

**USO DE CORREDOR ECOLÓGICO POR MICOS-LEÕES-DOURADOS
(*LEONTOPITHECUS ROSALIA*, LINNAEUS, 1766) E SAGUIS INVASORES
NA MATA ATLÂNTICA DE BAIXADA**

RAFAELA SCRENCI-RIBEIRO

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE DARCY RIBEIRO
CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ
AGOSTO DE 2016

**USO DE CORREDOR ECOLÓGICO POR MICOS-LEÕES-DOURADOS
(*LEONTOPITHECUS ROSALIA*, LINNAEUS, 1766) E SAGUIS INVASORES
NA MATA ATLÂNTICA DE BAIXADA**

RAFAELA SCRENCI-RIBEIRO

Tese de Doutorado apresentada ao Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das exigências para a obtenção do título de Doutor em Ecologia e Recursos Naturais.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Ramón Ruiz-Miranda

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE DARCY RIBEIRO
CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ
AGOSTO DE 2016

FICHA CATALOGRÁFICA

Preparada pela Biblioteca do Centro de Biociências e Biotecnologia
da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro

649 / 2016

Screnci-Ribeiro, Rafaela

Uso de corredor ecológico por micos-leões-dourados (*Leontopithecus rosalia*, Linnaeus, 1766) e sagüis invasores na Mata Atlântica de Baixada / Rafaela Screnci-Ribeiro. -- Campos dos Goytacazes, 2016.

123 f. : il.

Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Centro de Biociências e Biotecnologia. Laboratório de Ciências Ambientais.

Área de concentração: Ecologia de Organismos

Orientador: Ruiz-Miranda, Carlos Ramon

Bibliografia: f. 33-51; 73-79; 99-109; 113-123

1. Micos-leões-dourados 2. Radiotelemetria 3. Corredores ecológicos
4. Área de uso 5. Mata Atlântica I. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro II. Título

599.8
S433u

**USO DE CORREDOR ECOLÓGICO POR MICOS-LEÕES-DOURADOS
(LEONTOPITHECUS ROSALIA, LINNAEUS, 1766) E SAGUIS INVASORES
NA MATA ATLÂNTICA DE BAIXADA**

RAFAELA SCRENCI-RIBEIRO

Tese apresentada ao Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das exigências para a obtenção do título de Doutor em Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovada em 11 de agosto de 2016

Comissão Examinadora:



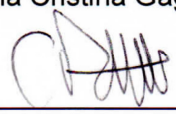
Dr. Leonardo de Carvalho Oliveira (Doutor em Biologia - UERJ)



Dr. Marcelo Trindade Nascimento (Doutor em Ecologia - UENF)



Dra. Maria Cristina Gaglianone (Doutora em Entomologia – UENF)



Dr. Carlos Ramón Ruiz Miranda (PhD em Comportamento Animal – UENF)
(Orientador)

Dedicatória

Aos meus pais, Manoel e Márcia, que nunca medem esforços para verem os filhos (e netos) realizando todos os seus sonhos. São e sempre serão minhas eternas fontes de inspiração, admiração e amor.

AGRADECIMENTOS

Às fontes de financiamento da pesquisa: Lion Tamarins of Brazil Fund, Idea Wild, Cleveland Metroparks Zoo, FAPERJ (bolsa de doutorado – processo: 101.448/2011) e CAPES (estágio de doutorado no exterior – processo: BEX - 10792/14-7).

À Universidade Estadual do Norte Fluminense – Darcy Ribeiro, em especial ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais pelos anos de aprendizado proporcionados.

Ao Prof. Dr. Carlos Ramón Ruiz-Miranda pela oportunidade de realização deste trabalho.

Ao Prof. Dr. Francisco J. Villela, da Mississippi State University, por toda sua presteza e dedicação com minha pesquisa e minha pessoa. Sua ajuda foi fundamental e indispensável para o andamento dessa tese.

À Ana Beatriz e toda sua família, por toda sua atenção e por terem sido uma ótima companhia nos meses que passei em Starkville.

À Banca Examinadora da tese: Dr. Leonardo de Carvalho Oliveira, Dr. Marcelo Trindade Nascimento, Dra. Maria Cristina Gaglianone, Dra. Ana Maria Matoso Viana, Dra. Laurence Culot e Dr. Francisco J. Villela.

Em especial ao prof. Dr. Leonardo pelas palavras e suporte essenciais que recebi. Serei eternamente grata.

À secretária do PPGERN, Elizabete Costa, além de toda a ajuda burocrática, pelas conversas e amizade.

Ao Bernardo Santos, ao Bradley Strickland e ao Brayan Oliveira pela contribuição nas análises.

À Malinda Henry por suas sinceras palavras e contribuições.

Ao Prof. Dr. Milton Ribeiro da Universidade Estadual de São Paulo – Rio Claro e sua equipe do LEEC-UNESP (Juliana, John e Bernardo) por terem me recebido em seu laboratório e me auxiliado nas análises de dados.

À Associação Mico Leão Dourado pelo apoio logístico durante toda a pesquisa e pela confiança neste trabalho. Também agradeço por todo o carinho, risadas e amizade adquiridas. Espero estar sempre ao lado de vocês.

À equipe Metapopulação da AMLD, Andréia Martins, Elisamã Moraes, Ademilson de Oliveira, Jadir Ramos, Oberlan Junior, Nelson Barbosa, Synval

de Melo: sem vocês nada disso seria possível! A minha mais profunda admiração e eterno agradecimento por terem me auxiliado desde o estágio em 2010 até o projeto piloto e a coleta de dados da tese. Os ensinamentos que adquiri com vocês vão muito além do nosso querido mico-leão-dourado. Obrigada por serem muito mais que uma equipe, por serem meus amigos e a minha família em Silva Jardim.

Em especial à Andréia Martins, por ter sido minha “mãezoca” e me dado todo suporte necessário durante toda a pesquisa e pela sincera amizade.

Ao ICMBio (ReBio Poço da Antas) por confiar na realização deste trabalho.

À Defesa Civil do município de Silva Jardim-RJ, representada por Sidnei de Mello, por terem cedido os dados da região.

Aos meus estagiários e amigos: Shaadee Ahmadnia, Fabiana Spinelli, Patrícia Santiago, Cássio Machado, Ana Beatriz Ligo, Juliana Gonçalves, Mariana Freitas, Pablo Souza: obrigada por terem me auxiliado nas capturas e coletas de dados no campo.

Em especial à Fabiana Spinelli, sua ajuda foi indispensável para que as coletas não parassem quando eu estava impossibilitada de ir a campo. Minha eterna gratidão a você!

Em especial à Patrícia Santiago e Cássio Machado que não pensaram duas vezes em passar uma bela temporada comigo em Silva Jardim. Obrigada por toda a ajuda e principalmente carinho e cuidado que tiveram comigo.

À dona Gilmênia, proprietária da fazenda Boa Esperança, por permitir e incentivar a realização desta pesquisa e também aos seus funcionários, em especial ao Ademário e ao Capitão.

À minha amada família, Manoel, Márcia, Rodrigo e Renata: por sempre respeitarem minhas escolhas, me incentivarem e me apoiarem a realizar meus sonhos. Obrigada pelo amparo, confiança e conselhos. Gratidão e amor infinitos por vocês.

Aos meus cunhados Raphael Licciardi e Pamella Padilha por todo incentivo e carinho comigo.

À minha querida e amada sobrinha Pietra, por ser a bolotinha que ilumina e alegra meus dias e me dá esperanças de que tudo sempre pode ser melhor!

A toda minha família, avós, tios, tias, primos e primas cada um de vocês de alguma forma contribuiu com o meu crescimento.

Em especial à minha Vózinha, a melhor professora que a vida me deu.

Ao Getúlio, Bianca e Bel pelo carinho mais puro, sincero e verdadeiro.

À Adriana e ao Pardal por serem parte da minha família e por terem nos presenteado com seis preciosidades: Vinícius, Isadora, Samuel, Vitor, Ana Júlia e Manuela. O amor e o carinho que tenho por esse sexteto é algo que não tem explicação.

À minha madrinha e comadre Maria Isabel, a minha afilhada Gabriella e toda sua família por sempre estarem ao meu lado e me incentivarem.

As companheiras de república 303: Renata Pereira, Natália Lima (agora acompanhada dos pequenos Artur e Diogo) e Yaska Soares, pelos anos de convivência, carinho e paciência.

Em especial a Renata que se faz presente todo dia em minha vida.

À Helena Vargas, Ojana Bravin, Felipe Steinhagem por me proporcionarem tantos bons momentos, tantas risadas, por terem paciência para ouvir meus lamentos e por me darem tantos conselhos. Vocês também são grandes responsáveis por eu conseguir finalizar essa empreitada, graças ao companheirismo, puxões de orelha, colo, carinho e atenção que sempre me deram! Obrigada por serem tão especiais!

Aos companheiros de república Luxus: Caio Lobato, Douglas Mattos e Paulo César Thompson, por terem aberto uma exceção e me recebido tão bem, por terem deixado meus três últimos meses em Campos mais leves e agradáveis.

Ao carinho dos amigos cuiabanos que se fizeram presentes mesmo com a distância durante esses anos que estive longe: Marcela Ost, Bruno Cardi, Adriana Nogueira, Alfredo Weber, Laura Taques, Talita Gouvêa, Suzana Biancardi, Rafael Fracasso, Camila Lobão, Vander Eduardo, Paulinho Tavoloni, Simoni Ziober, Ana Paula Campos e Asminy Prado.

À companhia e carinho dos amigos que Campos me proporcionou, em especial: David Gitirana, João Victor (Pezão), Talitha Mayumi, Davi Tavares, Loise Lopes, Dimitri de Orleans e Bragança, Roberta Santos, Stephane Batista e Rodolfo Teixeira. Em especial à Ojana Bravin, Helena Vargas e Talitha

Mayumi que não mediram esforços em me ajudar a resolver as coisas à distância! Sou muito grata a vocês!

À Juliana Cosendey, Fabrício Nascimento e Leonardo Demier por toda atenção, amizade, cuidado, carinho e presteza que sempre tiveram comigo.

À Marina Monobe e Anna Facchetti pela amizade e pela companhia durante os cinco meses em Starkville. Vocês, o King e a Lorena, tornaram minha estadia muito mais agradável e divertida!

E por último e não menos importantes: aos micos-leões-dourados, por resistirem a tantas adversidades. Espero ainda poder contribuir muito para que vocês tenham cada vez mais sucesso nessa incessante luta pela sobrevivência!

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	XII
LISTA DE TABELAS	XIII
RESUMO GERAL	XV
ABSTRACT	XVI
CAPÍTULO 1: INTRODUÇÃO GERAL	17
1.1 MOVIMENTAÇÃO ANIMAL EM ÁREAS FRAGMENTADAS	17
1.2 CORREDORES ECOLÓGICOS	21
1.3 MICO-LEÃO-DOURADO	24
1.4 JUSTIFICATIVA	29
1.5 ÁREA DE ESTUDO E HISTÓRICO DA REINTRODUÇÃO	30
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	34
CAPÍTULO 2 - EVALUATION OF AN AUTOMATED DIGITAL RADIO-TELEMETRY SYSTEM AS A TOOL TO ASSESS CORRIDOR USE BY GOLDEN LION TAMARINS (<i>Leontopithecus rosalia</i> – Linnaeus, 1766) AND INVASIVE MARMOSETS (<i>Callithrix</i> spp.) IN BRAZIL	53
ABSTRACT	53
INTRODUCTION	54
METHODS	56
STUDY AREA	56
STUDY GROUPS	57
PILOT PROJECT	63
RESULTS	65
DISCUSSION	69
ACKNOWLEDGMENTS	74
REFERENCES	74
CAPÍTULO 4 - ÁREA DE USO DE MICOS-LEÕES-DOURADOS (<i>Leontopithecus rosalia</i> , LINNAEUS, 1766) EM FRAGMENTOS CONECTADOS POR CORREDOR ECOLÓGICO	81
RESUMO	81
INTRODUÇÃO	82
ÁREA DE ESTUDO	85
CAPTURAS	85

DELINEAMENTO	87
ANÁLISES	88
RESULTADOS	90
COMPOSIÇÃO DOS GRUPOS DE MICOS-LEÕES-DOURADOS	90
ÁREA DE USO	91
DISCUSSÃO	94
COMPOSIÇÃO DOS GRUPOS DE MICOS-LEÕES-DOURADOS	94
ÁREA DE USO	96
AGRADECIMENTOS	100
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	100
DISCUSSÃO GERAL	111
CONSIDERAÇÕES FINAIS	121
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	124

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Área de estudo. O mapa apresenta o contorno do Brasil com a localização do Estado do Rio de Janeiro em amarelo e a localização da Fazenda Boa Esperança no Estado do Rio de Janeiro. As áreas em verdes representam os fragmentos da Fazenda Boa Esperança.	33
Figura 2. Área de estudo. Localização do Corredor Vale do Iguapé no município de Silva Jardim no Estado do Rio de Janeiro. As áreas em verdes representam os fragmentos conectados pelo corredor Vale do Iguapé.....	34
Figure 3. Two adult golden lion tamarins. The animal on the left is wearing a VHF telemetry transmitter. The animal on the right shows a black Nyanzol dye mark that represents group membership.....	55
Figure 4. An automated telemetry receiver placed in a cambará tree (<i>Gocnathia polymorpha</i>) on the forest corridor of Boa Esperança farm, Rio de Janeiro, Brazil.	60
Figura 5. Satellite image contour of the Boa Esperança farm, Rio de Janeiro, Brazil showing the location of the capture platforms (orange squares), the location of the automated telemetry receivers (blue numbered circles) and detection range for each receiver (red open circles) in the corridor and pasture.	61
Figura 6. Satellite image showing the Location of automated telemetry receivers in the forest corridor at Vale do Iguapé corridor, Rio de Janeiro, Brazil. Blue circles = receivers, red open circles = receiver detection range, orange points = capture platforms. The yellow lines mark the lateral boundaries of the corridor.	62
Figura 7. Estimativas de uso de área dos três grupos de MLDs na Fazenda Boa Esperança calculadas utilizando o (A) Kernel 95% (B) Kernel 50%.....	92
Figura 8. Estimativa da área de uso dos três grupos de MLDs na Fazenda Boa Esperança durante a (A) estação chuvosa e (B) estação seca. AX2 = BEI; EB = PB; EX = BEII.....	93

LISTA DE TABELAS

Table 1. Deployment distribution of radio transmitters by sex-age class in groups of golden lion tamarins (GLT) and invasive marmosets (IMA) studied at the Boa Esperança farm (BE) and Vale do Iguapé (VI) forests corridors, Rio de Janeiro, Brazil. Captured and fitted refers the time that the individuals were captured and fitted with digital telemetry collars.	58
Table 2. Distribution of radio transmitters by sex class in groups of golden lion tamarins (GLT) studied in the Pilot Project at the Boa Esperança farm (BE) forest corridor, Rio de Janeiro, Brazil.	63
Table 3. Events of the presence of GLTs in the edge of the corridor.....	64
Table 4. Performance of automated receivers deployed in forest corridors and pasture at the Boa Esperança farm and Vale do Iguapé corridor, Rio de Janeiro, Brazil. TSE = Total sampling effort (number of days the system was deployed); Effective Sampling Effort (percentage of time deployed receivers worked); Detections= total number of signals detected by the transmitters during the study; Detection rate = number of detections divided by the days the system worked (ESE).	66
Table 5. Annual costs of asu daytomated and VHF telemetry. Transportation reflects the cost of fuel from research base to field location, once a day for 365 days. Research assistant costs are US\$100 per day for 2 assistants.	68
Tabela 6. Composição dos grupos estudados na Fazenda Boa Esperança. Com relação ao sexo dos indivíduos do grupo: MR indica o Macho Reprodutor; FR indica a Fêmea Reprodutora; M indica indivíduo do sexo masculino; F indica indivíduo do sexo feminino. Com relação a idade: AD indica indivíduos Adultos; SA indica indivíduos Subadultos; JU indica indivíduos Juvenis; IN indica indivíduos Infantis.....	87
Tabela 7. Valor do fator de suavização h utilizado nos cálculos de área de uso através do estimador Kernel para os grupos de MLDs da Fazenda Boa Esperança.	89
Tabela 8. Mudanças na composição dos grupos estudados na Fazenda Boa Esperança ao longo do estudo.....	91
Tabela 9. Áreas de uso dos grupos de da Fazenda Boa Esperança.....	92

Tabela 10. Sobreposição entre as áreas dos grupos, usando a Área do Kernel (AK) e o Volume da Distribuição de Utilização (VDU), para as áreas de uso sazonal e total dos grupos..... 94

RESUMO GERAL

Um dos grandes desafios para a conservação do mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*, Linnaeus, 1766) é o isolamento das pequenas populações em remanescentes florestais de diferentes proporções espaciais, qualidade e proteção dos mesmos. Uma estratégia conservacionista aplicada para os MLDs foi à implementação de corredores ecológicos nas suas áreas de ocorrência. Os MLDs ainda sofrem a pressão de uma espécie invasora e híbrida, os saguis (*Callithrix* spp.). É de grande importância avaliar os movimentos entre as populações de MLDs que residem em paisagens fragmentadas, pois assim entendemos como o isolamento tende à vulnerabilidade e à extinção local. Foi realizado um estudo que testou duas diferentes metodologias de radiotelemetria para avaliar se o corredor ecológico tem sido utilizado por diferentes grupos de MLDs e saguis. A primeira etapa avaliou um novo sistema de radiotelemetria digital automatizado que pode vir a contribuir para o monitoramento dos MLDs e saguis invasores em áreas fragmentadas. A segunda etapa avaliou a área de uso de diferentes grupos de MLDs em uma paisagem fragmentada e conectada por um corredor ecológico.

Palavras-chave: micos-leões-dourados; radiotelemetria; corredores ecológicos; área de uso; Mata Atlântica.

ABSTRACT

A major challenge for the conservation of the golden lion tamarin (*Leontopithecus rosalia*, Linnaeus, 1766) is the isolation of small populations in forest fragments of different spatial proportions, quality and protection of them. A conservation strategy applied to the golden lion tamarins was the implementation of ecological corridors in their areas of occurrence. Golden lion tamarins are still suffering from the pressure of an invasive marmosets and their hybrid, (*Callithrix* spp.). It is of great importance to assess the movements between populations of golden lion tamarins living in fragmented landscapes, as well as understand the isolation tends to vulnerability and local extinction. This study tested two different methods of radio telemetry to assess whether the ecological corridor has been used by different groups of golden lion tamarins and invasive marmosets was conducted. The first step evaluated a new automated digital radio telemetry system that can potentially contribute to the monitoring of golden lion tamarins and invasive marmosets in fragmented areas. The second step assessed the area of use of different groups of golden lion tamarins in a fragmented landscape and connected by an ecological corridor.

Key words: golden lion tamarins; radio telemetry; ecological corridors.

CAPÍTULO 1: INTRODUÇÃO GERAL

1.1 MOVIMENTAÇÃO ANIMAL EM ÁREAS FRAGMENTADAS

A fragmentação de habitats florestais ocorre quando áreas com vegetações naturais sofrem alterações antrópicas ou naturais, onde o habitat inicialmente contínuo é modificado para fragmentos com diferentes graus de isolamento. A fragmentação de origem antrópica é aquela que sofre a interferência humana, como por exemplo, desmatamento florestal, exploração agropecuária, urbanização desordenada e caça (Daily *et al.* 2001; Ramírez-Albores, 2010).

A fragmentação de origem natural pode surgir devido à fatores e processos, isolados ou combinados. A heterogeneidade natural depende de características físicas do ambiente, como a topografia e o tipo de solo, e ainda é mantida por distúrbios naturais que pode permitir a formação de ilhas com tipos específicos de vegetação em locais elevados e o tipo de solo. Os processos hidroecológicos apresentam áreas temporariamente ou permanentemente alagadas, como por exemplo, o ciclo das águas no Pantanal.

O resultado da fragmentação de habitats florestais apresenta alterações que afetam diretamente distribuições geográficas, padrões demográficos de várias espécies, perda de biodiversidade, isolamento de populações, mudanças nos padrões de migração e dispersão das espécies e extinções locais (Laurance, *et al.*, 2002; Morera *et al.*, 2008; Metzger, 1999, 2010). O isolamento de habitats que anteriormente eram áreas contínuas apresenta um maior efeito de borda e um aumento na vulnerabilidade e permeabilidade dos habitats tendo como consequências negativas desertificação e incremento da erosão do solo, vulnerabilidade as alterações climáticas e/ou extinção de espécies (Wegener, 2001, Pereira *et al.*, 2007).

A redução do habitat interfere na disponibilidade de recursos alimentares tanto de espécies vegetais como animais; na qualidade do habitat que elas se encontram, pois a mesma é determinada pela estrutura da vegetação, riqueza de habitat, grau de isolamento e natureza do entorno dos fragmentos; nas relações inter e intraespecíficas e interferências antrópicas; no fluxo gênico que pode reduzir ou dizimar a espécie (Fernandez, 1997; Pires *et al.*, 2006; Coelho,

2009); no tamanho da sua área de uso uma vez que a espécie não é capaz de aumentar sua área de uso para fora dos limites da floresta; e na sua movimentação (Bicca-Marques, 2003; Van Dyck e Baguette, 2005; Gilbert-Norton *et al.*, 2010).

Barreiras na paisagem como matriz alteram a dinâmica populacional das espécies que ali sobrevivem, de modo que venham a limitar processos ecológicos como dispersão, movimentação e colonização (Périco *et al.*, 2005), uma vez que muitas espécies a evitam devido ao perigo de predação ou ao tipo de substrato e acabam por não atravessar essas áreas abertas (Primack e Rodrigues, 2001; Barros *et al.*, 2007).

A matriz adjacente à paisagem fragmentada é composta pelos habitats que circundam os remanescentes de floresta nativa e possuem grande importância na dispersão de indivíduos e é determinante na movimentação de espécies entre os fragmentos, uma vez que ela é a conexão das populações dos fragmentos (Antongiovanni e Metzger, 2005). Três vantagens são apresentadas por Laurance (1994) para espécies que são tolerantes a matriz: a dispersão entre florestas contínuas e/ou fragmentos; capacidade de recolonização de fragmentos após extinções locais (Thomas e Hanski, 1997); e tendência a serem espécies generalistas permitindo explorar mudanças ecológicas nos fragmentos, como o efeito de borda.

Outra consequência negativa do isolamento de habitats são as espécies invasoras que podem ser introduzidas de maneira intencional ou não. Quando as espécies invasoras encontram boas condições de estabelecimento, conseguem se reproduzir e não encontram predadores naturais no local, elas podem se tornar mais eficientes que as espécies nativas no uso dos recursos.

As espécies invasoras causam impactos ao ambiente, uma vez que transformam a estrutura e a composição dos ecossistemas, homogeneízam os ambientes, podem levar ao declínio ou extinção de espécies nativas, podem acarretar prejuízos em colheitas, degradação de florestas e destroem características específicas da biodiversidade local, modificando assim os ciclos ecológicos do ambiente. Essas espécies ainda podem disseminar doenças e pragas, comprometendo a sanidade ambiental local com introdução de novas doenças em ecossistemas naturais (Pimentel *et al.*, 2001; Leão *et al.*, 2011).

A movimentação animal é um processo de decisões onde deve resultar em uma série de deslocamentos e orientações (Grubb e Bronson, 2001; Stamps, 2001; Bélisle, 2005). A origem do movimento pode derivar de mais de uma necessidade, o animal pode se deslocar em busca de alimentos, refúgios, novas áreas de uso, busca por parceiros para fins reprodutivos, enfim, vários fatores podem motivar os animais a se movimentarem ao longo da paisagem (Bélisle, 2005). De acordo com Chetkiewicz *et al.* (2006) a área utilizada por uma espécie varia de acordo com seu gênero, suas necessidades tróficas, reprodução, tamanho, peso ou comportamento social. Diferentes fatores como forrageio, fuga de predadores, procura por parceiros sexuais, mudanças sazonais, dispersão, migração, seleção de habitat e expansão de territórios podem motivar organismos a se moverem na paisagem (Chetkiewicz *et al.*, 2006).

Awade (2009) de maneira simplista agrupou os movimentos em dois tipos: movimentos rotineiros (compõem as atividades diárias das espécies, como forrageamento e defesa territorial e ocorre o ano todo, envolvendo normalmente pequenas distâncias (Van Dyck e Baguette, 2005)) e movimentos dispersivos (constituem deslocamentos migratórios ou movimentos em busca de novos territórios, geralmente são mais longos e mais difíceis de serem detectados (Van Dyck e Baguette, 2005). A movimentação animal rotineira ou dispersiva é afetada pela conectividade entre fragmentos, mas cada tipo atua em uma escala espacial que afeta processos ligados à permanência de populações animais em áreas fragmentadas (Awade, 2009).

Os estudos sobre tipos ou modos de movimentação animal dependem de métodos bem específicos para serem estudos e normalmente são caros e exigem muito tempo para serem implementados (Bélisle, 2005; Awade, 2009). Devido às dificuldades metodológicas, diversas alternativas para a obtenção de dados sobre movimentação animal têm sido propostas para as diferentes espécies animais. As técnicas mais utilizadas para os estudos de movimentação animal são experimentos de captura e re-captura playback e técnicas de radiotelemetria. As técnicas de radiotelemetria segundo Nathan *et al.* (2008) possibilitam um melhor delineamento dos experimentos e resultam em informações mais diretas e detalhadas dos padrões de movimentação animal em paisagens fragmentadas.

É de grande importância avaliar as taxas de movimentos entre as populações que residem em paisagens fragmentadas, pois assim entendemos como o isolamento tende a vulnerabilidade à extinção local (Coelho, 2009). Conhecer a taxa de movimentação é importante para auxiliar na resposta de questões importantes ligadas a conservação como a eficiência de dispersão de sementes em paisagens fragmentadas bem como a estrutura populacional dos próprios mamíferos (Pires *et al.*, 2002; Coelho, 2009).

A Mata Atlântica brasileira atualmente é composta por apenas 11,73% de seus 16.377,472 hectares de cobertura original, em sua maioria representada por fragmentos florestais pequenos e isolados, circundados em sua maioria por pastagens, culturas agrícolas e zonas urbanas (Ribeiro *et al.*, 2009). A redução do habitat interfere nos seguintes fatores: (1) disponibilidade de recursos alimentares, tanto para espécies vegetais como animais (Anderson *et al.*, 2006; McLennan e Plumptre, 2012; Pozo-Montuy *et al.*, 2013; López-López *et al.*, 2014); (2) qualidade do habitat, pois a mesma é determinada pela estrutura da vegetação, riqueza de habitat, grau de isolamento e natureza do entorno dos fragmentos (Szacki, 1999; Diffendorfer *et al.*, 1995; Schmidlin, 2004; McLennan e Plumptre, 2012; Pozo-Montuy *et al.*, 2013, Barr, 2016; Luo *et al.*, 2016); (3) relações inter e intraespecíficas e interferências antrópicas (Ries e Debinski, 2001; Schmidlin, 2004; Coelho, 2009; McLennan e Plumptre, 2012); (4) fluxo gênico, que pode reduzir ou dizimar a espécie (Fernandez, 1997; Aars e Ims, 1999; Goossens *et al.*, 2006; Pires *et al.*, 2006; Coelho, 2009; Waits *et al.*, 2016); (5) tamanho da sua área de uso, uma vez que a espécie não é capaz de aumentar sua área de uso para fora dos limites do habitat (Zhang e Usher, 1991; Ries e Debinski, 2001; Shadbolt e Ragai, 2010; LaPoint *et al.*, 2013); e (6) movimentação (Bicca-Marques, 2003; Selonen e Hanski, 2003; Van Dyck e Baguette, 2005; Gillies e St. Clair, 2008; Asari *et al.*, 2010; Gilbert-Norton *et al.*, 2010; Vargas-Salinas e López-Aranda, 2012; Augustsson, 2016; Blazquez-Cabrera *et al.*, 2016; Mäkeläinen *et al.*, 2016). Essas alterações afetam os ecossistemas, a conectividade e os processos ecológicos, resultando em degradação funcional e estrutural, e em extinção de espécies (Harris, 1984; Collinge, 1996; Metzger, 1999; Botequilha e Ahern, 2002).

No Estado do Rio de Janeiro a Mata Atlântica apresenta apenas 30,7% de sua cobertura original (Fundação SOS Mata Atlântica, 2015). A Bacia do Rio

São João está inserida na Mata Atlântica do Estado do Rio de Janeiro e localiza-se na planície litorânea da região centro-norte. A Bacia abrange oito municípios e uma área de 211.740 hectares, sendo que 150.700 hectares passaram a ser protegidas a partir de 2002 com a criação da Área de Proteção Ambiental da Bacia do Rio São João e é considerada área prioritária para a conservação da Mata Atlântica (Ruiz-Miranda *et al.*, 2008).

1.2 CORREDORES ECOLÓGICOS

A conectividade de uma paisagem é definida como a capacidade de facilitar o fluxo biológico entre seus elementos, ou seja, conforme a paisagem facilita ou dificulta o movimento de organismos entre manchas de habitat, ela torna-se mais permeável (Taylor *et al.*, 1993; Rocha *et al.*, 2006), o que é importante para a sobrevivência da população e dinâmica populacional. A capacidade de dispersar é um fator que pode determinar a probabilidade de sobrevivência de espécies que vivem em populações isoladas (Brooker *et al.*, 1999). Espera-se que a conectividade resulte em ganho demográfico (incremento no número de indivíduos) e genético (acréscimo na variabilidade genética da população) (Coelho, 2009).

A conectividade pode ser mensurada de duas formas: a estrutural e a funcional. A conectividade estrutural corresponde à conexão física entre as manchas, enquanto que a conectividade funcional está relacionada com as características biológicas que interferem na movimentação das espécies na paisagem (Uezu *et al.*, 2005; Rocha *et al.*, 2006). A conectividade funcional é considerada facilitadora não só da movimentação, mas também da reprodução; conseqüentemente ela promove o aumento do fluxo gênico e do reestabelecimento de populações locais extintas, além de promover um aumento na diversidade de espécies em áreas isoladas (Fernandes *et al.*, 2008; Britto, 2006; Chetkiewicz *et al.*, 2006; Rocha *et al.*, 2006). As conexões podem existir naturalmente como matas ciliares, por exemplo, ou serem construídas pelo homem como corredores ecológicos e cercas-vivas.

Rocha *et al.* (2006) aborda sobre a conectividade estrutural, que remete à estrutura da paisagem independente de atributos dos organismos, e a conectividade funcional que leva em consideração o comportamento do

organismo ou da população relacionado com os elementos da paisagem. Pode-se afirmar que a conectividade territorial relaciona-se na forma que um território promove ou dificulta a movimentação das espécies em uma matriz territorial.

A promoção de ligação entre componentes da paisagem, como corredores, permite uma conectividade bem como a movimentação e dispersão entre fragmentos (Harrison, 1992; Chetkiewicz *et al.*, 2006). Desde a década de 1970, os corredores ecológicos são utilizados como estratégia para conservação de ecossistemas fragmentados (Diamond, 1975; Meffe e Carroll, 1997).

Na legislação ambiental brasileira, os corredores ecológicos são evidenciados na Lei Federal N° 9.985/2000, que estabeleceu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), em cujo artigo 2.º se define corredores ecológicos: “porções de ecossistemas naturais ou seminaturais, ligando unidades de conservação, que possibilitam entre elas o fluxo de genes e o movimento da biota, facilitando a dispersão de espécies e a recolonização de áreas degradadas, bem como a manutenção de populações que demandam, para sua sobrevivência, áreas com extensão maior do que aquela das unidades individuais”.

Não existe uma nomenclatura específica para definir os corredores, eles são comumente chamados de corredores ecológicos, florestais, de biodiversidade. Seoane *et al.* (2010) cita que existem diferentes definições e classificações sobre corredores ecológicos, mas que é possível agrupar em duas categorias: estruturais (ressalta a linearidade da forma do corredor e sua distinção fisionômica em relação a matriz); e funcionais (os elementos na paisagem e a suposta facilitação que ele proporciona ao movimento de espécies). Arruda (2004) cita que os corredores ecológicos são porções de ecossistemas naturais ou seminaturais existentes entre remanescentes de vegetação, capazes de propiciar habitat ou possibilitar o fluxo da biota entre áreas, mantendo ou restabelecendo a conectividade em uma paisagem.

Pode-se afirmar que os corredores ecológicos são faixas de vegetação ou até mesmo de habitat nativo que interligam fragmentos isolados. São considerados como facilitadores da movimentação entre fragmentos, reprodução e dispersão e conseqüentemente são promotores do aumento do fluxo gênico e do reestabelecimento de populações locais extintas, além de

promover um aumento na diversidade de espécies nessas áreas isoladas (Fernandes *et.al.*, 2008; Britto, 2006; Chetkiewicz *et al.*, 2006; Rocha *et al.*, 2006).

A principal função do corredor é servir de canal para que os organismos se desloquem de um local para outro através dele, porém se o corredor propiciar ambiente adequado para a sobrevivência e reprodução desses organismos, ele passa a servir de habitat também (Rocha *et al.*, 2006; Bueno, 2004). Comunidades ripárias são habitats naturais que ocorrem de maneira linear e ocasionalmente são chamadas de corredores, existem ainda construções humanas que acabam funcionando como corredores, como por exemplo, cercas vivas e quebra-ventos.

Corredores ecológicos visam alcançar a conectividade e, portanto contribuir para que as espécies aumentem sua habilidade de movimentação entre manchas de habitat. Ressalta-se que a facilitação da movimentação de determinada espécie através de corredores ecológicos pode fazer com que outra espécie sofra efeitos negativos, no caso da relação predador-presa (Weldon, 2006).

Alguns efeitos negativos podem estar associados aos corredores ecológicos como efeitos de borda, deriva da comunidade, facilitação de movimento de espécies invasoras, impactos demográficos, transmissão de doenças, aumento da depressão exogâmica, aumento a exposição a predadores e caçadores, impactos genéticos e os impactos econômicos gerados pela implantação dos corredores (Hilty *et al.*, 2006; Rocha *et al.*, 2006), mas uma das maiores incertezas na construção de um corredor é precisar se o mesmo será utilizado pelos animais para que o mesmo foi proposto. Importante que se tome cuidado na escolha do local para a implementação do corredor, para que o mesmo não sofra com a influência de fonte-dreno. A dinâmica de fonte-dreno é aquela que o habitat fonte possui boa qualidade ambiental e produz um excesso demográfico para determinada espécie. Habitats dreno são pobres e têm um déficit demográfico. As populações que habitam os habitats dreno podem não persistir sem migração vinda dos habitats fonte.

Os corredores pretendem influenciar positivamente na taxa de movimentação entre ele. Lembrando que apenas evidências de movimentação

ou residência ao longo do corredor, pouco esclarece se o corredor está realmente facilitando a movimentação entre fragmentos (Vuren, 1998). Mesmo com os efeitos negativos, podemos afirmar que os corredores ecológicos cumprem o seu papel que é a conexão entre fragmentos e, portanto representam uma ferramenta útil para a conservação.

Uma maneira de se medir a eficiência dos corredores como método de conectividade é através da observação de como este corredor é usado e também por parâmetros demográficos como taxa de imigração e ocupação de áreas, mas estas variáveis não conseguem medir diretamente reprodução ou fluxo genético (Beier e Noss, 1998; Coelho, 2009).

Pardini *et al.* (2005) considera que corredores ecológicos são uma estratégia clara e atingível para a gestão de paisagens fragmentadas. Nas últimas décadas é possível encontrar um número considerável de estudos que testam a eficácia dos corredores (Simberloff e Cox, 1987; Beier e Noss, 1998; Sieving *et al.*, 2000; Berggren *et al.*, 2002; Dzialak *et al.*, 2005; Castellón e Sieving, 2006; Dixon *et al.* 2006; Gilbert-Norton *et al.*, 2010), o aumento do movimento de indivíduos (Lima e Gascon, 1999; Berggren *et al.*, 2002; Dzialak *et al.*, 2005; Uezu *et al.*, 2005; Carlos, 2006; Gillies e St. Clair, 2008; Haddad, 2008; Awade, 2009; Coelho, 2009), o fluxo gênico (Simberloff e Cox, 1987; Mickelberg, 2011).

Para primatas, o número de estudos relacionados aos corredores ecológicos ainda é muito baixo, sendo encontrados apenas 22 estudos que abordem esse tema (Estrada e Coates-Estrada, 1996; McCann *et al.*, 2003; Goossens *et al.*, 2006; Lehman *et al.*, 2006 a,b; Aguiar *et al.*, 2007; Nasi *et al.*, 2007; Benites e Mamede, 2008; Coelho, 2009; Peng-Fei *et al.*, 2009; Boyle e Smith, 2010; Muñoz e Camacho, 2010; Razakamaharavo *et al.*, 2010; Sáenz-Jiménez, 2010; Ravaloharimanitra *et al.*, 2011; McLennan e Plumptre, 2012; Olson *et al.*, 2012; Bracebridge *et al.*, 2013, Tesfaye *et al.*, 2013; Schäffler e Kappeler, 2014; Luo *et al.*, 2016).

1.3 MICO-LEÃO-DOURADO

Um dos principais fatores responsáveis pela constante ameaça à sobrevivência de primatas na natureza é a fragmentação de florestas,

lembrando que 90% das espécies de primatas ocorrem em regiões tropicais e se valem da floresta como fonte de recurso (Mittermeier, 1991) e comumente são muito utilizados em estudos de fragmentação (Peres, 1993), pois possuem importância ecológica por participarem de funções vitais no funcionamento e estrutura dos ecossistemas como dispersão de sementes, alta representatividade de biomassa animal, função na cadeia alimentar e símbolos educacionais para a conservação (Coelho, 2009). Com as populações de *Leontopithecus* a situação não é diferente, afinal a fragmentação e a degradação dos habitats naturais as afetaram significativamente (Kierulff *et al.*, 2002), bem como a caça e o comércio ilegal que contribuem para que essas espécies sofram um certo grau de ameaça de extinção (Mittermeier *et al.*, 2006).

Os micos-leões-dourados – MLDs (*Leontopithecus rosalia* – Linnaeus, 1766) ocorrem na Mata Atlântica de baixada do Estado do Rio de Janeiro, onde inicialmente a espécie ocorria em área de vegetação primária, porém devido à alta fragmentação do habitat passaram a ocorrer em área de vegetação secundária (Procópio-de-Oliveira *et al.*, 2008). É considerada uma espécie-chave na conservação e preservação da Mata Atlântica, pois além de ser endêmico, é uma espécie que atrai a atenção pública e está ameaçada de extinção (Lapenta, 2002; Procópio-de-Oliveira *et al.*, 2008).

O Mico-leão-dourado é uma espécie territorialista que vive em grupos de dois a oito indivíduos, tendo um casal reprodutivo como predominante em um sistema hierárquico e costumam dormir em ocos de árvores anteriormente abandonadas por outras espécies (Coimbra-Filho, 1969). De acordo com revisão realizada por Monteiro (2012), supõe-se que grupos maiores estejam mais protegidos de predadores devido ao aumento no número de vigilantes, diminuição do risco de predação individual e aumento no sucesso de defesa.

Os abrigos noturnos utilizados por MLDs são refúgios escolhidos baseados em vários elementos estratégicos como proteção contra predadores, parasitas, doenças e ainda proximidade dos recursos alimentares e proteção contra intempéries (Aquino e Encarnación, 1986; Anderson, 1984; Chapman *et al.* 1989, Hamilton 1982; Day e Elwood, 1999; Anderson, 2000; Hankerson *et al.*, 2007; Franklin *et al.* 2007). Também são utilizados como estratégias de defesa e rotas de fuga contra os predadores (Day e Elwood, 1999). Esses

abrigo noturno normalmente são cavidades naturais encontradas na maioria das vezes em árvores e bambus. (Dietz *et al.*, 1997; Kierulff *et al.*, 2002; Raboy *et al.*, 2004; Hankerson *et al.*, 2007). Hankerson *et al.* (2007) cita que os MLDs possuem uma variedade de abrigos noturnos, sendo que os mais utilizados são buracos nas árvores, bambu, emaranhados de cipó e bromélias, e ainda relata que todos os grupos estudados usaram uma pequena quantidade de abrigos noturnos, reusando-os com frequência.

Na maioria das vezes o uso do habitat para mico-leão-dourado se dá através de forrageio, locomoção, descanso e consumo de presas e frutos. De maneira geral os MLDs são observados indo até o chão para forragear ou atravessar áreas (Kierulff *et al.*, 2008). Em estudo realizado por Peres (1986) observou-se que os MLDs preferem brejos e florestas de morro e fizeram uso de corredores de acordo com a disponibilidade dos mesmos. Neste mesmo estudo, foram encontrados padrões diferentes de comportamento para cada habitat utilizado pela espécie. É possível considerar que fatores ecológicos e fatores sociais influenciem na maneira de utilização das áreas de uso, uma vez que os micos-leões passam a maior parte do tempo vigiando as bordas de suas áreas ou ocupam as áreas centrais das mesmas (Kierulff *et al.*, 2008).

Existe uma inversão relacionada a tamanho da área de uso e densidade populacional em micos-leões (Kierulff *et al.*, 2008). A qualidade do habitat, estrutura social, densidade populacional, requerimento energético, tamanho corporal, idade e sexo influenciam no estabelecimento da área de uso (Kierulff *et al.*, 2008; Procópio-de-Oliveira *et al.*, 2008). Na REBio Poço das Antas foram registradas as menores áreas de uso para MLDs (Procópio-de-Oliveira *et al.*, 2008).

Procópio-de-Oliveira *et al.* (2008) relata que os tamanhos dos fragmentos onde são encontrados grupos de MLDs varia de 20 até 250 hectares. Em estudo realizado por Coelho *et al.* (2008) foram encontradas diferenças no padrão de atividades entre grupos que habitam fragmentos e grupos que habitam as REBios. Os grupos que habitam fragmentos se deslocam menos do que grupos que habitam as REBios. O deslocamento pode significar monitoramento da área relacionada com disponibilidade de alimentos e patrulhamento do território. Dietz *et al.* (1997) afirma que os MLDs utilizam a maioria do seu tempo e atividades nas periferias do seu território.

Um dos grandes desafios para a conservação do mico-leão-dourado é o isolamento das pequenas populações em remanescentes florestais de diferentes proporções espaciais, qualidade e proteção dos mesmos (Kierulff & Procópio-de-Oliveira, 1996). Esse isolamento que a espécie sofre, contribui para que a mesma se torne vulnerável à extinção, pois além de sofrer com a fragmentação do habitat, sofre com a urbanização, pois a maior parte de MLDs se dá em áreas da região metropolitana do Rio de Janeiro (Procópio-de-Oliveira *et.al.*, 2008).

Fragmentos isolados contribuem para a formação de pequenas populações que ficam comprometidas pelo tamanho dos fragmentos e pela perda de variabilidade genética devido à endogamia. Portanto buscar conexões entre eles é de extrema importância para que a dispersão e o fluxo gênico dessa metapopulação não sejam afetados (Grativol *et al.*, 2008). O aumento do fluxo gênico entre populações isoladas pode contribuir para a redução da perda de diversidade genética e diminuir o risco de extinção (Mickelberg, 2011). Segundo Grativol *et al.* (2008) algumas maneiras de se conectar os fragmentos que abrigam micos-leões-dourados podem ser através de corredores florestais, *stepping stones*, recuperação de mata ciliar ao longo de corpos d'água e permeabilidade da matriz.

Mickelberg (2011) em seu estudo avaliou a movimentação de MLDs entre fragmentos e registrou 287 movimentos sendo que 237 foram de indivíduos que se moviam sozinhos. Porém a autora afirma que os dados de movimento deste estudo são limitados e que provavelmente o número de movimentos registrados tenha sido sub-representado em relação ao número de movimentos que realmente ocorreu.

Os MLDs ainda sofrem a pressão de uma espécie invasora, os *Callithrix*. As invasões biológicas também são beneficiadas pela fragmentação uma vez que com a perturbação do equilíbrio ecológico, as mesmas agravam os efeitos da fragmentação através da competição, predação e introdução de doenças nas espécies nativas (Vieira *et al.*, 2003). Os saguis encontrados na região de ocorrência do mico-leão-dourado são das espécies *Callithrix jacchus* (Linnaeus, 1758), *Callithrix penicillata* (E. Geoffroy, 1812) e seus híbridos, que são reconhecidos através de diferenças nos padrões de disposição e coloração dos pelos da face e dos tufo de pelos nas orelhas desses animais (Ruiz-

Miranda *et al.*, 2011). Os saguis possuem características que os tornam potenciais invasores, como os hábitos alimentares generalistas, a alta taxa reprodutiva e boa condição física (Rylands e Faria, 1993; Ruiz-Miranda *et al.*, 2011). De acordo com Ruiz-Miranda *et al.* (2000), acredita-se que a introdução das espécies *C. jacchus* e *C. penicillata* no Estado do Rio de Janeiro tenha se iniciado no começo do século XX. Hoje em dia a população de saguis invasores é maior do que a de MLDs na região (Ruiz-Miranda *et al.*, 2011).

Atualmente as populações de MLDs compreendem 3.200 indivíduos vivendo em fragmentos de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro, restritas a duas Reservas Biológicas e fragmentos florestais dos mais variados tamanhos, formas, composição e grau de isolamento (AMLD, 2014). O incremento na população de MLDs propiciou que parte da meta traçada pela Associação Mico Leão Dourado fosse alcançada. A meta da AMLD é de que em 2025 seja atingida uma população de 2000 MLDs vivendo livremente em 25 mil hectares de florestas protegidas e conectadas.

Os MLDs são há anos monitorados pela equipe da AMLD utilizando a técnica de radiotelemetria convencional. A técnica de radiotelemetria consiste em localizar e monitorar indivíduos à distância através de ondas de rádio. (Mantovani, 2006). Um transmissor é acoplado no animal a ser estudado e este emite sinais de rádio que são captados por um receptor através de uma antena, possibilitando a localização e acompanhamento mesmo que a distância. Com isso é possível monitorar o deslocamento, padrões de atividade do indivíduo ou grupo, ecologia, área vida, utilização de habitats, interações entre espécies e sub-populações, variações sazonais (Jacob e Rudran, 2006). O animal precisa ser capturado e equipado com o transmissor, sendo que o peso do transmissor não deve ultrapassar 10% do peso do animal, para que o mesmo incomode o mínimo possível o animal (Piovizan e Andriolo, 2004). Para a localização do indivíduo com o transmissor, utiliza-se a técnica de triangulação, que se baseia em trigonometria. Dois ângulos são tomados a partir de pontos conhecidos e assim é possível estimar a localização de um terceiro ponto, que no caso é o transmissor. Os protocolos de triangulação consideram o comportamento da espécie, as características da área e a precisão exigida para o estudo. (Jacob e Rudran, 2006). A técnica de

radiotelemetria ainda pode contribuir para a indicação de áreas prioritárias para a conservação de espécies.

1.4 JUSTIFICATIVA

O contínuo monitoramento de uma espécie é de extrema relevância e possibilita um entendimento sobre diversos aspectos ecológicos e a estrutura populacional ao longo dos anos e ainda pode contribuir para a conservação da espécie. As diferentes ferramentas utilizadas para estudos de espécies animais em habitats fragmentados são a maneira mais direta para entendermos parte dos componentes da diversidade animal em um bioma ou localidade, em um determinado espaço e tempo.

As técnicas de radiotelemetria, segundo Nathan *et al.* (2008), possibilitam um melhor delineamento dos experimentos e resultam em informações mais diretas e detalhadas dos padrões de movimentação animal em paisagens fragmentadas. A radiotelemetria começou a ser utilizada em estudos com animais silvestres no final dos anos 50 e vem sendo aprimorada ao longo dos anos devido a sua capacidade de localizar e monitorar espécies (Millspaugh e Marzluff, 2001). Essa técnica permite monitorar o deslocamento, padrões de atividade do indivíduo ou grupo, ecologia, área vida, utilização de habitats, interações entre espécies e sub-populações, variações sazonais, parâmetros demográficos e padrão de distribuição espacial (Jacob e Rudran, 2006; Soisalo e Cavalcanti, 2006), além de poder contribuir para a indicação de áreas prioritárias para a conservação de espécies.

É de grande importância avaliar os movimentos entre as populações de MLDs que residem em paisagens fragmentadas, pois assim entendemos como o isolamento tende à vulnerabilidade e à extinção local. Conhecer a movimentação é importante para auxiliar na resposta de questões ligadas à conservação bem como entender a estrutura populacional das espécies (Pires *et al.*, 2002).

A Associação Mico-Leão-Dourado (AMLD) inclui em seus trabalhos de conservação da espécie esforços para aumentar a conexão entre a paisagem através de corredores ecológicos (Fernandes *et al.*, 2008). Desde 2002, a AMLD vem implementando, com corredores ecológicos, áreas de ocorrência de

populações viáveis de MLDs e conseqüentemente, beneficiando outras espécies animais. Diferentes técnicas podem nos mostrar se a implementação de ferramentas de conservação como corredores ecológicos tendem a facilitar a movimentação das espécies.

Diante do contexto exposto, realizou-se um estudo que testou duas diferentes metodologias de radiotelemetria para avaliar se o corredor ecológico tem sido utilizado por diferentes grupos de MLDs e saguis. A primeira etapa avaliou um novo sistema de radiotelemetria digital automatizado que pode vir a contribuir para o monitoramento dos MLDs e saguis invasores em áreas fragmentadas. A segunda etapa avaliou a área de uso de diferentes grupos de MLDs em uma paisagem fragmentada e conectada por um corredor ecológico.

A tese estrutura-se em cinco capítulos:

- Capítulo 1: Introdução Geral – Neste capítulo são apresentados os pontos-chaves da tese e a justificativa do estudo.
- Capítulo 2: Evaluation of an automated digital radio-telemetry system as a tool to assess corridor use by golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia* – Linnaeus, 1766) and invasive marmosets (*Callithrix* spp.) in Brazil – Avalia o desempenho de um sistema de radiotelemetria automatizado em área fragmentada.
- Capítulo 3: Área de uso de micos-leões-dourados (*Leontopithecus rosalia*, Linnaeus, 1766) em fragmentos conectados por corredor ecológico – Avalia a composição dos grupos ao longo do estudo e se o corredor ecológico faz parte da área de uso de diferentes grupos de micos-leões-dourados.
- Capítulo 4: Discussão Geral – Uma discussão sobre todos os temas abordados ao longo da tese.
- Capítulo 5: Considerações Finais – Fechamento da tese com sugestões e observações pontuais sobre o estudo.

1.5 ÁREA DE ESTUDO E HISTÓRICO DA REINTRODUÇÃO

Os estudos foram na Fazenda Boa Esperança - BE (22° 39' 23" S, 42° 26' 26" W) e no corredor Vale do Iguapé – VI (22° 31' 49" S, 42° 18' 31" W), ambos localizados no município de Silva Jardim, no Estado do Rio de Janeiro, inseridos na planície litorânea da Bacia Hidrográfica do Rio São João, Rio de

Janeiro. A Fazenda Boa Esperança foi selecionada para a realização do presente estudo por abrigar além do corredor ecológico, uma área de pastagem de tamanho similar ao do corredor que, poderia facilitar ou dificultar a movimentação dos MLDs e saguis pela paisagem. O corredor Vale do Iguapé foi selecionado por abrigar proporcionar oferta alimentar e possuir um tamanho maior que o encontrado na Fazenda Boa Esperança.

A região do estudo encontra-se em topografia predominantemente de planície costeira composta por pequenas colinas de até 50 metros de altura. O sistema Köppen classifica o clima da região como tropical chuvoso com inverno seco. As temperaturas médias são de 23°C, sendo os meses de Novembro a Março considerados os mais chuvosos e com as mais elevadas temperaturas. As precipitações médias anuais variam em torno de 1500 a 2000 mm (Carvalho *et al.*, 2008). Os solos da região são classificados como distróficos latossolo amarelo. A vegetação é composta por fragmentos de florestas de baixada (Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas e Submontana (Veloso *et al.* 1991) e também predominantemente por áreas antropizadas como pastagens, culturas e áreas urbanas (Carvalho *et al.*, 2008).

A fazenda Boa Esperança é composta por três fragmentos, denominados BEI (9.3 ha), BEII (104 ha) e Mata de Pindoba – PF (7.8 ha) (figura 1). A principal atividade desenvolvida nessa fazenda é a criação de gado. A riqueza e diversidade de espécies vegetais encontradas nessa fazenda são consideradas baixas. Essa fazenda teve muito da sua estrutura e diversidade florística perdidas ao longo dos anos devido a influência antrópica (Carvalho *et al.*, 2015). A distância entre os fragmentos BE I e BE II é de 300 metros. Entre eles está o fragmento PF, caracterizado pela predominância da palmeira de pindoba (*Attalea humilis* - Mart. Ex. Spreng.). Entre BE I e PF há uma matriz de pastagem de 100 metros e entre PF e BE II há uma matriz de pasto e um corredor florestal (105 metros de comprimento, 58 metros de largura, totalizando uma área de 0.61 ha).

No ano de 2000, um grupo de MLDs foi reintroduzido no fragmento BE II e em 2001, outro grupo foi reintroduzido no fragmento BEI. O grupo reintroduzido em BEI era considerado isolado, pois não possuía contato com nenhum grupo de MLDs desde a sua reintrodução (Coelho *et al.*, 2008). Porém, em 2005 foi observada a formação de dois novos grupos compostos por

animais que dispersaram dos fragmentos BEI e II, sendo que um grupo passou a residir na Mata de Pindoba e outro na área periférica de BEII próximo ao corredor ecológico (Coelho *et al.*, 2008). A presença de saguis invasores nessa propriedade foi detectada pela primeira vez em 1995 (Ruiz-Miranda *et al.* 2000).

O corredor ecológico da fazenda Boa Esperança foi implantado em 2002 e está em estágio de desenvolvimento avançado, porém não é isolado e dependendo da rotação das pastagens, pode haver presença de gado, uma vez que todo o corredor e os fragmentos são circundados por pasto. Inicialmente foi implementado um corredor interligando a PF e o fragmento BEI, porém não foi obtido sucesso e hoje em dia eles estão separados por uma matriz de pasto de comprimento semelhante ao corredor que interliga BEII a PF. BEI possui um pequeno vale onde a parte baixa central é alagada e é o menor fragmento utilizado no programa de reintrodução do mico-leão-dourado.

A espécie mais abundante encontrada no corredor que interliga BE II e PF é o cambará (*Gochnatia polymorpha* - (Less.) Cabrera). Uma espécie nativa da Mata Atlântica, típica de solos secos, resistente ao fogo e que não fornece frutos para alimentação dos MLDs. Essa espécie proporciona boa cobertura do dossel, serve de poleiro e florada para abelhas, além de ser uma das primeiras espécies a colonizar áreas degradadas (Lorenzi, 2002; Alvarenga Júnior, AMLD, *comunicação pessoal* - 2014). O corredor possui ainda um pequeno brejo de aproximadamente 3 metros de largura e 1.5 metros de profundidade próximo a conexão entre a Mata de Pindoba e o corredor. A conectividade nesse local para os MLDs nesse local se dá pela conectividade do dossel e também pelas cercas instaladas para separar o gado que acompanha o corredor do lado esquerdo.

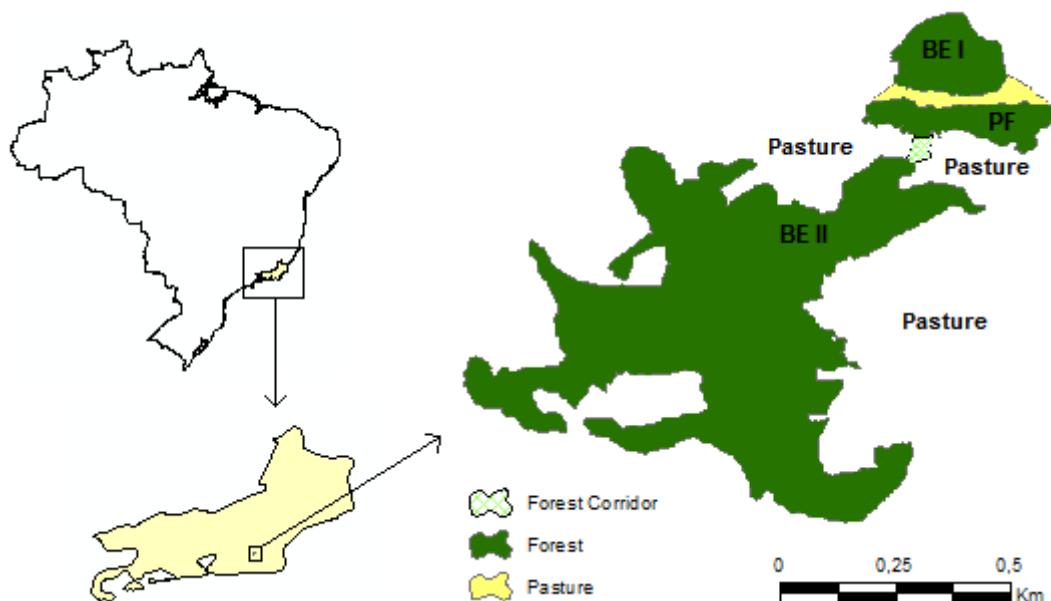


Figura 1. Área de estudo. O mapa apresenta o contorno do Brasil com a localização do Estado do Rio de Janeiro em amarelo e a localização da Fazenda Boa Esperança no Estado do Rio de Janeiro. As áreas em verdes representam os fragmentos da Fazenda Boa Esperança.

O corredor Vale do Iguapé foi plantado em 2007 e conecta a Reserva Biológica de Poço das Antas – PDA (3.155 ha) com um fragmento da Fazenda Iguapé (Frag II), propriedade particular vizinha (31.5 ha) e esse mesmo fragmento possui conexão através do dossel com um fragmento da fazenda vizinha (Frag I) (figura 2). A Reserva Biológica de Poço das Antas foi estabelecida em 1974, sendo a primeira reserva biológica do Brasil. Em PDA encontramos mais de 20 grupos sociais de MLDs e não encontramos saguis invasores. Os MLDs foram reintroduzidos em PDA e nas fazendas vizinhas entre 1987 e 1992.

O corredor VI possui área de 2.39 hectares com 530 metros de comprimento e 45 metros de largura e não é cercado e, assim como no corredor da Fazenda Boa Esperança, dependendo da rotação de pastagens, o gado pode estar presente, uma vez que todo o corredor é circundado por pasto. Esse corredor foi plantado com 2.381 mudas de 18 espécies de árvores nativas da Mata Atlântica. As espécies mais abundantes de árvores incluem Maricá (*Mimosa bimucronata*- De Candolle, Otto Kuntze); Tarumã (*Citharexylum myrianthum* - Cham.); Ingá (*Inga laurina* - Sw. Willd); e Aroeirinha (*Schinus terebinthifolius* - Raddi) (Alvarenga Jr., AMLD, *comunicação pessoal*, 2014). O

ingá é uma das espécies presentes nesse corredor que fornece frutos para os MLDs.

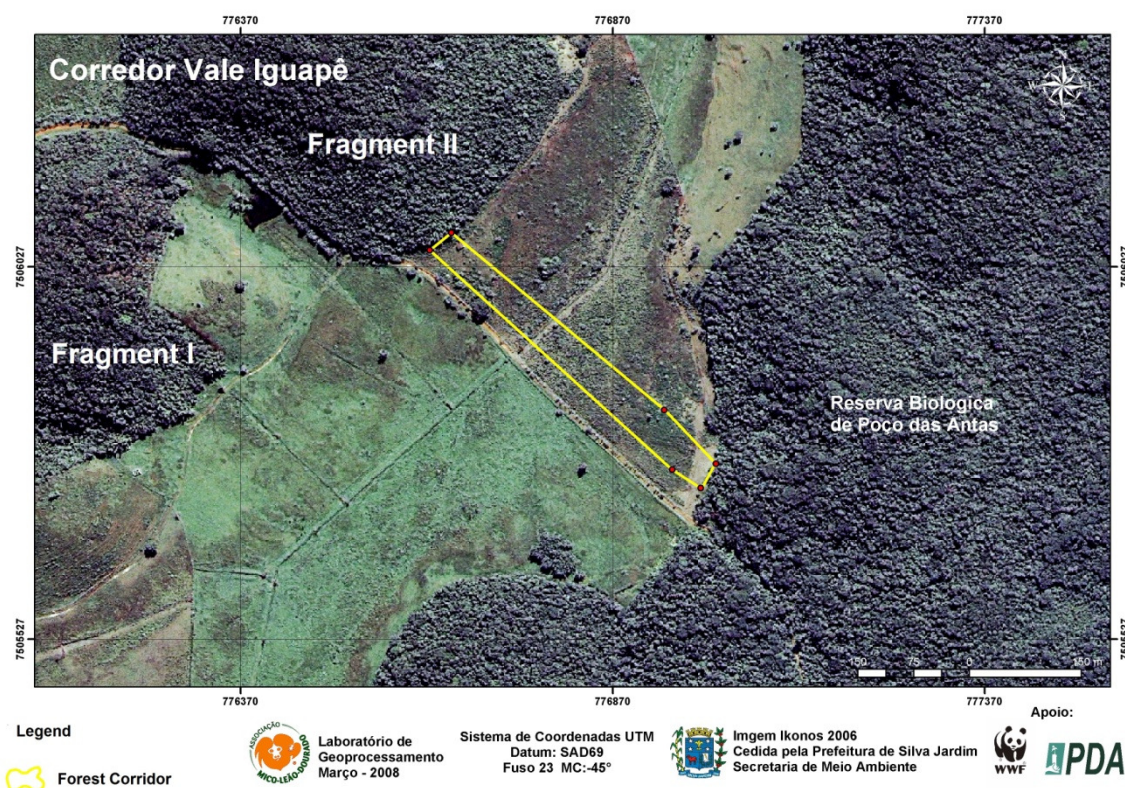


Figura 2. Área de estudo. Localização do Corredor Vale do Iguapé no município de Silva Jardim no Estado do Rio de Janeiro. As áreas em verdes representam os fragmentos conectados pelo corredor Vale do Iguapé.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aars, J., and R. A. Ims. 1999. The effect of habitat corridors on rates of transfer and interbreeding between vole demes. **Ecology** 80:1648–1655.

Aguiar, L.; Ludwig, G.; Svoboda, W.K.; Hilst, C.L.S.; Navarro, I.T.; Passos, F.C. Occurrence, local extinction and conservation of Primates in the corridor of the Upper Paraná River, with notes on other mammals. **Revista Brasileira de Zoologia** 24 (4): 898–906, dezembro 2007

Anderson JR. Sleep-related behavioural adaptations in free-ranging anthropoid primates. **Sleep Med Rev** 4: 355–373. 2000.

Anderson, J.; Rowcliffe, J.M.; Cowlishaw, G. 2007. ¿Las Carreteras Pueden Restringir El Movimiento De Pequeños Mamíferos En Bosques Andinos De Colombia? Estudio De Caso En El Bosque De Yotoco, Valle Del Cauca. **Biological Conservation** 135. Pages 212–222.

Anderson, J.R. Ethology and ecology of sleep in monkeys and apes. **Adv. Study Behav.** 14, 156-299. 1984.

Antongiovanni, A., Metzger, J. 2005. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation** 122, pp. 441-451.

Aquino, R.; Encarnacion, F. Characteristics and use of sleeping sites in Aotus (Cebidae, Primates) in the Amazon lowlands of Peru. **Am. J. Primatol.** 11, 319-331. 1986.

Arruda, M.B. 2004. Corredores Ecológicos no Brasil, Gestão Integrada de Ecossistemas. *In: Corredores Ecológicos no Brasil, Uma abordagem integradora de Ecossistemas no Brasil.* IBAMA, MMA, p. 11-46.

Asari, Y.; Johnson, C.N.; Parsons, M.; Larson, J. 2010. Gap-crossing in fragmented habitats by mahogany gliders (*Petaurus gracilis*). Do they cross roads and powerline corridors? **Australian Mammalogy**, 32, (1) pp. 10-15.

Associação Mico-Leão-Dourado. 2014. **Relatório Anual.** Silva Jardim, RJ.

Augustsson, E. 2016. **Activity patterns of large carnivores in a fenced conservation area in Laikipia District, Kenya.** Dissertação de Mestrado. Swedish University of Agricultural Sciences. 34p.

Awade, M. 2009. **Padrões de movimentação de uma espécie de ave em paisagens fragmentadas e seus efeitos para a conectividade funcional:**

uma abordagem hierárquica. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Ecologia, p. 117.

Barr, S. 2016. **Conservation Efforts for Pied Tamarins (*Saguinus bicolor*) - Evaluating Ecological Corridors for Restoring the Forest Fragments of Urban Manaus, Brazil.** Dissertação de Mestrado. Department of Biology, Lund University, Sweden. 52p.

Barros, C., Bueno, C. 2007. Breve caracterização do efeito de borda no Parque Natural Municipal de Marapendi, Rio de Janeiro. **Anais do VII Congresso de Ecologia do Brasil**, (pp. 1-2). Caxambu.

Beier, P.; Noss, R.F. 1998. Do habitat corridors provide connectivity? **Conservation Biology** 12(6):1241 - 1252.

Bélisle, M. 2005. Measuring landscape connectivity: The challenge of behavioral landscape ecology. **Ecology** 86(8):1988-1995.

Benites, M.; Mamede, S.B. Mamíferos e Aves como Instrumentos de Educação e Conservação Ambiental em Corredores de Biodiversidade do Cerrado, Brasil. **Mastozoología Neotropical**, 15(2):261-271, Mendoza, 2008.

Bennett, A. F. 1990. **Habitat corridors: their role in wildlife management and conservation.** Department of Conservation and Environment, Melbourne, Australia

Berggren, A.; Birath, B.; Kindvall, O. 2002. Effect of corridors and habitat edges on dispersal behavior, movement rates, and movement angles in Roesel's Bush-Cricket (*Metrioptera roeseli*) **Conservation Biology**, Vol. 16, Issue 6, pages 1562-1569.

Bicca-Marques, J.C. 2003. **How do Howler Monkeys cope with habitat fragmentation?**, p. 283-303. In: L.K. Marsh (Ed.). **Primates in fragments:**

Ecology and Conservation. New York, Kluwer Academic, Plenum Publishers, 428p.

Blazquez-Cabrera, S.; Gastón, A.; Beier, P.; Garrote, G ; Simón, M.A.; Saura, S. 2016. Influence of separating home range and dispersal movements on characterizing corridors and effective distances. **Landscape Ecology**.

Botequilha, A.; Ahern, J. 2002. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. **Landscape and Urban Planning** 59 65-93.

Boyle, S.A.; Smith, A.T. Behavioral modifications in northern bearded saki monkeys (*Chiropotes satanas chiropotes*) in forest fragments of central Amazonia. **Primates** 1:43–51. 2010.

Bracebridge, C.E.; Davenport, T.R.B.; Mbofu; V.F.; Marsden, S.J. Is There a Role for Human-Dominated Landscapes in the Long-Term Conservation Management of the Critically Endangered Kipunji (*Rungwecebus kipunji*)? **International Journal of Primatology** 34:1122–1136. 2013.

Britto, F. 2006. **Corredores ecológicos: uma estratégia integradora na gestão de ecossistemas.** Florianópolis, Ed. da UFSC. 273p.

Brooker, L., M. Brooker, P. Cale. 1999. Animal dispersal in fragmented habitat: measuring habitat connectivity, corridor use, and dispersal mortality. **Conservation Ecology**.

Bueno, C. 2004. **Bases Conceituais de Corredores Ecológicos e Proposta Metodológica: Evoluções na Conservação de Biodiversidade.** Rio de Janeiro: UFRJ/Programa de Pós-Graduação em Geografia, 38p.

Carlos, H. S. A. 2006. **Uso de corredores florestais e matriz de pasto por pequenos mamíferos em Mata Atlântica Belo Horizonte.** Dissertação

apresentada ao Programa de Pós Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre da Universidade Federal de Minas Gerais.

Carvalho, F.A.; Braga, J.M.A.; Nascimento, M.T. 2015. Tree structure and diversity of lowland Atlantic forest fragments: comparison of disturbed and undisturbed remnants. **Journal of Forestry Research** 27: 605.

Carvalho, F.A.; Nascimento, M.T.; Oliveira-Filho, A.T. 2008. Composição, riqueza e heterogeneidade da flora arbórea da bacia do rio São João, RJ, Brasil. **Acta Bot Bras** 22:929–940.

Castellón, T.D.; Sieving, K.E. 2006. An Experimental Test of Matrix Permeability and Corridor Use by an Endemic Understory Bird. **Conservation Biology** Volume 20, No. 1.

Chapman, C. A.; Chapman, L.J.; McLaughlin, R.L. Multiple central place foraging by spider monkeys travel consequences of using many sleeping sites. **Oecologia** 79, 506-511. 1989.

Chetkiewicz, C., St. Clair, C., Boyce, M. 2006. Corridors for Conservation: Integrating Pattern and Process. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics** 37, pp. 317-342.

Coelho, A. 2009. **Reintrodução do Mico-leão-dourado, *Leontopithecus rosalia*, em fragmentos: sucesso reprodutivo, interações inter-grupais em corredores e conflito social.** Tese de doutorado. Universidade Estadual do Norte Fluminense., p. 127.

Coelho, A. S., C. R. Ruiz-Miranda, B. B. Beck, A. Martins, C. R. Oliveira, V. Sabatini. 2008. **Comportamento do mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*, Linnaeus 1766) em relação à fragmentação do habitat.** Pages 58-85 *in*: Oliveira, P.P.; Grativol, A.D.; Ruiz-Miranda, C.R. (editor) Conservação do mico-leão-dourado – Enfrentando os desafios de uma paisagem fragmentada. Editora da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro - UENF,

Campos dos Goytacazes, Brazil.

Coimbra-Filho, A.F. **Mico Leão, *Leontideus rosalia* (Linnaeus, 1766): Situação atual da espécie no Brasil (Callitrichidae-Primates)**. Anais da Academia Brasileira de Ciências 41 (suppl.): 29-52. 1969.

Collinge, S. (1996). Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. **Landscape and Urban Planning**. 36, pp. 59-77.

Daily, G., Erhlich, P., Azofeifa, A. 2001. Countryside biogeography: use of human-dominated habitats by the avifauna of the southern Costa Rica. **Ecol. Appl.** 11, pp. 1-13.

Day, R.T.; Elwood, R.W. Sleeping site selection by the golden-handed tamarin *Saguinus midas midas*: The role of predation risk, proximity to feeding sites, and territorial defence. **Ethology**, 105, 1035-1051.1999.

Diamond, J. M. 1975. The island dilemma: lessons of modern biogeography studies for the design of natural reserves. **Biological Conservation**, v. 7, p. 129-146.

Dietz, J.M.; Peres, C.A.; Pinder, L. Foraging ecology and use of space in wild golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*). **American Journal of Primatology** 41: 289-305. 1997.

Diffendorfer, J., Gaines, M., Hoff, R. 1995. Habitat fragmentation and movements of three small mammals (*Sigmodon Microtus and Peromyscus*). **Ecology** 76, pp. 827-839.

Dixon, A.F. **Callitrichidae mating systems: Laboratory and field approaches to studies of monogamy and polyandry**, p. 164-175. *In*: A.R. Rylands (ed.). Marmosets and tamarins : systematics, behaviour, and ecology. Oxford University Press, Oxford, 396p. 2006.

Dzialak, M.R.; Lacki, M.J.; Larkin, J.L.; Carter, K.M.; Vorisek, S. 2005. Corridors affect dispersal initiation in reintroduced peregrine falcons. **Animal Conservation** 8, 421–430.

Estrada, A.; Coates-Estrada, R. Tropical Rain Forest Fragmentation and Wild Populations of Primates at Los Tuxtlas, Mexico. **International Journal of Primatology**, Vol. 17, No. 5, 1996.

Fernandes, R.V.; Rambaldi, D.M. e Teixeira, A.M.G. 2008. **Restauração e proteção legal da paisagem – corredores florestais e RPPNs**. In: Conservação do mico-leão-dourado - Enfrentando os desafios de uma paisagem fragmentada. Oliveira, P. P.; Grativol, A.D.; Ruiz-Miranda, C.R. (orgs.) - Campos dos Goytacazes: Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro; Centro de Biociências e Biotecnologia; Laboratório de Ciências Ambientais. 200p.: il.

Fernandez, F. 1997. Efeitos da fragmentação de ecossistemas: a situação das unidades de conservação. **Anais do Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação** (pp. 48-68). Curitiba: Universidade Federal do Paraná.

Franklin SP, Hankerson SJ, Baker AJ, Dietz JM. Golden Lion Tamarin Sleeping-Site Use and Pre-Retirement Behavior During Intense Predation. **American Journal of Primatology** 69: 325–335. 2007.

Fundação SOS Mata Atlântica. 2015. **Relatório da 11ª edição do Viva a Mata – Encontro Nacional pela Mata Atlântica**. Rio de Janeiro.

Gilbert-Norton, L., Wilson, R., Stevens, J., Beard, K. 2010. A Meta-Analytic Review of Corridor Effectiveness. **Conservation Biology** Volume 24, n. 3.

Gillies, C., St. Clair, C. 2008. Riparian corridors enhance movement of a forest specialist bird in fragmented tropical forest. **PNAS**, vol. 105, n. 50, pp. 19774-19779.

Goossens, B.; Chikhi, L.; Ancrenaz, M. *et al.* 2006. Genetic signature of anthropogenic population collapse in orang-utans. **PLoS Biol** 4:285–291.

Grativol, A.D.; Ruiz-Miranda, C.R.; de Godoy Teixeira, A.M.; Schmidt, M.A.R. 2008. Abordagem de metapopulação para a conservação dos micos-leões-dourados na paisagem fragmentada da bacia do rio São João, RJ. P. 137-159. *In*: Procópio-de-Oliveira, P.; Grativol, A.D.; Ruiz-Miranda, C.R. (eds.). **Conservação do mico-leão-dourado – Enfrentando os desafios de uma paisagem fragmentada**. 199p.

Grubb, J., T.C.; Doherty, J., P.F. 1999. On home-range gap-crossing. **The Auk** 116 (3):618-628.

Haddad, N.M. 1999. Corridor and distance effects on interpatch movements: A landscape experiment with butterflies. **Ecological Applications** 9:612–622

Hamilton, W.J. 1982. Baboon sleeping site preferences and relationships to primate grouping patterns. **Am. J. Primatol.** 3, 41-53.

Hankerson SJ, Franklin SP, Dietz JM. 2007. Tree and forest characteristics influence sleeping site choice by golden lion tamarins. **American Journal of Primatology** 69:976-988

Harris, L. 1984. The fragmented forest: island biogeographic theory and the preservation of biotic diversity. **Chicago: University Chicago Press**.

Harrison, R.L. 1992. Toward a theory of inter-refuge corridor design. **Conservation Biology**, 6: 293-295.

Hilty, J.A.; Lidicker, W.Z.; Merenlender, A.M. 2006. Corridor Ecology: the science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation. **Island Press**, 325p.

Jacob, A.A. e Rudran, R. 2006. **Radiotelemetria em estudos populacionais**. In: Métodos de estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre. Cullen Jr., L.; Rudran, R.; e Valladares-Padua, C. (orgs.) 2ª edição revisada. Curitiba, Ed. Universidade Federal do Paraná. 652p.

Kierulff, M.C.M., Raboy, B.E., Oliveira, P.P.de, Miller, K., Passos, F.C., Prado, F. Behavioral Ecology of Lion Tamarin. 2002. In:Kleiman, D.G., Rylands, A.B. (eds.) Lion Tamarins: Biology and Conservation. Washington e London: American Zoo, **Aquarium Association**. 7: 157-187.

Kierulff, M.C.M.; Procópio-de-Oliveira, P. 1996. Re-assessing the status and conservation of the Golden Lion Tamarin (*Leontopithecus rosalia*) in the wild. **Dodo**, J.Jersey Wildl. Preserv. Trust. 32: 98-115.

Kierulff, M.C.M.; Raboy, B.E.; Procópio-de-Oliveira, P.; Miller, K.; Passos, F.C.; Prado, F. 2008. **Ecologia Comportamental dos Micos-Leões**. In: Micos Leões - Biologia e Conservação. Kleiman, D.G.; Rylands, A.B. (orgs.) Smithsonian Institution Press.

Lapenta, M.J. 2002. **O Mico-Leão-Dourado (*Leontopithecus rosalia*) como dispersos de sementes na Reserva Biológica União/IBAMA, Rio das Ostras, RJ. Dissertação de Mestrado**. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Ecologia. 96 páginas.

Lapoint, S.; Gallery, P.; Wikelski, M.; Kays, R. 2013. Animal behavior, cost-based corridor models, and real corridors. **Landscape Ecol.** 28:1615–1630

Laurance, W. 1994. Rainforest fragmentation and the structure of small mammal communities in tropical queensland. **Biological Conservation** 69, pp. 23-32.

Laurance, W., Lovejoy, T., Vasconcelos, H., Bruna, E., Dirham, R., Stouffer, P., Sampaio, E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-years investigation. **Conservation Biology**, 6(3), pp. 605-618.

Leão, T. C. C., Almeida, W. R., Dechoum, M., Ziller, S. R. 2011. **Espécies Exóticas Invasoras no Nordeste do Brasil: Contextualização, Manejo e Políticas Públicas**. Recife: Capan. 99p.

Lehman, S.M.; Ratsimbazafy, J.; Rajaonson, A.; Day, S. 2006-a. Decline of *Propithecus diadema edwardsi* and *Varecia variegata variegata*(Primates: Lemuridae) in south-east Madagascar. **Oryx**, 40(1), 108–111.

Lehman, S.M.; Ratsimbazafy, J.; Rajaonson, A.; Day, S. 2006-b. Ecological Correlates to Lemur Community Structure in Southeast Madagascar. **International Journal of Primatology**, Vol. 27, No. 4.

Lima, M.G.; Gascon, C. 1999. The conservation value of linear forest remnants in Central Amazonia. **Biological Conservation**, v. 91, p. 241-247.

López-López, P.; Ripollés, C.G.; Urios, V. 2014. Food predictability determines space use of endangered vultures: implications for management of supplementary feeding. **Ecological Applications**, 24(5), pp. 938–949.

Lorenzi, H. 2002. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil**. 4 ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2002. v.1, 368 p

Luo, Z.; Yu, H.; Pu, Y.; Yang, J.; Mei, H.; Wang, D.; Zhu, Z.; Zhao, M.; Wu, H. 2016. Assessment of Habitat Fragmentation and Corridors for an

Isolated Subspecies of the Sichuan Golden Snub-Nosed Monkey, *Rhinopithecus roxellana hubeiensis*. **International Journal of Primatology**.

Mäkeläinen, S., de Knecht, H. J., Ovaskainen, O., Hanski, I. K. 2016. Home-range use patterns and movements of the Siberian flying squirrel in urban forests: Effects of habitat composition and connectivity. **Movement**

Ecology 4: 5.

Mantovani, J.E. 2006. **A radio-telemetria no estudo dos animais**. São Paulo: INPE.

McCann, C.; Williams-Guillen, K.; Koontz, F.; Espinoza, A.A.R.; Sanchez, J.C.M.; Koontz, C. 2003. Shade Coffee Plantations As Wildlife Refuge For Mantled Howler Monkeys (*Alouatta Palliata*) In Nicaragua. **Primates in Fragments: Ecology and Conservation**.

McLennan, M. R.; Plumptre, A. J. 2012. Protected apes, unprotected forest: Composition, structure and diversity of riverine forest fragments and their conservation value in Uganda. **Tropical Conservation**. Science, 5,79–103.

Meffe G.K.; Carroll, C.R. 1994. **Principles of conservation biology**. Sinauer Associates, Sunderland, MA. 600pp.

Metzger, J. 1999. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 71, pp. 445 -463.

Metzger, J. 2010. O Código Florestal tem base científica? **Conservação e Natureza**, v. 8, n. 1.

Mickelberg, J.L. 2011. **Understanding and Managing Isolation in a Fragmented Population of Golden Lion Tamarins, *Leontopithecus rosalia***. Tese de doutorado. George Mason University. 186p.

Millsbaugh, J.J.; Marzluff, J.M. 2001. **Radio Tracking and Animal Populations**. San Diego: Academic. 474 pp.

Mittermeier, R. A. 1991. **Hunting and its effect on wild primate populations in Suriname**. In: J. G. Robinson and K. H. Reford. (eds) Neotropical Wildlife Use and Conservation. Chicago, IL : University of Chicago Press. p. 93-110.

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

Monteiro, J. 2012. **Risco de Predação e Comportamento Anti-Predação do Mico-Leão-da-Cara-Dourada, *Leontopithecus chrysomelas* (Kuhl, 1820) (Primates, Callitrichidae), em áreas de cabruca e mosaicos florestais no sudeste da Bahia** [Rio de Janeiro] 72 p.

Morera, C., Pintó, J., Romero, M. 2008. Procesos de Fragmentación Corredores Biológicos: una introducción. **Journal of Latin American Geography**, Vol. 7, No. 2, pp. 163-166.

Muñoz, A.A.; Camacho, L.M.C. 2010. Conservación Y Uso Sostenible De Los Bosques De Roble Em El Corredor De Conservación Guantiva – La Rusia – Iguaque, Departamentos De Santander Y Boyacá, Colombia. **Revista Colombia Forestal** Vol. 13 (1): 5-30.

Nasi, R.; Koponen, P.; Poulsen, J.G.; Buitenzorgy, M.; Rusmantor, W. 2007. Impact of landscape and corridor design on primates in a large-scale

industrial tropical plantation landscape. **Biodiversity and Conservation**, Volume 17, No 5, 1105–1126.

Nathan, R., Getz, W., Revilla, E., Holyoak, M., Kadmon, R., Saltz, D., Smouse, P. 2008. A movement ecology paradigm for unifying organismal movement research. **Proceeding of the National Academy of Sciences of the United States of America** 105 (49), pp. 19052-19059.

Olson, E. R., Marsh, R. A., Bovard, B. N., Randrianarimanana, H. L. L., Ravaloharimanitra, M., Ratsimbazafy, J. H., King, T. 2012. Arboreal camera trapping for the Critically Endangered greater bamboo lemur *Prolemur simus*. **Oryx** 46: 593-597.

Pardini, R.; Souza, S.M.; Braga-Neto, R.; Metzger, J.P. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. **Biological Conservation** 124 253–266.

Peng-Fei, F.; Xue-Longand, J.; Chang-Cheng, T. 2009. The Critically Endangered black crested gibbon *Nomascus concoloron* Wuliang Mountain, Yunnan, China: the role of forest types in the species' Conservation. **Oryx**, 43(2), 203–208.

Pereira, M.A.S.; Neves, N.A.G.S.; Figueiredo, D.F.C. 2007. Considerações Sobre A Fragmentação Territorial E As Redes De Corredores Ecológicos. **Geografia** - v. 16, n. 2.

Peres, C.A. 1993. Structure and spatial organization of an Amazonian terra firme forest primate community. **Journal of Tropical Ecology**, 9: 259-276.

Peres,C.A. 1986. **Golden Lion Tamarin Project II. Ranging patterns and habitat selection in golden lion tamarins, *Leontopithecus rosalia* (Linnaeus, 1766) (Callitrichidae, Primates).** *In*: M.T. de Mello (ed.), A

primatologia no Brasil -2, pp.223-33. Brasília, DF: Sociedade Brasileira de Primatologia.

Périco, E., Cemin, G., Lima, D., Rempel, C. 2005. Efeitos da fragmentação de habitats sobre comunidades animais: utilização de sistemas de informação geográfica e de métricas de paisagem para seleção de áreas adequadas a testes. **Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto** (pp. 2338-246). Goiânia: INPE.

Pimentel, D., Mcnair, S., Janecka, J., Wightman, J., Simmonds, C., O'connell, C., Wong, E., Russel, L., Zern, J., Aquino, T., Tsomondo, T. 2001. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 84:1–20.

Piovizan, U., Andriolo, A. 2004. **A vida selvagem e as ondas de rádio: Apenas uma técnica chamada telemetria**. Corumbá: Embrapa Pantanal.

Pires, A., Fernandez, F., Barros, C. 2006. Vivendo em um mundo em pedaços: efeitos da fragmentação florestal sobre comunidades e populações de animais. In: C. Rocha, H. Bergallo, M. Sluys, & M. Alves, **Biologia da Conservação: essências** (pp. 231-260). São Carlos: Editora Rima.

Pires, A., Lira, P., Fernandez, F., Schittini, G., Oliveira, L. 2002. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. **Biological Conservation** 108, pp. 229-237.

Pozo-Montuy, G.; Serio-Silva, J.C.; Chapman, C.A.; Bonilla-Sánchez, Y.M. 2013. Resource Use in a Landscape Matrix by an Arboreal Primate: Evidence of Supplementation in Black howlers (*Alouatta pigra*) **International Journal of Primatology** 34:714–731.

Primack, R., Rodrigues, E. 2001. **Biologia da conservação**. Londrina: Editora Planta.

Procópio-de-Oliveira, P.; Kierulff, M.C.M.; Lapenta, M.J. 2008. **Dieta e área de uso de micos-leões-dourados na Reserva Biológica União, RJ.** In: Procópio-de-Oliveira, P.; Grativol, A.D.; Ruiz-Miranda, C.R. (eds.). **Conservação do mico-leão-dourado – Enfrentando os desafios de uma paisagem fragmentada.** 199p. 2008.

Raboy, B.E.; Dietz, J.M. 2004. Diet, foraging and use of space in wild Golden-Headed Lion Tamarins. **American Journal of Primatology**, **63**: 1-15.

Ramírez-Albores, J. 2010. Diversidad de aves de hábitats naturales y modificados en un paisaje de la Depresión Central de Chiapas, Méxic. **Rev. Biol. Trop.** Vol. 58 (1), pp. 511-528.

Ravaloharimanitra , M.; Ratolojanahary, T.; Rafalimandimby , J.; Rajaonson , A.; Rakotonirina , L.; Rasolofoharivelo , T.; Ndriamiary. J.N.; Andriambololona , J.; Nasoavina, C.; Fanomezantsoa , P.; Rakotoarisoa, J.C.; Youssouf ; Ratsimbazafy , J.; Dolch, J.; King, T. 2011. Gathering Local Knowledge in Madagascar Results in a Major Increase in the Known Range and Number of Sites for Critically Endangered Greater Bamboo Lemurs (*Prolemur simus*) **International Journal of Primatology** 32:776–792.

Razakamaharavo, V.R.; McGuire, S.M.; Vasey, N.; Louis Jr., E.E.; Brenneman, R.A. 2010. Genetic architecture of two red ruffed lemur (*Varecia rubra*) populations of Masoala National Park. **Primates** 51:53–61.

Ribeiro, M.C.; Metzger, J.P.; Martensen, A.C.; Ponzoni, F.J.; Hirota, M.M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation** 142 141–1153

Ries, L.; Debinski, D.M. 2001. Butterfly responses to habitat edges in the highly fragmented prairies of Central Iowa. **Journal of Animal Ecology.** Vol 70, Issue 5, pages 840-852.

Rocha, C.F.D.; Bergallo, H.G.; Sluys, M.V.; Alves, M.A.S.; Jenkins, C. 2006. **Corredores Ecológicos e Conservação da Biodiversidade: Um Estudo de Caso na Mata Atlântica**. *In*: Biologia da Conservação: Essências. Carlos Frederico Duarte da Rocha, Helena de Godoy Bergallo, Maria Alice dos Santos Alves e Monique Van Sluys (organizadores). Editora Rima. p. 317-342.

Ruiz-Miranda, C. R., A. G. Affonso, A. Martins, and B. Beck. 2000. Distribuição do sagüi (*Callithrix jacchus*) nas áreas de ocorrência do mico leão dourado no Estado de Rio de Janeiro. **Neotropical Primates** 8:98-101. [In Portuguese.]

Ruiz-Miranda, C. R., De Moraes Júnior, M. M., De Paula, V. R., Grativol, A. D. & Rambaldi, D. M. 2011: Vítimas e vilões: O problema dos saguis introduzidos no Rio de Janeiro. **Ciência Hoje** 283: 44–49. http://cienciahoje.uol.com.br/revista-ch/2011/283/pdf_aberto/vitimaseviloes283.pdf

Ruiz-Miranda, C.R., Grativol, A.D., Procópio-de-Oliveira. 2008. **A espécie e sua situação na paisagem fragmentada**. *In*: Procópio-de-Oliveira, P.; Grativol, A.D.; Ruiz-Miranda, C.R. (eds.). **Conservação do mico-leão-dourado – Enfrentando os desafios de uma paisagem fragmentada**. 199p. 2008.

Rylands, A. B.; Faria, D. S., 1993, **Habitats, feeding ecology, and home range size in the genus *Callithrix***, pp. 262-272. *In*: A. B. Rylands (ed.), *Marmosets and Tamarins. Systematics, Behaviour and Ecology*. Oxford University Press, Oxford.

Rylands, A.B., Bampi, M.I., Chiarello, A.G., da Fonseca, G.A.B., Mendes, S.L., Marcelino, M. 2003. *Leontopithecus rosalia*. *In*: IUCN 2003. **2003 IUCN Red List of Threatened Species**.

Sáenz-Jiménez, F.A. 2010. Aproximación a la Fauna Asociada a los Bosques de Roble Del Corredor Guantiva – La Rusia – Iguaque (Boyacá–Santander, Colombia). **Revista Colombiana Forestal** Vol. 13 (2): 299-334.

Schäffler, L.; Kappeler, P.M. 2014. Distribution and Abundance of the World's Smallest Primate, *Microcebus berthae*, in Central Western Madagascar. **International Journal of Primatology** 35:557–572

Schmidlin, L.A.J. 2014. **Análise da disponibilidade de habitat para o mico-leão-da-carapreta (*Leontopithecus caissara* Lorini & Persson, 1990) e identificação de áreas preferenciais para o manejo da espécie por técnicas de geoprocessamento.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná. 104p.

Selonen, V.; Hanski, I. K. 2003. Movements of the flying squirrel *Pteromysolans* in corridors and in matrix habitat. – **Ecography** 26: 641– 651.

Seoane, C.E.S.; Diaz, V.S.; Santos, T.L.; Froufe, L.C.M. 2010. Corredores ecológicos como ferramenta para a desfragmentação de florestas tropicais. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 30, n. 63, p. 207-216.

Shadbolt, A., Ragai, R. 2010. Effects of habitat fragmentation on the movement patterns and dispersal ability of the brown spiny rat (*Maxomys rajah*) in the Planted Forest Zone of Sarawak, Eastern Malaysia. **Biodiversity and Conservation** volume 19 issue 2, pp. 531-541.

Sieving, K.E.; Willson, M.F.; De Santo, T.L. 2000. Defining Corridor Functions for Endemic Birds in Fragmented South-Temperate Rainforest. **Conservation Biology**, Pages 1120–1132 Volume 14, No. 4.

Simberloff, D.; Cox, J. 1987. Consequences and Costs of Conservation Corridors **Conservation Biology** Volume 1, No. 1.

Soisalo, M.K.; Cavalcanti, S.M.C. 2006. Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using camera traps and capture-recapture sampling in combination with GPS radio-telemetry. **Biological Conservation** 129(1): 487-496.

Stamps, J. 2001. Habitat selection by dispersers: integrating proximate and ultimate approaches. In J. Clobert, E. Danchin, A. Dhondt, & J. Nichols, **Dispersal** (pp. 243-260). Oxford: Oxford University Press.

Szacki, J. 1999. Spatially structured populations: how much do they match the classic metapopulation concept? **Landscape Ecology** 14, pp. 369-379.

Taylor, P.D.; Fahring, L.; Heinen, K.; Merriam, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos** 68:571-572.

Tesfaye, D.; Fashing, P.J.; Bekele, A.; Mekonnen, A.; Atickem, A. 2013. Ecological Flexibility in Boutourlini's Blue Monkeys (*Cercopithecus mitis boutourlinii*) in Jibat Forest, Ethiopia: A Comparison of Habitat Use, Ranging Behavior, and Diet in Intact and Fragmented Forest. **International Journal of Primatology** 34:615–640.

Thomas, C., Hanski, I. 1997. **Butterfly metapopulations**. San Diego: Academic Press.

Trombulak, S.C.; Frissell, C.A. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. **Conservation Biology**, v. 14, issue 1 pages 18-30.

Uezu, A.; Metzger, J.P.; Vielliard, J.M.E. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest species. **Biological Conservation** 123 507–519

Van Dyck, H., Baguette, M. 2005. Dispersal behaviour in fragmented landscapes: routine or special movements? **Basic and Applied Ecology** (6), pp. 535-545.

Vargas-Salinas, F.; López-Aranda. 2012. Could roads restraint the movement of small mammals in Andean forests of Colombia? Study case in the bosque de Yotoco, Valle del Cauca. **Boletín del Instituto de Ciencias Naturales, Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional de Colombia**, Vol.34(2), p.409

Veloso, H.P.; Rangel Filho, A.L.R.; Lima, J.C.A. 1991. **Classificação da vegetação brasileira adaptada an um sistema universal**. IBGE, Rio de Janeiro, pp 63–80.

Vieira, M., Faria, D., Fernandez, F., Ferrari, S., Freitas, S., Gaspar, D., . . . Setz, E. 2003. **Mamíferos**. Em M. P. Ambiente, Fragmentação de Ecosistemas, Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. MMA (Ministério do Meio Ambiente), Brasília. 510p

Vuren, D.V. 1998. **Mammalian Dispersal and Reserve Design**. *In*: Behavioral Ecology and Conservation Biology. Timothy M.Caro (org.). Oxford University Press, 1998. p.369-393.

Waits,L.P.; Cushman, S.A.; Spear, S.F. 2016. **Applications of landscape genetics to connectivity research in terrestrial animals**. *In*: Landscape Genetics: Concepts, Methods, Applications Balkenhol, N.; Cushman, S.A.; Storfer, A.T.; Waits, L.P. First Edition. John Wiley & Sons, Ltd. P. 199-219.

Wegener, M. 2001. New spatial planning models. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**. 3, 224-237, 2001.

Weldon, A.J. 2006. How corridors reduce Indigo Bunting nest sucess. **Conservation Biology**, v.20,n.4, p.1300-1305.

Zhang, Z., Usher, M.B., 1991. Dispersal of wood mice and bank voles in an agricultural landscape. **Acta Theriologica** 36, 239–245.

CAPÍTULO 2 - EVALUATION OF AN AUTOMATED DIGITAL RADIO-TELEMETRY SYSTEM AS A TOOL TO ASSESS CORRIDOR USE BY GOLDEN LION TAMARINS (*Leontopithecus rosalia* – Linnaeus, 1766) AND INVASIVE MARMOSETS (*Callithrix* spp.) IN BRAZIL

ABSTRACT

Habitat loss and fragmentation is one of the primary threats to global biodiversity. The Atlantic Forest of Brazil, a priority global biodiversity hotspot, has been systematically degraded and fragmented since European colonization. The golden lion tamarin (*Leontopithecus rosalia*) is an endangered callitrichid monkey endemic to coastal and lowland portions of Atlantic forest. Remaining populations are confined to a small number of reserves and private ranches in the state of Rio de Janeiro. Efforts to establish corridors to connect forest fragments occupied by golden lion tamarins have been ongoing since 1998. We evaluated the use of a locally developed digital telemetry platform to assess presence of golden lion tamarins and the invasive common marmoset (*Callithrix jacchus*) in 2 forest corridors within the Boa Esperança farm. Automated receivers obtained 2,648 detections within and near the forest corridor. However, all receivers exhibited failure at some point during the project time period, with consequent loss of sampling effort and data. The equipment showed a rate of malfunction similar to the rate of active working days. This performance rate was below the 70% suggested for reliable automated systems. The cost of an automated digital telemetry system was approximately a third of conventional telemetry. Despite the potential advantages of automated telemetry, the equipment proved limited for our study. Improving performance of locally produced digital radio telemetry equipment to a minimum of 60-70% of

deployed days would contribute studies designed to evaluate use of corridors by imperiled species of the Atlantic forest of Brazil.

KEY WORDS: Atlantic Forest, Brazil, *Callithrix jacchus*, common marmoset, corridor, digital telemetry, dispersal, golden lion tamarin, *Leontopithecus rosalia*

INTRODUCTION

Radio telemetry is one of the most useful tools for the study of wildlife movement, resource selection, survival, dispersal, and behavior (Jacob and Rudran 2006, Kays *et al.* 2011). Understanding animal movements and resource needs has been key to outline priority areas for management and conservation (Jacob and Rudran 2006, Franco *et al.* 2007, Aarts *et al.* 2008, Kays *et al.* 2015).

Traditionally, telemetry has been a field intensive technique; however, events can occur outside an animal's normal activity period (Kays *et al.* 2011). Automated radio telemetry has been developed to provide uninterrupted data collection (Kays *et al.* 2011, Ward *et al.* 2013). In many parts of the world there is a need for low-cost automated telemetry systems. For example, use of forest corridors or movement between forest patches in fragmented landscapes. Corridor projects are a common conservation tool implemented in developing tropical countries where funding is limited (Ruiz-Miranda *et al.* 2008).

The endangered golden lion tamarin (*Leontopithecus rosalia*) is a Neotropical callitrichid monkey endemic to the Atlantic forest of Brazil, a global biodiversity hotspot (Fig. 3; Myers *et al.* 2000). Originally, found in the coastal forests of Rio de Janeiro and Espírito Santo states, the golden lion tamarin range is presently reduced to remnant and scattered fragments representing approximately 2% of original forest habitat (Kleiman *et al.* 1986).

Conservation efforts for the golden lion tamarin have been continuously ongoing for >30 years and included reintroduction of captive reared individuals (Kierulff and Oliveira 1996, Kierulff *et al.* 2002), research on basic ecology and behavior (Ruiz-Miranda *et al.* 2006, Coelho *et al.* 2008, Grativol *et al.* 2008), establishment of protected areas (Kierulff and Oliveira 1994, Fernandes *et al.*

2008, Oliveira *et al.* 2008), and collaborative efforts with private landowners harboring golden lion tamarin habitat and populations (Kierulff *et al.* 2012). The golden lion tamarin is one of the few primate species in the world managed as a metapopulation (Kierulff and Rylands 2003, Ruiz-Miranda *et al.* 2010).

Translocation of golden lion tamarin individuals and groups among populations is done to address demographic issues and manage heterozygosity. The golden lion tamarin program is considered one of the most successful species restoration efforts (Kierulff *et al.* 2012).



Figure 3. Two adult golden lion tamarins. The animal on the left is wearing a VHF telemetry transmitter. The animal on the right shows a black Nyanzol dye mark that represents group membership.

The golden lion tamarin conservation project has accumulated >30 years of telemetry data used to monitor wild, translocated and reintroduced social groups, estimate group composition, movements and habitat use, and collect behavioral data (Kierulff *et al.* 2002). A current management initiative for the golden lion tamarin is enhancing demographic and habitat connectivity through the establishment of corridors connecting nearby forest fragments.

A key question is whether golden lion tamarins will use these corridors and what would be the most effective way to monitor corridor use. Further, common marmosets (*Callithrix jacchus*) native to northeastern Brazil, occur within golden lion tamarin range and may benefit from these same corridors (Ruiz-Miranda *et al.* 2000).

We report on use and field performance of an automated radio telemetry system (AXA-Bixo, Trapa-camera Company, São Paulo, Brazil) to monitor golden lion tamarins and invasive marmosets movements in a fragmented landscape of Atlantic Forest in Rio de Janeiro, Brazil. Our objectives were to evaluate performance of an automated digital telemetry system and examine cost-effectiveness of the system in comparison to conventional telemetry. An ancillary goal was to assess whether golden lion tamarins cross pastures as readily as forest strips and if the GLTs use corridor as a group or individually.

Other low-cost options such as GSM-based systems (Quaglietta *et al.* 2012), do not work in our region because of the lack of mobile phone antennas. VHF systems such as ARTS require large infrastructure and are not mobile, although they would provide accurate and reliable information (Kays *et al.* 2011). GPS based systems seem to be the most efficient systems to get data on location, movements and even physiology, but are not available yet for species requiring transmitters under 20 grams (Kays *et al.* 2015). GPS have an efficiency ranging from 60-90% in the tropics (Coelho *et al.* 2007), but their performance can drop to 20% in forested environments (Sprague *et al.* 2004). They are also, considerably more expensive.

For this study, we will answer three questions: 1) Digital telemetry contributes to the data collection of use of corridors by GLTs and invasive marmosets? 2) The possible GLTs dispersers are moving alone or in groups?; 3) Is it cheaper to use digital or conventional telemetry to monitor use of corridors by GLTs?

METHODS

STUDY AREA

The study was conducted at the Boa Esperança farm - BE (22° 39' 23" S, 42° 26' 26" W) and Vale do Iguapé corridor - VI (22° 31' 49" S, 42° 18' 31" W), located in the São João River basin, Rio de Janeiro state, southeastern coastal Brazil (Figure 1 and 2).

STUDY GROUPS

Social groups of golden lion tamarins and invasive marmosets consist of breeding adults and associated individuals (Dietz *et al.* 1994, Ruiz-Miranda *et al.* 2006). At the BE farm we observed three groups of golden lion tamarins and three groups of invasive marmosets. Two or three individuals in each group were captured and fitted with digital telemetry collars (Weight 17 grams, UHF 433.920 MHz).

Three golden lion tamarin groups were observed in the VI Corridor and one individual per group received a digital telemetry collar (Table 1). Whenever possible the breeding male in each group was radio-tagged as were potential adult dispersers. Further, there was at least one animal wearing a conventional VHF telemetry collar in each group of golden lion tamarins.

Table 1. Deployment distribution of radio transmitters by sex-age class in groups of golden lion tamarins (GLT) and invasive marmosets (IMA) studied at the Boa Esperança farm (BE) and Vale do Iguapé (VI) forests corridors, Rio de Janeiro, Brazil. Captured and fitted refers the time that the individuals were captured and fitted with digital telemetry collars.

Species and Study Area	Groups	Captured and fitted	Individuals				
			Breeding Males	Breeding Females	Males	Females	Total
GLT – BE	BEI	09/11/2013	0	1	2	0	3
		02/12/2014	1	0	0	0	1
		06/09/2014	0	0	1	0	1
GLT – BE	PB	09/16/2013	1	0	1	1	3
		02/13/2014	1	0	1	0	2
		07/22/2014	1	0	1	0	2
GLT – BE	BEII*	09/17/2013	0	0	2	1	3
		04/10/2014	0	0	0	3	3
GLT – VI	Frag I	04/01/2014	0	0	1	0	1
GLT – VI	PDA	06/09/2014	0	0	1	0	1
GLT – VI	Frag II	01/20/2014	0	0	0	1	1
IM – BE	PB	09/12/2013	0	0	2	1	3
IMA – BE	BEII	09/24/2013	0	0	0	2	2
IMA – BE	BEI	02/12/2014	0	0	2	0	2

The study was conducted from to June, 2013 to August, 2014. The field team of the Golden Lion Tamarin Association captured and handled all golden lion tamarins and invasive marmosets. Animals were captured using tomahawk traps (32" x 9" X 9") placed on a platform 1.5 m above the ground and baited with bananas. After capture, individuals were taken to a field laboratory, anesthetized with ketamine (Dosage of 0,06 mg), weighted and marked. All were marked with a tattoo in the inner right thigh and with Nyanzol® ink on the

tail and body (see Dietz *et al.* 1996). The telemetry collars did not exceed 5% of body mass (Macdonald and Amlaner 1980; Murray and Fuller, 2000). Animals were released at capture location after the effects of anesthesia had dissipated. Radio collars were exchanged every six months provided the animals could be recaptured. These procedures were evaluated and approved by Brazil's Ministry of the Environment (Permits 35931-2 and 17409-12) and followed the ethical guidelines for the use of mammals in research (Sikes *et al.*, 2011).

We tested a terrestrial radio telemetry device with digital encoding (AXA-Bixo - Trapa-câmera Company) developed in Brazil. The system included automated receivers with a single detection frequency (433.920MHz); each radio collar transmitted a digital code identified by a micro-processor in the manual or automated receiver. Manual receivers were used to verify the radio transmitters were functioning. Automated receivers recorded in non-volatile memory, so data were not lost even after depletion of the batteries.

Omni-directional antennas were used and automated receivers continuously scanned for signals and upon detection, recorded date, time, collar number and signal strength level (range 1 - 15). Automated receivers were programmed to record at 20-min intervals, had a detection range of 200 m and were housed in a weatherproof metal box with a steel cable used to fix the units to trees 2.5 m above the ground (Figure 4).



Figure 4. An automated telemetry receiver placed in a cambará tree (*Gocnathia polymorpha*) on the forest corridor of Boa Esperança farm, Rio de Janeiro, Brazil.

Three automated receivers were placed in the corridor between PF and BE II and four placed in pastures between PF and BE I (Figure 5). Receivers in the BE corridor were installed in a straight line and the same fixed at a central tree in the corridor. As the corridor is located on a site with slope, we established the following sequence for attaching the receivers: receiver number 1 on the edge of BEII fragment; receiver number 2 in the middle of the corridor; and receiver number 3 on the edge of the Pindoba forest.

Automated receivers in the pasture matrix were installed in a zigzag pattern at 150 m intervals to capture signals over the entire length of the fragments, thus, two receivers were installed in Pindoba forest edge and two receivers were installed on the edge of BEI fragment. The distribution of receivers was: receiver number 4 fixed in a nearby palm in the edge of the Pindoba forest; receiver number 5 fixed in the edge of BEI fragment; receiver number 6 fixed in the edge of the Pindoba forest; and receiver number 7 fixed in the edge of BEI fragment.

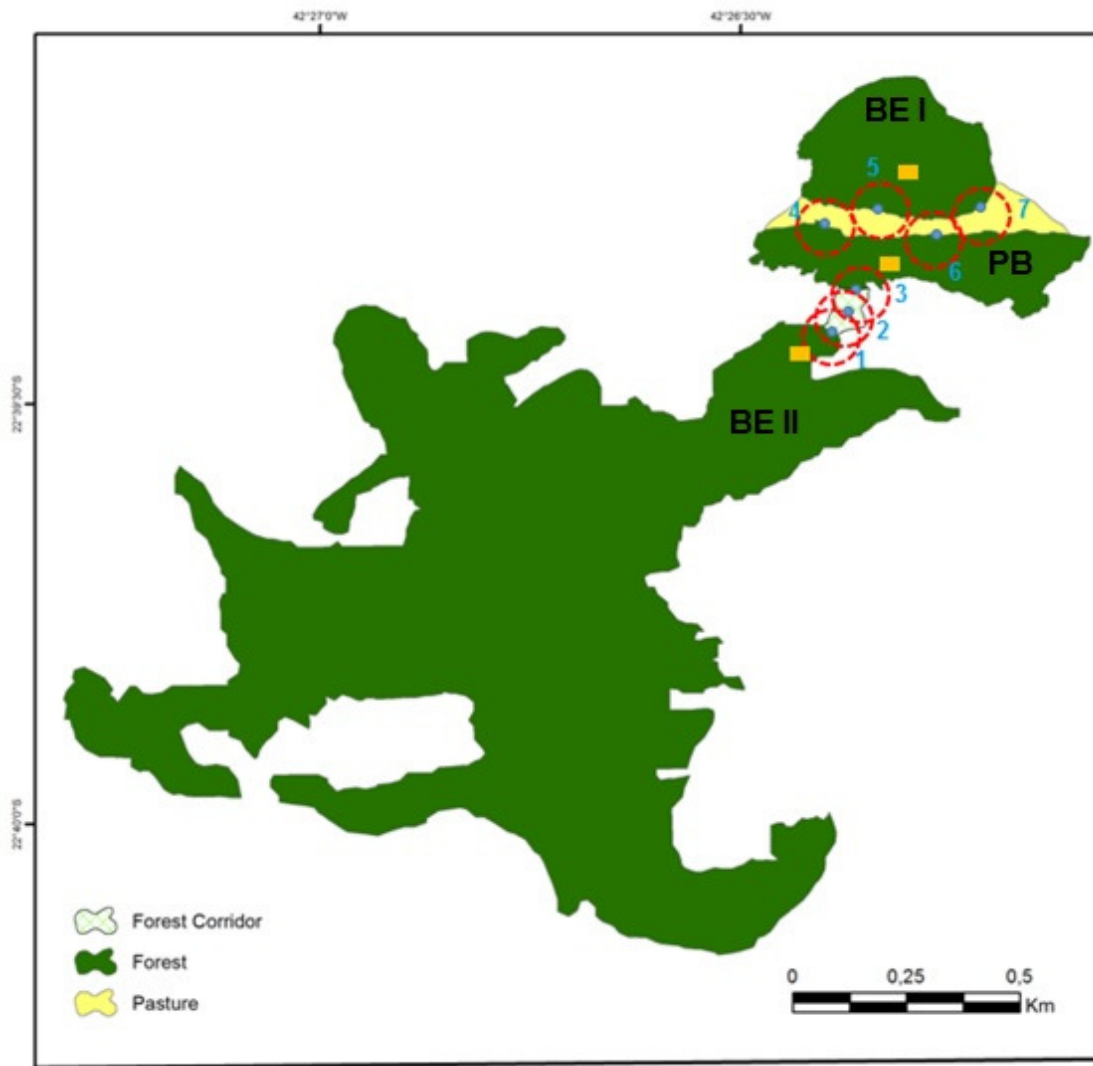


Figura 5. Satellite image contour of the Boa Esperança farm, Rio de Janeiro, Brazil showing the location of the capture platforms (orange squares), the location of the automated telemetry receivers (blue numbered circles) and detection range for each receiver (red open circles) in the corridor and pasture.

We placed two automated receivers at the VI site, one at the edge of the Poço das Antas reserve and the other near the Iguape farm fragment, with 520 meters distance between them (Figure 5). Receivers in the VI corridor were installed in a same straight line of each fragment.

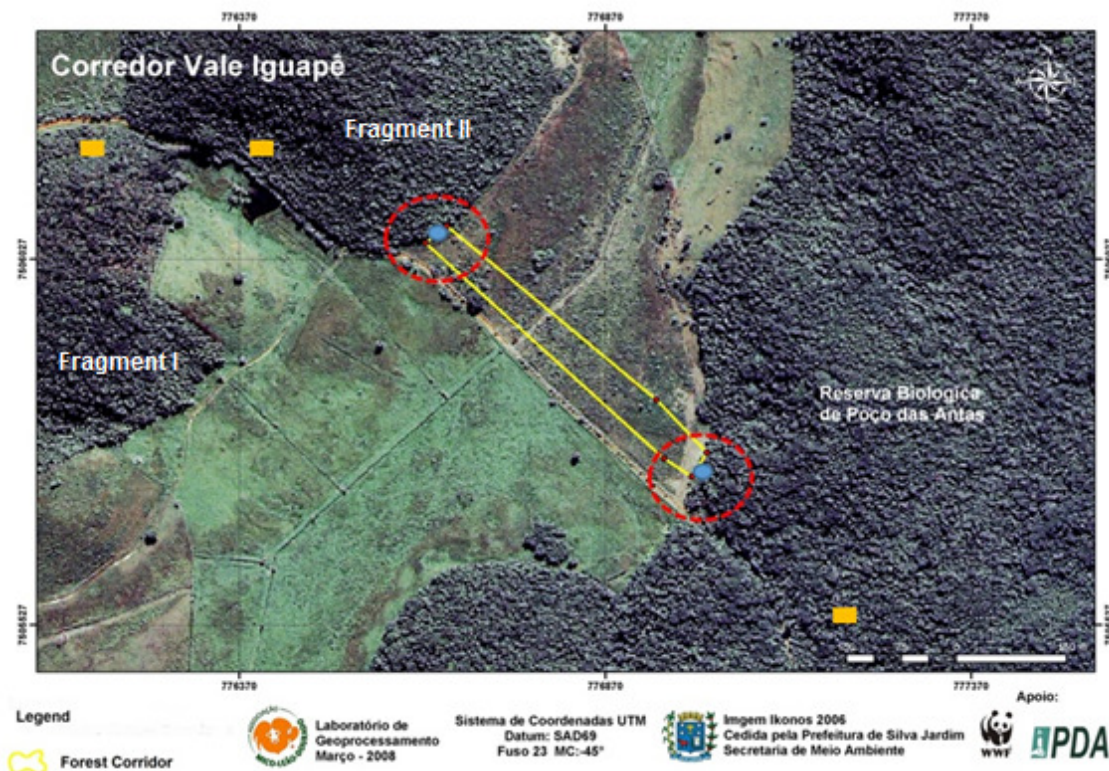


Figura 6. Satellite image showing the Location of automated telemetry receivers in the forest corridor at Vale do Iguapé corridor, Rio de Janeiro, Brazil. Blue circles = receivers, red open circles = receiver detection range, orange points = capture platforms. The yellow lines mark the lateral boundaries of the corridor.

We produced a "response map" of receivers as similar signal intensity may correspond to varying distances in different landscapes. One observer stood with the receiver while a second observer holding a transmitter walked in a straight line until the receiver recorded a signal strength of 1. This procedure was repeated at 90 and 180 degrees from the first walk, respectively. Further, we walked along the edges of forested corridors stopping every 5 m to turn on the transmitter, marked the time, and later noted the signal on the three receivers. Batteries were changed weekly and weekly data obtained downloaded.

In the BE corridor, we arranged automated receivers to detect presence of golden lion tamarins and invasive marmosets while in the corridor. Given the length of the corridor (150 m) and the range of the receivers (200 m) we assumed combining information from receivers 1 and 3 would determine presence and crossing of individuals. We had 12 receivers available for use, of these, seven were deployed in the BE farm (3 corridor, 4 pasture) and two in the VI corridor; receivers were replaced upon failure.

A possible benefit of using automated digital telemetry was a potential reduction in financial costs. We compared costs of data collection with the digital system and conventional telemetry, used by the golden lion tamarin conservation project for 30 years. We estimated the annual cost of monitoring golden lion tamarin presence in the corridors. This included costs of 4 digital telemetry receivers, radio transmitters, batteries and battery charger. We also accounted for personnel and transportation costs in U.S. dollars. These were compared to expenses incurred in conventional radio telemetry equipment, including receiver (Telonics TR4) with extra set of batteries, radio transmitters, field personnel and transportation costs.

PILOT PROJECT

We tested an automated digital telemetry system to assess use of forest corridors by GLTs. We installed three autonomous telemetry receivers in the corridor, one at each end and one in the middle of the corridor. This evaluation was developed on ecological corridor situated in the Boa Esperança Farm from November 09 to December 13, 2011. Three groups of GLTs can potentially use the corridor. Two individuals of each GLT group received telemetry collars (Table 2).

Table 2. Distribution of radio transmitters by sex class in groups of golden lion tamarins (GLT) studied in the Pilot Project at the Boa Esperança farm (BE) forest corridor, Rio de Janeiro, Brazil.

Groups	Sex	Collar
BEI	Breeding Female	11
	Breeding Male	13
PB	Breeding Male	15
	Breeding Female	9
BEII	Breeding Female	12
	Subadult Female	16

In the first week, we installed and calibrate the receivers. In the second week, we put the telemetry collars in GLTs. Over a four-week monitoring period the receivers obtained 719 detections and we calculated the frequency of

corridor use for each individual. In the receiver 1 were registered 380 detections, in the receiver 2 were 156 detections and in the receiver 3 were 183 detections. These results were affected by problems with a receiver in two non-consecutive weeks. Problems with transmitters were recorded throughout the evaluation. After minor adjustments are made the system will be suitable to conduct long-term studies.

From 719 detections, were recorded only three events of the presence of GLTs within the corridor. Seven other events were recorded with GLTs in the edge of the corridor (Table 03). According to team members AMLD field, possibly the GLT when they met in the sleeping sites should "chew" the protection of the radio and they subsequently lost in the woods and the GLT were only with the collar around her neck. For this problem does not recur during long-term study, the collars were sent to the manufacturer to strengthen the protection and thus MLD did not lose more. The receiver that had problems, also was referred for maintenance. We obtained several detections throughout the night, which leads us to believe that the sleeping sites of the group is located next to the base receiver.

Table 3. Events of the presence of GLTs in the edge of the corridor.

Day	Collar	Detections
November 24	9 and 15	Near to Receiver 3
November 25	9	Near to Receiver 3
November 26	9	Near to Receiver 3
November 27	12 and 16	Near to Receiver 1
November 30	9 and 15	Near to Receiver 3
December 02	12	Near to Receiver 1
December 03	12	Near to Receiver 1

These results allowed us to rely on the capability of the equipment and to continue a long-term study.

RESULTS

Each golden lion tamarin group at the BE farm was found in a separate forest fragment (Table 4). Group sizes at initial capture varied from 5 (BEI group) to 11 individuals (BEII group). Three golden lion tamarin groups were monitored in the VI corridor (Table 1). In total, we used 28 collars, 18 on golden lion tamarins and seven on invasive marmosets in the BE farm and 3 collars on golden lion tamarins in the VI corridor. Transmitter battery life was approximately six months. Four tamarins were recaptured on the BE farms and the collars replaced. The other six individuals were not recaptured or disappeared before recapture. One golden lion tamarin of VI corridor had lost his collar at the end of the experiment. All IM in the BE farm and other golden lion tamarins in the VI corridor were not recaptured to have collars replaced.

We tested automated receivers in corridors and pasture of the BE for 301 days and the VI corridor for 126 days. All receivers exhibited failure at some point during the project time period, with consequent loss of sampling effort and data (Table 4). Failed receivers were replaced, however, radio transmitters performed according to specifications during the 6 months of continuous transmission. Automated telemetry systems at the BE farm were deployed for a total of 1,449 days, operated for 944 days and recorded detections on 367 days. There was no receiver malfunction at the VI corridor; the system registered data during 12 days.

Table 4. Performance of automated receivers deployed in forest corridors and pasture at the Boa Esperança farm and Vale do Iguapé corridor, Rio de Janeiro, Brazil. TSE = Total sampling effort (number of days the system was deployed); Effective Sampling Effort (percentage of time deployed receivers worked); Detections= total number of signals detected by the transmitters during the study; Detection rate = number of detections divided by the days the system worked (ESE).

Receivers	TSE	ESE	Detections	Detection rate
Corridor 1 (R1)	301	47%	906	6.4
Corridor 2 (R2)	119	53%	260	4.1
Corridor 3 (R3)	245	57%	1482	10.6
Pasture 4 (R4)	84	58%	315	6.4
Pasture 5 (R5)	301	76%	1147	5.1
Pasture 6 (R6)	301	77%	923	3.7
Pasture 7 (R7)	98	93%	1022	11.2
VI (PDA)	126	100%	126	1.0
VI (Frag II)	126	100%	0	0.0

Automated receivers at the BE farm obtained a total of 6,055 detections (2,648 in the corridor, 3,407 in pasture). The highest numbers of detections were recorded by receivers Corridor 3 (1,482) and Pasture 5 (1147). Receiver malfunction resulted in equipment replacement and reduction in a number of working stations. Automated receivers were deployed at location 2 (R2) of the BE corridor (Figure 5) for 119 days and effectively sampled 63 days (Table 4). Reduced total sampling effort was due to the limited number of available receivers (12) and multiple units simultaneously in need of repair. Problems encountered with receivers included loss of battery power, false transmitter locations, false hourly records and un-interpretable information.

We detected presence of individuals in the BE forest corridor on 23 days (21 days R1-R3, 2 days R1-R2). The golden lion tamarin female of the PB Group was registered in the corridor 41 times in one day during November 2014. However, given low signal intensity from 2 of the 3 receivers, our calibration suggests the animal may have actually been outside the corridor, possibly in a nearby forest fragment. A male from the BEII group at the BE farm (Table 1) was detected in the corridor 32 times during 15-29 January 2014 by combining location data with varying intensities from receivers 1-3. Further,

detecting individuals in pasture was also not possible given automated receiver failure. The combination of receivers 5-7 yielded the greater amount of simultaneous data, totaling 18 days. For the pasture, there 66 days in which more than 2 receivers collected data on the same day: 19 days for R5-R6-R7, 49 days for either R5-R6 or R5-R7, and 7 days in which R4 collected simultaneously with R5 or R7. We did not detect crossings of the pasture. At the VI farm, the receivers provided 126 detections, all from receiver 2. All detections were of low signal intensity, indicating radio marked individuals were outside the corridor, likely within the Poço das Antas reserve.

We had two ways to infer a transmitter was in the BE corridor; either simultaneous detection by all 3 receivers or high signal intensity by receiver 2, located in the middle of the corridor (Fig. 4). If an intensity reading between 12 and 15 was obtained, we could be consider that the animal was within 15 m of the receiver, and therefore within the BE corridor. There were 26 days where a signal was detected within the corridor, and only one in the center of the corridor.

The other type of information we were interested in collecting was the ability to detect social groups versus individuals. Each collar transmits a digital code and it helps identify whether the individual is alone or in groups. It is important to observe possible dispersers. The rainy season (from October to March) was the period with greater accumulation of detections. However, this was the period when the evaluation began and thus, a time when the greater number of individuals was monitored during this initial use of the equipment and consequently, a greater number of receivers operating simultaneously.

For example, two sub-adult males from the PB group were each recorded 11 times alone along the edges of the BE corridor. Male sub-adult BEII group was observed only near R1 and male sub-adult PB group was observed on R1, R3, and R6. Female sub-adult from the PB group was detected alone in the middle of the corridor once and 40 times at the edge on R3. The adult male of the BEI group was detected near the pasture twice. There were 3 detections of multiple group members near the same receiver. On September 30, golden lion tamarins male sub-adult and female sub-adult (PB group) were detected near the edge of the corridor; On October 03, 2013, the golden lion tamarins male sub-adult, female sub-adult and male adult (PB

group) were close to a pasture receiver (R6), and on March 14, golden lion tamarins male sub-adult and male adult (PB group) were close to the corridor. BEII animals were never detected near the corridor or pasture arrangements. The marmosets were not detected close to any of the receivers from either the corridor or pasture arrangement.

We compared the costs of data collection with two different equipments: automated system and conventional telemetry (Table 5). The cost of an automated digital telemetry system was approximately a third of conventional telemetry. The greatest difference was related to the cost of hiring field personnel. As to the efficiency of detection, a simultaneously performed study using conventional telemetry to monitor the same groups of golden lion tamarin and invasive marmoset three times weekly (Screnci-Ribeiro *et al.* unpublished data), obtained eight detections within the corridor versus one via digital telemetry. We consider as a Research Assistant to team AMLD, as confidence in the quality of the researchers and the data collected by them. Further, the frequent failure of digital telemetry equipment resulted in high cost-effectiveness. One corridor detection within the corridor using conventional telemetry cost approximately US\$5,538, whereas with digital telemetry the cost was US\$13,253.

Table 5. Annual costs of asu daytomated and VHF telemetry. Transportation reflects the cost of fuel from research base to field location, once a day for 365 days. Research assistant costs are US\$100 per day for 2 assistants.

Budget category	Digital Telemetry	Digital Telemetry Amount	VHF Telemetry	VHF Telemetry Amount
Transmitters	460.00	2 units	500.00	2 units
Receivers	6.360.00	12 units	940.00	1 unit
Batteries	204.00	17 units	30.00	2 units
Transportation	510.30	378 liters	3000.00	2222 liters
Research Assistant	5,400.00	54 days	36,500.00	365 days
GPS	300.00	1 unit	300.00	1 unit
Total	US\$ 13,253.3		US\$ 40,336.6	

Based on this study, although demand more time researcher in the field, conventional telemetry was more effective and less costly to obtain data of use of corridor.

DISCUSSION

The two main objectives, to evaluate the system and assess its cost-effectiveness, were achieved; the ancillary objective was hampered by the performance of the telemetry equipment. We expected to get these simultaneous data and verify the presence and crossings along the corridor, but with only two receivers working, it was not possible to determine a crossings frequency in the corridor. Even with the limited performance of the equipment some useful information was gathered for management decisions.

The automated digital system shows promise to be useful to monitor corridor use by wildlife and could be a cost-effective method; however, it appears to be susceptible to tropical climate effects. Few studies that test automated radio tracking systems provide data on their performance in terms of sampling losses.

The equipment showed a rate of malfunction similar to the rate of active working days. This performance is lower than the reported for other telemetry technologies (Briner *et al.* 2003, Coelho *et al.* 2007, Ruth *et al.* 2010, Kays *et al.* 2011, Quaglietta *et al.* 2012) and below the 70% suggested for dependence on automation systems (Barg-Walkov and Rogers 2016). The low performance resulted in no accurate data on frequency of use of the corridor or pasture in one of the locations.

The most problematic aspect for the corridor array was that there were few days in which the receivers worked simultaneously; therefore, there was great loss of data on the exact location of the transmitter and no data on crossings or exact frequency of use. We were also not able to get an estimate of location error with triangulation of signals; this is one of the common performance measures for telemetry systems (Kay *et al.* 2015).

We assume equipment failures were caused by exposure to climate or weather because the locations closest to forest edge or otherwise highly exposed units (R2) were the most affected. Evaluation of the ARTS system in

Panama showed that malfunctioning was caused by exposure, especially to the parts of the system most exposed to elements (Kay *et al.* 2011).

The problems observed in our study were related to functioning of the logic board, working erratically, not registering data, or recording transmitters that did not exist or hours of the day that did not exist. In a few cases the failure was attributable to drained or malfunctioning batteries. These types of errors are expected on computers working in hot environments (above 27° C). We did not expect this kind of problem occurred with the equipment, since it was developed in Brazil and one of its features is support the tropical climate.

Humidity may have compromised the performance of the receivers; there was evidence of water infiltration that impaired the equipment. To remedy this problem, the manufacturer recommended removing moisture with a hairdryer before sealing the housing with plastic wrap; this was unsuccessful. Following maintenance, the housing was replaced by a plastic housing, which reduced the weight of the unit and better protected against weather. The equipment uses solar energy to recharge the batteries and must be placed in a location with direct exposure to sunlight. This resulted in the equipment being exposed to temperatures above 38° C, which may have contributed to an overheating and erroneous data collection. Another possibility is that the batteries may also have weakened and not recharged with the solar power. Other minor problems that affected the ease of use of the equipment. The metal box used to cover the receiver was quite heavy and difficult to handle and the mechanism used to download the data displayed one register at a time and needed to be transcribed to paper or computer.

Besides issues with the automated receiver units, some of the transmitters were lost, and animals had to be recaptured and radio transmitters replaced. The replacement radio collars had increased battery life; therefore, it was possible to monitor individuals longer and to recapture to exchange collars less frequently.

Given the reduced efficiency of the digital telemetry system, its viability has to be evaluated considering the information it did provide and its costs relative to the conventional VHF telemetry systems. When the receivers were functioning properly, there was a high detection rate. The detection rate was

similar among receivers, some locations showed higher rates, probably reflecting real differences in the presence of the tamarins.

The system detects all signals and intensities, and allows us to infer if the animals were together or alone, and the distance to unit. This provided some useful information for conservation management. The rainy season (from October to March) was the period with greater accumulation of detections. However, this was the period when the evaluation began and thus, a time when the greater number of individuals was monitored during this initial use of the equipment and consequently, a greater number of receivers operating simultaneously.

The increased number of detections during the rainy season may also be due to the fact that this represents the breeding season for both the GLT (Baker and Dietz, 1990; Dietz, 1994) and possibly the subadult individuals could be seeking reproductive partners. Therefore, it is important to consider seasonal ecological events that may influence the movement of animals (Nathan *et al.*, 2008; Dodge *et al.*, 2013). The dispersal is a key to ecological process in the survival of species.

We observed that tamarins, but not the marmosets, used the BE corridor; that the pasture was not crossed by groups; and that the VI corridor was not used by the tamarins. The marmosets were never detected by any of the corridor or pasture receivers during the whole year. There is evidence that the corridor was used. If the receiver in the center of the corridor (R2) detected a signal high intensity, we assumed that the animal was inside the corridor. Other high intensity signal detections indicate that individuals were either at the edges of the fragments or at the beginning of the corridor or pasture.

The presence of this individual on the edge of the fragment and the beginning of the corridor, can characterize territory defense, since there was the possibility of individuals from the PB group crossing the corridor and using the BEII territory. One kind of territory defense for the groups consists in using calls and agonistic behavior (Kierulff *et al.* 2012).

The conventional VHF telemetry study showed that the PB group had core areas of their home range in both the Pindoba and the BEII fragments (on the other side of the corridor; the BEII group had core areas on both fragments also (Screnci-Ribeiro *et al.* unpublished data). Along this study, 42 encounters

between PB and BEII groups were observed and showed us that the detection rate of the digital system severely under-estimated the use of the corridor.

There was no evidence that the tamarins or marmosets crossed the pasture, putting to question the assumption that 100 m of pasture matrix is equal to connected forest (Fernandes *et al.*, 2008). The frequency of crossing needed to achieve the population goal (gene flow) may be as low as one animal per generation (Mickelberg 2011); however, the management goal (increase in area use) requires that the fragments divided by pasture be used on a yearly basis at least. The conventional VHF telemetry study showed that the groups did not cross the pasture; there were no part of the home ranges of either BEI or PB on the fragment across the pasture (Screnci-Ribeiro *et al.*, unpublished data).

Another result that supports the idea that short distances over pastures are less permeable than forest: the corridor at the Iguapé Farm (VI), which has been there almost 10 years, was never used by the tamarins. The behavior of the golden lion tamarins nearby suggests that they do not see it as a forest connection location. The corridor still has a gap at one end (the PDA end) that results in a pasture matrix of about 40 m. Previous studies in this location have documented that dispersers do cross the pasture into the BEI fragment (Coelho 2009). It may be that in order for tamarins to cross a pasture gap there has to be enough social motivation to compensate the risks of exposure during crossing.

The evaluation of automated digital telemetry includes consideration of the information the system could provide and its performance in relation to monetary costs. One other study used this system with 2 species of opossums, and had difficulties with the equipment in the field (Cerbocini 2011). We compared this system to conventional VHF telemetry, because it is another low cost option for a movable and flexible system to be used on a short-term evaluation of use of an area. The automated digital radio telemetry tested here, significantly reduced personnel expenses because and overall costs, compared to the hand held VHF telemetry.

Conventional VHF radio telemetry, despite the higher costs, has the advantage of allowing direct visualization, the precise location of the study group and information on group composition and behavior. One disadvantage is

the difficulty of monitoring more than one group at a time; the digital system allowed us to monitor six groups simultaneously. To monitor six groups with the VHF system would increase personnel and equipment costs. However, our 30 year experience following tamarins with VHF telemetry indicates that monitoring 3 field days per week would be enough to detect usage of a corridor often enough to get an accurate estimate of its yearly use. Repositioning the digital telemetry weekly would allow monitoring of 2 corridors for the same costs to monitor one corridor with conventional telemetry. If the automated digital radio telemetry equipment undergoes remodeling, so as to increase its field performance to at least 60-70% of deployed days, it could contribute significantly to studies that aim to evaluate use of corridors versus other forms of connectivity.

Despite the potential advantages of automated telemetry, the equipment proved limited for our study. Some improvements have been made to the system tested since our study. The housing of the receivers was changed to plastic (which also reduces temperature) with better waterproofing. We still recommend an acrylic housing for waterproofing. The data download has been changed to USB or Memory card system, which reduces the chances of data loss and the time to get the data from the receivers.

Improvements notwithstanding, for this system to provide reliable information on activity in the corridor and surrounding areas it requires a receiver network for improving triangulation and for redundancy. This would increase the costs of the equipment and depending on the questions asked, it may render it less desirable than a hand held VHF tracking system.

Automated digital telemetry has the advantage of requiring less time in the field researchers. It is suggested the use of this equipment for studies related to the presence and crossings in the landscape. The conventional telemetry has the advantage of tracking animals in the wild and accuracy in the animal's location. It is suggested that this equipment is used to obtain use area data, movements, presence, behavior, activity patterns and food resource.

ACKNOWLEDGMENTS

We thank the Associação Mico Leão Dourado for logistic support and field assistance. The study received funding from Lion Tamarins of Brazil Fund, Idea Wild, Cleveland Metroparks Zoo, FAPERJ grant (APQ1 E-26/110.303/2007) to CRRM and a grant from the Brazilian Conselho Nacional de Pesquisa-CNPq (472647/2009-1) to CRRM. R. Screnci-Ribeiro was supported by scholarships from FAPERJ (101.448/2011) and CAPES (BEX - 10792/14-7). CRRM is further support by a fellowship from CNPq (309660/2013-0, 305390/2010-4 and 307577/2006-6). Any use of trade, firm, or product names is for descriptive purposes only and does not imply endorsement by the U.S. Government.

REFERENCES

- Aarts, G., M. MacKenzie, B. McConnell, M. Fedak, and J. Matthiopoulos. 2008. Estimating space-use and habitat preference from wildlife telemetry data. *Ecography* 31:140–160.
- Briner, T., J. P. Airoidi, and F. Dellsperger. 2003. A new system for automatic radiotracking of small mammals. *Journal of Mammalogy* 84(2):571-578.
- Carvalho, F. A., M. T. Nascimento, and A. T. O. Filho. 2008. Composição, riqueza e heterogeneidade da flora arbórea da bacia do rio São João, RJ, Brasil. *Acta Botânica Brasiliensis* 22:929-940. [In Portuguese.]
- Cerboncini, R.A.S., M. Passamani, and T. V. Braga. 2011. Use of space by the black-eared opossum *Didelphis aurita* in a rural area in southeastern Brazil. *Mammalia* 75:287–290.
- Cochran, W. W., D. W. Warner, J. R. Tester, and V. B. Kuechle. 1965. Automatic radio-tracking system for monitoring animal movements. *BioScience* 15(2):98-100.

- Coelho, C. M., L. F. B. de Melo, and M. A. L. Sábato. 2007. A note on the use of GPS collars to monitor wild maned wolves *Chrysocyon brachyurus* (Illiger 1815) (Mammalia, Canidae). *Applied Animal Behaviour Science* 105: 259–264.
- Coelho, A. S., C. R. Ruiz-Miranda, B. B. Beck, A. Martins, C. R. Oliveira, V. Sabatini. 2008. Comportamento do mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*, Linnaeus 1766) em relação à fragmentação do habitat. Pages 58-85 *in*: Oliveira, P.P.; Grativol, A.D.; Ruiz-Miranda, C.R. (editor) *Conservação do mico-leão-dourado – Enfrentando os desafios de uma paisagem fragmentada*. Editora da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro - UENF, Campos dos Goytacazes, Brazil. [In Portuguese.]
- Crofoot, M. C., I. C. Gilby, M. C. Wikelski, and R. W. Kays. 2008 Interaction location outweighs the competitive advantage of numerical superiority in *Cebus capucinus* intergroup contests. *Proceedings National Academy of Sciences* 105:577–581.
- Dietz, J.M., A. J. Baker, and D. Miglioretti. 1994. Seasonal variation in reproduction, juvenile growth, and adult body mass in golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*). *American Journal of Primatology* 34:115-132.
- Dietz, J.M., A. J. Baker. 1993. Polygyny and female reproductive success in golden lion tamarins, *Leontopithecus rosalia*. *Animal Behaviour* 46:1067-1078.
- Dodge, S., G. Bohrer, R. Weinzierl, S. C. Davidson, R. Kays, D. Douglas, S. Cruz, S., J. Han, D. Brandes, and M. Wikelski. 2013. The environmental-data automated track annotation (Env-DATA) system: linking animal tracks with environmental data. *Movement Ecology* 1:3.
- Fernandes, R.V., D. M. Rambaldi, A. M. G. Teixeira. 2008. Restauração e proteção legal da paisagem – corredores florestais e RPPNs. Pages 160-

179 *in*: Oliveira, P. P., A. D. Grativol, C. R. Ruiz-Miranda editors. Conservação do mico-leão-dourado – Enfrentando os desafios de uma paisagem fragmentada. Editora da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro - UENF, Campos dos Goytacazes, Brazil. [In Portuguese.]

Franco, A. M. A., J. M. Palmeirim, W. J. Sutherland. 2007. A method for comparing effectiveness of research techniques in conservation and applied ecology. *Biological Conservation* 134:96–105.

Grativol, A. D., C. R. Ruiz-Miranda, A. M. G. Teixeira, and M. A. R. Schmidt. 2008. Abordagem de metapopulação para a conservação dos micos-leões-dourados na paisagem fragmentada da bacia do rio São João, RJ. Pages 136-159 *in*: Oliveira, P.P. A. D. Grativol, C. R. Ruiz-Miranda, editors. Conservação do mico-leão-dourado – Enfrentando os desafios de uma paisagem fragmentada. Editora da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro - UENF, Campos dos Goytacazes, Brazil. [In Portuguese.]

Holst, B., E. Medici, O. Marinho-Filho, D. Kleiman, K. Leus, A. Pissinatti, G. Vivekanda, J. Ballou, K. Traylor-Holzer, B. Raboy, F. C. Passos, K. Vleeschouwer, and M. Montenegro. 2006. Lion Tamarin population and habitat viability assessment workshop 2005, final report. Population and Habitat Viability Assessment Report, Conservation Breeding Specialist Group, Apple Valley, Minnesota, USA.

Jacob, A. A., and R. Rudran. 2006. Radiotelemetria em estudos populacionais. Pages 285-341 *in*: Métodos de estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre. Cullen Jr., L., R. Rudran, and C. Valladares-Padua editors) Segunda edição revisada. Editora Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil. [In Portuguese.]

Kays, R., M. C. Crofoot, W. Jetz, and M. Wikelski. 2015. Terrestrial animal tracking as an eye on life and planet. *Science* 348:1222-1231.

- Kays, R., S. Tilak, M. Crofoot, T. Fountain, D. Obando, D., A. Ortega, F. Kuemmeth, J. Mandel, G. Swenson, T. Lambert, B. Hirsch, and M. Wikelski. 2011. Tracking Animal Location and Activity with an Automated Radio Telemetry System in a Tropical Rainforest. *The Computer Journal* 54:1931-1948.
- Kierulff, C. M., and P. P. Oliveira. 1994. Habitat Preservation and the Translocation of Threatened Groups of Golden Lion Tamarins, *Leontopithecus rosalia*. *Neotropical Primates* 3 (Supplement):5-18.
- Kierulff, C. M., and P. P. Oliveira. 1996. Re-assessing the status and conservation of the golden lion tamarin, *Leontopithecus rosalia*, in the wild. *Dodo-Journal of the Jersey Wildlife Preservation Trust* 32:98-115.
- Kierulff, M. C., P. P. Oliveira, B. B. Beck, and A. Martins. 2002. Reintroduction and translocation as Conservation Tools for Golden Lion Tamarins. Pages 271-282 in A. B. Rylands, editor. *Lion Tamarins- Biology and Conservation*. American Zoo Aquarium Association, Washington and London.
- Kierulff, M. C. M., and A. B. Rylands. 2003. Census and Distribution of the Golden Lion Tamarin (*Leontopithecus rosalia*). *American Journal of Primatology* 59:29-44.
- Kierulff, M. C. M., C. R. Ruiz-Miranda, P. P. Oliveira, B. B. Beck, A. Martins, J. M. Dietz, D. M. Rambaldi, and A. J. Baker. 2012. The Golden lion tamarin *Leontopithecus rosalia*: a conservation success story. *International Zoo Yearbook* 46.
- Kleiman, D. G., B. B. Beck, J. M. Dietz, L. A. Dietz, J. D. Ballou, and A. F. Coimbra-Filho. 1986. Conservation program for the golden lion tamarin: captive research and management, ecological studies, educational strategies, and reintroduction. Pages 959-979 in: Benirschke, K. (Editor) *Primates: The road to self-sustaining populations* Springer, New York.

- Macdonald, D. W., C. J. Amlaner. 1980. A practical guide to radio tracking. Pages 143-159 *in*: Amlaner, C. J., and D. W. MacDonald, editors. A Handbook on Biotelemetry and Radio Tracking. Pergamon Press, Oxford, United Kingdom.
- Millsbaugh, J. J., and J. M. Marzluff. 2001. Radio Tracking and Animal Populations. Academic Press, San Diego, USA.
- Mitchell, G.W. A. E. M. Newman, M. Wikelski, and D. R. Norris. 2012. Timing of breeding carries over to influence migratory departure in a songbird: an automated radiotracking study. *Journal of Animal Ecology* 81:1024–1033.
- Murray, D. L. and M. R. Fuller. 2000. Pages 15-64 *in* Boitani, L., and T. K. Fuller, editors. *Research Techniques in Animal Ecology: Controversies and Consequences*. Columbia University Press, New York, USA.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. Da Fonseca, G., and J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- Nathan, R., W. M. Getz, E. Revilla, M. Holyoak, R. Kadmon, D. Saltz, and P. E. Smouse. 2008. A movement ecology paradigm for unifying organismal movement research. *Proceedings National Academies of Science* 105:19052–19059.
- Oliveira, P.P. M. C. M. Kierulff, and M. J. Lapenta. 2008. Dieta e área de uso de micos-leões-dourados na Reserva Biológica União, RJ. Pages 40-57 *In*: Oliveira, P.P., A. D. Gratiol, and C. R. Ruiz-Miranda, editors. *Conservação do mico-leão-dourado – Enfrentando os desafios de uma paisagem fragmentada*. Editora da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro - UENF, Campos dos Goytacazes, Brazil. [In Portuguese.]
- Quaglietta, L., B. H. Martins, A. de Jongh, A. Mira, and L. Boitani. 2012. A low-

cost GPS GSM/GPRS telemetry system: performance in stationary field tests and preliminary data on wild otters (*Lutra lutra*). PloS ONE 7(1):e29235.

Ramos, H.G.C., J. E. Mantovani, A. Vogliotti, U. Piovezan, O. S. Balta, and A. Andriolo. 2010. Radiotelemetry. Pages 283-295 *in*: Duarte, J. M. B. and S. Gonzalez, editors. Radiotelemetry, Neotropical Cervidology: Biology and Medicine of Latin American Deer. Jaboticabal, Fundação de Apoio a Pesquisa, Ensino e Extensão/International Union for Conservation of Nature. .

Rongstad, O. J. and J. R. Tester. 1969. Movements and habitat use of white-tailed deer in Minnesota. Journal of Wildlife Management 33:366–379.

Ruiz-Miranda, C. R., A. G. Affonso, A. Martins, and b. B. Beck. 2000. Distribuição do sagüi (*Callithrix jacchus*) nas áreas de ocorrência do mico leão dourado no Estado de Rio de Janeiro. Neotropical Primates 8:98-101. [In Portuguese.]

Ruiz Miranda, C. R., A. G. Affonso, M. M. de Moraes, C. E. Verona, A. Martins, and B. Beck. 2006. Behavioral and Ecological Interactions between Reintroduced Golden Lion Tamarins (*Leontopithecus rosalia* Linnaeus, 1766) and Introduced Marmosets (*Callithrix spp*, Linnaeus, 1758) in Brazil's Atlantic Coast Forest Fragments. Brazilian Archives of Biology and Technology 49:99-109.

Ruiz-Miranda, C., B. Beck, D. Kleiman, A. Martins, J. Dietz, D. Rambaldi, M. Kierulff, P. Oliveira, and A. Baker. 2010. Re-introduction and translocation of golden lion tamarins, Atlantic Coastal Forest, Brazil: the creation of a metapopulation. Global Re-introduction Perspectives: Additional Case-studies from Around the Globe. International Union for Conservation of Nature/Species Survival Commission Re-introduction Specialist Group, Abu Dhabi, United Arab Emirates.

- Ruth, T. K., P. C. Buotte, and H. B. Quigley. 2010. Comparing ground telemetry and global positioning system methods to determine cougar kill rates. *The Journal of Wildlife Management* 74:1122-1133.
- Rylands, A. B. 1993. The ecology of the lion tamarins, *Leontopithecus*: some intrageneric differences and comparisons with other callitrichids. Pages 296-312 in A. R. Rylands, editor. *Marmosets and tamarins: systematics, behaviour, and ecology*. Oxford University Press, Oxford, United Kingdom.
- Sperry, J.H., M. P. Ward, and P. J. Weatherhead. 2013. Effects of Temperature, Moon Phase, and Prey on Nocturnal Activity in Ratsnakes: An Automated Telemetry Study. *Journal of Herpetology* 47(1):105–111.
- Sprague, D. S., H. Kabaya, and K. Hagihara. 2004. Field testing a global positioning system (GPS) collar on a Japanese monkey: reliability of automatic GPS positioning in a Japanese forest. *Primates* 45(2):151-4.
- Tucker, C.R., T. A. Radzio, J. T. Strickland, E. Britton, and D. B. Ligon. 2014. Use of Automated Radio Telemetry to Detect Nesting Activity in Ornate Box Turtles, *Terrapene Ornata*. *American Midland Naturalist* 171:78–89.
- Ward, M.P., H. S. Jinelle, and P. J. Weatherhead. 2013. Evaluation of Automated Radio Telemetry for Quantifying Movements and Home Ranges of Snakes. *Journal of Herpetology* 47(2):337-345.

CAPÍTULO 4 - ÁREA DE USO DE MICOS-LEÕES-DOURADOS (*Leontopithecus rosalia*, LINNAEUS, 1766) EM FRAGMENTOS CONECTADOS POR CORREDOR ECOLÓGICO

RESUMO

O mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*) é uma espécie que sofre com a destruição do seu habitat devido à difundida fragmentação e degradação das florestas. Desde as implementações dos corredores ecológicos, ainda não foi avaliado se estes cumprem com seu objetivo inicial que é auxiliar na dispersão e conservação dos micos-leões-dourados e se essa técnica conservacionista tem contribuído para o manejo da espécie. Os objetivos deste estudo foram observar se os corredores influenciam no tamanho e composição dos grupos ao longo do estudo; e verificar se um corredor ecológico compõe a área de uso de diferentes grupos de micos-leões-dourados em área altamente fragmentada. O estudo foi conduzido na Fazenda Boa Esperança localizada no município de Silva Jardim, no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. Três grupos de MLDs foram acompanhados mensalmente no período de setembro de 2013 a agosto de 2014, através de radiotelemetria convencional (VHF). Dados sobre a composição do grupo, encontros de defesa de território e localização foram registrados. Foi observado que apenas um grupo manteve sua composição estável ao longo do estudo. Foi observada emigração de indivíduos para o grupo PB e imigração de indivíduos do grupo BEII e posterior desaparecimento do grupo inteiro. A área de uso do grupo BEII foi a maior área encontrada. O grupo PB apresentou maior área de uso durante a estação seca, possivelmente expandindo seu território para suprir a ausência de recursos no seu território de origem. O grupo PB também foi o grupo que mais se sobrepôs em relação aos demais. Conclui-se que o corredor ecológico estudado atingiu seu objetivo conservacionista, possibilitou o deslocamento dos MLDs entre fragmentos isolados, bem como a troca genética, decorrente da dispersão de indivíduos entre os grupos que utilizaram o corredor. Esse é o primeiro estudo que avaliou quantitativa e diretamente o uso de corredores por micos-leões-dourados.

Palavras-chave: *Leontopithecus*, corredores ecológicos, área de uso, fragmentação.

INTRODUÇÃO

A maioria (90%) das espécies de primatas ocorre em florestas tropicais (Mittermeier, 1991) e os principais fatores responsáveis pela constante ameaça à sobrevivência destes animais na natureza são a perda e fragmentação de florestas (Benchimol e Peres, 2013). O processo de fragmentação, frequentemente associado à antropização e invasões causadas pela pecuária, agricultura e outras espécies, afeta a viabilidade populacional por meio da redução de diversidade genética e aumento em mortalidade causada pela maior susceptibilidade a doenças, mudanças climáticas e a baixa disponibilidade de recursos (Frankham *et al.*, 2002). Populações de primatas são vulneráveis a esses fatores antrópicos e em vários casos ocorrem grandes declínios populacionais, antes mesmo que estudos fossem realizados (Cowlshaw e Dunbar, 2000; Oates *et al.*, 2000; Chiarello, 2003; Vieira *et al.*, 2003).

A persistência de algumas espécies de primatas em pequenos fragmentos depende tanto da sua habilidade de usar a matriz circundante aos fragmentos como da sua habilidade de usar os recursos presentes no fragmento (Carretero-Pinzón, 2013). Primatas podem apresentar respostas adaptativas à fragmentação mudando seu padrão de atividades, dieta e área de uso (Marsh, 2003; Morgan *et al.*, 2013) e conseqüentemente afetando a estabilidade dos grupos (Turner, 1996). A conservação da maioria das espécies de primatas depende da capacidade, tamanho e qualidade dos fragmentos florestais suportarem essas populações (Johns e Skorupa, 1987; Estrada e Coates-Estrada, 1996). Informações precisas e atualizadas sobre o estado destas subpopulações são essenciais para estratégias de conservação eficazes e manejo dessas espécies (Baranga *et al.*, 2009; Gibbons e Harcourt, 2009; Morgan *et al.*, 2013).

Uma tática para tentar minimizar os problemas causados pela fragmentação é a implantação de corredores ecológicos em áreas altamente degradadas e desconexas. Os corredores ecológicos podem funcionar como habitat, fornecer abrigo, refúgio, locais de nidificação, mas a sua principal função é conectar fragmentos e assim permitir a dispersão e o fluxo gênico entre as manchas de habitat (Beier e Noss, 1998). Os corredores devem

proporcionar um aumento na capacidade de dispersão de primatas de maneira que contribua para a sobrevivência em longo prazo das populações (Ceballos-Mago e Chivers, 2013).

Para primatas, ainda são escassos os estudos que envolvem o uso de corredores. Apenas 21 estudos abordam o uso de corredores por primatas, sendo registrados diferentes tipos de uso como: presença (McCann *et al.*, 2003; Lehman *et al.*, 2006-a; Lehman *et al.*, 2006-b; Aguiar *et al.*, 2007; Nasi *et al.*, 2007; Benites e Mamede, 2008; Muñoz e Camacho, 2010; Ravaloharimanitra *et al.*, 2011; Olson *et al.*, 2012; Schäßler e Kappeler, 2014; Luo *et al.*, 2016); movimentação (Estrada e Coates-Estrada, 1996; McCann *et al.*, 2003; Goossens *et al.*, 2006; Coelho, 2009; Peng-Fei *et al.*, 2009; Boyle e Smith, 2010; McLennan e Plumptre, 2012; Bracebridge *et al.*, 2013; Tesfaye *et al.*, 2013; Luo *et al.*, 2016); habitat (McCann *et al.*, 2003; Sáenz-Jiménez, 2010; Bracebridge *et al.*, 2013; Olson *et al.*, 2013; Tesfaye *et al.*, 2013); recurso alimentar (Peng-Fei *et al.*, 2009; Ravaloharimanitra *et al.*, 2011; McLennan e Plumptre, 2012; Bracebridge *et al.*, 2013); e migração (Razakamaharavo *et al.*, 2010). Destes estudos, quase não temos trabalhos sistemáticos que realmente comprovaram que o corredor ecológico cumpriu seu objetivo.

O mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*, Linnaeus, 1766; MLD) é uma espécie endêmica da Mata Atlântica e está ameaçada de extinção. Entre as principais ameaças estão a fragmentação e degradação das florestas (Rylands *et al.* 2003). Os efeitos da fragmentação levam a uma saturação do habitat remanescente, o que dificulta o encontro de territórios disponíveis para a reprodução e interfere nos padrões sociais e no sistema de acasalamento (Dietz e Baker 1993; Baker *et al.* 2002; Coelho, 2009) bem como perdas genéticas e endocruzamento na população reintroduzida (Mickelberg, 2011). De acordo com Coelho (2009), grande parte dos MLDs habita fragmentos com tamanhos reduzidos e diferentes níveis de perturbação e qualidade do habitat, o que não garante uma população viável para a espécie.

Desde 1997, a Associação Mico Leão Dourado - AMLD vem restaurando a conectividade funcional entre fragmentos com corredores ecológicos (Fernandes *et al.*, 2008). A distância de conectividade funcional entre fragmentos, isto é, a distância que um corredor deve ter para que de fato os indivíduos o utilizem e cruzem fragmentos, é um importante fator na escolha de

locais de implementação. Dada a importância desse parâmetro para tomada de decisão sobre ações de conservação, é necessário obter dados quantitativos sobre a relevância dessa cifra e sobre o real uso de corredores por micos-leões-dourados.

Corredores ecológicos têm sido utilizados para implantação ou manutenção de estruturas de conectividade, com o objetivo de proporcionar o deslocamento de animais, a dispersão de sementes, aumento da cobertura vegetal. Os corredores são considerados como facilitadores não só da movimentação, mas também da reprodução e conseqüentemente promovem aumento do fluxo gênico e do reestabelecimento de populações locais extintas, além de promover um aumento na diversidade de espécies nessas áreas isoladas (Britto, 2006; Chetkiewicz *et al.*, 2006; Rocha *et al.*, 2006; Fernandes *et al.*, 2008). É importante lembrar que os corredores ecológicos também podem apresentar efeitos negativos como elevar a dispersão de espécies invasoras e doenças que podem afetar e até dizimar espécies nativas, funcionar como dreno de indivíduos de populações vizinhas e expor estes a um risco maior de mortalidade.

Para MLDs, Coelho *et al.* (2008) relata dois casos interessantes: o primeiro caso é de uma conexão natural estabelecida entre dois fragmentos que resultou em desmembramento demográfico de dois grupos de MLDs resultante dos conflitos gerados por essa conexão. O segundo caso é de dois novos grupos formados por indivíduos de dois grupos que habitavam duas áreas fragmentadas que não possuem conexão. O estabelecimento desses dois novos grupos mostrou que uma pequena matriz de pasto pode ser eficiente para conectividade funcional entre fragmentos.

A ideia de implementar corredores ecológicos na área de ocorrência dos MLDs é de que os mesmos contribuam para que a meta da AMLDS de que em 2025 seja atingida uma população de 2000 MLDs vivendo livremente em 25 mil hectares de florestas protegidas e conectadas. Para tanto, é importante compreendermos se tais implementações dos corredores ecológicos como alternativa para o manejo, estão de fato sendo utilizadas pela espécie. Diante do contexto exposto, justifica-se a realização de um estudo que verifique se os MLDs estão usando um corredor ecológico implementado em uma área extremamente fragmentada. Ressalta-se ainda, que desde as implementações

dos corredores ecológicos, ainda não foi avaliado se estes cumprem com seu objetivo inicial que é auxiliar na dispersão e conservação dos micos-leões-dourados e se essa técnica conservacionista tem contribuído para o manejo da espécie.

O presente estudo tem como objetivo principal observar se um corredor ecológico amplia a área de uso de grupos que habitam fragmentos vizinhos a esse corredor. Ainda buscamos observar como um corredor ecológico pode afetar nas interações entre grupos através de sobreposição de área de uso. Para isso, pretende-se responder as seguintes questões: 1) A composição e estabilidade dos grupos estão relacionadas ao tamanho do fragmento ou qualidade? Os grupos se mantêm estáveis? 2) Os grupos que habitam os fragmentos conectados ao corredor possuem área maior? 3) Verificar se um corredor ecológico faz parte da área de uso de diferentes grupos de micos-leões-dourados em área altamente fragmentada.

ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi conduzido na Fazenda Boa Esperança (22°39'23" S e 42°26'26" O), localizada no município de Silva Jardim, no Estado do Rio de Janeiro, Brasil e inserida na Bacia Hidrográfica do Rio São João, RJ (Figura 5).

CAPTURAS

Foram observados três grupos de MLDs na Fazenda Boa Esperança. Os grupos foram classificados de acordo com o nome dos fragmentos que habitam. O grupo BEI habita o menor fragmento da Fazenda, BEI, e é considerado o mais isolado, pois está separado por matriz de pasto dos demais fragmentos. O grupo PB habita a Mata de Pindoba que possui conexão, através do corredor ecológico, com o fragmento BEII, por sua vez habitado pelo grupo BEII.

Com auxílio da equipe de campo da Associação Mico-Leão-Dourado, realizamos uma captura e duas recapturas por grupo e identificação dos indivíduos (Tabela 6). Os animais foram capturados com armadilhas *tomahawk* (32" x 9" X 9"), cevadas em uma plataforma a 1,5 m do chão. Após a captura, eles foram levados a um laboratório de campo, anestesiados com quetamina

(0,04 a 0,08 mg – dependendo da idade do animal), avaliados clinicamente, marcados com tatuagem e marcações individuais na cauda e em alguma parte do corpo para identificar o grupo com tinta Nyanzol®, seguindo os métodos descritos por Dietz *et al.* (1996). Após este procedimento os animais foram soltos no mesmo local de captura após os efeitos da quetamina desaparecerem. Um indivíduo por grupo recebeu um colar de telemetria convencional (Peso 17 gramas, 150 MHz VHF, Holohil, Ontario, Canadá), que foi trocado após 6 meses (Tabela 6).

Os animais foram capturados com armadilhas *tomahawk* (32" x 9" X 9"), cevasdas em uma plataforma a 1,5 m do chão. Após a captura, eles foram levados a um laboratório de campo, anestesiados com quetamina (0,04 a 0,08 mg – dependendo da idade do animal), avaliados clinicamente, marcados com tatuagem e marcações individuais na cauda e em alguma parte do corpo para identificar o grupo com tinta Nyanzol®, seguindo os métodos descritos por Dietz *et al.* (1996).

Foram considerados indivíduos adultos os animais com idade superior a 18 meses ou indivíduos desconhecidos que o peso excedia 550g (Dietz *et al.*, 1994). Animais entre 10 a 18 meses foram classificados como subadultos, já os indivíduos com idades entre 4 e 9 meses são considerados juvenis e por último, os infantis são indivíduos com idades de 0 a 12 semanas (Hankerson, 2008).

Tabela 6. Composição dos grupos estudados na Fazenda Boa Esperança. Com relação ao sexo dos indivíduos do grupo: MR indica o Macho Reprodutor; FR indica a Fêmea Reprodutora; M indica indivíduo do sexo masculino; F indica indivíduo do sexo feminino. Com relação a idade: AD indica indivíduos Adultos; SA indica indivíduos Subadultos; JU indica indivíduos Juvenis; IN indica indivíduos Infantis.

Indivíduos	Grupo	Sexo	Idade	Captura	Recaptura 1	Recaptura 2
BE9	BEI	MR	AD	11/09/2013	Não	Não
MP74	BEI	FR	AD	11/09/2013	12/02/2014	09/06/2014
MP72	BEI	M	SA	11/09/2013	12/02/2014	Não
MP112	BEI	M	JU	11/09/2013	09/06/2014	Não
MP113	BEI	M	JU	11/09/2013	12/02/2014	09/06/2014
MP130	BEI	F	JU	09/06/2014	Não	Não
MP131	BEI	F	JU	09/06/2014	Não	Não
BE10	PB	MR	AD	16/09/2013	13/02/2014	22/07/2014
MP73	PB	FR	AD	16/09/2013	27/11/2013 *	Não
EB1	PB	M	SA	16/09/2013	13/02/2014	22/07/2014
EB2	PB	F	SA	16/09/2013	Não	Não
EB3	PB	F	JU	16/09/2013	Não	Não
EB4	PB	M	JU	16/09/2013	Não	Não
FX2	BEII	MR	AD	17/09/2013	Não	Não
BE6	BEII	FR	AD	17/09/2013	Não	Não
MP75	BEII	M	AD	17/09/2013	Não	Não
MP76	BEII	M	AD	17/09/2013	10/04/14	Não
MP77	BEII/PB	F / FR	AD	17/09/2013	13/02/2014 (PB)	22/07/2014 (PB)
MP78	BEII/PB	F	AD	17/09/2013	13/02/2014 (PB)	Não
MP79	BEII	F	SA	17/09/2013	Não	Não
MP81	BEII	F	SA	17/09/2013	Não	Não
MP91	BEII	M	SA	17/09/2013	Não	Não
MP92	BEII	F	JU	17/09/2013	Não	Não
MP114	BEII	M	JU	17/09/2013	Não	Não
MP115	BEII	F	JU	17/09/2013	Não	Não
MP116	BEII	?	IN	17/09/2013	Não	Não
MP117	BEII	?	IN	17/09/2013	Não	Não

*Indivíduo encontrado morto

DELINEAMENTO

Os três grupos de MLDs foram acompanhados mensalmente no período de setembro de 2013 a agosto de 2014, através de radiotelemetria convencional (VHF). Dados sobre a composição do grupo, encontros de defesa de território e localização foram registrados. Cada grupo foi acompanhado por 30 dias de coleta distribuídos em 11 meses consecutivos, sendo 15 dias durante a estação chuvosa (outubro a março) e 15 dias durante a estação seca

(abril a setembro). Cada dia de coleta foi uma manhã (07:00 – 12:00h) ou tarde (12:00 – 17:00h), com o objetivo de localizar os animais nas diferentes horas do dia de maneira uniforme, uma vez que os mesmos apresentam comportamentos variados ao longo do dia.

A frequência de acompanhamento por grupo, tanto pela manhã como pela tarde, foi de 06 horas por dia. Segundo Hankerson (2008), a independência de dados coletados entre 08:00-11:00 ou 11:00-14:00 são muito maiores do que aqueles coletados no início da manhã ou no final da tarde. Foram coletados de 10 a 15 pontos de GPS por dia, a cada 20 minutos, para observar o padrão de utilização de habitat e área de uso do grupo. Informações referentes à composição do grupo, encontros e presença dos saguis foram coletadas. O intervalo entre localizações foi escolhido para garantir a independência estatística entre elas (Swihart e Slade, 1986).

Avistamentos ocasionais, realizados em dias em que a ida ao campo tinha outros objetivos, também foram registrados. Conforme recomendações de Girard *et al.* (2002) e Seaman *et al.* (1999), as áreas de uso foram calculadas com no mínimo 100 pontos coletados por grupo ao longo do ano. Para que pudessemos estimar a área de uso do grupo dentro de intervalos de confiabilidade razoáveis.

ANÁLISES

Todas as áreas de uso foram calculadas através do estimador de densidade por Kernel. Esse estimador foi escolhido, pois não superestima a área em locais muito fragmentados (Powell, 2003; Jacob e Rudran, 2006). A área de uso foi calculada tanto para todo o período de monitoramento (área total) como para cada estação (áreas sazonais), seca e chuvosa.

O estimador de densidade de Kernel é um método não paramétrico de estimação de áreas de uso, sendo um dos mais utilizados pelos ecólogos atualmente (Kernohan *et al.*, 2001; Powell, 2000; Jacob e Rudran, 2006). Este método utiliza as localizações para estimar a distribuição de utilização do espaço pelos animais. Para isso, o estimador atribui, para cada ponto amostrado, uma curva de densidade de probabilidade de utilização daquela região, a qual depende da densidade de pontos próximos e do fator de

suavização, h , que representa a incerteza da localização. As curvas de densidade de probabilidade são multiplicadas e normalizadas, de maneira que, dada uma extensão espacial definida, tem-se uma superfície de densidade de utilização do espaço. Para esse método, foi calculado o kernel 95% (área que compreende 95% do volume sob a superfície da distribuição de utilização) para estimar a área de uso total e o kernel 50% para estimar as áreas centrais (Jacob e Rudran, 2006). Para as estações em separado, somente o kernel 95% foi calculado. Os valores de h adotados para a área de uso calculada para cada grupo foram calculados pelo método *ad hoc* proposto por Kie (2013) e são apresentados na Tabela 7.

Tabela 7. Valor do fator de suavização h utilizado nos cálculos de área de uso através do estimador Kernel para os grupos de MLDs da Fazenda Boa Esperança.

Grupos	Valores de h		
	Todos os pontos	Estação seca	Estação Chuvosa
BEI	17,17	21,77	30,26
PB	16,48	28,03	29,28
BEII	25,23	38,06	40,33

Para verificar as diferenças entre os tamanhos médios das áreas de uso totais e sazonais, tanto entre os grupos amostrados como entre estações para o mesmo grupo, foi utilizada uma Análise de Variância. Comparamos os três grupos de MLDs com as variáveis total e sazonal (seca e chuvosa). Também foi realizada uma Análise de Variância (ANOVA two way) do tamanho das áreas de uso para observar se existem diferenças entre o tamanho da área de uso para a estação e para os grupos. O critério de significância foi definido como $\alpha = 0,05$. Essas análises estatísticas foram realizadas no pacote SAS *University Edition*.

Uma análise de sobreposição de área de uso dos grupos foi realizada para a área de uso total e sazonal dos grupos. Para avaliar a sobreposição, foi utilizada a Área do Kernel. A Área do Kernel de um grupo que tem sobreposição com a área de uso de outro grupo. A função do Kernel deve garantir uma estimativa de densidade de probabilidade válida. Dessa forma,

calculamos a porcentagem de sobreposição da área de um grupo em relação a área de outro grupo, quanto por cento da área de um grupo está dentro da área de outro grupo. Os valores de sobreposição dos grupos diferem entre si. As estimativas de área de uso foram feitas usando o pacote *adehabitatHR* no ambiente *R* (R Core Team, 2016).

RESULTADOS

COMPOSIÇÃO DOS GRUPOS DE MICOS-LEÕES-DOURADOS

O grupo BEI era composto inicialmente por cinco indivíduos em sua primeira captura (Tabela 8). Durante todo o experimento os cinco indivíduos permaneceram no grupo e em janeiro de 2014 foram avistados mais dois filhotes. Em 12 de fevereiro de 2014, foi realizada a recaptura dos machos. Em 09 de junho de 2014, foi realizada a recaptura da fêmea reprodutora e a primeira captura dos novos filhotes, que possibilitou a descoberta do sexo, ambos eram do sexo feminino. No final do experimento o grupo era composto por quatro machos e três fêmeas.

O grupo PB inicialmente era composto por seis indivíduos (Tabela 8). No dia 27 de novembro de 2013, apenas ossos da fêmea reprodutora juntamente com o colar de telemetria convencional foram encontrados próximos a uma jaqueira em uma região de pasto na borda do fragmento da mata de pindoba. Em 13 de fevereiro de 2014, foi realizada a recaptura do grupo PB e apenas o macho reprodutor e o macho subadulto foram recapturados. Na mesma data e no local de captura do grupo PB, foram capturadas duas fêmeas adultas provenientes do grupo BEII. Em 22 de julho de 2014 uma nova recaptura foi realizada nesse grupo. Apenas três indivíduos foram recapturados (macho reprodutor, macho subadulto e uma das fêmeas). A fêmea encontrava-se prenha durante a re-captura.

O grupo BEII era composto por 14 indivíduos, cinco machos, sete fêmeas e dois filhotes com sexo não identificados (Tabela 8). O macho reprodutor desse grupo era um dos mais antigos monitorados, tendo sido capturado pela primeira vez em outubro de 2000. Os demais machos eram um adulto, um subadulto, um juvenil e um infantil. As fêmeas eram compostas por

uma adulta reprodutora, uma adulta, três subadultas, uma juvenil e uma infantil. Em 13 de fevereiro de 2014, duas fêmeas subadultas dispersaram para o grupo BEII e foram recapturadas na plataforma desse grupo. Em 13 de maio de 2014, o grupo foi considerado desaparecido após um mês de procura intensa no fragmento e no redor, usando a telemetria e playbacks.

Tabela 8. Mudanças na composição dos grupos estudados na Fazenda Boa Esperança ao longo do estudo.

Grupos	Período de capturas	Indivíduos					Total
		Machos Reprodutores	Fêmeas Reprodutoras	Machos Subadultos	Fêmeas Subadultas	Imaturos	
BEI	11/09/13	1	1	3	0	0	5
	12/02/14	1	1	3	0	0	5
	09/06/14	1	1	3	0	2	7
PB	16/09/13	1	1	2	2	0	6
	13/02/14	1	0	1	2	0	4
	22/07/14	1	1	1	0	0	3
BEII*	17/09/13	1	1	3	4	5	14
	10/04/14	1	1	3	2	3	10
	22/07/14	0	0	0	0	0	0

*Grupo desaparecido

ÁREA DE USO

Durante a amostragem dos grupos BEI, PB e BEII, 210, 247 e 89 localizações georreferenciadas foram coletadas, respectivamente. Além dos dias amostrados, avistamentos ocasionais foram registrados e utilizados para delimitar as áreas de uso dos grupos, sendo 13 pontos para o grupo BEI, 14 para PB e 16 para BEII.

A área de uso do grupo BEII foi a maior área encontrada (Figura 7; Tabela 9). Além da área de uso total dos grupos, utilizamos o estimador Kernel 95% para observar as diferentes áreas de uso apresentadas pelos grupos separadas por estação (Tabela 9). Os grupos BEI e BEII apresentaram maiores áreas de uso durante a estação chuvosa, enquanto que o grupo PB apresentou área de uso maior durante a estação seca (Figura 10). Observamos que o tamanho do grupo pode ter influenciado no tamanho do território, conforme observado por Hankerson (2008) para animais que habitam uma Reserva Biológica protegida. O grupo PB atravessa mais o corredor em direção a BEII do que o inverso, uma vez que a qualidade do fragmento BEII é bem melhor que PB.

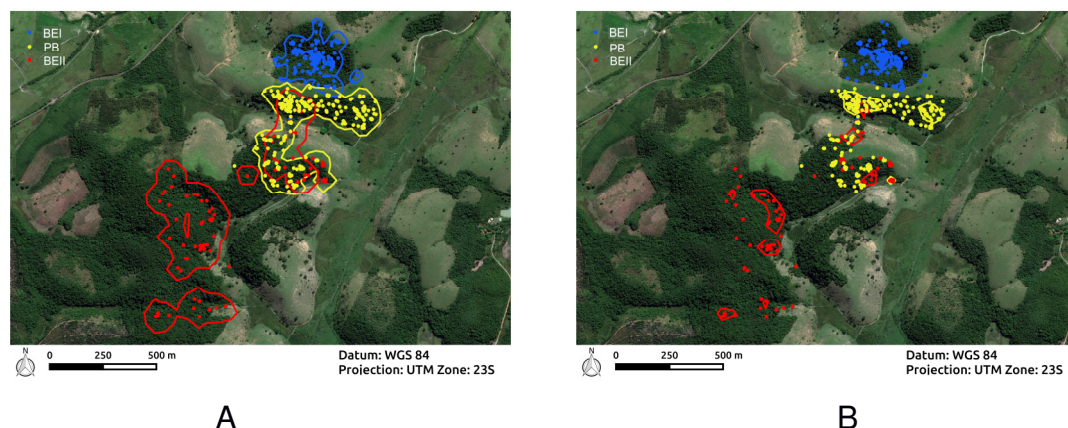


Figura 7. Estimativas de uso de área dos três grupos de MLDs na Fazenda Boa Esperança calculadas utilizando o (A) Kernel 95% (B) Kernel 50%.

Tabela 9. Áreas de uso dos grupos da Fazenda Boa Esperança.

Grupos	Estação	Métodos/Área de Uso (ha)	
		Kernel 95%	Kernel 50%
BEI	<i>Seca</i>	6,79	-
	<i>Chuvosa</i>	7,95	-
	Total	6,93	1,00
PB	<i>Seca</i>	17,24	-
	<i>Chuvosa</i>	15,49	-
	Total	15,31	2,19
BEII	<i>Seca</i>	12,47	-
	<i>Chuvosa</i>	33,76	-
	Total	26,36	3,27

O corredor ecológico facilitou a movimentação dos indivíduos dos grupos PB e BEII em ambas as estações e mesmo o grupo BEI habitar um fragmento sem conexão através do corredor, porém considerado funcionalmente conectado para possíveis dispersores através da matriz de pasto de 100 metros, o comportamento desse grupo é diferente e os mesmos podem não ter tido motivações para realizar incursões para outros fragmentos. Durante a estação seca, foram obtidos apenas 18 pontos do grupo BEII, pois o grupo desapareceu no começo dessa estação. As áreas centrais calculadas através do Kernel 50%, não aparecem no corredor, porém os grupos PB e BEII apresentam áreas centrais nas bordas do corredor dentro de seus fragmentos de origem (Figura 9).

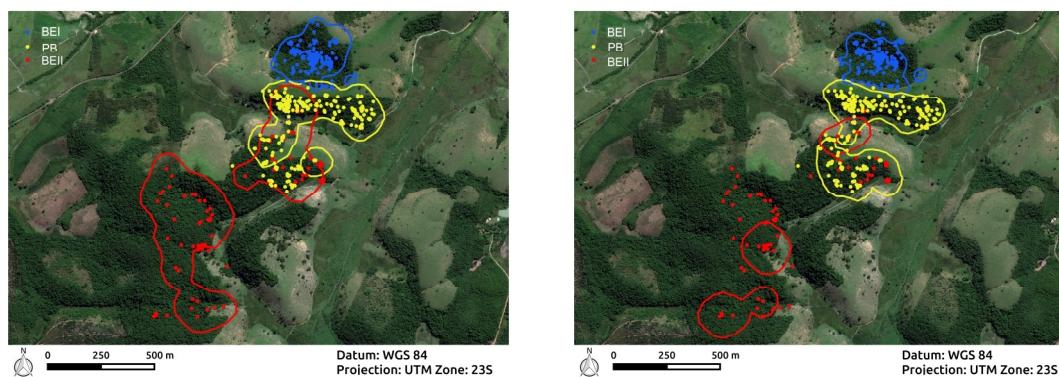
**A****B**

Figura 8. Estimativa da área de uso dos três grupos de MLDs na Fazenda Boa Esperança durante a (A) estação chuvosa e (B) estação seca. AX2 = BEI; EB = PB; EX = BEII.

Há diferença entre os tamanhos médios das áreas de uso totais e sazonais entre os três grupos. O grupo BEII apresenta uma área maior que os demais grupos observados. Na comparação entre os três grupos com as variáveis das estações seca, chuvosa e total, observamos que há diferença significativa (Anova: $F = 5,47$, $p < 0,04$).

Os três grupos apresentaram tamanho de território semelhante durante ambas as estações. Isso demonstra que os grupos utilizam os fragmentos de maneira semelhante ao longo do ano, sendo assim as diferenças entre o tamanho da área de uso para a estação, pudemos observar que não há diferença significativa (Anova: $F = 1,64$, $p > 0,33$).

O grupo PB foi o grupo que mais se sobrepôs em relação aos demais. Como seu habitat é considerado o de menor qualidade, entende-se que o mesmo expanda suas áreas para outros fragmentos em busca de recursos (Tabela 10). A partir da análise realizada, observamos que, ao mensurar a sobreposição usando a área sobreposta do kernel 95%, os valores de sobreposição são diferentes para cada grupo; por exemplo, 24,3% da área de uso do grupo BEII tem sobreposição com o grupo PB, enquanto a área de uso do grupo PB sobrepõe-se em 80,3% com o a do grupo BEII.

Tabela 10. Sobreposição entre as áreas dos grupos, usando a Área do Kernel (AK) para as áreas de uso sazonal e total dos grupos.

Grupos			Seca	Chuvosa	Total
	Grupos	Sobrepostos			
BEI-PB			21.4%	23.5%	13.3%
BEI-BEII			0%	17.6%	20%
PB-BEI			4.8%	6.7%	3.2%
PB-BEII			51.6%	72.8%	80.3%
BEII-BEI			0%	1.5%	1.4%
BEII-PB			19.8%	22.1%	24.3%

O corredor não fez parte das áreas de uso centrais (Kernel 50%) de nenhum dos grupos observados e foram encontrados apenas 1%, 3% e 9% dos pontos georreferenciados dentro do corredor pelos grupos BEI, PB e BEII respectivamente. Foram registrados 42 encontros entre os grupos PB e BEII e 42 encontros de defesa de território para os grupos BEII e PF. No entanto, ao observa-se que a área de uso pelo kernel 95% se sobrepõe com o corredor para os grupos PB e BEII (Figuras 9 e 10), tanto para as áreas de uso totais quanto para as sazonais.

DISCUSSÃO

COMPOSIÇÃO DOS GRUPOS DE MICOS-LEÕES-DOURADOS

O grupo BEII foi reintroduzido no fragmento BEII em 2000, enquanto o grupo BEI teve sua reintrodução realizada em 2001 no fragmento BEI. Ao analisar o histórico dos grupos (dados cedidos pela equipe de campo da AMLD), foi possível observar várias mudanças na composição dos grupos ao longo dos anos. A dinâmica populacional que ocorre entre os fragmentos estudados foi observada por Coelho (2009) e constatada que dispersores se deslocaram entre BEII e PF e entre BEII e BEI. O grupo que habita PF foi criado devido à essa dinâmica, uma vez que animais provenientes de BEII e BEI se uniram e formaram um novo grupo que passou habitar PF

Apenas o grupo BEI se manteve estável durante o experimento. Ao longo do experimento, 42 encontros entre PB e BEII no corredor ecológico foram acompanhados pela equipe. O grupo PB começou a sofrer alterações em sua composição à partir da morte da fêmea reprodutora MP73. Após a

morte dessa fêmea, os indivíduos EB2, EB3 e EB4 desapareceram e não foram encontrados nos fragmentos próximos e nem como indivíduos satélites. Em fevereiro de 2014, observou-se a emigração de duas fêmeas MP77 e MP78 do grupo BEII para esse grupo, uma vez que a vaga para fêmea reprodutora de PB estava disponível.

Após a entrada das duas fêmeas, observaram-se maiores localizações do grupo no fragmento BEII, uma vez que as fêmeas eram provenientes desse fragmento e expandiram a área de uso do grupo PB para alguns locais do fragmento BEII. Segundo Oates (1987), a composição dos grupos também é um fator que afeta o tamanho da área de vida de um grupo. A equipe de campo ainda presenciou sete travessias pelo corredor. Notou-se que o grupo não abandonou o fragmento da mata de pindoba, sempre sendo localizados em ambos os fragmentos.

A oportunidade de ocupar uma vaga reprodutiva, como no caso de PB que tinha a vaga reprodutiva da fêmea desocupada, também influencia a decisão de saída de um indivíduo do seu grupo de origem para um potencial novo grupo ou junção com um parceiro reprodutivo (possibilidade da fêmea filha dos reprodutores de PB em se juntar com um macho de outro grupo) (Pusey e Packer, 1987). Observou-se a imigração de duas fêmeas do grupo BEII para o grupo PB, situação esperada quando se tem a oportunidade de assumir uma vaga reprodutiva em um grupo vizinho (Baker e Dietz, 1996).

Durante o monitoramento pós recaptura do grupo BEII, notou-se que apenas quatro indivíduos compunham o grupo. A partir do dia 13 de maio de 2014, não foi possível localizar mais nenhum indivíduo desse grupo. Foram realizadas campanhas de campo com auxílio de telemetria convencional e metodologia de playbacks em busca do grupo na Fazenda Boa Esperança e nos fragmentos das fazendas vizinhas, com a intenção de descobrir se o grupo BEII havia dispersado para outros fragmentos, porém não foi obtido sucesso em tais incursões e o grupo foi considerado como desaparecido. Como os indivíduos reprodutores desse grupo eram animais com idade avançada, talvez esses animais tenham morrido e conseqüentemente o grupo se desmembrou.

Em aproximadamente um ano de estudo, houveram mudanças demográficas relacionadas a oportunidades de reprodução, ao tamanho do fragmento e à conectividade. Apesar da saturação dos fragmentos, do ponto de

vista conservacionista, o uso frequente do corredor por dois dos grupos e a observação da emigração e conseqüente reprodução devido à vaga reprodutiva disponível em um deles sugerem que o corredor facilitou esse evento de emigração.

ÁREA DE USO

O valor médio da área de uso dos grupos da Fazenda Boa Esperança, através do estimador Kernel, é de 16,2 hectares. Kierulff *et al.* (2002) ressaltam que as diferenças entre tamanhos de áreas de uso encontradas nas diferentes populações do gênero *Leontopithecus* possuem relação com os diferentes habitats, com a quantidade de recursos disponíveis e também com a qualidade do habitat. Quanto menor a qualidade do habitat, maior é a área de vida. Existe uma tendência de que espécies que ocupam habitats com menor qualidade ou grandes variações na disponibilidade de recursos devido à sazonalidade usem áreas maiores para suprir suas necessidades (Mazur *et al.*, 2013). Carvalho *et al.* (2015) evidenciam que os fragmentos florestais da Fazenda Boa Esperança apresentam alterações na florística e nos padrões estruturais resultantes das modificações que os mesmos sofreram com a fragmentação e a ação antrópica. As ações antrópicas que reduziram as áreas florestais contribuíram para o isolamento das populações de MLDs da fazenda e com a movimentação interfragmentar através do corredor, uma vez que PF é predominada pela pindoba, uma espécie que não propicia frutos para os MLDs.

Neste estudo observamos que *L. rosalia* ocupa áreas muito menores do que o esperado em estudos anteriores (Dietz *et al.*, 1997; Lapenta *et al.*, 2007; Procópio-de-Oliveira *et al.*, 2008; Hankerson e Dietz, 2014). Um exemplo é o grupo BEI, que habita um fragmento de apenas 9 hectares, o que representa 25% do tamanho mínimo de um território social. Entretanto, permanece em aberto a avaliação de quais são as conseqüências comportamentais, genéticas e de sobrevivência para esses grupos em fragmentos tão pequenos e isolados. Diferentemente dos estudos anteriores, em que os grupos habitam áreas de Reserva Biológica preservada e apresentam territórios maiores, este estudo apresenta áreas territoriais menores provavelmente por estarem encurralados em fragmentos pequenos, resultando em grande sobreposição e muitos

encontros. Dessa forma, podemos observar um estresse social que pode afetar a estabilidade dos grupos.

Coelho (2009) destaca que grupos grandes de MLDs não são estáveis e são mais facilmente desestabilizados que grupos menores. São mais frequentemente observados em fragmentos do que em áreas protegidas como as Reservas Biológicas e apresentam mais de uma fêmea reprodutora na sua composição. O tamanho reduzido dos fragmentos pode explicar as oscilações demográficas e instabilidade desses grupos sociais, uma vez que ele influencia na dispersão, formação de casais, territorialidade e tolerância social entre indivíduos e grupos, além de provocar alterações comportamentais (Turner, 1996). Além disso, o tamanho das áreas de uso é menor do que o observado para espécie. A qualidade do ambiente e as alterações na disponibilidade de recursos, interfere na população, já que esta é dependente do ambiente para obter recursos alimentares e também abrigos (Schmidlin, 2004).

A análise do tamanho territorial total e sazonal dos grupos PB e BEII incluem o corredor na área de uso. As variações no ambiente, densidade e disponibilidade de recursos chave afetam diretamente no tamanho e a estabilidade temporal do território dos micos-leões (Valladares-Padua, 1993; Dietz *et al.*, 1997; Prado, 1999; Rylands e Kleiman, 2002). Ao utilizar o Kernel 50%, obtivemos as áreas de uso centrais dos grupos durante todo o período de coleta de dados e podemos observar uma dependência dos MLDs com relação a floresta. O grupo BEII apresenta grande frequência de ocorrência nas áreas periféricas do fragmento próximas ao corredor, provavelmente defendendo o seu território, uma vez que foram observados 42 encontros entre os grupos PB e BEII, cada um em sua área periférica próxima ao corredor.

Já era esperado observar diferenças no tamanho da área de uso entre os grupos, uma vez que eles habitam fragmentos de diferentes tamanhos e qualidade. As áreas de uso dos grupos BEI e PB foram semelhantes em ambas estações, porém a área de uso do grupo BEII apresentou grande mudança no tamanho em relação a sazonalidade, mas é válido lembrar que esse grupo desapareceu durante a estação seca e comprometeu a coleta de dados. As mudanças territoriais desse grupo tiveram relação com a mudança na composição do grupo, uma vez que o grupo, após “perder” duas fêmeas para

PB se afastou da área próxima ao corredor e passou a utilizar áreas mais distantes do corredor.

O grupo PB foi o que mais apresentou sobreposição com relação aos demais grupos, apesar de a avaliação da sobreposição sazonal ter ficado comprometida devido ao baixo número de localizações do grupo BEII na estação seca. Na estação seca, os animais tendem a defender mais o território, uma vez que a disponibilidade de recursos fica comprometida e influencia nos deslocamentos exploratórios dos indivíduos. Já na estação chuvosa essa sobreposição de área é mais tolerada, pois ocorre um maior compartilhamento da área, porque tem uma disponibilidade muito maior de recursos e não tem tanta necessidade de competição pelos mesmos e nem necessita de grandes deslocamentos em busca destes.

A sobreposição de dados de movimento de vários grupos monitorados simultaneamente oportuniza quantificar espacialmente e temporalmente as interações entre os indivíduos (Wakefield *et al.* 2013; Demšar *et al.* 2014; Kranstauber *et al.*, 2016). Assim como observado por Prado (1999), Raboy e Dietz (2004), Schmidlin (2004), Lapenta *et al.* (2007), Procópio-de-Oliveira *et al.* (2008), as áreas de sobreposição dos grupos PB e BEII se deram nas periferias das áreas de vida destes dois grupos e no corredor ecológico que conecta os dois fragmentos, o que pode reforçar a ideia de que os grupos se concentram nas fronteiras próximas ao corredor com intuito de defender seus territórios. Assim como observado por Coelho (2009), a invasão de um território por um grupo vizinho levou a uma perda grande, iniciando a alteração na composição de um grupo através da emigração de duas fêmeas e posteriormente no desaparecimento do restante do grupo.

Não foram detectadas áreas centrais de uso no corredor. Como esse corredor não possui fontes alimentares ressalta-se que o mesmo foi utilizado para travessias. Este corredor possibilitou a visualização de mais movimentos entre os fragmentos, tanto pelo grupo PB que habita a PF como pelo grupo BEII que habitava o fragmento BEII. O grupo BEI ficou isolado e, mesmo a distância entre os fragmentos que eles precisariam percorrer ser menor do que a do corredor, não foram observadas movimentações do grupo BEI para a PF e nem do grupo PB para o fragmento BEI. Isso sugere que a matriz de pastagem

entre os fragmentos inibe o movimento dos indivíduos, se comparada à situação do corredor mais sul.

Através da área de uso dos grupos foi possível inferir que os grupos PB e BEII atravessam o corredor e utilizam os fragmentos vizinhos. A telemetria convencional possibilitou a observação do uso do corredor pelos grupos monitorados, porém não foi possível quantificar a frequência de uso do corredor, uma vez que os dados não foram coletados continuamente. Em estudo paralelo a esse com telemetria digital, não foram detectadas travessias como com a telemetria convencional. O monitoramento auxiliado de telemetria convencional e observações diretas da equipe de campo fornecem dados importantes para entendermos a dinâmica de grupos em pequenos fragmentos, otimizando informações sobre a biologia e ecologia da espécie, como por exemplo, a utilização do corredor ecológico.

Uma recomendação para estudos futuros que usem telemetria convencional é que os grupos sejam acompanhados por dias consecutivos e desde a saída do oco até o retorno para o oco. Acompanhar os animais durante o dia inteiro pode apresentar uma melhor visão das áreas de uso dos grupos, pois a espécie leva em consideração a escolha dos ocos de dormida é influenciado pela disponibilidade de recursos (Prado, 1999; Kierulff *et al.*, 2002; Kleiman e Rylands, 2002; Schmidlin, 2004). Longos intervalos entre as coletas de dados reduzem fortemente as chances de se observar as travessias através de corredores.

Também é de extrema importância a instalação de uma estação fixa de coleta de dados pluviométricos na região dos trabalhos com MLDs, pois a ausência dessa informação impossibilita análises mais aprofundadas relativas a como os animais sofrem interferência da dinâmica das estações. As alterações sazonais influenciam nas mudanças comportamentais sofridas pelas populações, pois interferem diretamente na procura de recursos alimentares e locais alternativos, uma vez que os recursos sazonais também são importantes na manutenção dos MLDs em períodos de baixa disponibilidade de recursos preferidos pela espécie (Kierulff *et al.*, 2002).

Com os dados coletados, pode-se concluir que o corredor ecológico estudado atingiu seu objetivo conservacionista, possibilitou o deslocamento dos

MLDs entre fragmentos isolados, bem como a troca genética, decorrente da dispersão de indivíduos entre os grupos que utilizaram o corredor.

Esse é o primeiro estudo que avaliou quantitativa e diretamente o uso de corredores por micos-leões-dourados. Nós avaliamos como ocorre a dinâmica de composição de grupos de MLDs em paisagens muito fragmentadas, e verificamos áreas de uso bem menores do que o esperado em estudos anteriores. Esse estudo ainda permitiu observar que o corredor: é utilizado para deslocamentos, uma vez que as espécies vegetais disponíveis no corredor não propiciam fonte alimentar e nem abrigo; e que conecta fragmentos vizinhos e que são utilizados por grupos vizinhos para compor sua área de uso. Além disso, apesar de não haver como indicar que esse fator foi determinante, as análises apresentadas indicam que o corredor facilitou eventos de emigração e imigração entre grupos vizinhos.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos as fontes de financiamento da pesquisa: Lion Tamarins of Brazil Fund, Idea Wild, Cleveland Metroparks Zoo, FAPERJ (bolsa de doutorado: 101.448/2011) e CAPES (bolsa de doutorado sanduíche: BEX - 10792/14-7). Obrigada a Equipe de campo da AMLD, Patrícia Santiago, Cassio Machado e Fabiana Spinelli pelo auxílio nas coletas de dados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aguiar, L.; Ludwig, G.; Svoboda, W.K.; Hilst, C.L.S.; Navarro, I.T.; Passos, F.C. Occurrence, local extinction and conservation of Primates in the corridor of the Upper Paraná River, with notes on other mammals. **Revista Brasileira de Zoologia** 24 (4): 898–906, dezembro 2007

Baker AJ, Bales K, Dietz JM. 2002. **Mating system and group dynamics in lion tamarins**. In: Kleiman DG, Rylands AB, editors. *Lion Tamarins: Biology and Conservation*. Smithsonian Institution Press, Washington, D. C., pp 188-212.

Baker, A.J.; Dietz, J.M. 1996. Immigration in wild groups of golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*). **American Journal of Primatology**. 38. P.47-56.

Baranga, D.; Chapman, C.A.; Kasenene, J.M. 2009. The structure and status of forest fragments outside protected areas in central Uganda. **African Journal of Ecology**. Volume 47, Issue 4, pages 664–669.

Beier, P.; Noss, R.F. 1998. Do habitat corridors provide connectivity? **Conservation Biology** 12(6):1241 - 1252.

Benchimol, M.; Peres, C. A. 2013. Anthropogenic modulators of species–area relationships in Neotropical primates: a continental-scale analysis of fragmented forest landscapes. **Diversity and Distributions** 19: 1339-1352.

Benites, M.; Mamede, S.B. 2008. Mamíferos e Aves como Instrumentos de Educação e Conservação Ambiental em Corredores de Biodiversidade do Cerrado, Brasil. **Mastozoología Neotropical**, 15(2):261-271, Mendoza.

Boyle, S.A.; Smith, A.T. 2010. Behavioral modifications in northern bearded saki monkeys (*Chiropotes satanas chiropotes*) in forest fragments of central Amazonia. **Primates** 1:43–51.

Bracebridge, C.E.; Davenport, T.R.B.; Mbofu; V.F.; Marsden, S.J. 2013. Is There a Role for Human-Dominated Landscapes in the Long-Term Conservation Management of the Critically Endangered Kipunji (*Rungwecebus kipunji*)? **International Journal of Primatology** 34:1122–1136.

Britto, F. 2006. **Corredores ecológicos: uma estratégia integradora na gestão de ecossistemas**. Florianópolis, Ed. da UFSC. 273p.

Carretero-Pinzón, X. 2013. An Eight-Year Life History of a Primate Community in the Colombian Llanos. *In: Primates in Fragments – Complexity and Resilience*. Marsh, L.K.; Chapman, C.A. (orgs.) Springer. 547p.

Carvalho, F.A.; Braga, J.M.A.; Nascimento, M.T. 2015. Tree structure and diversity of lowland Atlantic forest fragments: comparison of disturbed and undisturbed remnants. **Journal of Forestry Research** 27: 605.

Ceballos-Mago, N., Chivers, D.J. 2013. A Critically-Endangered Capuchin (*Sapajus apella margaritae*) Living in Mountain Forest Fragments on Isla de Margarita, Venezuela. **Primates in Fragments - Developments in Primatology: Progress and Prospects**, pp 183-195.

Chetkiewicz, C., St. Clair, C., Boyce, M. 2006. Corridors for Conservation: Integrating Pattern and Process. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics** 37, pp. 317-342.

Chiarello, A. G. 2003. Primates of the Brazilian Atlantic forest: the influence of forest fragmentation on survival. *In: Primates in Fragments, Ecology and Conservation*, L. K. Marsh (ed.), pp.99–122. Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York.

Coelho, A. 2009. **Reintrodução do Mico-leão-dourado, Leontopithecus rosalia, em fragmentos: sucesso reprodutivo, interações inter-grupais em corredores e conflito social**. Tese de doutorado. Universidade Estadual do Norte Fluminense., p. 127.

Coelho, A. S., C. R. Ruiz-Miranda, B. B. Beck, A. Martins, C. R. Oliveira, V. Sabatini. 2008. **Comportamento do mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*, Linnaeus 1766) em relação à fragmentação do habitat**. Pages 58-85 *in: Oliveira, P.P.; Grativol, A.D.; Ruiz-Miranda, C.R. (editor) Conservação do mico-leão-dourado – Enfrentando os desafios de uma paisagem fragmentada*. Editora da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro - UENF, Campos dos Goytacazes, Brazil.

Cowlishaw, G.; Dunbar, R. 2000. Primate conservation biology. **The University of Chicago Press**, Chicago.

Demšar, U.; Buchin, K.; Loon, E.E. van; Shamoun-Baranes, J. 2014. Stacked space-time densities: a geovisualisation approach to explore dynamics of space use over time. **Geoinformatica**, 19, 85–115.

Dietz JM, Baker AJ, Miglioretti D. 1994. Seasonal variation in reproduction, juvenile growth, and adult body mass in golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*). **American Journal of Primatology** 34:115-132.

Dietz JM, Baker AJ. 1993. Polygyny and female reproductive success in golden lion tamarins, *Leontopithecus rosalia*. **Animal Behaviour** 46:1067-1078.

Dietz, J.M.; Peres, C.A.; Pinder, L. 1997. Foraging ecology and use of space in wild golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*). **American Journal of Primatology** 41: 289-305.

Dietz, J.M.; Souza, S.N. De; Billerbeck, R. 1996. Population dynamics of golden-headed lion tamarins *Leontopithecus chrysomelas* in Una Reserve, Brazil. **Dodo Journal of the Wildlife Preservation Trusts**, 32: 115-122.

Estrada, A.; Coates-Estrada, R. 1996. Tropical Rain Forest Fragmentation and Wild Populations of Primates at Los Tuxtlas, Mexico. **International Journal of Primatology**, Vol. 17, No. 5.

Fernandes, R.V.; Rambaldi, D.M. e Teixeira, A.M.G. 2008. **Restauração e proteção legal da paisagem – corredores florestais e RPPNs**. In: Conservação do mico-leão-dourado - Enfrentando os desafios de uma paisagem fragmentada. Oliveira, P. P.; Grativol, A.D.; Ruiz-Miranda, C.R. (orgs.) - Campos dos Goytacazes: Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro; Centro de Biociências e Biotecnologia; Laboratório de Ciências Ambientais. 200p.: il.

Frankham, R.; Ballou, J. D.; Briscoe, D. A. 2002. Introduction to Conservation Genetics. **Cambridge University Press**, Cambridge.

Gibbons, M.A.; Harcourt, A.H. 2009. Biological correlates of extinction and persistence of primates in small forest fragments: a global analysis. **Trop Conserv Sci** 2:388–403.

Girard, I.; Ouellet, J-P.; Courtois, R; Dussault, C.; Breton, L. 2002. Effects of sampling effort based on GPS telemetry on home-range size estimations. **Journal of Wildlife Management** 66(4):1290-1300.

Goossens, B.; Chikhi, L.; Ancrenaz, M. et al. 2006. Genetic signature of anthropogenic population collapse in orang-utans. **PLoS Biol** 4:285–291.

Hankerson, S.E.J. **Resource and Space Use in the Wild Golden Lion Tamarin, *Leontopithecus rosalia***. Tese de Doutorado. University of Maryland. p.148. 2008.

Hankerson, S.J.; Dietz, J.M. 2014. Predation rate and future reproductive potential explain home range size in golden lion tamarins. **Animal Behaviour** (96) 87-95.

Jacob, A.A. e Rudran, R. 2006. **Radiotelemetria em estudos populacionais**. In: Métodos de estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre. Cullen Jr., L.; Rudran, R.; e Valladares-Padua, C. (orgs.) 2ª edição revisada. Curitiba, Ed. Universidade Federal do Paraná. 652p.

Johns, A. D.; Skorupa, J.P. 1987. Responses of rain-forest primates to habitat disturbance: a review. **Int. J. Primatol.**, 8: 157-191.

Kernohan BJ, Gitzen RA, Millspaugh JJ. 2001. **Analysis of animal space use and movements**. In: Marzluff JM, editor. Radio Tracking and Animal Populations. San Diego, CA: Academic Press.

Kie, J. 2013. A rule-based ad hoc method for selecting a bandwidth in kernel home-range analyses. **Animal Biotelemetry** 1:13.

Kierulff, M.C.M., Raboy, B.E., Oliveira, P.P.de, Miller, K., Passos, F.C., Prado, F. Behavioral Ecology of Lion Tamarin. 2002. In:Kleiman, D.G., Rylands, A.B. (eds.) Lion Tamarins: Biology and Conservation. Washington e London: American Zoo, **Aquarium Association**. 7: 157-187.

Kleiman, D.G.; Rylands, A.B. 2002. **Lion tamarins: biology and conservation**. Washington: Smithsonian Institution Press, p.157-187.

Kleiman, D.G.; Rylands, A.B. **Lion tamarins: biology and conservation**. Washington: Smithsonian Institution Press, 2002, p.157-187.

Kranstauber, B., Smolla, M. and Safi, K. (2016), Similarity in spatial utilization distributions measured by the Earth Mover's Distance. **Methods Ecol Evol**. Accepted Author Manuscript. doi:10.1111/2041-210X.12649

Lapenta MJ, Procopio de Oliveira P, Nogueira-Neto P. 2007. Daily activity period, home range and sleeping sites of golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*) translocated to the União Biological Reserve, RJ-Brazil. **Mammalia** 71(3):131-137.

Lehman, S.M.; Ratsimbazafy, J.; Rajaonson, A.; Day, S. 2006-a. Decline of *Propithecus diadema edwardsi* and *Varecia variegata variegata* (Primates: Lemuridae) in south-east Madagascar. **Oryx**, 40(1), 108–111.

Lehman, S.M.; Ratsimbazafy, J.; Rajaonson, A.; Day, S. 2006-b. Ecological Correlates to Lemur Community Structure in Southeast Madagascar. **International Journal of Primatology**, Vol. 27, No. 4.

Luo, Z.; Yu, H.; Pu, Y.; Yang, J.; Mei, H.; Wang, D.; Zhu, Z.; Zhao, M.; Wu, H. 2016. Assessment of Habitat Fragmentation and Corridors for an Isolated Subspecies of the Sichuan Golden Snub-Nosed Monkey, *Rhinopithecus roxellana hubeiensis*. **International Journal of Primatology**.

Marsh, L. K. 2003. The nature of fragmentation. *In: Primates in Fragments: Ecology and Conservation*, L. K. Marsh (ed.), pp.1–10. Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York.

Mazur, R.; Klimley, A.P.; Folger, K. 2013. Implications of the variable availability of seasonal foods on the home ranges of black bears, *Ursus americanus*, in the Sierra Nevada of California. **Animal Biotelemetry** 1:16.

McCann, C.; Williams-Guillen, K.; Koontz, F.; Espinoza, A.A.R.; Sanchez, J.C.M.; Koontz, C. 2003. Shade Coffee Plantations As Wildlife Refuge For Mantled Howler Monkeys (*Alouatta palliata*) In Nicaragua. **Primates in Fragments: Ecology and Conservation**.

McLennan, M. R.; Plumptre, A. J. 2012. Protected apes, unprotected forest: Composition, structure and diversity of riverine forest fragments and their conservation value in Uganda. **Tropical Conservation Science**, 5,79–103.

Mickelberg, J.L. 2011. **Understanding and Managing Isolation in a Fragmented Population of Golden Lion Tamarins, *Leontopithecus rosalia***. Tese de doutorado. George Mason University. 186p.

Mittermeier, R. A. 1991. **Hunting and its effect on wild primate populations in Suriname**. In: J. G. Robinson and K. H. Reford. (eds) Neotropical Wildlife Use and Conservation. Chicago, IL : University of Chicago Press. p. 93-110.

Morgan, B.J.; Abwe, E.E.; Dixon, A.F. Astaras, C. 2013. The Distribution, Status, and Conservation Outlook of the Drill (*Mandrillus leucophaeus*) in Cameroon **International Journal of Primatology** Volume 34, Issue 2, pp 281-302.

Muñoz, A.A.; Camacho, L.M.C. 2010. Conservación Y Uso Sostenible De Los Bosques De Roble Em El Corredor De Conservación Guantiva – La Rusia

– Iguaque, Departamentos De Santander Y Boyacá, Colombia. **Revista Colombia Forestal** Vol. 13 (1): 5-30.

Nasi, R.; Koponen, P.; Poulsen, J.G.; Buitenzorgy, M.; Rusmantor, W. 2007. Impact of landscape and corridor design on primates in a large-scale industrial tropical plantation landscape. **Biodiversity and Conservation**, Volume 17, No 5, 1105–1126.

Oates, J.F. 1987. **Food Distribution and foraging behavior**. *In*: Smuts, B.B., Cheney, D.L., Seyfarth, R.M., Wrangham, R.W., Struhsaker, T.T. (eds.) *Primates Societies*. Chicago: University of Chicago Press. p. 197-209.

Oates, J.F.; Abedi-Lartey, M.; McGraw, W.S. 2000. Extinction of a West African red colobus monkey. **Conserv Biol** 14:1526–1532.

Olson, E. R., Marsh, R. A., Bovard, B. N., Randrianarimanana, H. L. L., Ravaloharimanitra, M., Ratsimbazafy, J. H., King, T. 2012. Arboreal camera trapping for the Critically Endangered greater bamboo lemur *Prolemur simus*. **Oryx** 46: 593-597.

Peng-Fei, F.; Xue-Longand, J.; Chang-Cheng, T. 2009. The Critically Endangered black crested gibbon *Nomascus concoloron* Wuliang Mountain, Yunnan, China: the role of forest types in the species' Conservation. **Oryx**, 43(2), 203–208.

Powell, R. A. 2000. **Animal home ranges and territories and home range estimators**. *In* L. Boitani and T. Fuller, editors. *Research techniques in animal ecology: controversies and consequences*. Columbia University Press, New York, New York, USA.

Prado, F. 1999. **Ecologia, comportamento e conservação d mico-leão-da-cara-preta (*Leontopithecus caissara*) no Parque Nacional do Superagui, Guaraqueçaba, Paraná**. Dissertação de Mestrado.UNESP. Botucatu. 69 p.

Procópio-de-Oliveira, P.; Kierulff, M.C.M.; Lapenta, M.J. 2008. **Dieta e área de uso de micos-leões-dourados na Reserva Biológica União, RJ.** *In*: Procópio-de-Oliveira, P.; Grativol, A.D.; Ruiz-Miranda, C.R. (eds.). **Conservação do mico-leão-dourado – Enfrentando os desafios de uma paisagem fragmentada.** 199p. 2008.

Pusey, A.E.; Packer, C. 1987. The Evolution of Sex-Biased Dispersal in Lions. **Behaviour**, Volume 101, Issue 4. 275-310p.

R Core Team. 2016. R: **A language and environment for statistical computing.** R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Raboy, B.E.; Dietz, J.M. 2004. Diet, foraging and use of space in wild Golden-Headed Lion Tamarins. **American Journal of Primatology**, **63**: 1-15.

Ravaloharimanitra , M.; Ratolojanahary, T.; Rafalimandimby , J.; Rajaonson , A.; Rakotonirina , L.; Rasolofoharivelo , T.; Ndriamiary. J.N.; Andriambololona , J.; Nasoavina, C.; Fanomezantsoa , P.; Rakotoarisoa, J.C.; Youssouf ; Ratsimbazafy , J.; Dolch, J.; King, T. 2011. Gathering Local Knowledge in Madagascar Results in a Major Increase in the Known Range and Number of Sites for Critically Endangered Greater Bamboo Lemurs (*Prolemur simus*) **International Journal of Primatology** 32:776–792.

Razakamaharavo, V.R.; McGuire, S.M.; Vasey, N.; Louis Jr., E.E.; Brenneman, R.A. 2010. Genetic architecture of two red ruffed lemur (*Varecia rubra*) populations of Masoala National Park. **Primates** 51:53–61.

Rocha, C.F.D.; Bergallo, H.G.; Sluys, M.V.; Alves, M.A.S.; Jenkins, C. 2006. **Corredores Ecológicos e Conservação da Biodiversidade: Um Estudo de Caso na Mata Atlântica.** *In*: Biologia da Conservação: Essências. Carlos Frederico Duarte da Rocha, Helena de Godoy Bergallo, Maria Alice dos Santos Alves e Monique Van Sluys (organizadores). Editora Rima. p. 317-342.

Rylands, A.B., Bampi, M.I., Chiarello, A.G., da Fonseca, G.A.B., Mendes, S.L., Marcelino, M. 2003. *Leontopithecus rosalia*. In: IUCN 2003. **2003 IUCN Red List of Threatened Species**.

Sáenz-Jiménez, F.A. 2010. Aproximación a la Fauna Asociada a los Bosques de Roble Del Corredor Guantiva – La Rusia – Iguaque (Boyacá–Santander, Colombia). **Revista Colombiana Forestal** Vol. 13 (2): 299-334.

Schäffler, L.; Kappeler, P.M. 2014. Distribution and Abundance of the World's Smallest Primate, *Microcebus berthae*, in Central Western Madagascar. **International Journal of Primatology** 35:557–572

Schmidlin, L.A.J. 2014. **Análise da disponibilidade de habitat para o mico-leão-da-carapreta (*Leontopithecus caissara* Lorini & Persson, 1990) e identificação de áreas preferenciais para o manejo da espécie por técnicas de geoprocessamento**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná. 104p.

Seaman, D.E.; Powell, R.A. 1996. An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. **Ecology** 77(7):2075-2085.

Swihart, R. K., Slade, N. A. 1985. Influence of Sampling Interval on Estimates of Home Range Size. **Journal of Wildlife Management**, 49: 1019-1025.

Swihart, R.K.; Slade, N.A. 1986. The importance of statistical power when testing for independence in animal movements. **Ecology** 67(1):255-258.

Tesfaye, D.; Fashing, P.J.; Bekele, A.; Mekonnen, A.; Atickem, A. 2013. Ecological Flexibility in Boutourlini's Blue Monkeys (*Cercopithecus mitis boutourlinii*) in Jibat Forest, Ethiopia: A Comparison of Habitat Use, Ranging Behavior, and Diet in Intact and Fragmented Forest. **International Journal of Primatology** 34:615–640.

Turner, I. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. **Journal of Applied Ecology**, 33, pp. 200-209.

Valladares-Padua, C.B. 1993. **The ecology, behavior and conservation of the black lion tamarins (*Leontopithecus chrysopygus*, Mikan, 1823)**. Thesis – (PhD in Philosophy) – Universidade da Florida, Florida. 182p.

Vieira, M., Faria, D., Fernandez, F., Ferrari, S., Freitas, S., Gaspar, D., Setz, E. 2003. **Mamíferos**. Em M. P. Ambiente, Fragmentação de Ecossistemas, Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. MMA (Ministério do Meio Ambiente), Brasília. 510p

Wakefield, E.D., Bodey, T.W., Bearhop, S., Blackburn, J., Colhoun, K., Davies, R., Dwyer, R.G., Green, J.A., Grémillet, D., Jackson, A.L., Jessopp, M.J., Kane, A., Langston, R.H.W., Lescroël, A., Murray, S., Nuz, M.L., Patrick, S.C., Péron, C., Soanes, L.M., Wanless, S., Votier, S.C. & Hamer, K.C. 2013. Space Partitioning Without Territoriality in Gannets. **Science**, 341, 68–70.

DISCUSSÃO GERAL

Entender o uso do espaço por espécies em extinção é um fator determinante para a tomada de decisões para o planejamento da conservação.

A técnica de radiotelemetria permite obter informações sobre a ecologia, o comportamento de populações silvestres, área de vida, padrão de deslocamento, utilização de habitats e padrões de atividades, mesmo que a distância, através de um transmissor acoplado ao animal que emite sinais de rádio captados por um receptor (Jacob e Rudran, 2006). Apenas seis estudos com diferentes espécies (Selonen e Hanski, 2003; Dzialak *et al.*, 2005; Castellón e Sieving, 2006; Gillies e St. Clair, 2008; Asari *et al.*, 2010; LaPoint *et al.*, 2013) e um estudo com MLDs (Coelho, 2009) avaliaram o uso de corredores ecológicos através dessa técnica.

A radiotelemetria é uma metodologia eficiente para o acompanhamento dos animais em vida livre, mas demanda muito tempo e investimento e normalmente restringe-se a apenas a uma única espécie.

Apesar da telemetria ser uma boa ferramenta para rastrear padrões de movimento animal, os dados que a mesma gera, muitas vezes são de difícil interpretação (Patel *et al.*, 2015). Mesmo com o equipamento de telemetria automatizada digital ter apresentado problemas, tanto ele quanto a telemetria convencional foram capazes de apresentar dados referentes ao uso do corredor pelos MLDs, corroborando com Bueno, 2004 e Rocha *et al.*, 2006 que os corredores devem servir de canal para deslocamentos entre fragmentos anteriormente separados.

Detectar a presença dos MLDs e a ausência dos saguis nos corredores com o uso da telemetria digital automatizada é de extrema relevância para entendermos como a biologia da conservação, principalmente em paisagens alteradas e dinâmicas metapopulacionais (Hanski e Thomas, 1994; Rodrigues *et al.*, 2000; Gaston e Rodrigues, 2003; Brotons *et al.*, 2004; Cushman e McGarigal, 2004).

O entendimento sobre os padrões de uso do habitat por uma espécie são extremamente importantes para compreender a ecologia animal (Hart *et al.*, 2015). É importante compreendermos os movimentos dos saguis invasores na área de ocorrência dos MLDs por eles fornecerem informações críticas para

o manejo da conservação, compreender como a espécie utiliza a paisagem e contribuir para estudos que apontem os impactos causados a fauna local.

Uma alternativa para obter dados mais precisos de localização dos MLDs seria a utilização de colares de GPS, porém, esses colares ainda são muito grandes e pesados, tornando-se inviáveis para essa espécie. Camp *et al.* (2016) observaram que a cobertura vegetal reduziu significativamente o desempenho da telemetria GPS, o que poderia comprometer o desempenho com os MLDs, uma vez que a espécie é arborícola e utiliza, na maioria das vezes, ocos como locais de dormida.

A telemetria convencional possibilitou observar como este corredor é utilizado e também através dos parâmetros demográficos que foram capazes de detectar a taxa de imigração e emigração e ocupação de áreas, mesmo que o fluxo gênico não tenha sido medido diretamente, observação semelhante a que Beier e Noss (1998) e Coelho (2009) observaram em seus estudos.

Diferentemente do que foi observado por McCann *et al.* (2003); Nasi *et al.* (2007); Sáenz-Jiménez (2010); Tesfaye *et al.* (2013), apesar do corredor fazer parte da área de uso de dois grupos estudados, a espécie não utilizou o corredor como extensão do habitat. Esse corredor não possui espécies vegetais que propiciem locais de dormida para os MLDs.

Segundo Spironello (2001), uma forma de se investigar efeitos de fragmentação em primatas é a realização de estudos de área de vida, pois este tipo de estudo possibilita análises de requerimentos de áreas para futuras iniciativas de conservação em fragmentos. A área em que se localizam os fragmentos desse estudo é amplamente fragmentada e desconexa, dificultando oportunidades de expansões de território e oportunidades reprodutivas para indivíduos em idade reprodutiva.

Habitats fragmentados tendem a isolar populações e limitar as oportunidades de dispersão (Oklander e Corach, 2013). A dispersão é de extrema relevância para a manutenção da conectividade populacional e também para diminuir o risco de extinção e a perda de variabilidade genética entre as populações (Pope, 1992; With e King, 1999; Gonçalves *et al.*, 2003; Ezard e Travis 2006).

A capacidade de dispersão de primatas em florestas fragmentadas é um fator importante para a sobrevivência das espécies em longo prazo, pois além

de depender de características específicas de cada espécie também depende da configuração espacial da paisagem. A redução na habilidade de dispersão causada pela fragmentação obriga espécies de primatas a viverem em pequenos fragmentos, o que altera seus padrões de forrageamento e atividades, sua organização social e condições fisiológicas (Estrada e Coates-Estrada, 1996; Chiarello e de Melo, 2001; Clarke *et al.*, 2002; Bicca-Marques, 2003).

A presença de corredores é fundamental para a conservação, principalmente em espécies que dispersam individualmente, pois contribuem para a dinâmica de metapopulações e conectam fragmentos que antes eram isolados e limitantes para o movimento individual (Swart e Lawes, 1996).

Estrada e Coates-Estrada (1996), McCann *et al.* (2003), Coelho (2009), Peng-Fei *et al.* (2009), Boyle e Smith (2010), McLennan e Plumptre (2012), Bracebridge *et al.* (2013), Tesfaye *et al.* (2013) observaram a dispersão de diferentes espécies de primatas em ambientes conectados através de corredores ecológicos. Os corredores devem proporcionar um aumento na capacidade de dispersão de primatas de maneira que contribua para a sobrevivência em longo prazo das populações (Ceballos-Mago e Chivers, 2013).

A ausência de conexão em fragmentos florestais isolados pode alterar a estrutura de uma população animal, afetando sua diversidade genética bem como o comportamento dos animais, pois contribui para mudanças na área de vida e afeta os padrões de movimentação animal (Trombulak e Frissell, 2000; Huck *et al.*, 2011).

Apenas o estudo de Razakamaharavo *et al.* (2010) identificou diretamente o fluxo gênico entre populações de lêmures. Coelho (2009) relata um caso em que o corredor proporciona a interação entre grupos e a formação de um novo grupo e conseqüentemente transferência de genes entre a população. Apesar de pouca informação sobre os impactos do isolamento e redução genética da diversidade de primatas, dados genéticos apresentam elevada importância para a conservação destes animais (Milton *et al.*, 2009).

Nem sempre conexões são benéficas à espécie, podendo levar a desmembramento demográfico através de conflitos (Coelho, 2009). O grupo BEII começou a se desmembrar após a saída de duas fêmeas sub-adultas para

o grupo PB e uma dos questionamentos que levantamos é se a saída dessas fêmeas contribuiu para o desaparecimento do grupo BEII.

Corredores ecológicos visam propiciar a conexão entre fragmentos e conseqüentemente aumentar as áreas de habitat de primatas, bem como elevar o fluxo gênico das espécies para que não haja endogamia e perda da variabilidade genética.

Estudos como o de Ceballos-Mago e Chivers (2013), sugerem a criação de corredores ecológicos para aumentar a área de dispersão de primatas entre fragmentos florestais. Uma sugestão viável e sustentável seria o aumento da conectividade de florestas utilizando corredores agroflorestais (Asare *et al.*, 2014; Cullen Jr. e Valladares-Paduá, 2012). Essa iniciativa beneficia também os produtores rurais ao mesmo tempo em que promove a conexão entre fragmentos inicialmente isolados. É um ponto positivo para que produtores rurais sejam motivados a contribuir para a conservação dos habitats.

Outra sugestão que pode contribuir para as espécies que habitam ambientes altamente fragmentados devido à agricultura seria a implantação da agricultura sintrópica. A agricultura sintrópica criada por Ernst Gotsch propõe inovar a produção agrícola de forma mais harmoniosa com o meio ambiente, através de princípios e técnicas que viabilizam integrar produção de alimentos à dinâmica de regeneração natural de florestas (Gotsch, 1997; Andrade e Pasini, 2014). Esse tipo de agricultura poderia contribuir para a repopulação de áreas anteriormente inóspitas bem como ampliar o habitat de várias espécies animais.

Referências Bibliográficas

Andrade, D.V.P.; Pasini, F.S. 2014. **Implantação e Manejo de Agroecossistema Segundo os Métodos da Agricultura Sintrópica de Ernst Götsch**. Cadernos de Agroecologia Vol 9, No. 4.

Asare, R., Afari-Sefa, Osei-Owusu, Y., Pabi, O. 2014. Cocoa agroforestry for increasing forest connectivity in a fragmented landscape in Ghana. **Agroforestry Systems**. Volume 88, Issue 6, pp 1143-1156.

Beier, P.; Noss, R.F. 1998. Do habitat corridors provide connectivity? **Conservation Biology** 12(6):1241 - 1252.

Bicca-Marques, J.C. 2003. How do howler monkeys cope with habitat fragmentation? *In*: Marsh LK (ed) **Primates in fragments, ecology and conservation**. Kluwer Academy/Plenum Publishers, New York, US, pp 283–303.

Boyle, S.A.; Smith, A.T. 2010. Behavioral modifications in northern bearded saki monkeys (*Chiropotes satanas chiropotes*) in forest fragments of central Amazonia. **Primates** 1:43–51.

Bracebridge, C.E.; Davenport, T.R.B.; Mbofu; V.F.; Marsden, S.J. 2013. Is There a Role for Human-Dominated Landscapes in the Long-Term Conservation Management of the Critically Endangered Kipunji (*Rungwecebus kipunji*)? **International Journal of Primatology** 34:1122–1136.

Brotons, L., Thuiller, W., Araújo, M.B., Hirzel, A.H. 2004. Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. **Ecography** 27: 437/448.

Bueno, C. 2004. **Bases Conceituais de Corredores Ecológicos e Proposta Metodológica: Evoluções na Conservação de Biodiversidade**. Rio de Janeiro: UFRJ/Programa de Pós-Graduação em Geografia, 38p.

Camp, M.J.; Rachlow, J.L.; Cisneros, R.; Roon, D.; Camp, R.J. 2016. Evaluation of Global Positioning System telemetry collar performance in the tropical Andes of southern Ecuador. **Natureza e Conservação**.

Castellón, T.D.; Sieving, K.E. 2006. An Experimental Test of Matrix Permeability and Corridor Use by an Endemic Understory Bird. **Conservation Biology** Volume 20, No. 1.

Ceballos-Mago, N., Chivers, D.J. 2013. A Critically-Endangered Capuchin (*Sapajus apella margaritae*) Living in Mountain Forest Fragments on Isla de Margarita, Venezuela. **Primates in Fragments - Developments in Primatology: Progress and Prospects**, pp 183-195.

Chiarello, A.G.; Melo, F.R. 2001. Primate population densities and sizes in Atlantic forest remnants of northern Espírito Santo, Brazil. **Int J Primatol** 22:379–396.

Clarke, M. R.; Collins, A. D.; Zucker, E. L. 2002. Responses to deforestation in a group of mantled howler (*Alouatta palliata*) in Costa Rica. **Int. J. Primatol.** 23:365–381.

Coelho, A.S. 2009. **Reintrodução do mico-leão-dourado, Leontopithecus rosalia, em fragmentos: sucesso reprodutivo, interações intergrupais em corredores e conflito social.** Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais), Campos dos Goytacazes – RJ. Universidade Estadual do Norte Fluminense – UENF. 127p.

Cullen Jr., L. E Valladares-Padua, C. 1997. Métodos para estudos de ecologia, manejo e conservação de primatas na natureza. **In: Manejo e Conservação da Vida Silvestre no Brasil**, C. Valladares-Padua e R. Bodmer (eds.), pp.239– 269. MCT-CNPq e Sociedade Civil Mamirauá, Brasília e Tefé, Amazonas.

Cushman, S. A., Mcgarigal, K. 2004. Patterns in the species-environment relationship depend on both scale and choice of response variables. **Oikos** 105: 117–124

Dzialak, M.R.; Lacki, M.J.; Larkin, J.L.; Carter, K.M.; Vorisek, S. 2005. Corridors affect dispersal initiation in reintroduced peregrine falcons. **Animal Conservation** 8, 421–430.

Estrada, A.; Coates-Estrada, R. 1996. Tropical Rain Forest Fragmentation and Wild Populations of Primates at Los Tuxtlas, Mexico. **International Journal of Primatology**, Vol. 17, No. 5.

Ezard, T.H.G.; Travis, J.M.J. 2006. The impact of habitat loss and fragmentation on genetic drift and fixation time. **Oikos** 114:367–375.

Gaston, K. J., Rodrigues, A. S. L. 2003. Reserve selection in regions with poor biological data. **Cons. Biol.** 17: 188–195.

Gillies, C.S.; St. Clair, C.C. 2008. Riparian corridors enhance movement of a forest specialist bird in fragmented tropical forest. **PNAS**, vol. 105, nº50. 19774-19779.

Gonçalves, E. C., Ferrari, S. F., Paulo, A. S., Coutinho, E. G., Menezes, E. V., Schneider, M. P. C. 2003. **Effects of habitat fragmentation on the genetic variability of silvery marmosets, *Mico argentatus***. In: *Primates in Fragments: Ecology and Conservation*. Marsh, L. K. New York: Kluwer Academic/Plenum Publishers, pp. 17-27.

Gotsch, E. 1997. **Homem e Natureza Cultura na Agricultura**. Centro de Desenvolvimento Agroecológico Sabiá.

Hanski, I.; Thomas, C. D. 1994. Metapopulation dynamics and conservation: A spatially explicit model applied to butterflies. **Biol. Cons.** 68: 167–180.

Hart, K.M.; Cherkiss, M.S.; Smith, B.J.; Mazzotti, F.J.; Fujisaki, I.; Snow, R.W.; Dorcas, M.E. 2015. Home range, habitat use, and movement patterns of non-native Burmese pythons in Everglades National Park, Florida, USA. **Animal Biotelemetry** 3:8.

Huck, M.; Jedrzejewski, W.; Borowik, T.; Jedrzejewska, B.; Nowak, S.; Myslajek, R.W. 2011. Analyses of least cost paths for determining effects of

habitat types on landscape permeability: wolves in Poland. **Acta Theriol** 56:91–10

Jacob, A.A.; Rudran, R. 2006. **Radiotelemetria em estudos populacionais**. In: Culler Jr., L.; Rudran, R.; Valladares-Padua, C. (orgs.). Métodos de Estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre. 2ª ed. rev. Curitiba: Ed. Universidade Federal do Paraná. 652p.

LaPoint, S.; Gallery, P.; Wikelski, M.; Kays, R. 2013. Animal behavior, cost-based corridor models, and real corridors. **Landscape Ecol** 28:1615–1630.

McCann, C.; Williams-Guillen, K.; Koontz, F.; Espinoza, A.A.R.; Sanchez, J.C.M.; Koontz, C. 2003. Shade Coffee Plantations As Wildlife Refuge For Mantled Howler Monkeys (*Alouatta palliata*) In Nicaragua. **Primates in Fragments: Ecology and Conservation**.

McLennan, M. R.; Plumptre, A. J. 2012. Protected apes, unprotected forest: Composition, structure and diversity of riverine forest fragments and their conservation value in Uganda. **Tropical Conservation Science**, 5,79–103.

Milton K., Lozier J.D., Lacey E.A. 2009. Genetic structure of an isolated population of mantled howler monkeys (*Alouatta palliata*) on Barro Colorado Island, Panama. **Conserv Genet**. 10:347–358.

Nasi, R.; Koponen, P.; Poulsen, J.G.; Buitenzorgy, M.; Rusmantor, W. 2007. Impact of landscape and corridor design on primates in a large-scale industrial tropical plantation landscape. **Biodiversity and Conservation**, Volume 17, No 5, 1105–1126.

Oklander, L.; Corach, D. 2013. Kinship and Dispersal Patterns in *Alouatta caraya* Inhabiting Continuous and Fragmented Habitats of Argentina. In: Marsh, L.K.; Chapman, C.A.(orgs.) **Primates in Fragments**. Springer, New York.

Patel, S.H.; Morreale, S.J.; Panagopoulou, A.; Bailey, H.; Robinson, N.J.; Paladino, F.V.; Margaritoulis, D.; Spotila, J.L. 2015. Changepoint analysis: a new approach for revealing animal movements and behaviors from satellite telemetry data. **Ecosphere** 6 (12).

Peng-Fei, F.; Xue-Longand, J.; Chang-Cheng, T. 2009. The Critically Endangered black crested gibbon *Nomascus concoloron* Wuliang Mountain, Yunnan, China: the role of forest types in the species' Conservation. **Oryx**, 43(2), 203–208.

Pope TR. 1992. The influence of dispersal patterns and mating system on genetic differentiation within and between populations of the red howler monkey (*Alouatta seniculus*). **Evolution** 46:1112–1128.

Razakamaharavo, V.R.; McGuire, S.M.; Vasey, N.; Louis Jr., E.E.; Brenneman, R.A. 2010. Genetic architecture of two red ruffed lemur (*Varecia rubra*) populations of Masoala National Park. **Primates** 51:53–61

Rocha, C.F.D.; Bergallo, H.G.; Sluys, M.V.; Alves, M.A.S.; Jenkins, C. 2006. **Corredores Ecológicos e Conservação da Biodiversidade: Um Estudo de Caso na Mata Atlântica**. In: Biologia da Conservação: Essências. Carlos Frederico Duarte da Rocha, Helena de Godoy Bergallo, Maria Alice dos Santos Alves e Monique Van Sluys (organizadores). Editora Rima. p. 317-342.

Rodrigues, A. S., Gaston, K. J., Gregory, R. D. 2000. Using presence-absence data to establish reserve selection procedures that are robust to temporal species turnover. *Proc. Roy. Soc. Lond. B Biol. Sci.* 267: 897–902.

Sáenz-Jiménez, F.A. 2010. Aproximación a la Fauna Asociada a los Bosques de Roble Del Corredor Guantiva – La Rusia – Iguaque (Boyacá–Santander, Colombia). **Revista Colombiana Forestal** Vol. 13 (2): 299-334.

Selonen, V.; Hanski, I. K. 2003. Movements of the flying squirrel *Pteromysolans* in corridors and in matrix habitat. **Ecography** 26: 641– 651.

Spironello, W.R. 2001. The Brown Capuchin Monkey (*Cebus apela*): Ecology and Home Range Requirements in Central Amazonia. *In*: Bierregaard, R.O. Jr.; Gascon, C.; Lovejoy, T.E.; Mesquita, R. (Eds.). **Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest**. New Haven and London: University Press, 478p.

Swart, J.; Lawes, M. J. 1996. The effect of habitat patch connectivity on samango monkey (*Cercopithecus mitis*) metapopulation persistence. **Ecol. Model.** 93:57–74.

Tesfaye, D.; Fashing, P.J.; Bekele, A.; Mekonnen, A.; Atickem, A. 2013. Ecological Flexibility in Boutourlini's Blue Monkeys (*Cercopithecus mitis boutourlinii*) in Jibat Forest, Ethiopia: A Comparison of Habitat Use, Ranging Behavior, and Diet in Intact and Fragmented Forest. **International Journal of Primatology** 34:615–640.

Trombulak, S.C.; Frissell, C.A. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. **Conservation Biology**, v. 14, issue 1 pages 18-30.

With, K.A., King, A.W., 2001. Analysis of landscape sources and sinks: the effect of spatial pattern on avian demography. **Biological Conservation** 100, 75–88.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Como a dispersão é um processo ecológico importante na sobrevivência das espécies, observa-se a necessidade que a paisagem seja permeável e permita a movimentação interfragmentar com as mais diferentes finalidades (abrigo, alimento, reprodução). A movimentação entre fragmentos varia desde movimentos diários como padrões de forrageamento até movimentos dispersivos que ocorrem sazonalmente e apresentam longas distâncias. Ainda se observam fatores que influenciam na dispersão que são, além da perda de habitat, a invasão de espécies exóticas e mudanças climáticas.

Os corredores ecológicos compõem uma das estratégias conservacionistas mais promissoras, pois diminuem a distância entre os fragmentos e contribuem para que a movimentação das espécies em áreas protegidas e evitam que elas se exponham durante movimentação em áreas abertas, como matriz de pastagem. Corredores ecológicos visam propiciar a conexão entre fragmentos e conseqüentemente aumentar as áreas de habitat das espécies, bem como elevar o fluxo gênico das espécies para que não haja endogamia e perda da variabilidade genética. Os corredores ecológicos implementados pela Associação Mico Leão Dourado têm cumprido seu papel de conectar fragmentos isolados e propiciar incremento na mobilidade das mais diferentes espécies de vertebrados (Carlos, 2006; Ahmadnia, 2013). Os micos-leões-dourados, espécie bandeira da implementação dos corredores na Mata Atlântica da baixada fluminense, foram avaliados em apenas um corredor ecológico e foi constatado que a espécie tem se utilizado dessa ferramenta ecológica para travessias que ampliaram suas áreas de uso e propiciaram imigração e emigração em grupos vizinhos que habitam os fragmentos conectados pelo corredor.

Dois diferentes equipamentos e metodologias foram utilizados para avaliar a viabilidade de corredores ecológicos: Radiotelemetria digital automatizada e radiotelemetria convencional.

A radiotelemetria digital automatizada possui a vantagem de requerer menos tempo dos pesquisadores em campo, além de ser menos intrusiva no ambiente e no comportamento dos indivíduos. Porém o equipamento testado ainda necessita passar por melhorias para que possa contribuir na coleta de

dados mais precisos e completos da atividade dos MLDs em paisagens fragmentadas conectadas ou não. Para que esse equipamento possa responder a questões referentes ao uso do corredor ecológico pelos micoleões-dourados, é necessária uma mudança na metodologia proposta, mais receptores devem ser inseridos nas proximidades do corredor e também dos fragmentos. Com esse equipamento não é possível obter dados referentes a área de uso dos grupos, uma vez que o relevo influencia na atuação do equipamento e não é possível conseguir a localização exata dos indivíduos, o que não possibilita a tomada de pontos georreferenciados. Sugere-se o uso desse equipamento para estudos relacionados a presença e travessias nos corredores ecológicos.

A radiotelemetria convencional possui como vantagem o acompanhamento dos animais em vida livre e a precisão na localização do animal. Entretanto, é um método intrusivo, com equipamentos de alto custo e necessita que o pesquisador desprenda muitas horas em campo para a obtenção dos dados, o que eleva os custos do projeto, pois necessita de mais recursos para pessoal, equipamentos, material de consumo e despesas com transporte.

No estudo relacionado com grupos de MLDs em fragmentos conectados por corredor ecológico, esse equipamento possibilitou a obtenção de dados referentes a área de uso e constatou-se que o corredor atingiu uma das suas metas que é a de propiciar movimentos entre fragmentos anteriormente isolados. Porém não foram observados movimentos diretos dos animais dentro do corredor durante a coleta de dados, apenas a evidência através das áreas de uso que esses grupos têm utilizado o corredor ecológico para travessias e conseqüentemente para a ampliação das suas áreas de uso.

Sugere-se que seja investigado o uso pela espécie em corredores de diferentes tamanhos, larguras e composição. Recomenda-se que os grupos passem a ser monitorados por dias consecutivos e completos (da saída do oco até o retorno para o oco), para que aumentem as chances de observação das travessias pelo corredor. A radiotelemetria convencional é amplamente utilizada para monitoramento de grupos ou apenas indivíduos. Sugere-se que esse equipamento seja utilizado para a obtenção de dados de área de uso,

movimentação, presença, comportamento, padrões de atividade e recurso alimentar.

Devido a experiência em campo, concluímos que o equipamento mais eficiente e viável para analisar o uso de corredores ecológicos por MLDs é a radiotelemetria convencional. Esse equipamento é amplamente utilizado pela Associação Mico Leão Dourado para o monitoramento da espécie e tem sido bastante eficiente e apresentado poucas falhas, apesar de demandar muito tempo da equipe em campo.

O objetivo inicial do estudo tentou aliar as duas metodologias para identificar qual delas seria a mais eficiente e mais barata no monitoramento do uso de corredores ecológicos por micos-leões-dourados, porém devido à inúmeras falhas do equipamento digital automatizado, não foi possível obter dados precisos que respondessem ao objetivo inicial. Para que essa pergunta seja respondida, necessita-se que as recomendações de melhoria deste equipamento sejam realizadas, podendo assim possibilitar que a junção desses dois equipamentos possa contribuir para a obtenção de dados mais precisos e detalhados da atividade dos MLDs em paisagens fragmentadas conectadas ou não por corredores ecológicos.

Uma recomendação que merece atenção especial é a instalação de uma estação fixa de coleta de dados pluviométricos na região dos trabalhos com micos-leões-dourados, pois a ausência dessa informação impossibilita análises mais aprofundadas e percepção de como os animais sofrem interferência da dinâmica das estações.

Apesar do incremento populacional apresentado pelos MLDs nos últimos anos, ainda há a necessidade da preservação e conservação dos remanescentes da Mata Atlântica para assegurar a sobrevivência dessa espécie na natureza. Faz-se necessário propiciar a conexão e proteção desses fragmentos que asseguram não só a proteção dos micos-leões-dourados, mas também de outras espécies animais e vegetais.

Os resultados obtidos com esses estudos contribuem para um melhor entendimento das tecnologias utilizadas e da relevância da implementação dos corredores ecológicos na Mata Atlântica da baixada fluminense. Estes resultados servem como ponto de partida para melhorias nas metodologias e equipamentos utilizados e podem servir como base para a realização de

estudos em longo prazo que forneçam maiores e importantes informações para a conservação de espécies ameaçadas de extinção como o mico-leão-dourado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ahmadnia, S. 2013. **Animal Dispersion and Man-Made Corridors in the Coastal Forests of the São João River Basin, Rio de Janeiro, Brazil. Monografia.** University of La Verne, Califórnia, Estados Unidos. 76p.

Carlos, H. S. A. 2006. Uso de corredores florestais e matriz de pasto por pequenos mamíferos em Mata Atlântica Dissertação de Mestrado apresentada a Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre – Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte.