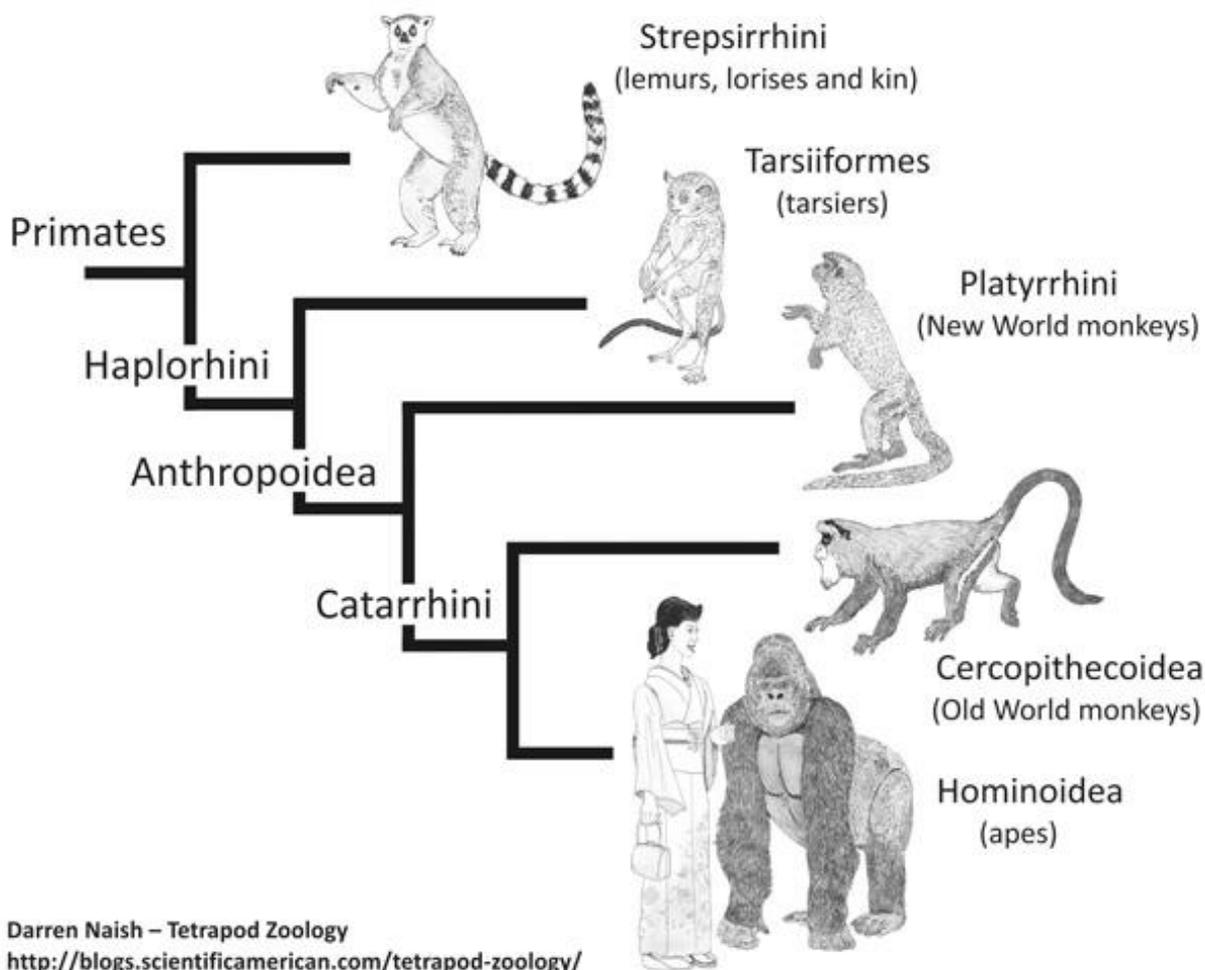


Figura 1: Árvore filogenética dos primatas. **Fonte:** Blog Scientific American

Florestas tropicais se destacam pela alta riqueza e diversidade de espécies (Mittermeier, 2005) e dentre elas, a Mata Atlântica se torna referência por possuir grande biodiversidade. A Mata Atlântica brasileira possui, por exemplo, uma variação florística que supera florestas como a Amazônia (Leitão-Filho, 1987). Neste bioma encontram-se 24 espécies de primatas (Paglia *et al.*, 2012), destes, cerca de 80% (N=19) são endêmicos (Paglia *et al.*, 2012; Mittermeier, 1988). Estes primatas parecem ter se estabelecido no bioma devido a mudanças climáticas, vegetacionais e geomorfológicas durante o período do Cenozóico (Rylands *et al.*, 1996).

Dentre os primatas encontrados na Mata Atlântica brasileira, 16 estão em categorias de ameaça da Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção (Brasil, 2014) e destes primatas ameaçados, 13 são endêmicos. Nesse bioma, encontra-se o corredor central da Mata Atlântica, que se estende do sul da Bahia ao estado do Espírito Santo, possuindo cerca de 8,5 milhões de hectares, e é considerado como um corredor central por abrigar áreas com alto grau de endemismo e diversidade biológica (Ministério do Meio Ambiente - MMA, 2006). Acredita-se que atualmente abrigue sete espécies de primatas, no passado eram oito (Santos *et al.*, 1987) entretanto, há indícios de que o *Brachyteles hypoxanthus* está extinto na região. Dentre os primatas que se destacam no corredor central da Mata Atlântica, temos o mico-leão-da-cara-dourada, *Leontopithecus chrysomelas* (Kuhl, 1820) espécie endêmica, “em perigo” pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN, 2016) e na Lista Brasileira de Espécies Ameaçadas (MMA, 2014) e que se tornou uma espécie bandeira para o Sul da Bahia.

O mico-leão-da-cara-dourada

O mico-leão-da-cara-dourada (MLCD) tem comportamento territorialista, possuindo uma área de vida em ambientes florestais e agroflorestas que varia entre 28 e 200 ha, (Oliveira *et al.*, 2011). Grupos já foram observados em áreas com altitudes de até 800 m (Raboy *et al.* 2013).

MLCDs são considerados dependentes de ambientes florestais devido à utilização de ocos de árvores como local de dormida e pelo uso de epífitas como local de forrageamento (Rylands, 1989). Estes recursos também estão presentes em agroflorestas de cacau. Além de ocos de árvores, os micos-leões utilizam bromélias epífitas e em alguns casos, emaranhados de cipós e folhas de palmeiras (Oliveira *et al.*, 2010) como local de dormida. Alimentam-se de frutos e insetos, néctar, pequenos invertebrados e goma, (Raboy e Dietz, 2004; Rylands, 1989). Seus grupos são compostos de 3 a 15 indivíduos, havendo geralmente apenas uma fêmea reprodutora por grupo, que pode se reproduzir uma ou duas vezes ao ano (Oliveira *et al.*, 2011).

Esta espécie, apesar de ocupar diversos tipos de florestas dentro de sua distribuição geográfica, como florestas maduras e secundárias (Raboy & Dietz

2004), florestas semidecíduas (Guidorizzi 2008) e sistemas agroflorestais de sombreamento de cacau – cabucas (Oliveira *et al.*, 2011), possui uma distribuição restrita, sendo originalmente encontrados em florestas do sul baiano e extremo nordeste de Minas Gerais (Pinto e Rylands, 1997).

Acredita-se que, anteriormente, os MLCDs tinham como limite de distribuição norte, o Rio de Contas e a sul, o Rio Pardo (Coimbra-Filho e Mittermeier, 1977), e que devido ao assoreamento do Rio Pardo, os micos-leões tenham atravessado para a margem direita do Rio, ocorrendo entre o Rio Pardo e Jequitinhonha (Rylands *et al.*, 1991). Pinto e Rylands (1997), baseados em dados coletados entre 1992-1993, relataram que a população selvagem de MLCD ocupava uma área de cerca de 19462km². Mais recentemente, Raboy e colaboradores (2010) sugerem um declínio populacional da espécie, em especial na parte oeste da distribuição da espécie, próxima ao Rio Pardo, devido ao alto grau de fragmentação.

No estudo atual, os micos foram observados, através da técnica de *playback*, em três áreas pertencentes à região Oeste (Tabela 1), uma delas – Fazenda Sete Paus - fora visitada há cerca de 15 anos, sem sucesso na detecção de micos. Entretanto, o registro de micos-leões nessas áreas não é suficiente para aumentar a extensão de ocorrência de MLCD, embora aumente sua área de ocupação.

Tabela 1: Fazendas pertencentes ao lado Oeste da Ocorrência de MLCD em que a espécie fora observada nesse estudo entre os meses de maio e julho de 2016.

Fazenda	Local	Tipo de mata
Fazenda Sete Paus	Mascote	SA
Fazenda Pena de Ouro	São João do Paraíso (Mascote)	SM
Fazenda Santa Terezinha	Itaimbé (Potiraguá)	SM

SA= secundária avançada; SM= secundária média

Na área de ocupação do *Leontopithecus chrysomelas*, existem vazios de distribuição, como por exemplo, a região do Parque Estadual da Serra do Conduru, na região de Uruçuca – BA (Pinto e Rylands, 1997) que segundo Guy e colaboradores (2016) podem ser explicados pelos elevados níveis de precipitação e

a baixa variabilidade de temperatura, que podem limitar diretamente a ocorrência do MLCB ou ainda limitar a diversidade de recursos chave para a espécie.

Há um grande domínio de plantações de cacau que foram implantadas no passado, no Sul da Bahia. Este sistema mantém habitats favoráveis para a ocorrência de algumas espécies, principalmente quando parte da paisagem ainda está coberta por remanescentes de floresta (Cassano *et al.*, 2009). Os micos-leões os utilizam, sobrevivem e se reproduzem nestes locais, sendo, inclusive, maiores e mais pesados em cabucas (Oliveira *et al.*, 2011). Micos leões podem utilizar locais com alto grau de degradação, embora raramente utilizem matrizes não florestais (Raboy *et al.*, 2010).

Entretanto, pouco se sabe sobre os fatores ligados à estrutura de vegetação que possam influenciar a ocorrência desta espécie. Raboy *et al.*, (2004) afirmam que a conectividade e abertura de dossel, quantidade de recursos e altura do estrato florestal são alguns dos fatores que podem influenciar no uso de espaço pela espécie.

Elementos estruturais fornecem recursos utilizados pela espécie, como frutos e flores, fornecidos pelas espécies vegetais chave, insetos, e pequenos vertebrados encontrados em cipós, ocos de árvores e bromélias, estes últimos ainda podem servir como locais de dormida (Raboy *et al.*, 2004). Eles também podem auxiliar na movimentação no interior dos fragmentos e proteção. Cipós, por exemplo, oferecem importantes locais para esconderijo contra predadores para calitriquídeos (Muskin, 1984) e podem servir como sítio de dormida, na ausência de ocos (Raboy, *et al.*, 2004). Embora não utilizem frequentemente a vegetação herbácea, esta quando mais densa pode impedir que micos visualizassem predadores de solo. Já um sub-bosque mais denso pode ser benéfico para a espécie, já que em mosaicos florestais, foi observada uma tendência de micos utilizarem este estrato (Almeida Rocha, *et al.*, 2015), provavelmente para permanecer longe dos predadores aéreos.

A cobertura florestal ao redor de fragmentos também pode ser importante para a espécie, já que poderia permitir a dispersão entre fragmentos. Cassano *et al.*, (2014) observaram que áreas com maior cobertura florestal ao redor, num raio de 400m, influenciam positivamente na ocorrência de micos-leões, entretanto estes dados foram mensurados para cabucas e devemos testar se em outros tipos florestais a relação é semelhante.

Entendendo que estes fatores estruturais possam influenciar a ocorrência de MLCDs, buscamos investigar esta relação em pequenos fragmentos no capítulo posterior.

OBJETIVOS

Objetivo geral:

- Investigar como a estrutura da vegetação, em fragmentos florestais, pode influenciar a ocupação de mico-leão-da-cara-dourada (MLCD) em fragmentos do sul da Bahia.

Objetivos específicos:

(I) identificar as principais características da estrutura da vegetação, que possam contribuir para a ocorrência do MLCD nas áreas estudadas;

(II) verificar a relação entre diferentes níveis de heterogeneidade estrutural e a ocupação de áreas de floresta pelo MLCD;

REFERÊNCIAS

Arroyo-Rodrigues, V.; Madujano, S. Forest Fragmentation modifies habitat quality for *Alouatta palliata*. **International Journal of Primatology**, v. 27, n° 04, p. 1079-1096, 2006

Bazzaz, F. A.; Plant Species Diversity in Old-Field Successional Ecosystems in Southern Illinois. **Ecology**, v. 56, n°, pp. 485-488, 1975 Schmidt, M.; Locomotion and postural behavior. **Advances in Science e Research**, v. 5, p. 23–39, 2010

Brasil. Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção. **Diário Oficial da União**. 2014

Brown, J. H.; Limolino, M. K.; **Biogeography**. Ed. 2. Sinauer Associates. Massachusetts – USA: 2006

Buckley L. B.; Davies, T. J.; Ackerly, D. D.; Kraft, N. J. B.; Harrison, N. J. P.; Anacker, B. L.; Cornell, V. W.; Damschen, E. L.; Grytnes, J.; Hawkins, B. A.; McCain, C. M.; Stephens, P. R.; Wiens, J. Phylogeny, niche conservatism and the latitudinal diversity gradient in mammals. **Proceedings the Royal Societs**. v. 277, p. 2131–2138, 2010

Cassano, C.R., 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, 577–603, 2009

Cassano, C. R.; Barlow, J.; Pardini, R. Forest loss or management intensification? Identifying causes of mammal decline in cacao agroforests. **Biological Conservation**, v. 169, p. 14–22, 2014

Claridge. A. W.; Tennant, P.; Chick, R.; Barry, S. C.; Factors influencing the occurrence of small ground-dwelling mammals in southeastern mainland Australia. **Journal of Mammalogy**, v. 89(4) p. 916–923, 2008

Coimbra-Filho, A. F.; Mittermeier, R. A.; Conservation of the Brazilian Lions Tamarins (*Leontopithecus rosalia*). **Primate Conservation**. New York: Academic Press: 1977

Defler, T.; Some Evolutionary Tendencies of Neotropical Primates. **Acta Biologica Colombiana**, 14, 399 – 414, 2010

Fine, P. V. A.; Ecological and evolutionary drivers of geographic variation in species diversity. **Annual review of ecology evolution and systematics**. Vol. 46(1), 2015

Frost, S. R.; Rosenberger, A. L.; Hartwig, W. C.; Old World Monkeys. **Encyclopedia of Life Sciences**, John Wiley e Sons, 2011

Gillung, J. P.; Biogeography: the history of life on Earth. **Revista da Biologia**. v. Esp. Biogeografia: 1-5, 2011 Weins, J. J.; Donoghue, M. J.; Historical biogeography, ecology and species richness. **TRENDS in Ecology and Evolution**. v. 19, n.12, 2004

Gingerich, P. D.; Primate Evolution: Evidence From the Fossil Record, Comparative Morphology, and Molecular Biology. **Yearbook of Physical Anthropology**. p. 2757-72, 1984

Guidorizzi, C. E.; **Ecologia e comportamento do mico-leão-da-cara-dourada, *Leontopithecus chrysomelas* (Kuhl, 1820) (Primates, Callitrichidae), em um fragmento de floresta semidecidual em Itororó, Bahia, Brasil** (Dissertação de Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Universidade Estadual de Santa Cruz, 2008

Guy, C.; Cassano, R. C.; Cazarre, L.; Vleeschouwer, K. M.; Kierulff, M; C.; Neves, L. G.; Oliveira, L. C.; Tardio, B. M.; Zeigler, S. L.; Raboy, B. E.; Evaluating landscape suitability for golden-headed lion tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*) and Wied's black tufted-ear marmosets (*Callithrix kuhlii*) in the Bahia Atlantic Forest. **Tropical Conservation Science**. v. 9 (2) p. 735-757, 2016

IUCN. **IUCN Red List of Threatened Species**. Disponível em <http://www.iucnredlist.org> Acesso em 17 Fev. 2016

IUCN. **IUCN Red List Categories and Criteria**: Version 3.1, ed. 2, Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN. iv + 32p., 2012

Keer, K. T.; Paker, L.; Habitat heterogeneity as a determinant of mammal species richness in high-energy regions. **Nature**. V. 385., p. 252-254, 2000.

Leibold, M. A. and Mikkelson, G. M. Coherence, species turnover, and boundary clumping: elements of meta-community structure. **Oikos**. v. 97 p. 237–250, 2002

Leitão-Filho, H. F.; Considerações Sobre a Florística de Florestas Tropicais e Sub-Tropicais Do Brasil. **IPEF**, n.35, p.41-46, 1987

MacArthur, R. H.; MacArthur, J. W. On bird species diversity. *Ecology*, v. 42, n. 3 (Jul., 1961), p. 594-598, 2012

MacArthur, R. H.; Wilson, E. O.; **The Theory of Island Biogeography**. Princeton University Press, Princeton, N.J. 215 p, 1967.

Miranda, G. S.; Dias, P. H.; Biogeografia de vicariância: histórico e perspectivas da disciplina que lançou um novo olhar sobre a diversidade na terra. **Filosofia e História da Biologia**, v. 7, n. 2, p. 215-240, 2012

Mittermeier, R. A. ;Valladares-Padua, C. B. ; Rylands, A. B. ; Eudey, A. ; Butynsk, T. M. ; Ganzhorn, J. U. ; Kormos, R. ; Aguiar, J. M. ; Walker, S. . Primates in Peril: The World's 25 Most Endangered Primates, 2004-2006. **Primate Conservation**, v. 20, p. 1-28, 2005.

Mittermeier, R.A. **Primate diversity and the tropical forest**. Pp.145-154. In: Wilson, E.O. (ed.). Biodiversity. Washington DC, National Academy Press. 521p, 1988.

MMA – Ministério do Meio Ambiente, **O corredor central da Mata Atlântica: Uma nova escala de conservação da biodiversidade**. Brasília: 2006

MMA – Ministério do Meio Ambiente. **Lista Nacional das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção**. Disponível em <http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/lista-de-especies.html>, acesso 30 ago. 2016

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B. & Kent, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**. v. 403, p.853–858, 2000

Muskin., A. Field Notes and Geographic Distribution of *Callithrix aurita* in Eastern Brazil. **American Journal of Primatology**. v.7, p377-380, 1984

Oliveira, L. C.; Neves L.G.; Raboy, B. E.; Dietz, J. M. Abundance of jackfruit (*Artocarpus heterophyllus*) affects group characteristics and use of space by golden-headed lion tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*) in cabruca agroforest. **Environmental Management** (New York), v. 48, p. 248-262, 2011.

Oliveira, L. C.; Hankerson, S. J.; Raboy, B. E.; Key tree species for the golden-headed lion tamarin and implications for shade-cocoa management in southern Bahia, Brazil. **Animal Conservation**. v. 13 60–70, 2009

Paglia, A. P.; Fonseca, G. A. B.; Rylands, A. B.; Herrmann, G.; Aguiar, L. M. S.; Chiarello, A. G.; Leite, Y. L. R.; Costa, L. P.; Siciliano, S.; Kierulff, M. C. M.; Mendes, S. L.; Tavares. V. C.; Mittermeier, R. A.; Patton, J. L.; Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil. **Occasional Papers in Conservation Biology**. n. 6, 2 ed., 2012

Pinto, L. P. de S.; Rylands, A. B.; Geographic distribution of the golden-headed lion tamarin, *Leontopithecus chrysomelas*: Implications for its management and conservation. **Folia Primatologica**. V. 68, p. 161-180., 1997

Raboy, B. E.; Neves, L. G.; Zeigler, S.; Saraiva, N. A.; Cardoso, N.; Santos, G. R.; 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. 38, n. 2, p. 388-397, 2010

Raboy, B. E.; Dietz, J. M.; Diet, foraging, and use of space in wild golden-headed lion tamarins. **American Journal of Primatology** v. 63, p.1–15, 2004

Raboy, B. E.; Christman, M. C.; Dietz, J. M.; The use of degraded and shade cocoa forests by Endangered golden-headed lion tamarins *Leontopithecus chrysomelas*. **Oryx**. v. 38, n. 1.; p 75-83, 2004

Reed, K. E.; Binder, L. R.; Primate Communities: Past, Present, and Possible Future. **Yearbook of Physical Anthropology**. v. 47, p.2–39, 2004

Roosmalen, M. G. M.; Roosmalen, G.; The Description of a New Marmoset Genus, *Callibella* (Callitrichinae, Primates), Including Its Molecular Phylogenetic Status. **Neotropical Primates**, v. 11(1), p. 1-10, 2003

Rosenberger, A. L.; Hartwig, W. C.; New World Monkeys. **Encyclopedia of Life Sciences**, Nature Publishing Group, 2001

Rosenberger, A. L.; Hartwig, W. C.; Primates (Lemurs, Lorises, Tarsiers, Monkeys and Apes). **Encyclopedia of Life Sciences**, John Wiley e Sons, 2006

Rylands, A. B.; Fonseca, G. A. B.; Leite, Y. L. R.; Mittermeier, R. A.; Primates of the Atlantic Forest: Origin, Distributions, Endemism, and Communities. **Adaptive Radiations of Neotropical Primates**. V. I, p. 21-51, 1996

Rylands, A. B.; Santos, I. B.; Mittermeier, R.A.; Distribution and status of the golden-headed lion tamarin, *Leontopithecus chrysomelas*, in the Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. **Primate Conservation**. v. 12/13, p.15-23, 1991.

Rylands, A. B.; Sympatric Brazilian callitrichids: the black tufted-ear marmoset, *Callithrix kuhli*, and the golden-headed lion tamarin, *Leontopithecus chrysomelas*. **Journal of Human Evolution**. v. 18, p. 679-695, 1989.

Santos, I. B.; Mittermeier, R. A.; Rylands, A. B.; Valle, C. M. C. The distribution and conservation status of primates in southern Bahia, Brazil. **Primate Conservation**, Washington, DC, v. 8, p. 126-142, 1987.

Silva, J.M.C., Casteleti, C.H. Status of the biodiversity of the Atlantic forest of Brazil. In: Gallino-Leal, C., Câmara, I.G. (Eds.), **The Atlantic Forest of South America: Biodiversity, Threats, and Outlook**. Island Press, Washington, p. 43–59, 2003.

Sussman, R. W.; Primate Origins and the Evolution of Angiosperms. **American Journal of Primatology**. v. 23, p. 209-223, 1991

Tews, J.; Brose, U.; Grimm, V.; Tielbörger, K.; Wichmann, M. C.; Schawger, M.; Jeltsch, F. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/ diversity: the importance of keystone structures. **Journal of Biogeography**. v. 31, p. 79–92, 2004.

Weins, J. J.; Donoghue, M. J.; Historical biogeography, ecology and species richness. **TRENDS in Ecology and Evolution**. v. 19, n°.12, 2004

Whitmore, T. C., **An Introduction to Tropical Rain Forests**. 2 ed., Oxford University Press, New York, 1998

De Vleeschouwer, K. M.; Raboy, B. E. Multilevel and transdisciplinary approaches to understanding endangered primates in complex landscapes: golden-headed lion tamarins in southern Bahia, Brazil." In: Marsh, L. K.; Chapman, C. A.; **Primates in Fragments**. Springer. p . 275-297: 2013.

CAPÍTULO 1

A estrutura de vegetação influencia a ocorrência de micos-leões-da-cara-dourada?

Gabryelle Santos Nascimento^{1*}, Kristel M. De Vleeschouwer^{3, 5}, Thaiara Santos Silva², Leonardo de Carvalho Oliveira^{1,5,6},

*Estrutura do artigo segue parcialmente o modelo para publicação na revista

American Journal of Primatology.

Short title: *L. chrysomelas* e estrutura de vegetação

A estrutura de vegetação influencia a ocorrência de micos-leões-da-cara-dourada?

Gabryelle Santos Nascimento^{1*}, Kristel M. De Vleeschouwer^{2, 5}, Thaiara Santos Silva³, Leonardo de Carvalho Oliveira^{1,5,6}

¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, Bahia, Brasil

² Centre for Research and Conservation, Royal Zoological Society of Antwerp, B-2018 Antwerp, Belgium

³ Colegiado de Geografia, Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, Bahia, Brasil

⁴ Departamento de Ciências, Faculdade de Formação de Professores, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

⁵ Bicho do Mato Instituto de Pesquisas, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil

Corresponding author*: Gabryelle Santos Nascimento – gabby_gbi@hotmail.com – (77) 991101135

Universidade Estadual de Santa Cruz

Rodovia Jorge Amado, km 16 - Salobrinho - Ilhéus/BA.

CEP: 45662-900

RESUMO

A hipótese da heterogeneidade de habitat sugere que áreas com alto grau de heterogeneidade ambiental, tendem a possuir maior diversidade de espécies. Primatas podem ter sua presença e comportamento ligados à estrutura de vegetação. A Mata Atlântica destaca-se como um dos biomas tropicais mais ameaçados e tem como destaque o Sul da Bahia, que abriga o mico-leão-da-cara-dourada (MLCD), espécie endêmica da região e classificada como "em perigo". Devido a sua dependência de ambientes florestais, torna-se necessário compreender quais atributos da estrutura de vegetação podem ser preditivos para sua ocorrência. Avaliamos a presença e provável ausência de micos-leões em fragmentos florestais usando a técnica de *playback* para posteriormente, medir parâmetros vegetacionais em cada fragmento utilizando parcelas. Verificamos ainda se havia influência da cobertura florestal ao redor do fragmento, e quais os tipos florestais utilizados. Utilizamos modelos lineares generalizados para analisar estes fatores e observamos que micos-leões estão presentes em áreas com dossel mais aberto, associado à maior presença de cipós, e uma menor cobertura florestal ao redor do fragmento. A sua presença em áreas mais abertas pode aumentar sua vulnerabilidade a predadores aéreos aumentando o risco de extinção local. A presença de cipós, entretanto, pode indicar uma forma de proteção para a espécie, oferecendo rotas de fuga. Micos parecem evitar áreas de floresta secundária inicial, caracterizada por maior abertura do dossel e menor quantidade de cipós. Evitar esse tipo de ambiente pode estar ligado também a uma forma de proteção contra predadores. As demais variáveis mensuradas foram semelhantes entre áreas de presença e ausência de micos. A redução da degradação e fragmentação florestal na região é necessária para a manutenção das populações de micos. A restauração e conexão de fragmentos existentes é recomendada embora quando não possível, a translocação de indivíduos para áreas maiores e com uma densidade de grupos adequada pode ser uma opção para a manutenção de populações dessa espécie.

Palavras-chave: *Leontopithecus chrysomelas*, extinção local, mata atlântica, Sul da Bahia, heterogeneidade de habitat

INTRODUÇÃO

O rápido processo de destruição de florestas tropicais tem colocado em perigo a biodiversidade global mais do que qualquer outro fenômeno atual [Marsh, 2003]. Florestas tropicais geralmente são derrubadas para agricultura e coleta de madeira [Mittermeier *et al.*, 2005]. Entre 1980 e 1990, por exemplo, mais de 80% das novas terras agrícolas surgiram de florestas tropicais [Gibbs *et al.*, 2010]. A rápida e catastrófica perda da diversidade biótica é algo irreversível [Mittermeier *et al.*, 1998] e sabendo-se que florestas tropicais são altamente ricas em diversidade de espécies [Mittermeier *et al.*, 2005] preservá-las é essencial para manutenção de biodiversidade.

A hipótese da heterogeneidade de habitat, proposta por MacArthur & MacArthur (1961), sugere que pode haver uma maior diversidade de espécies em comunidades onde existe um alto grau de heterogeneidade ambiental. Tews e colaboradores [2004] observaram que grande parte dos trabalhos comprovam esta teoria. A heterogeneidade de habitat está ligada a um aumento na diversidade de plantas [Bazzaz, 2013]. A depender do grupo taxonômico pesquisado, heterogeneidade de habitat pode estar ligada desde a arquitetura de plantas, como a estrutura de vegetação, até aos padrões da estrutura da paisagem [Tews *et al.*, 2004].

Florestas tropicais são as mais heterogêneas em estrutura e a presença e abundância de espécies de primatas podem estar relacionadas à estrutura de vegetação [Arroyo-Rodriguez & Mandujano, 2006]. Desta forma, uma estrutura mais heterogênea do habitat pode fornecer muitos nichos para primatas podendo ser preditiva para a sua presença ou ausência. Raboy e Dietz, [2004], por exemplo, afirmam uma provável relação entre a utilização preferencial de determinadas áreas e da quantidade de recursos e qualidade do habitat.

Dentre as florestas tropicais, destaca-se a Mata Atlântica brasileira, que é um *hotspot* da biodiversidade [Myers *et al.*, 2000] apresentando grandes variações florísticas, sendo maiores do que em florestas como a Amazônia [Leitão-Filho, 1987]. Hoje, a Mata Atlântica possui apenas 12,5% de vegetação original preservada segundo a ONG SOS Mata Atlântica [2015] e, devido a esta perda e degradação de habitat diversos grupos biológicos estão ameaçados. Os primatas se destacam entre os grupos mais ameaçados [Mittermeier *et al.*, 2005], pois por possuírem hábito

arborícola, mantém alto grau de dependência de habitats florestais. Além do mais a pressão de caça aumenta o grau de ameaça para primatas. Cullen Jr. e colaboradores [2000] observaram que em locais muito caçados, a abundância de primatas era 27% menor.

O sul da Bahia faz parte do corredor central da Mata Atlântica e abriga o Mico-leão-da-cara-dourada (MLCD), *Leontopithecus chrysomelas*, espécie classificada como “em perigo” pela União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais [IUCN, 2016] e a Lista Brasileira de Espécies Ameaçadas [MMA, 2016]. Esta região encontra-se muito fragmentada e micos-leões-da-cara-dourada são encontrados em pequenos fragmentos, que apesar de comportarem a espécie, podem com o passar do tempo, levá-la a extinção local [Raboy *et al.*, 2010].

O mico-leão-da-cara-dourada utiliza diversos tipos de habitats dentro de sua distribuição geográfica, como fragmentos de Mata Atlântica compostos por diversos tipos florestais e em estágios diferentes, mas raramente utiliza matrizes não florestais, como pode ser observado nos trabalhos de Raboy *et al.*, [2010]; Guidorizzi, [2008] e Oliveira *et al.*, [2011]. Com base nestes estudos, observa-se que parâmetros ecológicos e demográficos podem variar bastante entre populações ocorrendo em habitats diferentes [De Vleeschouwer e Raboy, 2013].

Em cabucas, a ocorrência de MLCD pode estar ligada principalmente a abundância de jaca (*Artocarpus heterophyllus* Lam), um recurso chave para a espécie em cabucas [Oliveira *et al.*, 2011], além de bromélias, que se mostraram importantes micro-habitats para forrageamento de presas animais. Bromélias são de fato um recurso extremamente importante para micos-leões-da-cara-dourada em todos os habitats onde a espécie foi estudada, seja como fonte de frutos ou locais de forrageamento para presas animais [Guidorizzi 2008; Raboy & Dietz, 2004; Oliveira *et al.*, 2010]

Por ser uma espécie ameaçada, dependente de ambientes florestais e que possui grande importância para o desempenho de funções ecossistêmicas como a dispersão de sementes [Catenacci *et al.*, 2009; Cardoso *et al.*, 2011] e dado a situação das florestas dentro de sua distribuição geográfica, torna-se importante entender se e quais os atributos da estrutura de vegetação em pequenos fragmentos florestais podem ser preditivos para a presença do MLCD. Como apenas 10% da

sua área de distribuição é localizada dentro de áreas protegidas [De Vleeschouwer & Raboy, 2013], a preservação das populações de micos-leões fora destas áreas, e a manutenção de fluxo gênico entre estas e as populações de áreas protegidas torna-se de suma importância para assegurar sua sobrevivência a longo prazo.

Dependendo da sua estrutura e dos parâmetros observados, a vegetação pode fornecer mais ou menos recursos importantes para a espécie, além de frutos e flores para a alimentação. Ocos, por exemplo, podem servir como locais de dormida [Raboy *et al.*, 2004], enquanto madeira morta e bromélias são importantes locais para forrageamento por invertebrados e pequenos vertebrados [Wermelinger & Duelli, 2002; Raboy & Dietz, 2004; Raboy *et al.*, 2013].

Elementos da vegetação ainda podem oferecer proteção contra predadores, por exemplo: cipós podem atuar como esconderijos, um dossel mais fechado pode impedir a entrada de predadores aéreos. Por outro lado, a entrada maior de luz pode aumentar a produtividade primária de fragmentos [Ricklefs, 2010]. As características do sub-bosque também podem ser importantes para MLCDs, pois há uma tendência da espécie permanecer neste estrato em mosaicos florestais, a fim de evitar encontros com predadores aéreos [de Almeida Rocha *et al.*, 2015]. Outro fator que pode ser influente na ocorrência da espécie em pequenos fragmentos é a cobertura florestal ao redor. Em cabruças, por exemplo, observou-se que as espécies ocorriam preferencialmente em áreas com maior quantidade de floresta ao redor [Cassano *et al.*, 2014].

Desta forma, o presente estudo visa: 1) verificar a relação entre a estrutura da vegetação e heterogeneidade do habitat e a ocupação de áreas de floresta pelo MLCD e 2) averiguar se há relação entre a cobertura florestal ao redor dos fragmentos e a ocorrência de micos-leões, em especial em pequenos fragmentos. Esperamos mais especificamente uma maior cobertura florestal e estruturas de vegetação oferecendo mais recursos em áreas de ocorrência. Desta forma, o presente estudo visa contribuir com uma melhor compreensão dos atributos do habitat que podem ser determinantes e/ou relevantes para ocorrência do MLCD. Estes dados irão orientar/subsidiar o planejamento e a criação de corredores ecológicos ideais para a espécie, além da recuperação de áreas atualmente não propícias à sua presença.

METODOLOGIA

Área de estudo

Foram amostrados 15 fragmentos florestais no sul da Bahia (Figura 2), a fim de identificar em quais dessas áreas o mico-leão-da-cara-dourada está presente e em quais delas a probabilidade de ocorrência é muito baixa devido a ausência de respostas. Estas áreas deveriam possuir preferencialmente entre 40 e 200 ha, já que estes são os valores extremos estimados para área de vida em ambientes de mata [Rylands, 1989; Oliveira *et al.*, 2011] para o MLCD. Consideramos estradas e autoestradas como divisores de manchas. Os fragmentos foram levantados através de visitas a áreas e fazendas, onde se questionou sobre a presença ou não da espécie, de forma a selecionar posteriormente fragmentos com maior ou menor probabilidade de encontrá-la. Escolhemos fragmentos com distância mínima de 1.5 km entre si, para garantir independência amostral, como fora utilizado por Cassano *et al.*, [2014] na mesma região desse estudo. Evitamos escolher fragmentos com alta probabilidade de ocorrência e com conexões diretas com cabruças, já que a continuidade com as mesmas poderia influenciar na presença do MLCD no fragmento.

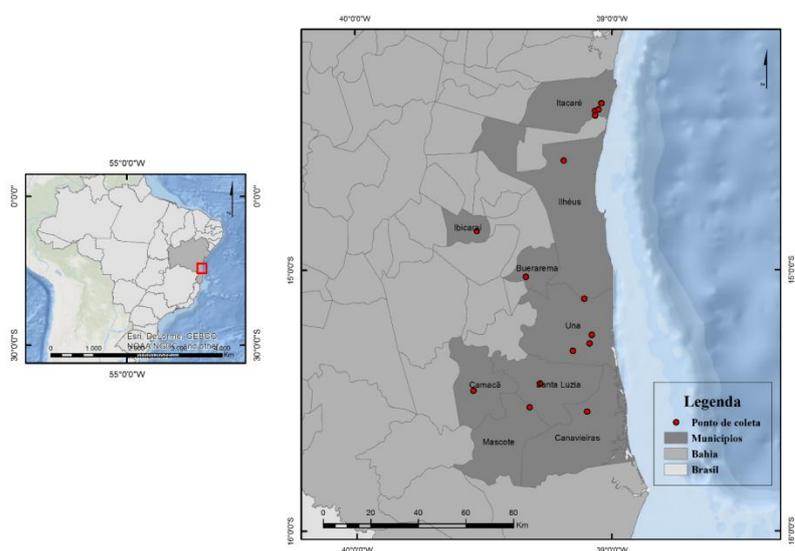


Figura 2: Pontos em que foram realizados playbacks a fim de determinar ocorrência de MLCD entre dezembro de 2015 e Junho de 2016.

Amostragem da presença dos micos-leões-da-cara-dourada nos fragmentos

Foi investigada a presença ou provável ausência do mico-leão-da-cara-dourada com o método de *playback*. Por serem espécies territorialistas, os micos-leões costumam responder com chamadas semelhantes, vocalizações agressivas ou se aproximam do local de origem da vocalização [Raboy *et al.*, 2010], tornando esta metodologia eficaz para levantamentos visando identificar a presença da espécie nas áreas em questão. Desta forma, fizemos até cinco visitas a cada área, onde reproduções de vocalizações do tipo *longcall* com o auxílio de um aparelho de *playback* Sony ICD-PX240 foram reproduzidas. Ao obtermos resposta ou visualizarmos o mico na área, esta era considerada como local de presença e se após cinco tentativas não obtivéssemos respostas ou visualizações, consideramos como local de ausência, ou baixa probabilidade de ocorrência da espécie, já que MLCD costumam responder na primeira repetição do transecto [Raboy *et al.*, 2010].

Os *playbacks* foram realizados em dois transectos de 400 m cada, em três pontos diferentes para cada transecto com uma distância mínima de 200 m entre si, e distância de 200 m entre os transectos. Eram reproduzidas duas vocalizações do tipo *longcall* nas direções norte, sul, leste e oeste [Raboy *et al.*, 2010], esperando-se 5 minutos após cada reprodução para identificarmos respostas dos micos. Considerando-se um alcance de 100 m do aparelho, efetivamente amostramos 600 m de comprimento e 400 m de largura em cada área, abrangendo uma área total de 24 ha. Em cada ponto onde o *playback* foi tocado, documentamos: coordenada geográfica, tipo de vegetação (ver abaixo), resposta, tamanho do grupo (caso visualizados) e número de filhotes (caso fosse possível identificá-los).

Caracterização da heterogeneidade de habitat

Junto à execução do *playback* caracterizamos o tipo de vegetação em cada fragmento, caracterização que auxiliou para medir a heterogeneidade de habitat ao longo dos transectos. A vegetação foi caracterizada seguindo Catenacci *et al.*, [2009], sendo considerado: a) mata madura: quando observado estágio avançado de regeneração e pouco ou nenhum sinal de perturbação, possuindo copa fechada com pouca entrada de luz, árvores altas e grossas com presença de bromélias, lianas e camada extensa de serrapilheira; b) mata secundária: quando observados sinais de perturbação, desmatamento completo ou seletivo. Podendo ser caracterizada como

secundária avançada (copa relativamente fechada, árvores de grande e médio porte, porém nem tão grandes e grossas quanto de uma mata primária) e secundária média (copa aberta com bastante entrada de luz, árvores baixas e geralmente finas, ausência de bromélias e lianas e pequena camada de serrapilheira). Ainda consideramos matas como secundárias iniciais (mata bastante semelhante à secundária média, porém com cerca da metade da vegetação e composta por muitas samambaias e arbustos).

Caracterização da paisagem ao redor

Para a caracterização da paisagem ao redor do ponto de coleta, criamos mapas das áreas para quantificar a cobertura florestal em buffers. Ao redor das áreas dos transectos, medimos em buffers de 500 e 1000 m a porcentagem de cobertura florestal, cabruças e pastos, para estimar se variação nestes parâmetros poderia influenciar na ocorrência de MLCD. Estas distâncias foram escolhidas, pois 1000 metros é a distância máxima esperada que um mico percorra para alcançar outro fragmento, já que não é comum que a espécie atravesse campo aberto [Raboy *et al.*, 2010]. Zeigler *et al.*, [2011] após comunicação com J. Mickelberg, afirma que a distância máxima para que a espécie atravessasse numa matriz não florestal seria de 100 m, entretanto, consideramos uma distância maior, pois o mesmo estudo afirma que micos foram observados atravessando uma distância de 1800 m [Raboy, dados não publicados].

As áreas de presença e/ou provável ausência dos micos foram armazenadas através de suas coordenadas no GPS GARMIN 62S e tabuladas com auxílio das ferramentas obtidas no Excel 2013 sendo exportadas para o software ArcGis 10.2 e transformadas em pontos. Posteriormente delimitou-se a área de exploração da pesquisa através da ferramenta *buffer* do software ArcGis 10.2 considerando os raios acima citados a partir do eixo central, eixo este que era o ponto do transecto em que houve respostas dos MLCD e/ou o ponto do transecto sorteado para a realização do estudo de vegetação em transectos onde a presença não foi confirmada (vide abaixo).

O mapeamento dos usos da terra nos recortes que abrangem as áreas de estudo, foi realizado em ambiente SIG, por interpretação visual com base em imagens satélites, LandSat 8, obtidas em agosto de 2016 disponíveis em

[<https://earthexplorer.usgs.gov/>]. O mapeamento foi realizado em escala de detalhe (1:10.000) por interpretação visual e edição vetorial empregando o software ArcGis 10.2 onde identificamos as classes de cabruca, mata secundária nos seus estágios avançado, médio e inicial, pasto e outros sistemas.

Após a identificação das classes, foi calculado o tamanho de área para cada uma das classes em ambos os buffers, e os respectivos valores transformados em porcentagem de cabruças, e de matas secundária inicial, média e avançadas juntas. A partir destes resultados realizamos as análises estatísticas necessárias.

O mapeamento das estradas, autoestradas e caminhos foi realizado por interpretação visual e edição vetorial por meio do software ArcGis 10.2 como auxílio do Google Earth em escala de detalhe de (1:10.000).

Estrutura de vegetação

Os parâmetros estruturais foram medidos em cinco parcelas aleatórias de 10 x 20 m num raio de 100 m, que é o alcance do *playback* em que micos-leões costumam responder [Kierulff & Rylands, 2003; Raboy *et al.*, 2010]. Estas parcelas foram sorteadas tomando como ponto central o local de resposta do MLCD, ou um ponto aleatório do transecto em áreas que o animal não responder após a quinta visita. Os parâmetros de estrutura de vegetação a medir foram determinados conforme conhecimentos adquiridos sobre o fornecimento de recursos-chaves para a espécie, como recursos alimentícias, e/ou formas de esconderijo, sítios de dormida e proteção para a espécie. Desta forma, medimos os seguintes parâmetros:

- a) altura média das árvores com DAP superior a 5 cm, pertencentes ao dossel.
- b) abertura de dossel.
- c) presença e quantidade de cipós.
- d) número de bromélias em cada parcela.
- e) cobertura de vegetação herbácea (foi feita uma parcela de 1 m², dentro da parcela de 10 x 20 m, onde contamos as plantas de até 1,5 m de altura).
- f) quantidade de madeira morta.
- g) altura média e cobertura de sub-bosque (foram feitas três parcelas de 3 x 3 m, na diagonal da parcela principal, onde medimos as árvores do sub-bosque e contabilizamos o número de conexões em cada planta).
- h) tamanho de área.

A observação destes dados é importante para demonstrar quais deles possuem maior influência na presença do MLCD nas áreas, assim como estimar a quantidade de recursos para eles.

ANÁLISE DE DADOS

Nós relacionamos a presença do MLCD com a estrutura de vegetação e cobertura florestal através de uma seleção de modelos lineares generalizados (GLM) com variável resposta binomial (presença e ausência). Para cobertura florestal, utilizamos apenas os valores mensurados no buffer de 500m, já que estes estavam correlacionados aos valores do buffer maior.

Devido às variáveis mensuradas terem sido consideradas igualmente importantes para MLCD, testamos seu efeito individual na ocorrência dos micos, e alguns modelos predefinidos. Para os modelos, utilizamos variáveis não correlacionadas. Devido ao grande número de variáveis mensuradas, optamos por considerar correlação a partir de 0.6. Este valor significa que estas variáveis possuíam uma correlação positiva ou negativa de no mínimo 60% entre si. Dormann et al., [2013] sugerem um limiar de correlação entre 0.5 e 0.7 para evitar colinearidade.

Os melhores modelos foram ranqueados através dos critérios de informação de Akaike (AICs), incluindo também um modelo nulo, a fim de observar se este estaria entre os principais modelos. Assim, AICs foram comparados entre os modelos com intuito de verificar qual variável preditora ou conjunto de variáveis, mais se relacionavam com a presença da espécie. Consideramos um Δ AIC mínimo de dois para selecionar os modelos mais parcimoniosos [Burnham e Anderson, 2002].

Para determinar se *L. chrysomelas* possui preferência por algum tipo de vegetação dentro do fragmento, ou se usa qualquer parte do fragmento, realizamos um teste qui quadrado (X^2), com o p-valor gerado por simulações Monte Carlo devido ao pequeno tratamento. Nesta análise, comparamos a frequência de respostas dos micos-leões, entre os dois tipos de mata que a espécie respondeu ao *playback*. Todas as análises estatísticas foram realizadas no ambiente R [Development Core Team, 2014, version 3.1.2].

RESULTADOS

Dentre os 15 fragmentos amostrados, foi comprovada a ocorrência de micos-leões em nove, enquanto em seis a espécie não foi detectada. O número máximo de visitas para a realização de *playbacks* para detecção foi três, e a espécie costumava responder após apenas um *playback*, como pode ser visto na tabela 2.

Tabela 2: Áreas em que foram executados *playbacks* a fim de detectar a ocorrência de mico-leão-da-cara-dourada (*Leontopithecus chrysomelas*) e o número máximo de *playbacks* realizados por área.

Município	Área	Presença	Número de Playbacks
Mascote	Faz. Sete Paus	X	1
Santa Luzia	Faz. Bom Futuro	X	1
Canavieiras	Faz. Juerana	X	1
Una	Faz. Gil Douglas	X	1
Una	CEPLAC	X	1
Una	Faz. Nossa Senhora das Graças	X	1
Una	Faz. Nova Angélica	X	2
Buerarema	Buerarema	X	3
Ilhéus	Faz. Almada	X	1
Itacaré	Faz. São Miguel 1	-	5
Itacaré	Faz. São Miguel 2	-	5
Itacaré	Camboinha	-	5
Serra Grande	Faz. João Paiva	-	5
Camacan	Camacan	-	5
Ibicaraí	Faz. São José	-	5

Ao ranquearmos o AIC e o valor de Δ AIC, observamos que a principal variável que influencia na ocorrência da espécie é a abertura de dossel (Tabela 3). Esta variável indica uma tendência da espécie estar presente em ambientes mais abertos. A abertura de dossel possui correlação positiva com quantidade de cipós horizontais (0.63) e correlação negativa com cobertura florestal (-0.82) no raio de 500m (Fig 3a, b, c e d).

Tabela 3: Melhores modelos apresentados pelo GLM.

Modelo	Variáveis	AIC	Weight	R ²
presença ~ dossel	Abertura de dossel	14.226	0.7197	0.4939
presença ~ mod7	Cipós horizontais + Bromélias + % Cabruca	16.789	0.0446	0.0025
presença ~ mod6	Cipós horizontais + Bromélias + Abertura de Dossel	17.205	0.0362	0.0001

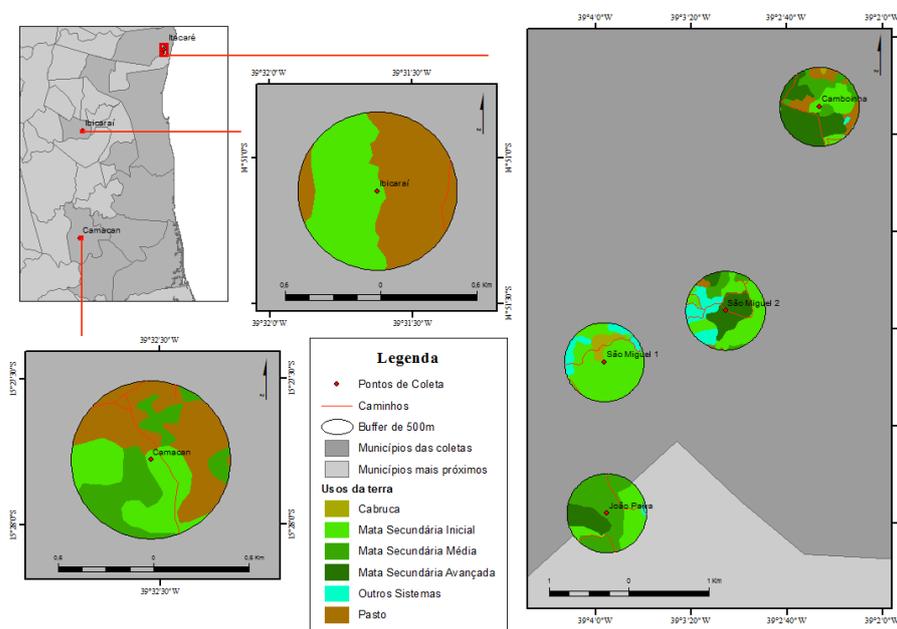


Figura 3a: Áreas em que o MLCD não foi detectado

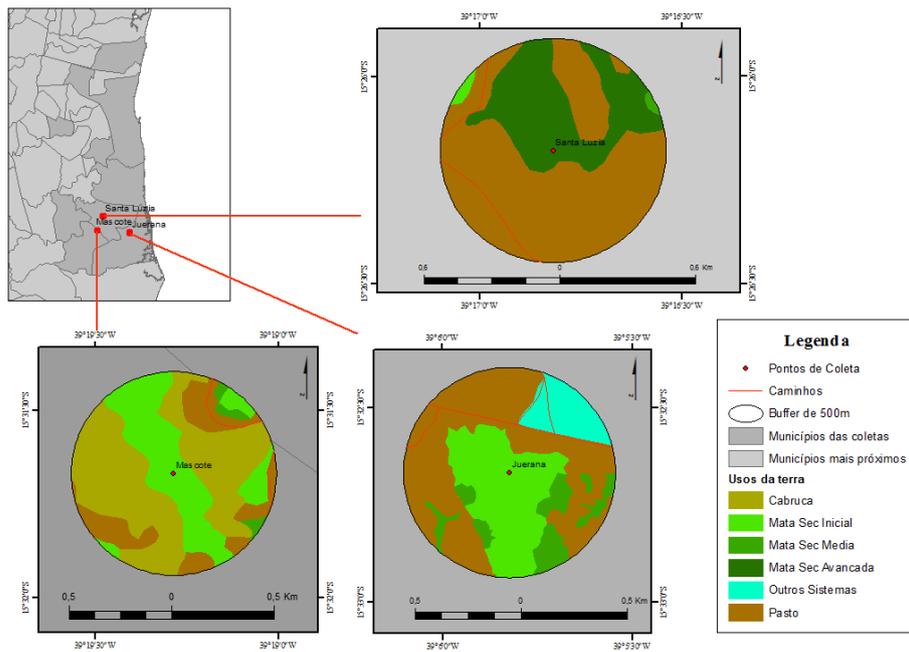


Figura 3b: Áreas em que o MLCD foi detectado

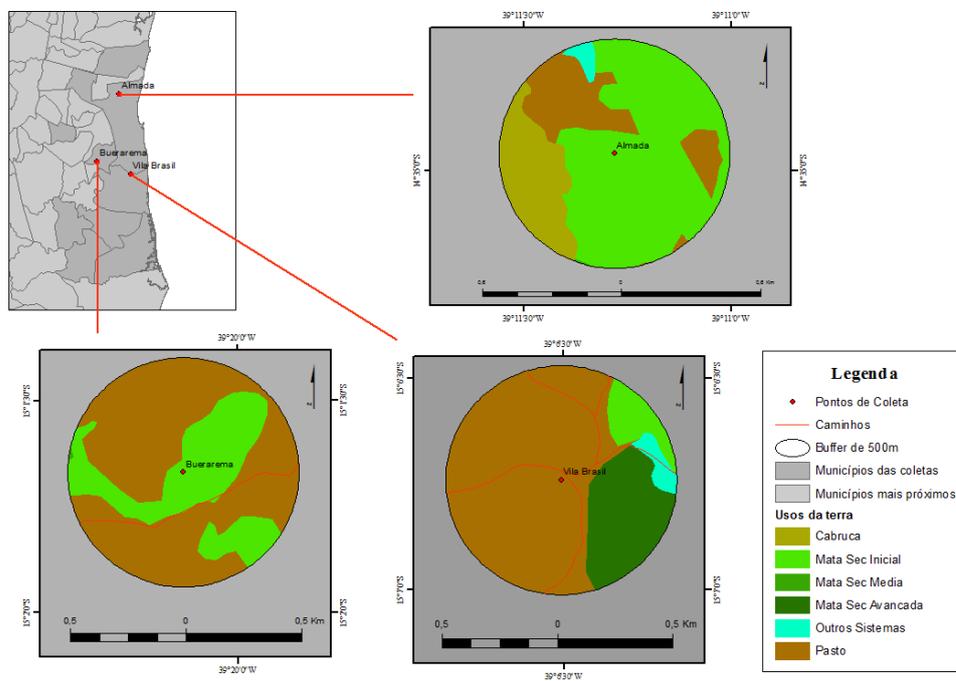


Figura 3c: Áreas em que o MLCD foi detectado

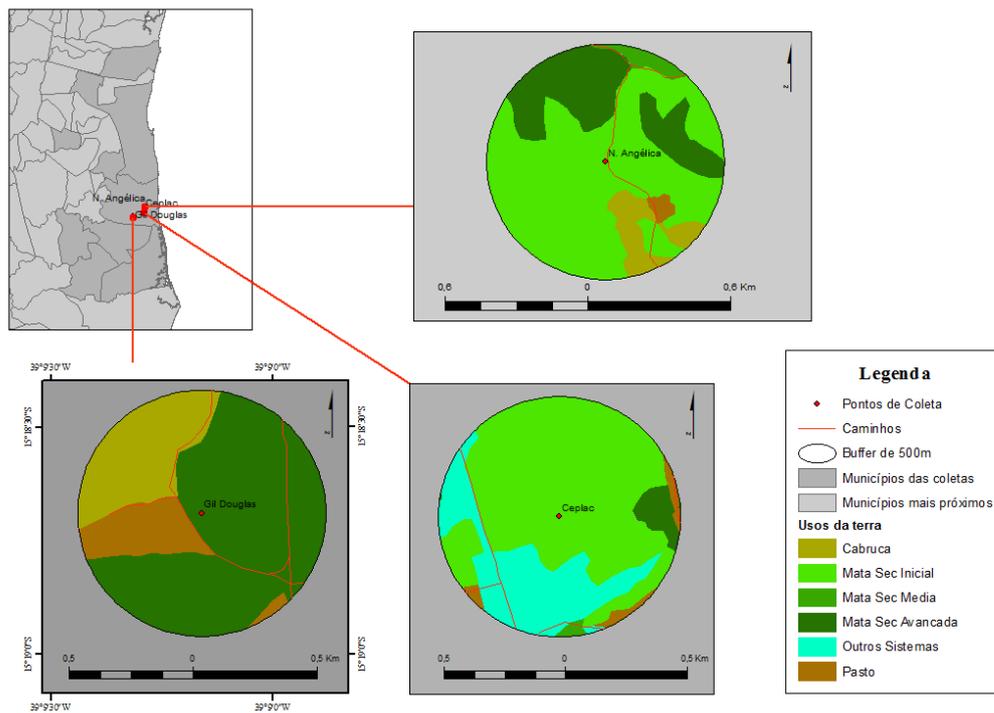


Figura 3d: Áreas em que o MLCD foi detectado

Obs: Tivemos que dividir as imagens para facilitar a visualização da caracterização da paisagem entre os buffers

Observamos diretamente grupos de micos-leões em seis das nove áreas de presença. Em algumas áreas os grupos apenas responderam com vocalizações e não obtivemos contato visual. Ao quantificarmos o número de indivíduos por grupo (Tabela 4), percebemos que os maiores grupos foram encontrados em áreas que possuíam cabruças bem próximas (Mascote) e/ou os micos se aproximavam das casas e recebiam alimento dos moradores (Canavieiras), entretanto estas áreas não eram necessariamente maiores do que aquelas que não possuíam cabruças próximas. Ambas as áreas possuíam presença de jaqueiras, que não foram observadas nos demais fragmentos. A primeira área possuía jaqueiras provavelmente devido à presença das cabruças e a segunda porque os moradores possuíam ao redor de suas casas.

Nós observamos em todos os fragmentos, trechos de mata secundária avançada, média e inicial, mas os micos-leões responderam apenas em dois tipos florestais: mata secundária avançada e mata secundária média (Tabela 4). Entre os tipos florestais em que obtivemos respostas não houve preferência pela espécie ($X^2=$

1.68, $p= 0,26$), indicando que desde que os micos tendem a evitar matas secundárias iniciais, mas não florestas secundárias média.

Tabela 4: Quantidade de indivíduos visualizados e tipo de mata em que obtivemos respostas. Locais sem informações indicam que nestas áreas não pudemos observar os grupos.

Município		N° Adultos	N° Filhotes	Tipo de Mata	Área (ha)
Mascote	Faz. Sete Paus		8	2 SA	106
Santa Luzia	Faz. Bom Futuro	-	-	SM	153
Canavieiras	Faz. Juerana		8	2 SM	73
Una	Faz. Gil Douglas		3	1 SA	97
Una	CEPLAC	-	-	SA	48
Una	Faz. Nossa Senhora das Graças		3	0 SM	200
Una	Faz. Nova Angélica	-	-	SM	120
Buerarema	Buerarema		5	0 SM	48
Ilhéus	Faz. Almada		4	0 SM	107

SA = Mata Secundária Avançada; SM = Mata Secundária Média

As demais áreas onde os micos-leões foram observados possuíam em geral um pequeno número de bromélias, havendo áreas em que não observamos nenhuma. Também as variáveis, exceto abertura de dossel, cipós horizontais e cobertura florestal, variaram bastante tanto em áreas de presença, quanto em áreas de provável ausência de micos leões, e de forma parecida, demonstrando que estes parâmetros podem não ser tão determinantes para a ocorrência da espécie (Figura 4). Na figura 4., cabruças parecem ser mais extensas de presença, entretanto isso se dá devido a uma área possuir grande quantidade de cabruças ao redor.

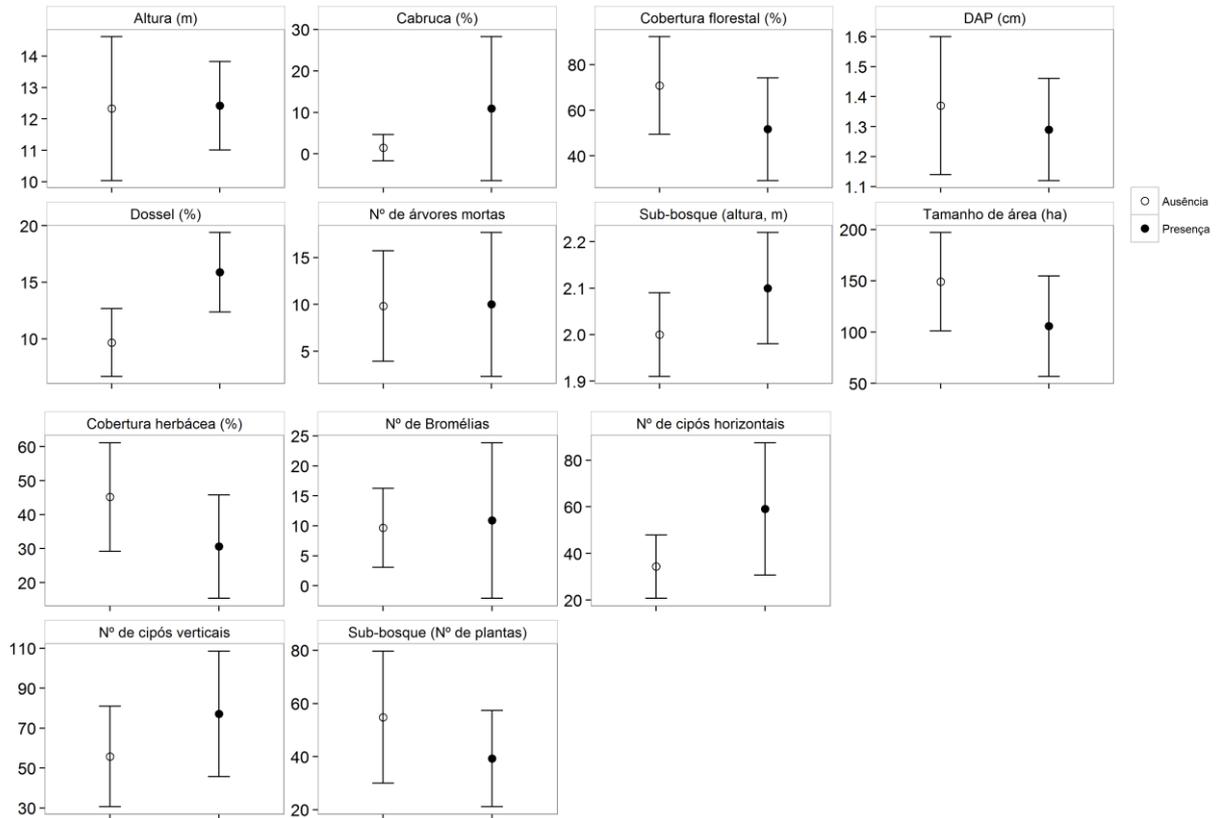


Figura 4: Variáveis mensuradas em áreas de presença (círculo preenchido) e ausência (círculo vazio). Na imagem é possível observar que para a maioria das variáveis não houve variação entre as áreas.

DISCUSSÃO

A abertura de dossel está ligada a continuidade da copa das árvores [Silva, 2013] e nossos resultados sugerem que micos estão presentes em áreas de fragmentos com dossel mais aberto.

Considerando o rápido processo de fragmentação de florestas tropicais, que 83% dos fragmentos de Mata Atlântica restantes são menores que 50 hectares e com uma distância média entre eles de 1440 m [Ribeiro *et al.*, 2009], e o fato dos fragmentos em que os micos-leões são encontrados possuírem menor cobertura florestal ao redor, acredita-se que a espécie não pôde migrar para locais com melhores condições. Isto corrobora com o fato de termos observado correlação entre a abertura do dossel e uma menor cobertura florestal ao redor dos fragmentos, indicando que a espécie pode realmente estar presa a estas áreas. Dessa forma, nas áreas estudadas, os micos-leões além de praticamente isolados estão mais expostos a predadores aéreos. Estas áreas, apesar de permitirem maior entrada de luz, podem facilitar a entrada de predadores aéreos nos ambientes florestais [Vidal & Cintra, 2006], colocando em risco a sobrevivência de micos.

A fragmentação florestal é prejudicial para primatas por diversos fatores e um de seus principais efeitos é a perda de habitat que pode alterar o limiar de extinção [Fahrig, 2003], aumentando o risco para espécies. A perda de habitat e a fragmentação florestal também alteram a composição florística de fragmentos, sendo o tamanho do fragmento um determinante para a composição florística e estrutura de guildas, geralmente preservando apenas um conjunto limitado da comunidade vegetal original [Tabarelli *et al.*, 1999, Rocha-Santos *et al.*, 2016] o que pode reduzir o número de recursos para a espécie. Micos-leões consomem grande número de espécies vegetais, entretanto pode haver uma variação de oferta de frutos ao longo do ano [Catenacci *et al.*, 2016], podendo causar períodos de escassez de frutos, em especial em pequenos fragmentos, afetando o fitness e reprodução de certos indivíduos e grupos. E estes períodos podem ser prejudiciais a sobrevivência de alguns indivíduos ou grupos nestas áreas.

Micos se alimentam de pequenos vertebrados e insetos, podendo buscar presas em bromélias e troncos de árvores mortas e em outros substratos, como folhas secas e folhas de palmeiras [Raboy & Dietz, 2004; Catenacci *et al.*, 2016], entretanto, poucas bromélias e troncos de árvores mortas foram observados ao

longo das parcelas e em quantidades que não as diferenciam das áreas de ausência, indicando que, associado aos períodos com baixa quantidade de frutos, pode realmente haver períodos de grande escassez de recursos para a espécie, afetando, por exemplo, as taxas reprodutivas e conseqüentemente, o tamanho de grupos. Nesse estudo, os tamanhos de grupos observados em fragmentos distantes de cabucas (N= 4 ind/grupo) foram menores do que a média para a espécie (N=7.4 ind/grupo; [Oliveira et al., 2011]), e mesmo o tamanho de grupos incluindo todas as áreas (N=6 ind/grupo) possui uma média abaixo do observado para a espécie. Além do mais, nos menores grupos, aqueles distantes de cabucas, não observamos filhotes, nem juvenis, exceto em uma das áreas com 97 ha, o que pode reforçar nossa afirmação.

Neste estudo tamanho de fragmento não foi uma variável importante para a presença de micos leões. Um provável motivo para esta falta de importância é o fato da espécie estar isolada nos pequenos fragmentos amostrados, sem condições de migração.

Raboy e colaboradores [2010] observaram que micos-leões estão presentes em muitos pequenos fragmentos sem conectividade, e que isto pode levar à espécie a extinção local. Pequenos fragmentos isolados podem estar reduzindo o fluxo gênico da espécie, já que, considerando que os fragmentos estão nos limites da área de vida da espécie e que esta possui característica territorialista, provavelmente são fragmentos ocupados por apenas um grupo de micos. Desta forma, acredita-se que a pequena quantidade de indivíduos em alguns grupos encontrados, em especial quando não havia jaqueiras, que são chaves para a espécie [Oliveira *et al.*, 2011], pode ser devido ao pequeno tamanho dos fragmentos e da baixa disponibilidade de recursos em alguns períodos do ano. Esses fatores podem a curto e médio prazo causar a extinção local dos micos nestas áreas.

Considerando o provável isolamento dos micos nestes pequenos fragmentos, a espécie pode estar se valendo de características de micro habitat como a correlação entre dossel e cipós. Esta correlação pode indicar que a presença destes tem sido funcional para a espécie para locomoção e possivelmente proteção ou rota de fuga de predadores e também para o fornecimento de alimentos como flores e frutos. Grandes quantidades de cipós podem indicar algum distúrbio passado, e a fonte de emaranhados de cipós pode estar ligada ao fato destes se concentrarem no

sub-bosque antes de um distúrbio e ascenderem para o dossel após este [Gerwing e Vidal, 2005], ou seja, o dossel mais aberto pode ter elevado a quantidade destes cipós. Assim, acredita-se que com um dossel mais aberto em pequenos fragmentos, micos-leões utilizem principalmente cipós para sua locomoção, e que estes, se intrincados, possam impedir ou dificultar a entrada direta de predadores aéreos.

Além do mais, alguns calitriquídeos, como o *Callithrix aurita* têm preferência por áreas de cipós embaraçados, o que dificulta sua visualização [Muskin, 1984]. Micos-leões, por estarem em áreas de dossel aberto, podem estar também utilizando este mesmo tipo de recurso para que haja mais dificuldades na sua visualização, impedindo ou dificultando a visualização e o ataque de predadores. Cipós também são usados por *L. rosalia* como sítios de dormida [Dietz *et al.*, 1997], e por *L. chrysopygus* como micro-habitat de forrageio de presas [Passos & Alho, 2001] o que pode estar sendo comum a MLCD em pequenos fragmentos, na ausência de outras opções. Porém, essa possibilidade deve ser investigada através de mais estudos.

Micos-leões utilizam o sub-bosque florestal, hábito que é comum para pequenos primatas que geralmente o utilizam na busca de alimento e proteção de predadores [Shaw, 2004]. Para isso, espera-se que estes estratos possuam densidade e recursos o suficiente. Dário *et al.*, [2002] por exemplo observou que áreas de subbosque mais iluminadas tendem a possuir mais frutos. Estas características devem permitir que regiões de subbosque, se utilizadas, mantenham a espécie em segurança. Foi observado, por exemplo, que em mosaicos florestais, pelo fato do estrato mais baixo ser mais denso, os micos-leões os utilizam com maior frequência em busca de recursos alimentares nessas áreas, ao contrário do que ocorre em cabruças [de Almeida Rocha *et al.*, 2015]. Neste estudo micos não foram observados no sub-bosque, possivelmente por não estarem habituados a presença de observadores humanos. Desta forma, novas pesquisas com grupos habituados devem ser realizadas para verificar se a espécie utiliza frequentemente ambientes de sub-bosque em pequenos fragmentos e se encontra recursos suficientes nestes estratos.

Áreas de dossel mais aberto possuem maior intensidade luminosa, levando a uma produtividade primária superior [Crome, 1978; Begon *et al.*, 2006] e principalmente mais plantas de estágio sucessional inicial, [Ricklefs, 2010], com ciclo

de vida mais rápido e podendo ocorrer maior oferta de flores e frutos. Além do mais, uma maior luminosidade tende a atrair mais insetos herbívoros [Deikumah *et al.*, 2013], e estes são alguns dos recursos alimentícios utilizados pela espécie [Raboy & Dietz, 2004] podendo ser uma opção em pequenos fragmentos. Entretanto, estas características podem não estar garantindo a presença de recursos suficientes para a espécie durante todo o ano.

Cassano *et al.*, [2014] encontraram resultados diferentes para a ocupação e detecção de MLCD com relação à abertura de dossel e porcentagem de cobertura florestal ao redor dos fragmentos. Em seu trabalho, ela observou que micos-leões eram mais facilmente detectados em áreas de dossel mais fechado, e que a sua ocorrência estava ligada a uma maior cobertura florestal. Entretanto, deve-se considerar que seu trabalho fora realizado em mosaicos agroflorestais pertencentes a regiões mais florestadas, incluindo a Reserva Biológica de Una e o Parque Nacional da Serra das Lontras e com metodologia diferente, já que utilizaram *câmera traps* iscadas com bananas. Nestes locais, acredita-se que devido ao maior tamanho e maior nível de conservação, além da provável presença de mais recursos, os indivíduos presentes estejam mais protegidos e correndo um menor risco de extinção local devido à fragmentação.

Embora os micos-leões utilizem matas secundárias, nesta pesquisa não obtivemos respostas da espécie em áreas de florestas secundárias iniciais (caracterizadas por muitos arbustos e samambaias, mas uma menor quantidade de árvores de dossel), apenas nos demais tipos de vegetação. Acredita-se que a ausência de respostas nestes ambientes esteja ligada a maior vulnerabilidade dos micos nestes locais. Para a espécie, permanecer em pequenos fragmentos já se torna um risco, devido à vulnerabilidade a predadores, desta forma, a ausência de micos em trechos de floresta secundária inicial é justificável como uma potencial tentativa de reduzir o risco para os grupos.

Vale ressaltar que embora utilizem diversos estágios florestais, os micos-leões-da-cara-dourada, usam estes geralmente para busca de recursos tróficos, retornando a florestas maduras e cabucas em busca de sítios de dormida [Raboy *et al.*, 2004], quando disponíveis. Pequenos fragmentos possuem tendência a conter menos recursos alimentares e as regiões de floresta secundária inicial, por possuírem menos árvores, devem conter quantidades ainda menores de recursos.

Desta forma este tipo de ambiente não é interessante para a espécie se arriscar, ao menos que seja uma única opção.

A área original de ocorrência de MLCD está bastante fragmentada, e como fora sugerido por Raboy e colaboradores [2010] estão ocorrendo extinções locais em algumas áreas dentro de sua distribuição geográfica devido à perda de habitat. Através dos resultados observados, acredita-se que micos têm buscado alternativas para sobreviver em pequenos fragmentos, como a busca por locais com maior quantidade de cipós e possivelmente a busca por extratos alternativos como o sub-bosque, e a tendência a evitar áreas que lhes mantenham ainda mais vulneráveis como trechos de mata secundária inicial. Entretanto estas alternativas podem não ser o suficiente para a sua sobrevivência em longo prazo, já que o tamanho dos grupos observados está abaixo do já observado para a espécie.

As pressões antrópicas têm elevado o grau de ameaça de extinção e ao declínio de espécies de primatas em todo o mundo [Estrada et al., 2017] sendo necessárias ações que impeçam o evento de extinção. Desta forma, para micos-leões em pequenos fragmentos, sugerimos o manejo de áreas degradadas, replantando espécies chaves para micos, com distintos períodos de floração para evitar a ausência de recursos alimentares. Este replantio deve ser feito em especial nos ambientes de mata secundária inicial, para aumentar o tamanho de área utilizada pelos micos em pequenos fragmentos e se possível a criação de corredores ecológicos que os conectem. Devemos considerar que o MLCD é uma espécie carismática e bandeira e a manutenção e restauração de ambientes onde micos são encontrados, pode funcionar como um guarda chuva para demais espécies animais. Na ausência da possibilidade do manejo e criação de corredores ecológicos, grupos de micos poderiam ser translocados para ambientes propícios a sua sobrevivência, tomando os devidos cuidados com a densidade de micos suportadas por cada ambiente. Estas ações devem ser realizadas juntamente com a educação ambiental com a população local, pois esta poderá auxiliar na preservação da espécie e pô consequência na permanência de micos-leões na região e num possível crescimento populacional, além de um aumento no fluxo gênico, quando relacionado a áreas que comportem mais de um grupo da espécie.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Zoo Antwerpen e pelo financiamento e suporte durante a realização das coletas de dados, assim como os proprietários das fazendas onde a pesquisa fora realizada e a Instituto de Pesquisa Bicho do Mato. Aos assistentes de campo Jiomário dos Santos Silva e Karen Bussmann e os funcionários das fazendas que não hesitaram em nos ajudar. A Universidade Estadual de Santa Cruz pelo suporte e aos seus motoristas que nos acompanharam ao longo das viagens. Ao professor Renato Crouzeilles e Joedison Rocha pelo auxílio nas análises e figuras, a Adna Alves pelo auxílio nas análises de abertura de dossel. E a Capes (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pela concessão da bolsa que permitiu a realização desta pesquisa durante o mestrado.

REFERÊNCIAS

- de Almeida Rocha JM, De Vleeschouwer KM, Reis PP, Carlos CE, Oliveira LC. 2015. Do Habitat Use and Interspecific Association Reflect Predation Risk for the Golden-Headed Lion Tamarin (*Leontopithecus chrysomelas*)? *International Journal of Primatology* 36:1198–1215.
- Arroyo-Rodriguez V, Mandujano S. 2006. Avaliação do Estado de Conservação dos Primatas Brasileiros. *International Journal of Primatology* 2:1079–1096.
- Bazzaz FA. 2013. Plant Species Diversity in Old-Field Successional Ecosystems in Southern Illinois Author (s): F . A . Bazzaz Published by : Ecological Society of America Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/1934981> . PLANT SPECIES DIVERSITY IN OLD-FIELD SUCCESSIONA. *Ecology* 56:485–488.
- Begon M, Townsend CR, Harper JL. 2007. *Ecologia de indivíduos a ecossistemas*. Porto Alegre: Artmed, 752 p.
- Burnham KP., Anderson, DR. 2002. *Model Selection and Multimodel Inference*. New York: Springer: 488 p.
- Cardoso N a., Le Pendu Y, Lapenta MJ, Raboy BE. 2011. Frugivory patterns and seed dispersal by golden-headed lion tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*) in Una Biological Reserve, Bahia, Brazil. *Mammalia* 75:327–337.
- Cassano CR, Barlow J, Pardini R. 2014. Forest loss or management intensification? Identifying causes of mammal decline in cacao agroforests. *Biological Conservation* 169:14–22.
- Catenacci LS., De Vleeschouwer KM., Nogueira-Filho SLG. 2009. Seed Dispersal by Golden-headed Lion Tamarins *Leontopithecus chrysomelas* in Southern Bahian Atlantic Forest, Brazil. *Biotropica* 41:744–750.
- Catenacci LS, Pessoa MS, Nogueira-filho SLG, Vleeschouwer M De. 2016. Diet and

- Feeding Behavior of *Leontopithecus chrysomelas* (Callitrichidae) in Degraded Areas of the Atlantic Forest of South-Bahia, Brazil. *International Journal of Primatology* 37.
- Crome FHJ. 1978. Foraging ecology of an assemblage of birds in lowland rainforest in northern Queensland. *Australian Journal of Ecology* 3:195–212.
- Cullen Jr L, Bodmer RE, Valladares Pádua C. 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological Conservation* 95:49–56.
- Dário FR, Vincenzo MC V., Almeida ÁF. 2002. Avifauna em fragmentos da mata atlântica. *Ciência Rural* 32:989–996.
- Deikumah JP, Mcalpine CA, Maron M. 2013. Matrix Intensification Alters Avian Functional Group Composition in Adjacent Rainforest Fragments. *PLOS ONE* 8:1–10.
- Dietz JM, Peres CA, Pinder L. 1997. Foraging Ecology and Use of Space in Wild Golden Lion Tamarins (*Leontopithecus rosalia*). *American Journal of Primatology*:289–305.
- Dietz JM, Sousa SN, Billerbeck R. 1996. Population dynamics of golden-headed lion tamarins *Leontopithecus chrysomelas* in Una Reserve, Brazil. *Journal of the Jersey Wildlife Preservation Trust* 32:115–122.
- Estrada A, Garber PA, Rylands AB, et al. 2017. Impending extinction crisis of the world ' s primates : Why primates matter. *Science Advances* 3:1–16.
- Fahrig L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34:487–515.
- Gerwing JJ, Vidal, E. 2005. Manejo de Cipós na Amazônia. *Ciência hoje* 37: 66-69.
- Gibbs HK, Ruesch AS, Achard F, et al. 2010. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* [Internet]

- 107:16732–16737. Available from:
<http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=2944736&tool=pmcentrez&rendertype=abstract>
- Guidorizzi, C. E. 2008. Ecologia e Comportamento do Mico-Leão-Da-Cara-Dourada, *Leontopithecus chrysomelas* (Kuhl, 1820) (Primates, Callitrichidae), em um Fragmento de Floresta Semidecidual em Itororó, Bahia, Brasil (Dissertação de Mestrado). Retirado do banco de dados do Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Universidade Estadual de Santa Cruz
- IUCN. IUCN Red List of Threatened Species. 2016. Disponível em <http://www.iucnredlist.org>.
- Kierulff MCM, Rylands AB. 2003. Census and distribution of the golden lion tamarin (*Leontopithecus rosalia*). *American Journal of Primatology* 59:29–44.
- Leitão-Filho HDF. 1987. Considerações sobre a florística de florestas tropicais e subtropicais do Brasil. *Ipef* 35:41–46.
- Longhi SJ, Brena D a., Ribeiro SB, *et al.* 2009. Fatores ecológicos determinantes na ocorrência de *Araucaria angustifolia* e *Podocarpus lambertii*, na Floresta Ombrófila Mista da FLONA de São Francisco de Paula, RS, Brasil. *Ciência Rural* 40:57–63.
- MacArthur RH, MacArthur JW. 1961. On Bird Species Diversity. *Ecology* 42:594–598.
- Marsh, L. K. 2003. Because Conservation Counts: Primates and Fragmentation. In: Marsh, L. K.; Chapman, C. L. *Primates in fragments: Complexity and Resilience*. New York: Springer. 3-11
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. Lista Nacional das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção. 2016. Disponível em

<http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/lista-de-especies.html>

Mittermeier RA, Myers N, Thomsen JB, da Fonseca GAB, Olivieri S. 1998.

Biodiversity Hotspots and Major Tropical Wilderness Areas: Approaches to Setting Conservation Priorities. *Conservation Biology* [Internet] 12:516–520.

Available from: <http://www.blackwell-synergy.com/links/doi/10.1046/j.1523-1739.1998.012003516.x>

Mittermeier RA, Valladares-pádua C, Rylands AB, *et al.* 2005. Primates in Peril : The World ' s 25 Most Endangered Primates , 2004 – 2006. 20:1–28.

Muskin A. 1984. Field Notes and Geographic Distribution of *Callithrix aurita* in Eastern Brazil. *American Journal of Primatology* 7:377–380.

Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, da Fonseca GAB, Kent J. 2000.

Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* [Internet] 403:853–858.

Available from:

<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/10706275><http://www.nature.com/doi/10.1038/35002501>

Oliveira LC, Dietz JM. 2011. Predation Risk and the Interspecific Association of Two Brazilian Atlantic Forest Primates in Cabruca Agroforest. *American Journal of Primatology* 73:852–860.

Oliveira LC, Hankerson SJ, Dietz JM, Raboy BE. 2010. Key tree species for the golden-headed lion tamarin and implications for shade-cocoa management in southern Bahia, Brazil. *Animal Conservation* 13:60–70.

Oliveira LC, Neves LG, Raboy BE, Dietz JM. 2011. Abundance of jackfruit (*Artocarpus heterophyllus*) affects group characteristics and use of space by golden-headed lion tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*) in Cabruca

- agroforest. *Environmental Management* 48:248–262.
- Passos FC, Alho CJR. 2001. Importância de diferentes microhabitats no comportamento de forrageio por presas do mico-leão-preto , *Leontopithecus chrysopygus* (Mikan) (Mammalia , Callitrichidae) 1. *Revista Brasileira de Zoologia* 18:335–342.
- Raboy B, Neves L, Zeigler S, Oliveira L. 2013. Occurrences of the Golden-headed Lion Tamarin (*Leontopithecus chrysomelas*) above 500 Meters in Southern Bahia, Brazil and Implications for Conservation. *Primate Conservation* [Internet] 2011:1–7. Available from: <http://www.bioone.org/doi/abs/10.1896/052.026.0108>
- Raboy BE, Christman MC, Dietz JM. 2004. The use of degraded and shade cocoa forests by Endangered golden-headed lion tamarins *Leontopithecus chrysomelas*. *Oryx* 38:75–83.
- Raboy BE, Dietz JM. 2004. Diet, foraging, and use of space in wild golden-headed lion tamarins. *American Journal of Primatology* 63:1–15.
- Raboy BE, Neves LG, Zeigler S, *et al.* 2010. Strength of Habitat and Landscape Metrics in Predicting Golden-Headed Lion Tamarin Presence or Absence in Forest Patches in Southern Bahia, Brazil. *Biotropica* 42:388–397.
- Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Ponzoni FJ, Hirota MM. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* [Internet] 142:1141–1153. Available from: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>
- Ricklefs, R. E. 2010. *A economia da natureza*. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan. 534 p
- Rocha-Santos L, Pessoa MS, Cassano C, *et al.* 2016. The shrinkage of a forest : Landscape-scale deforestation leading to overall changes in local forest

- structure. *Biological Conservation* [Internet] 196:1–9. Available from:
<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2016.01.028>
- Rylands AB. 1989. Sympatric Brazilian callitrichids: The Black Tufted-Ear Marmoset, *Callithrix kuhli*, and the Golden-headed Lion Tamarin, *Leontopithecus chrysomelas*. *Journal of Human Evolution* 18:679–695.
- Shaw, D. 2004. Vertical Organization of Canopy Biota. in: Lowman MD, Rinker HB. *Forest Canopies*. New York: Elsevier: 73-101.
- Silva, LR. 2013. Abundância, densidade e efeitos da estrutura da floresta sobre uma comunidade de primatas na fazenda experimental da UFAM, Amazônia Central (Dissertação de Mestrado). Retirada do Banco de Dados do Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica. Universidade Federal do Amazonas.
- SOS Mata Atlântica-Fundação SOS Mata Atlântica; INPE- Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2015. Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica – Período 2013-2014. Fundação SOS Mata Atlântica: 60.
- Tabarelli M, Mantovani W, Peres CA. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation* 91:119–127.
- Tews J, Brose U, Grimm V, *et al.* 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31:79–92.
- Vidal MD, Cintra R. 2006. Effects of forest structure components on the occurrence, group size and density of groups of bare-face tamarin (*Saguinus bicolor* – Primates : Callitrichinae) in Central Amazonia densidade de grupos do sauim-de-coleira (*Saguinus bicolor* – Primates: Callit. *Acta Amazonica* [Internet] 36:237–248. Available from: <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672006000200014>

%5Cn

de Almeida Rocha JM, De Vleeschouwer KM, Reis PP, Carlos CE, Oliveira LC. 2015.

Do Habitat Use and Interspecific Association Reflect Predation Risk for the Golden-Headed Lion Tamarin (*Leontopithecus chrysomelas*)? International Journal of Primatology 36:1198–1215.

Arroyo-Rodriguez V, Mandujano S. 2006. Avaliação do Estado de Conservação dos Primatas Brasileiros. International Journal of Primatology 2:1079–1096.

Bazzaz FA. 2013. Plant Species Diversity in Old-Field Successional Ecosystems in Southern Illinois Author (s): F . A . Bazzaz Published by : Ecological Society of America Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/1934981> . PLANT SPECIES DIVERSITY IN OLD-FIELD SUCCESSIONA. Ecology 56:485–488.

Begon M, Townsend CR, Harper JL. 2007. Ecologia de indivíduos a ecossistemas. Porto Alegre: Artmed, 752 p.

Burnham KP., Anderson, DR. 2002. Model Selection and Multimodel Inference. New York: Springer: 488 p.

Cardoso N., Le Pendu Y, Lapenta MJ, Raboy BE. 2011. Frugivory patterns and seed dispersal by golden-headed lion tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*) in Una Biological Reserve, Bahia, Brazil. Mammalia 75:327–337.

Cassano CR, Barlow J, Pardini R. 2014. Forest loss or management intensification? Identifying causes of mammal decline in cacao agroforests. Biological Conservation 169:14–22.

Catenacci LS., De Vleeschouwer KM., Nogueira-Filho SLG. 2009. Seed Dispersal by Golden-headed Lion Tamarins *Leontopithecus chrysomelas* in Southern Bahian Atlantic Forest, Brazil. Biotropica 41:744–750.

Catenacci LS, Pessoa MS, Nogueira-filho SLG, Vleeschouwer M De. 2016. Diet and

- Feeding Behavior of *Leontopithecus chrysomelas* (Callitrichidae) in Degraded Areas of the Atlantic Forest of South-Bahia, Brazil. *International Journal of Primatology* 37.
- Crome FHJ. 1978. Foraging ecology of an assemblage of birds in lowland rainforest in northern Queensland. *Australian Journal of Ecology* 3:195–212.
- Dário FR, Vincenzo MC V., Almeida ÁF. 2002. Avifauna em fragmentos da mata atlântica. *Ciência Rural* 32:989–996.
- Deikumah JP, Mcalpine CA, Maron M. 2013. Matrix Intensification Alters Avian Functional Group Composition in Adjacent Rainforest Fragments. *PLOS ONE* 8:1–10.
- Dietz JM, Peres CA, Pinder L. 1997. Foraging Ecology and Use of Space in Wild Golden Lion Tamarins (*Leontopithecus rosalia*). *American Journal of Primatology*:289–305.
- Dietz JM, Sousa SN, Billerbeck R. 1996. Population dynamics of golden-headed lion tamarins *Leontopithecus chrysomelas* in Una Reserve, Brazil. *Journal of the Jersey Wildlife Preservation Trust* 32:115–122.
- Dormann CF, Elith J, Bacher S, et al. 2013. Collinearity : a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. :27–46.
- Estrada A, Garber PA, Rylands AB, et al. 2017. Impending extinction crisis of the world ' s primates : Why primates matter. *Science Advances* 3:1–16.
- Fahrig L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34:487–515.
- Filho HDFL. 1987. Considerações sobre a florística de florestas tropicais e subtropicais do Brasil. *Ipef* 35:41–46.
- Gerwing JJ, Vidal, E. 2005. Manejo de Cipós na Amazônia. *Ciência hoje* 37: 66-69.

- Gibbs HK, Ruesch AS, Achard F, *et al.* 2010. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* [Internet] 107:16732–16737. Available from: <http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=2944736&tool=pmcentrez&rendertype=abstract>
- Guidorizzi, C. E. 2008. *Ecologia e Comportamento do Mico-Leão-Da-Cara-Dourada, Leontopithecus Chrysomelas* (Kuhl, 1820) (Primates, Callitrichidae), em um Fragmento de Floresta Semidecidual em Itororó, Bahia, Brasil (Dissertação de Mestrado). Retirado do banco de dados do Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Universidade Estadual de Santa Cruz
- IUCN. IUCN Red List of Threatened Species. 2016. Disponível em <http://www.iucnredlist.org>.
- Kierulff MCM, Rylands AB. 2003. Census and distribution of the golden lion tamarin (*Leontopithecus rosalia*). *American Journal of Primatology* 59:29–44.
- Longhi SJ, Brena D a., Ribeiro SB, *et al.* 2009. Fatores ecológicos determinantes na ocorrência de *Araucaria angustifolia* e *Podocarpus lambertii*, na Floresta Ombrófila Mista da FLONA de São Francisco de Paula, RS, Brasil. *Ciência Rural* 40:57–63.
- MacArthur RH, MacArthur JW. 1961. On Bird Species Diversity. *Ecology* 42:594–598.
- Marsh, L. K. 2003. Because Conservation Counts: Primates and Fragmentation. In: Marsh, L. K.; Chapman, C. L. *Primates in fragments: Complexity and Resilience*. New York: Springer. 3-11
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. Lista Nacional das Espécies da Fauna Brasileira

- Ameaçadas de Extinção. 2016. Disponível em <http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/lista-de-especies.html>
- Mittermeier RA, Myers N, Thomsen JB, da Fonseca GAB, Olivieri S. 1998. Biodiversity Hotspots and Major Tropical Wilderness Areas: Approaches to Setting Conservation Priorities. *Conservation Biology* [Internet] 12:516–520. Available from: <http://www.blackwell-synergy.com/links/doi/10.1046/j.1523-1739.1998.012003516.x>
- Mittermeier RA, Valladares-pádua C, Rylands AB, *et al.* 2005. Primates in Peril : The World ' s 25 Most Endangered Primates , 2004 – 2006. 20:1–28.
- Muskin A. 1984. Field Notes and Geographic Distribution of *Callithrix aurita* in Eastern Brazil. *American Journal of Primatology* 7:377–380.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, da Fonseca GAB, Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* [Internet] 403:853–858. Available from: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/10706275><http://www.nature.com/doi/10.1038/35002501>
- Oliveira LC, Dietz JM. 2011. Predation Risk and the Interspecific Association of Two Brazilian Atlantic Forest Primates in Cabruca Agroforest. *American Journal of Primatology* 73:852–860.
- Oliveira LC, Hankerson SJ, Dietz JM, Raboy BE. 2010. Key tree species for the golden-headed lion tamarin and implications for shade-cocoa management in southern Bahia, Brazil. *Animal Conservation* 13:60–70.
- Oliveira LC, Neves LG, Raboy BE, Dietz JM. 2011. Abundance of jackfruit (*Artocarpus heterophyllus*) affects group characteristics and use of space by

- golden-headed lion tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*) in Cabruca agroforest. *Environmental Management* 48:248–262.
- Passos FC, Alho CJR. 2001. Importância de diferentes microhabitats no comportamento de forrageio por presas do mico-leão-preto , *Leontopithecus chrysopygus* (Mikan) (Mammalia , Callitrichidae) 1. *Revista Brasileira de Zoologia* 18:335–342.
- Raboy B, Neves L, Zeigler S, Oliveira L. 2013. Occurrences of the Golden-headed Lion Tamarin (*Leontopithecus chrysomelas*) above 500 Meters in Southern Bahia, Brazil and Implications for Conservation. *Primate Conservation* [Internet] 2011:1–7. Available from: <http://www.bioone.org/doi/abs/10.1896/052.026.0108>
- Raboy BE, Christman MC, Dietz JM. 2004. The use of degraded and shade cocoa forests by Endangered golden-headed lion tamarins *Leontopithecus chrysomelas*. *Oryx* 38:75–83.
- Raboy BE, Dietz JM. 2004. Diet, foraging, and use of space in wild golden-headed lion tamarins. *American Journal of Primatology* 63:1–15.
- Raboy BE, Neves LG, Zeigler S, *et al.* 2010. Strength of Habitat and Landscape Metrics in Predicting Golden-Headed Lion Tamarin Presence or Absence in Forest Patches in Southern Bahia, Brazil. *Biotropica* 42:388–397.
- R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. 2014. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Ponzoni FJ, Hirota MM. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* [Internet] 142:1141–1153. Available from: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>

- Ricklefs, R. E. 2010. A economia da natureza. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan. 534 p.
- Rylands AB. 1989. Sympatric Brazilian callitrichids: The Black Tufted-Ear Marmoset, *Callithrix kuhli*, and the Golden-headed Lion Tamarin, *Leontopithecus chrysomelas*. *Journal of Human Evolution* 18:679–695.
- Shaw, D. 2004. Vertical Organization of Canopy Biota. in: Lowman MD, Rinker HB. *Forest Canopies*. New York: Elsevier: 73-101.
- Silva, LR. 2013. Abundância, densidade e efeitos da estrutura da floresta sobre uma comunidade de primatas na fazenda experimental da UFAM, Amazônia Central (Dissertação de Mestrado). Retirada do Banco de Dados do Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica. Universidade Federal do Amazonas.
- Tabarelli M, Mantovani W, Peres CA. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation* 91:119–127.
- Tews J, Brose U, Grimm V, *et al.* 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31:79–92.
- Vidal MD, Cintra R. 2006. Effects of forest structure components on the occurrence, group size and density of groups of bare-face tamarin (*Saguinus bicolor* – Primates : Callitrichinae) in Central Amazonia densidade de grupos do sauim-de-coleira (*Saguinus bicolor* – Primates: Callit. *Acta Amazonica* [Internet] 36:237–248. Available from: <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672006000200014>
- %5Cn
- De Vleeschouwer, K. M.; Raboy, B. E. Multilevel and transdisciplinary approaches to understanding endangered primates in complex landscapes: golden-headed lion

tamarins in southern Bahia, Brazil. In: Marsh, L. K.; Chapman, C. L. Primates in fragments: Complexity and Resilience. New York: Springer. 275-297

Wermelinger, B.; Duelli, P. (2002): Die Insekten im Ökosystem Wald. Bedeutung, Ansprüche, Schutz. In: Werdenberger Jahrbuch 2003 (16. Jg). Buchs: Buchs Medien. 104112.

Zeigler SL, Neel MC, Oliveira L, Raboy BE, Fagan WF. 2011. Conspecific and heterospecific attraction in assessments of functional connectivity. *Biodiversity and Conservation* 20:2779–2796.

CONCLUSÃO GERAL

Diversos fatores naturais determinam a ocorrência de espécies em uma determinada região, sejam estes históricos ou ecológicos, atuais ou ocorridos a milhares de anos. Entretanto, um novo fator não natural, em especial para florestas tropicais tem influenciado negativamente na ocorrência de algumas espécies. A fragmentação florestal ocorre de forma intensa ao longo da Mata Atlântica, e tem ameaçado diversos primatas, devido a sua dependência florestal.

Os MLCD parecem estar em áreas com dossel mais aberto, sendo este o único parâmetro de estrutura de vegetação a influenciar diretamente a sua ocorrência quando se trata de pequenos fragmentos. A abertura de dossel está correlacionada a uma menor cobertura florestal ao redor do fragmento, o que pode indicar que micos provavelmente estão presos a estes locais devido à falta de possibilidades de dispersão.

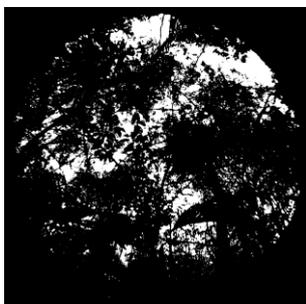
Observamos também uma correlação positiva entre a presença de micos e a quantidade de cipós nos fragmentos. Cipós podem facilitar a movimentação no interior do fragmento e em menor escala auxiliar na proteção contra predadores, entretanto, a presença de cipós pode não ser a melhor forma de proteção para a espécie, mas pode facilitar a sobrevivência nestas áreas, aumentando a taxa de sobrevivência dos MLCD.

Observamos alguns grupos de micos-leões, com tamanho abaixo da média para a espécie, sugerindo que estas áreas podem não ser apropriadas para a manutenção da espécie em longo prazo, já que suas condições estão dificultando o sucesso de reprodução. Este é um fator preocupante, pois, ainda que micos utilizem outros tipos fragmentos e cabucas, a extinção em pequenos fragmentos levaria a um declínio populacional no âmbito da paisagem.

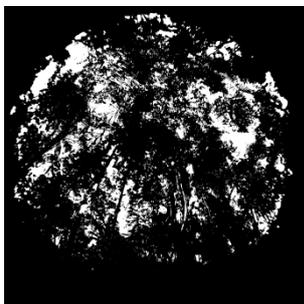
Sua preservação torna-se ainda mais importante por ser uma espécie endêmica da região e realizar funções ecossistêmicas como a dispersão de sementes. Uma provável solução para evitar o declínio populacional seria a criação de corredores ecológicos entre pequenos fragmentos, além da preservação/restauração de outras áreas degradadas nas áreas de ocorrência da espécie.

APÊNDICES

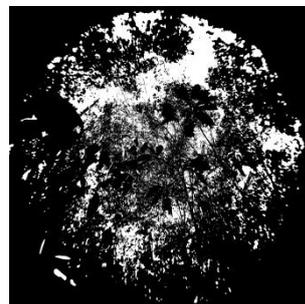
Apêndice 1a: Abertura de Dossel nas áreas de presença do MLCD



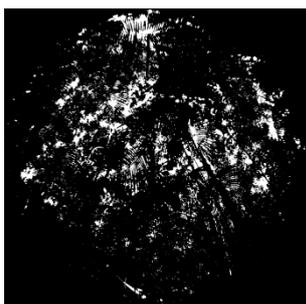
Fazenda Sete Paus
Mascote - BA



Fazenda Bom Futuro
Santa Luzia - BA



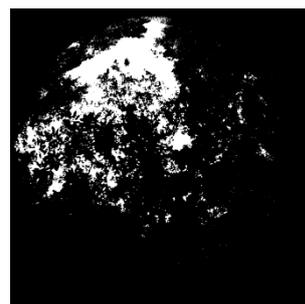
Fazenda Juerana
Canavieiras - BA



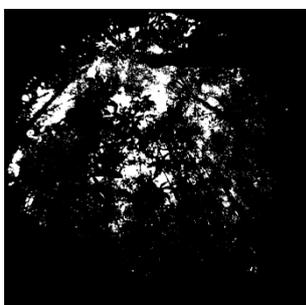
Fazenda Gil Douglas
Una - BA



CEPLAC Lemos Maia
Una - BA



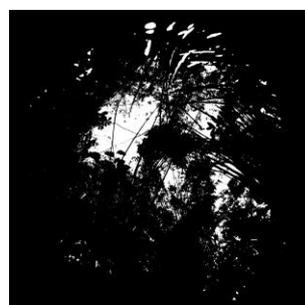
Faz. Nossa Senhora
das Graças
Una - BA



Faz. Nova Angélica
Una - BA



Faz. em
Buerarema - BA

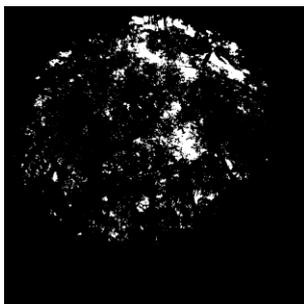


Faz. Almada
Ilhéus - BA

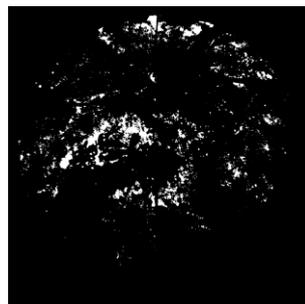
Apêndice 1b: Abertura de dossel nas áreas em que MLCD não foi detectado



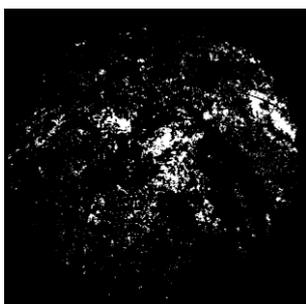
Faz. São Miguel 1
Itacaré - BA



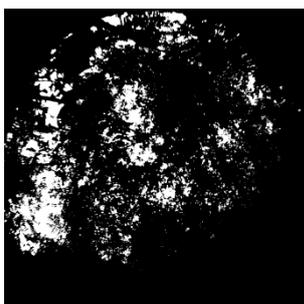
Faz. São Miguel 2
Itacaré - BA



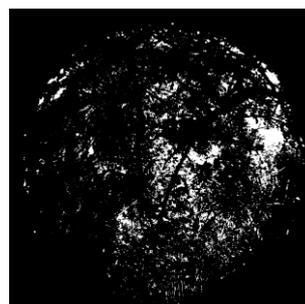
Faz. Camboinha
Itacaré - BA



Faz. João Paiva
Serra Grande - BA



Fazenda em
Camaçan - BA



Faz. São José
Ibicaraí - BA

Apêndice 2: Mico-leão-da-cara-dourada

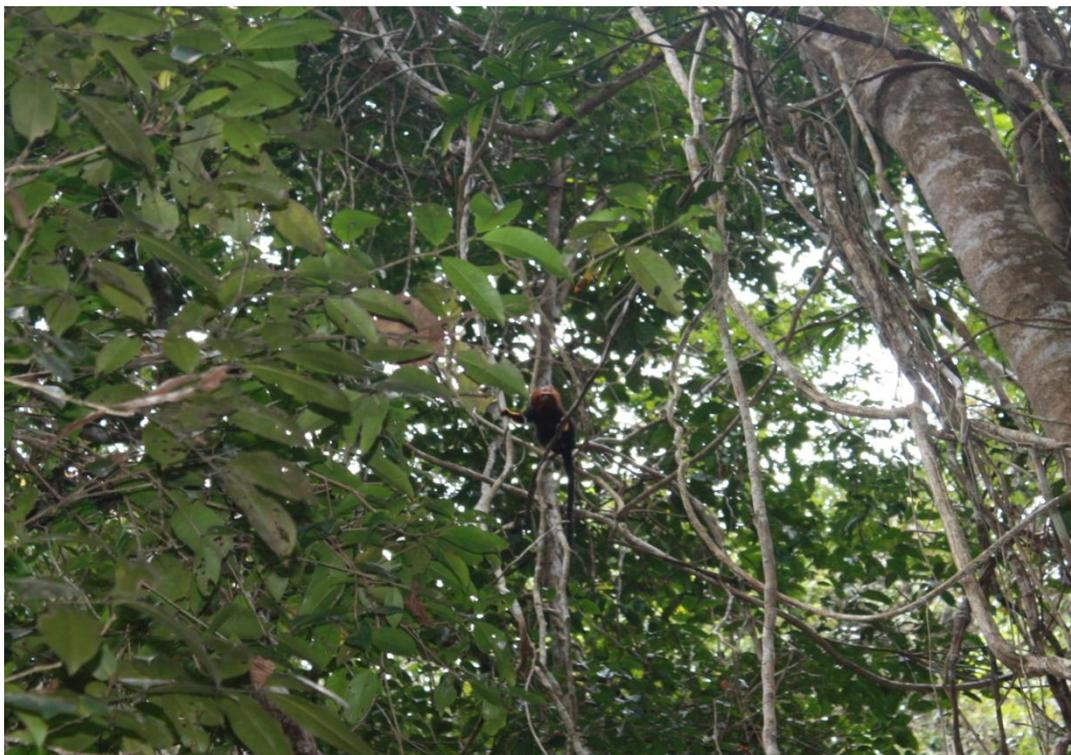


Figura 1: Fazenda Gil Douglas em Una - BA

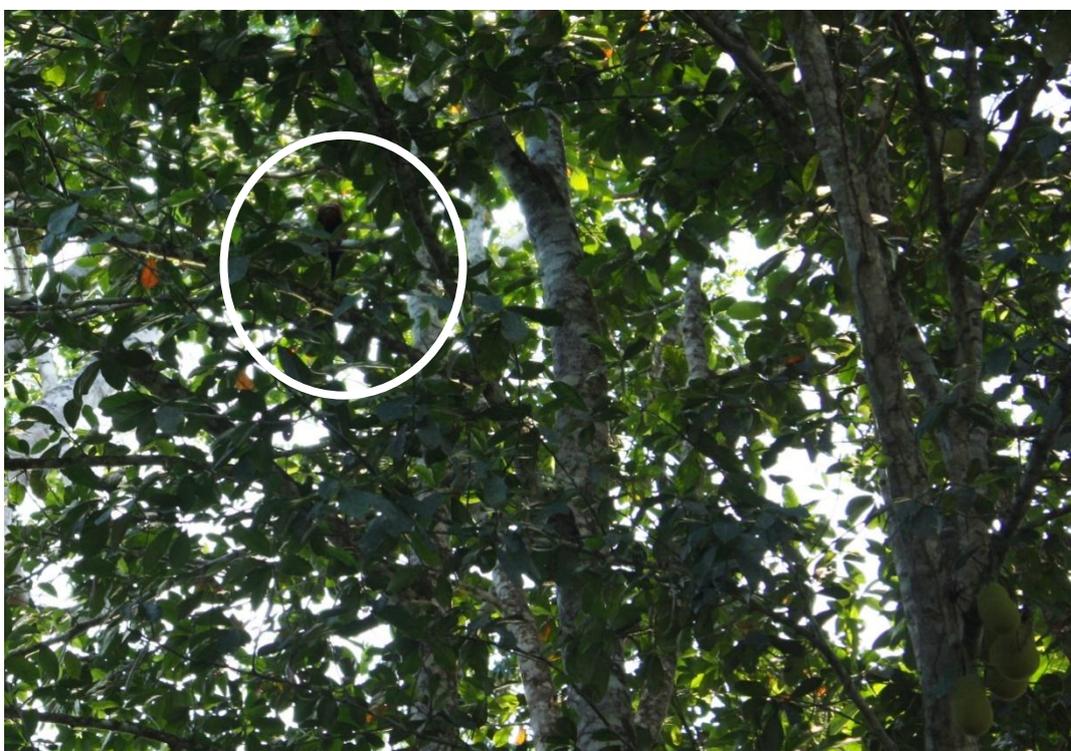


Figura 2: Fazenda Sete Paus em Mascote – BA. Após realizarmos o campo, observamos o grupo forrageando em jaqueiras.