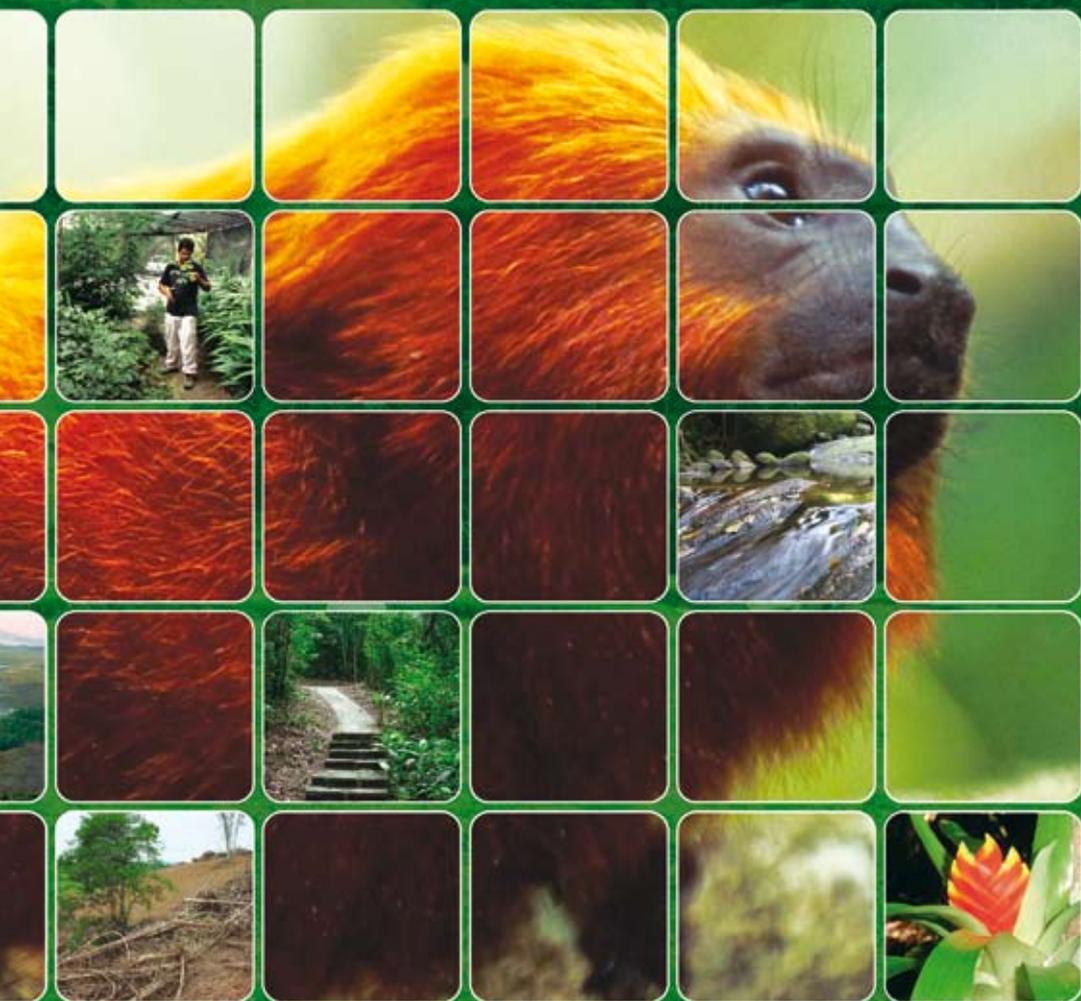


Conservação do mico-leão-dourado

Enfrentando os desafios de uma paisagem fragmentada

Paula Procópio de Oliveira • Adriana Daudt Grativol • Carlos Ramon Ruiz Miranda (Orgs.)



Paula Procópio de Oliveira



Bióloga, trabalha com micos-leões-dourados desde 1993 pela Associação Mico-Leão-Dourado. Uma das pesquisadoras responsáveis pelo mane-

jo, através de translocação de grupos isolados de micos-leões-dourados, para o estabelecimento de uma nova população. Esse trabalho resultou na criação da Reserva Biológica União que abriga atualmente a segunda maior população selvagem da espécie. Possui mestrado (1993) e doutorado (2002) em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre pela Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG e pós-doutorado em Ecologia e Recursos Naturais pela Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro – UENF. Atualmente é orientadora credenciada nível II na pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais da UENF. Tem experiência na área de Ecologia, com ênfase em Conservação e Manejo de Vida Silvestre, atuando principalmente nos seguintes temas: conservação, translocação, manejo, comportamento alimentar, frugivoria, qualidade do habitat.

Adriana Daudt Grativol



Possui bacharelado e licenciatura em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de Viçosa (1992), mestrado em Biologia pela American Univer-

sity (1998) e doutorado em Biociências e Biotecnologia pela Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro – UENF (2003). Atuou como consultora do Ministério do Meio Ambiente (2006) elaborando um relatório nacional sobre tendência de perda de diversidade genética nos ecossistemas brasileiros. Atualmente é pesquisadora colaboradora da Associação

Mico-Leão-Dourado e bolsista FAPERJ (fixação de pesquisador) no Laboratório de Ciências Ambientais da Universidade Estadual do Norte Fluminense, onde vem desenvolvendo suas pesquisas. Desde 2004 tem se empenhado para implementar uma estrutura capacitada para desenvolver pesquisas na área de ecologia molecular, com a ajuda de financiadores nacionais e internacionais. Nesse espaço, equipado para as análises de DNA, as pesquisas relacionadas ao mico-leão-dourado e também às espécies de *Callithrix* invasoras no estado do Rio de Janeiro vêm sendo desenvolvidas, sob sua coordenação. Tem experiência na área de Genética da Conservação, com ênfase em análises genéticas de amostras históricas por meio de DNA antigo e manejo genético de espécies ameaçadas.

Carlos Ramon Ruiz Miranda



Etólogo, vêm estudando micos-leões-dourados desde 1992. No início como pesquisador do National Zoological Park do Smithsonian Institution.

Atualmente é professor associado da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro – UENF, pesquisador e conselheiro da Associação Mico-Leão-Dourado, presidente do Instituto Goitacá de Estudos Socio-Ambientais e membro da IUCN (representante de meso e sul América no RSG/SSC). Participa do corpo editorial da revista *Natureza e Conservação* e é assessor técnico dos Comitês do IBAMA para conservação dos *Leontopithecus* e dos *Callithrix*. Possui doutorado em Animal Behavior da University Of California Davis (1991). Atua principalmente nos seguintes temas: comportamento aplicado a conservação, comunicação animal, bioacústica, ontogenia do comportamento social, socioecologia, em primatas e outros vertebrados.

Impressum

Copyright © 2008
by Associação Mico-Leão-Dourado
& Editora da Universidade Estadual
do Norte Fluminense Darcy Ribeiro – UENF.

Editores:

Dra. Paula Procópio de Oliveira
Dra. Adriana Daudt Grativol
Dr. Carlos Ramon Ruiz-Miranda

Programação visual:

Capa: Rosella Conti.
Conteúdo: Susanne M. Reimann,
reimann.graphicdesign@gmail.com.
Fotos: Associação Mico-Leão-Dourado e vários.
Impressão: Gráfica Poema,
www.graficapoema.com.br.
Tiragem: 1000 exemplares.

Todos os direitos reservados. Nenhuma parte
dessa obra pode ser utilizada ou reproduzida
sem autorização dos responsáveis.

Associação Mico-Leão-Dourado
Rodovia BR-101 Km 214, Silva Jardim, RJ,
CEP:28820-000
Caixa Postal 109.968, Casimiro de Abreu, RJ,
CEP: 28.860-970
Rio de Janeiro, Brasil.
Telefone/Fax: xx55 22 2778-2025
www.micoleao.org.br

Universidade Estadual do Norte Fluminense
Darcy Ribeiro – UENF
Centro de Biociências e Biotecnologia – CBB
Laboratório de Ciências Ambientais – LCA
Avenida Alberto Lamego, 2.000
Campos dos Goytacazes, RJ
CEP 28013-600, Brasil.
Telefone/Fax: xx55 22 2726-1472
www.uenf.br

CIP – Catalogação Internacional na Publicação

Ficha Catalográfica

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

Procópio de Oliveira, Paula

Conservação do mico-leão-dourado: enfrentando os desafios de uma
paisagem fragmentada / Paula Procópio de Oliveira, Adriana Daudt Grativol e
Carlos R Ruiz-Miranda – Campos dos Goytacazes : Universidade Estadual do
Norte Fluminense Darcy Ribeiro; Centro de Biociências e Biotecnologia;
Laboratório de Ciências Ambientais, 2008.

200p.: il. – (Série em Ciências Ambientais; v. 3)

Inclui bibliografia

ISBN : 978-85-89479-11-0

1. Conservação de Espécies Ameaçadas 2. Primatas 3. Leontopithecus I.
Ruiz-Miranda, Carlos R II. Título

CDD 599.53
21 ed

Conservação do mico-leão-dourado

Enfrentando os desafios de uma paisagem fragmentada

Dra. Paula Procópio de Oliveira
Pesquisadora
Associação Mico-Leão-Dourado

Bolsista FAPERJ Pós-Doutorado
Laboratório de Ciências Ambientais
Centro de Biociências e Biotecnologia
Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro – UENF

Dra. Adriana Daudt Grativol
Pesquisadora

Associação Mico-Leão-Dourado
Bolsista FAPERJ – Fixação de Pesquisador
Laboratório de Ciências Ambientais
Centro de Biociências e Biotecnologia
Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro – UENF

Dr. Carlos Ramon Ruiz-Miranda
Professor Associado

Laboratório de Ciências Ambientais
Centro de Biociências e Biotecnologia
Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro – UENF

Série Ciências Ambientais: Volume 3
Editora da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro – UENF
Campos dos Goytacazes, RJ
2008

Sumário



Introdução **A espécie e sua situação** **na paisagem fragmentada**

6

Carlos R. Ruiz-Miranda, Adriana Daudt Grativol
e Paula Procópio-de-Oliveira.



1 **Qualidade do habitat** **na área de ocorrência** **do mico-leão-dourado**

14

Paula Procópio de Oliveira, Marcelo Trindade Nascimento,
Fabrício Alvim Carvalho, Dora Villela, Maria Cecília Martins Kierulff,
Vanessa Puerta Veruli, Marina Janzantti Lapenta e Ana Paula da Silva



2 **Dieta e área de uso** **de micos-leões-dourados** **na Reserva Biológica União, RJ**

40

Paula Procópio de Oliveira, Maria Cecília Martins Kierulff
e Marina Janzantti Lapenta



3 **Comportamento do mico-leão-dourado** **(*Leontopithecus rosalia*, Linnaeus, 1766)** **em relação à fragmentação do habitat**

58

Andressa Sales Coelho, Carlos R. Ruiz-Miranda, Benjamin B. Beck,
Andréia Martins, Cláudia R. de Oliveira e Vera Sabatini



4 **Os sagüis, *Callithrix Jacchus* e *penicillata*,** **como espécies invasoras na região** **de ocorrência do mico-leão dourado**

86

Márcio M. de Moraes Jr., Carlos R. Ruiz-Miranda, Adriana Daudt Grativol,
Cláudia Caixeta de Andrade, Cássia Sarmiento Lima,
Andréia Martins e Benjamin B. Beck



5 Técnicas de manejo para a conservação do mico-leão-dourado

118

Paula Procópio de Oliveira, Maria Cecília Martins Kierulff,
Marina Janzantti Lapenta, Andréia Fonseca Martins, Benjamin B. Beck



6 Abordagem de metapopulação para a conser- vação dos micos-leões-dourados na paisagem fragmentada da bacia do rio São João, RJ

136

Adriana Daudt Grativol, Carlos R. Ruiz-Miranda,
Ana Maria de Godoy Teixeira, Márcio Augusto Reolon Schmidt



7 Restauração e proteção legal da paisagem – corredores florestais e RPPNs

160

Rosan Valter Fernandes, Denise Marçal Rambaldi,
Ana Maria de Godoy Teixeira



8 Educação ambiental e políticas públicas para a conservação dos micos-leões-dourados

180

Patrícia Mie Matsuo, Denise Marçal Rambaldi, Maria Inês da Silva Bento,
Rosan Valter Fernandes, Vanessa Boucinha



Acronismos Autores

196

Introdução

A espécie e sua situação na paisagem fragmentada



Carlos R. Ruiz-Miranda
Adriana Daudt Grativol e
Paula Procópio de Oliveira

O mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*), conhecido originalmente como sauí-piranga (Coimbra-Filho, 1969) devido a sua vistosa pelagem vermelho-dourada, é uma bela e carismática espécie da família dos sagüis e micos (família Callitrichidae). Embora pequeno, sua coloração e seu comportamento o tornam conspícuo, e seus longos braços, fortes pernas, mãos com garras e longa cauda permitem uma locomoção ágil e acrobática em todos os substratos da floresta. Essa espécie costuma viver em barulhentas famílias, onde os adultos carregam os filhotes nas costas, e sua linguagem é composta de trinos, assovios, choros e ainda de distintos chamados longos que lembram mais de uma ave do que os de um primata. Seria muito agradável ver estes animais pulando de galho em galho nos sítios do interior, mas o mico-leão-dourado está entre as espécies ameaçadas de extinção – ele já desapareceu de uma boa parte de sua área de ocorrência original.

Os micos-leões-dourados também despertam grande interesse científico pelas várias peculiaridades comportamentais e reprodutivas, além de suas adaptações anatômicas. Os micos adultos pesam de 500-700 gramas, o que os coloca entre as

maiores espécies de sagüis. Como muitos outros callitriquídeos, alimentam-se de frutos, flores, insetos, pequenos vertebrados e goma (Coimbra-Filho, 1981; Dietz *et al.*, 1997); mas, ao contrário dos outros sagüis, têm os dedos longos, o que representa uma adaptação para a procura de presas escondidas em orifícios de troncos, galhos e cipós (Rosenberger, 1994). Em contraste ao padrão geral dos primatas, os micos-leões mostram um sistema social de grupos familiares territoriais com cuidados cooperativos em relação à prole (Hoage, 1977; Kleiman, 1979; Kleiman *et al.*, 1988). O sistema social parece estar relacionado ao fato de 90% dos partos serem de gêmeos, os quais, ao nascer, chegam a pesar quase 25% do peso da mãe. Todos na família ajudam a tomar conta dos novos filhotes, seja carregando-os nas costas, defendendo-os contra predadores ou fornecendo alimento diretamente aos filhotes. Temos evidência de que os adultos ensinam os filhotes a procurar presas (Rapaport & Ruiz-Miranda, 2002). Nos micos-leões predomina a monogamia e as fêmeas-alfa suprimem a ovulação das suas filhas através de feromônios e comportamentos agonísticos, porém, o sistema mostra flexibilidade e tanto a poliandria como a poliginia podem ser observados.

A atenção nacional e internacional para a situação deste animal surgiu dos esforços de pesquisa e conservação do biólogo Ademar Coimbra-Filho, há 40 anos. A este juntaram-se os pesquisadores do National Zoological Park do Smithsonian Institution, Devra Kleiman, Benjamin Beck e Jon Ballou, e da Universidade de Maryland, James Dietz e Andrew Baker, e implementaram ao longo dos anos o Programa de Conservação do Mico-Leão-Dourado. Um dos resultados iniciais foi a criação da Reserva Biológica (ReBio) Poço das Antas/IBAMA, primeira unidade de conservação desta categoria do Brasil, e provavelmente a semente para o que hoje é o SNUC (Sistema Nacional de Unidades de Conservação). Outro resultado foi a institucionalização do Programa de Conservação com a criação da Associação Mico-Leão-Dourado, a qual vem coordenando e executando o Programa nos últimos 15 anos sob a direção de Denise Rambaldi. Nos últimos dez anos, foram estreitadas algumas parcerias com universidades brasileiras (Universidade Estadual do Norte Fluminense – UENF, Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG e Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ), as quais têm gerado novas pesquisas e ações de conservação por estudantes e professores brasileiros.

O principal sucesso de todos esses anos de esforços em conservação tem sido o resgate de uma espécie que esteve à beira da extinção. Poderia ter sido a primeira espécie de primata a ser extinta de-

vido às ações humanas. Entretanto, esse destaque foi para o *Procolobus baldius waldroni* ou «Miss Waldron's red colobus monkey» (Oates *et al.*, 2000). Graças ao Programa de Conservação, o mico-leão-dourado é a única espécie de primata no mundo que mudou de categoria de ameaça da IUCN (União Internacional para a Conservação da Natureza) passando de criticamente ameaçado para ameaçado de extinção.

As causas históricas que levaram o mico-leão-dourado à beira da extinção estão intimamente relacionadas à história da Mata Atlântica e muito bem exemplificadas nos livros *A Ferro e Fogo* (Dean, 1996) e *Os Limites Originais do Bioma Mata Atlântica na Região Nordeste do Brasil* (Coimbra-Filho & Câmara, 1996). As principais ameaças atuais, causadas pelo desmatamento, são a falta de habitat e a fragmentação e degradação das florestas, forçando a espécie a viver em populações pequenas e isoladas em florestas com menos recursos alimentares do que teriam no passado. A captura ilegal e o tráfico de animais silvestres também continuam sendo classificados como ameaças, porém muito menores do que em décadas passadas. As espécies invasoras, especialmente os micos-estrelas introduzidos na região, representam uma das novas ameaças, atuando de forma sinérgica com a perda de habitat.

O Programa de Conservação do Mico-Leão-Dourado tem uma meta clara de longo prazo, fundamentada na ciência da Biologia da Conservação, estabelecida em 1997 para ser alcançada até o ano 2025: 2 mil indivíduos vivendo livremente em 25 mil hectares de habitat protegido e conectado funcionalmente na unidade da paisagem. Estes números representam uma população viável que teria 95% de probabilidade de sobreviver durante 100 anos, mantendo 98% da sua diversidade genética. Estas cifras representam a capacidade de expansão e evolução da espécie sem intervenção humana. Mas o leitor deve estar ciente de que se essa meta for alcançada, os micos não estariam livres da ameaça de extinção, pois segundo as categorias existentes da IUCN, eles seriam considerados uma espécie vulnerável. Esta meta, chamada de meta 2025, preside todos os planos de ação do programa de conservação da espécie, e o maior desafio não tem sido chegar ao número desejado de micos, mas conseguir a área de floresta e fornecer o grau de proteção legal e a conectividade necessários a esta área. Para o ano 2010, a meta estabelecida no último PHVA (Análise de Viabilidade Populacional e do Habitat, em inglês) é «atingir uma população viável de 1.600 micos-leões-dourados vivendo livres em 20.000 ha de florestas protegidas e interligadas». Uma das maiores dificuldades tem sido a capacidade de manter estudos e esforços de conservação em longo prazo devido à descontinuidade na oferta de financiamentos para

os programas e projetos de pesquisa. No Brasil, não há fontes de financiamento que forneçam recursos para mais de 18 meses, e nenhuma fonte de recursos oferece a possibilidade de renovação sem ter que competir em um novo edital – os editais aparecem esporadicamente.

Quão perto estamos da meta 2025? No PHVA de 2005, o terceiro realizado para os micos-leões, foi estimado que há aproximadamente 1.500 micos-leões-dourados em 12.000 ha de florestas. Os micos-leões-dourados (MLDs) habitam uma paisagem muito fragmentada da Mata Atlântica, com predominância de fragmentos com menos de 50 ha, e estão distribuídos em 18 populações, da seguinte forma: uma população de micos selvagens (N = 350) na Reserva Biológica Poço das Antas, uma população derivada da translocação de grupos isolados (N = 200) na Reserva Biológica União; 550 indivíduos em 28 propriedades particulares que fazem parte do Programa de Reintrodução da AMLD; e o restante em fragmentos nos municípios de Silva Jardim, Cabo Frio, Búzios, Saquarema e Araruama (AMLD 2005; Holst *et al.*, 2006; Kierulff & Rylands, 2003). Durante o último PHVA, os micos-leões-dourados foram divididos em seis populações provavelmente viáveis e 12 populações isoladas e pequenas (Figura 1). Nenhuma dessas populações é viável se manejada individualmente, pois populações pequenas e isoladas são vulneráveis à extinção por múltiplas razões. As seis populações principais (PdA, União, Rio

Populações atuais de mico-leão-dourado

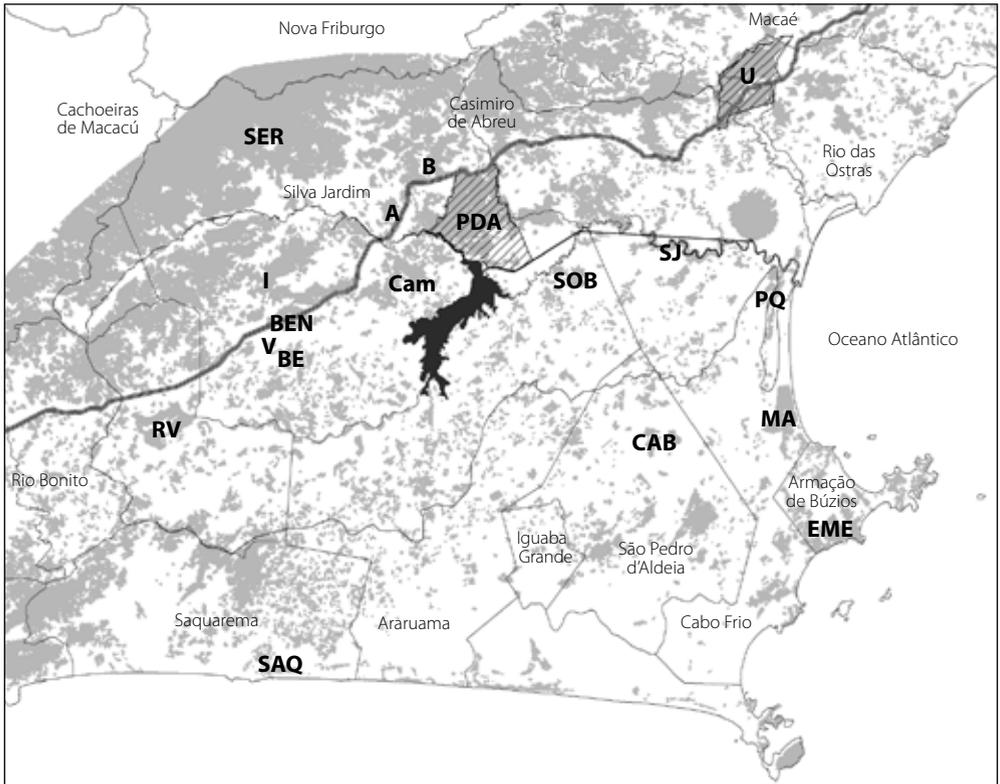


Figura 1.
Distribuição das populações atuais
de micos-leões-dourados na baixada
litorânea do estado do Rio de Janeiro.

População	#	ha
V	8	146,95
RV	200	1740,50
BE	17	251,51
I	200	4516,89
A	80	497,64
B	200	1453,48
SJ	–	579,17
PQ	50	582,12
MA	40	858,83
EME	15	925,53
SAQ	8	158,33
CAB	–	225,01
SOB	–	208,50
PDA	385	6835,43
Cam	–	1776,25
U	200	3798,22
BEN	9	172,75
SER	75	9028,05



Associação Mico-Leão-Dourado
Laboratório de Geoprocessamento
Landsat 7

Vermelho, Imbaú, Serra dos Gaviões e Aldeia Velha (B)) não são viáveis se suas paisagens (micro-paisagens) não forem consolidadas em florestas protegidas e funcionalmente conectadas. Para a meta 2025 representar uma população viável em longo prazo, será necessário criar uma estrutura de metapopulação. Isso requer o manejo integrado das Unidades de Conservação, RPPNs (Reservas Particulares do Patrimônio Natural) e florestas particulares. Este livro aborda uma descrição inicial de como isso poderá ser alcançado na próxima década por meio de uma perspectiva que une a abordagem de espécie-bandeira à Ecologia de Paisagens.

Com exceção das populações litorâneas, todas as outras populações de micos-leões-dourados estão inseridas na bacia do rio São João, que abrange oito municípios: Cachoeiras de Macacú, onde se localiza a nascente do rio São João, Rio Bonito, Silva Jardim, Casimiro de Abreu, Cabo Frio, São Pedro d'Aldeia, Armação dos Búzios e Araruama. No mês de junho de 2002, foi criada, por meio de decreto presidencial, a Área de Proteção Ambiental (APA) da bacia do rio São João/Mico-Leão-Dourado com aproximadamente 150.700 ha, considerada prioritária para a conservação da Mata Atlântica, conforme os resultados do Seminário de Avaliação e Ações Prioritárias para Conservação dos Biomas Floresta Atlântica e Campos Sulinos, realizado pelo Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da

Diversidade Biológica Brasileira (PROBIO). A conservação e a sobrevivência do mico-leão-dourado estão diretamente relacionadas ao uso do solo na bacia e ao restabelecimento da função ecológica dos fragmentos remanescentes, pois muitos estão extremamente isolados e o fluxo gênico entre eles é impossível (por exemplo, micos-leões-dourados na ReBio União, na Fazenda Rio Vermelho e no Parque Mico-Leão).

Este livro representa, em grande parte, o relatório de pesquisas financiadas durante o Convênio CVI083/2001 referente ao edital FNMA/PROBIO 04/2001 «Manejo de Espécies Ameaçadas de Extinção e de Espécies Invasoras Visando a Conservação da Diversidade Biológica Brasileira», e também contém resultados de pesquisas que foram executadas nos editais FNMA/PROBIO 01/2003 «Manejo de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção Visando a Conservação da Diversidade Biológica Brasileira» e Convênio 004/2004 e ProBio 01/1997 «Fragmentação de Ecossistemas Naturais». Nossa intenção é dar uma maior divulgação aos resultados de pesquisas e esforços de conservação que vêm sendo feitos pela AMLD e seus parceiros do exterior e do Brasil (JENF e UFRJ). O livro complementa outras publicações recentes, tais como os livros do PROBIO «Fragmentação de Ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas» (Rambaldi

& de Oliveira, 2005) e o editado por Kleiman & Rylands (2002) «Lion tamarins: biology and conservation» (cuja versão em português será lançada em 2008). Não pretendemos ser exaustivos, e o leitor que já conhece o Programa de Conservação do Mico-Leão-Dourado notará que falta a contribuição das pesquisas em Poço das Antas. Os estudos de Ecologia de Poço das Antas, coordenado desde 1984 por James Dietz e Andrew Baker, continuam fornecendo valiosas contribuições para a conservação dos micos e para a ciência da Biologia da Conservação. Os resultados têm sido publicados em revistas científicas e livros, os quais estão citados nos Capítulos deste livro. Os projetos financiados pelo FNMA concentraram-se mais nas pesquisas com os animais translocados, reintroduzidos e nas populações periféricas e isoladas. Houve uma grande ênfase nos efeitos da fragmentação no habitat e na ecologia e comportamento dos micos-leões. Desta forma, o livro fornece informações complementares às apresentadas em livros anteriores. A mensagem geral ressalta a importância do monitoramento em longo prazo, o papel crucial do estudo do comportamento para manejo e conservação e a necessidade envolver a comunidade e a todos os «stakeholders» diretamente na conservação.

O livro está organizado em oito capítulos, começando com o que descreve o habitat do mico-leão-dourado, principalmente a Reserva Biológica União e os fragmentos localizados em fazendas particulares onde habitam os micos do Programa de Reintrodução. Segue um capítulo sobre a dieta e o uso do habitat na ReBio União, complementando assim as informações publicadas anteriormente. No Capítulo 3 é examinado o comportamento dos micos-leões-dourados em pequenos fragmentos, comparando-o com o comportamento dos micos das Reservas Biológicas. A análise está centralizada nas questões do tamanho do fragmento como um determinante do comportamento e dos possíveis resultados de conectividade entre fragmentos. O Capítulo 4 examina a importância da introdução de sagüis do gênero *Callithrix* na bacia do rio São João para a conservação dos micos-leões. Os *Callithrix* são considerados espécies invasoras e o capítulo propõe algumas soluções para este problema. O restante dos capítulos descreve as ações de manejo que vêm sendo feitas para conservação da espécie e de seu habitat e mostram a multidisciplinaridade necessária para a efetiva conservação desta espécie. O Capítulo 5 descreve e analisa a eficácia das técnicas de translocação e reintrodução e como estas têm contribuído para o reforço da população selvagem de micos-leões-dourados.

O Capítulo 6 apresenta um esboço do manejo de metapopulação dos micos, juntando informações da paisagem, comportamento, demografia e genética, evidenciando que a conservação do mico-leão-dourado requer o manejo da paisagem fragmentada. Os dois Capítulos finais descrevem as ações comunitárias que presidem todos estes planos de conservação. O Capítulo 7 descreve o projeto de corredores florestais, estabelecido para aumentar a conectividade da paisagem florestal, e a participação fundamental de proprietários rurais nestes esforços. O livro termina com um Capítulo sobre o papel da educação ambiental e políticas públicas na implementação de ações de conservação.

Finalmente, esperamos que o leitor encontre neste livro informações que possam colaborar para outros projetos de conservação de espécies ameaçadas e que seja encorajado a atuar na conservação de nossa biodiversidade. Boa leitura!

Referências

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

Coimbra-Filho, A. F., 1981. Animais predados ou rejeitados pelo sauí-piranga, *Leontopithecus rosalia* na sua área de ocorrência primitiva (Callitrichidae, Primates). *Revista Brasileira de Biologia*, 41: 717-731.

Coimbra-Filho, A. F. & Câmara, I. G., 1996. Os limites originais do bioma Mata Atlântica na Região Nordeste do Brasil.

Dean, W., 1996. A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica Brasileira. Companhia das Letras, São Paulo.

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

Hoage, R. J., 1977. Parental care in *Leontopithecus rosalia*: sex and age differences in carrying behavior and the role of prior experience. In D. G. Kleiman (Ed.). *The biology and conservation of Callitrichidae*, pp. 293-306. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.

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 & M. Montenegro, 2006. Lion Tamarin population and habitat viability assessment workshop 2005, final report, pp. 193. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group, Apple Valley, MN, USA.

Kleiman, D. G., 1979. Lessons from nature? Monogamy among humans and other mammals. In J. R. Challinor (Ed.), *Kin and communities*, pp. 43-58, Washington.

Kleiman, D. G., R. J. Hoage & K. M. Green, 1988. The lion tamarins, Genus *Leontopithecus*. In G. A. B. d. Fonseca (Ed.), *Ecology and behavior of neotropical primates*, Vol. 2, pp. 299-347. World Wildlife Fund, New York.

Kleiman, D. G. & A. B. Rylands, 2002. *Lion tamarins: biology and conservation*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.

Oates, J. F., M. Abedi-Lartey, W. S. McGraw, T. T. Struhsaker & G. H. Whitesides, 2000. Extinction of a west african red colobus monkey. *Conservation Biology*, 14: 1526-1532.

Rambaldi, D. M. & D. A. S. de Oliveira, 2005. Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. *Biodiversidade*, Vol. 6, pp. 510. MMA/SBF, Brasília, DF.

Rapaport, L. G. & C. R. Ruiz-Miranda, 2002. Tutoring in wild golden lion tamarins. *International Journal of Primatology*, 25. In press.

Rosenberger, A. L., 1994. Evolution of New World monkeys. In D. Pilbeam (Ed.), *The Cambridge Encyclopedia of Human Evolution*, pp. 209-216.

Qualidade do habitat na área de ocorrência do mico-leão-dourado



Paula Procópio de Oliveira, Marcelo Trindade Nascimento, Fabrício Alvim Carvalho, Dora Villela, Maria Cecília Martins Kierulff, Vanessa Puerta Veruli, Marina Janzantti Lapenta e Ana Paula da Silva

Introdução

O ritmo acelerado de alteração e fragmentação da Mata Atlântica tem ocasionado diversas formas de ameaças à persistência e viabilidade das inúmeras espécies que habitam este ecossistema. O desmatamento para extração de madeira, produção de carvão e práticas agropecuárias reduziu o habitat disponível para o mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*), confinando as populações remanescentes em pequenas ilhas isoladas de vegetação secundária (Coimbra-Filho, 1969; Mittermeier *et al.*, 1982). Os remanescentes florestais estão fragmentados e reduzidos, com poucos excedendo 1.000 ha (Kleiman *et al.*, 1990; Kierulff, 1993; Kierulff & Procópio de Oliveira, 1996), confinando a espécie a pequenas populações isoladas e tornando-as vulneráveis à extinção (Ballou *et al.*, 1995, 1998). Esta vulnerabilidade é aumentada pela pressão de urbanização cada vez mais presente na área de ocorrência da espécie, que se encontra a cerca de 100 km do centro da cidade do Rio de Janeiro. Parte da sua área de distribuição atual (município de Rio Bonito, onde está concentrada a maior população de micos reintroduzidos) está

inserida na região metropolitana da cidade do Rio de Janeiro. A caça também contribuiu para a quase completa extinção da espécie na natureza na década de 1960 (Coimbra-Filho & Mittermeier, 1977).

O mico-leão-dourado é endêmico das florestas tropicais de baixada da região costeira do estado do Rio de Janeiro. A formação florestal da região encontra-se inserida no domínio da Floresta Ombrófila Densa (Veloso *et al.*, 1991). Apesar de, no passado, as espécies do gênero *Leontopithecus* terem sido associadas com vegetação primária, elas ocorrem atualmente quase somente em áreas de vegetação secundária (Coimbra-Filho, 1978; Peres, 1986; Rylands, 1982, 1993; Kierulff, 1993; Kierulff & Rylands, 2003). Em florestas preservadas, há mais locais de dormida, como ocos de árvores (Coimbra-Filho, 1978; Peres, 1986; Dietz *et al.*, 1997; Kierulff, 2000; Procópio de Oliveira, 2002) e as presas consumidas pelos micos são mais comuns (Dietz *et al.*, 1997). Entretanto, em florestas secundárias os tipos de frutos consumidos pelos micos-leões-dourados são mais abundantes (Peres, 1986; Procópio de Oliveira, 2002) e a grande produtividade de habitats secundários proporciona também uma elevada abundância e diversidade de insetos (Foster, 1982).

Florestas tropicais caracterizam-se pela grande variedade de habitats, que formam «mosaicos» de ambientes diversificados, influenciados pelas mudanças ambientais, sejam elas espaciais e temporais (Whitmore, 1990). O processo de fragmentação de habitats e a criação de habitats diferenciados (ilhas) podem ocorrer naturalmente ou de forma antrópica (Cerqueira *et al.*, 2003). Um fragmento florestal pode ser definido como qualquer área de vegetação natural contínua interrompida por barreiras naturais (outras formações florestais, corpos hídricos etc.) ou antrópicas (estradas, culturas agrícolas, etc.), capazes de diminuir significativamente o fluxo de animais, pólen e/ou sementes (Cerqueira *et al.*, 2003).

O processo de fragmentação pela ação antrópica vem se mostrando muito prejudicial para as comunidades vegetais originais. Além da evidente redução na área original dos habitats, diversos estudos relatam os efeitos diretos (alteração do micro-clima, aumento na intensidade e exposição a ventos, aumento na incidência de insetos e patógenos) e indiretos (alterações nos processos de polinização, dispersão, herbivoria, predação). Estes efeitos comprometem substancialmente os padrões estruturais e ecológicos das comunidades remanescentes e colocam em risco a manutenção de suas populações, podendo levar a extinções locais e apresentando como maior con-

seqüência a perda da biodiversidade (Lovejoy *et al.*, 1986; Turner & Corlett, 1996; Turner *et al.*, 1996; Laurance & Bierregaard, 1997; Laurance *et al.*, 1998 a, b; Laurance *et al.*, 2002; Rambaldi & de Oliveira, 2005).

Diversos fatores determinam a intensidade dos efeitos resultantes da fragmentação, tais como o tamanho, formato e idade do fragmento, o tipo da matriz circundante, o grau de isolamento e proximidade com outras florestas (Harris, 1984; Kapos, 1989; Saunders *et al.*, 1991; Gascon *et al.*, 1999; Mesquita *et al.*, 1999; Metzger, 1999; Cerqueira *et al.*, 2003; Scariot *et al.*, 2005). O aumento na proporção da borda também torna os fragmentos mais suscetíveis às perturbações antrópicas como fogo, caça, exploração de madeira, entrada de espécies domésticas e invasoras (Murcia, 1995; Cerqueira *et al.*, 2003). O tipo de matriz circundante, por sua vez, determina a possibilidade de deslocamento das espécies entre os fragmentos (Murcia, 1995; Metzger, 1999; Cerqueira *et al.*, 2003). Dependendo da distância entre os fragmentos, o fluxo de dispersores e propágulos pode ser dificultado pela hostilidade da matriz, o que gera problemas para muitas populações (Santos & Telleria, 1994; Murcia, 1995; Gascon *et al.*, 1999; Cerqueira *et al.*, 2005; Galetti *et al.*, 2003).

Alguns estudos focando os efeitos da fragmentação florestal na região de ocorrência do mico-leão-dourado vêm indicando alterações nos padrões florísticos e estruturais de suas comunidades arbóreas (Matos *et al.*, 1998; Carvalho *et al.*, 2004, Carvalho *et al.*, 2006a; Pessoa, 2003; Rodrigues, 2004; Carvalho *et al.*, 2006b), nas interações mutualísticas entre plantas e animais (Cabral, 2001), e nas respostas de pequenos mamíferos (Quental *et al.*, 2001, Pinheiro *et al.*, 2002). Parte destas informações pode ser extrapolada para outras florestas da região.

A Mata Atlântica de baixada costeira do estado do Rio de Janeiro apresenta-se fragmentada. Os remanescentes florestais na atual área de ocorrência do mico-leão-dourado somam não mais do que 2% da cobertura vegetal original (Kierulff, 1993), fragmentados e dispersos em uma paisagem profundamente alterada pela ação antrópica, tendo como principais matrizes pasto e pequenas culturas de subsistência. Neste cenário, é inegável a importância destes remanescentes e a restauração da conectividade entre eles para assegurar a conservação da biodiversidade e dos processos ecológicos na área de ocorrência do mico-leão-dourado. Estes fragmentos encontram-se distribuídos principalmente entre os municípios de Casimiro de Abreu, Silva Jardim e Rio Bonito (Figura 1) e a grande maioria apresenta área inferior a 50 ha (Figura 2). A região pertence à Unidade Geomorfológica Colinas e Maciços Costeiros, uma área

de topografia deprimida, com reduzidos valores altimétricos (Radam-Brasil, 1983). A vegetação predominante é a Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas e Sub-Montana (Veloso *et al.*, 1991), em diferentes estágios sucessionais (Programa Mata Atlântica, 1996). O clima da região é o tropical úmido com estação chuvosa no verão e sem inverno pronunciado, estando enquadrado pela classificação de Köppen (1948) no tipo «As» tropical chuvoso com estação seca no inverno. Os índices de precipitação variam anualmente entre 1.500 e 2.000 mm, sendo os meses de novembro a março os mais chuvosos e os de maior temperatura (Bidegain & Völker, 2001).

Nesta região, foram selecionados nove fragmentos de Floresta Ombrófila Densa com diferentes tamanhos, sendo: quatro pequenos (Boa Esperança – 9 ha, Afetiva – 19 ha, Estreito – 20 ha e Vendaval – 20 ha); três intermediários (Andorinhas – 145 ha, Imbaú – 130 ha e Sítio do Professor – 155 ha); e outros três grandes (Rio Vermelho 1 – 500 ha, Rio Vermelho 2 – 500 ha e União – 2.400 ha). Todos estes fragmentos estão localizados na área de ocorrência do mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*) e, com exceção da Reserva Biológica União, todos pertencem a fazendas particulares, sujeitos a pressões antrópicas, e apresentam grupos das espécies invasoras *Callitrix* spp (mico-estrela) (Figura 1).

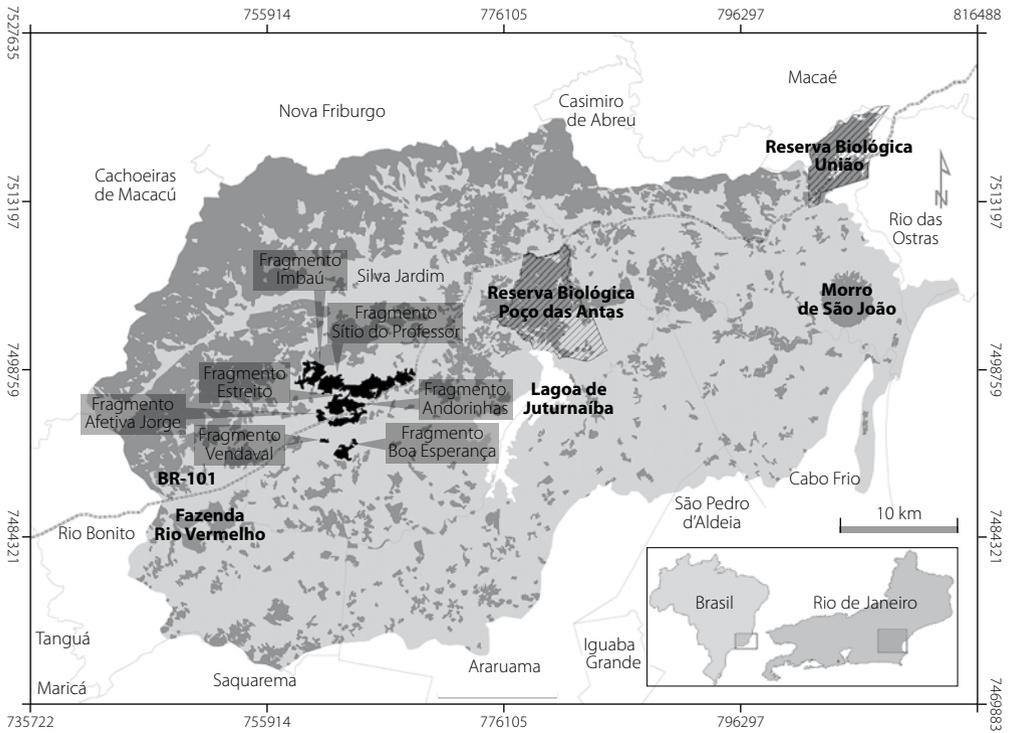


Figura 1. Mapa da área de estudo no estado do Rio de Janeiro incluindo a Reserva Biológica de Poço das Antas e a Reserva Biológica União e os fragmentos florestais distribuídos em propriedades particulares.

- Remanescentes florestais analisados
- Fragmentos florestais
- Bacia do rio São João



Associação Mico-Leão-Dourado
Laboratório de Geoprocessamento
Landsat 7/2000, Setembro 2006

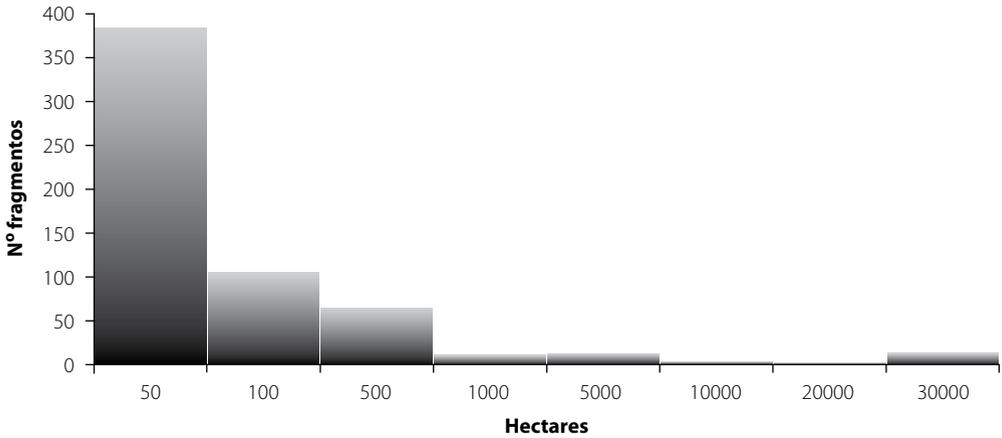


Figura 2. Classes de tamanho dos fragmentos florestais na região de ocorrência do mico-leão-dourado, RJ.

A ReBio União está localizada nos municípios de Rio das Ostras e Casimiro de Abreu, RJ (Figura 1). A sua área total é de 3.121 ha e a mata está dividida pela BR-101 em duas partes de aproximadamente 500 ha (ao sul) e 1.900 ha (ao norte), totalizando 2.400 hectares de floresta. Três tipos principais de habitats com diferentes características de vegetação, topografia e drenagem, foram identificados durante os estudos na Reserva União (Kierulff, 2000; Procópio de Oliveira, 2002):

- **Florestas de morro:** localizadas em áreas de encostas.
- **Florestas de baixada:** localizadas nas partes planas da Reserva, entre os morros ou em grandes extensões, que podem ser inundadas ocasionalmente, uma vez por ano ou mais, principalmente na estação chuvosa.
- **Florestas de brejo:** localizadas em áreas de solo pobre em drenagem e permanentemente inundado. Normalmente são uma extensão da floresta de baixada, mas associados a cursos d'água. Em algumas áreas, durante a estação seca, fica difícil diferenciar as florestas de baixada e de brejo.

De acordo com Rodrigues (2004), os padrões florístico-estruturais exibidos pela vegetação arbórea da ReBio União são típicos da Mata Atlântica *stricto sensu*. Neste aspecto, considerando apenas as espécies do componente arbóreo analisado, este remanescente constitui um dos locais com maior riqueza e diversidade já encontradas para este bioma.

Este Capítulo aborda os principais resultados obtidos em relação à caracterização dos tipos de habitats de fragmentos de florestas secundárias de baixada onde estão distribuídas as populações de micos-leões-dourados formadas a partir da reintrodução de animais de cativeiro (fragmentos em propriedades particulares) e da translocação de animais selvagens isolados em fragmentos (ReBio União). Mais informações sobre essas técnicas estão indicadas no Capítulo 6.

Levantamento estrutural e florístico nos fragmentos

Em cada fragmento foram estabelecidas quatro parcelas de 100 x 5 m na direção borda – interior, em diferentes pontos do fragmento. Todas as árvores e lianas acima de 5 cm de diâmetro a altura do peito (DAP) foram marcadas com uma plaqueta de alumínio numerada, medidas quanto à altura total e o DAP e identificadas. Todas as árvores mortas em pé (DAP > 5 cm) foram amostradas. Para indivíduos com troncos múltiplos, cada tronco (DAP > 5 cm) foi medido separadamente e a área basal da árvore foi considerada como a soma da área basal de cada tronco amostrado. Coletas de material botânico fértil e/ou vegetativo das espécies amostradas foram realizadas para auxiliar na identificação botânica e, quando necessário, o material foi enviado aos especialistas. Este material

está depositado no Herbário da UENF e, posteriormente, será também depositado no Herbário do Instituto de Pesquisa Jardim Botânico do Rio de Janeiro (JBRJ). Coletas esporádicas fora das parcelas foram realizadas visando complementar o levantamento florístico, principalmente para as espécies raras. Informações sobre o número de emaranhados de cipó no sub-bosque e nas copas das árvores e a abundância de epífitas nas árvores também foram coletadas.

Os dados fitossociológicos foram calculados utilizando-se o Programa Fitopac (Depto. de Botânica, Unicamp). A densidade relativa (DR) e dominância relativa (DoR) de cada família e espécie foram calculadas (Brower & Zar, 1984). O índice de valor de cobertura (IVC) foi calculado através da soma dos valores da DR e DoR. Os valores de similaridade de famílias e de espécies entre as áreas estudadas foram calculados usando o índice de Morisita e a diversidade de espécies foi avaliada pelo índice de Shannon-Wiener (Brower & Zar, 1984).

Um total de 3.302 indivíduos com DAP \geq 5 cm foram amostrados nos dez fragmentos estudados, cobrindo uma área total de 2 ha, ou seja, 0,2 ha por fragmento (Figura 3). Entre os fragmentos foi observada uma variação na densidade de 212 a 399 indivíduos (DAP \geq 5 cm) em 0,2 ha, sendo que a menor ocorreu no fragmento Estreito e a maior na ReBio



Figura 3. Marcação de indivíduos arbóreos e coleta de material botânico para identificação nos fragmentos florestais da área de estudo.

União. Os valores dos índices de diversidade de espécies calculados para cada fragmento ficaram entre 2,80 (Estreito) e 3,68 (ReBio União) (Tabela 1). Não foi observada uma relação significativa entre tamanho de fragmentos com densidade, diversidade de espécies ou com área basal, quando considerados indivíduos com $DAP \geq 5$ cm. A porcentagem de árvores mortas em pé foi maior nos fragmentos pequenos, sendo que os maiores fragmentos apresentaram os menores percentuais de árvore mortas (Tabela 1).

Em termos de composição florística, os indivíduos amostrados pertencem principalmente às famílias Leguminosae, Lauraceae, Myrtaceae, Rubiaceae, Bignoniaceae e Euphorbiaceae (Figura 4), sendo os gêneros de maior número de espécies *Eugenia*, *Ocotea*, *Tabebuia* e *Myrcia* (Figura 5). Neste caso, percebe-se uma nítida perda de espécies quando comparamos os fragmentos com os dados da ReBio União e, principalmente, com os dados de literatura para as matas ombrófilas submontanas do estado do Rio de Janeiro (Guedes-Bruni, 1998; Kurtz & Araújo, 2000; Moreno *et al.*, 2003; Rodrigues, 2004).

	Área	Ni		AB	Mortos		Árvores c/presença de epífitas	Árvores c/presença de lianas	Lianas arbóreas
Fragmento			S			H'			
	(ha)	(ha)		(m²/ha)	(ha)		(%)	(%)	(%)
Boa Esperança (BES)	9,0	1.445	57	24,5	325	3,53	1,7	58,5	3,0
Afetiva (AFT)	19,0	1.855	66	25,0	315	3,56	7,3	68,5	4,2
Estreito (EST)	21,0	1.065	46	25,3	135	3,28	15,7	73,9	9,8
Vendaval (VEM)	25,0	1.615	46	20,4	250	2,89	0,0	40,6	2,4
Imbaú (IMB)	130,0	1.535	59	33,4	225	3,44	5,5	55,7	3,1
Andorinhas (AND)	145,0	2.140	76	32,0	275	3,85	0,2	87,4	8,5
Sítio do Professor (STP)	155,0	1.400	58	48,8	140	3,26	12,1	21,8	2,8
Rio Vermelho (RV)	500,0	1.745	106	29,0	195	3,83	7,2	57,1	5,1
ReBio União (RBU)	2400,0	1.995	83	39,7	75	4,04	22,3	46,1	4,8

Tabela 1.

Parâmetros estruturais dos fragmentos de Mata Atlântica sub-montana na área de estudo, onde

Ni = número de indivíduos,

AB = área basal total,

mortos = número de árvores mortas em pé por hectare,

H' = valor de diversidade de espécies de Shannon.

Todos os fragmentos amostrados apresentaram um alto número de árvores pequenas e um baixo número de árvores grandes, baixos valores de área basal e elevado número de árvores mortas, em comparação com o fragmento de mata madura e bem preservada na ReBio União (Tabela 1).

Numa análise geral, das 40 espécies vegetais mais notórias nos fragmentos, cerca de 60% foram secundárias iniciais, 22,5% pioneiras e 18% secundárias tardias (Tabela 2). Uma análise mais detalhada reve-

lou que fragmentos maiores tendem a ter um maior número de espécies e indivíduos do grupo das secundárias tardias. Outro ponto interessante de se observar é em relação aos padrões de dispersão, com fragmentos maiores tendendo a apresentar uma maior densidade de árvores zoocóricas (Figura 6).

Espécie	Estrato	CS	Fruto	Dispersão	Uso pelo mico-leão
<i>Guarea guidonea</i>	Dossel	Si	Seco c/arilo	Biótica	Fruto
<i>Cupania oblongifolia</i>	Dossel	Si	Seco c/arilo	Biótica	–
<i>Plathymeria foliolosa</i>	Dossel	St/R	Seco	Abiótica	–
<i>Siparuna guianensis</i>	Sub-bosque	Si	Carnoso	Biótica	–
<i>Lacistema pubescens</i>	Sub-bosque	St	Carnoso	Biótica	Fruto
<i>Xylopia sericea</i>	Dossel	Pi	Carnoso	Biótica	Fruto
<i>Mabea fistulifera</i>	Dossel	Pi	Seco c/arilo	Biótica	Néctar
<i>Miconia cinnamomifolia</i>	Dossel	Pi	Carnoso	Biótica	Fruto
<i>Astrocarium aculeatissimum</i>	Sub-bosque	Pi	Carnoso	Biótica	–
<i>Helicostylis tomentosa</i>	Dossel	Si	Carnoso	Biótica	Fruto

Tabela 2. Principais espécies arbóreas nos fragmentos florestais da área de estudo e suas características.

CS = classificação sucessional;
 Pi = pioneira;
 Si = secundária inicial;
 St = secundária tardia;
 R = remanescente.

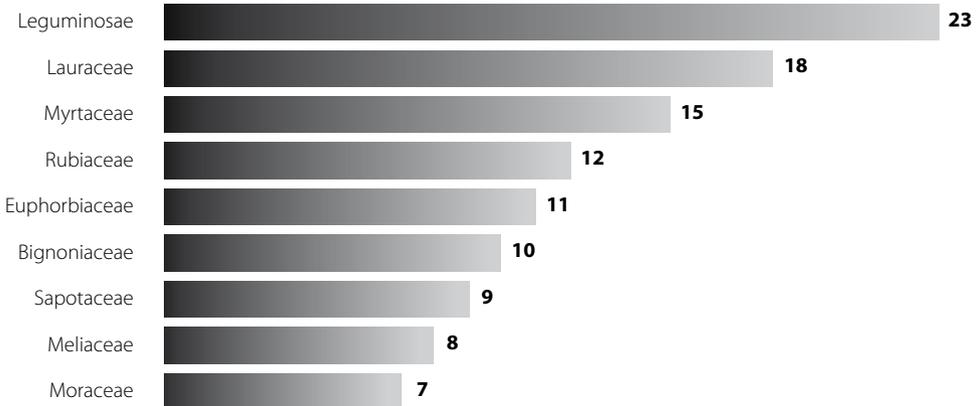


Figura 4. Distribuição das famílias botânicas com maior riqueza de espécies (indivíduos com DAP > 5 cm) nos fragmentos florestais da área de estudo, RJ.

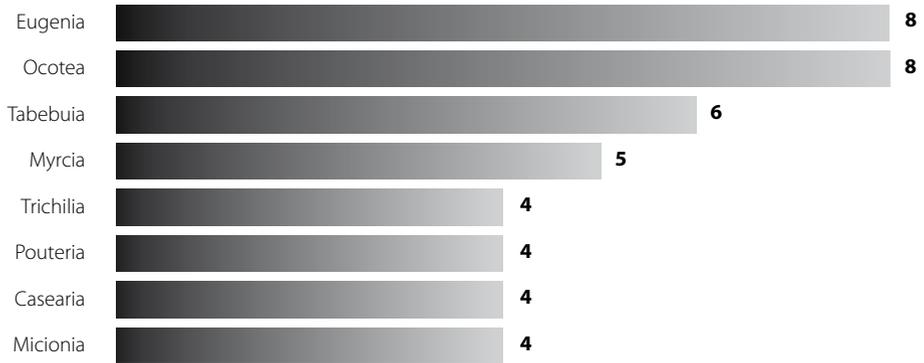


Figura 5.
Distribuição dos gêneros botânicos com maior número
de espécies (indivíduos com DAP > 5 cm)
nos fragmentos florestais da área de estudo.

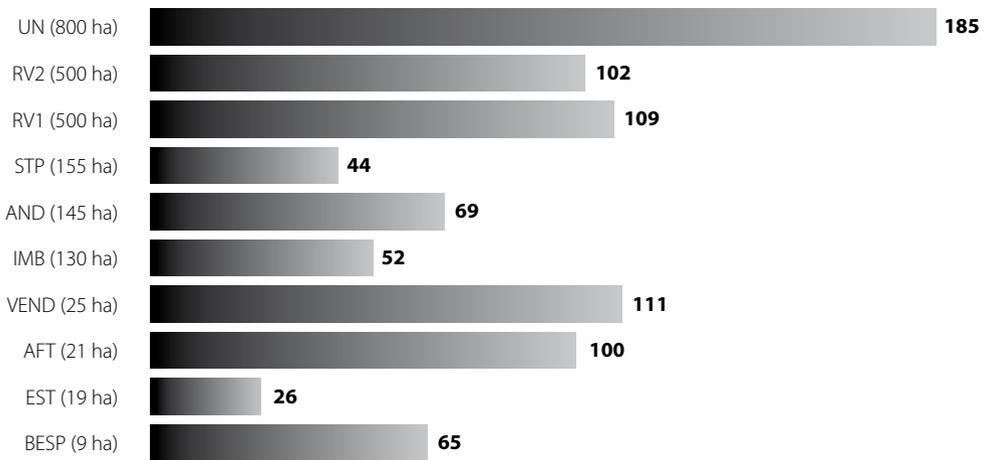


Figura 6.
Distribuição do número de indivíduos zoocóricos
em cada fragmento florestal (0,2 ha) da área de estudo.

(Meq/kg)							
Área	pH	Ca	Mg	K	Na	C (%)	N (%)
Fazenda Afetiva Jorge	3,5	0,28 ± 0,01	4,07 ± 0,93	0,09 ± 0,02	1,47 ± 0,26	3,30 ± 0,38	0,31 ± 0,05
Fazenda Andorinha	3,5	0,28 ± 0,04	6,88 ± 1,96	0,16 ± 0,07	1,17 ± 0,21	3,60 ± 0,26	0,24 ± 0,03
Fazenda Boa Esperança	4,0	0,47 ± 0,24	7,16 ± 1,68	0,19 ± 0,06	1,66 ± 0,36	3,63 ± 0,41	1,47 ± 0,48
Fazenda Rio Vermelho 1	3,5	0,27 ± 0,02	3,37 ± 1,24	0,05 ± 0,02	1,32 ± 0,24	2,09 ± 0,43	0,19 ± 0,04
Fazenda Rio Vermelho 2	3,5	0,28 ± 0,02	3,36 ± 1,43	0,06 ± 0,03	1,02 ± 0,12	2,94 ± 0,33	0,25 ± 0,03
Fazenda Imbaú	4,0	0,45 ± 0,23	3,41 ± 1,13	0,22 ± 0,12	1,07 ± 0,13	2,42 ± 0,51	0,21 ± 0,06
Fazenda Sítio Professor	4,3	0,57 ± 0,17	5,52 ± 2,80	0,36 ± 0,13	1,18 ± 0,21	2,73 ± 0,71	0,19 ± 0,06
Fazenda União	3,5	0,25 ± 0,02	2,81 ± 1,08	0,06 ± 0,03	2,04 ± 0,74	2,57 ± 0,56	0,19 ± 0,05
Fazenda Estreitol Olímpia	4,2	0,92 ± 0,24	4,35 ± 1,47	0,39 ± 0,10	2,65 ± 0,77	2,87 ± 0,69	0,22 ± 0,06
Fazenda Vendaval	3,5	0,27 ± 0,02	3,41 ± 1,15	0,11 ± 0,02	2,86 ± 0,33	3,05 ± 0,67	0,24 ± 0,03

Tabela 3.

Valores médios e desvio padrão dos valores de pH e cátions trocáveis nos fragmentos florestais da área de estudo (n = 10 amostras/fragmento).

Solo superficial e camada de serrapilheira sobre o solo

Uma amostra composta de solo (0–10 cm) e da camada da serrapilheira foi coletada em cada um dos quatro transectos utilizados para o levantamento de florística e fitossociologia em cada fragmento, no final da estação seca. O solo foi seco (40°C) e peneirado (2 mm). O pH foi medido em uma mistura de solo (1): água (2). Para a análise dos cátions trocáveis (Ca, Mg, K, Na), subamostras de solo (10 g) foram lixiviadas com acetato de amônia 1 M e estes determinados por ICP/AES. O car-

bono e o nitrogênio totais foram determinados pelo auto-analisador CHN-OS. A serrapilheira estocada acima do solo foi coletada em quadrados de 50 cm x 50 cm, seca (80°C/48 h), triada em quatro frações (folhas, madeira, flores e frutos, e resto) e pesada.

Os teores de nutrientes nos solos superficiais dos fragmentos foram muito semelhantes entre si (Tabela 3).

As análises revelaram que a quantidade de serrapilheira é similar entre borda ($3,2-5,6 \text{ Mg ha}^{-1}$) e interior ($3,3-5,3 \text{ Mg ha}^{-1}$) nos fragmentos, independente da classe de tamanho destes. Apesar do estoque de serrapilheira total ter sido similar entre os diferentes tamanhos de fragmentos, os pequenos fragmentos apresentaram estoque de folhas da serrapilheira significativamente menores que os intermediários e grandes (Figura 6).

Os valores de estoque de serrapilheira obtidos para os fragmentos estudados são inferiores aos valores observados para fragmentos maduros e bem conservados de Floresta Ombrófila Densa Submontana do Estado do Rio de Janeiro (Mazurec, 1998; Gama, 2005), sendo este um indicativo do baixo estado de conservação destes fragmentos. Isso corrobora os resultados detectados pela análise da estrutura da sua vegetação.

Levando-se em consideração que aproximadamente metade da serrapilheira é constituída de folhas e que esta é caracteristicamente uma das frações mais ricas em nutrientes da serrapilheira em florestas tropicais (Villela & Proctor, 1999), uma alteração na sua massa ou composição pode afetar a dinâmica de funcionamento do ecossistema. Assim, a diferença encontrada no estoque de folhas da serrapilheira entre as classes de tamanho dos fragmentos, provavelmente resultado do menor número de árvores de grande

porte nos fragmentos pequenos, sugere que alterações possam estar ocorrendo na dinâmica dos nutrientes deste compartimento.

Apesar das alterações evidenciadas na qualidade do habitat de ocorrência do mico-leão-dourado, os nutrientes dos solos superficiais das florestas ainda não sofreram alterações significativas que possam ser atribuídas ao processo de fragmentação. Deve-se levar em consideração que neste estudo os fragmentos florestais da mesma classe de tamanho apresentaram graus de perturbação distintos, o que pode ter ocasionado ruídos na comparação entre as classes de tamanho. Entretanto, foi marcante a diferença encontrada entre os vários parâmetros estruturais e florísticos analisados nos fragmentos estudados de mata secundária em estágios intermediários de sucessão e o fragmento de mata madura e mais conservado (ReBio União), conforme já salientado por Carvalho *et al.* (2004). Assim, pode-se concluir que a fragmentação florestal na bacia do rio São João produziu fortes efeitos na estrutura e composição da vegetação, resultando em um grande número de pequenos remanescentes florestais com graves consequências para a flora regional tais como um aumento na mortalidade arbórea, exclusão de grandes árvores, diminuição da riqueza de espécies e da diversidade. Ainda assim, vários fragmentos permanecem detentores de considerável riqueza e diversidade florística, com a presença

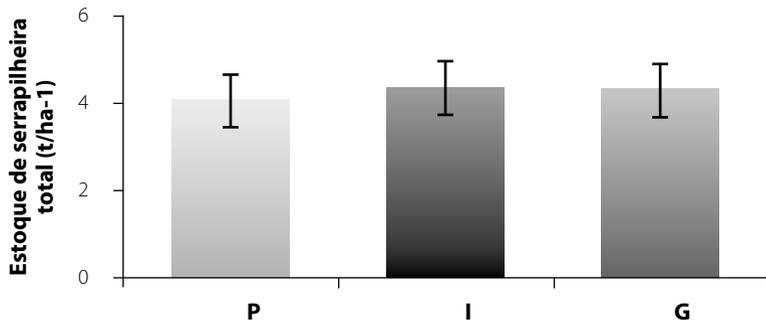


Figura 7.

Estoque de serrapilheira total por classe de tamanho de fragmento florestal da área de estudo (pequenos (P), intermediários (I) e grandes (G) da área de estudo.

inclusive de espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção tais como a braúna (*Melanoxylon brauna*), o jequitibá-rosa (*Cariniana legalis*), o palmito doce (*Euterpe edulis*) e o vinhático (*Plathyenia foliolosa*), e assumem papel importante como refúgio e fonte de recursos para a fauna associada.

Distribuição de recursos alimentares na Reserva Biológica União

Na ReBio União, a distribuição espacial de árvores frutíferas utilizadas pelo mico-leão-dourado vem sendo estudada desde 1997. Para isso foram marcadas 87 trilhas nas áreas dos grupos monitorados e também em locais sem ocorrência de micos (Procópio de Oliveira, 2002). O método utilizado foi o de transectos de 200 x 6 m, onde todas as árvores frutíferas utilizadas pelos micos-leões-dourados foram contadas e identificadas para determinar sua distribuição e abundância por espécie em cada tipo de habitat: morro, baixada e brejo.

No total foram registrados 3.901 indivíduos em 10,76 ha amostrados, sendo 6,18 ha no morro, 2,35 ha na baixada e 2,23 ha no brejo (Figura 8). Devido a uma maior disponibilidade de morros dentro da ReBio União, a maioria das trilhas de distribuição de recursos está localizada neste tipo de habitat. Os brejos e baixadas são mais curtos, entrecortados pelos morros, dificultando o estabelecimento de trilhas nesses locais (Tabela 4).

O maior número de famílias de plantas foi encontrado no habitat de morro (Tabela 4) sendo que algumas delas foram registradas em apenas um habitat específico. As famílias Anacardiaceae, Boraginaceae, Flacourtiaceae, Malpighiaceae, Menispermaceae, Monimiaceae e Passifloraceae foram registradas apenas no habitat de morro. Acanthaceae e Nyctaginaceae apareceram somente na baixada e Polygonaceae somente no brejo (Tabela 5).



Figura 8.
Coleta de dados de distribuição espacial de espécies vegetais
e microhabitats utilizados pelos micos-leões-dourados
na Reserva Biológica União, RJ.

Habitat	Nº famílias	Nº espécies	Nº trilhas	Área amostrada
Morro	21	59	50	6,2
Baixada	16	55	19	2,3
Brejo	16	47	18	2,2
Total	–	–	87	10,7

Tabela 4.
Número de espécies de árvores frutíferas por tipo de habitat,
número de trilhas e área total amostrada na Reserva Biológica União, RJ.

Morro	Baixada	Brejo
Anacardiaceae	Acanthaceae	Arecaceae
Annonaceae	Annonaceae	Boraginaceae
Arecaceae	Arecaceae	Burseraceae
Boraginaceae	Burseraceae	Cactaceae
Cactaceae	Cactaceae	Cecropiaceae
Cecropiaceae	Cecropiaceae	Clusiaceae
Clusiaceae	Clusiaceae	Euphorbiaceae
Euphorbiaceae	Euphorbiaceae	Fabaceae
Fabaceae	Fabaceae	Lacistemataceae
Flacourtiaceae	Lacistemataceae	Melastomataceae
Lacistemataceae	Melastomataceae	Meliaceae
Malpighiaceae	Moraceae	Moraceae
Melastomataceae	Myrtaceae	Myrtaceae
Meliaceae	Nyctaginaceae	Polygonaceae
Menispermaceae	Rubiaceae	Rubiaceae
Monimiaceae	Sapotaceae	Sapotaceae
Moraceae	–	–
Myrtaceae	–	–
Passifloraceae	–	–
Rubiaceae	–	–
Sapotaceae	–	–

Tabela 5. Famílias de plantas registradas nos três tipos de habitat na Reserva Biológica União, RJ.

Na mata de baixada, das 55 espécies registradas, *Miconia latecrenata* (Melastomataceae) foi mais freqüente com 73,6 indivíduos por hectare, seguida de *Cecropia* spp (Cecropiaceae) com 51,4 ind/ha. No morro, a espécie mais freqüente foi *Mabea piriri* (Euphorbiaceae), com 58,6 ind/ha, enquanto *Helicostylis tomentosa* e *Cecropia* spp apresentaram densidades de 27,5 ind./ha e 21,0 ind/ha, respectivamente. No brejo, *Inga* spp e *Cecropia* spp apareceram respectivamente com 74 e 77,6 indivíduos por hectare.

Identificação e quantificação de microhabitats na Reserva Biológica União

Nas mesmas trilhas de frutos foram quantificados os microhabitats (bromélias, epífitas, palmeiras, cipós, taquaras, presença de ocos e emaranhados) utilizados pelos micos para forrageamento de presas animais. Em 38 trilhas foram coletados os seguintes dados: números de bromélias e outras epífitas; números de palmeiras; número de emaranhados, densidade de cipós: escala de 0 (ausente) até 4 (100%) e número de ocos de árvores disponíveis na área.

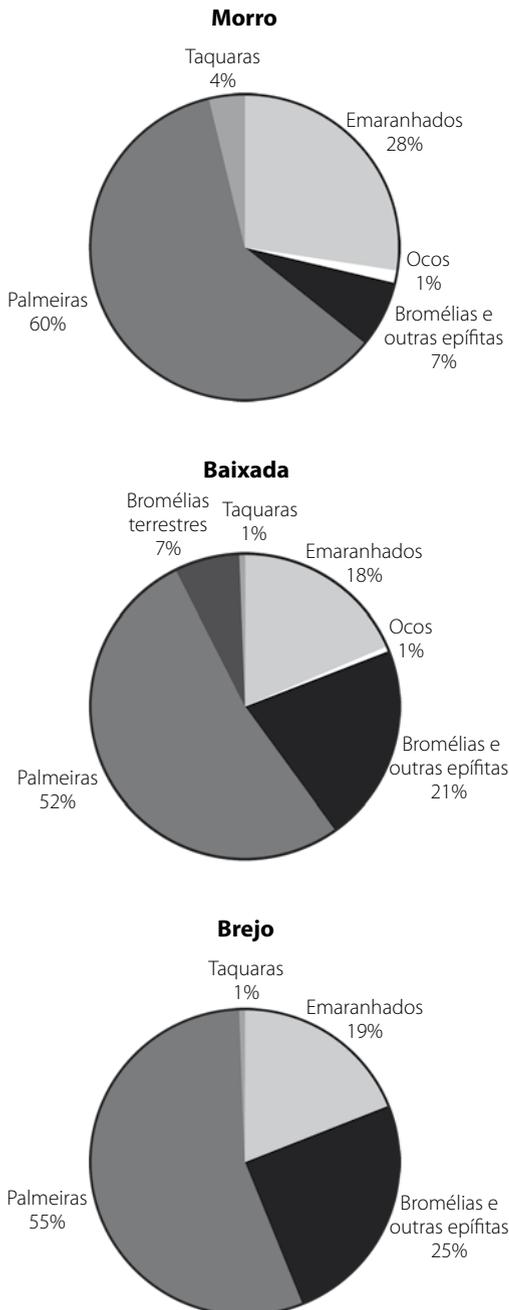


Figura 9. Distribuição dos tipos de microhabitats por habitat na Reserva Biológica União, RJ.

Dados de microhabitat foram coletados em 28 trilhas, representando 3,5 ha amostrados. Algumas diferenças foram observadas nos diferentes tipos de habitat (Figura 9). Nas florestas de baixada e brejo foi observada uma maior frequência de epífitas e bromélias (133 e 108 indivíduos, respectivamente), ao contrário do morro, onde foram registrados apenas 60 indivíduos. A presença de bromélias terrestres foi registrada apenas na baixada com 41 indivíduos. Apesar de ter sido registrada uma maior frequência de emaranhados no morro, esse tipo de microhabitat, também utilizado pelos micos-leões como locais de dormida, não variou muito entre os habitats (Figura 9).

No brejo não foi registrada a presença de ocos (que podem ser utilizados pelos micos-leões-dourados como locais de dormida), enquanto no morro e na baixada foram registrados 11 e cinco ocos, respectivamente. Essa frequência maior de ocos localizados no morro concorda com os registros de estudos anteriores na ReBio União (Procópio de Oliveira, 2002; Lapenta *et al.*, sub.), quando constataram que os grupos de micos dormiram mais frequentemente em ocos localizados em florestas de encosta.

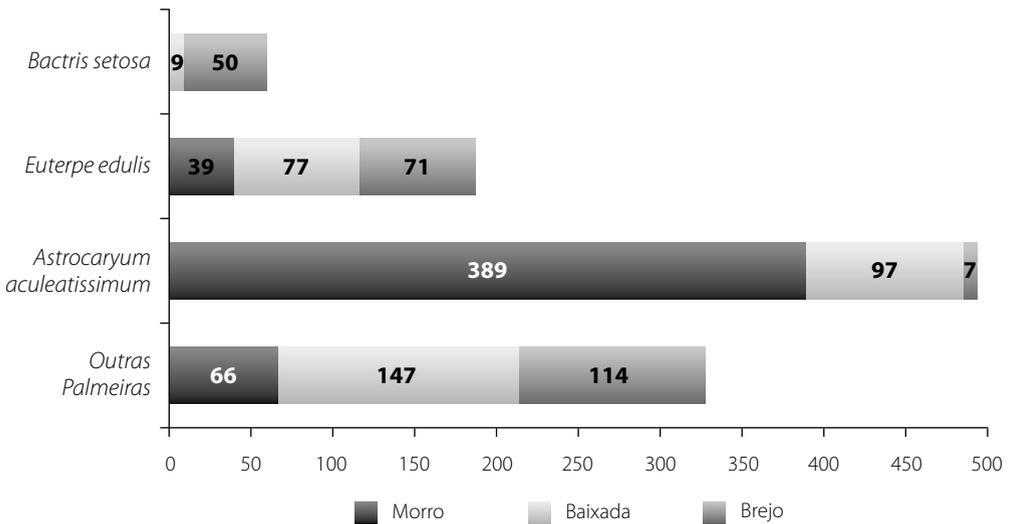


Figura 10. Distribuição de freqüência dos tipos de palmeiras utilizadas pelos micos-leões-dourados, por habitat, na Reserva Biológica União, RJ.

Em relação à distribuição de espécies de palmeiras, muito utilizadas pelos micos para forragear insetos, foram registrados 1.066 indivíduos nos três tipos de habitat, sendo a maior freqüência no morro, devido à elevada abundância de *Astrocaryum aculeatissimum* (389 indivíduos) (Figura 10).

Espécies de palmeiras representam o microhabitat mais freqüentemente utilizado pelos micos-leões-dourados para forrageamento de presas animais (Procópio de Oliveira, 2002). Além de sua importância como substrato para forrageamento, os frutos de duas espécies de palmeiras, *Euterpe edulis* e *Bractis setosa* são utilizados pelos micos em sua dieta (Procópio de Oliveira, 2002). *B. setosa* é

uma palmeira que se adapta melhor em locais alagados tendo sido registrada com maior freqüência no brejo, não ocorrendo no morro.

O mico-leão-dourado procura insetos em emaranhados de cipós e também em orifícios presentes nesses cipós. A abundância de insetos tem sido relacionada com a época de maior precipitação (Davis, 1945; Janzen, 1973; Wolda, 1978; Charles-Dominique, 1983; Foster, 1982) ou com temperaturas mais elevadas (Agetsuma, 1995). Entretanto, a distribuição e disponibilidade de presas para *L. rosalia* dependem da distribuição dos microhabitats para forrageamento, que está diretamente relacionada com a estrutura da vegetação da área (Procópio de Oliveira, 2002).

Qualidade dos fragmentos florestais na área de ocorrência do mico-leão-dourado

Os fragmentos localizados em propriedades particulares podem ser considerados em estágio de regeneração intermediário e em comparação com a ReBio União (mata em estágio maduro e bem conservada) apresentam uma menor riqueza e diversidade de espécies arbóreas, maior número de trepadeiras, árvores mortas e um baixo número de epífitas, principalmente de bromélias tanque, e de árvores de grande porte. Assim, podemos afirmar que o processo de fragmentação florestal na Mata Atlântica de baixada, onde está distribuída a população de micos-leões-dourados reintroduzidos, alterou drasticamente a qualidade da vegetação dos remanescentes florestais, reduzindo substancialmente a diversidade de frutíferas arbóreas importantes para a fauna, especificamente para o mico-leão-dourado.

Na ReBio União, algumas espécies vegetais podem ser encontradas nos três tipos de habitats (morro, baixada e brejo), embora elas ocorram com maior abundância em um determinado habitat como resultado da melhor adaptação ao ambiente para crescimento, reprodução e dispersão. Essa distribuição espacial é um dos fatores determinantes da composição da

dieta dos micos-leões-dourados na ReBio União (Procópio de Oliveira, 2002;). A densidade e a distribuição das espécies vegetais influenciam na delimitação da área e no padrão de uso do habitat pelos grupos de micos-leões-dourados (Procópio de Oliveira, 2002; Capítulo 2), concordando com resultados encontrados em estudos anteriores para outras espécies de primatas (Gautier-Hion, 1980; Leighton & Leighton, 1982; Lopes & Ferrari, 1994; Peres, 1994; Nunes, 1995; Overdorff, 1996; Tutin *et al.*, 1997; O'Brien & Kinnaird, 1997; Remis, 1997; Olupot *et al.*, 1997; Silver *et al.*, 1998; Kaplin & Moermond, 2000). Os grupos de micos-leões-dourados delimitaram áreas que abrangem os três tipos de habitat disponíveis na ReBio União. Essa é uma maneira de garantir uma disponibilidade contínua de recursos alimentares ao longo do ano, apenas mudando a intensidade de utilização dos habitats. O padrão de uso das áreas pelos grupos de *L. rosalia* foi visivelmente relacionado com a disponibilidade desses recursos (Procópio de Oliveira, 2002).

A qualidade do habitat da ReBio União é superior ao dos fragmentos das propriedades particulares, o que propicia condições mais favoráveis à sobrevivência e reprodução dos micos-leões-dourados devido a maior diversidade de recursos vegetais e de microhabitats para forrageamento. Todos os tipos de habitat investigados na área de estudo são importantes para os micos por disponibilizarem

diferentes tipos de recursos ao longo do ano. Nos fragmentos, além da perda de espécies vegetais importantes para esses primatas, nem todos os tipos de habitat estão representados, evidenciando a necessidade de recuperação da qualidade destas áreas.

Agradecimentos

Ao Sandro Vidal da Rocha, Nailton P. Azevedo, Hamilton C. Filho e Edsel A. Moraes-Junior do Programa de Translocação; Heuzenil S. Cordeiro, Helmo Siqueira Carvalho e José Vanderley do Nascimento Degel (UENF) pelo auxílio nos trabalhos de campo; ao Márcio Schmidt pela confecção do mapa; aos pesquisadores do Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Alexandre Quinet, Carine Pinto-Quinet, Cláudia M. Vieira, Cyl F. de Sá, Massime G. Bovini, João Marcelo A. Braga e Haroldo C. Lima e ao Dr. Júlio Lombardi (UFMG), pelo auxílio na identificação do material botânico. Apoio financeiro e logístico: MMA/FNMA, Durrel Wildlife Conservation Trust, MMA/PROBIO, National Geographic Society, Disney Wildlife Conservation Fund, Philadelphia Zoo, Brookfield Zoo/Chicago Zoological Society, CNPq, CAPES, FAPEMIG, IBAMA, ECMVS/UFMG, Laboratório de Ciências Ambientais da Universidade Estadual do Norte Fluminense.

Referências

- Agetsuma, N., 1995.** Dietary selection by Yakushima macaques (*Macaca fuscata yakui*): The influence of food availability and temperature. *International Journal of Primatology* 16(4): 611-627.
- Ballou, J. D., Gilpin, M. & Foose, T. J., 1995.** Population management for survival and recovery: analytical methods and strategies in small population conservation. New York: Columbia University Press.
- Ballou, J. D., Lacy, R. C., Kleiman, D. G., Rylands, A. & Ellis, S., 1998.** *Leontopithecus* II. Final Report: The second population and habitat viability assessment for lion tamarins (*Leontopithecus*), Belo Horizonte, Brazil. International Committee for the Conservation of Lion Tamarins.
- Bidegain, P. & Völker, C. M., 2001.** Bacias hidrográficas dos rios São João e das Ostras – águas, terras e conservação ambiental. CILSJ, Rio de Janeiro. 178 p.
- Bohrer, C. B. A., 1998.** Ecology and biogeography of Atlantic Montane Forest in southeastern Brazil. Tese de Doutorado. The University of Endinburgh, Scotland.
- Brower, J. E. & Zar, J. H., 1984.** Field and laboratory methods for general ecology. W. C. Brown Company Publishers, Iowa. 226 p.

Cabral, B. C., 2001. Efeito de borda sobre herbivoria foliar por insetos de um fragmento de Mata Atlântica em Rio das Ostras, RJ. Dissertação de mestrado, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes.

Carvalho, F. A., Nascimento, M. T., Procópio de Oliveira, P., Rambaldi, D. M. & Fernandes, R. V., 2004. A importância dos remanescentes florestais da Mata Atlântica de baixada costeira fluminense para a conservação da biodiversidade na APA da Bacia do Rio São João/Mico-Leão-Dourado, RJ. In: Anais do IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, vol. 1. Fundação O Boticário de Proteção à Natureza: Rede Nacional Pró Unidades de Conservação, Curitiba, pp. 106-113.

Carvalho, F. A., Nascimento, M. T., Braga, J. M. A. & Rodrigues, P. J. F. P., 2006a. Estrutura da comunidade arbórea da Floresta Atlântica de baixada periodicamente inundada na Reserva Biológica Poço das Antas, Rio de Janeiro, Brasil. *Rodriguésia* 57 (3): 503-518.

Carvalho, F. A., Nascimento, M. T. & Braga, J. M. A., 2006b. Composição e riqueza florística do componente arbóreo da Floresta Atlântica submontana na região de Imbaú, município de Silva Jardim, RJ. *Acta Botânica Brasílica* 20: (727-740).

Cerqueira, R., Brant, A., Nascimento, M. T. & Pardini, R., 2005. Fragmentação: alguns conceitos, pp. 23-40. In: Rambaldi, D. M. & Oliveira, D. A. S. (Orgs.). *Fragmentação de Ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. MMA/SBF, Brasília. 508 p.

Charles-Dominique, P., 1983. Ecology and social adaptations in Didelphid Marsupials: Comparison with Eutherians of similar ecology, pp. 395-420 in J. F. Eisenberg and D. G. Kleiman (Eds.). *Advances in the Study of Mammalian Behavior*. Spec. Publ. No. 7, Amer. Soc. Mamm., Shippensburg, Pennsylvania.

Coimbra-Filho, A. F., 1969. Mico-Leão, *Leontopithecus rosalia* (Linnaeus, 1766), situação atual da espécie no Brasil (Callitrichidae, Primates). *Anais da Academia Brasileira de Ciência* 41 (suplemento): 29-52.

Coimbra-Filho, A. F., 1978. Natural shelters of *Leontopithecus rosalia* and some ecological implications (Callitrichidae, Primates). In: *The Biology and Conservation of the Callitrichidae*. D. G. Kleiman (Ed), pp. 79-89. Smithsonian Institution Press, Washington.

- Coimbra-Filho, A. F. & Mittermeier, R. A. 1977.** Conservation of the Brazilian lion tamarins *Leontopithecus rosalia*. In: Primate Conservation. Prince Rainier IV, G. Bourne (Eds). Academic Press, London, pp. 59-94.
- Davis, D. E., 1945.** The annual cycle of plants, mosquitos, birds and mammals in two Brazilian forests. Ecological Monographs 15: 244-295.
- 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.
- Foster, R. B., 1982.** The seasonal rhythm of fruitfall on barro Colorado Island. In: The Ecology of a Tropical Forest – Seasonal Rhythms and Long Term Changes. Leigh, Jr. *et al.* (Eds). Smithsonian Institution, USA.
- Galleti, M., Alves-Costa, C. P. & Gazetta, E., 2003.** Effects of forest fragmentation, anthropogenic edges and fruit colour on the consumption of ornithocoric fruits. Biological Conservation 111(2): 269-273.
- Gama, D. M. da, 2005.** Efeitos de borda sobre o solo, camada de serrapilheira e decomposição foliar em um fragmento de mata atlântica na Reserva Biológica União, RJ. Tese (Doutorado em Biociências e Biotecnologia) Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, 100p.
- Gascon, C., Lovejoy, T. E., Bierregaard, R. O., Malcolm, J. R., Stouffer, P. C., Vasconcelos, H. L., Laurance, W. F., Zimmerman, B., Tocher, M. & Borges, S., 1999.** Matrix habitat species richness in tropical forest remnants. Conservation Biology 91: 223-229.
- Gautier-Hion, A., 1980.** Seasonal variations of diet related to species and sex in a community of Cercopithecus monkeys. Journal of Animal Ecology 49: 237-269.
- Guedes-Bruni, R. R., 1998.** Composição, estrutura e similaridade de dossel em seis unidades fisionômicas de Mata Atlântica no Rio de Janeiro. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Harris, L. D., 1984.** The fragmented forest. University of Chicago Press, Chicago. 211 p.
- Janzen, D. H., 1973.** Sweep samples of tropical foliage insects: Effects on seasons, vegetation types, elevation, time of day, and insularity. Ecology 54(3): 687-708.
- Kaplin, B. & Moermond, T. C., 2000.** Foraging ecology of the mountain monkey (*Cercopithecus lhoesti*): implications for its evolutionary history and use of disturbed forest. American Journal of Primatology 50: 227-246.

Kapos, V., 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 5(2): 173-185.

Kleiman, D. G., Beck, B. B. Baker, A. J., Ballou, J. D., Dietz, L. A. & Dietz, J. M., 1990. The conservation program for the golden lion tamarin, *Leontopithecus rosalia*. Captive propagation and reintroduction: A strategy for preserving endangered species? *Endangered species update* 8(1): 18-19.

Kierulff, M. C. M., 1993. Avaliação das populações selvagens de Mico-Leão-Dourado, *Leontopithecus rosalia*, e proposta de estratégia para sua conservação. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, Brasil.

Kierulff, M. C. M., 2000. Ecology and Behaviour of translocated groups of golden lion tamarin (*Leontopithecus rosalia*). PhD Dissertation. Cambridge University, Cambridge, UK. 388 pp.

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, Jersey Wildlife Preservation Trust* 32: 98-115.

Kierulff, M. C. M & Rylands, A. B., 2003. Census and distribution of the golden lion tamarin (*Leontopithecus rosalia*). *American Journal of Primatology* 59: 29-44.

Koppen, W., 1948. *Climatologia*. Ed. Fondo Cultural Economica, Mexico City. 479 p.

Kurtz, B. C. & Araújo, D. S. D., 2000. Composição florística e estrutura do componente arbóreo de um trecho de Mata Atlântica na Estação Ecológica Estadual do Paraíso, Cachoeira de Macacú, Rio de Janeiro, Brasil. *Rodriguésia* 51: 69-112.

Lapenta, M. J., Procópio de Oliveira, P. & Nogueira-Neto, P. (submetido). Activity period, homerange and sleeping sites of golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*) in the União Biological Reserve, RJ.

Laurance, W. F. & Bierregaard, R. O. (Eds.), 1997. *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. Chicago University Press, Chicago. 616 p.

Laurance, W. F., Ferreira, L. V., Rankin de Merona, J. M. & Laurance, S. G., 1998a. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* 79(6): 2032-2040.

Laurance, W.F., Ferreira, L.V., Rankin de Merona, J. M., Laurance, S. G. & Lovejoy, T. E., 1998b. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. *Conservation Biology* 12: 460-464.

Laurance, W. F., Lovejoy, T. E., Vasconcelos, H. L., Bruna, E. M., Didham, R. K., Stouffer, P. C., Gascon, C., Bierregaard, R. O., Laurance, S.G. & Sampaio, E., 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology* 16(3): 605-618.

Leighton, M. & D. R. Leighton, 1982. The relationship of size of feeding aggregate to size of food patch: Howler monkeys (*Alouatta palliata*) feeding in Trichilia cipo fruit trees on Barro Colorado Island. *Biotropica* 14(2): 81-90.

Lopes, M. A. & S. F. Ferrari, 1994. Foraging behavior of a tamarin group (*Saguinus fuscicollis weddelli*) and interactions with Marmosets (*Callithrix emiliae*). *International Journal of Primatology* 15(3): 373-387.

Lovejoy, T. E.; Bierregaard, R. O. Jr., Rylands, A. B., Malcolm, J. R., Quintela, C.E., Harper, L.H., Brown, K.S.Jr., Powell, A. H., Powell, G. V. N., Schubart, H. O. R. & Hays, M., 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: Soulé, M. E. (Ed.). *Conservation biology. The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates Inc., Sunderland, pp. 257-285.

Matos, D. M. S., Caluca, J. F. & Souza, A. F., 1998. Consequências da fragmentação florestal sobre a densidade e tamanhos de indivíduos arbóreos na ReBio Poço das Antas, RJ, pp. 120-125. In: *Anais do IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros*, vol. 2. ACIESP, Águas de Lindóia.

Mazurec, A. P., 1998. Produção de serrapilheira e decomposição da serrapilheira em Mata Atlântica de Encosta em duas altitudes, na Serra do Imbé, Norte Fluminense, RJ. Dissertação de Mestrado, Campos dos Goytacazes, Universidade Estadual do Norte Fluminense.

Mesquita, R. C. G., Delamônica, P. & Laurance, W. F., 1999. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 91(1): 129-134.

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

Mittermeier, R. A., Coimbra-Filho, A. D., Constable, I. D., Rylands, A. B. & Valle, C. M. C., 1982. Conservation of Primates in the Atlantic Forest region of eastern Brasil. *International Zoo Yearbook*, 22: 2-17.

Moreno, M. R., Nascimento, M. T. & Kurtz, B. C., 2003. Estrutura e composição florística do estrato arbóreo em duas zonas altitudinais na Mata Atlântica de encosta da região do Imbé, RJ. *Acta Botanica Brasílica* 17(3): 371-386.

Murcia, C., 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58-62.

Nunes, A., 1995. Foraging and ranging patterns in white-bellied spider monkeys. *Folia Primatologica* 65: 85-99.

O'Brien, T. G. & M. F. Kinnaird, 1997. Behavior, diet, and movements of the Sulawesi Crested Black Macaque (*Macaca nigra*). *International Journal of Primatology* 18(3): 321-351.

Olupot, W., C. A. Chapman, P. M. Waser & G. Isabirye-Basuta, 1997. Mangabey (*Cercocebus albigena*) ranging patterns in relation to fruit availability and the risk of parasite infection in Kimbale National Park, Uganda. *American Journal of Primatology* 43: 65-78.

Overdorff, D. J., 1996. Ecological correlates to activity and habitat use of two Prosimian primates: *Eulemur rubriventer* and *Eulemur fulvus rufus* in Madagascar. *American Journal of Primatology* 40: 327-342.

Peres, C. A., 1986. Costs and benefits of territorial defense in golden lion tamarins, M. S. Thesis, University of Florida, Gainesville, USA.

Peres, C. A., 1994. Primate responses to phenological changes in an Amazonian Terra Firme Forest. *Biotropica* 26(1): 98-112.

Pessoa, S. V. A., 2003. Aspectos da fragmentação em remanescentes florestais da planície costeira do estado do Rio de Janeiro. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.

Pinheiro, P. S., Carvalho, F. M. V., Fernandez, F. A. & Nessimian, J. Diet of the Marsupial *Micoureus demerarae* in small fragments of Atlantic Forest in southeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 37: 213 – 218.

Programa Mata Atlântica, 1996. Relatório Técnico-Científico 1993-1996. Jardim Botânico do Rio de Janeiro/IBAMA, Rio de Janeiro.

Procópio de Oliveira, P., 2002. Ecologia Alimentar, Dieta e Área de uso de Micos-Leões-Dourados Translocados e sua Relação com a Distribuição Espacial e Temporal de Recursos Alimentares na Reserva Biológica União, RJ. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 234p.

Quental, T. B., F. A. S. Fernandez et al., 2001. Population dynamics of the marsupial *Micoureus demerarae* in small fragments of Atlantic Coastal Forest in Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 17: 339-352.

Radambrasil, 1983. Levantamento de Recursos Naturais. Vol. 32, folha S/F. 23/24. Rio de Janeiro/Vitória. Ministério das Minas e Energia, Rio de Janeiro.

Rambaldi, D. M. & Oliveira, D. A. S. (Orgs.), 2005. Fragmentação de Ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. 2ª. Ed. MMA/SBF, Brasília. 508p.

Remis, M. J., 1997. Western lowland gorillas (*Gorilla gorilla gorilla*) as seasonal frugivores: use of variable resources. *American Journal of Primatology* 43: 87-109.

Rodrigues, P. J. F. P., 2004. A vegetação da Reserva Biológica União e os efeitos de borda na Mata Atlântica fragmentada. Tese de Doutorado. Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes.

Rylands, A. B., 1982. The behaviour and ecology of three species of Marmosets and Tamarins (Callitrichidae, Primates) in Brazil. Ph.D. Dissertation. University of Cambridge, Cambridge, England.

Rylands, A. B., 1993. The Ecology of the Lion Tamarins, *Leontopithecus*: Some intra-generic differences and comparisons with other Callitrichids. In: Marmosets and Tamarins: Systematics, Behaviour and Ecology. A. B. Rylands (Ed.). Oxford University Press, Oxford, pp. 296-313.

Santos, T. & Telleria, J. L., 1994. Influence of forest fragmentation on seed consumption and dispersal of Spanish juniper *Juniperus thurifera*. *Biological Conservation* 70: 129-134.

Saunders, D. A., Hobbs, R. J. & Margules, C. R., 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5(1): 18-32.

Scariot, A., Freitas, S. R., Neto, E. M., Nascimento, M. T., Oliveira, L. C., Sanaiotti, T., Sevilha, A. C. & Villela, D. M., 2005. Efeitos da fragmentação sobre a biodiversidade: vegetação e flora, pp. 103-123. In: D. M. Rambaldi & D. A. S. Oliveira (Orgs.) Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a diversidade e recomendações de políticas públicas. MMA/SBF, Brasília. 508 p.

Sheperd, G. J., 1995. FITOPAC 1 – Manual do Usuário. UNICAMP, Campinas.

Silver, S. C. L., E. T. Ostro, C. P. Yeager & R. Horwich, 1998. Feeding ecology of the black howler monkey (*Alouatta pigra*) in Northern Belize. *American Journal of Primatology* 45: 263-279.

Turner, I. M. & Corlett, R. T., 1996. The conservation value of small isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Trends in Ecology and Evolution* 11(8): 330-333.

Turner, I. M., Chua, K. S., Ong, J., Soong, B. & Tan, H., 1996. A century of plant species loss from an isolated fragment of lowland tropical rainforest. *Conservation Biology* 10: 1229-1244.

Tutin, C. E. G., Ham, R. M., White, L. J. T. & Harrison, M. J. S., 1997. The primate community of the Lopé Reserve, Gabon: diets, responses to fruit scarcity, and effects on biomass. *American Journal of Primatology* 42: 1-24.

Veloso, H. P., Rangel Filho, A. L. R. & Lima, J. C. A., 1991. Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal. IBGE, Rio de Janeiro. 123 p.

Villela, D. M. & Proctor, J., 1999. Litterfall mass and chemistry, and nutrient retranslocation in a monodominant forest on Maracá island, Roraima, Brazil. *Biotropica*. 31(2): 198-211

Whitmore, T. C., 1990. An introduction to tropical rain forests. Oxford University Press, New York. 226 p.

Wolda, H., 1978. Seasonal Fluctuations in Rainfall, Food and Abundance of Tropical Insects. *Journal of Animal Ecology* 47: 369-381.

Dieta e área de uso de micos-leões-dourados na Reserva Biológica União, RJ



Paula Procópio de Oliveira,
Maria Cecília Martins Kierulff
e Marina Janzantti Lapenta

Introdução

A dieta dos animais pode variar entre indivíduos, grupos ou populações de uma mesma espécie. Esse fato pode ser atribuído parcialmente à variação temporal e espacial produzida pelo ambiente e, também, como um resultado da variação fisiológica e anatômica dentro e entre as espécies de primatas (Oates, 1987). Durante períodos de alteração na disponibilidade dos itens alimentares preferidos, os animais precisam alterar seus padrões de deslocamento, estratégias de forrageamento e utilização do habitat, para localizar recursos eficientemente (Chapman, 1988; Garber, 1992; Poulsen, 2001).

Animais frugívoros podem influenciar a estrutura florística de uma floresta tropical, aumentando ou reduzindo a heterogeneidade e distribuição espacial de espécies por meio de padrões de dispersão das sementes relacionados ao comportamento alimentar e fisiológico de cada agente dispersor (Julliot, 1997). Estudos das interações entre plantas e animais indicam a importância dos primatas frugívoros para a regeneração das florestas e reprodução das plantas (Garber & Kitron, 1997). A conservação das relações ecológicas das quais os primatas par-

ticipam são de importância fundamental na manutenção do seu habitat (Estrada *et al.*, 1999), pois estes representam uma porção significativa da biomassa de frugívoros vertebrados nas comunidades tropicais (Terborgh, 1986; Garber & Lambert, 1998), afetando a estrutura e composição das plantas com as quais interagem (Chapman, 1995).

Primatas podem ingerir a polpa do fruto e regurgitar as sementes, podem passá-las pelo trato digestório ou digerí-las (Howe, 1986). A simples remoção da polpa sem a ingestão das sementes pode ter um efeito positivo na germinação destas pela diminuição do ataque por fungos e patógenos (Estrada & Coates-Estrada, 1984).

O tamanho corporal de um primata determina os requerimentos metabólicos diários e o território necessário para suprir um indivíduo ou grupo (Terborgh, 1983). As espécies de micos-leões (gênero *Leontopithecus*) apresentam as maiores áreas de uso dentre os primatas da família Callitrichidae (Rylands, 1993). Dentre essas espécies, os grupos de micos-leões-dourados, da Reserva Biológica de Poço das Antas (ReBio Poço das Antas) possuem o menor tamanho de área (Dietz *et al.*, 1994, 1997).

A dieta dos primatas do gênero *Leontopithecus* é constituída por frutos, néctar, invertebrados, pequenos vertebrados, exudatos e fungos (Coimbra-Filho, 1969, 1981, 1985; Rylands, 1982; Valadares-Pádua, 1993; Dietz *et al.*, 1997; Passos, 1997; Prado, 1999; Kierulff, 2000; Miller, 2001; Procópio de Oliveira, 2002). Estes recursos podem apresentar variações em sua disponibilidade de acordo com a sazonalidade, refletindo em alterações no uso do espaço e em seu consumo.

Na Reserva Biológica União (ReBio União) a delimitação da área e o padrão de uso do habitat pelos grupos de micos-leões-dourados são influenciados pela densidade e distribuição das espécies vegetais (Procópio de Oliveira, 2002). Este Capítulo sintetiza informações obtidas desde 1996 até 2004 sobre frugivoria, dispersão de sementes e delimitação de área de uso pela população de micos-leões-dourados da ReBio União. A ReBio União (22°27'36"S, 42°02'15"W) sob jurisdição do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis está localizada nos municípios de Rio das Ostras e Casimiro de Abreu, estado do Rio de Janeiro, e apresenta uma área total de 3.121,21 ha. A ReBio União possui aproximadamente 2.400 ha de mata dividida pela BR - 101 (500 ha ao sul e 1.900 ha ao norte), e representa um dos maiores e últimos remanescentes de Mata Atlântica de baixada costeira do estado do Rio de Janeiro, onde ainda são encontrados trechos de mata bem preservados.

Dieta

Presas animais

A dieta de *L. rosalia* na ReBio União foi acompanhada diariamente desde o final de 1996, quando os primeiros grupos translocados começaram a ser habituados até início de 2006, quando foi encerrado o Programa de Translocação. Durante o monitoramento dos grupos de micos todas as árvores de frutos consumidos foram marcadas com fitas numeradas. Além disso, foram registrados todos os eventos de consumo de presas animais, permitindo a verificação de padrões sazonais no consumo desse recurso.

As presas animais consumidas pelos grupos na ReBio União foram gafanhotos, grilos, besouros, baratas, formigas, mariposas, bichos-pau, galhas, larvas e casulos de insetos, desova de anfíbios, aranhas, centopéias, lacraias, pererecas, ovos de pássaros e vários insetos não identificados (Procópio de Oliveira, 2002).

Os microhabitats mais utilizados para forrageamento de presas foram folhas secas e bainhas das palmeiras *Euterpe edulis*, *Attalea* sp. e *Bactris setosa*, troncos quebrados e buracos em troncos, bromélias, cipós, emaranhados, galhos, além de presas capturadas no solo (Procópio de Oliveira, 2002; Capítulo 1). Durante o monitoramento dos grupos nem sempre foi possível determinar o local exato onde os micos capturaram a presa. Além disso, a



Figura 1.
Mico-leão-dourado consumindo frutos
na Reserva Biológica União, RJ.

determinação da espécie de presa animal consumida também é difícil, pois os micos capturam as presas dentro de vários tipos de microhabitats e os consomem imediatamente.

As presas animais serviram como fonte de obtenção de proteína para os micos-leões-dourados, assim como o consumo de frutos representou uma fonte disponível de carboidratos. *L. rosalia* consumiu preferencialmente insetos como gafanhotos, grilos, baratas e besouros (Kierulff, 2000; Procópio de Oliveira, 2002), assim como registrado para a população de

micos da ReBio Poço das Antas e para as outras espécies do gênero *Leontopithecus* (Rylands, 1982; Valadares-Pádua, 1993; Dietz *et al.*, 1997; Passos, 1997; Prado, 1999; Miller, 2001). O consumo de presas pelos micos-leões-dourados na ReBio União variou sazonalmente (Kierulff, 2000; Procópio de Oliveira, 2002), sendo bem mais elevado na estação chuvosa do que na estação seca. Esses resultados concordam com outros autores que têm relacionado a abundância de insetos com a época de maior precipitação (Davis, 1945; Janzen, 1973; Wolda, 1978; Foster, 1982; Charles-Dominique, 1983) ou com

temperaturas mais elevadas (Agetsuma, 1995). Entretanto, parece que a distribuição e disponibilidade de presas para *L. rosalia* dependem também da distribuição dos microhabitats para forrageamento, que está diretamente relacionada com a estrutura da vegetação da área (Procópio de Oliveira, 2002; ver Capítulo 1).

Frugivoria

Amostras férteis (com botões, flores ou frutos) de todas as espécies vegetais utilizadas pelos micos-leões-dourados em sua dieta foram coletadas, prensadas, desidratadas e identificadas no Herbário do Departamento de Botânica da Universidade Federal de Minas Gerais. Todas as espécies coletadas desde o início do ano de 1997 até 2004 foram utilizadas para essa análise no presente Capítulo.

O consumo de recursos vegetais pelos micos-leões-dourados foi intenso (Figura 1). Mais de 160 espécies vegetais foram registradas em sua dieta, sendo 142 identificadas pelo menos ao nível de família (Tabela 1). As coordenadas dos pontos de localização das árvores utilizadas na dieta dos micos-leões-dourados foram transformadas para o sistema Universal Transverse Mercator. A distribuição espacial dos recursos alimentares foi plotada através do programa ArcView GIS 3.2 (Environmental System Research Institute) (Figura 2).

Do total de frutos consumidos, a grande maioria foi constituída de espécies arbóreas (Figura 3) e aproximadamente 26 espécies de lianas. Apenas *Symphonia globulifera*, *Mabea piriri* e três espécies do gênero *Bromelia* foram responsáveis pelo fornecimento de néctar na dieta. No entanto, as espécies de bromélias foram consumidas esporadicamente e não foram consideradas importantes para a alimentação da espécie.

A família de plantas que contribuiu com o maior número de espécies na dieta dos animais na ReBio União foi a Myrtaceae, com 32 espécies (Tabela 1) consumidas ao longo de dez anos (Kierulff, 2000; Lapenta, 2002; Procópio de Oliveira, 2002; Procópio de Oliveira, em prep.). Outras famílias com grande número de espécies consumidas foram Sapotaceae, Rubiaceae e Melastomataceae. Essas quatro famílias foram responsáveis por cerca de 41 % das espécies vegetais consumidas pelos micos-leões-dourados (Figura 4).

Os frutos e sementes consumidos pelos micos-leões-dourados foram pesados e medidos para se determinar o padrão das características morfológicas (cor, tamanho e tipo de pericarpo dos frutos e medidas das sementes) dos frutos mais utilizados pela espécie. Estes frutos apresentaram ampla variedade de caracterís-

Família	Nº espécies	Família	Nº espécies	Família	Nº espécies
Acanthaceae	1	Clusiaceae	3	Monimiaceae	1
Anacardiaceae	2	Erythroxylaceae	1	Moraceae	10
Annonaceae	3	Euphorbiaceae	2	Myrtaceae	32
Araceae	2	Fabaceae	10	Nyctaginaceae	1
Arecaceae	3	Flacourtiaceae	2	Passifloraceae	2
Boraginaceae	4	Lacistemataceae	1	Polygonaceae	1
Bromeliaceae	3	Lauraceae	1	Rubiaceae	13
Burseraceae	2	Loganiaceae	1	Sapindaceae	2
Cactaceae	2	Malpighiaceae	1	Sapotaceae	12
Cecropiaceae	4	Melastomataceae	9	Simaroubaceae	2
Celastraceae	1	Meliaceae	2	Verbenaceae	1
Chrysobalana	1	Menispermaceae	3	Vitaceae	1
Total	142 espécies – 36 famílias				

Tabela 1.

Número de espécies vegetais, por família, consumidas pelos micos-leões-dourados na Reserva Biológica União, RJ.

ticas morfológicas quanto ao peso, tamanho e coloração. O peso médio dos frutos foi de 5,6 g, o diâmetro médio 17 mm e o comprimento médio 21,9 mm (Tabela 2).

Quanto à resistência do pericarpo, muitos frutos como os da família Melastomataceae e Moraceae são macios, com pericarpo carnoso e seus frutos são consumidos inteiros. Entretanto, para consumir algumas espécies da família Sapotaceae, como *Ecclinusa ramiflora*, e da família Rubiaceae, como *Randia* sp., os micos necessitam usar os dentes para abrir o pericarpo e ter acesso à polpa.

Quanto à coloração, os micos-leões-dourados mostraram uma grande preferência por frutos coloridos. Dos frutos consumidos, 25,6% eram amarelos, 20,0% vermelhos, 11,25% verdes, 27,5% eram pretos e roxos e 5,6% brancos. Em relação às partes ingeridas, além da casca e polpa os micos ingeriram sementes de uma grande variedade de espécies que depois eram eliminadas inteiras nas fezes (Lapenta, 2002; Lapenta *et al.*, 2003). Para 151 espécies acompanhadas, os micos engoliram as sementes de 49,7% (Figura 5). O tamanho das sementes dos frutos consumidos foi bastante variável, poden-

Medidas	Peso (g)	Diâmetro (mm)	Comprimento
Número de espécies	84	85	85
Mínimo	0,05	4,4	3,1
Máximo	70,2	54,3	226,5
Média ± DP	5,6 ± 10,9	17,02 ± 8,7	21,9 ± 29,7

Tabela 2.
Medidas dos frutos consumidos pelos micos-leões-dourados na Reserva Biológica União, RJ.

Sementes	Média do diâmetro ± DP (mm)	Média do comprimento ± DP (mm)
Engolidas	7,8 ± 2,45	13,0 ± 4,84
Descartadas	10,39 ± 4,39	13,39 ± 5,7

Tabela 3.
Tamanho das sementes das espécies consumidas por micos-leões-dourados na Reserva Biológica União, RJ (incluindo 32 espécies > 3 mm).

do ser menores do que 3 mm (*Miconia* spp.) até 27,5 mm (*Abuta* sp.1), sendo o peso médio 0,4 g para as sementes ingeridas e 1,55 g para as sementes cuspidas (Tabela 3).

Apesar do grande número de espécies vegetais consumidas pelos micos-leões-dourados na ReBio União foram encontrados somente 23 gêneros e 13 espécies em comum com a dieta dos micos da ReBio Poço das Antas, registrada por Dietz *et al.* (1997) e 25 gêneros e 10 espécies registradas por Miller (2001). Como verificado pelo presente estudo, as famílias Myrtaceae e Sapotaceae também foram as mais comuns na dieta de micos-leões-da-cara-dourada no sudeste da Bahia (Raboy, 2002). A família Melastomataceae é considerada uma das mais importantes no fornecimento de frutos para *L. rosalia* (Dietz *et al.*, 1997; Kierulff, 2000).

Apesar de apenas duas espécies vegetais terem sido mais utilizadas como fonte de néctar (*Symphonia globulifera* e *Mabea piriiri*), esse foi um item alimentar importante na dieta dos micos na ReBio União, principalmente durante os meses de março e abril (Kierulff, 2000; Procópio de Oliveira, 2002). Garber (1988) afirma que a maioria das observações de consumo de néctar em estudos de primatas neotropicais ocorre durante a estação seca, quando a produção de frutos é extremamente baixa. Do mesmo modo, Dietz *et al.* (1997) registraram que o consumo de néctar de *S. globulifera* representa um recurso importante para os micos-leões-dourados da ReBio Poço das Antas na época seca devido à baixa disponibilidade de frutos maduros.

Distribuição espacial dos recursos vegetais consumidos pelos micos-leões-dourados

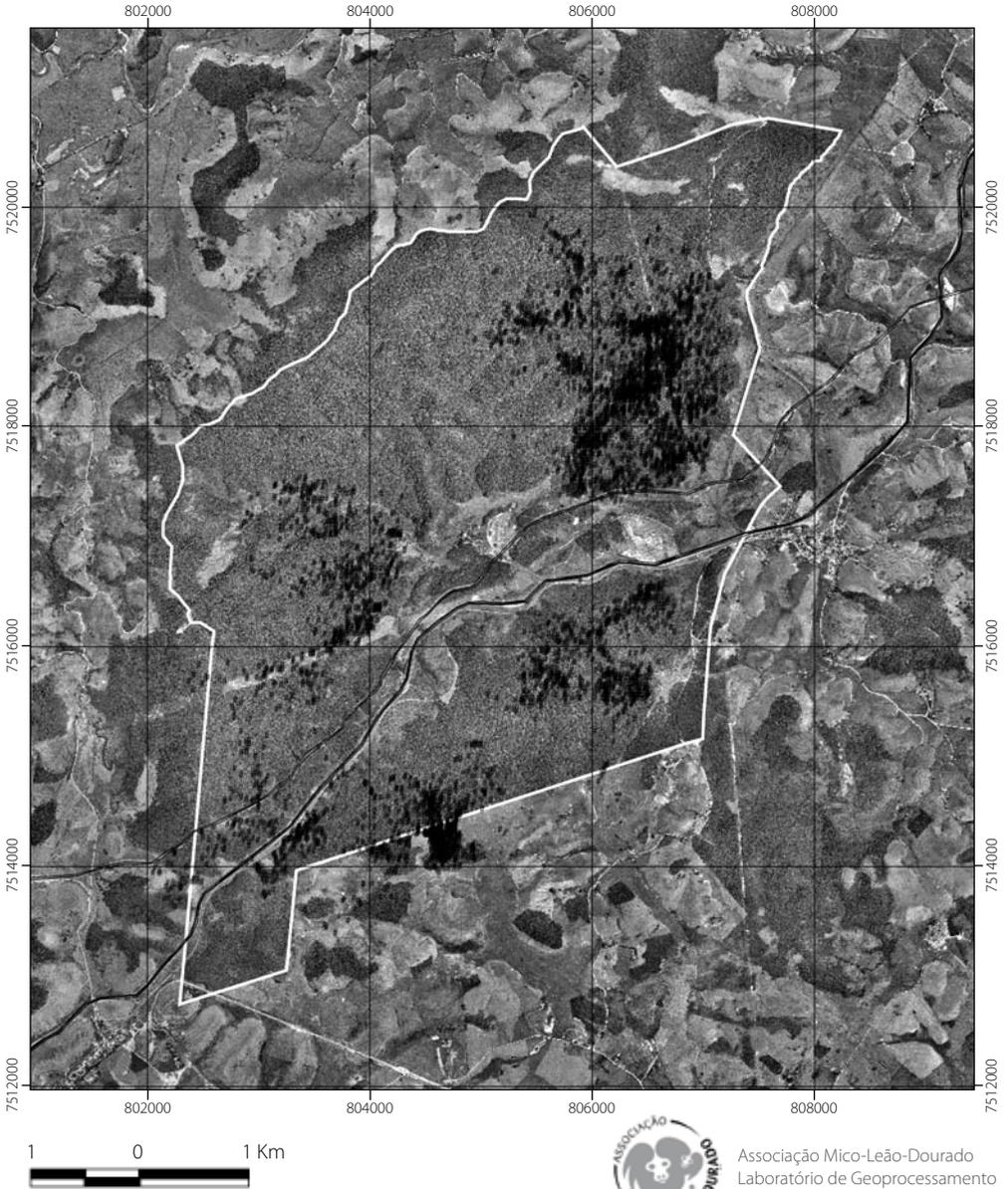




Figura 3.
Algumas espécies de frutos consumidos
pelos micos-leões-dourados
na Reserva Biológica União, RJ.

Figura 2.
Distribuição dos recursos vegetais
consumidos pelos micos-leões-dourados
na Reserva Biológica União, RJ.

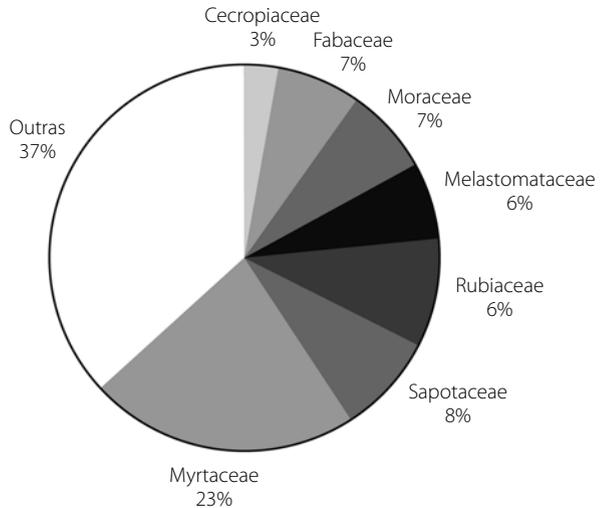


Figura 4.
Representatividade (% de espécies vegetais) das principais famílias
registradas na dieta do mico-leão-dourado
na Reserva Biológica União, RJ.

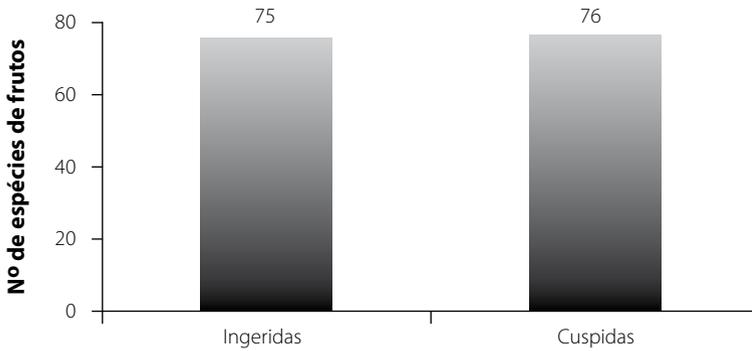


Figura 5. Número de espécies com sementes engolidas e descartadas por micos-leões-dourados na Reserva Biológica União, RJ.

Germinação de sementes

A porção do fruto consumida pelos micos-leões-dourados na ReBio União e o destino das sementes (cuspidas, engolidas ou predadas) foram registradas durante o monitoramento dos animais. Parte das sementes ingeridas foi utilizada em testes de germinação em laboratório. Esses testes foram realizados com sementes controle (provenientes de frutos) e sementes tratamento (provenientes das fezes). Para verificar o papel do mico-leão-dourado como dispersor de sementes foi comparada a porcentagem e a velocidade de germinação de sementes controle e tratamento.

Quarenta e oito testes foram realizados com 21 espécies de plantas para avaliar a porcentagem de germinação a partir da passagem pelo trato digestório dos micos. Os resultados indicaram que a porcentagem foi incrementada em 25% dos testes (para 30% das espécies). Considerando-se 41 destes testes realizados com 17 espécies, a velocidade de germinação foi melhorada em cerca de 34 % dos

testes (para 47% das espécies). A porcentagem e a velocidade de germinação da maioria das sementes não foram alteradas após a passagem pelo trato digestório dos micos-leões (Tabela 4).

Tanto na ReBio União como em Poço das Antas, frutos maduros foram os principais itens da dieta dos micos (Kierulff, 2000). A preferência por frutos maduros pode ter implicações no seu papel na dispersão, como registrado em estudos com outros primatas (Estrada & Coates-Estrada, 1984). Frutos normalmente consumidos por pequenos primatas contêm sementes envolvidas em polpas ou arilos fibrosos e aderidos. A polpa é mecanicamente difícil de ser separada das sementes que são engolidas juntas (Garber & Kitron, 1997). As espécies de plantas cujas sementes foram sempre descartadas sob as árvores parentais não apresentam polpa aderente, como algumas espécies da família Myrtaceae e algumas leguminosas (Lapenta, 2002; Lapenta *et al.*, 2003).

Uma determinada espécie de frugívoro pode ter diferentes efeitos na germinação e a mesma espécie vegetal pode responder de forma diferente ao mesmo frugívoro. O mico-leão-dourado foi considera-

Germinação de sementes	Beneficiadas		Indiferentes		Prejudicadas		Total	
	Nº testes	Nº sp	Nº testes	Nº sp	Nº testes	Nº sp	Nº testes	Nº sp
Porcentagem	12	7	30	11	6	3	48	21
Velocidade	14	8	22	7	5	2	41	17

Tabela 4.

Número de espécies e de testes com sementes beneficiadas, prejudicadas ou indiferentes à passagem pelo trato digestório do mico-leão-dourado na Reserva Biológica União, RJ.

Período	Deslocamento médio diário (m)	Área de Uso	Grupo	Deslocamento médio diário (m)	Área de Uso	Grupo	Referência
		(ha)			(ha)		
1997-1998	1.873,0 ± 302,0	184,3	SJ 2	1.745,1 ± 484,0	217,4	LB	Kierulff, 2000
1998-1999	2.134,9 ± 586,1	131,4	SJ 2	1.465,0 ± 295,7	68,0	SJ 1	Procópio de Oliveira, 2002
2003-2004	1.502,3 ± 396,4	96,2	SJ 2	1.541,6 ± 515,1	72,5	GN	Lapenta <i>et al.</i> , 2007 no prelo

Tabela 5.

Padrões de deslocamento e área de uso de micos-leões-dourados registrados em três estudos realizados na Reserva Biológica União, RJ.

do um dispersor legítimo para a maioria das espécies de frutos consumidos com sementes, pois nos testes realizados as sementes ingeridas germinaram, mesmo que em baixas porcentagens após a ingestão (1%-100%) (Lapenta, 2002; Lapenta *et al.*, 2008 no prelo). Em geral, os primatas não apresentam um efeito consistente na germinação de sementes, pois beneficiam apenas algumas espécies, enquanto prejudicam a porcentagem e/ou o tempo da germinação de outras (Figueiredo, 1993; McConkey, 2000; Lapenta, 2002).

No entanto, alguns estudos consideram que a principal vantagem da dispersão de sementes por animais é o transporte das sementes para longe da planta mãe e para locais adequados à germinação, e não necessariamente o tratamento da semente pelo animal que a dispersa (Traveset & Wilson, 1997; Lapenta, 2002; Lapenta, 2006).

Área de uso

A área de uso dos grupos foi delimitada de acordo com um sistema de coordenadas x, y plotados em um mapa com escala de 1:10.000. O estabelecimento gradual das áreas dos grupos desde o momento em que foram translocados para a ReBio União até antes de estarem habituados à presença dos pesquisadores foram obtidos através de triangulação, evitando-se assim interferência dos observadores. As triangulações foram conduzidas a cada 15 minutos, quando dois observadores distanciados em pelo menos 100 m localizavam simultaneamente a direção do grupo através do aparelho de radiotelemetria, registrando o ângulo dessa direção com o uso de uma bússola. Após a habituação, a localização dos grupos foi obtida durante o seu monitoramento contínuo. Os dados obtidos através de triangulação foram analisados no Programa Locate II versão 1.6 (Pacer, Nova Scotia, Canadá, 1990-1994) utilizando-se a localização dos observadores e os valores dos ângulos registrados em relação ao posicionamento dos grupos. As coordenadas dos pontos de localização dos grupos de micos-leões-dourados também foram transformadas para o sistema UTM. O tamanho das áreas de uso dos grupos foi calculado utilizando-se o método do mínimo polígono convexo. Esse método consiste em unir os pontos mais extremos registrados durante o monitoramento dos animais para formar o polígono que re-

presenta a área de uso. As áreas de uso e a distância percorrida pelos grupos de micos-leões-dourados foram calculados no programa ArcView GIS 3.2 (Environmental System Research Institute) – Animal Movement Extension to ArcView ver. 2.0 (Hooge & Eichenlaub, 1997).

Em três estudos realizados com grupos de micos-leões-dourados na ReBio União o deslocamento médio diário variou de 1.465 a 2.135 m e o tamanho da área de uso variou em torno de 68 a 217 ha (Tabela 5).

No início de 2002, a partir de 13 grupos de micos-leões-dourados monitorados sistematicamente, verificou-se que o tamanho médio de área de uso para a população da ReBio União foi de 109,2 ha (Procópio de Oliveira, 2002) (Figura 6) e o tamanho médio dos grupos era de 6,5 indivíduos. A partir destas informações, o tamanho populacional de micos-leões-dourados estimado para a ReBio União foi de aproximadamente 130 indivíduos, com densidade populacional de 0,75 grupos/ha (Procópio de Oliveira, 2002).

Produtividade do habitat, estrutura social, densidade populacional, requerimento energético, tamanho corporal, idade e sexo são fatores que podem influenciar no tamanho da área de uso de quase todas as espécies de animais (MacNab, 1963; Oates, 1987; Ostfeld, 1990; O'Brien & Kinnaird, 1997).

Área de uso dos grupos de micos-leões-dourados da Reserva Biológica União, RJ

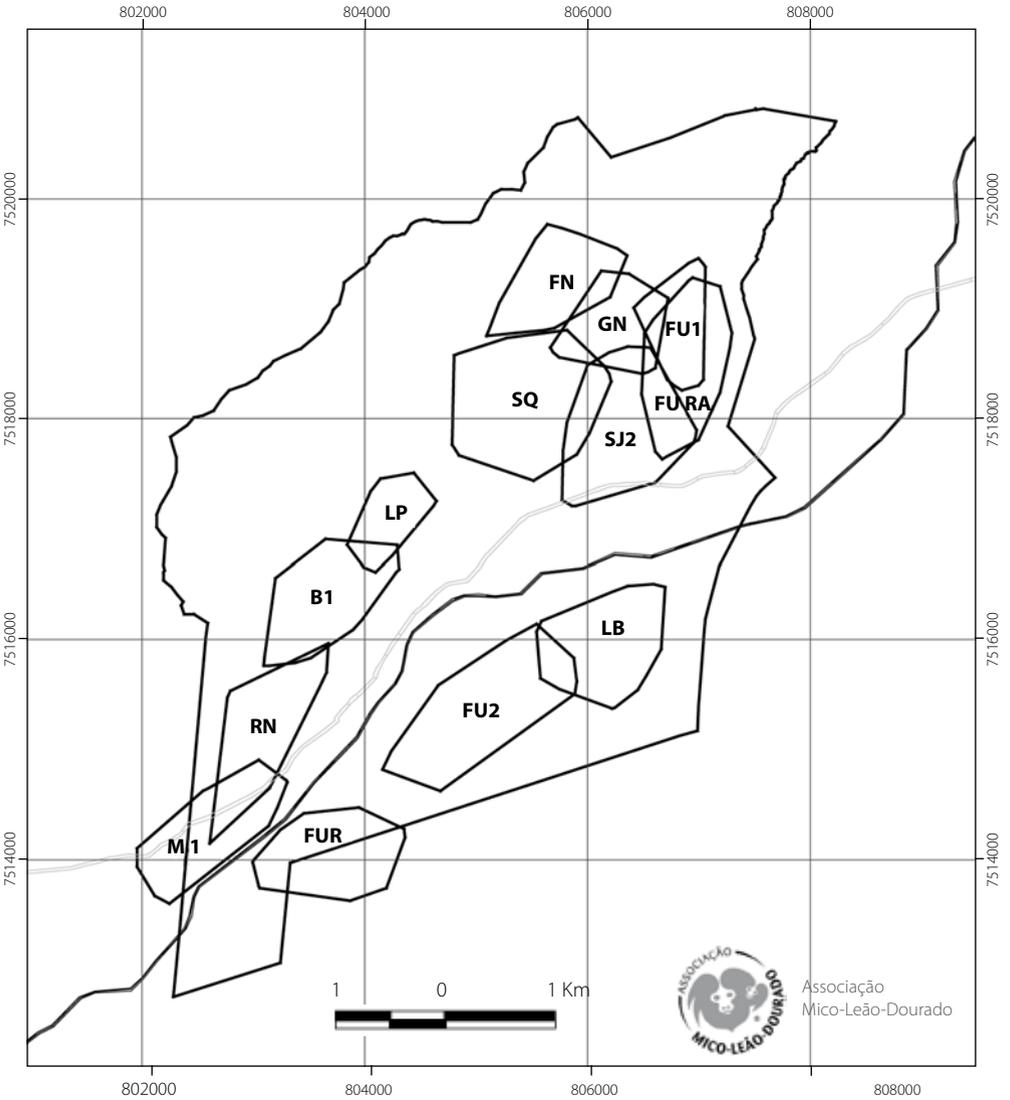


Figura 6.
Área de uso dos 13 grupos de micos-leões-dourados
monitorados na Reserva União, RJ, em 2002.



Na ReBio União, o estabelecimento das áreas de uso dos grupos de *L. rosalia* translocados aconteceu gradualmente, na medida em que faziam o reconhecimento da área e encontravam habitat apropriado, com recursos alimentares disponíveis para sua sobrevivência e reprodução (Procópio de Oliveira, 2002). A área de uso dos grupos translocados e dos formados na região apresentou grandes variações entre os anos, sendo que a maioria dos micos translocados estabeleceu grandes áreas na ReBio União. À medida que novos grupos foram sendo formados, essas áreas diminuíram de tamanho.

O tamanho médio da área de uso calculado no início de 2002 para a população de *L. rosalia* da ReBio União, 109,2 ha ($n=12$ grupos), é bem maior que os valores encontrados para a população da ReBio Poço das Antas, 41,4 ha (Dietz & Baker, 1993), 48,6 ha (Dietz *et al.*, 1997) e 44,5 ha (Miller, 2001). Essas diferenças podem estar relacionadas com diferenças na produtividade das áreas. Baseado no tamanho médio de 109 ha, a capacidade suporte da ReBio União foi estimada em aproximadamente 150 micos-leões-dourados (22 grupos). No entanto, o padrão de distribuição destes grupos na Reserva ainda está sendo modificado devido a alterações no tamanho das áreas de uso e no aumento das áreas de sobreposição entre os grupos. No início de 2007, a população da ReBio União era estimada em cerca de 220 micos-leões-dourados distribuídos em trinta grupos.

A distribuição espacial dos recursos alimentares, a determinação dos frutos preferencialmente utilizados e o papel dos micos-leões-dourados na dispersão de sementes estão gerando informações para auxiliar na escolha de espécies vegetais utilizadas na implantação de corredores florestais (Capítulo 7) que contribuem para a expansão do habitat disponível para a espécie. O monitoramento da distribuição espacial dos grupos de *L. rosalia* e a delimitação de suas áreas de uso foram imprescindíveis para a determinação da capacidade suporte da Reserva Biológica União. Os resultados provenientes das pesquisas sobre comportamento alimentar e dieta de *L. rosalia* auxiliarão na escolha de áreas potenciais para futuras translocações e/ou reintroduções. Aliado a todos esses fatores, a realização dos estudos ecológicos da população translocada através do monitoramento contínuo dos grupos teve extrema importância para o desenvolvimento e aprimoramento das técnicas de translocação, contribuindo para minimizar os custos da técnica. As translocações futuras poderão ser realizadas sem a necessidade de um monitoramento constante após a soltura dos grupos.

Agradecimentos

Ao Sandro Vidal da Rocha, Nailton P. Azevedo, Hamilton C. Filho, Vanessa Puerta Veruli, Edsel A. Moraes-Junior, Susie Rodrigues Pinto e Mateus M. Carvalho do Programa de Translocação pela grande ajuda e dedicação. Ao Dr. Julio Lombardi (UFMG) pela identificação das espécies vegetais. Apoio financeiro e logístico: MMA/FNMA, Durrel Wildlife Conservation Trust, Dublin Zoo, MMA/PROBIO, National Geographic Society, Biodiversity Support Program/Walt Disney Company Foundation, Philadelphia Zoo, Lion Tamarin of Brazil Fund, Brookfield Zoo/Chicago Zoological Society, Lincoln Zoo Scott Neotropical Fund, IESP-Smithsonian Institution, FAPEMIG, FAPESP (99/10860-8 e 02/09293-6); IBAMA, ECMVS/UFMG.

Referências

Agetsuma N., 1995. Dietary Selection by Yakushima Macaques (*Macaca fuscata yakui*): The Influence of Food Availability and Temperature. *American Journal of Primatology* 16(4): 611-627.

Chapman C. A., 1988. Patch use and patch depletion by the spider and howling monkeys of Santa Rosa National Park, Costa Rica. *Behaviour* 105: 99-116.

Chapman C., 1995. Primate Seed Dispersal: Coevolution and Conservation Implications. *Evolut Anthropol* 4: 74-82.

Charles-Dominique P., 1983. Ecology and social adaptations in Didelphid Marsupials: Comparison with Eutherians of similar ecology. In: Eisenberg J. F., Kleiman D. G., editors. *Advances in the Study of Mammalian Behavior*. Spec. Publ. Nº 7, Amer. Soc. Mamm., Shippensburg, Pennsylvania, p. 395-420.

Coimbra-Filho A. F., 1969. Mico-Leão, *Leontopithecus rosalia* (Linnaeus, 1766), situação atual da espécie no Brasil (Callitrichidae, Primates) *Anais da Academia Brasileira de Ciência* 41 (suplemento): p. 29-52.

- Coimbra-Filho A. F., 1981.** Animais predados ou rejeitados pelo sauí-piranga, *Leontopithecus r. rosalia* (Linnaeus, 1766) na sua área de ocorrência primitiva (Callitrichidae, Primates). Rev. Brasil. Biol. 41: 717-731.
- Coimbra-Filho A. F., 1985.** Sauí-preto ou mico-leão-dourado. FBCN informativo 9(3): 3.
- Davis D. E., 1945.** The Annual Cycle of Plants, Mosquitos, Birds and Mammals in two Brazilian Forests. Ecological Monographs 15: 244-295.
- Dietz J. M. & Baker A. J., 1993.** Polygyny and female reproductive success in golden lion tamarins, (*Leontopithecus rosalia*). Animal Behavior 46: 1067-1078.
- Dietz J. M., Dietz L. A. & Nagagata E. Y., 1994.** The effective use of flagship species for conservation of biodiversity: the example of lion tamarins in Brazil. In: Olney P. J. S., Mace G. M., Feistner A. T. C., editors. Creative Conservation: Interactive management of wild and captive animals. Chapman & Hall, London, p. 32-49.
- 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.
- Estrada A. & Coates-Estrada R., 1984.** Fruit eating and seed dispersal by howling monkeys (*Alouatta palliata*) in the Tropical Rain Forest of Los Tuxtlas, Mexico. American Journal of Primatology 6: 77-91.
- Estrada A., Anzures A. D. & Coates-Estrada R., 1999.** Tropical Rain Forest fragmentation, howler monkeys (*Alouatta palliata*), and dung beetles at Los Tuxtlas, Mexico. American Journal of Primatology 48: 253-262.
- Figueiredo R. A., 1993.** Ingestion of *Ficus enormis* by howler monkeys (*Alouatta fusca*) in Brazil: effects on seed germination. Journal of Tropical Ecology 9: 541-543.
- Foster R. B., 1982.** The seasonal rhythm of fruitfall on Barro Colorado Island. In: Leigh Jr. et al., editors. The Ecology of a Tropical Forest – Seasonal Rhythms and Long Term Changes. Smithsonian Institution, USA.
- Garber P. A., 1988.** Foraging decisions during nectar feeding by tamarin monkeys (*Saguinus mystax* and *Saguinus fuscicollis*, Callitrichidae, Primates) in Amazonian Peru. Biotropica 20(2): 100-106.
- Garber P. A., 1992.** Vertical clinging, small body size, and the evolution of feeding adaptations in the Callitrichidae. American Journal of Physical Anthropology 88: 469-482.

- Garber P. A. & Kitron U., 1997.** Seed swallowing in tamarins: Evidence of a curative function or enhanced foraging efficiency? *International Journal of Primatology* 18(4): 523-538.
- Garber P. A. & Lambert J. E., 1998.** Introduction to primate seed dispersal. Primate as seed dispersers: Ecological processes and directions for future research. *American Journal of Primatology* 45(1): 3-8.
- Hooge P. N. & Eichenlaub B., 1997.** The Animal Movement Program. Ver. 2.0. Alaska Biological Science Center, U.S. Geological Survey, Anchorage, AK, USA.
- Howe H. F., 1986.** Seed dispersal by fruit-eating birds and mammals. In: Murray D. R., editor. *Seed Dispersal*. Academic Press, California. p 123-189.
- Janzen D. H., 1973.** Sweep samples of tropical foliage insects: Effects on seasons, vegetation types, elevation, time of day, and insularity. *Ecology* 54(3): 687-708.
- Julliot C., 1997.** Impact of seed dispersal by red howler monkeys *Alouatta seniculus* on the seedling population in the understorey of tropical rain forest. *Journal of Ecology* 85: 431-440.
- Kierulff M. C. M., 2000.** Ecology and behaviour of translocated groups of golden lion tamarin (*Leontopithecus rosalia*). Ph.D. dissertation, University of Cambridge, Cambridge, UK, 388 p.
- Lapenta M. J., 2002.** O Mico-Leão-Dourado (*Leontopithecus rosalia*) como dispersor de sementes na Reserva Biológica União/IBAMA, Rio das Ostras, RJ. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil. 96 p.
- Lapenta M. J., Procópio de Oliveira P., Kierulff M. C. M. & Motta-Junior J. C., 2003.** Fruit exploitation by golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*) in the União Biological Reserve, Rio das Ostras, RJ, Brazil. *Mammalia* 67(1): 41-46.
- Lapenta M. J., Procópio de Oliveira P., Kierulff M. C. M. & Motta-Junior J. C. (2008 no prelo).** Frugivory and seed dispersal of golden lion tamarin (*Leontopithecus rosalia*) in a forest fragment, in the Atlantic forest, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 68(3).
- Lapenta M. J., Procópio de Oliveira P. & Nogueira-Neto, P. (2007 no prelo).** Daily activity period, home range and sleeping sites of golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*) translocated to União Biological Reserve, RJ, Brazil. *Mammalia*.

- Lapenta M. J., 2006.** Frugivoria, dispersão primária e secundária de sementes consumidas por micos-leões-dourados (*Leontopithecus rosalia*) na Reserva Biológica União, RJ. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil. 159 p.
- MacNab B. K., 1963.** Bioenergetics and the determination of home range size. *The American Naturalist* 97: 133-140.
- McConkey K. R., 2000.** Primary seed shadow generated by gibbons in the Rain Forest of Barito Ulu, Central Borneo. *American Journal of Primatology* 52(1): 13-29.
- Miller K. E., 2001.** Olfactory communication, feeding behaviors and energy budgets of wild golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*). Ph.D. dissertation, University of Maryland, Washington D.C.
- O'Brien T. G. & Kinnaird M. F., 1997.** Behavior, diet, and movements of the Sulawesi Crested Black Macaque (*Macaca nigra*). *International Journal of Primatology* 18(3): 321-351.
- Oates J. F., 1987.** Food distribution and foraging behavior. In: *Primate Societies*. B. B. Smuts, D. L. Cheney, R. M. Seyfarth, R. W. Wrangham and T. T. Struhsaker (Eds.). University of Chicago Press, Chicago.
- Ostfeld R. S., 1990.** The ecology of territoriality in small mammals. *Tree* 5: 411-415.
- Passos F. C., 1997.** Seed dispersal by black lion tamarin, *Leontopithecus chrysopygus* (Primates, Callitrichidae), in southeastern Brazil. *Mammalia* 61(1): 109-111.
- Poulsen J. R., Clark C. J. & Smith T. B., 2001.** Seasonal variation in the feeding ecology of the Grey-Cheeked Mangabey (*Lophocebus albigena*) in Cameron. *American Journal of Primatology* 54: 91-105.
- Prado F., 1999.** Ecologia, Comportamento e Conservação do Mico-Leão-da-Cara-Preta (*Leontopithecus caissara*) no Parque Nacional do Superagüi, Guaraqueçaba, PR. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, Brasil.
- Procópio de Oliveira P., 2002.** Ecologia Alimentar, Dieta e Área de Uso de Micos-Leões-Dourados Translocados e sua Relação com a Distribuição Espacial e Temporal de Recursos Alimentares na Reserva Biológica União, RJ. Tese de doutorado, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brasil. 234p.

Raboy B. E., 2002. The ecology and behavior of wild golden-headed lion tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*). Ph.D. thesis, University of Maryland, Maryland. 172p.

Rylands A. B., 1982. The behaviour and ecology of three species of marmosets and tamarins (Callitrichidae, Primates) in Brazil. Ph.D. thesis, University of Cambridge, Cambridge, England.

Rylands A. B., 1993. The Ecology of the lion tamarins, *Leontopithecus*: Some Intra-generic Differences and Comparisons with Other Callitrichids. In: Rylands A. B., editor. Marmosets and Tamarins: Systematics, Behaviour and Ecology. Oxford: Oxford University Press. p. 296-313.

Terborgh J., 1983. Five New World Primates: a study of comparative ecology. Princeton: Princeton University Press. 260 p.

Terborgh J., 1986. Community aspects of frugivory in tropical forests. In: Estrada A., Fleming T.H., editors. Frugivores and seed dispersal. Dr. W. Publishers. Dordrecht. p. 371-384.

Traveset A. & Wilson M. F., 1997. Effect of birds and bears on seed germination of fleshy-fruited plants in temperate rainforest of southeast Alaska. *Oikos* 80: 89-95.

Valadares-Padua C., 1993. The ecology, behavior and conservation of the black lion tamarins (*Leontopithecus chrysopygus*, Mikán, 1823). Ph.D. thesis, University of Florida, Gainesville, USA.

Wolda H., 1978. Seasonal fluctuations in rainfall, food and abundance of tropical insects. *Journal of Animal Ecology* 47: 369-381.

Comportamento do mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*, Linnaeus 1766) em relação à fragmentação do habitat



Andressa Sales Coelho, Carlos R. Ruiz-Miranda,
Benjamin B. Beck, Andréia Martins,
Cláudia R. de Oliveira e Vera Sabatini

Introdução

A destruição do habitat, fragmentação e degradação das florestas compreendem a principal ameaça para o mico-leão-dourado (MLD) (Kierulff *et al.*, 2002; Holst *et al.*, 2006; Capítulos 1 e 6). As populações silvestres dessa espécie vivem em fragmentos com diferentes graus de isolamento que variam em tamanho, forma e composição florística (Capítulos Introdução, 1, 6). Aproximadamente 60% da população de vida livre encontra-se adjacente a florestas contíguas e o restante está distribuído em remanescentes florestais pertencentes a propriedades particulares que fazem parte do programa de reintrodução do mico-leão-dourado e em pequenos parques públicos nos municípios de Cabo Frio e Búzios (Kierulff, 1993; Kierulff *et al.*, 2002; Kierulff & Oliveira, 1996; Procópio de Oliveira, 2002, 2003; Beck, *et al.*, 2003; Dietz *et al.*, 2003). Estudos genéticos revelam que há uma estrutura de população com alelos privados (Grativol *et al.*, 2001; Grativol, 2003). Este tipo de distribuição torna essas populações vulneráveis a processos de extinção (e.x., perda de variabilidade genética, surtos demográficos), catástrofes

(e.x., queimadas) e aos efeitos das espécies exóticas ou alóctones introduzidas. Para melhor entender o risco que a fragmentação representa e delinear as ações que mais eficientemente reduziriam a vulnerabilidade dos micos-leões-dourados a este risco, é necessário ter conhecimentos da resposta comportamental dos micos nesta situação.

A habilidade dos primatas para viver em florestas fragmentadas depende de diversos fatores como dieta, tamanho da área de uso, habilidade para utilizar as matrizes e flexibilidade comportamental para se adaptar às mudanças rápidas e qualitativas do hábitat (Tutin & White, 1999; Chiarello, 2003; Marsh, 2003a). Existem também variações intraespecíficas nas respostas e tolerância aos processos associados à fragmentação (Marsh, 2003a). As respostas comportamentais têm importantes conseqüências para a reprodução, sobrevivência e manutenção de populações de primatas em curto e longo prazo (Lott, 1991; Kierulff *et al.*, 2002; Cale, 2003; Marsh, 2003a). Entretanto, apesar da sua extrema importância, o conhecimento e entendimento dos mecanismos comportamentais relacionados às respostas da fragmentação



Figura 1.
Conceituação dos efeitos da fragmentação de habitat no comportamento.

são bastante escassos, devido à pouquíssima quantidade de pesquisas realizadas nessa área. A melhor compreensão de como os comportamentos sociais e, conseqüentemente, o sistema social são afetados pelo processo de fragmentação, podem auxiliar na tomada de decisões para o desenvolvimento de um manejo adequado para a conservação das espécies. Muitas das informações obtidas com o estudo dos micos-leões-dourados serão relevantes para os outros primatas da Mata Atlântica (*Callithrix aurita*, *C. flaviceps*, *C. kuhlii*, *C. geoffroyii*, *Callicebus personatus*, *Alouatta guariba*, *Cebus nigritus* e *Brachyteles arachnoides*), pois estas espécies também estão distribuídas em pequenas populações com diferentes graus de isolamento, o que é resultante dos processos de fragmentação de seus habitats (Rocha *et al.*, 2003; Rylands *et al.*, 1995; 1996; 2000; Vieira *et al.*, 2005).

Uma conceituação simples de como a fragmentação das florestas poderia influenciar o comportamento e, conseqüentemente, a reprodução e sobrevivência dos indivíduos está representada na Figura 1. A fragmentação reduz a área de habitat e causa mudanças nos ambientes físicos e biológicos da área afetada, levando à degradação do habitat e isolando as florestas (Lovejoy *et al.*, 1986). A redução em tamanho e qualidade das florestas afeta a oferta de recursos-chave (e.g., alimento e abrigo). A redução do abastecimento das espécies de alimento importantes para os primatas afeta a disponibilidade de recursos, levando a uma decadência e conseqüente ausência de suprimento alimentar disponível e contínuo. Este é um fator limitante que determina a sobrevivência dessas populações, pois estes habitats fragmentados não podem fornecer alimento suficiente para sustentar grupos de primatas em longo prazo (Tutin & White, 1999; Chiarello, 2003). Quanto menor o fragmento menos recursos estariam disponíveis.

A redução na quantidade de recursos-chave pode incidir nos comportamentos, causando mudanças no padrão de atividades (especialmente o tempo dedicado ao forrageio), no espaçamento, no agrupamento e na qualidade e quantidade de interações sociais, como resultado da competição intra-específica por recursos. O padrão de atividades dos primatas pode variar de acordo com uma série de fatores ambientais, incluindo distribuição, disponibilidade e abundância de recursos (Clutton-Brock, 1977; Oates, 1987; Rylands, 1983; 1996; Peres, 1994; Sterck, 1999). As variações no padrão de atividades são também influenciadas por diferenças sazonais do comprimento do dia, pela temperatura e pelas restrições fisiológicas relacionadas à reprodução. Uma predição simples da sociobiologia é que os animais que vivem em fragmentos mostrariam uma «proporcionalização comportamental» (*Behavioral Scaling sensu* Wilson 1980) correspondente aos níveis ou quantidades de recursos e espaço. Neste caso, as diferenças no comportamento dos animais, seja social ou padrão de atividades, observadas entre fragmentos seriam quantitativas e não qualitativas.

O comportamento social tem influência direta nos sistemas sociais e, conseqüentemente, na demografia. Em espécies com cuidado parental cooperativo, como o mico-leão-dourado, a sociabilidade está relacionada também ao provisionamento de filhotes e, portanto, afetam as taxas de sobrevivência destes animais (Ruiz-Miranda *et al.*, 1999; Bales, 2000; Tardiff *et al.*, 2002). A redução na área disponível leva à limitação de recursos alimentares e refúgios, aumentando a competição intra-específica por recursos (alimento, água, sócios de catação, parceiros) e espaço (territórios, locais de repouso e abrigos). Essa competição por recursos pode alterar a qualidade e a quantidade das relações sociais intra e intergrupais de micos-leões-dourados, influenciando tanto o desenvolvimento dos filhotes como o desempenho de subadultos e adultos. Em fragmentos pequenos e em fragmentos degradados pode-se esperar a redução no tamanho dos grupos, o aumento em conflitos sociais, a instabilidade dos grupos e a pressão social para dispersão precoce. Mudanças na densidade da população ou no papel social (a disposição comportamental dos indivíduos) incidem no tamanho da área de uso e no grau de territorialidade ou tolerância social exibidos entre indivíduos e grupos que, por sua vez, incidem nos padrões de atividades (Clutton-Brock, 1977; Dietz *et al.*, 1997; Kierulff *et al.*, 2002).

A matriz e estrutura da paisagem define o grau de isolamento dos fragmentos. Este isolamento seja pela distância ou por uma matriz hostil, aumenta a distância entre grupos e o isolamento de indivíduos, limitando as oportunidades de dispersão e reprodução. Ao limitar a dispersão, o conflito social poderia aumentar, pois os potenciais emigrantes permaneceriam dentro dos fragmentos competindo por recursos. Sob condições de emigração limitada, a densidade das populações poderia aumentar, levando a alterações no tamanho dos grupos e nos padrões sociais (Lott, 1991; Bernstein, 1987; Marsh, 2003b).

Uma conseqüência do isolamento, dos fragmentos é a saturação do habitat, caracterizada pela ocupação de todos os locais por grupos territoriais, pelo maior número de animais dispersando de grupos natais em relação a animais obtendo sucesso em integrar-se a grupos estabelecidos ou formar novos grupos, e pelos longos períodos que indivíduos passam transitando em situações não territoriais antes de se estabelecerem com sucesso ou desaparecerem (Baker *et al.*, 2002). Vários autores sugerem que as observações de poligamia e poliandria em grupos de micos-leões-dourados na Reserva Biológica de Poço das Antas representam mudanças no padrão normal (monogamia) de composição grupal e no sistema de acasalamento, causadas pela saturação do habitat (Baker *et al.*, 1993; Dietz & Baker 1993; Baker & Dietz, 1995;

Baker *et al.*, 2002). Essas relações de interação e dependência entre sociabilidade, captação de recursos e dispersão formam o «vórtice» comportamental que influencia a reprodução e sobrevivência dos animais nos fragmentos (Figura 1). Para poder formular práticas de conservação efetivas para os micos-leões-dourados é necessário compreender as dinâmicas espaciais e temporais do uso de recursos, a distribuição do tempo entre diferentes atividades, além de um amplo entendimento da adaptabilidade na variação dos comportamentos influenciados pela degradação do habitat em que vivem.

O objetivo do presente capítulo é avaliar os efeitos da fragmentação das florestas no comportamento dos micos-leões-dourados. Pretendeu-se verificar se diferenças em comportamento entre grupos estão associadas ao tamanho do fragmento. Enfatizou-se a distribuição de atividades em geral, além dos comportamentos de forrageio, social e de conflito entre indivíduos. Não foi examinado, de forma direta o fator qualidade do habitat, ou seja, as diferenças na disponibilidade de recursos independentemente do tamanho da floresta. O comportamento lúdico foi enfatizado em um dos estudos, pois pode ser um coadjuvante dos estudos relacionados a habitats fragmentados, uma vez que tem sido referenciado como um indicativo da qualidade do hábitat (Barret *et al.*, 1992; Sommer & Mendoza-Granados, 1995).

Padrão de atividades

Para entender as variações em padrão de atividades relacionadas a diferentes florestas, foram comparados os resultados de várias pesquisas (Quadro 1). O padrão de atividades dos grupos habitando os fragmentos (Stoinski, 2002; Faria 2005) diferiu nos grupos das ReBios (Dietz *et al.*, 1997; Kierulff *et al.*, 2002; Miller, 2002; Procópio de Oliveira, 2002). Em relação aos comportamentos relacionados ao gasto de energia, os micos dos fragmentos (12 - 15%) se deslocaram menos em relação aos micos das ReBios (31,9 - 33,5%), porém descansaram muito mais (24 - 30%) em comparação a estes (8 - 17%). Entretanto, os animais dos fragmentos pequenos (< 50 ha) dedicaram mais tempo ao descanso em relação aos animais dos fragmentos maiores (> 50 ha). O tempo dedicado ao forrageio de frutas foi maior nas ReBios (12 - 13%) em relação aos fragmentos (5 - 7%). Por outro lado, o tempo dedicado à procura de presas foi muito maior nos fragmentos (17 - 20%) em comparação às ReBios (7 - 9%).

Não houve diferença significativa em relação ao tempo despendido em forrageio por presas entre micos-leões-dourados introduzidos que habitavam fragmentos menores que 50 e 100 ha (Faria, 2005). O sucesso de forrageio foi difícil de se comparar devido às diferenças de metodologia e definição dos comportamentos. Porém,

o tempo gasto tanto comendo frutas como insetos foi menor nos fragmentos em comparação às ReBios. Micos de fragmentos maiores tiveram maior sucesso na captura de presas quando comparados aos animais que habitavam fragmentos menores. Como o investimento em forrageio foi o mesmo, o número maior de presas obtidas nos fragmentos maiores pode estar demonstrando uma maior disponibilidade de insetos e pequenos vertebrados nesses ambientes. O tempo despendido em outros comportamentos foi semelhante entre os locais de estudo.

Um dos efeitos da fragmentação do habitat é a redução na quantidade de recursos alimentares e, conseqüentemente, nas oportunidades de forrageio. A ausência de frutas ou lacunas em fenologia relacionadas à perda de diversidade de espécies arbóreas em pequenos fragmentos (Carvalho, 2005; Carvalho *et al.*, 2006) pode influenciar os micos-leões-dourados a explorar presas com maior freqüência. Esta preferência compensatória, relacionada a relativa abundância ou escassez de itens na dieta, tem sido documentada para outros primatas onívoros e frugívoro-insetívoros (Terborgh, 1983; Oates, 1987). O menor sucesso na captura de presas nos fragmentos pode refletir uma menor disponibilidade desse item devido à redução da área ou à superexploração.

Quadro 1. Abordagem metodológica: Comparação de dados publicados

Para atender aos objetivos propostos, comparou-se o comportamento dos micos-leões-dourados em florestas de diferentes tamanhos. Foram avaliados os resultados de trabalhos publicados, teses e dados originais de *L. rosalia*. Os dados previamente publicados são de estudos de grupos de micos-leões-dourados selvagens da Reserva Biológica de Poço das Antas (Miller, 2002; Miller & Dietz 2004; Dietz *et al.*, 1997), micos-leões-dourados selvagens translocados (Kierulff, 2000; Procópio de Oliveira, 2004) e micos-leões-dourados reintroduzidos (Stoinski *et al.*, 2002; Oliveira *et al.*, 2003; Faria, 2005). Os dados originais vêm de estudo realizado com a população de micos-leões-dourados reintroduzidos, incluindo os descendentes selvagens dos reintroduzidos. Os estudos descritos foram feitos nas Reservas Biológicas (ReBios) de Poço das Antas (RBPDA) e União (RBU) e em fragmentos de florestas dentro de propriedades particulares. Descrições mais completas da vegetação e outras características destas ReBios e fragmentos particulares podem ser obtidas

de várias publicações (Ferreira, 1981; Pessamilio, 1994; Dietz *et al.*, 1997; Kierulff *et al.*, 2002; Carvalho *et al.*, 2006) e no Capítulo 1 deste livro. A RBPDA possui aproximadamente 6.000 ha de área, dos quais menos de 60% são de mata secundária, com poucas áreas de mata bem conservada. Há fragmentação dentro da própria ReBio, entretanto, os trabalhos aqui citados foram feitos na região considerada contígua. A RBU possui 3.500 ha de mata, sendo 2.500 de Mata Atlântica submontana e de baixada. Na RBU existem plantações de eucalipto e fragmentação relacionada à BR101, além do Gasoduto da Petrobras e da Rede Elétrica de FURNAS. A região que neste estudo chamaremos de fragmentos consiste em um mosaico de pequenas florestas em fazendas particulares localizadas na bacia do Rio São João. Os fragmentos selecionados variam entre 9 e 600 ha e sua vegetação pode ser caracterizada como Mata Atlântica de baixada ou submontana, com diferentes graus de degradação.

Com a disponibilidade de tempo comprometida pela procura de recursos, esperava-se que os outros comportamentos fossem afetados conforme já verificado em Oates (1987). O tempo dedicado ao deslocamento mostrou diferenças entre os tipos de local, um resultado contrário a outros estudos de primatas (Oates, 1987; Dunbar, 1988; Digby & Barreto, 1996). O deslocamento pode ser visto como uma tentativa dos animais de monitorar a disponibilidade de alimentos, mas também tem a função de patrulhar o território, inclusive monitorando as atividades de grupos vizinhos ou de indivíduos satélites. Os micos-leões-dourados despendem a maioria do seu tempo e atividades na periferia dos territórios (Peres, 1985, 1989; Dietz *et al.*, 1997). Se o deslocamento tem como função principal patrulhar o território, então se esperava que o tempo dedicado a este comportamento variasse com a pressão social, ou seja, com a presença de vizinhos ou indivíduos satélites. Nos *Leontopithecus* parece haver uma correlação positiva entre densidade populacional e tempo de descanso; sendo que com baixa densidade populacional há pouca defesa de território (Kierulff, *et al.*, 2002).

O tempo dedicado ao descanso em primatas é tido como uma característica típica da espécie e relacionada à dieta, tamanho do corpo e metabolismo (Oates, 1987). O tempo dedicado ao descanso dos micos-leões-dourados foi condizente

com o observado em outros callitriquídeos (Terborgh, 1983). O aumento observado no descanso dos animais nos fragmentos pode ser uma estratégia de economia de energia, havendo dois fatores principais que contribuem para essa estratégia. Primeiramente, temos que considerar que o tamanho de corpo e a alta taxa metabólica dos micos-leões-dourados e outros callitriquídeos os engaja em uma estratégia de minimização de custos energéticos (Thompson *et al.*, 1994; Oliveira *et al.*, 2003). A termorregulação em pequenos primatas inclui comportamentos e adaptações fisiológicas. Os micos-leões descansam durante as horas mais quentes do dia (Kierulff *et al.*, 2002) e, durante a noite, o grupo se embola (*huddle*) dentro de um oco de árvore (Dietz *et al.*, 1997; Kierulff *et al.*, 2002) criando um «microclima», permitindo que os indivíduos deixem sua temperatura corporal cair abaixo do limiar de termoneutralidade, economizando energia (Thompson *et al.*, 1994). Os filhotes minimizam os custos energéticos de brincar, exibindo o comportamento em curtos eventos seguidos de descanso (Oliveira *et al.*, 2003). Os pequenos fragmentos têm menos frutas e os micos podem compensar procurando presas, mas esse forrageio é dispendioso em termos energéticos. Uma maneira de recuperar a perda de energia seria dedicando mais tempo ao descanso durante o dia ou aumentando o tempo em que permanecem dentro dos ocós.

Outro fator que poderia estar contribuindo para as diferenças em tempo de descanso seria a suplementação alimentar oferecida aos micos nos fragmentos, como parte do manejo da população reintroduzida (Capítulo 5; Beck *et al.*, 2002). Os micos dos fragmentos recebem bananas (raramente outras frutas ou ração) durante o dia, sendo que a periodicidade e quantidade variam entre grupos. A resposta dos micos à suplementação é de aguardar o evento, alimentar-se até a saciedade, descansando em seguida. Estudos comportamentais dos micos reintroduzidos têm sugerido que os animais vindos de cativeiro poderiam estar adotando um comportamento de aguardar ao invés de forragear, desenvolvido em decorrência do cronograma de alimentação de cativeiro (Stoinski *et al.*, 2002). Entretanto, dos animais observados em nossos estudos, poucos foram nascidos em cativeiro. Ainda assim, é possível que os micos dos fragmentos estejam adotando uma estratégia dentro do esquema idealizado por Oates (1987), que descreve duas estratégias: os «banqueteadores» (*banquetters*) e os «forrageadores» (*foragers*); os primeiros tendem a ser herbívoros, comendo muito num só local e descansando longos períodos, enquanto os forrageadores comem pouco por evento e se deslocam muito. Os micos dos fragmentos, na presença de uma fonte alimentar abundante e agregada em tempo e espaço, com outros recursos escassos e predispostos a minimizar energia, podem estar adotando o comportamento de «banqueteadores».

Comportamento social

O tamanho médio dos grupos sociais foi semelhante nas ReBios e nos fragmentos. Os micos adultos e subadultos das ReBios passaram um tempo consideravelmente menor em comportamentos sociais afiliativos (4 - 5%) em relação aos micos habitantes dos fragmentos (28%) Esse resultado contraria o esperado e observado em outros primatas (Dunbar, 1988; Digby & Barreto, 1996; Kierullf *et al.*, 2002). Os micos-leões-dourados dedicaram, em média, 3,8% do seu tempo a brincar, sendo estas brincadeiras predominantemente sociais (Oliveira *et al.*, 2003). Existe uma relação entre o local e o tempo gasto neste comportamento. Na RBPDA os micos dedicaram 4,2% do tempo brincando, enquanto na FRV gastaram 3,7% e num fragmento de 20 ha gastaram 2,1%, ou seja, nos pequenos fragmentos os micos brincaram apenas a metade do tempo em relação à RBPDA. As diferenças em comportamentos de brincadeira são condizentes com a idéia de que nos fragmentos há menos alimento e os micos tendem a minimizar os custos energéticos. Estas diferenças são quantitativas e podem expressar apenas uma proporcionalização dos comportamentos, restando verificar se existem diferenças qualitativas no comportamento, como por exemplo, os tipos de conflito social e como os micos lidariam com estes conflitos.

Fragmento	Grupo	Tamanho (ha)	Grau de isolamento	Número de indivíduos	FemRepro (Dispersor)
Estreito	Olímpia	20	Isolado*	6	1 (2)
Boa Esperança	(OL) Ax2	9	Isolado*	6	1 (0)
Rio Vermelho	Triplets	553	Não Isolado**	13	2 (4)
	ML2	406	Não Isolado**	11	2 (4)

Tabela 1. Grupos de micos leões dourados e fragmentos estudados na bacia do rio São João.

- * Isolado: significa que na época de estudo não havia outros grupos sociais no fragmento nem animais em fragmentos conectados funcionalmente.
- ** Não Isolado: significa que havia grupos sociais no fragmento onde os animais habitavam.
- Número de indivíduos: tamanho total do grupo e não número de animais observados nos focais.
- FemRepro: número de fêmeas reprodutoras.
- Dispersor: número de micos em idade de dispersar, sem contar os reprodutores.

Existem evidências de conflito social nos fragmentos? Para responder esta pergunta foi feito um estudo de campo de 9 meses em vários fragmentos florestais (Quadro 2; Figura 2). O comportamento agonístico ocorreu raramente, somando menos de 1% do tempo em todos os grupos. Como os grupos são formados por unidades familiares era de se esperar uma baixa ocorrência de brigas e conflitos abertos. Por esse motivo, observamos aspectos mais sutis, como a taxa de interação total, os afastamentos após aproximações e o tempo gasto catando (Figura 3) ou deitando em contato.

Os resultados mostram que a taxa de interação foi maior nos fragmentos menores, apesar do tamanho do grupo ser quase 100% menor (Tabela 2). Sugere-se que a qualidade das interações esteja relacionada à demografia ou qualidade do fragmento, e não necessariamente ao

tamanho deste. Os grupos Olímpia (OL) e ML2 mostraram mais interações afiliativas e menos afastamentos em relação aos grupos Ax2 e Triplets (TR).

Quais as semelhanças entre estes grupos? Ambos Ax2 e TR habitam territórios considerados de baixa qualidade em comparação a outras áreas do mesmo tamanho (Amorim, 2007). O grupo Ax2 reside no menor fragmento (BE, 9 ha) do estudo, mas a área basal de espécies zoocóricas de Boa Esperança (BE) (2,7 m²/ha) e a quantidade de suplementação alimentar foram maiores comparando-se às do fragmento Estreito (EST) (1,3 m²/ha), que é maior. Porém, a abundância de presas foi maior em EST em relação ao BE. Segundo Amorim (2007), os micos de Ax2 têm um maior índice de condição física que os micos de OL. No caso de TR e ML2, que habitam lados opostos da Fazenda Rio Vermelho (FRV), tem-se uma relação de disponibilidade de frutas e condição física similar à comparação de OL e Ax2.

Grupo	Taxa App	Inter/Afast	% Tempo AFF
OL	0,86	6,7	20,4
AX2	0,66	3,3	12,5
TR	0,53	3,6	10,8
ML2	0,37	6,1	26,6

Tabela 2.
Porcentagem do tempo de observação alocado pelos micos de quatro grupos as diferentes categorias de interação.

Comparando os micos dos fragmentos isolados (Ax2 e OL), em Ax2 os animais observados ainda não tinham atingido a idade de migrar, o que possivelmente explicaria a baixa taxa de interações e a aparente ausência de conflitos dentro do grupo (incluindo 50% menos interações agonísticas em relação ao grupo OL). Já o elevado número de interações em OL poderia estar refletindo formas de apaziguamento dentro desse grupo, onde existiam conflitos que acabaram resultando em medidas compensatórias (e. g., catação). Essa poderia ser uma estratégia de alguns indivíduos desse grupo, os quais haviam alcançado a idade de migrar, para que pudessem permanecer no grupo (Baker, 1991), já que o fragmento era pequeno e isolado, diminuindo as oportunidades de dispersão e reprodução.

As semelhanças de comportamento social entre os fragmentos isolados e os não-isolados poderiam sugerir que o isolamento do fragmento não seria um determinante do comportamento. Porém, devemos considerar que na FRV, embora existam outros grupos, as oportunidades de emigrar e acasalar podem ser baixas, pois este fragmento pode estar saturado

Taxa App: taxa de aproximações.
Inter/Afast: razão de aproximações que resultaram em interação afiliativa versus afastamentos.
% Tempo AFF: porcentagem do tempo dedicado ao comportamento afiliativo.

(alta densidade populacional), estando toda sua área ocupada por territórios de outros grupos, todas as vagas reprodutivas ocupadas e muitos animais satélites competindo pelas poucas oportunidades de preencher vagas reprodutivas. Diante dessa situação, apesar do tamanho, o ambiente saturado e a presença de um grande número de grupos de micos e com muitos indivíduos, a FRV oferece um ambiente de alta competição por recursos e, principalmente, por espaço, para a formação de novos grupos. Esse fato pode retardar a idade de migração de machos e fêmeas, levando animais subordinados a apresentarem altas taxas de comportamentos apaziguadores para tentar se manter no grupo e retardar uma possível expulsão, o que aumentaria o tamanho dos grupos. Uma resposta social a esse fato seria a ausência de conflitos aparentes que estariam sendo resolvidos através de mudanças nas estratégias de reprodução dentro dos grupos, como os casos de poliginia evidenciados no local, que podem resultar em um novo sistema social (animais tentando se reproduzir dentro de seu grupo natal).

Quadro 2. Métodos de coleta de dados comportamentais

Com o objetivo de verificar se o tamanho e isolamento do fragmento influenciariam o comportamento de micos-leões-dourados reintroduzidos, foram observados quatro grupos sociais na região dos fragmentos (Tabela 1). As observações de comportamento foram feitas diariamente entre as 7:00 e 17:00 h, por equipe de dois observadores, auxiliados por equipamento de radiotelemetria para facilitar a procura dos animais, além de binóculos, pranchetas com planilhas de campo, filmadoras de vídeo (Hi 8 mm) e gravadores digitais (Sony DAT) ou análogos (Marantz PMD 430), acoplados a microfones Sennheiser (ME 66). Os dados foram registrados nas planilhas de campo ou gravados e, posteriormente, transcritos no laboratório. Todos os animais possuíam marcações individuais. O método utilizado para a coleta de dados foi o de focais contínuos (10 minutos) durante os quais foram registrados todos os tipos de comportamentos (Faria, 2005). Porém, para o presente capítulo foram utilizados somente os dados dos eventos sociais classificados como interações afiliativas (AFF), interações agonísticas

(AGO), catação (CAT) e aproximações (APPs), com seus respectivos resultados. Foram registrados todos os eventos e a duração destes entre o casal reprodutor e mais dois ou três animais adultos e/ou subadultos de cada grupo, e calculadas três variáveis comportamentais: 1) taxa de interação total: obtida do número de aproximações entre indivíduos do mesmo grupo social por hora de observação, dividido pelo número de animais no grupo, 2) razão entre aproximações que resultaram em interação afiliativa versus afastamentos, considerada uma medida da qualidade das interações que expressa a tendência de animais em interagir amigavelmente versus evitar conflitos, e 3) proporção do tempo em comportamentos afiliativos, como catar e deitar em contato, considerada para inferir o grau de conflito dentro do grupo. Além desses dados, colaboramos com a equipe de reintrodução da Associação Mico-Leão-Dourado (AMLD) na obtenção de informações sobre composição do grupo, sucesso reprodutivo, dispersão e presença de indivíduos satélites (micos sem grupo, emigrantes).

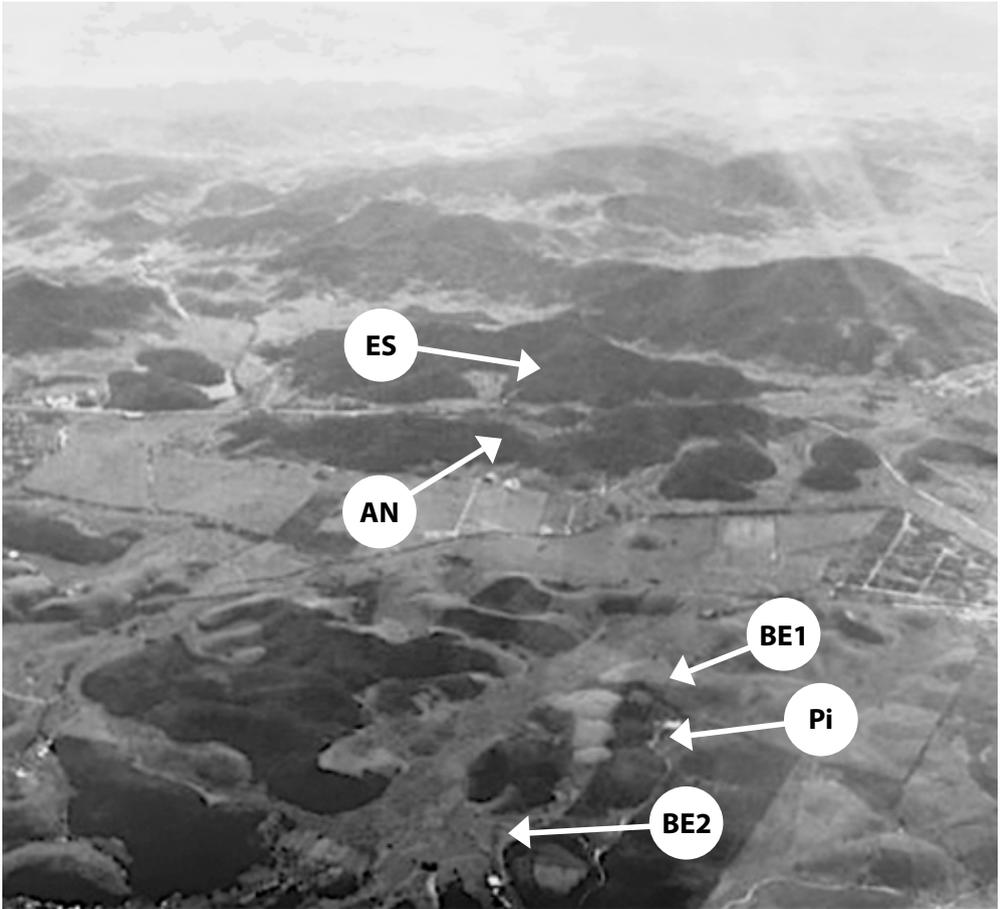


Figura 2.
Foto aérea com a localização dos grupos de micos leões dourados estudados nos fragmentos em propriedades particulares nas regiões de Imbaú e Cesáreo Alvim. Sinalizados estão os fragmentos BEI (AX2), BEII (FX), Pindoba (P), Andorinhas (AT), e Estreito (OL). ES = Estreito, AND = Andorinhas, Pi= Pindoba.
Foto de Carlos Ruiz.



Figura 3.
Micos-leões-dourados engajados no comportamento social
afiliativo chamado de catação (grooming). O indivíduo da esquerda
está «catando» o indivíduo da direita (o receptor).
Foto de Carlos Ruiz.

Os resultados sugerem que o comportamento social do *Leontopithecus rosalia* é bastante flexível, podendo se acomodar às diferentes situações de disponibilidade de recursos ou oportunidades de reprodução, que os grupos mostram estratégias sociais diferentes para responder a essas situações e que os aspectos demográficos e a idade dos indivíduos têm uma grande influência nas relações sociais. Entretanto, apesar dessa flexibilidade apresentada pela espécie, as oportunidades de dispersão e reprodução estarão sempre sob influência da localização dos fragmentos, que permite o intercâmbio de indivíduos entre diferentes locais. A distância entre os fragmentos e a conexão entre eles define essas oportunidades para grupos que vivem isolados em fragmentos pequenos.

Comportamento social e conectividade da paisagem

Um método para diminuir o isolamento de grupos e populações de micos-leões-dourados causado pela fragmentação da paisagem é o estabelecimento de conexões entre fragmentos. Desde o ano 2000, a AMLD vem aprimorando um programa de corredores e outras formas de conectividade (Capítulos 7 e 8). Esses projetos de conectividade têm altos custos financeiros e logísticos, mas espera-se que o retorno, em termos de viabilidade das

populações, seja compensatório. Esperamos que a conectividade entre fragmentos resulte no aumento do número de grupos sociais e, portanto, no aumento populacional, e que haja um ganho genético, ou seja, um acréscimo na variabilidade genética da população. O sucesso de corredores como método de conectividade tem sido mensurado utilizando-se parâmetros demográficos (e.x., taxa de imigração, ocupação de áreas) e através da observação do uso de corredores por dispersores (Beier & Noss, 1998). Entretanto, estas variáveis não medem diretamente a taxa de reprodução ou o fluxo genético. Para que eventos de dispersão resultem em reprodução e, conseqüentemente, em fluxo genético, os emigrantes têm que acasalar, e essa probabilidade depende do sistema social da espécie. O comportamento social poderia servir como uma barreira ao fluxo genético. Poucos são os estudos que consideram aspectos comportamentais no delineamento de programas de conectividade. O que acontece ao estabelecer a conectividade entre fragmentos que contêm grupos sociais de micos-leões-dourados? A seguir serão descritos dois exemplos do que poderia acontecer. Estes exemplos fazem parte de um estudo em andamento que vem evidenciando a importância da conexão entre os fragmentos (corredores florestais naturais ou não) nas oportunidades de reprodução dos micos-leões-dourados.

Estudo de caso

1. Grupos Olímpia (OL) e Atlanta (AT): desmembramento demográfico

O fragmento do Estreito (20 ha), que abriga o grupo OL, esteve por muito tempo isolado, mas adjacente a um fragmento maior (Fazenda Andorinhas – 145 ha), o qual abriga o grupo AT. Nos últimos cinco anos uma conexão foi naturalmente estabelecida entre esses fragmentos, mas apesar da conexão, diferenças na área de uso fizeram com que esses grupos nunca se encontrassem. Em 2005, o grupo AT começou a utilizar a área de conexão entre esses dois fragmentos, passando a encontrar-se com OL. Uma análise da composição dos dois grupos (Tabela 3) mostrou que AT teria duas fêmeas e cinco machos disponíveis para emigrar para reprodução, e OL teria só quatro machos em idade de emigrar. Um possível resultado do encontro dos dois grupos seria a formação de novos grupos sociais constituídos pelas fêmeas do AT e os machos subadultos do OL, com algum conflito entre os machos subadultos de AT e OL e os machos reprodutores dos grupos vizinhos.

Os resultados foram diferentes das nossas predições. Os encontros se tornaram muito freqüentes, ao ponto de OL mudar toda a sua área de uso e utilizar na grande maioria do tempo a área de encontro entre os dois fragmentos de mata. Esses confrontos diretos levaram a vários eventos de brigas e até lutas corporais entre indivíduos dos dois grupos. Os constantes conflitos acabaram por desestruturar o grupo OL, que em menos de um (1) mês, perdeu sua fêmea alfa, morta devido à injúria sofrida (Figura 4), e teve três dos seus indivíduos machos expulsos pelas novas fêmeas que entraram no grupo, vindas de AT (a fêmea alfa e a subadulta). Em todas essas ocasiões de encontro com esses machos, eles eram recebidos com muita agressão e expulsos da área onde estava o grupo. Devido a inexistência de novos territórios a serem ocupados por esses indivíduos expulsos, a Equipe de Reintrodução da AMLD os retirou do local, soltando-os junto com uma fêmea, também expulsa na Fazenda Rio Vermelho, em uma área onde ainda não havia micos (Fazenda Nova Esperança), formando um novo grupo (OLII).

Após a expulsão dos três machos subadultos de OL, os comportamentos agonísticos começaram a ser direcionados ao filhote deste grupo, que ainda não havia completado um (1) ano. As novas fêmeas não toleravam a presença do filhote, que começou a ficar periferializado no grupo, chegando a pernoitar sozinho algumas

	Início		2006		Fim/2007	
	OL	AT	OL	AT	OL	AT
FA-R	1	1 1 (IM)	Morreu	EM (OL)	EM (SAT)	01
MA-R	1	1	Perm	Perm	Perm	Perm
M-SA	4	5	1 Perm 1 SAT 2 NGM (OLII)	5 Perm	1 Perm	3 Perm 2 EM (NG)
F-SA	0	1	1 (IM)	EM (OL)	Perm (FA-R)	0
M-IM	0	0	0	0	0	0
F-IM	0	2	0	2 Perm	1 EM (DD) 1 Perm	2 Perm
Fil	1	0	1 SAT 2 Nasc	0	2 Nasc 2006 2 Nasc 2007	0
Total	7	10	6 2M + 2F (AT) + 2 (Nasc)	8	8 2M + 1F (AT) + 1F- IM + 4 Nasc	6

FA-R = Fêmea Adulta Reprodutora (Fêmea Alfa),

MA-R = Macho Adulto Reprodutor (macho alfa);

M-SA = Machos subadultos ,

F-SA = Fêmeas sub-adultas;

F (M)-IM = Machos ou fêmeas imaturas (9-12 meses de idade),

Fil = filhotes com menos de 9 meses de idade.

Os subadultos são animais de idade reprodutiva, filhos do casal reprodutor.

Perm = permaneceu no grupo.

Satélite (SAT) = Animal emigrante, sem grupo, andando sozinho ou periferalizado.

Emigrou (EM) = mico que saiu do grupo, podendo ser satélite ou imigrante em outro grupo.

Imigrante (IM) = mico que imigrou ao grupo.

NGM = Novo Grupo devido a Manejo.

NG = novo grupo natural.

Nasc = novos nascimentos dentro do grupo.

DD = Destino Desconhecido. Siglas em parênteses após uma ação ou identificação indicam o grupo de destino ou um evento secundário após o evento inicial.

Tabela 3.

Composição dos grupos Olímpia (OL) e Atlanta (AT) no início dos estudos (2005) e ao final do período de observações (2007), após os eventos de interação entre os grupos decorrentes da conexão entre fragmentos.



Figura 4.
Fêmea reprodutora (alfa) do grupo Olímpia (OL) resgatada após a série de encontros e conflitos com as fêmeas do grupo Atlanta (AT). Podem ser percebidas feridas profundas no braço e no tórax, também havia feridas na face. A fêmea morreu após dois dias sob tratamento veterinário.
Foto de Andréia Martins.

vezes. Uma nova hierarquia social foi estabelecida dentro do grupo com a reprodução entre a fêmea mais velha do AT e o antigo macho alfa de OL. Dias antes do nascimento dos novos filhotes (Outubro/2005), aquele filhote foi também expulso do grupo, e ficou como satélite sozinho. O grupo OL ficou composto (de outubro/2005 a outubro/2006) pela fêmea alfa de AT, o macho alfa de OL, uma fêmea subadulta de AT, um macho subadulto de OL e os dois novos filhotes. Após alguns meses, a fêmea subadulta de AT e o macho subadulto de OL emigraram separadamente e tornaram-se satélites sozinhos.

No período após a expulsão dos machos de OL, houve alguns encontros entre OL e AT, mas não se sabe ao certo o que ocorreu com os outros indivíduos de AT. O grupo AT ficou composto pelo macho reprodutor, os cinco machos subadultos e as duas fêmeas imaturas. Foi observado um outro indivíduo, provavelmente proveniente do grupo AT, transitando sozinho na área. Se os machos deste grupo viessem a se reproduzir com essas fêmeas, seria um caso de endocruzamento, pois as imaturas são filhas e irmãs dos machos do grupo.

Com o decorrer do tempo, já em 2006 (outubro) 2 filhotes nasceram no grupo mas dessa vez não houve a certeza de que estes eram filhos da fêmea e macho alfa. Apesar da observação de eventos onde a fêmea alfa amamentou os filhotes, todo o cuidado destes, inclusive a amamentação também, era feito pela fêmea subadulta. Entretanto, após 4 meses (fevereiro/2007) mais 2 filhotes nasceram no grupo e foi evidenciada a emigração da fêmea mais velha vinda de AT, considerada até então alfa, e mais um dos filhotes, nascido em 2005. Em 2007, dois machos de AT emigraram e foram encontrados em outra fazenda (Santa Helena 2) junto com uma fêmea vinda de outro grupo (SI). A Fazenda SH2 fica distante de Andorinhas, mas entre elas, existem outras fazendas que fazem a ligação das matas. Apesar de ainda não estar confirmado o estabelecimento deste novo grupo, este recebeu o nome de Tamarins (TM).

Contabilizando os resultados, verificamos que a conexão entre os grupos não terminou necessariamente com um ganho imediato para conservação. Após o conflito, restaram um grupo natural confirmado (OL), um grupo natural de machos e fêmeas aparentados (antigo AT), um grupo natural não confirmado e um grupo artificial formado pelo manejo da equipe da AMLD. Sem esse manejo, seria muito provável que esses machos tivessem saído da área ou permanecido como satélites, resultando em mais conflitos. Houve algum ganho genético? No grupo OL sim,

pois se formou um novo casal reprodutor. O grupo manejado (OLII), se reproduzir, terá ganho genético; com relação aos outros, não sabemos. O grande número de animais satélites na área pode contribuir para a instabilidade social dos grupos estabelecidos ou para a formação de novos casais de animais não aparentados, ou ainda levar à dispersão dos animais para fora dos fragmentos.

Estudo de caso

2. Grupos AX2 e FX: emigração sem conexão

A Fazenda Boa Esperança é composta por dois fragmentos (BE I e BE II), cada um abrigando um grupo de micos-leões-dourados respectivamente (AX2 e FX). Os fragmentos estão separados (300 metros) por uma matriz de pastagem e uma pequena mata de pindoba, uma variedade de palmeira. A área tem um corredor florestal em estágio de desenvolvimento, mas este ainda não interliga ainda totalmente os fragmentos de BE I e BE II. BE I é o menor fragmento do programa de reintrodução (9 ha) e abriga o grupo Ax2, que desde sua reintrodução, foi considerado isolado por não possuir contato com nenhum outro grupo. Considerando a demografia inicial desses grupos (Tabela 4), poder-se-ia esperar que novos grupos sociais fossem formados. FX poderia ser considerado um grupo instável, pois tinha um grande número de animais subadultos de ambos os sexos.

	Início		Fim	
	AX 2	FX	AX 2	FX
FA-R	1	1	Perm	Perm
MA-R	1	1	Perm	Perm
M-SA	0	4	0	4 EM (NG = PB e PBII)
F-SA	3	5	1 Perm 2 EM (NG, PB e PBII)	1 Perm 4 Sat
M-IM	0	0	0	0
F-IM	0	0	0	0
FIL	2	2	2	2
Total	7	13	5	9

FA-R = Fêmea Adulta Reprodutora (Fêmea Alfa),

MA-R = Macho Adulto Reprodutor (macho alfa);

M-SA = Machos subadultos,

F-SA = Fêmeas sub-adultas;

F (M)-IM = Machos ou fêmeas imaturas (9-12 meses de idade),

Fil = filhotes com menos de 9 meses de idade.

Os subadultos são animais de idade reprodutiva, filhos do casal reprodutor.

Perm = permaneceu no grupo.

Satélite (SAT) = Animal emigrante, sem grupo, andando sozinho ou periferalizado.

Emigrou (EM) = mico que saiu do grupo, podendo ser satélite ou imigrante em outro grupo.

Imigrante (IM) = mico que imigrou ao grupo.

NGM = Novo Grupo devido a Manejo.

NG = novo grupo natural. Nasc = novos nascimentos dentro do grupo.

DD = Destino Desconhecido. Siglas em parênteses após uma ação ou identificação indicam o grupo de destino ou um evento secundário após o evento inicial.

Tabela 4.

Composição dos grupos AX2 e FX no início dos estudos (2005)

e ao final das observações (2007), após os eventos de interação entre

os grupos decorrentes da dispersão através da matriz entre fragmentos.

Novas oportunidades de reprodução para os subadultos de AX2 eram praticamente inexistentes. Entretanto, indivíduos, provavelmente vindos de FX, foram avistados na mata de pindoba e os encontros foram se tornando mais freqüentes. Estes encontros eram do tipo vocal (Ruiz-Miranda & Kleiman, 2002), consistindo de muitas vocalizações, mas nenhuma interação efetiva, pois os animais estariam em lados opostos da matriz. Após algumas semanas, os encontros resultaram na ocorrência de um evento de migração, onde seis micos (quatro machos e duas fêmeas de FX) atravessaram o pasto (sentido AX2) e saíram de AX2 com duas das fêmeas subadultas (total de oito animais). Foram observados sinais de briga em um mico de Ax2. Deste modo, confirmamos a ocorrência de emigração de duas fêmeas e a possível formação de um novo grupo (PB). O AX2 ficou com o casal reprodutor, uma fêmea subadulto e dois filhotes.

O grupo dos oito emigrantes (PB) ocupou a área de pindoba, mas aparentou não ser um grupo estável, pois após 3-4 semanas sua composição havia mudado para dois machos de FX e as duas fêmeas de AX2. O restante dos animais voltou para a área de FX e se juntou ao grupo natal. Meses depois houve mudanças no grupo da área de pindoba: uma fêmea de AX2 ficou com os dois machos de FX (grupo PBII) e a outra fêmea de AX2 jun-

tou-se a outros dois machos vindos de FX (reformando o grupo PB). Ambos os grupos (agora PB e PBII) reproduziram em 2006 e PB reproduziu também em 2007.

Neste caso, houve bons resultados para a conservação, com novos grupos formados, porém ocupando áreas pequenas. Os dois grupos iniciais (FX e AX2) reduziram seu tamanho (Tabela 4). Houve a formação de dois novos grupos, e estes estão utilizando também a mata onde vive FX, o que pode indicar que esses novos grupos ainda não estabeleceram seus territórios. Houve um ganho genético, pois os dois novos grupos se reproduziram. O resultado mostrou que uma matriz pequena pode ter conectividade funcional. Resta verificar qual será o efeito do corredor nas interações entre esses grupos novos e FX ou entre AX2 e os grupos na mata de pindoba, caso eles permaneçam nessa área.

Considerações finais

Os resultados dos estudos têm gerado várias possíveis explicações para as diferenças comportamentais observadas nos micos dos fragmentos. Estas explicações devem ser consideradas hipóteses a serem examinadas em estudos futuros. Uma hipótese, condizente com a visão dos callitriquídeos como espécies complexas e plásticas (Garber *et al.*, 1996; Ruiz-Miranda & Kleiman, 2002) é que a flexibilidade comportamental dos micos-leões permite sua sobrevivência em florestas pequenas com grande variação na disponibilidade de

recursos e densidades populacionais. Os padrões de comportamento observados nos pequenos fragmentos sugerem que há um ajuste às condições de recursos limitados às poucas oportunidades para dispersão e reprodução («behavioral scaling» sensu Wilson, 1975) Quando os recursos são escassos, os micos parecem adotar uma estratégia de minimização de custos energéticos. Em fragmentos menores de 500 ha, diferenças no tamanho do fragmento não explicam completamente as diferenças comportamentais. Há fatores como qualidade (quantidade relativa de recursos) que parecem ter influência significativa. A fenologia local dita a sazonalidade na disponibilidade de frutos e, conseqüentemente, afeta padrões de atividades, tempo de forrageio e quantidade de deslocamento.

O sucesso da reintrodução dos micos em fragmentos pequenos também se deve à suplementação alimentar fornecida pelo programa de conservação. Se considerássemos a suplementação, haveria pouco alimento nos fragmentos pequenos e poucas oportunidades para reprodução, condições que comprometem a sobrevivência em longo prazo. Nesses fragmentos os micos precisam de manejo, o qual pode acontecer através de suplementação alimentar ou enriquecimento do fragmento com espécies zoo-córicas. Devemos considerar também que vizinhanças de fragmentos com conectividade funcional entre eles podem funcionar como grandes áreas que poderiam suportar uma população maior de

micos. Por exemplo, dados sobre diversidade arbórea (Carvalho *et al.*, 2006; Capítulo 1) da região do Imbaú (Silva Jardim, RJ) mostram que a soma da riqueza de espécies de um conjunto de fragmentos próximos é semelhante à da Reserva Biológica União.

O comportamento social dos micos também mostrou ser flexível. A expressão da variação em comportamentos sociais resulta em variação intraespecífica nos sistemas sociais, com casos de monogamia, poliginia e poliandria, variações estas também observadas na ReBio Poço das Antas (Baker *et al.*, 1993; Dietz & Baker, 1993; Baker *et al.*, 2002). Porém, nos fragmentos, também observamos que a monogamia e a estrutura de família expandida com reprodução cooperativa podem ser mantidas sob condições de conflito social através de comportamentos compensatórios dos subadultos. Essas hipóteses vêm sendo estudadas através de um estudo em desenvolvimento que tem o intuito de obter informações sobre como o processo de fragmentação afeta comportamentos sociais importantes para dispersão e reprodução dentro e entre grupos de micos-leões-dourados. Os resultados dessa nova pesquisa poderão auxiliar na compreensão da variação e da adaptabilidade dos comportamentos que são influenciados pela degradação do hábitat em que os micos-leões-dourados vivem e das estratégias comportamentais empregadas para manter suas oportunidades de reprodução e sobrevivência.

Nossas informações poderão ser utilizadas para refinar o processo de manejo da espécie. A presença de alelos privados existentes em algumas populações (Grativol 2003; Capítulo 6) e a possibilidade de endocruzamentos são situações que exigem um manejo de metapopulação através da translocação de indivíduos ou do aumento do fluxo gênico através de corredores. Entretanto, os resultados mostram que unir fragmentos não resulta necessariamente em grupos bem estabelecidos e, conseqüentemente, em reprodução, variabilidade genética e sobrevivência. Em um caso evidenciamos que a presença de um corredor, mesmo que natural, talvez não tenha resultado em grupos bem estabelecidos em suas áreas territoriais, mas sim em conflito social terminando na eliminação de indivíduos, na separação de grupos e na reprodução de um número menor de indivíduos; um desfecho não esperado num programa de conservação. Em outro caso, a dispersão de indivíduos resultou na formação de novos grupos mostrando que a conectividade funcional de uma matriz pequena aproximou micos de locais que talvez estivessem saturados. Em ambos os casos, além de emigração, houveram períodos de instabilidade demográfica associados à formação de grupos temporários de emigrantes e de indivíduos satélites, além de vários casos de re-imigração ao grupo natal. Esta última observação pode ser um comportamento decorrente do isolamento dos fragmentos.

Deste modo, nossos resultados vêm demonstrando que a manutenção ao longo prazo de uma população bem estabelecida e, conseqüentemente, a conservação da espécie irá depender das relações e interações (comportamento social) entre os micos-leões-dourados, da resposta de indivíduos à presença de novos animais e da probabilidade de dispersão, que fornecerão oportunidades para indivíduos estarem se reproduzindo, migrando e sobrevivendo nesses habitats.

Agradecimentos

Os autores agradecem a valiosa ajuda recebida no campo das equipes de Reintrodução e Ecologia da AMLD, dos alunos da UENF Maíra Benchimol de Souza, Carlos Leandro Cordeiro, Guilherme Faria e Roberta Miranda de Araújo e dos técnicos de campo Aquila Fialho e Cássia Lima Sarmento. Os estudos foram financiados pelo FNMA, FAPERJ (Auxílio à Pesquisa e Bolsas), CNPq (Auxílio à Pesquisa e Bolsa), UENF (bolsas), Lion Tamarins of Brazil Fund e CAPES. O projeto de reintrodução é financiado pelo Frankfurt Zoological Society Fund for Threatened Species. Os autores agradecem o apoio logístico fornecido pela AMLD, IBAMA, LCA-UENF e o Departamento de Psicobiologia da USP-RP.

Referências

- Amorim, A., 2007.** Avaliação dos recursos alimentares dos micos leões dourados (*Leontopithecus rosalia*, Linnaeus, 1766) e sua relação com medidas corporais: uma aplicação da lógica fuzzy. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes.
- Baker, A. J., 1991.** Evolution of the Social System of the Golden Lion Tamarin (*Leontopithecus rosalia*): Mating System, Group dynamics, and Cooperative Breeding. PhD thesis, University of Maryland, College Park.
- Baker, A. J. & Dietz, J. M., 1995.** Immigration in wild groups of Golden Lion Tamarins (*Leontopithecus rosalia*). American Journal of Primatology, 37: 00-00.
- Baker, A. J., Dietz, J. M. & Kleiman, D. G., 1993.** Behavioural evidence for monopolization of paternity in multimale groups of golden lion tamarins. Animal Behaviour, 46: 1091-1103.
- Baker, A. J., Bales, K. & Dietz, J. M. 2002.** Mating System and Group Dynamics in Lion Tamarins. In: Kleiman, D. G., Rylands, A. B. Lion Tamarins – Biology and Conservation. Washington e London: American Zoo, Aquarium Association, 8: 188-212.
- Bales, K., J. Dietz, A. Baker, K. Miller, & S. D. Tardif, 2000.** Effects of allocaregivers on fitness of infants and parents in callitrichid primates. Folia Primatologica, 71: 27-38.
- Barrett, L., R. Dunbar, & P. Dunbar, 1992.** Environmental influences on play behavior in immature gelada baboons. Animal Behaviour, 44: 111-115.
- Beck, B. B., Castro, I. Martins, A., Rambaldi, D., Dietz, J., Kleiman, D. & Rettberg-Beck, B., 2003.** Causes and loss of reintroduced golden lion tamarins and their offspring. Resumos do III Simpósio sobre Micos-Leões. Parque Nacional da Serra dos Orgãos/IBAMA, Teresópolis, RJ.
- Bernstein I. S., 1987.** The evolution of non-human primate social behavior. Genetica 73: 99-116.
- Cale, P., 2003.** The influence of social behaviour, dispersal and landscape fragmentation on population structure in a sedentary bird. Biological Conservation, 109: 237-248.
- Carvalho, F., 2005.** Efeitos da fragmentação florestal na florística e estrutura da Mata Atlântica da região Imbaú, município de Silva Jardim, RJ. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes.

- Carvalho, F., M. Nascimento, & J. Braga, 2006.** Composição e riqueza florística do componente arbóreo da floresta Atlântica submontana na região de Imbaú, município de Silva Jardim, RJ. *Acta Botânica Brasileira*, 20: 727-740.
- Chiarello, A. G., 2003.** Primates of the Brazilian Atlantic Forest: The influence of forest fragmentation on survival. In: Marsh, L. K. *Primates in Fragments: Ecology and Conservation*. Kluwer Academic/Plenum Publishers, p. 99-121.
- Clutton-Brock, T. H., 1977.** Some aspects of intraspecific variation in feeding and ranging behaviour in primates. In: Clutton-Brock, T. H. *Primate Ecology: Studies of Feeding and Ranging behaviour in lemurs, monkeys and apes*. London: Academic Press, p. 557-584.
- Dietz, J. M. & Baker, A. J., 1993.** Polygyny and female reproductive success in goldem 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., Ballou, J. & Baker, A., 2003.** Consequências genéticas e demográficas da fragmentação das populações de micos-leões. Resumos do III Simpósio sobre Micos-Leões. Parque Nacional da Serra dos Orgãos/IBAMA, Teresópolis, RJ.
- Digby, L. J., & C. E. Barreto, 1996.** Activity and ranging patterns in common marmosets: implications for reproductive strategies. In P. A. Garber (Ed.), *Adaptive radiations of neotropical primates*, pp. 173-186. Plenum Press, New York.
- Dunbar, R. I. M., 1988.** Primate social systems. Croom Helm, London.
- Faria, G. V., 2005.** Comportamento de forrageio, padrão de atividades de micos-leões-dourados (*Leontopithecus rosalia*, Linnaeus, 1766) e tamanho do fragmento florestal. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes.
- Ferreira L. M., Poupard J. P. & Rocha S. B., 1981.** Plano de manejo: Reserva Biológica Poço das Antas [Plano de manejo]. Brasília: IBDF.
- Garber, P. A., A. L. Rosenberger, & M. A. Norconk, 1996.** Marmoset misconceptions. In M. A. Norconk, A. L. Rosenberger and P. A. Garber (Eds.), *Adaptive radiations of neotropical primates*, pp. 87-96. Plenum Press, New York & London.

Goldizen, W. A., 1987. Tamarins and Marmosets: Communal care of offspring. In: Smuts, B. B., Cheney, D. L., Seyfarth, R. M., Wrangham, R. W., Struhsaker, T. T. Primate Societies. Chicago: University of Chicago Press, p. 34-44.

Grativol, A. D., 2003. DNA antigo e genética da conservação do mico leão dourado (*Leontopithecus rosalia*): estrutura genética em duas escalas de tempo e sua relação com a fragmentação da mata Atlântica. Tese de Doutorado, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes.

Grativol, A. D., J. D. Ballou & R. C. Fleisher, 2001. Micosatellite variation within and among recently fragmented populations of the golden lion tamarin (*Leontopithecus rosalia*). Conservation Genetics, 2: 1-9.

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 & M. Montenegro, 2006. Lion Tamarin population and habitat viability assessment workshop 2005, final report, pp. 193. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group, AppleValley, MN., USA.

Kierulff, M. C., 1993. Avaliação das populações selvagens de micos leões dourados, *Leontopithecus rosalia*, e proposta de estratégia para sua conservação. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

Kierulff, M., 2000. Ecology and behaviour of translocated groups of golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*). PhD thesis, University of Cambridge.

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. Wildl. Preserv. Trusts 32: 98-115.

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

Lott D. F., 1991. Intraspecific variation in the social systems of wild vertebrates. Cambridge: Cambridge University Press. 238 p.

Lovejoy T. E., Bierregaard, R. O., Jr. Rylands, A. B., Malcolm, J. R., Quintela, C. E., Harper, L. H., Brown, K. S., Jr. Power, G. V. N., Schubart, H. O. R., Hays, M. B., 1986. Edge and other effects on isolation on Amazon forest fragments. In: Soulé, M. E. Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity, Sinauer Assoc., Sunderland, M.A.

Marsh, L. K., 2003a. Nature of Fragmentation. In: Marsh, L. K. Primates in Fragments: Ecology and Conservation. New York: Kluwer Academic/Plenum Publishers, p. 1-10.

Marsh, L. K., 2003b. Section II: Behavioral Ecology. In: Marsh, L. K. Primates in Fragments: Ecology and Conservation. New York: Kluwer Academic/Plenum Publishers, p. 159-162.

Miller, K. E., 2002. Olfactory Communication, feeding behaviors and energy budgets of wild golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*). PhD Thesis, University of Maryland.

Miller, E. K. & J. Dietz., 2004. Fruit Yield, not DBH or fruit Crown volume, correlates with time spent feeding on fruits by wild *Leontopithecus rosalia*. International Journal of Primatology, 25: 27-39.

Mittermeier, R. A. & Cheney, D. L., 1987. Conservation of Primates and their Habitats. In: Smuts, B. B., Cheney, D. L., Seyfarth, R. M., Wrangham, R. W., Struhsaker, T. T. Primates Societies. Chicago: University of Chicago Press, p. 477-490.

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. Primates Societies. Chicago: University of Chicago Press, p. 197-209.

Oliveira, C. R., Ruiz-Miranda, C. R., Kleiman, D. G., & Beck, B. B., 2003. Play behavior in juvenile Golden Lion Tamarins (*Callitrichidae*: primates): Organization in relation to costs. Ethology, Vol. 109, pp. 593-612.

Peres, C. A., 1994. Primate responses to phenological changes in an Amazonian terra firme forest. Biotropica. 26: 98-112.

Peres, C. A., 1985. Golden Lion Tamarin Project: II. Ranging patterns and habitat selection in golden lion tamarins *Leontopithecus rosalia*. In M. Thiago de Mello (ed.), A Primatologia no Brasil, Vol. 2, pp. 223-233. Instituto de Ciências Biológicas, Brasília.

Peres, C. A., 1989. Costs and benefits of territorial defense in wild golden lion tamarins, *Leontopithecus rosalia*. Behavioral ecology and sociobiology, 25: 227-233.

Pessamílio D. M., 1994. Revegetation of Deforested Areas in the Poço das Antas Biological Reserve, Rio de Janeiro. Neotropical Primates 2(suppl): 19-20.

- Procópio de Oliveira, P., 2002.** Ecologia Alimentar, dieta e área de uso de micos-leões-dourados (*Leontopithecus rosalia*) translocados e sua relação com a distribuição espacial e temporal de recursos alimentares na Reserva Biológica União, RJ. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brasil, pp. 234.
- Procópio de Oliveira, P., 2003.** Atual status da conservação do gênero *Leontopithecus* – Mico-Leão-Dourado (*Leontopithecus rosalia*). Resumos do III Simpósio sobre Micos-Leões. Parque Nacional da Serra dos Órgãos/IBAMA, Teresópolis, RJ.
- Ruiz-Miranda, C. R., D. G. Kleiman, J. M. Dietz, E. Moraes, A. D. Grativol, A. J. Baker, & B. B. Beck, 1999.** Food transfers in wild and reintroduced golden lion tamarins, *Leontopithecus rosalia*. American Journal of Primatology, 48: 305-320.
- Rylands, A. B., 1983.** The behavioral ecology of golden-headed lion tamarin, *Leontopithecus rosalia chrysomelas*, and the marmoset, *Callithrix kuhli* (Callitrichidae, Primates). Final Report, World Wildlife Fund – U.S., The fauna and flora Preservation Society, and the Conder Conservation Trust. December 1983. 47p.
- Rylands, A. B. 1996.** Habitat and evolution of social and reproductive behavior in Callitrichidae. American Journal of Primatology 38: 5-18.
- Rylands, A. B., Mittermeier, R. A., & Rodriguez-Luna, E., 1995.** A specialist for the New World Primates (playrrhini), Distribution by country, endemism and conservation status according to the Mace-Lande system. Neotropical Primates. 3: 113-160.
- Rylands, A. B., da Fonseca, G. A. B., Leite, Y. L. R. & Mittermeier, R. A., 1996.** Primates of the Atlantic Forest, Origin, Distribution, Endemism, and Communities. In: Norconk, M. A., Rosenberger, A. L., Garber, P. A. Adaptative Radiations of Neotropical Primates. New York: Plenum Press, p. 21-51.
- Rylands, A. B., Schneider, H., Langguth, A., Mittermeier, R. A., Groves, C., Rodriguez-Luna, E., 2000.** An assessment of the diversity of New World Primates. Neotropical Primates, 8: 61-93.
- 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.
- Sommer, V. & D. Mendoza-Granados, 1995.** Play as indicator of habitat quality: a field study of Langur monkeys (*Presbytis entellus*). Ethology, 99: 177-192.

Sterck, E. H. M., 1999. Variation in langur social organization in relation to the socioecological model, human habitat alteration, and phylogenetic constraints. *Primates* 40: 100-110.

Stoinski, T., B. B. Beck, M. Bloomsmith, & T. Maple, 2002. A behavioral comparison of captive-born, reintroduced golden lion tamarins and their wild-born offspring. *Behaviour*, 140: 137-160.

Tardif, S. D., C. V. Santos, A. J. Baker, V. Elsacker, A. T. C. Feistner, D. G. Kleiman, C. R. Ruiz-Miranda, A. C. Moura, F. C. Passos, E. C. Price, L. G. Rapaport, & K. Vleeschouwer, 2002. Infant Care in Lion Tamarins. In A. B. Rylands (ed.), *Lion Tamarins-Biology and Conservation*, Vol. 1, pp. 213-232. American Zoo Aquarium Association, Washington and London.

Terborgh, J., 1983. *Five New World Primates*. Princeton University Press, Princeton.

Tutin, C. E. G. & White, L., 1999. The recent evolutionary past of primate communities: likely environmental impacts during the past three millenia. In: Fleagle, J. G., Janson, C., Reed, K. E. *Primate Communities*. Cambridge, MA. Cambridge University Press, p. 220-23

Vieira, M. V., D. M. Faria, F. A. S. Fernandez, S. F. Ferrari, S. R. Freitas, D. A. Gaspar, R. T. Moura, N. Olifiers, P. Procópio de Oliveira, R. Pardini, A. S. Pires, A. Ravetta, M. A. R. Mello, C. R. Ruiz-Miranda, & E. Z. F. Setz, 2005. Mamíferos. In D. Rambaldi and D. de Oliveira (eds.), *Fragmentação de Ecossistemas. Causas, Efeitos sobre a Biodiversidade e Recomendações de Políticas Públicas*, 2ª. da Edição, pp. 125-151, Brasília-DF, Brasil.

Os sagüis, *Callithrix Jacchus* e *penicillata*, como espécies invasoras na região de ocorrência do mico-leão dourado



Márcio M. de Morais Jr., Carlos R. Ruiz-Miranda,
Adriana Daudt Grativol, Cláudia Caixeta de Andrade,
Cássia Sarmiento Lima, Andréia Martins
e Benjamin B. Beck

Introdução

Desde o início do programa de reintrodução do mico-leão-dourado foi detectada a presença de sagüis (*Callithrix* spp.) em alguns dos remanescentes florestais escolhidos para a reintrodução de animais nascidos em cativeiro. Durante as quase duas décadas de atividades na bacia do Rio São João, a equipe de campo que monitora os micos-leões reintroduzidos tem evidenciado o crescimento da população de sagüis registrando, de maneira não sistemática, a presença deste primata introduzido em muitas das 28 propriedades particulares e RPPNs participantes do programa de reintrodução. A introdução de *Callithrix jacchus* e *penicillata* no Estado de Rio de Janeiro foi documentada anteriormente (Cerqueira *et al.*, 1998), indicando uma presença marcante nos municípios adjacentes a cidade do Rio de Janeiro e a baixada fluminense, mas não para a Região dos Lagos e, especialmente, para a área de ocorrência do mico-leão-dourado. Um levantamento inicial mostrou ampla distribuição de *Callithrix* spp. na Bacia do Rio São João e aparente sucesso ecológico destes primatas (Ruiz-Miranda *et al.*, 2000).

A presença destes sagüis gerou preocupação referente ao seu impacto no sucesso ao longo prazo do programa de reintrodução do mico-leão-dourado que tem sido uma das ações chave para a preservação da espécie. A população de animais considerados reintroduzidos possui um número maior do que 580 indivíduos, o que representa mais 45% dos animais em vida livre. Os sagüis representam uma ameaça potencial aos micos-leões, pois sua ecologia e a biologia são parecidas com a dos micos-leões e do *Callithrix aurita*, podendo competir por alimento e refugio (Rylands & Faria, 1993; Rylands, 1993; Stevenson & Rylands, 1988) e introduzir novos patógenos, especialmente aqueles relacionados a doenças humanas. Entrevistas (Ruiz-Miranda *et al.* dados não publicados) com a equipe de campo da Associação Mico-Leão-Dourado e proprietários rurais revelam um consenso de que os sagüis também estejam exercendo pressão sobre a avifauna local. A presença dos invasores somou-se as outras ameaças à conservação da espécie como: falta de habitat, fragmentação da paisagem e pressões antrópicas sobre as florestas.

O grau de ameaça de animais exóticos se faz mais evidente em populações pequenas, as quais são vulneráveis à extinção (Ballou *et al.*, 1995), especialmente em áreas degradadas (Woodroffe & Ginsberg, 1998). Portanto, é de importância para conservação da biodiversidade conhecer a distribuição e estimar a densidade das populações introduzidas, entender os processos adaptativos das espécies introduzidas em seu novo ambiente, e determinar o impacto causado pelas mesmas nestas novas áreas. Estudos desta natureza fornecerão informações importantes para o desenvolvimento de técnicas para o manejo das espécies introduzidas. As experiências obtidas na Bacia do Rio São João têm relevância nacional, pois este mesmo problema vem acontecendo em outras regiões do Brasil (Santos *et al.*, 2006).

As espécies invasoras vêm sendo estudadas através de várias abordagens, visando entender quais são os fatores que mais influenciam o sucesso de uma invasão biológica, quais espécies têm maior potencial de invasão e quais ambientes são os mais fáceis de serem invadidos (Williamson, 1996). Os sagüis têm várias características biológicas que os fazem invasores potenciais. Eles têm hábitos alimentares generalistas e flexibilidade comportamental, podendo ser inclusive comensais com humanos. Entre os primatas, eles têm uma taxa de reprodução

alta, com produção bianual de gêmeos ou até três filhotes e sazonalidade não definida. O sistema social de cuidado cooperativo de filhotes aumenta a probabilidade de sobrevivência das crias. Finalmente, existe uma possibilidade de explosão ecológica nos locais com falta de predadores, uma condição comum em pequenos fragmentos do interior do Estado do Rio de Janeiro.

Uma abordagem heurística consiste em dividir a invasão em etapas: (1) processos relacionados a chegada, (2) fase de estabelecimento, (3) fase de dispersão e (4) fase de integração (Williamson, 1996). Na chegada são considerados fatores como o número de eventos, a quantidade e a procedência dos indivíduos (pressão de propágulos) introduzidos, a natureza das espécies e o veículo de invasão (natural e antrópico). Informações nesta fase são importantes, pois duas variáveis, a pressão de propágulos e o veículo, terão enorme influência no sucesso da invasão. O número de indivíduos introduzidos, sua diversidade genética e a diversidade de procedência relacionada à genética e a adaptação local são dados importantes. O método pelo qual foram introduzidos é importante, pois define a probabilidade de novas introduções. A fase de estabelecimento inclui questões sobre biologia de populações e impacto, onde é necessário saber se os animais introduzidos formam uma população auto-sus-

tentável. Uma população é auto-sustentável quando seus números não dependem mais de novas introduções e a taxa de reprodução iguala ou supera a taxa de mortalidade. A fase de dispersão começa quando a população é auto-sustentável e a espécie começa a ampliar sua distribuição geográfica. Na fase de integração o invasor faz parte das relações ecológicas do ecossistema.

O aspecto mais importante de considerar estas fases é a relação delas com as alternativas para manejo. Nas fases iniciais, a erradicação é uma possibilidade viável, nas fases finais ela se torna inviável e a única opção é o controle. A viabilidade de erradicação depende dos custos financeiros, do grau de esforço, dos métodos necessários, da resposta da espécie ao manejo, da resposta da comunidade ao manejo e da probabilidade de novas invasões. Até que momento no processo de invasão a erradicação é viável? A resposta a essa pergunta vai depender das características da espécie e das dinâmicas populacionais próprias de cada invasão. Quais são os tipos de dados e o quanto é necessário se obter de informação para iniciar as ações de manejo? Segundo as portarias e lei existentes (IBAMA 142/94), as ações de manejo podem ser iniciadas uma vez que se detecte a presença do invasor. Entretanto para se realizar um manejo eficiente são necessários dados sobre o impacto da espécie no meio

ambiente e sobre a fase de invasão em que a espécie se encontra. Deve-se então, identificar quais aspectos do meio ambiente estão sendo afetados (ecossistemas ou espécies) e obter dados sobre reprodução, mortalidade e dinâmicas populacionais. Dados sobre as fontes de introdução e a estrutura da paisagem também são importante, podendo assim identificar possíveis rotas de dispersão. Para espécies pouco estudadas serão precisos dados sobre a biologia básica.

Os objetivos principais do projeto «Interações ecológicas entre mico-leão-dourado, *Leontopithecus rosalia*, selvagem e reintroduzido, e sagüis, *Callithrix* spp, introduzido no Estado do Rio de Janeiro» destes estudos são: (1) Identificar as espécies de sagüis presentes na área de ocorrência do mico-leão-dourado; (2) Determinar a distribuição e abundância dos *Callithrix* introduzidos na área de ocorrência do mico-leão-dourado; (3) Caracterizar o tipo de interação entre as duas espécies; (4) Avaliar o potencial zoonótico dos sagüis; (5) Determinar em qual das fases da invasão biológica encontram-se os sagüis introduzidos; e (6) Propor iniciativas de manejo emergencial dos sagüis e recomendações para desenvolver um plano de manejo das espécies introduzidas.

Chegada dos sagüis

Vêm sendo utilizadas várias fontes de informação para elucidar os três aspectos chave da fase de chegada: procedência, veículo e pressão de propágulos. Uma informação necessária é determinar quais espécies estão sendo introduzidas, pois esse dado permite determinar a procedência dos animais e diferenciar entre as hipóteses de dispersão natural *versus* introdução. Para identificar as espécies temos utilizado diferenças fenotípicas entre os *Callithrix* e DNA mitocondrial. Os caracteres fenotípicos usados são cor dos pêlos e formato do tufo auricular, cor da pelagem dorsal e padrão da pelagem do rosto (Hershkovitz, 1977; Auricchio, 1995). Estas informações foram coletadas de animais observados no campo e de animais capturados, sendo esses últimos fotografados.

A classificação dos híbridos baseou-se nas descrições de híbridos obtidas do Centro de Primatologia do Rio de Janeiro e de híbridos naturais (Coimbra-Filho *et al.*, 1993). Assim, sagüis com tufo auricular branco disposto em leque ao redor das orelhas foram classificados como *C. jacchus*; tufo preto e formato pincelado foram classificados como *C. penicillata*; intromissão de pêlos brancos em tufos pincelados e de pêlos pretos em tufos abertos indica híbridos *jacchus* x *penicil-*

lata (Figura 3). O padrão da pelagem da face e dorsal foram utilizados para determinar se o híbrido poderia incluir *C. kulhii*, *C. aurita*, *C. flaviceps* ou *C. geoffroyii*.

As análises genéticas também foram utilizadas para tentar identificar os animais híbridos da população introduzida. Certos indivíduos que fenotipicamente parecem híbridos entre *C. jacchus* e *C. penicillata* foram analisados, mas os dados encontrados não podem comprovar essa hibridação ao nível de DNA mitocondrial. O estudo de genética vem sendo expandido para incluir amostras de todos os locais de captura e análise utilizando mtDNA e microssatélites. No momento temos mais de 200 amostras novas de sagüis para serem analisadas. Dados preliminares de um estudo recente com DNA nuclear (microssatélites) têm mostrado a possibilidade de indivíduos que foram introduzidos no fragmento Vale do Cedro, próximo à Reserva Biológica Poço das Antas, serem híbridos com *C. aurita*.

Para obter mais informações sobre o veículo de chegada foram conduzidas entrevistas com moradores das fazendas, funcionários do IBAMA das ReBio Poço das Antas e União, funcionários da AMLD e um questionário aplicado a 300 moradores dos municípios de Rio Bonito, Silva Jardim e Casimiro de Abreu. No questionário incluímos duas perguntas chave:



Figura 1.
Callithrix introduzido, do fenotipo híbrido (tufo *penicillata* com pêlos brancos
misturados com os pretos), em interação com um mico-leão-dourado
(comendo um pedaço de banana suplementada).
Foto de Maurício Dias.

como os animais tinham chegado e se já haviam soltado animais (silvestres ou domesticados) na região. Para se obter mais informações sobre o número de propágulos foram consideradas as observações de campo da equipe da Reintrodução da AMLD que monitora 28 fazendas da região. Diferenças genéticas entre os grupos das fazendas foram utilizadas para inferir se as liberações foram independentes. Reconhecemos que este mosaico de métodos produz informações com lacunas e incertezas, mas que estas são inerentes à reconstrução de eventos históricos desta natureza.

Os sagüis presentes foram considerados espécies alóctones introduzidas, pois embora sejam espécies nativas ao Brasil estão fora da sua área de distribuição geográfica devido à ações antrópicas. Observamos na região o *C. jacchus* (muitos na Fazenda Rio Vermelho), o *C. penicillata* e uma grande proporção (<80%) de animais considerados híbridos). A preponderância dos tipos fenotípicos varia com a região (de Morais Jr., dados não publicados). A espécie *C. jacchus* é nativa da Floresta Atlântica do nordeste Brasileiro, dificilmente poderiam ter chegado ao Rio de Janeiro como resultado de um processo de expansão geográfica natural, dada a quantidade de barreiras geográficas. Os espécimes encontrados na região deste estudo poderiam ter vindo dispersando da cidade do Rio de Janeiro, mas dados

de outros trabalhos (Cerqueira *et al.*, 1998) e análise da paisagem indicam que há lacunas na distribuição e barreiras geográficas, descartando esta hipótese de dispersão. Os *C. penicillata* são oriundos do cerrado e matas dos Estados de São Paulo, Minas Gerais, Goiás e interior da Bahia. Sua presença no Estado do Rio de Janeiro poderia hipoteticamente ser parte de uma expansão natural, mas isto é duvidoso, pois existe grande descontinuidade na distribuição e a Serra do Mar tem sido historicamente uma barreira geográfica para essa espécie. Finalmente, para ambos os casos têm-se informações que confirmam a ocorrência de introduções deliberadas.

Embora não existam dados específicos sobre a origem ou veículo de introdução de cada grupo de sagüis presente, o consenso obtido a partir de entrevistas é de que os sagüis têm sido soltos por funcionários de órgãos públicos encarregados de fiscalização (IBAMA, Polícia Militar e outros) e por particulares. Temos conhecimento de duas grandes liberações de sagüis (> 60 animais) por funcionários do IBAMA entre 1983-1987 na região de Serra dos Gaviões e em fazendas de Silva Jardim. Sabemos também que em duas fazendas da região de Imbaú os sagüis foram soltos pelos proprietários, os quais simpatizam com esses animais. Nas respostas aos questionários, 25% dos moradores responderam «sim» a pergun-

ta de ter soltado animais silvestres ou saber de alguém que tenha soltado sagüis. Em várias ocasiões, moradores da região têm procurado os pesquisadores com a intenção de soltar seus sagüis de estimação doentes em alguma floresta, para dar a eles uma «morte digna». Os dados de genética e análises do fenótipo dos tufos indicam múltiplas introduções, e sugerem a reinterpretação do levantamento de 2000, indicando provavelmente liberações separadas, e não expansão como sugerido anteriormente (Ruiz-Miranda *et al.*, 2000).

Os dados de DNA mitocondrial obtidos até o momento sugerem que houve várias introduções, pois em cada fazenda há haplótipos diferentes (Andrade, 2004). Os estudos de genética continuam com o intuito de identificar novas populações. Além disso, na Região de Rio Vermelho, os sagüis *C. jacchus* (tufo branco) são predominantes, enquanto na Região de Imbaú são *C. penicillata* (tufo preto), o que indica procedências distintas e, portanto, introduções diferentes.

Sabemos que as introduções persistem, mas há poucas informações quantitativas sobre pressão de propágulos (ou quantos animais são soltos a cada vez) e das origens específicas dos animais. Observações da equipe da AMLD documentaram a presença de sagüis em três novas fazendas que não estavam presentes no levanta-

tamento em 2000. Em 2002, foi achado um sagüi na ReBio União, o qual foi capturado. Esse animal macho era velho, de cativo, e foi achado sozinho. Entre 2000 e 2003 foram avistados sagüis na ReBio Poço das Antas duas vezes, mas estes animais desapareceram. Estes dados sobre o processo de chegada são de grande importância para definir as estratégias de conservação a serem adotadas no futuro. Como o tráfico de animais continua e os sagüis estão entre os mamíferos mais apreendidos (Renctas, 2001), temos que supor que as introduções provavelmente continuam, pelo menos por particulares. Liberações esporádicas de sagüis têm, provavelmente, pouco sucesso, pois os indivíduos têm dificuldade de se integrar aos grupos sociais morrendo em pouco tempo. Contudo, a liberação de grupos de animais, seja um grupo social formado ou grande quantidade de indivíduos, tem maior probabilidade de sucesso. Isso significa que para fins de manejo, o mais importante é eliminar as liberações de grupos de sagüis, que representa uma situação característica do processo de apreensão ou de eventos propositais de alguns donos de propriedades rurais. Ambos os casos poderiam ser alvos de campanhas de conscientização e cursos de capacitação específicos.

Fase de estabelecimento Distribuição e abundância dos *Callithrix* na bacia do rio São João

O primeiro estudo (Sagüi 1) foi restrito às populações de sagüis na fazenda do Rio Vermelho (FRV) (955 ha) e Fazenda do Estreito (20 ha). O segundo estudo (Sagüi 2) abrange as fazendas com micos-leões reintroduzidos na Bacia do Rio São João.

No estudo Sagüi 1 foram feitas capturas de sagüis durante oito meses. Os sagüis foram capturados seguindo os mesmos métodos de captura utilizados para os micos-leões-dourados (i.e., armadilhas *tomahawk*, cevadas em uma plataforma a 1,5 m do chão), com a única modificação de cobrir com pano escuro as armadilhas com animais capturados para evitar que os animais tentassem fugir ao se lançar contra as laterais das armadilhas. Esse comportamento dos sagüis resultou em machucados faciais e o estresse de captura resultou no óbito de cinco animais (Verona, 2001).

Após implementar esse procedimento não houve mais óbitos durante o manejo das armadilhas. Os sagüis capturados foram levados a um laboratório de campo, anestesiados com ketamina e marcados com tatuagem. Os animais foram pesados, medidos (comprimento total,

comprimento do corpo, distância interauricular, comprimento Joelho-calcanhar, tamanho dos caninos, e dos testículos), avaliados para ossos quebrados, machucados, dentes quebrados, cáries, doença periodontal, micoses e estado reprodutivo das fêmeas (lactante, vulva perfurada). De sete fêmeas lactantes foi coletado o leite e sua composição química foi determinada (Verona, 2001). Foram colhidos pêlos de cada animal para os estudos de genética. Os sagüis foram soltos no mesmo local de captura depois dos efeitos da ketamina terem desaparecido. Os resultados indicam que o tamanho da população sagüis, entre 1998 e 2000 na FRV (0,9 ind./ha) excedeu a dos micos-leões (0,6 ind./ha) (Ruiz-Miranda *et al.*, 2000).

O estudo Sagüi 2 teve como objetivo determinar a distribuição dos sagüis na área de ocorrência do mico-leão-dourado, valendo-se dos métodos de transectos lineares com «play-back» de chamadas de longa distância (Kierulff, 1994; Kierulff *et al.*, 1997) e capturas com marcação e recaptura. O método de «play-back» já havia sido utilizado com micos-leões-dourados, mas não com sagüis, embora observações piloto indicassem que os sagüis respondem a «play-back» dos assobios longos (phee calls). O primeiro passo foi testar a eficácia do transecto com «play-back» em relação a outros métodos para ambos os primatas (de Morais, 2005). Um censo de sagüis e micos-leões-dourados

foi realizado em três fragmentos de mata pertencentes a três fazendas: Vendaval (26 ha), Andorinhas (147 ha) e Rio Vermelho (955 ha), utilizando-se o método de «play-back» (de Morais, 2005). Este método consiste na reprodução de chamadas de longa distância em um transecto dividido em estações a cada 80 metros. Nestas estações foram emitidas as vocalizações através do gravador Marantz PMD650, com caixa amplificadora Saul Mineroff (Resposta de 50 Hz - 15 KHz). Quando os animais eram atraídos pelo «play-back», o observador anotava o número de indivíduos avistados e ouvidos, a direção em que o indivíduo foi avistado em relação ao observador e o sexo dos animais. A amostragem para cada espécie foi repetida cinco vezes em cada fragmento. Com os dados da amostragem (nº de animais avistados e ouvidos) foi calculada a densidade de cada espécie (sagüis e mico-leão-dourado) por fragmento.

Os resultados obtidos com este método mostraram que a densidade de sagüis é sempre maior que a de micos-leões-dourados, se calculado com o número de grupos encontrados. Quando a densidade foi calculada a partir do número de indivíduos, verificou-se que somente no menor fragmento de mata (Fazenda Vendaval) a densidade de micos-leões-dourados foi maior. Isso pode ser explicado pelo comportamento de resposta ao «play-back» do grupo de sagüis neste local, onde não se aproximou do observa-

dor, o que impossibilitou a contagem dos indivíduos do grupo. Em geral, o estudo mostrou que os sagüis respondem ao «play-back» confiavelmente e que o método é adequado na detecção de grupos. No entanto, a contagem de indivíduos pode apresentar variações entre os locais e são dependentes de fatores comportamentais.

O método de «play-back» foi aprimorado para ser utilizado como ferramenta para o estudo da distribuição dos sagüis. Com este método, a presença de sagüis foi confirmada em 14, dos 18 fragmentos amostrados (Figura 2). Todos os fragmentos amostrados pertencem aos municípios de Silva Jardim e Rio Bonito, e os fragmentos Coqueiro, Igarapé, Dois Irmãos, Combe, Santa Helena I, Vale do Cedro e Maratuã estão localizadas em um raio de menos de 10 km da ReBio de Poço das Antas. Entre estes sete fragmentos, a ocorrência de sagüis foi registrada em três. A presença de sagüis evidencia a hipótese da distribuição deste primata estar correlacionada com a sua distância dos centros urbanos, já que 10 dos 14 fragmentos estão próximas destes centros. Os dados de distribuição de sagüis mostram que esses primatas invasores ocorrem na maioria dos fragmentos de mata onde estão presentes os micos-leões-dourados, evidenciando o potencial de colonização destes primatas que há 20 anos atrás eram pouco frequentes na região.

Ocorrência de sagüis

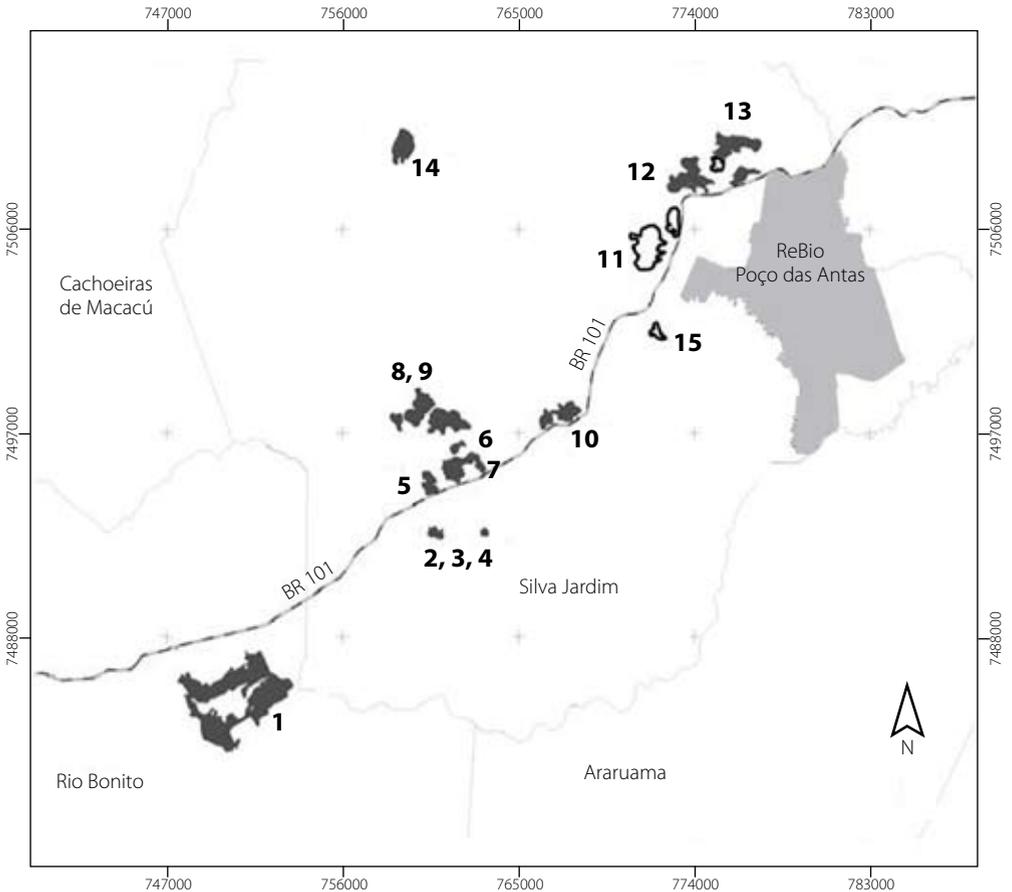


Figura 2: Fazendas amostradas durante estudo de distribuição do sagüi na área de ocorrência do mico-leão dourado e sua relação com a ReBio Poço das Antas.

- | | |
|------------------------|------------------------|
| 1 = Rio Vermelho | 11 = Vale do Cedro |
| 2 = Vendaval | 12 = Dopis Irmãos |
| 3 = Boa Esperança 1 | 13 = Igarapé |
| 4 = Boa Esperança 2 | 14 = Fazenda Mico-Leão |
| 5 = Afetiva | 15 = Assentamento |
| 6 = Estreito | |
| 7 = Andorinhas | |
| 8 = Imbaú | |
| 9 = Sítio do Professor | |
| 10 = Santa Helena | |

 BR 101

 Presença de sagüis

 Ausência de sagüis

Fragmento	Área	Sagüis
Olimpia	20 ha	12 ind./ 2gr.
ET	53 ha	20 ind./ 3 gr.
AL	26 ha	5 ind./ 1gr
PT	30 ha	4 ind./ 1 gr.
Super	41 ha	22 ind./ 3 gr.
AX2	49 ha	12 ind./ 3gr.
AX	113 ha	6 ind./ 2 gr.
PI	130 ha	3 ind./ 2 gr.
AT	145 ha	19 ind./ 2 gr.
PS	155 ha	23 ind./ 3 gr.
Omaha	128 ha	18 ind./ 4 gr.
River Banks	60 ha	4 ind./ 1 gr.
Dois Irmãos	185 ha	8 ind./ 3 ind.
Rio Vermelho	959 ha	230 ind./ 18 gr.
Israel	32 ha	6 ind./ 1gr.
LA	57,8 ha	14 ind./ 2 gr.
Vale do Cedro	248 ha	6 ind./ 1 gr.
Nova Vida	80 ha	18 ind./ 2 gr.

Tabela 1. Localidades de captura de sagüis, tamanho da área e suas respectivas estimativas populacionais (indivíduos e grupos sociais).

Para estimar a abundância através de marcação-recaptura foram capturados espécimes de sagüis em 18 fragmentos florestais, dos quais somente Nova Vida não faz parte do programa de reintrodução do mico-leão-dourado (Tabela 1). Foram determinadas as áreas dos fragmentos de mata utilizando GPS e percorrendo todo o perímetro destes. Os pontos coletados foram inseridos no banco de dados da AMLD e o programa ARCVIEW 8.0 foi utilizado para gerar o mapa de localização dos fragmentos.

Estabelecendo-se a densidade média a partir das capturas em cada fragmento, chega-se 0,2 indivíduos/ha. Este valor é maior do que 0,15 indivíduos/ha registrados para os micos-leões. Os resultados de densidade evidenciam a alta plasticidade comportamental dos sagüis que apresentam uma densidade maior do que mico-leão-dourado em fragmentos de mata de tamanhos e estruturas diferentes.

Estrutura genética da população de sagüis

Um dos dados necessários para a condução deste estudo é entender se os grupos de sagüis em diferentes fragmentos representam uma população em expansão ou eventos isolados de introdução. Métodos tradicionais como captura-marcação-recaptura poderiam fornecer estas informações somente após um grande

esforço de captura conduzido ao longo de vários anos. A utilização de técnicas de genética molecular (mitocondrial ou nuclear) seriam mais eficientes e também forneceriam informações adicionais, como grau de endocruzamento e variabilidade genética das populações auxiliando na determinação da procedência dos animais para estudos futuros.

Até o momento, 37 amostras de pêlos de animais capturados nos fragmentos foram analisadas utilizando-se a técnicas de DNA mitocondrial. Foram utilizados «primers» universais para a região controladora do DNA mitocondrial e os produtos da amplificação do DNA foram seqüenciados, através do seqüenciador automático AB377. As seqüências obtidas foram alinhadas utilizando-se o programa SeqManII, disponível no pacote DNASTAR. Dentro do fragmento de DNA seqüenciado de 530 pb, encontramos 13 sítios polimórficos. Esse fragmento engloba parte das porções central e esquerda da região controladora do DNA mitocondrial, segundo o alinhamento de várias espécies de *Callithrix* encontrado em Tagliari *et. al.* (1997). Das 37 amostras analisadas, oito haplótipos foram identificados.

Análise da distribuição dos haplótipos (Andrade 2005; Ruiz-Miranda *et al.*, 2004) sugerem que houve várias introduções na região (pelo menos três), que os sagüis

da FRV estão isolados dos sagüis na região de Imbaú, eliminando FRV como foco de dispersão e que há fluxo genético entre sagüis de alguns fragmentos da região de Imbaú, embora o rio Imbaú sirva de barreira à dispersão dos animais. Na população de Rio Vermelho foram encontrados quatro haplótipos, sendo três deles (F, G e H) restritos à essa população. O haplótipo A foi encontrado não apenas na fazenda Rio Vermelho, mas também em outras populações. Constatou-se, então, que no fragmento de mata da fazenda Rio Vermelho há quatro linhagens maternas diferentes. Dada a restrição dos três haplótipos que são exclusivos na fazenda Rio Vermelho, podemos inferir que nesta região ocorreram pelo menos quatro introduções distintas, cada uma com um haplótipo distinto, ou, ainda, que ocorreu apenas uma única introdução, onde os animais eram pertencentes a quatro linhagens diferentes.

O fragmento da fazenda Rio Vermelho é o mais isolado (Figura 3), o que deve impossibilitar o fluxo dos animais entre este fragmento e os outros fragmentos estudados. Além disso, a fazenda Rio Vermelho está localizada do lado oposto da BR101 e desse modo, a rodovia poderia funcionar como uma barreira, fazendo com que os haplótipos não sejam compartilhados com as outras populações.

Ocorrência de sagüis

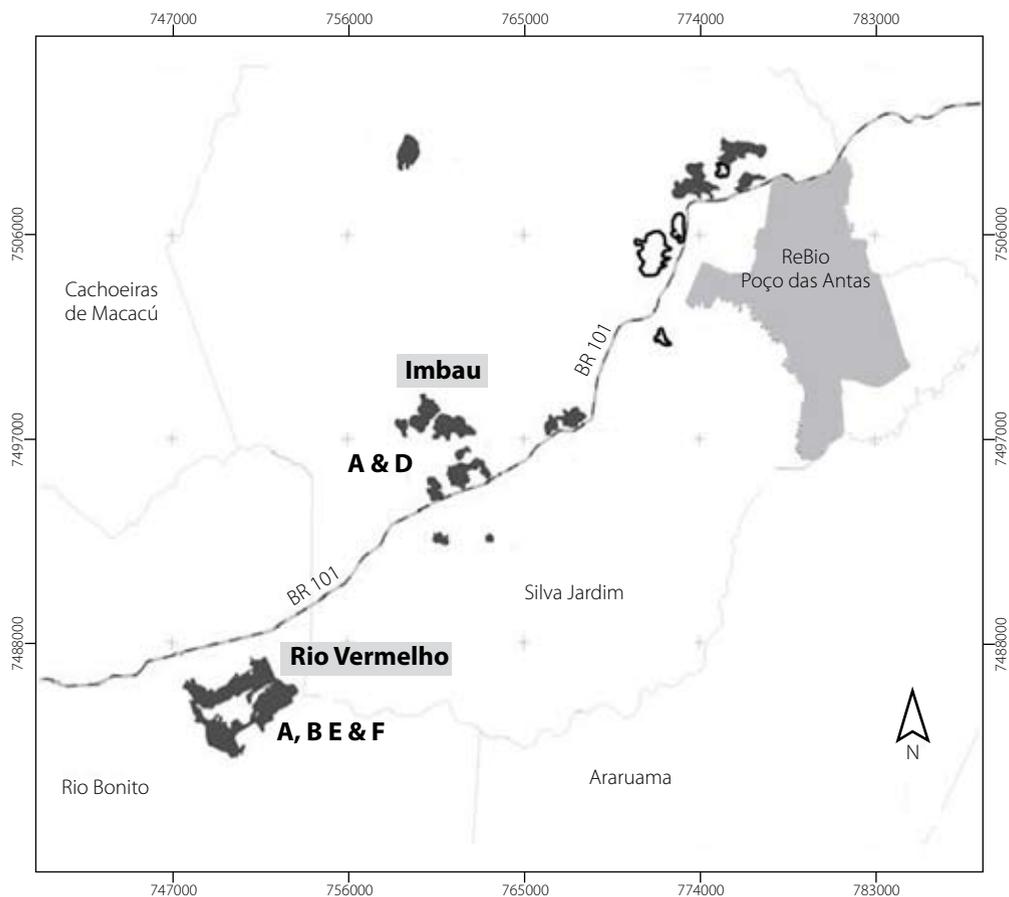


Figura 3.
Distribuição dos haplótipos (dna Mitocondrial)
nos fragmentos com presença de *Callithrix*.
Os haplótipos estão sinalizados com letras maiúsculas.



O haplótipo A também está presente nas populações das fazendas Afetiva e Andorinhas. Provavelmente, a introdução deste haplótipo nestas áreas tenha sido um evento independente do ocorrido em Rio Vermelho, pois somente esse haplótipo é compartilhado. Na fazenda Afetiva, três haplótipos foram encontrados – A, D e E. O haplótipo D é compartilhado entre Afetiva, Imbaú e Estreito e o haplótipo E só foi encontrado em Afetiva. Dado a proximidade desses fragmentos (Figura 3) e o compartilhamento de haplótipos entre eles podemos inferir que existe fluxo gênico entre os indivíduos, indicando o potencial de expansão das populações desses locais.

Dois haplótipos (B e C) só foram encontrados em animais amostrados no Espaço da Ciência da UENF, incluindo o animal aprendido na ReBio União. Apesar desses haplótipos não terem sido encontrados nas populações estudadas, isso indica que mais indivíduos das espécies invasoras estão chegando ao Estado do Rio de Janeiro. Se nenhuma medida de manejo for tomada em um futuro próximo, possivelmente mais indivíduos estarão invadindo a área de ocorrência dos micos-leões dourados.

Impacto ecológico dos sagüis sobre os micos-leões-dourados

Interações entre *Callithrix* e *Leontopithecus*

Os dados de comportamento foram coletados em dois estudos conduzidos entre 1998-2000 e 2001-2003. Ambos seguiram métodos semelhantes, combinando observações através das técnicas de varredura («scans») de grupo e focal de indivíduos (Ruiz-Miranda *et al.*, 2006, Affonso *et al.*, 2004; Faria, 2004). Os observadores acompanharam os grupos de micos-leões de 06:00 até 17:00, e a cada 20 minutos foi feito um «scan» do grupo de micos-leões durante o qual verificou-se a presença de sagüis e o comportamento de cada mico-leão visível. A presença dos sagüis foi determinada através de identificação visual ou uso de equipamento de telemetria. Um sagüi de cada grupo recebeu um rádio-transmissor. Observações focais dos adultos do grupo foram realizadas, por períodos de 10 minutos, durante os quais anotou-se o comportamento e a presença dos sagüis de forma contínua.

Os resultados apresentados em Ruiz-Miranda *et al.*, (2006) mostraram que o índice de associação médio entre as espécies na Fazenda do Rio Vermelho foi de 52 %, sendo maior no inverno (65 %) que no verão (39 %). Durante o inverno, as es-

pécies se encontravam freqüentemente nas plataformas de suplementação alimentar mantidas pela Associação Mico-Leão-Dourado (AMLD).

Houve diferenças significativas no tempo de associação entre os grupos de micos-leões estudados. Os grupos Olímpia e Estocolmo mostraram alta associação nas duas estações (80 % e 55 %, 81 % e 68 %, respectivamente) por razões diferentes. O grupo Olímpia habita um fragmento pequeno (<30 ha) e os grupos se encontram com facilidade nas fontes alimentares. Já o grupo Estocolmo ocupa uma área com pomar abandonado, onde as duas espécies ficam bastante tempo forrageando e descansando.

A resposta dos micos-leões a presença de sagüis variou com a estação do ano (Ruiz-Miranda *et al.*, 2006). A incidência de comportamentos agonísticos entre as espécies foi maior durante o inverno, com os micos-leões mostrando comportamentos territoriais dirigidos aos sagüis. Na presença dos sagüis, os micos-leões aumentaram o tempo gasto forrageando frutas e os alimentos deixados nas plataformas de suplementação. Estas observações sugerem que na época de escassez de alimento os sagüis e os micos dependem dos alimentos oferecidos pela AMLD, competindo pelo acesso a estes. Entretanto,

nem todas as interações foram agressivas. Os filhotes de alguns grupos de micos-leões participavam de comportamentos lúdicos junto aos jovens sagüis (Oliveira, 2000; Oliveira *et al.*, 2003).

Um estudo realizado entre janeiro e agosto de 2003 em seis fragmentos de Mata Atlântica de diferentes tamanhos (9 - 600 ha) teve como objetivo verificar se o grau de associação e os tipos de interações entre micos-leões e sagüis variam de acordo com o tamanho do fragmento e se a suplementação com bananas tem algum efeito nessa associação (Sarmiento-Lima *et al.*, 2005). Uma análise de regressão mostrou que existe relação negativa e significativa entre o tamanho do fragmento e o grau de associação entre as espécies, ou seja, quanto maior o fragmento menor o grau de associação. Constatamos também que a redução da suplementação com bananas ocasionou uma queda no grau de associação e na taxa de interação entre as espécies. Estes resultados sugerem que a presença dos sagüis pode representar maiores problemas para a conservação do mico-leão-dourado em fragmentos menores e que as atividades de manejo com suplementação podem estar favorecendo o estabelecimento as espécies invasoras.

Um fator a considerar é a qualidade do fragmento. Estudos sobre qualidade dos fragmentos mostram grandes diferenças entre eles (Carvalho *et al.*, 2006; Cap. 1). Nossas observações constataam que em fragmentos menores de 40 ha, existe falta de alimento durante vários meses do ano (inverno). Inclusive, devido a falta de alimento e a condição física debilitada (queda de pêlo e perda de peso), um grupo de micos-leões foi removido de um dos fragmentos e levado para o Centro de Primatologia do Rio de Janeiro, enquanto um outro teve de ser suplementado com ração úmida para sagüis (Marmoset Chow e ZuPreem). Nesses fragmentos pequenos e com pouca disponibilidade de alimento a presença de uma espécie invasora com ecologia semelhante não é justificável.

Doenças

Os sagüis também representam risco à saúde dos micos-leões-dourados e de outros primatas da região por três razões: (1) por serem de outras regiões, os sagüis poderiam introduzir novas espécies de parasitas e patógenos; (2) por terem contato prolongado com humanos podem introduzir doenças humanas ao meio silvestre; e (3) ao aumentar em número, os sagüis aumentam a densidade populacional do fragmento e facilitam a transmissão de epidemias.

Dados sobre o potencial de zoonose dos sagüis foram obtidos através de análises de fezes (endoparasitos) e sangue (presença de *Trypanosoma cruzi*) realizadas entre 1998-2003. As análises foram conduzidas nos Departamentos de Endemias (endoparasitos) e Trypanosomídeos (*T. cruzi*) da Fundação Oswaldo Cruz (FIOCRUZ) e no Laboratório de Biologia Celular e Tecidual da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Observou-se que os sagüis mostraram índices positivos da presença de *T. cruzi* um ano antes que os micos-leões-dourados (Lisboa, 2003; Lisboa *et al.*, 2004). Exames de fezes de sagüis na FRV sugerem que eles carregam vários endoparasitos não encontrados nos micos-leões (Verona, 2001). Levantamento recente de endoparasitos presentes nas fezes de micos-leões reintroduzidos de dez fragmentos mostra que os sagüis carregam uma diversidade de nematóides (33%) e acantocéfalos (17%), incluindo algumas formas bastante patogênicas, e que 50% dos sagüis tinham ectoparasitos *versus* somente 5% dos micos-leões-dourados (Gama *et al.*, 2004; Souza *et al.*, 2004). A análise de condição física dos sagüis tem revelado uma alta ocorrência de indivíduos com problemas dentários, machucados, micoses, peso abaixo da média e alta mortalidade infantil (dados não publicados). Estes resultados sugerem que os sagüis apresentam uma ameaça a saúde das populações de micos-leões-dourados.

Reavaliação: o risco dos sagüis para conservação do mico-leão-dourado

Qual é o risco real para conservação do mico-leão-dourado a presença dos *Callithrix* introduzidos? Para responder a esta pergunta precisamos considerar as influências diretas ou indiretas dos sagüis sobre os micos-leões, bem como a situação da população de sagüis (se formam uma população estabelecida e auto-sustentável e se esta população está aumentando e se dispersando).

Entre todas as espécies de callitriquídeos existe certa sobreposição de nicho ecológico (Rylands, 1993; Rosenberger, 1992). Todas são espécies que utilizam os níveis médios da floresta, se alimentam tanto de frutos como de presas e podem ter sucesso em florestas primárias e secundárias (Oates, 1987; Rylands, 1993). Existem importantes diferenças ecológicas e comportamentais entre os gêneros: *Callithrix* utiliza uma maior quantidade de goma das árvores, *Saguinus* utiliza mais frutas e *Leontopithecus*, mais presas (Coimbra-Filho & Mittermeier, 1976; Scalon *et al.*, 1991; Rylands, 1993; Rylands, 1989; Ferrari, 1993; Dietz *et al.*, 1997; Albernaz, 1997). Todas as espécies caçam, mas os estilos de caça são diferentes, o que provavelmente leva a uma escolha de presas distintas.

Na Floresta Amazônica é comum ver grupos grandes formados por duas ou três espécies de callitriquídeos. Geralmente, esses grupos mistos são formados por uma espécie de *Saguinus* (de porte maior) e uma de *Callithrix* (de porte menor), o que reflete a existência de diferenças ecológicas suficientes (Ferrari, 1993; Goldizen, 1987). Os micos-leões não participam destes grupos mistos de espécies. Na Mata Atlântica de Una, na Bahia, o mico-leão-de-cara-dourada é simpátrico com *C. kuhlii*. As espécies se associam, mas com pouca frequência, e o *Callithrix* parece explorar o *Leontopithecus chrysomelas* (Rylands, 1989).

Os dados comportamentais obtidos até 2003 sugerem que existe competição direta ou de interferência entre os micos-leões e sagüis, e que o tamanho do fragmento e a densidade de callitriquídeos influenciam a relação entre as espécies. Desta forma, para modelar o efeito dos sagüis na disponibilidade de recursos, poderíamos considerá-los como um aumento no número de indivíduos no local com os mesmos requerimentos nutricionais. Para programas como VORTEX, isso diminuiria o valor de K (capacidade de carga) do local em relação aos micos-leões. Para fragmentos pequenos uma redução de K não é aceitável.

As informações sobre doenças ainda são preliminares, mas cabe ressaltar que o risco de que uma doença epidêmica seja introduzida por um sagüi sempre existe. Existem diferenças entre as espécies quanto a distribuição de parasitas encontrados nas fezes. Isso sugere que os sagüis podem estar trazendo novos parasitas aos fragmentos onde há micos-leões. Para poder avaliar e inserir adequadamente nos modelos os riscos de introdução de doenças pelos sagüis, precisaríamos saber a ocorrência de doenças infecciosas nesta população ou pelo menos nos animais apreendidos e entregues aos Centros de Triagem do IBAMA. Com esses dados poderíamos estimar a probabilidade de um sagüi introduzido ter uma doença infecciosa.

Os dados da população de sagüis sugerem que os sagüis na região da Baía do Rio São João não formam uma população estabelecida. As capturas realizadas em 2005 mostram animais que foram capturados e marcados em 1998. Porém, ainda não temos dados sobre taxas de reprodução ou mortalidade, embora as capturas sugiram que a condição física dos sagüis em algumas áreas seja precária. Os dados de genética sugerem que só existe fluxo genético entre alguns dos fragmentos. Neste caso, a fragmentação pode ter ajudado a evitar uma explosão ecológica dos sagüis. A distribuição observada deve-se, provavelmente, a ações antrópicas, ou seja, à novas introduções.

Quantos dados a mais antes de iniciar o manejo?

Um dos assuntos a resolver em todo plano de manejo é decidir quanta informação ou dados científicos são necessários para agir. No caso de invasões biológicas nem sempre é benéfico esperar ter todos os dados de demografia e impacto que poderiam ser coletados. A coleta e interpretação de dados científicos podem ser demoradas e nesse tempo a invasão biológica pode progredir e passar a uma fase para a qual resultaria muito mais difícil e dispendioso o manejo (Simberloff, 2003). Porém, no caso destes sagüis introduzidos, onde o manejo requer considerações especiais, pois estes animais são da fauna Brasileira e por serem vertebrados, o manejo pode ter altos custos econômicos e sociais, devemos pelo menos determinar a fase de invasão, obter dados básicos da população e avaliar algumas possíveis técnicas de manejo.

Para desenvolver e implementar um efetivo plano de manejo dos sagüis, ou de qualquer espécie invasora, é necessário ter informação sobre (1) a fase do processo de invasão, (2) o impacto potencial e real na biodiversidade e (3) a biologia e ecologia básica da espécie a ser manejada. No caso dos sagüis introduzidos na bacia do rio São João temos todas estas informações disponíveis e confiáveis.

(1) Processo de invasão. Estrutturamos o processo de invasão em 4 fases: chegada, estabelecimento (inclui adaptação), dispersão e equilíbrio (Figura 1). Nossos resultados indicam que, considerando a bacia hidrográfica como um todo, os sagüis não formam uma população única e auto-sustentável. Os sagüis estão distribuídos em uma coletânea de populações com diferentes graus de isolamento e sustentabilidade. Como a paisagem está fragmentada, há pouca conectividade entre muitas das populações. Esta situação é similar a dos micos-leões-dourados, para os quais consideramos a fragmentação e falta de conectividade como o maior desafio para conservação em longo prazo da espécie (Capítulo 6). Desta forma, poderíamos considerar que a situação atual dos sagüis permitiria um processo de extinção, natural ou induzido, exceto pela questão de novas introduções de sagüis decorrentes do tráfico de animais silvestres. Este quadro populacional que facilitaria extinção pode mudar, pois o plano de manejo de metapopulação do mico-leão-dourado apresenta como item prioritário o aumento da conectividade da paisagem (Capítulo 6). Um aumento significativo na conectividade da paisagem poderia levar a consolidação da população de sagüis na região, sendo necessário agir antes da realização dos planos de conectividade dirigidos a conservação do mico-leão-dourado. Uma possibilidade seria eliminar grupos ou o potencial reprodutivo dos grupos nas áreas destinadas a conectividade.

O consenso da literatura sobre manejo de espécies invasoras sugere que nas fases iniciais de invasão (chegada e estabelecimento) a erradicação é possível e desejável (Veitch & Clout 2002; Williamson, 2006; Figura 4). Embora as informações atuais indiquem que os sagüis estão na fase inicial do processo de invasão, há diferenças entre populações de sagüis. Algumas das populações de sagüis podem ser auto-sustentáveis e estar dispersando, como por exemplo, os sagüis na Fazenda do Rio Vermelho (~1000 ha de mata), enquanto outras vêm diminuindo, e.x., Fazenda Boa Esperança. Suspeitamos que a suplementação alimentar fornecida aos micos-leões-dourados reintroduzidos tem facilitado a persistência dos sagüis. Por tanto, um plano de manejo desenvolvido para os sagüis deve ser diferenciado dependendo da demografia da população e deve ser adaptativo, para incorporar mudanças demográficas, da paisagem, ou em outros aspectos de manejo da região.

(2) Impacto potencial. Outro critério é saber se a espécie invasora tem potencial de afetar negativamente a biodiversidade e saber quais espécies seriam afetadas. Dado os conhecimentos que temos sobre a ecologia dos *Callithrix* e suas semelhanças com os *Leontopithecus*, e considerando os resultados obtidos pelos estudos da interação entre as espécies nos últimos anos, podemos afirmar que os sagüis competem por recursos dos micos-leões-dourados. Além disso, dada a semelhança

biológica entre as espécies e os resultados preliminares sobre parasitas, podemos afirmar que os sagüis são um risco a saúde dos micos-leões, pois poderiam introduzir novas doenças ou criar um ambiente mais propício para uma epidemia (e. g., devido ao aumento na densidade de *Callitrichideos* na área). Em relação ao impacto em outra fauna e na flora, podemos afirmar que os sagüis não se alimentaram de aves, porém são predadores de anuros e insetos. O impacto na flora não foi estudado. O papel dos sagüis como predadores de aves é uma questão controversa, pois há estudos que indicam que não e outros que indicam que sim (Santos *et al.*, no prelo). A importância dos sagüis como predadores de aves provavelmente depende da estrutura da comunidade de predadores da região e das aves da região. Não temos dados históricos de avifauna dos fragmentos estudados, e por isso não podemos comentar sobre a afirmação de muitos proprietários rurais de que os sagüis têm «devastado» a avifauna dos seus sítios. Em relação à predação de fauna em geral, a presença dos sagüis em florestas com micos leões dourados acrescenta o número de indivíduos de espécies predadoras de anuros e insetos, e não temos informações sobre as populações destes animais e como estariam sendo impactadas pelo aumento em predadores nos pequenos fragmentos. Somente poderíamos afirmar que a presença dos sagüis aumenta a predação de anuros e insetos nos fragmentos.

Em relação a ecologia e biologia dos *Callithrix*, temos amplos conhecimentos obtidos dos muitos estudos com estas espécies nos seus locais de origem, em situações de introduzidos e em cativeiro (Stevenson & Rylands 1988; Alonso & Langguth 1989; Digby & Barreto 1993; Santos *et al.*, 1997). Os aspectos de comportamento e reprodução relevantes ao manejo de população são conhecidos. Temos dados populacionais e de distribuição dos sagüis na região de introdução, e esperamos ter, neste ano ainda, dados sobre reprodução e mortalidade. Temos amplos conhecimentos sobre métodos de captura e amostragem de populações, no caso de decidir remover animais da natureza. Existe uma literatura sobre métodos contraceptivos e de esterilização obtidos de estudos de cativeiro em vários países (Kuederling *et al.*, 2000), os quais poderiam ser adequados a esta situação de vida livre após um estudo de campo. Somente resta determinar qual é o melhor curso de ação para um plano de intervenção considerando (1) recursos financeiros e humanos, (2) questões éticas e de bem-estar-animal e (3) metas e necessidades de conservação.

O projeto continua para obter os últimos dados necessários para recomendar e implementar uma estratégia de manejo para os sagüis sob o auspício do projeto FNMA «Manejo integrado para a conservação do mico-leão-dourado». O estudo

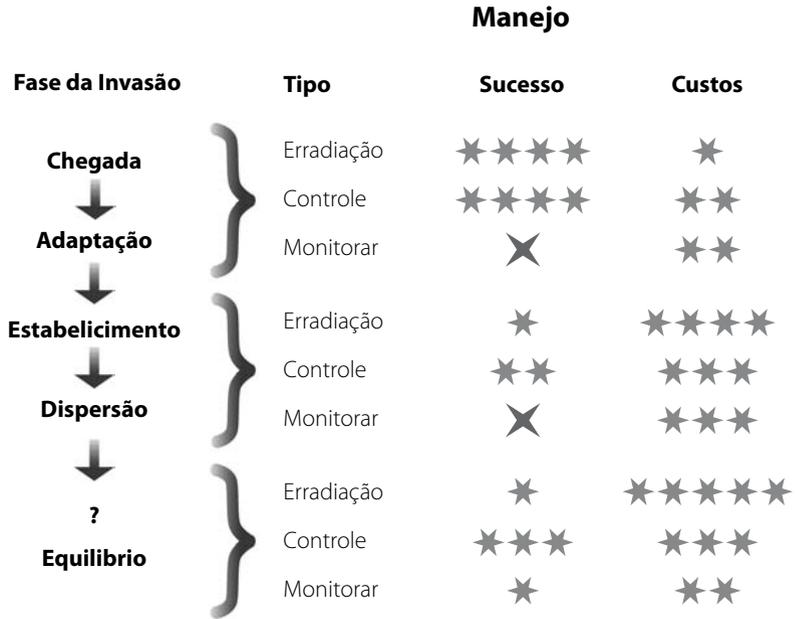


Figura 4. Fases do processo de invasão (Williamson, 1996 e outros) com uma análise dos custos e probabilidade de sucesso para cada tipo de manejo por fase. O símbolo ★ representa um valor padrão, quanto mais ★ ★ maior o valor de essa categoria (probabilidade de sucesso e custos). Um ✗ se refere a opções que não são aplicáveis.

em andamento tem como objetivo coletar os dados finais necessários para modelagem de viabilidade das populações dos sagüis, utilizando VORTEX e avaliar a eficácia de diferentes métodos de manejo de sagüis, incluindo medidas biológicas (remoção e esterilização). Além disso, vamos ampliar nossos conhecimentos sobre os possíveis danos que estes animais podem causar às populações nativas do mico-leão dourado (*Leontopithecus rosalia*) e avifauna da região.

Opções atuais de manejo e algumas considerações legais e éticas

Os custos e a probabilidade de sucesso de cada opção dependem da fase de invasão (Figura 4). As diferentes opções de manejo têm diferentes considerações para conservação e ética (Tabela 2). Uma opção seria não intervir nas populações dos sagüis (Fazer Nada), considerando monitorar ou não monitorar essas populações e seus efeitos no mico-leão-dourado ou outras espécies. Se a população

de sagüis depende de novas introduções e os animais não estão se adaptando ao local (baixa reprodução e alta mortalidade), uma estratégia seria monitorar e aguardar a extinção local. *A priori*, espera-se que este processo possa acontecer em fragmentos isolados e pequenos. Porém, a opção de não tentar controle ou erradicação, somente se justifica se demonstramos que não há risco para as espécies nativas, especialmente o mico-leão-dourado, ou que o impacto de remover os sagüis seria prejudicial para as espécies nativas. Se optar por não intervir, teriam que ser revisados os planos de corredores florestais para viabilizar a dispersão e o fluxo genético entre populações dos micos-leões, pois os sagüis irão juntos, e poderiam utilizar os corredores e, eventualmente, chegar até as Reservas Biológicas.

A erradicação seria a única opção de manejo que eliminaria os riscos para as populações de espécies nativas, mas esta ação apresenta também dificuldades. A erradicação pode ser feita através da remoção dos sagüis, da redução total de natalidade até levar a extinção (esterilização) ou uma combinação de ambos. A remoção tem as dificuldades logísticas (capturas, transporte e alimentação) e éticas associadas aos diferentes destinos dos animais (eutanásia, centros de pesquisa, criadouros, repatriação). Um programa abrangente de esterilização tem

dificuldades logísticas adicionais (procedimentos de esterilização) e de bem-estar animal (liberar animais após um procedimento cirúrgico). A erradicação pode chegar ter altos custos financeiros em curto prazo. Optar por controle da população sem erradicação apresenta as mesmas dificuldades que a erradicação, mas com menos custos financeiros em curto prazo. Não entanto, os custos em longo prazo podem ser altos, e os riscos de impacto negativo em populações de espécies nativas podem permanecer altos em algumas florestas. No momento estamos testando a efetividade de alguns dos métodos de esterilização (vasectomias de machos e castração química de fêmeas) e sua aplicação na situação de campo, no intuito de diagnosticar o impacto na população a curto e longo prazo e seus custos financeiros e sociais (questões de ética). A decisão final por alguma das estratégias de intervenção será produto de um processo de troca de informações, análises dos dados e da viabilidade das opções feito por representantes dos vários setores envolvidos.

Passos iniciais: uma intervenção emergencial e combate a novas introduções

As recomendações iniciais sobre como lidar com os sagüis são: (1) Resolver a classificação dos sagüis, declarando-os espécies invasoras perante o Ministério Público, para que assim possamos desenvolver diretrizes específicas para manejo. (2) Implementar métodos para o manejo das populações de sagüis invasores. (3) Diminuir a pressão de propágulos por meio de campanhas de conscientização.

Os membros dos Comitês para a Conservação dos Micos-Leões e dos *Callithrix*, recomendaram um plano de intervenção emergencial e medidas para lidar com novas introduções. Este plano considera que os sagüis são uma ameaça para as populações de micos-leões-dourados, especialmente as populações de micos reintroduzidos em florestas em propriedades privadas. A conectividade da paisagem na região deve ser aumentada através de corredores e outros mecanismos e esta conectividade poderia favorecer os sagüis introduzidos. Então, qualquer que seja a estratégia de intervenção, a pressão de propágulos deve ser reduzida o máximo possível.

O plano de intervenção emergencial a ser implementado em 2007 através de uma colaboração entre IBAMA, UENF e AMLD, prevê a remoção de 130 sagüis de locais escolhidos pela sua importância para a conservação dos micos-leões-dourados. Desta forma foram priorizados fragmentos que estariam dentro do plano de corredores e que facilitaríamos a conexão entre populações hoje isoladas, fragmentos pequenos com micos-leões-dourados nos quais a presença dos sagüis seja prejudicial para esses grupos e fragmentos adjacentes as ReBio Poço das Antas e União. Neste método serão removidos todos os animais do grupo e do fragmento. Este procedimento precisa da participação ativa do IBAMA, pois os animais removidos terão vários destinos: CETAS, criadouros científicos ou conservacionistas, e centros de pesquisa. A repatriação de animais não foi recomendada, pois muitos destes animais são híbridos.

A terceira ação recomendada foi combater a introdução de mais sagüis por meio da conscientização e educação ambiental das comunidades. Não importa qual método de manejo seja utilizado, este somente terá sucesso quando a pressão de propágulos (novas introduções) for eliminada ou reduzida a um nível menor que a taxa de mortalidade ou remoção de indivíduos. Nosso objetivo

Opções de manejo	Questões
<ul style="list-style-type: none"> • Fazer nada 	<ul style="list-style-type: none"> • Responsabilidade de conservação
<ul style="list-style-type: none"> • Remover <ul style="list-style-type: none"> • Eutanásia • Cativeiro nacional • Cativeiro exterior • Repatriar 	<ul style="list-style-type: none"> • Espécie brasileira, bem-estar animal, crueldade, «comercialização» indevida, conservação no local de origem
<ul style="list-style-type: none"> • Controle <ul style="list-style-type: none"> • Esterilização 	<ul style="list-style-type: none"> • Bem-estar animal • Responsabilidade de conservação

Tabela 2. As opções de manejo para os sagüis e as questões relacionadas a conservação de espécies nativas da região e éticas de cada opção.

inicial foi determinar quem são os principais atores na introdução de sagüis. Em segunda instância começamos a monitorar a região para identificar novas introduções.

Nosso levantamento indica que além de alguns proprietários estarem soltando sagüis (e outras espécies – aves canoras), que várias grandes liberações de sagüis foram feitas por funcionários do IBAMA e do Batalhão Florestal e que uma parcela significativa da população regional participa do tráfico de animais e contribui para as introduções de espécies alóctones, especialmente aves canoras (Robaina, 2007). Decidimos então desenvolver atividades dirigidas a esses grupos alvo.

Uma atividade desenvolvida foi uma oficina de capacitação de técnicos e agentes públicos para atuar na prevenção e controle de espécies invasoras e da caça de primatas e aves canoras. Nossos alvos principais foram os principais envolvidos com as apreensões de fauna: IBAMA, Batalhão Florestal, Polícia Militar, IEF,

Secretarias Municipais do Meio Ambiente e Agricultura, Guarda Municipal/fiscal ambiental, Polícia Rodoviária Federal, Bombeiros, EMATER. A oficina abordou os temas de conceito de espécie invasora e exótica, conseqüências e impactos das invasões biológicas, legislação, protocolo de apreensão e destinação, conceitos de bem-estar animal, conseqüências e impactos da caça, listagem de espécies invasoras e exóticas na região, métodos de identificação das espécies mais problemáticas na região (chave, produção de material informativo ilustrado). Um resultado esperado da oficina foi eliminar ou reduzir a quantidade de introduções de espécies invasoras decorrentes de solturas de animais apreendidos, e promover a melhor fiscalização da captura ilegal de dois grupos de animais: primatas e aves canoras. Até o momento não ocorreram mais liberações de grandes quantidades de animais apreendidos, especialmente sagüis na região da bacia do rio São João.

Um outro conjunto de atividades dirigidas à conscientização da comunidade sobre os problemas de introdução de espécies invasoras e tráfico de animais silvestres foi executada durante um ano. O objetivo específico foi a redução do número de solturas de animais provenientes do tráfico de espécies e da participação da comunidade no tráfico de animais silvestres. Para isto, aproveitamos que a AMLD desenvolve um programa de educação conservacionista e ambiental que inclui projetos dirigidos a proprietários rurais, assentamentos rurais, escolas rurais e grupos comunitários. Através da AMLD e da Secretaria Municipal do Meio Ambiente da Prefeitura de Silva Jardim tivemos a oportunidade de passar à comunidade, nossos conhecimentos sobre dois problemas ambientais: o tráfico de animais e a introdução de espécies exóticas. O conteúdo da oficina para agentes públicos foi inserido no conteúdo de oficinas para professores e em uma série de palestras para as comunidades. Foi feito um vídeo de 15 minutos («Os sagüis introduzidos no Rio de Janeiro: vítimas ou vilões») explicando a problemática dos sagüis introduzidos. A campanha de conscientização consistiu em chamadas para rádio e televisão, *releases* para jornais locais, lançamento da campanha com entrevistas de cientistas para a imprensa, divulgação do vídeo, distribuição de filipetas e outros materiais, e palestras em locais públicos e escolas (Ruiz-Miranda, 2006; Robaina, 2007).

Considerações finais

Para avaliar os métodos de manejo (erradicação e controle), o impacto dos sagüis e sua situação populacional temos escolhido variáveis de reprodução e tamanho de grupo, pois estas se prestam para análises de probabilidade de extinção utilizando ferramentas de modelagem como VORTEX. Outras variáveis mais relacionadas aos mecanismos que promovem estas mudanças serão coletadas. Análises genéticas fornecerão dados sobre taxa de endocruzamento e fluxo genético, por exemplo. Dados de comportamento ajudam a entender os processos no caso de falha no método. A análise dos métodos de manejo começará com modelagem da probabilidade de extinção de cada grupo, num período de tempo determinado (5–10–20 anos). Temos dados desde 1998 para alguns destes grupos alvo, o que permitirá calcular longevidade na mata. Dados de abundância serão inseridos na modelagem. Assim, será possível ver a viabilidade de controle de população *versus* erradicação dos sagüis.

A análise dos custos financeiros será feita usando como base os custos de pessoal (incluindo nível de capacitação necessário), materiais de consumo, veículos e outros equipamentos multiplicados pela duração prevista do programa e o nível de

esforço necessário para atingir as metas. Os custos de cativeiro dos animais poderão ser incluídos em alguns dos modelos. Serão avaliadas as opções de controle *versus* erradicação.

Os custos sociais são aqueles decorrentes do efeito na opinião pública e das ações de cidadãos como resposta aos diferentes manejos destas espécies. Estes custos podem até resultar em perdas financeiras (no caso de instituições que não concordem com eutanásia ou remoção de animais) e na introdução de novos animais (no caso de pessoas que gostem dos sagüis).

Finalmente, todas estas informações serão inseridas em uma matriz do processo de tomada de decisões, o qual será utilizado como guia para estabelecer ações de manejo. De forma sucinta, o predicado base do método é que em situações de incerteza, os mecanismos para tomar decisões devem ser explícitos e objetivos (Sutherland 2000; Linklater 2003). A matriz de decisões tem duas colunas, uma da probabilidade ou impacto esperado da ação (como cada método afetaria a população de sagüis) e outra da probabilidade dessa ação acontecer (inclui a dificuldade de execução e os custos financeiros e sociais). Com esta informação podem ser avaliadas as opções e assim seguir um curso de ação objetivo. Para finalizar, nestas considerações de custos e de incerteza sobre possíveis resultados, não

podemos esquecer do Princípio da Precaução (Cooney 2004), e considerar que se os *Callithrix jacchus* e *penicillata* introduzidos na região são espécies invasoras, devemos tomar a postura de intervenção *a priori* sem ter que mostrar os detalhes do impacto negativo ou até considerar que o ônus da prova reside em mostrar que os sagüis não oferecem risco para as espécies nativas de primatas ou outra fauna.

Agradecimentos

Os autores agradecem a participação da equipe da reintrodução da Associação Mico-Leão-Dourado nas capturas e observações dos sagüis, e pelas sugestões para manejo. Vários estagiários e estudantes de iniciação científica ajudaram na coleta de dados no campo e nas análises no laboratório, são muitos para listar a todos, mas destacaram-se recentemente Áquila Fialho de Oliveira, Maíra Benchimol de Souza, Carlos Leandro Cordeiro, Roberta Miranda de Araújo e Guilherme Vieira Faria. Os bolsistas de extensão da UENF, programa Universidade Aberta, Daniela Sampaio, Maira Benchimol de Souza, Frederico Teixeira, e a bolsista de Extensão Discente, Renata Robaina, e os técnicos da AMLD Cássia Sarmiento, Rosan Fernandes, Patrícia Mie, Vanessa Boucinha trabalharam arduamente na campanha de conscientização. Agradecemos aos membros do Comitê para Conservação dos *Callithrix* do IBAMA pelas contribuições feitas du-

rante as discussões. Os estudos têm sido financiados pelo PRNABIO/PROBIO/MMA com verbas do BIRD-GEF-MCT (1998-2000) e FNMA/PROBIO nº 04 (2001-2003) – «Manejo de espécies ameaçadas de extinção e de espécies invasoras, visando à conservação da diversidade biológica brasileira», Critical Ecosystem Partnership Fund e FAPERJ (APQ1 e bolsas IC e PG) e do Lion Tamarins of Brazil Fund. O programa de reintrodução do-mico-leão dourado é financiado pelo Frankfurt Zoological Society Fund for Threatened Species. Tivemos apoio logístico da AMLD, do Laboratório de Ciências Ambientais da UENF, e do IBAMA. O setor de Imagens do Centro de Ciências do Homem deu o apoio para a edição do vídeo.

Referências

Alonso, C. & Langguth, A., 1989. Ecologia e comportamento de *Callithrix jacchus* (primates: Callitrichidae) numa ilha de floresta atlântica. Revista Nordestina de Biologia 6(2): 105-137.

Andrade, C., 2004. Análise genética das populações do sagüi (*Callithrix* spp) introduzidos na área de ocorrência do mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*). Monografia de Bacharelado, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes.

Andrade, C., 2006. Estudo da estrutura genética das populações de *Callithrix* sp introduzidos na área de proteção ambiental Bacia do rio São João, Rio de Janeiro. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes.

Affonso, A. G., C. R. Ruiz-Miranda & B. B. Beck, 2004. Interações ecológicas entre mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*, Linnaeus, 1758) reintroduzido e mico-estrela (*Callithrix jacchus*, Linnaeus, 1758) introduzido em fragmentos de mata Atlântica, RJ. In S. Mendes and A. G. Chiarello (eds.), A Primatologia no Brasil Volume 8, Vol. 8, pp. 123-134. IPEMA/SBPr, Santa Teresa, RJ.

Allendorf, F. W. & Lundquist, L. L., 2003.

Introduction: population biology, evolution, and control of invasive species. *Conservation Biology*, 17(1): 24-30.

Auricchio, P., 1995.

Primatas no Brasil. São Paulo: Terra Brasilis Editora Ltda., v.01. 1995. 168 p.

Ballou, J. D., Gilpin, M. & Foose, T. J., 1995.

Population management for survival and recovery: analytical methods and strategies in small population conservation. Columbia University Press, New York, pp.

Carvalho, F., M. Nascimento & J. Braga, 2006.

Composição e riqueza florística do componente arbóreo da floresta Atlântica submontana na região de Imbaú, município de Silva Jardim, RJ. *Acta Botanica Brasilica*, 20: 727-740.

Cerqueira, R., G. Marroig & L. Pinder, 1998.

Marmosets and lion tamarins distribution (Callitrichidae, Primate) in the Rio de Janeiro State, South-eastern Brazil. *Mammalia*, 62: 213-226.

Coimbra-Filho, A. F., A. Pissinatti & A. Rylands, 1993.

Experimental multiple hybridism and natural hybrids among *Callithrix* species from eastern Brazil. In A. B. Rylands (ed.), *Marmosets and Tamarins: systematics, behaviour and ecology*, pp. 95-122. Oxford University Press, Oxford, UK.

Cooney, R., 2004.

The Precautionary Principle in Biodiversity Conservation and Natural Resource Management: An issues paper for policy-makers, researchers and practitioners. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN. 51 p.

Digby L. J. & Barreto C. E., 1993.

Social Organization in Wild Populations of *Callitrix jacchus*. *Folia Primatologica* 61: 123-134.

De Morais Jr., M. M., 2005.

Metodologias de amostragem de populações: aplicação e comparação em populações de mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*) e sagüis (*Callithrix* spp.) na bacia do rio São João. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes.

Dobson, A. P., 1988.

Restoring Island Ecosystems: the potential of parasites to control introduced mammals. *Conservation Biology*, 2: 31-39.

Elton, C., 1958.

Ecology of invasions by animals and plants. Methuen and Co., London, 181pp.

Faria, G., 2005.

Comportamento de forrageio, padrão de atividades de micos-leões-dourados (*Leontopithecus rosalia*, Linnaeus, 1766) e tamanho do fragmento florestal. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes. 46 p.

Fritts, T. H. & Rodda, G. R., 1998. The Role of Introduced Species in the degradation of island ecosystems: A case history of Guam. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29: 113-140.

Gama, C. C., I. S. Sales, F. A. Vasconcelos, C. C. Senna, C. Sarmiento-Lima, A. Almeida, C. P. Santos & C. R. Ruiz-Miranda. 2004. Endoparasites of the marmosets *Callithrix penicillata* and *C. jacchus* in the region of occurrence of golden lion tamarins: preliminary results. *Revista Brasileira de Parasitologia Veterinaria*, 13: 293.

Hershkovitz, P., 1977. *Living New World Monkeys (Platyrrhini)*. Chicago: University of Chicago Press. 1977

Kierulff, M. C. M. & P. Procópio de Oliveira, 1994. Habitat Preservation and the Translocation of Threatened Groups of Golden Lion Tamarins, *Leontopithecus rosalia*. *Neotropical Primates*, 2: 15-18.

Kierulff, M. C. M., D. G. Kleiman & E. M. Santos, 1997. O uso de «play-back» para o levantamento de populações de mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*). In: H. Schneider (ed.), *A Primatologia no Brasil – 5*, Vol. 5, pp. 160-161. Sociedade Brasileira de Primatologia & Universidade Federal do Pará, Belém, Brasil.

Kuederling I., Schneiders A, Sonksen J., Nayudu P. L., Hodges J. K., 2000. Non-invasive Collection of Ejaculates from the common marmoset (*Callithrix jacchus*) using penile vibrostimulation. *American Journal of Primatology* 52: 149 - 154.

Linklater W. L., 2003. Science and Management in a Conservation Crisis: a Case Study with Rhinoceros. *Conservation Biology* 17 (4): 968-975.

Lisboa, C. V., 2003. Ecologia dos Ciclos de Transmissão Silvestre do *Trypanosoma cruzi* entre Primatas Neotropicais na Mata Atlântica do Rio de Janeiro. Tese de Doutorado, Universidade Estadual do Norte Fluminense – UENF, Campos dos Goytacazes.

Lisboa, C. V., R. H. Mangia, N. de Lima, A. Martins, J. D. Dietz, A. J. Baker, C. R. Ruiz-Miranda, L. F. Ferreira, O. Fernandes & A. M. Jansen. 2004. Distinct patterns of *Trypanosoma cruzi* infection in *Leontopithecus rosalia* in distinct Atlantic coastal Rainforest fragments in Rio de Janeiro, Brazil. *Parasitology*, 129: 1-9.

Odalía-Rímoli A., Cazzadore K. C., Rímoli J., 2002a. Comportamento alimentar do Sagüi-de-Tufo-Preto (*Callithrix penicillata*, É. Geoffroy, 1812; Cebidae, Callitrichinae, Primates) em um fragmento urbano de cerrado, MS. In: Canale G., Oliveira I., Rimoli J., Ferrari S., Pianta T., Souza V., editors. Livro de Resumos X Congresso Brasileiro de Primatologia. Belém, Brasil: Sociedade Brasileira de Primatologia. p. 95.

Odalía-Rímoli A., Gonçalves J. D., Rímoli J., 2002b. Padrão de atividades de um grupo de Saguis-de-Tufo-Preto (*Callithrix penicillata* E. Geoffroy, 1812; Cebidae, Callitrichinae, Primates) em um fragmento de cerrado, Campos Grande, MS. In: Canale G., Oliveira I., Rimoli J., Ferrari S., Pianta T., Souza V., editors. Livro de Resumos X Congresso Brasileiro de Primatologia. Belem, Brasil: Sociedade Brasileira de Primatologia. p 83.

Oliveira, C. R., 2000. Comportamento de brincadeira do mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*) selvagem e reintroduzido: organização, efeitos de cativado e a hipótese de minimização dos custos. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto.

Oliveira, C. R., C. R. Ruiz-Miranda, D. G. Kleiman & B. B. Beck, 2003. Playbehavior in juvenile Golden Lion Tamarins (*Callitrichidae*: primates): Organization in relation to costs, *Ethology*, Vol. 109, pp. 593-612.

Oliveira, C. R. & Ruiz-Miranda, C. R., 2004: Micos-leões-dourados minimizam os custos de brincadeira? Em: Mendes, S. L. & Chiarello, A. G (eds). *A Primatologia no Brasil* Volume 8. IPEMA/SBPr, v. 8, 2004, Santa Teresa, ES. pp. 135-144.

Robaina R., 2007. Questionários como ferramenta para avaliação do conhecimento da populações sobre espécies invasoras. Monografia de Licenciatura em Biologia. Universidade estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes. 50 p.

Rosenberger, A. L., 1992. Evolution of feeding niches in New World Monkeys. *American Journal of Physical Anthropology*, 88: 525-562.

Ruiz-Miranda, C. R., Affonso, A. G., Martins, A. & Beck, B. B., 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.

Ruiz-Miranda, C. R., M. M. de Morais Jr., B. B. Beck & C. E. Verona, 2004. O impacto de espécies invasoras em comunidades naturais – o caso do mico-estrela vs. mico-leão-dourado. In M. S. Milano, L. Y. Takahashi and M. L. Nunes (eds.), *IV congresso de Unidades de Conservação*, Vol. Seminários Vol. 2, pp. 64-73. Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, Curitiba, PA.

Ruiz-Miranda, C. R., A. G. Affonso, M. M. de Morais, C. E. Verona, A. Martins & B. 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.

Rylands, A. B., 1993. The ecology of the lion tamarins, *Leontopithecus*: some intra-generic differences and comparisons with other callitrichids. In: Rylands, A. R. (ed.) *Marmosets and tamarins: systematics, behaviour and ecology*. Oxford University Press, Oxford, pp: 296-312.

Rylands, A. B. & Faria, D. S., de, 1993. Habitats, feeding ecology, and homerange size in the genus *Callithrix*. In: Rylands, A. R. (ed.) *Marmosets and tamarins: systematics, behaviour and ecology*. Oxford University Press, Oxford, pp: 262-272.

Santos, C. V., M. M. de Morais Jr., M. M. Oliveira, S. B. Mikich, & C. R. Ruiz-Miranda, 2005. Ecologia, comportamento e manejo de primatas invasores e populações-problema, *A primatologia no Brasil*, vol 10. no prelo.

Santos C. V., French J. A. & Otta E., 1997. Infant Carrying Behaviour in Callitrichid Primates: *Callithrix* and *Leontopithecus*. *International Journal of Primatology* 18(6): 889-907.

Sarmiento-Lima, C., C. R. Ruiz-Miranda, M. M. de Morais Jr., B. B. Beck, A. S. Coelho & V. Sabatini, 2005. Interações ecológicas entre micos-leões-dourados e saguís de tufo branco (*Callithrix jachcus*) e tufo-preto (*C. penicillata*) em fragmentos de mata Atlântica. In J. C. Bicca-Marques (ed.), *XI Congresso Brasileiro de Primatologia*, Vol. 11. SBPr-PUC, Porto Alegre, Brasil.

Simberloff, D., 2003. How Much Information on Population Biology Is Needed to Manage Introduced Species? *Conservation Biology*, 16: 83- 92.

Stevenson, M. F. & Rylands, A. B., 1988. The Marmosets, Genus *Callithrix*. In: Russel Mittermeier, A. R., Ademar Coimbra-Filho, Gustavo Fonseca (eds). *Ecology and Behaviour of Neotropical primates*. Washington, D.C., pp. 131-222.

Souza, G. V., C. C. Senna, I. S. Sales, C. Sarmiento-Lima, C. P. Santos, A. Almeida & C. R. Ruiz-Miranda, 2004. Ectoparasitas de saguís (*Callithrix* spp) de vida livre no entorno da Reserva Biológica de Poço das Antas. *Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária*, suplemento, 13: 326.

Sutherland, W. J., 2000. The conservation handbook: research, management and policy. Blackwell Science, Oxford.

Tagliaro, C. H., M. P. C. Schneider, H. Schneider, I. Sampaio & M. J. Stanhope, 1997. Marmoset phylogenetics, conservation perspectives, and evolution of the mtDNA control region. *Molecular Phylogenetics of Marmosets*, 14: 674-684.

Veitch C. R., Clout M. N., 2002. Turning the tide: the eradication of invasive species. Group ISSS, editor. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN, 414 p.

Verona, C. E. S., 2001. Avaliação da condição física *versus* custos de reprodução e lactação em fêmeas de *Callithrix jacchus* e *Leontopithecus rosalia* selvagens. Dissertação de mestrado, Universidade Estadual Norte Fluminense. Campos dos Goytacazes, 79 pp.

Vermeij, G. J., 1996. An agenda for invasion biology. *Biological Conservation*, 78(1-2): 3-9.

Williamson, M., 1996. Biological Invasions. Chapman & Hall, London.

Woodroffe, R. & Ginsberg, J. R., 1998. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science*, 280: 2126-2128.

Técnicas de manejo para a conservação do mico-leão-dourado



Paula Procópio de Oliveira, Maria Cecília Martins Kierulff,
Marina Janzantti Lapenta, Andréia Fonseca Martins,
Benjamin B. Beck

Introdução

O desmatamento para extração de madeira, produção de carvão e práticas agropecuárias reduziu o habitat disponível para o mico-leão-dourado, confinando as populações remanescentes em pequenas ilhas isoladas de vegetação secundária (Coimbra-Filho, 1969; Mittermeier *et al.*, 1982). As consequências diretas do desmatamento são a perda de habitat e a fragmentação e isolamento dos remanescentes florestais, dois processos que afetam distintamente a sobrevivência das espécies.

O Programa de Conservação Para o Mico-Leão-Dourado teve início em 1983 visando a conservação em longo prazo dessa espécie de primata e remanescentes da Mata Atlântica de baixadas litorâneas do Estado do Rio de Janeiro. Duas técnicas de manejo, reintrodução e translocação, foram utilizadas ao longo das últimas décadas como forma de reduzir os efeitos da fragmentação na área de ocorrência da espécie. Técnicas de manejo como translocação e reintrodução podem ser consideradas como um sucesso se conseguirem estabelecer populações auto-sustentáveis (Griffith *et al.*, 1989).

Reintrodução de micos-leões-dourados nascidos em cativeiro

Reintrodução é definida pela União Internacional para a Conservação (IUCN, 1998) como uma tentativa de estabelecer uma espécie em uma área que faz parte de sua ocorrência histórica, mas da qual foi eliminada ou tornou-se extinta. A Reintrodução é amplamente definida como o retorno de animais para a natureza, sendo que a origem destes animais (nascidos em cativeiro ou na natureza) deve ser considerada, pois determinará o tipo de estratégia utilizada (Chivers, 1991). No entanto, muitos autores têm definido reintrodução apenas como a soltura de animais nascidos em cativeiro no seu habitat natural (Konstant & Mittermeier, 1982; Strum & Southwick, 1986; Caldecott & Kavanagh, 1988; Kleiman, 1989; Beck *et al.*, 1991; Chivers, 1991; Stanley-Prince, 1991). Essa estratégia tem sido utilizada para uma variedade de finalidades, incluindo conservação, recreação, educação, pesquisa, comércio e saúde animal e indiretamente para proteção do habitat (Caldecott & Kavanagh 1988; Nielsen, 1988;

Griffith *et al.*, 1989; Beck *et al.*, 1991; Kleiman *et al.*, 1991; Dietz *et al.*, 1994b). O sucesso da técnica resultará em uma população autosustentável. (Griffith *et al.*, 1989).

A população selvagem de micos-leões-dourados foi drasticamente reduzida durante o século XIX e parte do século XX devido à captura e exportação para zoológicos e laboratórios de pesquisa. Ainda na década de 60, muitos indivíduos foram mantidos em cativeiro como animais de estimação em vários locais da Europa. No início da década de 70, a pequena população existente em cativeiro não era auto-suficiente e os zoológicos não poderiam manter uma população viável sem o acréscimo de novos indivíduos silvestres. Em 1972 foi realizada a primeira conferência no Zoológico Nacional de Washington DC com o objetivo de discutir a situação de conservação da espécie. O principal resultado foi o estabelecimento de um programa internacional para a reprodução da espécie em cativeiro, uma cooperação entre o Instituto do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), a Fundação Estadual de Engenharia e Meio Ambiente do Estado do Rio de Janeiro (FEEMA) e o Zoológico Nacional de Washington. Este programa visava à manutenção de uma população viável em cativeiro e o repovoamento das florestas do Estado do Rio de Janeiro.

Somente a reprodução em cativeiro não é suficiente para salvar uma espécie da extinção. Os principais objetivos da reintrodução de micos-leões-dourados são aumento do tamanho da população selvagem; aumento da diversidade genética na natureza; expansão da distribuição da população selvagem para áreas onde a espécie foi extinta; proteção a fragmentos adicionais da Mata Atlântica; contribuição para a ciência da reintrodução e melhoria dos programas de educação pública.

O primeiro grupo de micos-leões-dourados foi reintroduzido em 1984 (Figura 1) dentro da ReBio Poço das Antas e necessitou de um trabalho intensivo após a soltura, incluindo suplementação alimentar, manejo e assistência veterinária para ajudar na sobrevivência e na reprodução dos indivíduos (Beck *et al.*, 1991). A última reintrodução foi realizada no ano 2000, totalizando 153 indivíduos (146 nascidos em zoológicos e sete nascidos na natureza). Dessa forma, foram povoados mais de 3.650 ha de florestas particulares com micos-leões nascidos em cativeiro em diversos países.

Atualmente, participam do Programa de Reintrodução 148 zoológicos dos cinco continentes e, em reconhecimento ao grande sucesso do Programa, a população de cativeiro de micos-leões-dourados foi doada ao IBAMA em 1992 através de



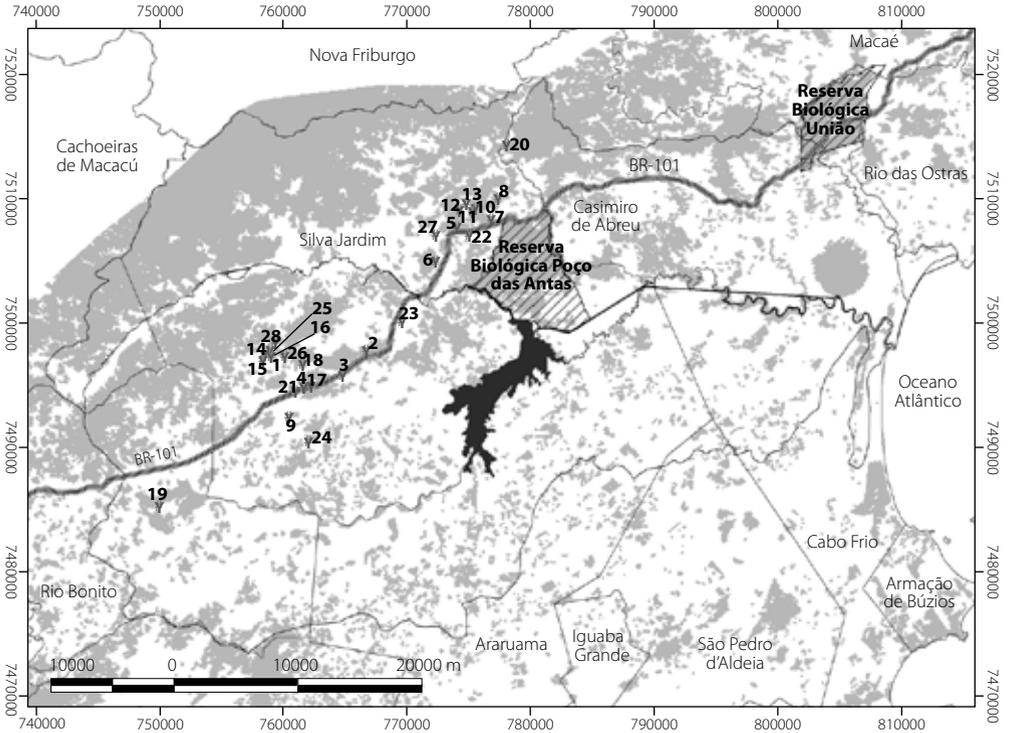
Figura 1.
Grupos de micos-leões-dourados chegando
ao Brasil para serem reintroduzidos na natureza.

um acordo entre todos os zoológicos. Proprietários rurais da região vizinha à ReBio Poço das Antas vêm colaborando com o programa de reintrodução, permitindo o uso de suas florestas para a soltura de grupos de micos-leões-dourados nascidos em cativeiro. Os grupos reintroduzidos têm sido estabelecidos em 28 fazendas particulares, representando um total de 32 km² de floresta. Este valor significa aproximadamente 17% do total das florestas que abrigam a população de micos-leões-dourados (Figura 2). A reintrodução tem sido utilizada para estabelecer novas populações, contribuindo para o aumento da variabilidade genética (Beck *et al.*, 1991).

Após 21 anos do Programa, a população de micos-leões-dourados formada a partir de animais de cativeiro totalizava 589 indivíduos distribuídos em 87 grupos, representando aproximadamente 40% dos 1.500 micos-leões-dourados existentes na natureza (Tabela 1; Figura 3).

Atualmente, os animais nascidos em cativeiro representam apenas uma pequena parte da população reintroduzida. Mais de 98% desta população nasceu na natureza, tornando-se autosuficiente mais rapidamente do que os animais provenientes de cativeiro e não necessitando de alimentação suplementar e manejo diários. O aumento das taxas reprodutivas da população é vantajoso para a de redução de custos operacionais desta técnica de manejo e para reduzir a frequência de futuras reintroduções. Porém, algumas reintroduções podem ser necessárias para aumentar a diversidade genética e o status demográfico da população selvagem, promover a educação conservacionista e dar suporte para a conservação da espécie na comunidade de zoológicos.

Localização das Fazendas de Reintrodução



Y Pontos Fazendas Reintrodução

- | | |
|---|-----------------------------------|
| 1 Sítio Rancho Porteira da Pacoty – 25 ha | 15 Afetiva – 810 ha |
| 2 Santa Helena 1 – 99 ha | 16 Sítio Pacoty – não sabe |
| 3 Nova Esperança – 324 ha | 17 Cabana Nova Conquista – 315 ha |
| 4 Sítio das Andorinhas – 17 ha | 18 Do Estreito – 250 ha |
| 5 Dois Irmãos – 450 ha | 19 Do Rio Vermelho – não sabe |
| 6 Vale do Cedro – 153 ha | 20 Fazenda Bom Retiro – 554 ha |
| 7 Igarape – 222,5 ha | 21 Fazenda do Amparo – não sabe |
| 8 Coqueiro – 60 ha | 22 Sítio Sete Jotas – 112,5 ha |
| 9 Vendaval – 212 ha | 23 Desterro – não sabe |
| 10 São Francisco – 76,5 ha | 24 São João – não sabe |
| 11 Santa Barbara – 73 ha | 25 Pedacinho da Pacoty – não sabe |
| 12 Iguape – 188 ha | 26 Sítio do Professor – não sabe |
| 13 Boa Vista – 445 ha | 27 Santa Helena 2 – 475 ha |
| 14 Sítio Cisne Branco – 13,5 ha | 28 Imbaú – 405 ha |

- Rodovia BR-101
- Rio São João
- ReBios
- Lagoa de Jutumaiba
- Fragmentos florestais
- Bacia do rio São João
- Limites municipais

Figura 2.
Localização das fazendas particulares com grupos
de micos-leões-dourados reintroduzidos nos municípios
de Silva Jardim e Rio Bonito, RJ.



Associação Mico-Leão-Dourado
Laboratório de Geoprocessamento
Landsat 7

Ano	Nº reintroduzido	Nº reintroduzido acumulado	Nº reintroduzido vivo	Nº reintroduzido natureza vivo	Total vivo
1984	14	14	9	1	10
1985	12	26	15	1	16
1986	0	26	5	3	8
1987	21	47	22	5	27
1988	20	67	37	12	49
1989	7	74	29	22	51
1990	7	81	24	34	58
1991	11	92	27	51	78
1992	34	126	42	62	104
1993	7	133	31	87	118
1994	3	136	24	96	120
1995	5	141	22	147	169
1996	6	147	24	176	200
1997	0	147	20	208	228
1998	0	147	14	265	279
1999	0	147	14	288	302
2000	6	153	18	341	359

Tabela 1.
Dados de demografia do Programa de Reintrodução
do Mico-Leão-Dourado, 1984-2000.

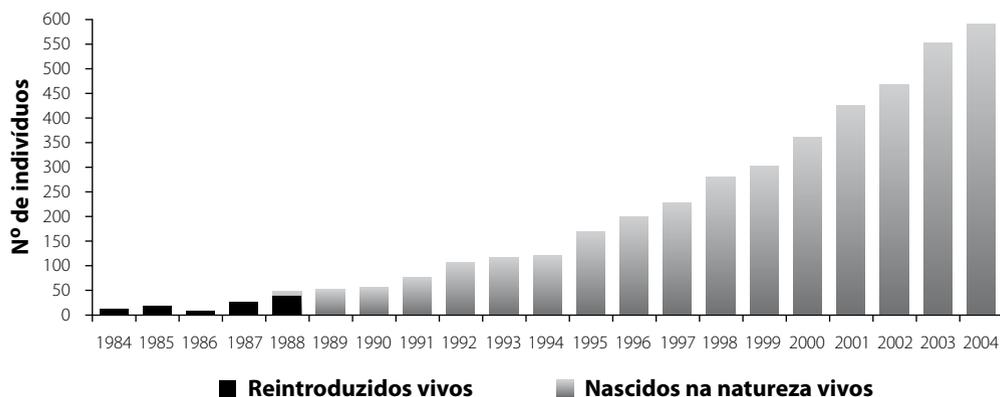


Figura 3.

Número de indivíduos de *L. rosalia* reintroduzidos e nascidos na natureza, ainda vivos em florestas de áreas particulares no entorno da Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ.

A sobrevivência dos micos-leões-dourados nascidos na natureza, descendentes de reintroduzidos, é consideravelmente mais alta em todas as classes etárias do que micos-leões nascidos em cativeiro. No primeiro mês de vida, quando os infantes não podem sobreviver independentemente, a mortalidade representa 28% do total dos nascimentos. Após seis meses a sobrevivência é de 68%; após um ano 45%, continuando nesta mesma taxa até o final do segundo ano de vida. A melhor estratégia é o suporte intensivo, através do fornecimento de suplementação alimentar e instalação de abrigos artificiais, para os animais reintroduzidos nascidos em cativeiro, aumentando suas chances de sobrevivência e reprodução e objetivando a independência dos filhotes nascidos na natureza (Beck *et al.*, 1991).

Novos grupos têm sido estabelecidos naturalmente por indivíduos que dispersam de seus grupos originais. Alguns indivíduos são considerados como perdidos e mais tarde localizados em outros grupos na população reintroduzida ou como integrantes da população selvagem (Beck *et al.*, 1991).

Translocação dos grupos isolados de micos-leões-dourados

No início da década de noventa (1991-1992) foi realizado um levantamento das populações selvagens de micos-leões-dourados além dos limites da ReBio Poço das Antas (Kierulff, 1993; Kierulff & Rylands, 2003). A distribuição de *L. rosalia* estava restrita a quatro municípios no Estado do Rio de Janeiro: Silva Jardim, Cabo Frio, Saquarema e Araruama. Um total de 562 indivíduos (109 grupos) foi encontrado sobrevivendo em 105 km² de mata. Esses

indivíduos foram localizados em quatro subpopulações: 361 indivíduos (70 grupos) na Reserva Biológica Poço das Antas e em matas vizinhas à Reserva; 74 indivíduos em matas de encosta na região da Serra do Mar; 38 indivíduos (seis grupos) em Campos Novos (Base Naval da Marinha Brasileira); 29 indivíduos (oito grupos) no Centro Hípico de Cabo Frio e 60 indivíduos (12 grupos) isolados em pequenos fragmentos de mata (Kierulff, 1993; Kierulff & Procópio de Oliveira, 1996; Kierulff & Rylands, 2003).

O tamanho dos fragmentos onde foram encontrados os grupos isolados de micos-leões-dourados variou de 20 até 250 ha (Figura 4). Devido ao estado precário de preservação dessas áreas, ao seu tamanho, isolamento e ameaças à sobrevivência da espécie (desmatamento e caça), a translocação desses grupos para uma área de mata maior e bem preservada foi considerada prioridade para a conservação da espécie (Kierulff, 1993; Kierulff & Procópio de Oliveira, 1996). Ainda durante o levantamento dos micos-leões-dourados foram encontradas algumas áreas de mata sem a ocorrência da espécie, entre elas a Fazenda União, pertencente à Rede Ferroviária Federal S.A. A área com 2.400 ha de Mata Atlântica e bem preservada se localiza nos municípios de Rio das Ostras e Casimiro de Abreu, Estado do Rio de Janeiro e está inserida na área de ocorrência natural da espécie (Figura 4).

Translocação pode ser definida como a soltura de animais selvagens, principalmente por razões ecológicas ou conservacionistas, em um local diferente de onde eles foram capturados, mas onde a espécie pode ocorrer ou ocorreu naturalmente no passado (Nielsen, 1988; Caldecott & Kavanagh, 1988). Apesar do grande número de translocações já realizadas com várias espécies (Booth & Coetzee, 1988; Borner, 1988; Conant, 1988; Diehl, 1988a, b; Franzmann; 1988; Fritts *et al.*, 1988a, b; Gogan, 1988; Goldsmith, 1988; Klein, 1988; Lee & Martin, 1988; O'Bryan & McCullough, 1988; Rogers, 1988; Schmitt, 1988), muitos problemas têm sido observados e se relacionam aos seguintes fatores: custo, captura, transporte, soltura, condições físicas dos animais, capacidade suporte da área, caça, hibridismo, ruptura social dos animais residentes na área e ruptura ecológica pelos animais translocados (Caldecott & Kavanagh, 1988). Nielsen (1988), Caldecott & Kavanagh (1988) e Hodder & Bullock (1997) listam uma série de diretrizes que devem ser seguidas para evitar a ocorrência de tais problemas e que podem contribuir para o sucesso de futuras translocações.

O Programa de Translocação dos grupos isolados de micos-leões-dourados foi iniciado em dezembro de 1993 com os objetivos de resgatar e translocar grupos ameaçados de micos-leões-dourados; manter a diversidade genética da população selvagem; estabelecer uma nova

Áreas originais dos grupos de mico-leões-dourados translocados para ReBio União

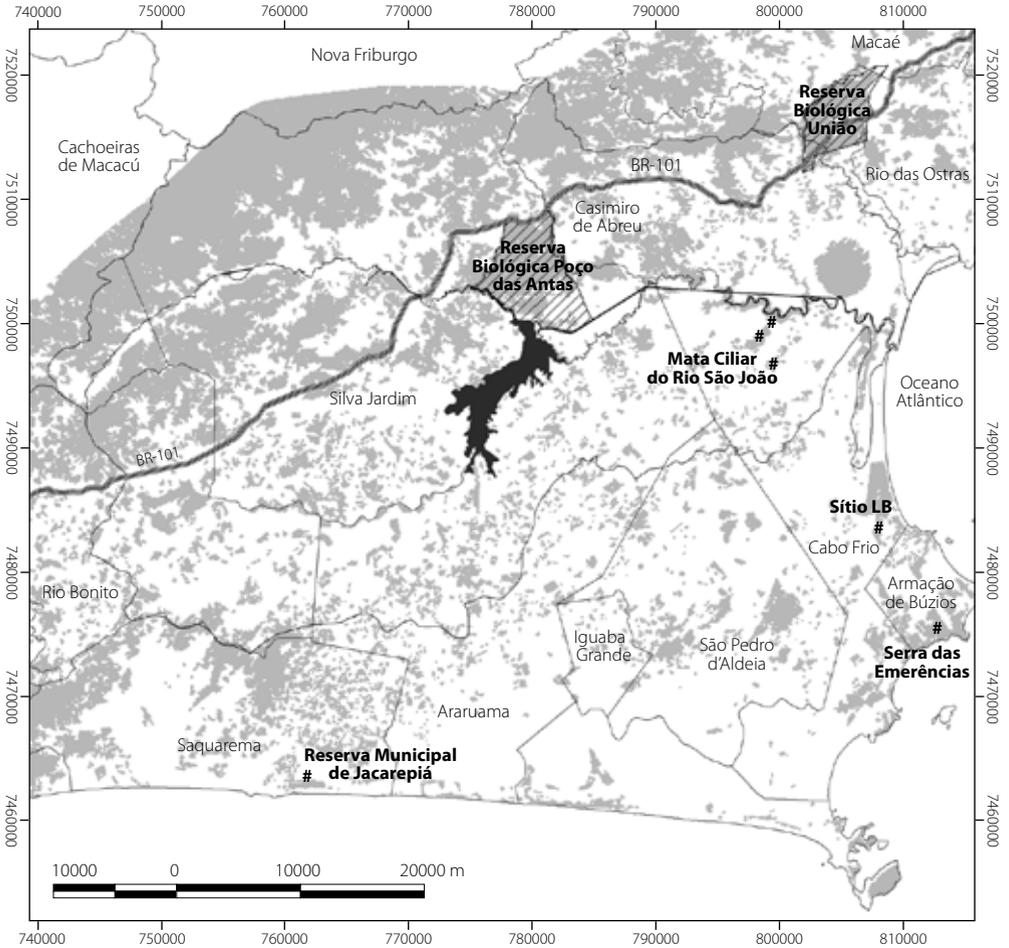


Figura 4.
Localização dos grupos isolados de micos-leões-dourados
e da Reserva Biológica União, RJ.



Associação Mico-Leão-Dourado
Laboratório de Geoprocessamento
Landsat 7



Figura 5.
Fragmento onde foi encontrado um dos grupos de micos-leões-dourados
translocados para a Reserva Biológica União, RJ.

população protegida; proteger áreas de Mata Atlântica; contribuir para a ciência da translocação e estudar possíveis efeitos causados pelo isolamento em pequenas populações (Kierulff *et al.*, 2002). A população da Fazenda União começou a ser formada a partir de 1994, com a captura e translocação de seis dos 12 grupos de micos das áreas isoladas e fragmentadas (Kierulff & Procópio de Oliveira, 1994, 1996).

O objetivo inicial do Programa era monitorar os grupos de micos-leões-dourados em suas áreas originais antes da translocação. No entanto todos os grupos foram capturados e imediatamente translocados para a Fazenda União. Essa alteração na metodologia foi devida ao fato de um indivíduo do primeiro grupo de estudo ter sido predado por um cachorro doméstico aliada ao estado precário de conservação dos fragmentos com inúmeros vestígios de caça, desmatamento e produção de carvão (Kierulff & Procópio de Oliveira, 1994; 1996; Kierulff, 2000; Kierulff *et al.*, 2007) (Figura 5).

Em outubro de 1994 foi translocado o grupo LB (sete indivíduos), para a Fazenda União. Em março, abril e julho de 1995 foram translocados os grupos SJ1 (três indivíduos), SJ2 (sete indivíduos) e SJ3 (seis indivíduos), respectivamente. Em abril de 1997 foi translocado o quinto grupo – B1 (oito indivíduos) e em outubro de 1997, o sexto grupo – SQ (11 indivíduos) (Figura 4). Todos os indivíduos foram capturados após se recolherem para dormir, dentro dos ocos de árvore. Os grupos foram soltos na manhã seguinte à captura e nenhuma alimentação suplementar foi colocada na mata para os micos-leões (Kierulff & Procópio de Oliveira, 1994, 1996).

Inicialmente, para não interferir no comportamento e estabelecimento das áreas de uso dos grupos, o monitoramento foi realizado através de triangulação (Figura 6). A cada 15 minutos, dois observadores distanciados em pelo menos 100 m localizavam simultaneamente a direção do grupo através do aparelho de radiotelemetria e registravam o ângulo dessa dire-



Figura 6.
Triangulação de grupos
de micos-leões-dourados translocados
para a Reserva Biológica União, RJ.



Figura 7.
Coleta de dados de ecologia e comportamento
de micos-leões-dourados translocados
para a Reserva Biológica União, RJ.

ção com o uso de bússola. Essas localizações foram utilizadas para delimitar o deslocamento dos animais na mata. Após o estabelecimento de suas áreas, os micos-leões-dourados foram habituados aos observadores, permitindo a coleta de dados sobre ecologia, comportamento, dieta e área de uso (Kierulff & Procópio de Oliveira, 1994; 1996; Kierulff, 2000; Procópio de Oliveira, 2002; Lapenta, 2002) (Figura 7).

Em 1998, com o apoio do Programa de Translocação da Associação Mico-Leão-Dourado (AMLD) e do IBAMA, a Fazenda União foi transformada na Reserva Biológica União (ReBio União), protegendo a população de *L. rosalia* e contribuindo para a conservação da segunda maior área de Mata Atlântica de baixada costeira do Estado do Rio de Janeiro.

O fato de não ocorrer uma população original da espécie na ReBio União tornou o local ideal para o acompanhamento do estabelecimento da área de uso pelos grupos, sem a pressão de outros indivíduos da espécie. As áreas dos grupos foram estabelecidas nos primeiros seis meses após a translocação (Kierulff, 2000; Procópio de Oliveira, 2002).

A translocação desses grupos para uma área maior e protegida representou a preservação de 10% da população selvagem de micos-leões-dourados. O resgate destes grupos, que inicialmente estavam isolados em fragmentos florestais, contribuiu para a manutenção da diversidade genética da espécie (Kierulff & Procópio de Oliveira, 1994; 1996; Grativol, 1998; Kierulff, 2000; Grativol *et al.*, 2001; Procópio de Oliveira, 2002). O monitoramento contínuo da população translocada tem con-

tribuído para o desenvolvimento e aperfeiçoamento da técnica de translocação (Kierulff, 1993; Kierulff & Procópio de Oliveira, 1994, 1996; Kierulff, 2000; Kierulff *et al.*, 2002a; Kierulff *et al.*, 2007).

Os estudos já realizados geraram informações sobre delimitação e mapeamento da área de uso e dos locais de dormida (ocos) dos grupos, lista de espécies vegetais que fazem parte da dieta, comportamento, distribuição espacial dos recursos alimentares, preferência e qualidade de habitat, estudos fenológicos, dispersão de sementes pelos micos-leões, demografia da população translocada, dados biométricos de todos os indivíduos monitorados e amostras de sangue e pêlo para estudos genéticos (Kierulff & Procópio de Oliveira, 1994; 1996; Kierulff, 2000; Lapenta, 2002; Kierulff *et al.*, 2002a; b; Procópio de Oliveira, 2002; Lapenta *et al.*, 2003; Lapenta *et al.*, no prelo). Esses dados são essenciais para a determinação da capacidade suporte da ReBio União.

A sobrevivência dos indivíduos, a alta taxa de reprodução e a formação de novos grupos são resultados positivos da adaptação dos grupos à nova área, evidenciando o sucesso do manejo através da translocação.

Após doze anos da primeira translocação, a população é formada por cerca de 220 indivíduos distribuídos em cerca de 30 grupos, 25 dos quais foram monitorados

sistematicamente até o final de 2004. Dos 43 indivíduos translocados apenas oito (18,6%) ainda faziam parte da população no início de 2005 (Figura 8). Mais de 200 nascimentos foram registrados e 150 destes sobrevivem na população monitorada (Procópio de Oliveira *et al.*, dados não publicados). A Figura 9 mostra o número de filhotes nascidos e o número de sobreviventes ao final de cada ano.

As condições físicas da população da ReBio União foram avaliadas considerando-se o peso dos indivíduos adultos (a partir de 18 meses), descartando-se as fêmeas grávidas. A média de peso dos adultos no momento da translocação foi de $525 \pm 26,9$ g ($n = 25$) (Figura 10), e mostrou diferenças significativas ($p < 0,05$) quando comparada com a média de peso destes mesmos indivíduos ($544 \pm 44,6$ g; $n = 159$) após seu estabelecimento na ReBio União. Essa diferença pode refletir uma menor disponibilidade de recursos alimentares em suas áreas originais ocasionada pelo alto grau de fragmentação destas. Dois dos grupos translocados apresentaram indivíduos adultos com baixo peso, tendo essa condição persistido mesmo após a translocação. A comparação da média do peso dos adultos após a translocação ($n = 159$) com aqueles já nascidos na ReBio ($542 \pm 51,9$ g; $n = 265$) não mostrou diferença significativa (Procópio de Oliveira *et al.*, dados não publicados).

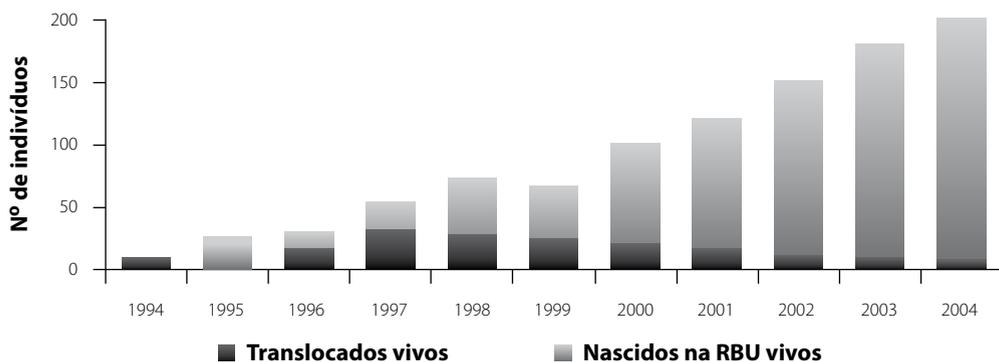


Figura 8.
Número de indivíduos de micos-leões-dourados
translocados e nascidos ainda vivos na Reserva Biológica União, RJ.

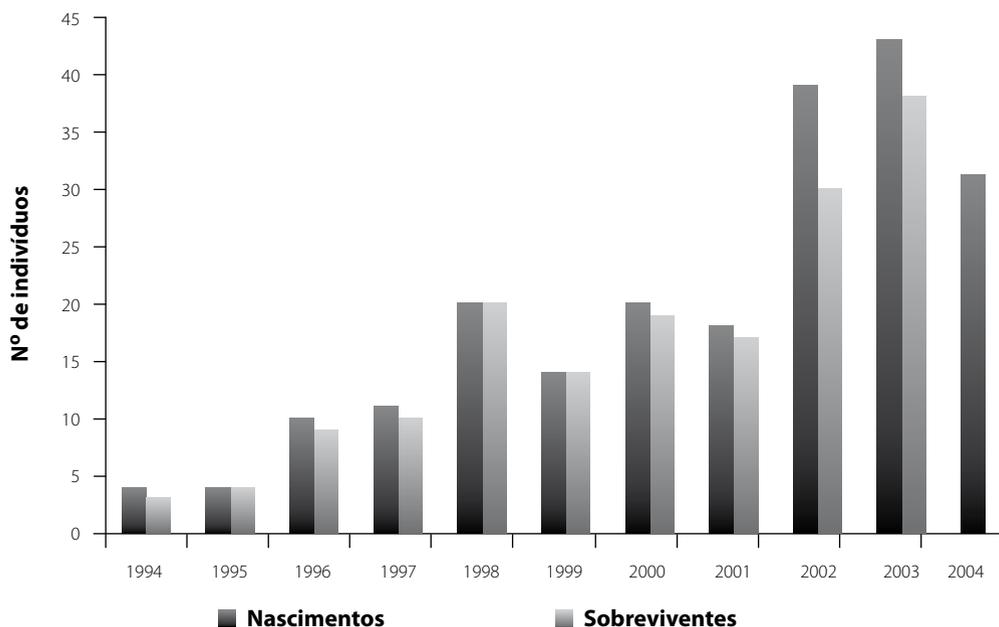


Figura 9.
Número de filhotes de micos-leões-dourados nascidos e sobreviventes
na Reserva Biológica União, RJ, no período de 1994 a 2004.

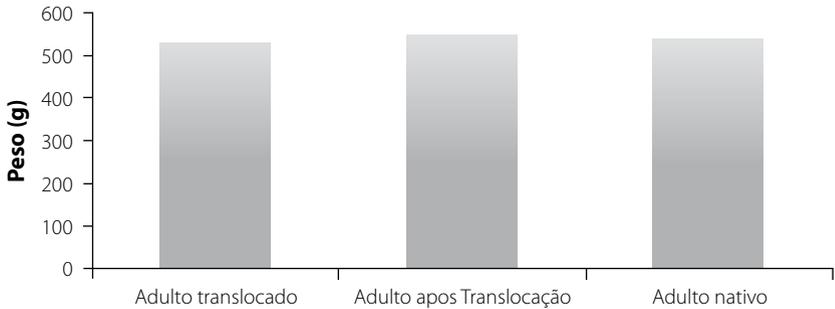


Figura 10. Média de peso de indivíduos adultos de micos-leões-dourados no momento da translocação, translocados após o estabelecimento na ReBio e nascidos na Reserva Biológica União, RJ.

A população formada pela translocação apresenta comportamento, taxas de sobrevivência e taxas de reprodução similares aos encontrados para a população nativa da ReBio Poço das Antas (Kierulff, 2000), demonstrando que, nesse caso, o manejo foi bem sucedido.

Considerações Finais

O uso destas técnicas contribuiu para o aumento da população e para o retorno do mico-leão-dourado para algumas regiões onde a espécie já estava extinta (municípios de Rio das Ostras, Casimiro de Abreu e Rio Bonito). Dos cerca de 1.500 micos-leões-dourados encontrados na natureza hoje, aproximadamente 60% são provenientes de exemplares reintroduzidos, translocados e de seus descendentes. Graças a este manejo, *L. rosalia*, antes incluído como «criticamente ameaçado» pelas categorias da IUCN, hoje é considerado como «em perigo».

Agradecimentos

Agradecemos a enorme dedicação de todos os membros da equipe do Programa de Translocação: Sandro Vidal da Rocha, Nailton P. Azevedo, Hamilton C. Filho, Vanessa Puerta Veruli, Edsel A. Moraes-Junior, Susie Rodrigues Pinto, Mateus M. Carvalho e todas as outras pessoas que colaboraram de alguma forma durante os 13 anos de pesquisas. Durante esses anos o Programa de Translocação contou com o apoio financeiro e logístico das seguintes instituições: MMA/FNMA, Durrel Wildlife Conservation Trust, Dublin Zoo, MMA/PROBIO, National Geographic Society, Biodiversity Support Program/Walt Disney Company Foundation, Philadelphia Zoo, Lion Tamarin of Brazil Fund, Brookfield Zoo/Chicago Zoological Society, Lincoln Zoo Scott Neotropical Fund, IESP-Smithsonian Institution, FAPEMIG, FAPESP (99/10860-8 e 02/09293-6); IBAMA, ECMVS/UFMG.

Referências

Beck, B. B., D. G. Kleiman, J. M. Dietz, M. I. Castro, C. Carvalho, A. Martins & B. Retterg-Beck, 1991.

Losses and reproduction in reintroduced golden lion tamarins. *Dodo, Journal of the Jersey Wildlife Preservation Trust*. 27: 50-61.

Booth, V. R. & Coetzee, A. M., 1988.

The Capture and Relocation of Black and White Rhinoceros in Zimbabwe. In: Nielsen, L. & Brown, R. D. (eds.). *Translocation of Wild Animals*. The Wisconsin Humane Society, Inc. Milwaukee, Wisconsin and the Caesar Kleberg Wildlife Research Institute, Lingsville, Texas, pp. 191-207.

Borner, M., 1988.

Translocation of 7 Mammal Species to Rubondo Island National Park in Tanzania. In: Nielsen, L. & Brown, R. D. (eds.). *Translocation of Wild Animals*. The Wisconsin Humane Society, Inc. Milwaukee, Wisconsin and the Caesar Kleberg Wildlife Research Institute, Lingsville, Texas. pp.117-122.

Caldecott, J. O. & Kavanagh, M., 1988.

Strategic Guidelines for Nonhuman Primate Translocation. Tanzania. In: Nielsen, L. & Brown, R. D. (eds.). *Translocation of Wild Animals*. The Wisconsin Humane Society, Inc. Milwaukee, Wisconsin and the Caesar Kleberg Wildlife Research Institute, Lingsville, Texas pp. 64-75.

Chivers, D. J., 1991.

Guidelines for reintroductions: procedures and problems. In: *Beyond Captive Breeding: Re-Introducing Endangered Mammals to the Wild*. Symposia of the Zoological Society of London 62: 89-99.

Coimbra-Filho, A. F., 1969.

Mico-Leão, *Leontideus rosalia* (Linnaeus, 1766), situação atual da espécie no Brasil (Callitrichidae, Primates). *Anais da Academia Brasileira de Ciência* 41 (suplemento): 29-52.

Conant, S., 1988.

Saving Endangered Species by Translocations – Are we think with evolution? *BioScience* 38(4): 254-257.

Diehl, S. R., 1988a.

The Translocation of Urban White-Tailed Deer. In: Nielsen, L. & Brown, R. D. (eds.). *Translocation of Wild Animals*. The Wisconsin Humane Society, Inc. Milwaukee, Wisconsin and the Caesar Kleberg Wildlife Research Institute, Lingsville, Texas pp. 239-249.

Diehl, S. R., 1988b.

Translocation of Urban White-Tailed Deer Capture in a Pisgah-Clover Hybrid Trap. In: Nielsen, L. & Brown, R. D. (eds.). *Translocation of Wild Animals*. The Wisconsin Humane Society, Inc. Milwaukee, Wisconsin and the Caesar Kleberg Wildlife Research Institute, Lingsville, Texas, pp. 250-257.

Dietz, J. M., A. J. Baker & D. Miglioretti, 1994a. Seasonal Variation in Reproduction, Juvenile Growth, and Adult Body Mass in Golden Lion Tamarins (*Leontopithecus rosalia*). *American Journal of Primatology* 34: 115-132.

Franzmann, A. W. ,1988. A Review of Alaskan Wildlife Translocation. In: Nielsen, L. & Brown, R. D. (eds.). *Translocation of Wild Animals*. The Wisconsin Humane Society, Inc. Milwaukee, Wisconsin and the Caesar Kleberg Wildlife Research Institute, Lingsville, Texas, pp. 210-227.

Fritts, S. H., Paul, W. J. & Mech, L. D., 1988a. Movements of translocated wolves in Minnesota. In: *Translocation of Wild Animals*. L. Nielsen, R. D. Brown (eds). Wisconsin Humane Society, Milwaukee, pp. 123-141.

Fritts, S. H., Paul, W. J. & Mech, L. D., 1988b. Can Relocate Wolves Survive? In: Nielsen, L. & Brown, R.D. (eds.). *Translocation of Wild Animals*. The Wisconsin Humane Society, Inc. Milwaukee, Wisconsin and the Caesar Kleberg Wildlife Research Institute, Lingsville, Texas, pp. 142-151.

Gogan, P. J. P.,1988. Lessons in Management from Translocations of Tule Elk. In: Nielsen, L. & Brown, R. D. (eds.). *Translocation of Wild Animals*. The Wisconsin Humane Society, Inc. Milwaukee, Wisconsin and the Caesar Kleberg Wildlife Research Institute, Lingsville, Texas, pp. 275-287.

Goldsmith, A. E. ,1988. History and Research on Reintroduction of Pronghorn in California. In: Nielsen, L. & Brown, R. D. (eds.). *Translocation of Wild Animals*. The Wisconsin Humane Society, Inc. Milwaukee, Wisconsin and the Caesar Kleberg Wildlife Research Institute, Lingsville, Texas, pp. 288-295.

Grativol, A. 1998. Effects of Forest Fragmentation on the Genetic Variability of Golden Lion Tamarins (*Leontopithecus rosalia*). Master Dissertation, American University, USA, 44 p.

Grativol, A. D., Ballou, J. D. & Fleischer, R. C., 2001. Microsatellite variation within and among recently fragmented populations of the golden lion tamarin (*Leontopithecus rosalia*). *Conservation Genetics* 2: 1-9.

Griffith, B., Scott, J. M., Carpenter, J. W. & Reed, C., 1989. Translocation as a Species Conservation Tool: Status and Strategy. *Science* 245: 477-480.

Hodder, K. H. & Bullock, J. K., 1997. Translocations in Native Species in the UK: Implications for Biodiversity. *Journal of Applied Ecology* 34: 547-565.

IUCN, International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, 2004. IUCN Red List of Threatened Species. Disponível em www.redlist.org.

Kierulff, M. C. M., 1993. Avaliação das Populações Selvagens de Mico-Leão-Dourado, *Leontopithecus rosalia*, e proposta de estratégia para sua conservação. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, Brasil. 185p.

Kierulff, M. C. M., 2000. Ecology and Behaviour of Translocated Groups of Golden Lion Tamarin (*Leontopithecus rosalia*). PhD Dissertation, Cambridge University, Cambridge, UK, 388 p.

Kierulff M. C. M. & Procópio de Oliveira, P., 1994. Habitat Preservation and the Translocation of Threatened Groups of Golden Lion Tamarins, *Leontopithecus rosalia*. Neotropical Primates 3 (Supplement): 5-18.

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 & Rylands, A. B., 2003. Census and Distribution of the Golden Lion Tamarin (*Leontopithecus rosalia*). American Journal of Primatology 59: 29-44.

Kierulff, M. C. M, Procópio de Oliveira, P.; Beck, B. B. & Martins, A., 2002 a. Re-introduction and translocation as conservation tools for golden lion tamarins. In: Kleiman, D.G. & Rylands, A.B. (eds.). Lion Tamarins – Biology and Conservation. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, pp. 271-282.

Kierulff, M. C. M., Raboy, B., Procópio-de-Oliveira, P. & Miller, K., 2002b. Time budgets, ranging and feeding behavior, home range and habitat preference of *Leontopithecus* In: Kleiman, D.G. & Rylands, A.B. (eds.). Lion Tamarins – Biology and Conservation. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, pp.157-187.

Kierulff, M. C. M., Procópio de Oliveira, P., Martins, C. S., Valladares-Padua, C. B., Porfíri, S., Oliveira, M. M. & Rylands, A. B., 2007. Conservação e Manejo de Primatas Brasileiros. IN: J. C. Bicca-Marques (ed.). A Primatologia no Brasil, vol. 10. Sociedade Brasileira de Primatologia, Porto alegre, RS, pp. 71-99

Kleiman, D. G., 1989. Reintroduction of captive mammals for conservation: guidelines for reintroducing endangered species into the wild. BioScience 39 (3): 152-161.

- Kleiman, D. G., B. B. Beck, J. M. Dietz & L. A. Dietz, 1991.** Costs of a reintroduction and criteria for success: accounting and accountability in the Golden Lion Tamarin Conservation Program. *Symposia of the Zoological Society of London*. 62: 125-142.
- Klein, D. R., 1988.** Establishment of Muskox Populations by Translocation. In: Nielsen, L. & Brown, R. D. (eds.). *Translocation of Wild Animals*. The Wisconsin Humane Society, Inc. Milwaukee, Wisconsin and the Caesar Kleberg Wildlife Research Institute, Lingsville, Texas, pp. 298-318.
- Konstant, W. R. & Mittermeier, R. A., 1982.** Introduction, reintroduction and translocation of Neotropical primates: past experiences and future possibilities. *International Zoo Yearbook* 22: 69-77.
- Lapenta, M. J., 2002.** O Mico-Leão-Dourado (*Leontopithecus rosalia*) como dispersor de sementes na Reserva Biológica União/IBAMA, Rio das Ostras, RJ. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 96 p.
- Lapenta, M. J., Procópio de Oliveira, P., Kierulff, M. C. M. & Motta-Junior, J. C., 2003.** Fruit exploitation by Golden Lion Tamarins (*Leontopithecus rosalia*) in the União Biological Reserve, Rio das Ostras, RJ, Brazil. *Mammalia* 67(1): 41-46.
- Lapenta, M. J., Procópio de Oliveira, P., Kierulff, M. C. M. & Motta-Junior, J. C. No prelo.** Frugivory and seed dispersal of Golden Lion Tamarin (*Leontopithecus rosalia*) in a forest fragment in the Atlantic forest, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 68(3).
- Lee, A. K. & Martin, R. W., 1988.** Translocation of the Koala to New Habitat. In: Nielsen, L. & Brown, R. D. (eds.). *Translocation of Wild Animals*. The Wisconsin Humane Society, Inc. Milwaukee, Wisconsin, and the Caesar Kleberg Wildlife Research Institute, Lingsville, Texas, Pp.152-190.
- Mittermeier, R. A., Coimbra-Filho, A. D., Constable, I. D., Rylands, A. B. & Valle, C. M. C., 1982.** Conservation of primates in the Atlantic Forest region of eastern Brazil. *International Zoo Yearbook* 22: 2-17.
- Nielsen, L., 1988.** Definitions, considerations and guidelines for translocations of wild animals. In: Nielsen, L. & Brown, R. D. (eds.). *Translocation of Wild Animals*. The Wisconsin Humane Society, Inc. Milwaukee, Wisconsin and the Caesar Kleberg Wildlife Research Institute, Lingsville, Texas, pp.12-49.

O'Bryan, M. K. & McCullough, D. R., 1988. Survival of Black-Tailed Deer Following Relocation in California. In: Nielsen, L. & Brown, R. D. (eds.). Translocation of Wild Animals. The Wisconsin Humane Society, Inc. Milwaukee, Wisconsin and the Caesar Kleberg Wildlife Research Institute, Lingsville, Texas, pp. 230-238.

Procópio de Oliveira, P., 2002. Ecologia Alimentar, Dieta e Área de uso de Micos-Leões-Dourados Translocados e sua Relação com a Distribuição Espacial e Temporal de Recursos Alimentares na Reserva Biológica União, RJ. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, BH, 234 p.

Rogers, L. L., 1988. Homing Tendencies of Large Mammals: A Review. In: Translocation of Wild Animals. L. Nielsen, R. D. Brown (eds.). The Wisconsin Humane Society, Inc. Milwaukee, Wisconsin and the Caesar Kleberg Wildlife Research Institute, Lingsville, Texas, pp. 76-92

Schmitt, S. M., 1988. Reintroduction of Moose from Ontario to Michigan. In: Nielsen, L. & Brown, R. D. (eds.). Translocation of Wild Animals. The Wisconsin Humane Society, Inc. Milwaukee, Wisconsin and the Caesar Kleberg Wildlife Research Institute, Lingsville, Texas, pp. 258-274.

Stanley-Price, M. R., 1991. A review of mammal re-introductions, and the role of the Re-introduction Specialist Group of IUCN/SSC. In: Beyond Captive Breeding: Re-introducing Endangered Mammals to the Wild. Symposia of the Zoological Society of London. 62: 9-25.

Strum, S. C. & Southwick, C. H., 1986. Translocation of primates. In: Primates: the Road to Self-sustaining Populations. K. Benirschke (ed). Springer Verlag, New York, pp. 949-957.

Abordagem de metapopulação para a conservação dos micos-leões-dourados na paisagem fragmentada da bacia do rio São João, RJ



Adriana Daudt Grativol,
Carlos Ramon Ruiz-Miranda,
Ana Maria de Godoy Teixeira,
Márcio Augusto Reolon Schmidt

Introdução

A conservação de espécies ameaçadas, como o mico-leão-dourado, cujo número de indivíduos foi drasticamente reduzido em seu ambiente natural, requer a identificação de todos os fatores que reduzem a probabilidade de sobrevivência dessas espécies (Soulé & Kohm, 1989). O Projeto de Conservação do Mico-Leão-Dourado (PCMLD) vem usando uma técnica conhecida como PHVA – Population & Habitat Viability Assessment –, que permite, por meio do uso de modelos teóricos, quantificar o efeito de todos esses fatores na persistência dessa espécie em uma escala de tempo definida (geralmente 100 anos) e, com isso, estabelecer prioridades de ação para evitar o risco de extinção (Gilpin & Soulé, 1986; Shaffer, 1990; Rylands *et al.*, 2002). Segundo o PHVA realizado em 1997 (Ballou *et al.*, 1998), para que o mico-leão-dourado seja considerado salvo da ameaça de extinção, até o ano de 2025 serão necessários 2.000 indivíduos vivendo livremente em 25.000 ha de florestas protegidas e conectadas – essa meta é conhecida como Meta 2025. Para alcançar essa meta, será preciso definir como manejar popula-

ções múltiplas em uma paisagem fragmentada, ou seja, como elaborar um manejo de metapopulação para o mico-leão-dourado que garanta a sobrevivência e o potencial evolutivo da espécie.

O cenário atual da Mata Atlântica costeira fluminense é o de um ecossistema altamente fragmentado. De acordo com o censo populacional do ano de 2000 do IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística –, aproximadamente 15 milhões de habitantes vivem no estado do Rio de Janeiro, o que corresponde a quase 9% da população brasileira. No início da colonização europeia, em 1500, o estado do Rio de Janeiro possuía 97% de toda a sua área coberta pela Mata Atlântica. Atualmente, essa área foi reduzida a aproximadamente 17%, apresentando-se extremamente fragmentada e em diferentes estágios de degradação (SOS Mata Atlântica). Com isso, a destruição e a fragmentação da Mata Atlântica constitui-se em um dos principais desafios a ser enfrentado para que a Meta 2025 seja atingida.

Com a contínua perda de habitat, a distribuição do mico-leão-dourado tornou-se tão limitada e subdividida que os processos estocásticos relacionados à extinção podem vir a ter uma dimensão significa-

tiva, uma vez que encontram-se associados ao pequeno tamanho populacional dessa espécie – a interação entre esses fatores pode aumentar ainda mais o risco de extinção, gerando o chamado vórtice de extinção (Gilpin & Soulé, 1986). Caso a perda de habitat tenha continuidade ao longo do tempo, pode-se esperar que, em um futuro bem próximo, cada vez mais espécies, e não apenas o mico-leão-dourado, se tornem ameaçadas. Esta realidade fez com que uma nova ciência, a Biologia da Conservação, que visa o desenvolvimento de técnicas para localizar e quantificar riscos, analisar a vulnerabilidade das populações e manejá-las apropriadamente, se constituísse atualmente em uma importante e emergente linha de pesquisa.

Neste Capítulo vamos tratar do modelo de manejo de espécies ameaçadas mais difundido atualmente, o de metapopulação, utilizando o mico-leão-dourado como estudo de caso. Vale ressaltar que alguns dos dados que estão mencionados neste Capítulo estão abordados com maiores detalhes em outros capítulos deste livro. Esses dados representam resultados de mais de 20 anos de estudos contínuos desenvolvidos por vários pesquisadores de diversas instituições nacionais e internacionais (Rylands *et al.*, 2002; Kleiman & Rylands, 2002). A disponibilidade desses dados enfatiza a importância de se conduzir estudos em longo prazo para que as técnicas de manejo adotadas sejam baseadas em informações o mais completas possíveis.

Um breve histórico do conceito de metapopulação

O termo metapopulação foi proposto inicialmente por Levins (1969) como sendo uma população formada por populações locais conectadas por dispersões. Essa teoria foi proposta um pouco depois da teoria de biogeografia de ilhas, lançada em 1967 por Robert H. MacArthur e Edward O. Wilson, porém ficou esquecida por cerca de 20 anos. A teoria de biogeografia de ilhas predominou durante muitos anos, exercendo uma forte influência tanto no levantamento de problemas como na proposta de soluções com o intuito de diminuir a probabilidade de extinção das espécies. A principal preocupação desta teoria foi quantificar a riqueza de espécies tendo-se o tamanho das áreas estudadas e a distância delas a um fragmento-fonte (que representa o continente) como parâmetros principais. Segundo esta teoria, quanto maior a área e mais próxima a um fragmento-fonte, maior é a riqueza de espécies (Wilson & MacArthur, 1967). Com base nesta premissa, e dando maior ênfase à área de cobertura florestal, uma série de regras foram propostas para o estabelecimento de Unidades de Conservação, gerando o debate conhecido como SLOSS – Single Large or Several Small, que favorecia o estabelecimento de grandes reservas (Meffe & Carrol, 1994).

Entretanto, no final da década de 1980, a teoria de biogeografia de ilhas passou a receber severos questionamentos, ao mesmo tempo em que o conceito de metapopulação começava a despertar um certo interesse na Biologia da Conservação. Este interesse gerou uma mudança de paradigma: ao invés dos conceitos trazidos pela biogeografia de ilhas, passou-se a aplicar aqueles oriundos da teoria de metapopulação. Um dos fatores que contribuiu para essa mudança foi o fato de que as variáveis de interesse da teoria de biogeografia de ilhas são mensuradas em nível de comunidades, enquanto que as probabilidades de extinção são tidas geralmente em níveis de espécie ou de população. As variáveis referentes a comunidades não podem ser aplicadas às populações de cada espécie, uma vez que representam características emergentes, dificultando assim a contribuição desta teoria à Biologia da Conservação. Além disso, um outro fator que contribuiu para essa mudança de paradigma foi o reconhecimento da importância de pequenas áreas florestais, antes desprezadas pela teoria de biogeografia de ilhas.

O modelo clássico de metapopulação (Levins 1969) prevê a existência de pequenos fragmentos, os quais podem conter as únicas populações de espécies ameaçadas, sendo, portanto, as melhores áreas a serem preservadas. Ainda, segundo a abordagem de metapopulação, a

necessidade de áreas ainda não ocupadas por indivíduos de uma dada espécie ameaçada pode ser um requisito importante para a persistência de uma dada metapopulação (Hanski, 1996). Dessa forma, a abordagem de metapopulação passou a ser mais interessante do que a de biogeografia de ilhas do ponto de vista conservacionista, por apontar situações mais condizentes à realidade, onde fragmentos de habitat cada vez menores e mais isolados podem conter as únicas populações remanescentes de uma dada espécie ou ainda representar os últimos refúgios para os quais os indivíduos podem se dispersar e recolonizar, justificando, assim, a preservação de remanescentes mesmo sem a presença da espécie em questão.

A literatura referente à abordagem de metapopulação cresceu vertiginosamente a partir do início da década de 1990. Não temos aqui a intenção de revisar essa literatura (consultar Hanski, I. A. & Gilpin, M. E. *Metapopulation Biology. Ecology, Genetics and Evolution*. 1996), e sim de contextualizar a abordagem de metapopulação nos moldes da Biologia da Conservação. Vários modelos de metapopulação foram propostos depois do conceito de Levins (1969), com diferenças às vezes sutis. No entanto, duas premissas-chave são comuns a todos eles:

(1) populações são espacialmente estruturadas em populações locais e (2) a dispersão entre as populações locais tem efeito na dinâmica metapopulacional, incluindo a possibilidade de recolonização logo após a ocorrência de extinção local (Hanski & Simberloff, 1996). Essas premissas se diferenciam daquelas dos modelos tradicionais de demografia, crescimento populacional, genética ou interação entre comunidades, que assumem uma estrutura de população panmítica, onde todos os indivíduos possuem a mesma probabilidade de interação com qualquer outro indivíduo.

Dentro de um contínuo de respostas dadas pelas espécies à fragmentação, podemos ter desde uma população panmítica até populações relictuais. Em um extremo, o movimento entre os fragmentos pode ser tão intenso quanto dentro de cada fragmento – neste caso, temos uma população panmítica; no outro extremo, a probabilidade de dispersão entre os fragmentos pode ser nula, resultando no total isolamento das populações locais – neste caso, temos populações relictuais. No caso intermediário, o movimento entre os fragmentos ainda é possível, porém em menor intensidade do que em populações panmíticas. Neste caso, temos um conjunto de populações locais bem definidas, porém ainda conectadas, ou seja, uma metapopulação.

O mico-leão-dourado como estudo de caso

A rápida destruição de remanescentes de habitat tem enfatizado a importância dos modelos ecológicos explicitamente espaciais, os quais consideram que a estrutura espacial das interações ecológicas afeta as populações da mesma forma que as taxas de natalidade e mortalidade e as interações de competição e predação afetariam uma dada população (Hanski, 1998). Concomitantemente, o foco da Biologia da Conservação deixou de priorizar o manejo de Reservas Biológicas (ReBios), passando a considerar como prioritário o manejo do mosaico de fragmentos de habitat resultante da subdivisão de áreas florestais anteriormente contínuas, o que levou ao surgimento de uma nova disciplina – a Ecologia de Paisagens. Esse novo foco da Biologia da Conservação demonstra claramente a inserção de elementos da paisagem, como corredores de habitat, *stepping stones* (ou seja, áreas reduzidas de habitat distribuídas na paisagem inter-habitat) e diferentes tipos de matriz (neste caso, o mosaico formado pelos variados usos e coberturas das terras no entorno dos fragmentos florestais), à abordagem de metapopulação. Seguindo essa tendência, o PCMLD ampliou suas atividades, antes localizadas nas ReBios de Poço das Antas e União, para a bacia hidrográfica do rio São João (Ruiz-Miranda & Rambaldi, 2006). Por se tratar da atual

área de ocorrência do mico-leão-dourado, essa bacia é a única região a possuir, quase que em sua totalidade, os fragmentos do habitat dessa espécie, sendo diretamente relacionada a sua conservação e à manutenção de outras espécies que com ela convivem.

O uso do fogo com o objetivo de eliminar reminiscências de vegetação, reformar pastagens ou facilitar o cultivo, constitui-se em uma alternativa barata e rápida para muitos agricultores inseridos na atual área de ocorrência do mico-leão-dourado (Fernandez *et al.*, 2003). Essa prática, culturalmente enraizada, exerce extrema pressão ao habitat desta e de outras espécies e resulta em uma paisagem florestal altamente fragmentada. Contextualizar e compreender o desenho dessa paisagem permite que sejam estruturadas análises criteriosas que influenciarão o manejo e a conservação das espécies inseridas na bacia do rio São João. Entre outros fatores, para se entender o desenho de uma paisagem, é necessário avaliar a composição (tipos) e a configuração (disposição) das unidades que compõem a mesma, representadas por diferentes tipos de uso e cobertura das terras, e ainda a interação entre essas unidades dentro de uma perspectiva de sistema (Metzger, 2001), o que envolve conhecimento sobre tamanho, forma e localização das unidades, tipo de vizinhança e percepção das espécies em relação às diferentes unidades que compõem a paisagem.

Sistema de Informação Geográfica

Para se realizar análises estruturadas, comumente utiliza-se um Sistema de Informação Geográfica (SIG). Este sistema permite a agregação das informações coletadas a campo ou em imagens de diferentes tipos (oriundas de satélites, fotografias aéreas etc.) que transformam o desenho da paisagem em um banco de dados associados a entidades gráficas. O SIG permite a distribuição espacial dos dados e a realização de análises diversas, além de gerar, como produto final, mapas temáticos. A Associação Mico-Leão-Dourado (AMLD) e seus parceiros têm se dedicado à implementação de um SIG voltado à análise da paisagem contida na área da bacia hidrográfica do rio São João, utilizando dados biológicos oriundos de pesquisas realizadas ao longo do tempo na região e dados compilados a partir de cartas publicadas pelo IBGE e de diversas outras fontes de imagens.

Informações biológicas

Distribuição atual das populações remanescentes

Atualmente, a população de micos está estimada em 1.500 indivíduos, distribuídos em 12.000 ha de mata (ver Introdução). À época da reintrodução dos grupos de micos-leões-dourados na bacia do rio São João foram priorizados aqueles fragmentos pertencentes a propriedades particulares localizadas ao longo da rodovia BR-101, sobretudo pela facilidade de acesso promovida por esta via. Atualmente, tem-se verificado a presença de grupos de micos-leões-dourados selvagens, originados a partir de grupos reintroduzidos, vivendo em fragmentos próximos a estas áreas, atestando o sucesso da prática e a possibilidade de deslocamento dessa espécie utilizando-se da matriz, especialmente acima da BR-101.

Segundo avaliação realizada por técnicos da AMLD, a maior parte dos fragmentos com presença de micos-leões-dourados selvagens estão localizados acima da rodovia BR-101, próximo à região serrana, ou seja, estes grupos parecem estar dando preferência a fragmentos maiores, com efeito de borda reduzido e menor

grau de isolamento, e que contém cobertura florestal cuja intervenção antrópica ainda é relativamente pequena. Além destes, há micos selvagens em pequenos fragmentos isolados e com alta atividade antrópica localizados na região litorânea. As maiores populações de micos encontram-se nas duas Reservas Biológicas – ReBios de Poço das Antas e União.

Durante o último PHVA realizado em 2005, os micos-leões-dourados foram divididos em seis populações provavelmente viáveis (Figura 1) e 12 populações isoladas e pequenas, provavelmente não-viáveis em longo prazo (Holst *et al.*, 2006). Das seis populações principais (Poço das Antas, Rio Vermelho, Imbaú, Serra dos Gaviões e Aldeia Velha (B)), quatro não são viáveis se suas paisagens (micro-paisagens) não forem consolidadas em florestas protegidas e funcionalmente/estruturalmente conectadas, pois como mencionado anteriormente, populações pequenas e isoladas são vulneráveis à extinção por múltiplas razões. As duas populações nas ReBios poderiam ser viáveis em longo prazo, porém dados de Poço das Antas (Franklin *et al.*, 2007a, 2007b) mostram que em uma população de tamanho equivalente, um surto de predação poderia iniciar um vórtice de extinção.

Populações viáveis de micos-leões-dourados na bacia do rio São João, RJ

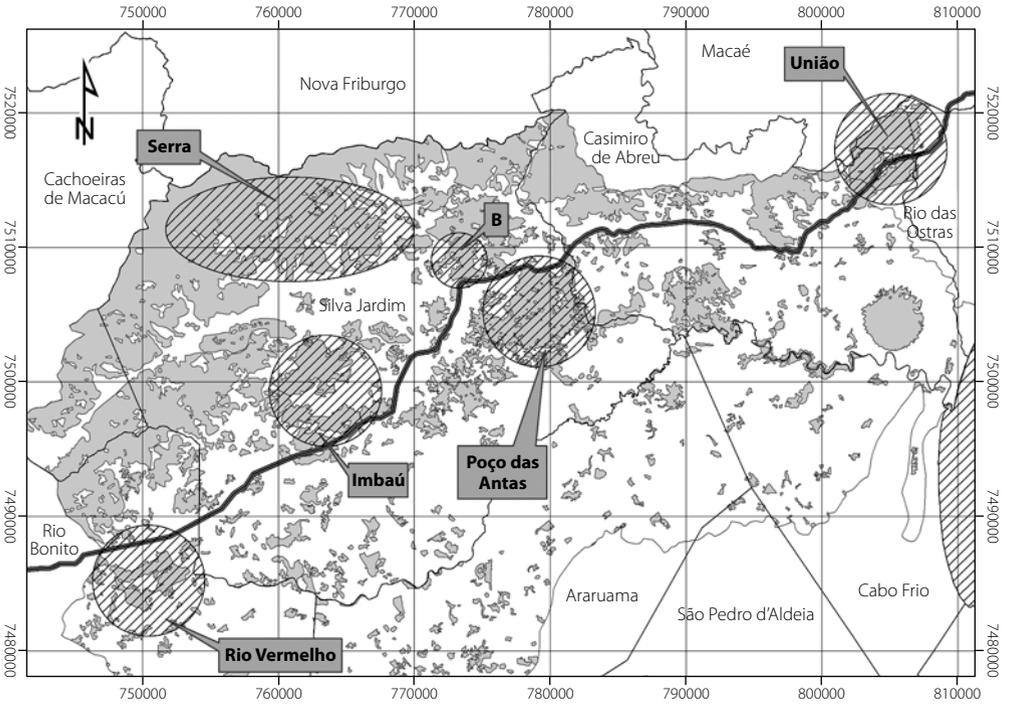


Figura 1.
Localização das populações viáveis
de micos-leões-dourados na bacia do rio São João, RJ.

-  Fragmentos Florestais
-  Rodovia BR-101
-  Bacia do rio São João
-  Municípios
-  Região de ocorrência das populações viáveis de micos-leões-dourados



Associação Mico-Leão-Dourado
Laboratório de Geoprocessamento
Landsat 7

Estrutura genética da metapopulação

A suposição fundamental que justifica a aplicação da Genética na Biologia da Conservação é que a endogamia e a perda de diversidade genética, impulsionadas pelo isolamento dos fragmentos florestais, aumentam o risco de extinção. A endogamia entre membros de pequenas populações pode resultar na expressão de alelos recessivos deletérios (Charlesworth & Charlesworth, 1987), resultando em baixas taxas de fecundidade e de crescimento demográfico, além de altas taxas de mortalidade infantil. Esses efeitos são conjuntamente conhecidos como depressão endogâmica (Ralls *et al.*, 1988). Em um longo prazo, a perda de diversidade genética pode reduzir a habilidade da população em responder a mudanças ambientais futuras, aumentando assim a sua probabilidade de extinção, ou no melhor dos casos, limitando o seu potencial evolutivo.

Tradicionalmente, a diversidade genética de populações tem sido medida em termos do seu nível médio de heterozigiosidade (Falconer, 1989, Hartl & Clark, 1989, Hedrick, 1999). Segundo Wright (1931), a redução da heterozigiosidade é proporcional ao coeficiente de endogamia. Dessa forma, o nível de diversidade genética em uma população, medido em ter-

mos de heterozigiosidade, é usado como uma forma de se avaliar a taxa de endogamia dessa população. Esses dois parâmetros – heterozigiosidade e endogamia – têm sido as principais preocupações em programas de conservação de espécies ameaçadas.

Como mencionado anteriormente, o cenário atual no qual o mico-leão-dourado se insere é o de um ecossistema altamente fragmentado. A fragmentação de um hábitat anteriormente contínuo possui dois componentes, os quais aumentam as probabilidades de extinção: (1) redução da área total do habitat (o qual, a princípio, afeta o tamanho da população e, portanto, a velocidade de extinção) e (2) redistribuição das áreas remanescentes em fragmentos isolados de mata (o qual, primariamente, afeta a dispersão e, portanto, o fluxo gênico) (Wilcove *et al.*, 1986). Nesta situação, as espécies são representadas por pequenas populações locais. Considerando-se esses dois componentes juntos, as chances de sobrevivência de espécies distribuídas em fragmentos isolados são comprometidas pelo tamanho dos fragmentos, como também pela perda potencial de diversidade genética em cada população devido à endogamia e à falta de fluxo genético adicional entre as populações locais.

Com a fragmentação de áreas de habitat, as populações remanescentes podem vir a enfrentar problemas característicos de pequenas populações, a saber: mudanças ao acaso da frequência gênica, diferenciação genética entre as populações isoladas, uniformidade genética dentro de cada população isolada e aumento da homozigose. Esses problemas podem ser vistos como conseqüências do processo dispersivo, o qual surge em pequenas populações devido ao efeito da amostragem dos genes (Falconer, 1989). O processo dispersivo caracteriza-se por ser predizível somente em intensidade, porém não em direção, podendo levar tanto à perda quanto à fixação de alelos.

A perda da variabilidade genética pode ser contrabalanceada por mutações e/ou dispersão entre as populações locais, uma vez que novos alelos são injetados no *pool* gênico das populações. Entretanto, as taxas de mutação são muito baixas e a maioria dos alelos novos que podem surgir por mutação serão eliminados pela deriva genética, mesmo na ausência de seleção natural. Quanto à migração, a fragmentação do habitat tem o potencial de impedir a migração de alelos entre as populações locais se as distâncias entre os fragmentos forem maiores do que a capacidade de dispersão dos indivíduos. Portanto, populações locais podem começar a divergir geneticamente devido à falta de fluxo gênico e às conseqüên-

cias cumulativas do acasalamento consanguíneo e da deriva genética. Nessas circunstâncias, a perda da variabilidade genética torna-se uma preocupação em dois níveis diferentes: a heterozigiosidade média dentro de cada população local e a distribuição espacial da heterozigiosidade entre as populações, causada pela estrutura genética da espécie (Hendrick & Gilpin, 1997).

As principais contribuições da genética para o manejo de populações remanescentes seriam quantificar a perda de diversidade genética e a intensidade de fluxo gênico existente entre as populações e verificar a distribuição espacial da heterozigiosidade e a presença de alelos privados nessas populações. Essas questões podem apontar implicações importantes para o manejo genético da metapopulação, revelando estratégias eficientes de manejo.

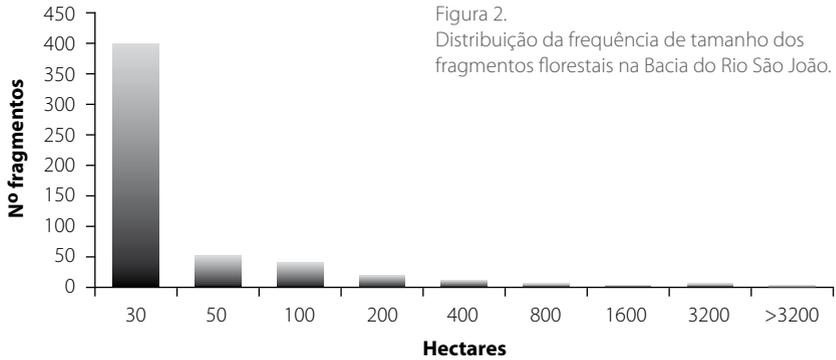
No caso do mico-leão-dourado, a recente fragmentação da Mata Atlântica, impulsionada pelo homem, teve um forte impacto no *pool* gênico do mico-leão-dourado, não só pela alta perda de sua diversidade genética, como também pela interrupção de seu fluxo gênico (Grativol, 2003). O seqüenciamento de um fragmento da região controladora do DNA mitocondrial de 57 amostras obtidas de espécimens coletados até aproximadamente 200 anos atrás revelou a existência

de pelo menos 18 haplótipos (linhagens maternas) para essa espécie. Comparando-se essas amostras históricas com 195 amostras das populações remanescentes, incluindo a população de cativeiro, foi detectada a presença de somente seis haplótipos persistentes nessas populações, representando uma perda de aproximadamente 67% de diversidade genética ao nível mitocondrial (Grativol, 2003). Para a maioria das populações selvagens remanescentes, foi identificada a presença de somente um haplótipo, o que sugere a interrupção de fluxo gênico.

Um desses haplótipos foi encontrado exclusivamente na população de cativeiro, sendo o haplótipo mais divergente. De acordo com os registros da localidade de coleta das amostras de museu, podemos inferir que este haplótipo estava presente na população de Sepetiba, localizada no sul do estado do Rio de Janeiro. Atualmente, esta população está extinta. A identificação desse haplótipo, encontrado atualmente apenas na população de cativeiro, vem fortalecer a importância do programa de reprodução em cativeiro do mico-leão-dourado como estratégia de conservação para a espécie, pois apenas através deste seria possível salvaguardar linhagens maternas de representantes de populações extintas. Esse haplótipo representa uma fonte de diversidade genética que pode ser inserida na população selvagem. Representantes desse haplótipo são tidos como «valiosos» do ponto de vista genético.

Análises genéticas de quatro populações remanescentes através de marcadores moleculares de microsátélites revelaram que essas populações estão altamente estruturadas geneticamente, inclusive com a presença de alelos privados em algumas populações locais (Grativol *et al.*, 2001). Nenhuma dessas populações analisadas, nem mesmo a maior delas, continham todos os alelos identificados no total e nem quando se comparou cada loco individualmente. O número médio de alelos por locos e a heterozigosidade média foram mais baixos nas populações menores, embora a diferença de heterozigosidade entre as populações não tenha sido significativa. Por outro lado, com apenas uma exceção, todas as populações amostradas foram polimórficas para todos os locos utilizados, indicando que, mesmo pequenas, essas populações ainda retêm considerável diversidade genética.

Quanto à distribuição espacial da heterozigosidade entre as populações, verificou-se que 31% da diversidade genética foi encontrada entre populações, indicando que essa diversidade foi maior entre populações do que dentro de populações (Grativol *et al.*, 2001). Esses dados sugerem que o isolamento das populações em decorrência da fragmentação da Mata Atlântica, juntamente com o potencial extremamente limitado de dispersão entre as populações remanescentes, são os principais responsáveis pela acentuada estrutura genética identificada no mico-leão-dourado.



Tamanho e distância entre fragmentos

Na Bacia do Rio São João há uma predominância de pequenos (<50 ha) fragmentos (Figura 2). A análise visual da disposição espacial dos remanescentes florestais mostra, entretanto, que o processo de fragmentação se deu de maneira menos crítica em áreas mais elevadas e íngremes, pouco propícias à modificação antrópica. Esta ocupação tendenciosa tem conseqüências diretas no tamanho, forma e conectividade dos fragmentos mais próximos à região serrana; acima da rodovia BR-101, cujas altitudes são mais elevadas. Esses fragmentos são sensivelmente maiores, mais circulares e apresentam um valor menor em relação à distância linear média ao vizinho mais próximo do que os fragmentos localizados abaixo da rodovia BR-101 (Figuras 3a e 3b). Neste caso, a rodovia BR-101, que corta transversalmente a área da bacia do Rio São João desde Rio Bonito até Macaé, figura como um dos indicadores dos diferentes tipos de intervenção ocorridos em regiões de maiores e menores altitudes, coincidentemente localizadas acima e abaixo da BR-101.

Dentro da bacia do Rio São João e abaixo da rodovia BR-101, além da ReBio de Poço das Antas, existem dois fragmentos florestais que representam exceções notáveis ao padrão descrito acima: o Morro de São João e a Fazenda do Rio Vermelho (Figura 4). Apesar de estarem inseridas em áreas de elevado grau de fragmentação, estas localidades apresentam extensas áreas cobertas por florestas em bom estado de conservação.

A integridade do remanescente florestal da Fazenda do Rio Vermelho (950 ha) vem sendo mantida ao longo do último século, apesar da contínua incidência de distúrbios antrópicos, tais como corte seletivo de madeira, incêndios nas bordas, coleta de palmito, caça etc. Neste local, circundado, em parte, por áreas de pastagem, habitam 26 grupos de micos-leões-dourados, formados a partir de 12 grupos reintroduzidos na década de 1990 (Capítulo 6; Beck *et al.*, 1986; Beck *et al.*, 1991; Kierulff *et al.*, 2002).

Tamanho médio dos fragmentos florestais

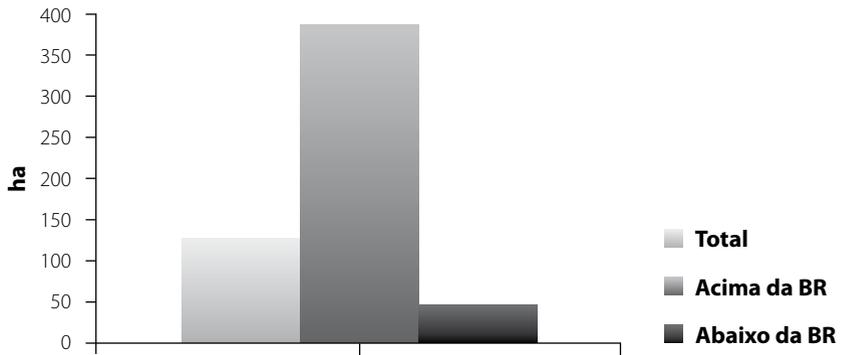


Figura 3a.

Menor distância ao vizinho mais próximo

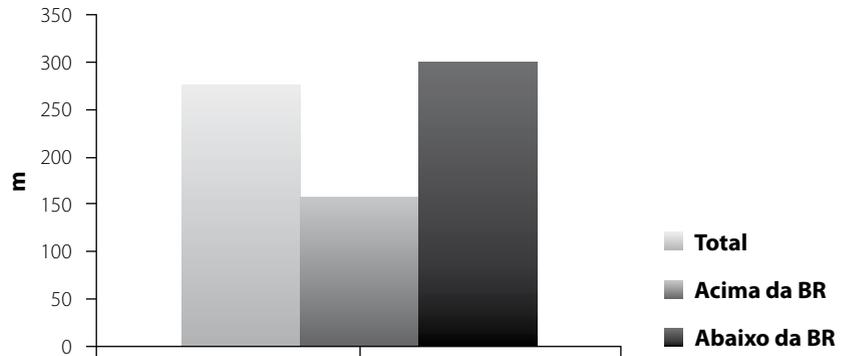


Figura 3b.

Figura 3.
Tamanho médio (a)
e média da menor distância ao vizinho mais próximo (b)
na paisagem total, acima e abaixo da rodovia BR-101.

Caracterização da bacia do rio São João, RJ

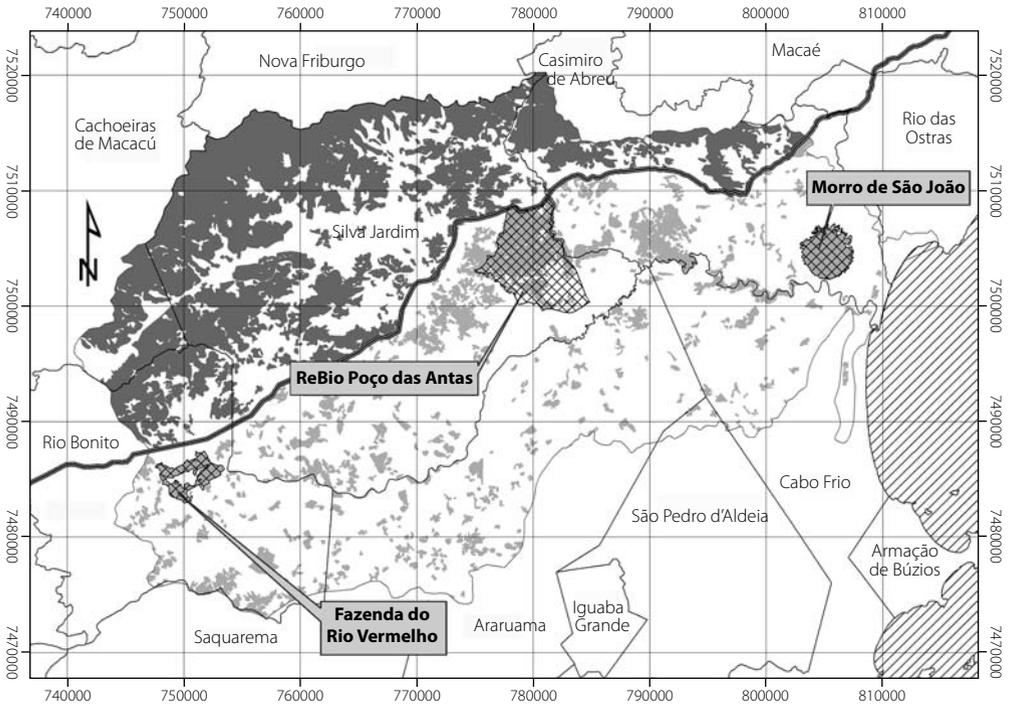


Figura 4.
Localização dos maiores fragmentos florestais
na Bacia do Rio São João, abaixo da rodovia BR-101.

- Fragmentos Florestais acima da BR-101
- Fragmentos Florestais abaixo da BR-101
- Rodovia BR-101
- Bacia do rio São João
- Municípios
- Oceanos
- Fragmentos de tamanho relevante abaixo de BR-101



Associação Mico-Leão-Dourado
Laboratório de Geoprocessamento
Landsat 7

O Morro de São João é englobado por quatro propriedades rurais que também têm como principal fonte de renda a pecuária. Mesmo assim, essa área é mantida sem exploração, o que a torna potencialmente apta a abrigar grupos de micos-leões-dourados. A implantação de corredores florestais nesta área pode favorecer o estabelecimento de conexões a fragmentos próximos. Com o apoio do Programa de Conservação em Áreas Privadas da AMLD, cerca de 44% (647 ha) da área do Morro de São João já se encontra protegida sob a forma de Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN), sendo que mais uma porcentagem desta (13%; 192 ha), pertencente à Fazenda Reunidas, encontra-se em processo, junto ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Ibama), para ser reconhecida como RPPN.

Conectividade: criando a metapopulação

Considerando-se que i.) os micos-leões-dourados estão distribuídos em populações geográfica e geneticamente isoladas; ii.) seis destas populações têm alguma probabilidade de serem viáveis em longo prazo e iii.) a paisagem florestal encontra-se fragmentada, pergunta-se: qual é o grau de conexão destas populações de micos-leões-dourados e como estabelecer ou aumentar essa conectividade? Quais populações devem ser conectadas em um primeiro momento?

Na literatura (Metzger, 2003), são descritos normalmente dois tipos de conectividade, observados em paisagens florestais fragmentadas: i.) conectividade funcional, a qual se dá quando uma determinada espécie consegue transitar de um fragmento a outro independentemente da existência de uma conexão física, ou seja, de um corredor florestal de composição semelhante àquela encontrada nos fragmentos e ii.) conectividade estrutural, quando o deslocamento da espécie é possível apenas por meio de estruturas conectoras.

Dentre as vantagens da conectividade da paisagem estão o aumento do fluxo gênico e a redução de endocruzamento; o aumento da oportunidade de crescimento populacional e deslocamento de dispersores, atenuando, assim, a probabilidade de influência de pressões antrópicas localizadas e a competição intraespecífica; as maiores chances de fuga frente a catástrofes e o aumento da resiliência da população. Algumas desvantagens vêm sendo citadas na literatura (Simberloff & Cox, 1987; Lindenmayer & Nix, 1993; Beier & Noss, 1998) tais como aumento da probabilidade de colonização por espécies invasoras (no caso específico dos micos-leões-dourados, os *Callithrix* spp; Capítulo 3); aumento da mobilidade dos predadores; disseminação de doenças e a amplificação de conflitos sociais. Entretanto, é importante ressaltar que não há pesquisas científicas que comprovem efetiva-

mente os efeitos negativos do aumento da conectividade em paisagens fragmentadas, utilizando-se preferencialmente de corredores florestais (Metzger, 2006). O plano de manejo para uma determinada espécie, no caso o mico-leão-dourado, deve considerar sempre a probabilidade de ocorrência das vantagens e desvantagens e os respectivos impactos nas populações.

Nas análises de paisagem envolvendo o mico-leão-dourado tem-se considerado vários mecanismos que possibilitam o aumento da conectividade entre os fragmentos florestais habitados pelos mesmos: corredores florestais, *stepping stones*; recuperação de mata ciliar ao longo de corpos d'água e permeabilidade da matriz. Tais métodos diferem nos custos de implementação e manutenção, no impacto causado em relação à própria estrutura da paisagem e, provavelmente, no efeito que têm sobre biodiversidade, recursos naturais e serviços ambientais.

Um dos métodos mais aplicados na bacia do rio São João é o plantio de corredores florestais conectando fragmentos de hábitat. Neste caso, um plantio em formato linear de no mínimo 30 m de largura, é efetuado na matriz inter-hábitat, representada geralmente por pastagens ou campos abandonados (Capítulo 3). A eficácia de um corredor florestal depende diretamente de sua largura, dos recursos

disponíveis e da cobertura de dossel. Os corredores florestais têm altos custos financeiros e logísticos, levando vários anos para alcançar uma certa funcionalidade. Uma alternativa aos corredores são os *stepping stones*, que promovem a diminuição da distância entre grandes áreas florestais. A efetividade deste método depende principalmente do tipo de matriz, da distância a ser percorrida por uma dada espécie e do grau de abrigo e recursos fornecidos por essas ilhas. Os custos deste método podem variar em relação àqueles tidos para a implantação de corredores florestais contínuos, dependendo principalmente do número de *stepping stones* necessários para se garantir a dispersão da biota na matriz inter-hábitat.

Uma outra opção ainda é a preservação e/ou recuperação das matas ciliares ao longo dos cursos d'água na região. As matas ciliares, além de serem utilizadas como corredores florestais, contribuem para a preservação dos cursos d'água. É importante ressaltar que este método é amparado pela legislação ambiental (Lei 4.771, que institui o Código Florestal, de 15 de setembro de 1965), pois constitui-se em uma das modalidades das chamadas Áreas de Preservação Permanente (APPs). Uma alternativa ainda pouco considerada para a bacia do rio São João é a de aumentar a permeabilidade da matriz para facilitar o deslocamento do mico-leão-

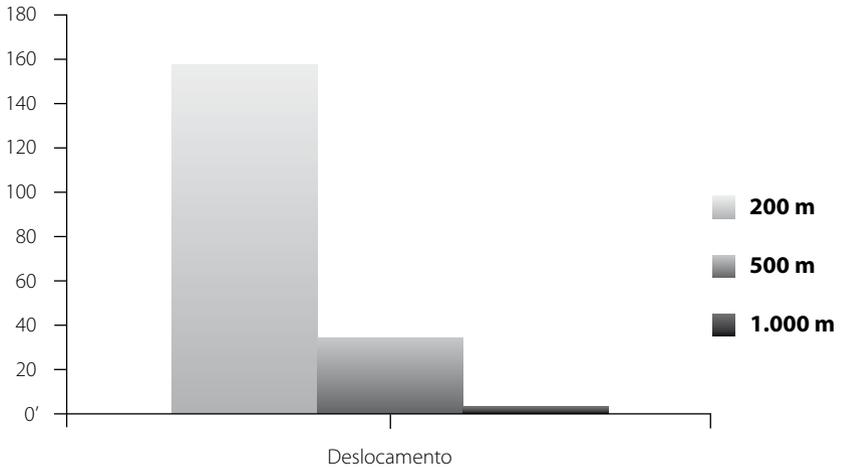


Figura 5.
Grau de fragmentação medido pelo número de fragmentos florestais considerando diferentes capacidades de deslocamento do mico-leão-dourado na bacia do rio São João.

dourado entre os fragmentos florestais. Neste sentido, pastagens e campos abertos apresentam pouca permeabilidade, pois esta espécie é reticente ao se utilizar deste tipo de ambiente para se deslocar. Uma alternativa seria substituir as pastagens e os campos abertos por plantios de espécies perenes (frutíferas, feijão, café, diferentes espécies de pinheiro, etc.) ou por campos «sujos», utilizados comumente em cultivos de flores voltados à apicultura. Em uma paisagem como a da região de ocorrência do mico-leão-dourado, onde existem atividades voltadas à produção de gado e turismo e ao parcelamento das terras para loteamentos, não há como se valer apenas de uma única fórmula, sendo considerada como ideal a combinação de métodos e de manejo adaptativo.

A conectividade funcional entre os fragmentos florestais, considerando-se como única a matriz não-habitat e tendo-se como parâmetro o mico-leão-dourado, foi avaliada por meio da criação de *buffers* (elos de ligação) de 200, 500 e 1.000 m ao redor dos fragmentos florestais. Trata-se de uma ferramenta de análise de conectividade funcional por se entender que o mico-leão-dourado consegue migrar de um fragmento a outro por diferentes distâncias, dependendo do tipo de uso e cobertura das terras feito na matriz. Como resultado, foram obtidos gráficos descritores da paisagem, cujo resultado mais importante foi a diminuição no número de fragmentos florestais na paisagem à medida que a capacidade de deslocamento do mico-leão-dourado foi ampliada, caracterizando, assim, graus reduzidos

de fragmentação frente a essas situações hipotéticas (Figura 5). Entretanto, cabe ressaltar que pesquisas mais efetivas devem ser realizadas para se detectar com maior clareza a capacidade de dispersão do mico-leão-dourado frente aos principais tipos de uso e cobertura das terras encontrados na bacia do rio São João.

Para a conservação do mico-leão-dourado, deve-se considerar a conectividade entre as diferentes populações locais. As populações encontradas em fragmentos florestais externos à bacia do rio São João estão severamente isoladas dos grandes remanescentes, sendo pequena a probabilidade de conexão física com as populações localizadas no interior da mesma, exceto por uma possível conexão estrutural entre a região de Búzios/RJ e a ReBio de Poço das Antas, em Silva Jardim/RJ, por meio da recuperação de mata ciliar ao longo do rio São João. Para estas populações isoladas, os métodos de reintrodução de indivíduos nascidos em cativeiro e de translocação de indivíduos encontrados em pequenos fragmentos isolados parecem ser mais adequados para manter a sua viabilidade em longo prazo.

As seis maiores populações de micos-leões-dourados estão localizadas em regiões consideradas como micro-paisagens nas análises de conectividade (Figura 1). Uma questão foi levantada

durante a determinação da metodologia de análise adotada: deve-se considerar a conectividade dentro (populações únicas) ou entre (estrutura de metapopulação) estas micro-paisagens?

Para responder a essa questão é necessário compreender que a bacia do rio São João não representa uma paisagem de composição e configuração homogêneas, uma vez que existem grandes diferenças na estrutura da paisagem florestal tanto acima como abaixo da rodovia BR-101, como descrito anteriormente. Por exemplo, acima da BR-101 os fragmentos florestais apresentam uma distância linear média de 158 m, enquanto que, abaixo desta mesma rodovia a distância é equivalente a 300 m. Acima da BR-101, tem-se que a cobertura florestal alcança 47.633 ha e, abaixo, cerca de 21.222 ha. Considerando-se apenas as micro-paisagens, a distância linear média entre os fragmentos florestais são relativamente pequenas e a conectividade funcional pode atingir altos índices. Já entre as micro-paisagens, são necessárias intervenções a fim de se aumentar a probabilidade de fluxo gênico entre as populações locais. Acima da BR-101, a conectividade pode, de um modo geral, ser obtida por meio da restauração de mata ciliar e/ou do aumento da permeabilidade da matriz pelo plantio de espécies perenes, ao invés daquelas anuais. A implantação de corredores florestais com o intuito de conectar

fragmentos importantes ao manejo das populações de micos-leões-dourados deve ser proposta na região abaixo da BR-101, uma vez que a distância média entre os fragmentos e as micro-paisagens são maiores (Capítulo 8). Abaixo da BR-101, medidas de proteção efetiva dos remanescentes florestais ainda existentes, restauração de mata ciliar e aumento da cobertura florestal no entorno das menores manchas de hábitat são tidas como essenciais à diminuição do grau de fragmentação desta paisagem em particular.

Uma idéia bastante interessante é a de usar as matas ciliares ao longo de corpos d'água como corredores florestais. Há nos domínios da bacia do rio São João uma densa rede hidrográfica, a qual apresenta um déficit de 80% de cobertura florestal em suas APPs. Estas áreas deveriam garantir a presença de mata ciliar em *buffers* de pelo menos 30 m a partir da borda dos corpos d'água. As análises em APPs mostraram que, se fossem cumpridos os dispositivos legais ao longo de corpos d'água, haveria um aumento significativo de cobertura florestal total e um ganho em conectividade (diminuição do número de fragmentos e da distância média ao vizinho mais próximo). Desta forma, a recuperação da cobertura florestal em áreas de déficit de APPs garantiria a conexão de boa parte das seis micropaisagens analisadas, excetuando-se a referente à ReBio União, a qual encon-

tra-se bastante isolada. Neste contexto, a conexão da ReBio União ao complexo das micropaisagens se daria apenas por meio da implantação de corredores florestais na matriz não-hábitat, ou pelo aumento da permeabilidade do entorno.

Deslocamento sem conectividade: translocações de animais

Um outro método para estabelecer fluxo gênico e reforçar ou estabelecer populações é a translocação. A translocação, junto à reintrodução, tem sido utilizada pelo PCMLD com sucesso para o estabelecimento de populações (Capítulo 5) e consta como uma alternativa para manejo do mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus*) (Valladares-Padua *et al.*, 2002). No caso dessa última espécie, a translocação tem sido utilizada para reforçar populações e como alternativa à dispersão manejada (Valladares-Padua *et al.*, 2002). Todas as discussões que envolvem o manejo de metapopulação têm considerado esses métodos como opções a serem incluídas em um planejamento que englobe corredores florestais e outras formas de conectividade (Holst *et al.*, 2006; Valladares-Padua *et al.*, 2002).

Translocação e reintrodução oferecem abertura para selecionar indivíduos considerando-se o perfil comportamental, de saúde e genético, de forma a otimizar o impacto que estes teriam na genética, minimizando a probabilidade de introdução de doenças e mesmo de indivíduos geneticamente «indesejáveis». Ainda, pode-se selecionar o número de indivíduos a serem introduzidos, o qual permitiria alcançar os objetivos demográficos e genéticos esperados e asseguraria a continuidade da espécie. Em alguns casos, pareamentos entre indivíduos selecionados podem ser feitos, garantindo o fluxo genético.

Cabe ressaltar que essas iniciativas têm altos custos logísticos e financeiros e precisam, ainda, de especialistas experientes para analisar o comportamento desses animais. A implementação de programas de translocação de maneira individualizada a fim de minimizar os custos corre o risco de não alcançar o sucesso desejado, uma vez que os estudos sobre translocações individuais ainda são escassos. Contudo, a translocação, seja ela de alto ou baixo investimento, requer que sejam mantidos esquemas de infraestrutura de manejo e monitoramento das populações envolvidas.

Considerações finais

A AMLD e o PCMLD vêm fazendo o manejo do mico-leão-dourado de forma precursora, focando uma estratégia formal de metapopulação (Capítulos 5 e 7). Como resultados preliminares, tem-se a implementação da ReBio de Poço das Antas, o reforço populacional desta espécie com a reintrodução de indivíduos oriundos de cativeiro em fragmentos florestais localizados no interior de propriedades rurais, o resgate de grupos inseridos em florestas extremamente ameaçadas e isoladas e a transferência destes para a ReBio União e fragmentos de maiores tamanhos e relativamente conectados, sendo muitos desses protegidos pela lei ambiental brasileira (e.g., RPPN), a implantação de corredores florestais em áreas estratégicas. Para a continuidade do sucesso no manejo desta metapopulação, é necessário que as principais populações dentro e fora das ReBios sejam mantidas e consolidadas, ou seja, que funcionem efetivamente como uma população; que a conexão entre as populações de micos-leões-dourados seja estabelecida (ou re-estabelecida) e que meta 2025 seja alcançada (25 mil ha de florestas protegidos e interligados). No PHVA de 2005 foram identificadas várias atividades e ações para viabilizar a implantação dos tópicos supracitados (Holst *et al.*, 2006).

Os resultados obtidos com os estudos genéticos são de extrema importância para a conservação do mico-leão-dourado, disponibilizando suporte para a elaboração de estratégias com o intuito de se manejar adequadamente o aporte genético desta espécie. Considerando-se que as populações remanescentes estão geograficamente isoladas e que em um passado recente elas apresentavam um fluxo gênico muito mais intenso do que o atualmente observado, a conectividade entre essas populações deve, necessariamente, ser re-estabelecida. Em médio prazo, diferentes alternativas de conectividade devem ser avaliadas. Estão previstas discussões multidisciplinares sobre este tema para o ano de 2007. De imediato, a estratégia para favorecer o fluxo gênico entre essas populações seria a dispersão artificial, com a translocação de indivíduos de populações selvagens diversas. Porém, resta ainda concluir sobre quais seriam as melhores técnicas para fazer as atividades de translocação e em quais locais da paisagem. Há ainda o aspecto da re-introdução de animais de cativeiro, questionando-se se esta deveria ser feita apenas nos remanescentes florestais identificados pela meta 2025, utilizando os estudos de paisagem. Deve-se ter em mente que a localização das atividades de translocação e de reintrodução, deve

favorecer em longo prazo, a dispersão natural destes indivíduos. Para isso, e tomando-se como base a conectividade funcional dos remanescentes de hábitat, será preciso fomentar mudanças no uso e cobertura das terras (a matriz não-hábitat), a implementação de corredores florestais e a recuperação de áreas de proteção permanente ao longo de corpos d'água. Tais medidas, para serem efetivas em relação a um manejo adequado de metapopulação, requerem a implementação de políticas públicas com ênfase na conservação de florestas em propriedades privadas e adequação das mesmas à legislação ambiental (Capítulos 7 e 8). Cabe ressaltar que atualmente está sendo elaborado o Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental (APA) da Bacia do Rio São João/Mico-Leão-Dourado e que a equipe responsável vem baseando o zoneamento da APA nos tópicos acima apresentados.

Agradecimentos

Agradecemos a todos os parceiros e financiadores envolvidos: Ministério do Meio Ambiente por meio do FNMA – Fundo Nacional do Meio Ambiente – e do PROBIO– Programa de Conservação da Biodiversidade Brasileira – CEPF – Critical Ecosystem Partnership Fund, Lion Tamarins of Brazil Fund, Margot Marsh Foundation, FAPERJ e CNPq. Agradecemos aos seguintes museus pelas amostras históricas de mico-leão-dourado: Museu Nacional, Rio de Janeiro, Brasil (Leandro Salles e João Oliveira); Centro de Primatologia do Rio de Janeiro, Brasil (Alcides Pissinatti); National Museum of Natural History, Leiden (Chris Smeenk); Museum of Natural History, Vienna (Barbara Herzig); Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Brussels (Georges Langlet); Natural History Museum, Berne (Beatrice Bloechlinger); National Museum of Natural History, Paris (Michel Tranier e Géraldine Pothet); e Natural History Museum, London (Paula Jenkins). Agradecemos aos pesquisadores Paula Procópio de Oliveira, Cecília Kierulff, Andréia Martins, Benjamin Beck, James Dietz e Andrew Baker pelas amostras das populações remanescentes de mico-leão-dourado. Agradecemos ao apoio logístico da AMLD, do Laboratório de Ciências Ambientais – UENF, do Núcleo de Análises Genômicas – UENF, do Laboratório de Melhoramento Genético Vegetal – UENF, do Henry Wellcome Ancient Biomolecules Centre – Universidade de Oxford e do IBAMA.

Referências

- AMLD (Associação Mico-Leão-Dourado), 2006.** Biodiversity conservation and management in the São João river watershed, pp. 28. Project Completion Report. Critical Ecosystem Partnership Fund (CEPF), Washington, D.C. www.cepf.net.
- Ballou, J. D., R. C. Lacy, D. G. Kleiman, A. Rylands & S. Ellis, 1998.** Leontopithecus II. Final Report: The second population and habitat viability assessment for lion tamarins (*Leontopithecus*), Held 20-22 May, 1997, Belo Horizonte, Brazil. International Committee for the Conservation of Lion Tamarins, Belo Horizonte, Brazil.
- Beck, B. B., J. M. Dietz, D. G. Kleiman, M. I. Castro, R. M. Lemos de Sa, & V. L. Luz, 1986.** Projeto Mico-Leão IV. Reintrodução de micos-leões-dourados (*Leontopithecus rosalia*) (Callitrichidae: Primates) de cativeiro para seu ambiente natural. A Primatologia no Brasil, 2: 243-249.
- Beck, B. B., D. G. Kleiman, J. M. Dietz, I. Castro, C. Carvalho, A. Martins, & B. Retterberg-Beck, 1991.** Losses and reproduction in reintroduced golden lion tamarins, *Leontopithecus rosalia*. Dodo, 27: 50-61.

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

Charlesworth D., Charlesworth B., 1987. Inbreeding depression and its evolutionary consequences. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 18: 237-268.

Falconer D. S., 1989. Introduction to quantitative genetics. Longman, New York.

Fernandez F. A. S., Almeida E. A. B., Cullen L., Martins C. S., Procópio de Oliveira, P., Pádua C. V., Rambaldi D. M., Scariot A., Silveira F. A., Vidigal T. H. D. A., Vieira D. L. M., 2003. Manejo das populações naturais nos fragmentos. In: Fragmentação de ecossistemas. Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas (eds. D. M. Rambaldi, D. A. S. Oliveira), pp. 328-346. MMA/SBF, Brasília, DF.

Franklin, S. P., S. Hankerson, J., A. J. Baker & J. M. Dietz, 2007. Golden lion tamarin sleeping-site use and pre-retirement behavior during intense predation. *American Journal of Primatology*, 69: 325-335.

Franklin, S. P., K. Miller, E., A. J. Baker & J. M. Dietz, 2007. Do cavity-nesting primates reduce scent marking before retirement to avoid predators to sleeping sites? *American Journal of Primatology*, 69: 255-266.

Gilpin M. E., Soulé M. E., 1986. Minimum viable populations: processes of species extinction. In: *Conservation biology: the science of scarcity and diversity* (ed. M. E. Soulé), pp. 19-34. Sinauer, Sunderland, MA.

Grativol A. D., Ballou J. D. & Fleisher R. C., 2001. Microsatellite variation within and among recently fragmented populations of the golden lion tamarin (*Leontopithecus rosalia*). *Conservation Genetics*, 2, 1-9.

Grativol A. D., 2003. DNA antigo e genética da conservação do mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*): estrutura genética em duas escalas de tempo e sua relação com a fragmentação da Mata Atlântica. Tese de doutorado. Universidade Estadual do Norte Fluminense. 64 p.

Hanski P. W., 1996. Metapopulation ecology. In: *Population Dynamics in Ecological Space and Time*. (eds. O. E. Rhodes Jr., R. K. Chesser, M. H. Smith), pp. 13-43. University of Chicago Press, Chicago.

Hanski P. W. & Simberloff D., 1997. The metapopulation approach, its history, conceptual domain, and applications to conservation. In: *Metapopulation biology: Ecology, Genetics, and Evolution* (eds. I. A. Hanski, M. E. Gilpin), pp. 5-26. Academic Press, San Diego.

Hartl D. L., Clark A. G., 1989. Principles of population genetics, 2. ed. Sinauer, Sunderland, MA.

Hedrick P. W., 1999. Perspective: highly variable loci and their interpretation in evolution and conservation. *Evolution*, 53, 313-318.

Hedrick P.W., Gilpin M.E., 1997. Genetic effective size of metapopulations. In: *Metapopulation biology: ecology, genetics, and evolution* (eds. I. A. Hanski, M. E. Gilpin), pp. 165-181. Academic Press, San Diego.

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 & M. Montenegro, 2006. Lion Tamarin population and habitat viability assessment workshop 2005, final report, pp. 193. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group, AppleValley, MN, USA.

Kierulff, M. C. M., 1993. Uma Avaliação das Populações Silvestres de Mico-Leão-Dourado, *Leontopithecus rosalia*, e uma Proposta de Estratégia de Conservação da Espécie. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, MG.

Kierulff, M. C. M., Procópio de Oliveira, P., Beck, B. B. & Martins, A., 2002a. Re-introduction and translocation as conservation tools for golden lion tamarins. In: Kleiman, D. G. & Rylands, A. B. (eds.). *Lion Tamarins – Biology and Conservation*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC. Pp. 271-282.

Kleiman, D. G. & A. B. Rylands, 2002. *Lion tamarins: biology and conservation*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.

Kleiman, D. G., & A. B. Rylands, 2002. *Lion Tamarins Biology and Conservation: a Synthesis and Challenges for the future*. In Kleiman, D. G. & Rylands, A. B. (eds.). *Lion Tamarins – Biology and Conservation*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC., pp. 336-343.

Levins, R., 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bull. Entomol. Soc. Am.* 15: 237-240.

Lindenmayer, D. B., & H. A. Nix, 1993. Ecological principles for the design of wildlife corridors. *Conservation Biology*, 7: 627-630.

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

Metzger, J. P., 2006. O que é Ecologia de Paisagens? *Biota Neotropica* 1 (1/2): www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/abstract?article+BN0010112200 (último acesso em 22/6/2006).

Ralls K., Ballou J. D., Templeton A. R., 1988. Estimates of lethal equivalents and the cost of inbreeding in mammals. *Conserv. Biol.* 2: 185-193

Rylands, A. B., J. J. C. Mallinson, D. G. Kleiman, A. F. Coimbra-Filho, R. A. Mittermeier, I. G. Camara, C. B. Valadares-Padua & M. I. Bampi, 2002. A History of Lion Tamarin Research and Conservation. In A. B. Rylands (ed.), *Lion Tamarins Biology and Conservation*, Vol. 1, pp. 3-41. Smithsonian Institution Press, Washington and London.

Shaffer, M. L., 1990. Population Viability Analysis. *Conservation Biology*, 4: 39-40.

Simberloff, D. & J. Cox, 1987. Consequences and cost of conservation corridors. *Conservation Biology*, 1: 63-71.

SOS Mata Atlântica. www.sosmatatlanlica.org.br. (último acesso em 22/3/2006).

Soulé, M. E., & K. A. Kohm, 1989. Research priorities for conservation biology. Island Press, Washington, DC.

Valladares-Padua, C. B., J. D. Ballou, C. S. Martins, & L. Cullen, 2002. Meta-population management for the conservation of black lion tamarins. In A. B. Rylands (ed.), *Lion Tamarins – Biology and Conservation*, Vol. 1, pp.301-314. American Zoo Aquarium Association, Washington and London.

Wilcove D. S., Mclellan C. H., Dobson A. P., 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. In: *Conservation biology. The science of scarcity and diversity* (ed. M. E. Soulé). Sinauer, Sunderland, MA.

Wilson, E. O., & R. H. MacArthur, 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, NJ.

Wright S., 1931. Evolution in Mendelian populations. *Genetics*, 16: 97-159.

Restauração e proteção legal da paisagem – corredores florestais e RPPNs



Rosan Valter Fernandes,
Denise Marçal Rambaldi,
Ana Maria de Godoy Teixeira

Introdução

A intervenção antrópica na bacia do rio São João foi a grande responsável pela perda e fragmentação de habitat ocorridas ao longo dos anos nesta região. Entretanto, a criação de Unidades de Conservação (UCs) de Proteção Integral (Reservas Biológicas de Poço das Antas e União) e de Uso Sustentável (Reservas Particulares do Patrimônio Natural – RPPN – e Área de Proteção Ambiental da Bacia do Rio São João/Mico-Leão-Dourado), entre outras, impediu o total desmatamento dos últimos grandes fragmentos florestais localizados na baixada litorânea fluminense (Figura 1). Com isso, garantiu-se a permanência de remanescentes expressivos do habitat do mico-leão-dourado, contribuindo significativamente para a conservação desta espécie.

A perda histórica e contemporânea de habitat, assim como a fragmentação de áreas naturais anteriormente contínuas, representam algumas das maiores ameaças à manutenção de processos ecológicos, com conseqüente redução da biodiversidade. Paisagens florestais fragmen-

tadas, em um longo prazo, tendem a ocasionar a extinção local de inúmeras espécies, seja pela interrupção do fluxo gênico e perda de diversidade genética, seja pela intensificação do efeito de borda, redução significativa na oferta de recursos, invasão de espécies exóticas, etc.

Diferentes maneiras de se garantir a funcionalidade ecológica de uma paisagem florestal fragmentada têm sido descritas, entretanto, as de maior eficácia relacionam-se, em um primeiro momento, à proteção integral conferida aos remanescentes florestais e à restauração da conectividade por meio da implantação dos chamados micro-corredores, ou corredores florestais.

A restauração da conectividade entre remanescentes florestais, por si só, não garante a perpetuação destas áreas. Uma das poucas maneiras de se garantir que estes remanescentes sejam mantidos se dá por meio da figura da RPPN – que constitui o instrumento ideal para a proteção legal dos remanescentes do habitat de inúmeras espécies presentes em propriedades privadas. As espécies

Fragmentos florestais e unidades de conservação

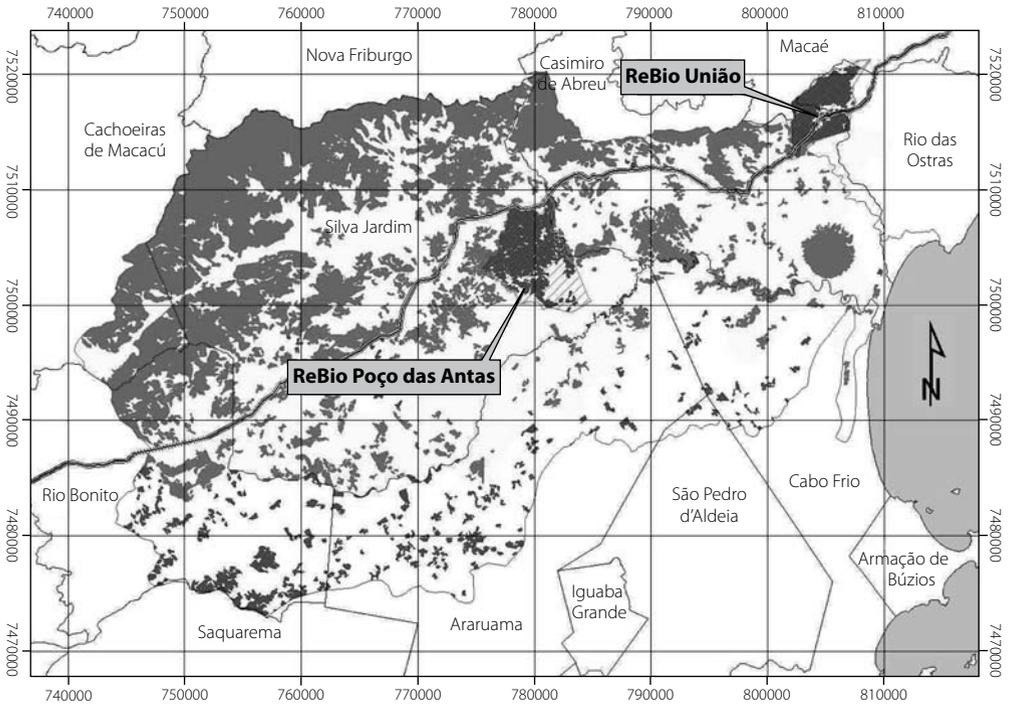


Figura 1.
Mapa dos fragmentos florestais e unidades
de conservação (Área de Proteção Ambiental
e Reservas Biológicas) inseridos na bacia
do rio São João, RJ.

-  Rodovia BR 101
-  Fragmentos Florestais
-  Bacia do rio São João
-  APA da bacia do rio São João/Mico-Leão-Dourado
-  Municípios
-  Oceano



Associação Mico-Leão-Dourado
Laboratório de Geoprocessamento
Landsat 7

endêmicas, como o mico-leão-dourado, sofrem com a fragmentação de seu habitat. Os proprietários de áreas que possuem remanescentes de ecossistemas ameaçados devem ser incentivados a criar RPPN, a fim de terem suas áreas protegidas perpetuamente.

Tais ações vêm sendo desenvolvidas pela Associação Mico-Leão-Dourado (AMLD) desde o início da década de 1990, no âmbito da bacia do rio São João, representando resultados fundamentais para o alcance da meta desta instituição para o ano de 2025 – a de estabelecer uma população mínima de 2.000 micos-leões-dourados vivendo livremente em 25.000 ha de florestas protegidas e interligadas. O alcance desta meta envolve inúmeros desafios, enfrentados diariamente pelos técnicos da AMLD, em parceria constante com proprietários rurais – que detêm a maior parte dos remanescentes florestais –, Ibama, prefeituras dos municípios da região e muitos outros.

Proteção de áreas florestais para a conservação da biodiversidade na região de ocorrência do mico-leão-dourado

As áreas públicas federais de proteção integral, existentes na bacia do rio São João, gerenciadas pelo IBAMA, são representadas pelas Reservas Biológicas de Poço das Antas (Silva Jardim) e União (Casimiro de Abreu/Rio das Ostras/Macaé) que, juntas, totalizam 8700 ha. Além destas, a região conta também com diversas outras unidades públicas estaduais e municipais. Entretanto, a contribuição destas últimas em relação à meta de proteção integral e efetiva dos remanescentes florestais que abrigam é bem menor quando comparada à contribuição dada pelas UCs federais, seja pela menor restrição de uso ou dimensões pouco significativas, seja pela ausência de planos de manejo e conseqüente gestão deficiente, ou ainda pelo não-reconhecimento dessas unidades por parte dos próprios órgãos gestores.

Nesta somatória, há que ser considerada ainda a Área de Proteção Ambiental (APA) da bacia do rio São João/Mico-Leão-Dourado, unidade de conservação de uso sustentável criada em 2002, com 150.700 ha. Deve-se ressaltar que uma das princi-

pais funções de uma APA é a normatização do uso das terras que permanecem via de regra, sob domínio privado; portanto, a Área de Proteção Ambiental têm caráter menos restritivo quando comparadas às unidades de proteção integral.

Analisando-se todas as áreas legalmente protegidas na bacia do rio São João, as Reservas Biológicas de Poço das Antas e União são as únicas que contribuem significativamente para o alcance de parte da meta da AMLD (25.000 ha de florestas protegidas). Juntas, elas têm capacidade de suporte para atender cerca de uma centena de grupos de micos-leões-dourados, ou seja, aproximadamente 600 indivíduos.

Atualmente, a maior parte da população total de micos-leões-dourados na natureza pode ser encontrada em florestas localizadas no interior de propriedades particulares – é importante ressaltar que grande parte desses animais é oriunda de grupos de micos-leões-dourados nascidos em cativeiro e posteriormente reintroduzidos nestas florestas. Dado este contexto, a conservação dos remanescentes naturais localizados em propriedades particulares apresenta importância crucial para o sucesso dos esforços de conservação desta espécie e, para que isto ocorra, é imprescindível o envolvimento dos proprietários nas ações conservacionistas desenvolvidas pela AMLD.

Visando superar o déficit de área legalmente protegida em relação à meta conservacionista instituída para a manutenção das populações de micos-leões-dourados na bacia do rio São João (25.000 ha menos 8.700 ha das ReBios), a AMLD vem contemplando o aumento dessas áreas em seu planejamento estratégico. Considerando-se que os mais de 16 mil hectares de florestas necessários para inteirar a meta institucional estão localizados em propriedades particulares, uma solução considerada apropriada pela AMLD é promover a participação ativa de proprietários na proteção do habitat. Por isso, foi criada uma Linha de Incentivo à Criação de RPPNs – Reservas Particulares do Patrimônio Natural – como parte do Programa de Conservação em Áreas Privadas, que visa, além da criação de RPPNs, a implantação de corredores florestais, a averbação de Reservas Legais, a recuperação de áreas de preservação permanente (APP) e o desenvolvimento do ecoturismo em propriedades particulares localizadas na bacia do rio São João.

As Reservas Particulares do Patrimônio Natural são regidas pelo Decreto Federal 98.914/90, revogado pelo Decreto Federal 1.922/96 e aperfeiçoado pelo Decreto Federal 5.746/06, todos eles regulamentando o artigo 6º do Código Florestal (Lei 4.771/65). Esta iniciativa visa estimular os proprietários particulares a somarem esforços na conservação da biodiversi-

dade (Salmito, 1999). Recentemente, a RPPN foi reconhecida e incorporada pelo SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação – por meio da Lei 9.985/00, o que representa um ganho inestimável às ações de conservação.

Cabe ressaltar que não há limites em relação ao tamanho para a criação destas Reservas, podendo as mesmas serem reconhecidas na totalidade da propriedade ou apenas em uma porcentagem desta. A iniciativa de criação parte do proprietário das terras, com o posterior reconhecimento do poder público, que, no caso do estado do Rio de Janeiro, é representado pelo IBAMA (Rambaldi *et al.*, 2005). A RPPN é um dos poucos mecanismos legais existentes atualmente que visam a proteção permanente de florestas privadas dentro do contexto do SNUC.

Desde 1993, a Associação Mico-Leão-Dourado desenvolve a Linha de Incentivo à criação de RPPNs na bacia do rio São João, cuja estratégia de escolha das propriedades contempladas é baseada na priorização de áreas que otimizem as ações de conservação na bacia, em levantamentos e pesquisas de campo e em cadastramento de propriedades rurais contendo informações sobre o perfil das terras e de seus proprietários. Os critérios comumente considerados são:

- Inserção na bacia do rio São João e adjacências
- Cumprimento do disposto no Decreto 5.746/06, relacionado à documentação do imóvel
- Histórico de atividades da propriedade
- Conhecimento do perímetro definidor do limite da propriedade
- Tamanho e estado de conservação do remanescente florestal e se o mesmo foi selecionado como prioritário às ações da AMLD
- Possibilidade de formação de corredores florestais, de preferência conectando com áreas já gravadas como RPPNs ou outros tipos de UCs
- Participação no Programa de Reintrodução da AMLD ou proximidade a uma outra área já utilizada por este
- Remanescente florestal protetor de nascentes e recursos hídricos
- Adequação ambiental da propriedade, de acordo com o previsto no Código Florestal

Neste contexto, foram selecionadas *a priori* cinco micro-regiões prioritárias para o incentivo à criação de RPPNs na bacia do rio São João: os distritos de Imbaú, Bananeiras e Aldeia Velha, inseridas no município de Silva Jardim, e as localidades Matumbo e Morro de São João, em Casimiro de Abreu. Até o momento, mais de 200 propriedades rurais localizadas nestas micro-regiões receberam a visita dos técnicos da AMLD com o intuito de disseminar o conceito e a importância dessas Unidades de Conservação, abordando aspectos da legislação ambiental, em especial os Decretos Federais 5.746/06 (sobre RPPN) e 750 (que trata da exploração e supressão da Mata Atlântica), bem como as Leis 9.605/98 – de Crimes Ambientais – e 9.985/00 – SNUC (Sistema Nacional de Unidades de Conservação). Temas como corredores florestais, Ato Declaratório Ambiental (ADA), averbação de Reservas Legais e recuperação e/ou manutenção das áreas de preservação permanente (APP) são detalhadamente abordados nestas ocasiões.

Uma vez manifestado o interesse na criação de uma RPPN por parte do proprietário, é verificada a existência da documentação exigida pelo Decreto 5.746, que engloba:

- Título de registro do imóvel
- Cadeia dominial trintenária ou referido protocolo de solicitação cartorial, caso a propriedade esteja sob um mesmo registro em tempo inferior a 30 anos
- Cédula de Identidade do(s) proprietário(s) e cônjuge(s), se houver; no caso de pessoa física; ato de designação de representante, no caso de pessoa jurídica
- Certidão negativa de débitos do imóvel rural, comprovando a quitação do ITR – Imposto Territorial Rural
- CCIR – Certificado de Cadastro de Imóvel Rural – relativo aos dois últimos triênios
- Plantas de situação e localização da propriedade, com os memoriais descritivos e emissão da ART – Anotação de Responsabilidade Técnica – assinada por profissional habilitado, devendo contemplar também a área a ser gravada como RPPN
- Termo de compromisso (três vias)
- Requerimento de solicitação de criação de RPPN (três vias)

Propriedade	Portaria/ Protocolo	Município	ha	Presença de micos-leões- dourados	Proprietário
Bom Retiro	04/93	Casimiro de Abreu	472	Reintroduzidos	Nelson Senna Cardoso
Córrego da Luz *	16/93	Casimiro de Abreu	20	Selvagens	Rubens R. da Silva
Arco Iris	103/94	Silva Jardim	45,86	Selvagens	Jacob Reifman
Granja Redenção	72/96	Silva Jardim	33,8	Reintroduzidos	Angelina Soledad
Santa Fé	110/96	Silva Jardim	14,31	Reintroduzidos	Deise Moreira Paulo
Cachoeira Grande	171/97	Silva Jardim	14	Reintroduzidos	Deise Moreira Paulo
Barra do Sana *	65/99-N	Macaé	162,4	–	Gildo Schuller
Reserva Mato Grosso *	25/00	Saquarema	26,11	Potencial	Ney de Souza Pereira
União	68/00	Silva Jardim	343,1	Selvagens	Ruy Caldas Brandão
Gaviões	69/01	Silva Jardim	117,39	Selvagens	Sérgio Jacques Flasksman
Floresta Alta	153/01	Silva Jardim	380,9	Selvagens	Lauro Pereira Vieira
Gaia	122/02	Bom Jardim	40	–	ONG Planta Vivo
Ventania	28/04	Casimiro de Abreu	138,27	Potencial	Adilson Bon
Três Montes	27/04	Casimiro de Abreu	508,78	Potencial	Ricardo Backheuser
Serra Grande	18/04	Silva Jardim	108	Potencial	Fábio Marcílio Pinto
Quero-Quero	23/04	Silva Jardim	16	Selvagens	Mônica Dubeux Amorim
Lençóis	31/04	Silva Jardim	12,82	Selvagens	Rogério Amorin Freitas
Subtotal			2.453,14		
Fazendas Reunidas	1997	Casimiro de Abreu	194	Potencial	João Lopez Ferreira
Sítio Cisne Branco	2002	Silva Jardim	5,7	Reintroduzidos	Mariano Valviese
Sítio Águas Vertentes	2002	Silva Jardim	11,5	Selvagens	Paulo Evódio A. Guedes
Caraúba	2002	Silva Jardim	1.681	Potencial	Eduardo Castilho
Boa Esperança	2002	Silva Jardim	77,88	Potencial	Norton Barbosa Rodrigues
Matumbo	2002	Casimiro de Abreu	31	Potencial	Denise Spiller e Lúcia Lopes
Taquaral	2002	Silva Jardim	36	Potencial	Mario Carvalho da Fonseca
Sto. Ant. Cordeiros	2002	Silva Jardim	40,23	Reintroduzidos	Eduardo Barbosa Cordeiro
Lot. Jardim Flamboyant**	2006	Silva Jardim	3,72	–	Agnes Gomes
Sítio Recanto	2006	Silva Jardim	75,42	Selvagens	Jony Reifman
Subtotal			2.156,45		
Total			4.609,59		

Dentre a documentação exigida, as plantas de situação e localização e o memorial descritivo dos vértices definidores das propriedades são alguns dos documentos mais importantes e ao mesmo tempo menos encontrados entre as propriedades da região. Frente a isso, a AMLD, por meio de seu Laboratório de Geoprocessamento (Labgeo), produz estas plantas sem custos para os proprietários, utilizando-se de GPS (*global position system*), imagens de satélites e softwares específicos, assim como a planta e o memorial descritivo da área a ser gravada como RPPN, com a devida Anotação de Responsabilidade Técnica – ART – assinada por profissional habilitado. Trata-se de uma forma de apoio pioneira em todo o país e que tem incentivado, cada vez mais, a criação de RPPN.

Até o final de 2006, já tinham sido criadas 17 RPPNs na região, sendo 15 delas localizadas na bacia do rio São João. Todas estas unidades totalizam mais de 2.400 hectares de florestas protegidas. Há, ainda, dez processos de criação de RPPN em tramitação junto ao Ibama (Tabela 1) e uma lista com mais de duas dezenas de proprietários interessados.

Ao longo de mais de uma década de esforços para a criação de RPPN na região, foram observadas mudanças significativas nas atitudes das comunidades regionais em relação à Mata Atlântica e à importância da proteção de seus remanescentes, bem como estas florestas podem contribuir efetivamente para uma melhor qualidade de vida. Desde os primeiros anos de apoio à criação de RPPN, a idéia de «proteção ambiental» contagiou inúmeros proprietários, transformando-os em multiplicadores. A partir de então, a mobilização dos proprietários de RPPN na bacia do rio São João e de outras regiões do estado tornou-se cada vez mais organizada, culminando na criação da Associação dos Proprietários de RPPN do Estado do Rio de Janeiro (APN/RJ) – a primeira no Brasil a congregar estes voluntariosos conservacionistas. Toda esta movimentação contribuiu para que, recentemente, a Prefeitura Municipal de Silva Jardim criasse o seu próprio programa de apoio à RPPN, somando mais uma iniciativa única no país.

Tabela 1.

Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN) criadas e em tramitação junto ao IBAMA, inseridas na região de ocorrência do mico-leão-dourado Estado do Rio de Janeiro, Brasil.

* RPPNs localizadas fora da bacia do São João.

** Área urbana

Desta forma, a AMLD, em conjunto com diversos parceiros, têm contribuído para a proteção da biodiversidade e a geração de emprego e renda ligada às atividades de ecoturismo, produção orgânica de alimentos e artesanato regional, além do aumento, em hectares, das áreas legalmente protegidas – o estado do Rio de Janeiro ocupa o quinto lugar no ranking nacional de RPPN (atrás apenas de Paraná, Minas Gerais, Bahia e Goiás); o município de Silva Jardim, por sua vez, é líder nacional em número de RPPNs Federais, ou seja, se tornou a capital brasileira das RPPNs.

Na grande maioria das RPPNs já criadas na região e em outras que estão com processo de criação em tramitação, são desenvolvidas ações de conservação da biodiversidade, recuperação de áreas degradadas, pesquisa científica, ecoturismo, práticas agroflorestais no entorno e, em algumas, a reintrodução de micos-leões-dourados nascidos em cativeiro e manejo de seus descendentes.

Com base na experiência adquirida com o trabalho de incentivo à criação de RPPN pela AMLD, foram identificados alguns motivos que comumente levam os proprietários rurais a criarem estas Reservas Privadas:

- Vontade de ter a área de floresta protegida por Lei (detenção de remanescente de Mata Atlântica; manutenção das áreas para as gerações futuras; proteção da vida silvestre)
- Possibilidade de apoio financeiro para o desenvolvimento de atividades de ecoturismo e educação ambiental
- Contribuição à pesquisa científica
- Aumento da probabilidade de apoio oriundo de órgãos governamentais, instituições de pesquisas e ONGs
- Possibilidade de compartilhar, com o poder público, a responsabilidade em manter amostras do ecossistema Mata Atlântica
- Oportunidade para prestar serviços e benefícios a toda a sociedade
- Projeção social e marketing pessoal

As atividades que envolvem a criação de RPPNs contam com a participação voluntária dos proprietários rurais que valorizam a qualidade ambiental de suas propriedades e a função social destas ao resguardar os recursos naturais para as gerações futuras. Este novo paradigma vem promovendo o envolvimento da sociedade na manutenção da biodiversidade brasileira.

Restaurando a conectividade estrutural dos remanescentes de Mata Atlântica localizados na baixada litorânea fluminense

A fragmentação de habitat é uma das maiores ameaças à sobrevivência das espécies e à manutenção da biodiversidade. Em todo o planeta, diversos ecossistemas estão sendo constantemente pressionados pela ocupação humana desordenada, agropecuária, extração mineral, desmatamentos, incêndios, introdução de espécies exóticas, etc.. A Mata Atlântica é um caso típico de bioma ameaçado pela fragmentação – segundo a Fundação SOS Mata Atlântica (2002), restam pouco mais de 7% de sua cobertura florestal original, representados por porções isoladas, sendo estas formadas por um sem número de remanescentes florestais. Mesmo assim, a Mata Atlântica ainda mantém uma rica biodiversidade e apresenta um dos mais elevados graus de endemismo de todo o planeta – ou seja, abriga inúmeras espécies que são exclusivas deste bioma.

Dentre a fauna ameaçada deste bioma, destaca-se o mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*) – espécie endêmica da Mata Atlântica da baixada costeira do estado do Rio de Janeiro, cujo habitat original foi reduzido em cerca de 4,2% (Kierulff & Rylands, 2003). Como acontece em grande parte das porções remanescentes de Mata Atlântica, o habitat do mico-leão-dourado encontra-se hoje representado por pequenos fragmentos florestais isolados na paisagem e, em sua maioria, localizados em propriedades privadas na bacia do rio São João.

Como forma de restaurar a conectividade entre estes fragmentos, a AMLD vem implantando, há uma década, corredores florestais na matriz agropastoril da bacia do rio São João, empregando espécies de árvores nativas da Mata Atlântica. Atualmente os técnicos da AMLD utilizam um total de 73 espécies de árvores durante as ações de plantio, representando 30 famílias botânicas de grupos ecológicos distintos (Tabela 2).

Nº	Nome da família	Nome científico	Nome popular	Grupo ecológico
1	Annonaceae			
1		<i>Annona</i> sp	Conde do Mato	P
2	Anacardiaceae			
2		<i>Astronium graveolens</i>	Graviola, Aderne	P
3		<i>Schinus terebinthifolius</i>	Aroeira	P
4		<i>Tapirira guianensis</i>	Canela-cedro	P
3	Bignoniaceae			
5		<i>Cybistax antisiphilitica</i>	Ipê mirim	P
6		<i>Sparattosperma leucanthum</i>	Cinco folhas	P
7		<i>Tabebuia cassinoides</i>	Tabebuia do brejo	SI
8		<i>Tabebuia crisotricha</i>	Ipê amarelo	SI
9		<i>Tabebuia impetiginosa</i>	Ipê roxo	SI
10		<i>Zeyheira tuberculosa</i>	Ipê felpudo	P
4	Bombacaceae			
11		<i>Chorisia speciosa</i>	Paineira	SI
12		<i>Pseudobombax grandiflorum</i>	Imbiruçu	SI
5	Boraginaceae			
13		<i>Cordia trichotoma</i>	Louro pardo	SI
14		<i>Cordia superba</i>	Babosa branca	ST
6	Caricaceae			
15		<i>Jacaratia spinosa</i>	Mamão-jaracatiá	P
7	Cecropiaceae			
16		<i>Cecropia</i> sp	Embaúba	P
8	Compositae – Asteraceae			
17		<i>Gochnatia polymorpha</i>	Camará	P
9	Euphorbiaceae			
18		<i>Alchornea triplinervia</i>	Tapi-guaçu	P
19		<i>Crotom floribundus</i>	Capichingui	P
20		<i>Mabea fistulifera</i>	Canudo-de-pito	P
10	Flacourtiaceae			
21		<i>Casearia sylvestris</i>	Cafezinho-do-mato	P
11	Guttiferae			
22		<i>Colophyllum brasiliensis</i>	Guanandi	ST
12	Lecythidaceae			
23		<i>Cariniana legalis</i>	Jequitibá rosa	ST
24		<i>Lecythis lanceolata</i>	Sapucaia	C
13	Leguminosae – Caesalpinoideae			
25		<i>Apuleia leiocarpa</i>	Garapa	C
26		<i>Bauhinia forficata</i>	Bauínia	SI
27		<i>Caesalpinia echinata</i>	Pau-brasil	C
28		<i>Caesalpinia peltophoroides</i>	Sibipiruna	SI

Nº	Nome da família	Nome científico	Nome popular	Grupo ecológico
29		<i>Calliandra</i> sp	Pingo-de-ouro	-
30		<i>Copaifera langsdorffii</i>	Copaíba	ST
31		<i>Hymenea courbaril</i>	Jatobá	SI
32		<i>Schizolobium parahyba</i>	Guapuruvu	P
33		<i>Senna macranthera</i>	Fedegoso	P
14	Leguminosa – Mimosoideae			
34		<i>Acacia polyphylla</i>	Monjoleiro	P
35		<i>Albizzia</i> sp	Albizzia	P
36		<i>Anadenanthera macrocarpa</i>	Angico preto	P
37		<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	Orelha de macaco	P
38		<i>Inga edullis</i>	Ingá de metro	SI
39		<i>Inga laurina</i>	Ingá do brejo	SI
40		<i>Inga cylindrica</i>	Ingá feijão	SI
41		<i>Inga vera</i>	Ingá de quatro quinas	SI
42		<i>Piptadenia</i> sp	Angicão	P
43		<i>Mimosa bimucronata</i>	Maricá	P
44		<i>Parapiptadenia pterosperma</i>	Angico Preto	P
45		<i>Plathymenia foliolosa</i>	Vinhático	ST
46		<i>Piptadenia paniculata</i>	Monjolo, Pau Jacaré	P
15	Leguminosae – Papilionoideae			
47		<i>Centrolobium robustum</i>	Araribá	P
48		<i>Dalbergia nigra</i>	Jacarandá da Bahia	C
49		<i>Erythrina speciosa</i>	Candelabro	P
50		<i>Lonchocarpus guillemineanus</i>	Embira de sapo	SI
16	Malestomataceae			
51		<i>Tibouchina granulosa</i>	Quaresmeira	SI
52		<i>Miconia latecrenata</i>	Pixirica	SI
17	Meliaceae			
53		<i>Cabralea canjerana</i>	Canjerana	SI
54		<i>Cedrela fissilis</i>	Cedro rosa	SI
55		<i>Guarea guidonia</i>	Carrapeta	ST
18	Myristicaceae			
56		<i>Virola</i> sp	Bicuíba	-
19	Moraceae			
57		<i>Ficus insipida</i>	Figueira	P
20	Myrtaceae			
58		<i>Eugenia uniflora</i>	Pitanga	SI
59		<i>Psidium guajava</i>	Goiaba	P
60		<i>Syzygium jambolana</i>	Jamelão	-
21	Palmae – Arecaceae			
61		<i>Euterpe edulis</i>	Palmito	ST

Nº	Nome da família	Nome científico	Nome Popular	Grupo ecológico
62		<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Baba de boi	SI
22	Polygonaceae			
63		<i>Triplaris americana</i>	Pau-formiga	SI
23	Rhamnaceae			
64		<i>Colubrina glandulosa</i>	Sobrasil	SI
24	Rubiaceae			
65		<i>Genipa americana</i>	Genipapo	ST
25	Sapindaceae			
66		<i>Cupania oblongifolia</i>	Pau macro	SI
67		<i>Cupania vernalis</i>	Camboatá	SI
26	Sapotaceae			
68		Espécie não identificada		-
27	Solanaceae			
69		Espécie não identificada		-
28	Tiliaceae			
70		<i>Luechea divaricata</i>	Açoita cavalo	SI
29	Ulmaceae			
71		<i>Trema micrantha</i>	Crindiuva	P
30	Verbenaceae			
72		<i>Aegiphylia sellowiana</i>	Tamanqueiro	P
73		<i>Citharexylum mirianthum</i>	Tarumã	SI

Tabela 2.

Famílias e espécies utilizadas no plantio de corredores florestais e grupos ecológicos

(P = Pioneira;

SI = Secundária Inicial;

ST = Secundária Tardia;

C = Clímax).

Fonte: Rambaldi *et al.* No prelo.

Os corredores florestais foram inicialmente implantados sob a forma de experimentos científicos, em 1996, na Reserva Biológica de Poço das Antas/IBAMA (Rambaldi *et al.*, no prelo). A partir do ano de 1997, os corredores passaram a ser também implantados em propriedades particulares que, na maioria das vezes, apresentavam grupos de micos-leões-dourados em seus remanescentes florestais (Tabela 3). Um dos trajetos priorizados para os corredores, em parte já concretizado, está promovendo a conectividade entre fragmentos florestais localizados entre a ReBio de Poço das Antas (Silva Jardim) e a Fazenda do Rio Vermelho (Rio Bonito). Este corredor apresenta uma extensão de 35 km e encontra-se paralelo à rodovia BR-101 em sua porção sul. Há ainda um segundo trecho, localizado ao norte da mesma rodovia, que também está em fase de implantação, interligando fragmentos florestais que abrigam grupos de micos-leões-dourados reintroduzidos, todos em propriedades particulares. Até o final de 2006, os corredores já implantados promoviam a integração de mais de 9000 ha de Mata Atlântica, sendo que vários já estão sendo utilizados por uma lista significativa de espécies. Este total é expresso em uma área descontínua, uma vez que nenhum dos dois trajetos citados têm todos os corredores já implantados, de um extremo ao outro.

Com a utilização de imagem de satélite Landsat 7/2000 e de ferramentas que quantificam a composição e a configuração da paisagem (FRAGSTATS), o Laboratório de Geoprocessamento da AMLD analisou, no ano de 2006, o grau de conectividade na bacia do rio São João. Neste contexto, existem duas situações distintas: aquela encontrada ao norte da rodovia BR-101, onde os fragmentos florestais apresentam maior tamanho (387 ha, em média) e menor grau de isolamento (158 m de distância linear ao vizinho mais próximo, em média), e aquela localizada ao sul desta mesma rodovia, onde os fragmentos florestais têm menor tamanho (47 ha, em média) e maior distância linear média ao vizinho mais próximo (300 m, em média). A bacia do rio São João, como um todo, apresenta remanescentes florestais de tamanho médio equivalente a 127 ha e distância linear média de 276 m (Capítulo 6).

Para a elaboração de mapas que visam ilustrar o planejamento e a implantação dos corredores florestais na bacia do rio São João, foram usados GPS de navegação e imagem de satélite SPOT (10 m de resolução). Utilizando-se ferramentas de geoprocessamento, foi delimitado um polígono para indicar a área planejada para a implantação dos corredores e, a campo, foram organizadas coletas de pontos georreferenciados a

fim de caracterizar os limites de cada um dos corredores implantados. Esses dados possibilitaram a elaboração de uma gama de mapas, sendo cada um deles específico a um dado corredor florestal.

O uso mais comum das terras no entorno dos corredores florestais é aquele voltado à pecuária de corte, seguido pela pecuária de leite. Como consequência, as áreas destinadas à restauração florestal têm, necessariamente, que ser isoladas com cercas para evitar o pisoteio pelo gado – nem todos os proprietários concordam em arcar com os custos da instalação das cercas, o que eleva os gastos da AMLD com a implantação de cada uma das áreas. Após este isolamento, inicia-se o preparo da terra para o plantio, por meio de roçadas, estaqueamento, coroamento (capina) e abertura de covas. As espécies utilizadas são nativas da Mata Atlântica da baixada litorânea fluminense (Tabela 2), como ingá (*Inga* sp), palmito (*Euterpe edulis*), paineira (*Chorisia speciosa*), angico (*Piptadenia* sp), carrapeta (*Guarea guidonea*) etc.. O espaçamento adotado entre as mudas plantadas pode variar conforme as características do terreno (1x1 m a 3x2 m). Antes de serem utilizadas nos plantios, as mudas são mantidas em viveiros e passam por um período de aclimação. Depois de implantados, os corredores florestais recebem, em média,

três manutenções durante o ano, constituídas de roçadas, capinas e replantios, quando necessários. São também realizados reparos em cercas e porteiros de acesso.

Este trabalho apresenta resultados positivos tanto no aumento do número de propriedades envolvidas e das áreas restauradas, como no estabelecimento e desenvolvimento das mudas nos corredores. Durante os primeiros anos deste trabalho, dados de crescimento e mortalidade foram coletados a fim de monitorar o sucesso dos corredores, o que demonstrou a necessidade de melhores práticas, como controle mais rígido de gramíneas, espaçamento adensado sobre solos empobrecidos e escolha de espécies adaptadas a cada tipo de solo e relevo. Em 2007, foi iniciado um monitoramento sistemático da formação do estrato sombreador nos corredores. Para tal foi empregado aparelho densiômetro, que dá leitura direta da porcentagem da cobertura de dossel por meio de um jogo de espelhos quadriculados.

Tabela 3.

Áreas e localizações dos corredores florestais, implantados pela AMLD na ReBio de Poço das Antas/IBAMA e em propriedades particulares.

* Corredores inseridos no trecho entre a ReBio de Poço das Antas/IBAMA e a Fazenda do Rio Vermelho.

** Corredores inseridos no trecho entre os distritos de Imbau e Aldeia Velha

Unidade	Plantio na ReBio de Poço das Antas/IBAMA área (ano início) – comprimento	Local
ReBio de Poço das Antas/ Ibama	4.500 m ² (1996) – 150 m	Morro da Sede de Campo
ReBio de Poço das Antas/ Ibama	4.500 m ² (1996) – 150 m	Morro da Sede de Campo
ReBio de Poço das Antas/ Ibama	4.500 m ² (1996) – 150 m	Morro da Sede de Campo
ReBio de Poço das Antas/ Ibama	3.600 m ² (1996) – 60 m	Morro da Sede de Campo
ReBio de Poço das Antas/ Ibama	3.600 m ² (1996) – 60 m	Morro da Sede de Campo
ReBio de Poço das Antas/ Ibama	3.600 m ² (1996) – 60 m	Morro da Sede de Campo
Subtotal	24.300 m² ou 2,43 ha – 630 m	01 Localidade

Local	Plantio em áreas privadas área (ano início) – comprimento	Distrito (Município)
Fazenda Vale do Cedro**	7.500 m ² (1997) – 250 m	Maratuã (Silva Jardim)
Fazenda Santa Helena**	7.500 m ² (1997) – 250 m	Maratuã (Silva Jardim)
Fazenda Casarão da Afetiva**	1.750 m ² (1997) – 110 m	Imbaú (Silva Jardim)
Fazenda Rio Preto*	2.875 m ² (2001) – 110 m	Peclat (Silva Jardim)
Fazenda Boa Esperança*	1.490 m ² (2002) – 70 m	Faz. Brasil (Silva Jardim)
Fazenda Boa Esperança*	4.271 m ² (2002) – 90 m	Faz. Brasil (Silva Jardim)
Fazenda Boa Esperança*	4.400 m ² (2002) – 110 m	Faz. Brasil (Silva Jardim)
Fazenda Renascença*	13.005 m ² (2002) – 550 m	Mato Alto (Rio Bonito)
Rancho XN*	7.200 m ² (2003) – 210m	Belvedere (Silva Jardim)
Fazenda São João*	4.024 m ² (2004) – 143 m	Cesário Alvim (Silva Jardim)
Sítio Leal*	23.500 m ² (2004) – 510 m	Cambucaes (Silva Jardim)
Fazenda Vendaval*	45.930 m ² (2005) – 1.900 m	Cesário Alvim (Silva Jardim)
Fazenda do Estreito**	4.600 m ² (2006) – 160m	Imbaú (Silva Jardim)
Fazenda dos Tamarins**	8.000 m ² (2006) – 326m	Belvedere (Silva Jardim)
Haras da Flandria**	1.800 m ² (2007) – 82m	Peclat (Silva Jardim)
Subtotal	137.845 m² (13,6 ha) – 4.828 m	
Total	162.365 m² (16,3 ha) – 6.088 m	

Parceria com universidades tem possibilitado o desenvolvimento de levantamentos científicos nas áreas dos corredores. Estudantes de graduação e de pós-graduação da UFRJ – Universidade Federal do Rio de Janeiro e da UENF – Universidade Estadual do Norte Fluminense, estão conduzindo estudos de uso da fauna de pequenos mamíferos e levantamento fitossociológico, respectivamente. Estes estudos têm demonstrado o sucesso do desenvolvimento e da funcionalidade dos corredores.

No início de 2006, foi realizada uma avaliação dos corredores até então implantados, por meio de consultoria especializada e em parceria com o WWF-Brasil. Esta consultoria apontou que o trabalho de implantação e manutenção dos corredores tem sido bem realizado, sendo sugeridos alguns ajustes como melhorias na estocagem de mudas, manutenções mais frequentes e implantação/isolamento de novas áreas a um só tempo com plantios posteriores.

Considerações finais

Existem dois grandes desafios na implantação de corredores florestais. O primeiro refere-se aos aspectos ecológicos da restauração florestal, pois a maioria das áreas trabalhadas possui um histórico de décadas de uso e manejo inadequado, com o emprego de queimadas, cujas principais conseqüências são o empobrecimento do solo, esgotamento de nutrientes (minerais e matéria orgânica), extermínio da micro-biota – essencial à ciclagem de nutrientes, e esgotamento do banco de sementes das espécies nativas, que garantiriam a regeneração espontânea da cobertura florestal nestas áreas.

O segundo e, talvez, maior desafio, refere-se à participação dos proprietários nestas ações, com o consentimento, por parte dos mesmos, para a implantação e manutenção dos corredores florestais em suas propriedades, sobretudo nesta região, onde a conversão de florestas em áreas agropastoris é realizada há séculos. Recentemente, a expansão urbana desordenada, incluindo o parcelamento do solo em zonas rurais vem representando um terceiro desafio à implantação dos corredores florestais.

Frente ao descrito acima, conclui-se que a implantação dos corredores florestais tem importante papel no envolvimento da sociedade, representada pelos proprietários de áreas privadas, na busca por soluções para a problemática ambiental, sobretudo para a conservação da Mata Atlântica.

Este projeto ainda vem garantindo a geração de empregos na região, proporcionando trabalho remunerado a grupos familiares das comunidades do entorno das áreas dos corredores. Estas famílias participam desde a produção e estocagem de mudas, instalação das cercas até a implantação dos corredores e a manutenção posterior destas áreas.

Segundo os administradores e proprietários das fazendas envolvidas neste projeto, a parceira com a AMLD tem contribuído para a diminuição da incidência de atos ilícitos ao meio ambiente nestas propriedades, como caça, captura de pássaros canoros, incêndios florestais e extração de palmito, uma vez que, além das visitas frequentes, com veículos com estampa da logomarca da AMLD, as propriedades recebem ainda uma placa alusiva à parceria, que é fixada na entrada de acesso às propriedades, com destaque à Lei 9.605/98 – de Crimes Ambientais – com logomarca da AMLD, do Ibama e do Ministério do Meio Ambiente.

Agradecimentos

O Projeto de Incentivo à Criação de RPPNs da Associação Mico-Leão-Dourado tem contado com a colaboração das seguintes instituições: Ministério do Meio Ambiente por meio do FNMA – Fundo Nacional do Meio Ambiente –, do PROBIO – Programa de Conservação da Biodiversidade Brasileira – e do PD/A – Programa Piloto de Proteção das Florestas Tropicais do Brasil, CEPF – Fundo de Parcerias para Ecossistemas Críticos, Programa de Incentivo para as RPPN da Mata Atlântica (Aliança para a Conservação da Mata Atlântica e TNC – The Nature Conservancy) e WWF-Brasil.

O Projeto de Corredores Florestais tem sido financiado pelo Ministério do Meio Ambiente por meio do FNMA – Fundo Nacional do Meio Ambiente, do PROBIO – Programa de Conservação da Biodiversidade Brasileira – e do PD/A – Programa Piloto de Proteção das Florestas Tropicais do Brasil, CEPF – Fundo de Parcerias para Ecossistemas Críticos, Philadelphia Zoological Society e WWF-Brasil. Grande parte das mudas de espécies nativas utilizadas nos corredores tem sido doada pela Aracruz Celulose S/A.

Este capítulo contou com a colaboração e revisão do engenheiro florestal Carlos Alvarenga Pereira Júnior, o qual faz parte da equipe do Programa de Conservação em Áreas Privadas e trabalha ativamente na implantação dos corredores florestais. A participação do assistente de pesquisa Gustavo Barros Ventorim no levantamento, a campo, dos vértices definidores dos limites das propriedades e das áreas tidas como RPPNs foram imprescindíveis à criação das Reservas Particulares do Patrimônio Natural que contaram com o apoio da Associação Mico-Leão-Dourado.

Ambos os projetos recebem apoio dos proprietários rurais da bacia do rio São João, cuja participação, envolvimento e compromisso de longo prazo são cruciais em quaisquer iniciativas de restauração e conservação da Mata Atlântica.

Referências

Carvalho, F. A., Nascimento, M. T., Procópio de Oliveira, P., Rambaldi, D. M. & Fernandes, R. V., 2004. A Importância dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica da Baixada Costeira Fluminense na APA da Bacia do Rio São João/Mico-Leão-Dourado/Ibama, Rio de Janeiro. Anais do IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação: 106-113.

Fernandes, R. V., Schmidt, M. A. R. & Rambaldi, D. M., 2005. Protection of Golden Lion Tamarin Habitat (*Leontopithecus rosalia*) on Private Lands. Anais: 19th Annual Meeting of the Society for Conservation Biology.

Fundação SOS Mata Atlântica/INPE, 2002. Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica e Ecossistemas Associados no Período de 1995-2000. INPE, São José dos Campos/SP.

Kierulff, M. C. M. & Rylands, A. B., 2003. Census and Distribution of the Golden Lion Tamarin (*Leontopithecus rosalia*). American Journal of Primatology 59: 29-44.

Rambaldi, D. M., Fernandes, R. V. & Schmidt, M. A. R., 2005. Forest Corridors Linking Species, Habitats and People from Atlantic Forest, Brazil. Anais: 4th Conference of the Society for Ecological Restoration International & 17th The World Conference on Ecological Restoration. Zaragoza, Espanha.

Rambaldi, D. M., Fernandes, R. V. & Schmidt, M. A. R. No prelo. Corredores Florestales que Unen Personas, Hábitat y Especies en el Bosque Atlántico de Brasil. In: González Espinosa, M. & Ramírez Marcial, N. (Orgs.). Restauración de Bosques en America Latina. Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas y Mundi-Prensa, Madrid – Mexico.

Rambaldi, D. M., Fernandes, R. V. & Schmidt, M. A. R., 2005. The Private Protected Lands and their Key Role in the Conservation of the Atlantic Forest Hotspot, Brazil. Parks Magazine, IUCN – The World Conservation Union. Gland, Suíça: 30-38.

Salmito, T. M. & Ribeiro, A., 1999. Reserva Particular do Patrimônio Natural/RPPN, Conservação in situ. Ibama, Rio de Janeiro, RJ.

Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – Snuc: Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Brasília: MMA/SBF. 32p.

Educação ambiental e políticas públicas para a conservação dos micos-leões-dourados



Patrícia Mie Matsuo, Denise Marçal Rambaldi,
Maria Inês da Silva Bento, Rosan Valter Fernandes,
Vanessa Boucinha

O pioneirismo na conservação da vida silvestre

A preocupação com a situação do mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*) na natureza surgiu a partir dos estudos do professor Ademar Faria Coimbra-Filho no final da década de 60, quando foi estimada na região, uma população de apenas 200 animais livres em seu habitat natural e obteve informações de que mais de 300 micos-leões-dourados tinham sido capturados durante cinco anos por uma única pessoa (Coimbra-Filho, 1969). Entretanto, foi somente em 1974 que o antigo IBDF (atual IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis) criou uma área para a proteção da espécie, a Reserva Biológica de Poço das Antas no município de Silva Jardim. Com uma área de 5.500 ha, o objetivo desta Unidade de Conservação é proteger a fauna característica desta região, representada pelo mico-leão-dourado, pela preguiça-de-coleira (*Bradypus torquatus*) e pela borboleta-da-praia (*Parides ascanius*). Poço das Antas foi a primeira Reserva Biológica criada no país, onde atualmente vivem cerca de 300 micos-leões-dourados.

Em 1983, foi iniciado o Programa de Conservação para o Mico-Leão-Dourado – PCMLD, uma ação conjunta entre instituições e pesquisadores, voltada para a conservação dos micos-leões-dourados no seu ambiente natural.

Conhecer as causas do declínio na população da espécie foi uma das primeiras tarefas da equipe do PCMLD que, com base nos estudos sobre a ecologia da espécie identificou as principais ameaças e estabeleceu as seguintes metas para a conservação da espécie: reduzir o desmatamento, assegurar a conservação permanente de matas particulares, reduzir os incêndios florestais, a caça e o comércio ilegal de micos-leões-dourados (Dietz & Nagagata, 1985). Estas informações foram fundamentais para o desenvolvimento da estratégia do programa de educação conservacionista do PCMLD, pioneiro no Brasil.

Conhecendo as comunidades locais

O primeiro passo do programa de educação conservacionista do PCMLD foi a realização de uma série de entrevistas informais com líderes comunitários para identificar possíveis parceiros para o projeto. Inicialmente, os maiores interessados foram: o Prefeito de Silva Jardim, os professores e os estudantes (Dietz & Nagagata, 1985). Em 1984 professores e outros líderes comunitários colaboraram na elaboração e no refinamento de um questionário utilizado no diagnóstico das comunidades locais para identificar seus conhecimentos e atitudes sobre a vida silvestre, a floresta e a Reserva. Os resultados deste diagnóstico forneceram informações importantes para o planejamento e definição da metodologia do programa de educação conservacionista (Dietz & Nagagata, 1995).

Os resultados mostraram que 41% dos entrevistados não identificaram o mico-leão-dourado numa fotografia mostrada pelos entrevistadores, muito embora demonstrassem simpatia pelo animal. A maioria das pessoas desconhecia a existência da Reserva Biológica de Poço das Antas. Nenhuma atitude negativa em relação ao mico-leão-dourado ou à floresta foi identificada neste diagnóstico. Entretanto, era preciso aumentar o nível de conhecimento e de pensamento global,

principalmente, sobre as conseqüências de suas ações no longo prazo (Dietz, 1998). Dessa forma, foi definido que o mico-leão-dourado poderia ser utilizado como uma «espécie bandeira» para aumentar os conhecimentos da comunidade sobre as relações entre a vida silvestre, habitat, seres humanos e seu bem estar. Embora se trate de uma visão simplificada de conservação, essa estratégia ajuda a focalizar a atenção numa determinada espécie ao invés de enveredar-se pelos conceitos mais complexos de riqueza de espécies ou mesmo diversidade genética, que são posteriormente abordados com o desenvolvimento natural do conhecimento do público (Rambaldi, 2002).

Muitos entrevistados que reconheceram que a vida silvestre local estava diminuindo, não relacionaram este fato à destruição do habitat, sua principal causa. Parte da população não sentia nenhum orgulho de sua região, e reverter essa visão se tornou uma parte importante da estratégia de ação (Dietz, 1998).

As entrevistas também identificaram os meios de comunicação mais indicados para que as mensagens de conservação chegassem ao público alvo, definido então como os adultos e os jovens. O contato direto com o público nem sempre era possível, em muitas áreas não havia serviço de correio ou telefonia e as estradas

de acesso às comunidades mais remotas eram precárias. As mídias de massa como televisão e rádio se mostraram as mais adequadas, já que 80% dos entrevistados assistiam TV e 99% ouviam rádio. Como 40% da população adulta era formada por analfabetos, a mídia impressa não seria adequada (Dietz, 1998).

Buscou-se assim estabelecer uma relação positiva com os líderes comunitários. Foram realizadas muitas conversas informais para conhecer melhor a comunidade e obter sugestões de como melhorar a abordagem da conservação e construir uma relação de longo prazo. Com o tempo, o programa começou a ser visto de forma positiva tanto pelos líderes quanto pela comunidade de uma forma geral. Um fato que contribui muito para isto foi o engajamento de diversos estudantes voluntários para trabalhar junto com os pesquisadores e educadores do PCMLD. Posteriormente, estes voluntários foram contratados para atuar nos diversos projetos de pesquisas e educação, muitos dos quais ainda hoje fazem parte da equipe.

A avaliação formal da primeira fase do programa de educação conservacionista foi feita através da comparação dos resultados do mesmo questionário aplicado em 1984 e 1986. Os resultados indicaram mudanças significativas no conhecimento e nas atitudes das comunidades. Como nenhuma outra atividade ou

evento voltado para as questões de conservação ocorreu na região e que também poderiam influenciar os resultados das pesquisas, essas mudanças foram atribuídas as atividades do projeto. Houve um aumento significativo na porcentagem de adultos que identificaram o mico-leão-dourado numa fotografia, sua forma de organização social e seu habitat (Dietz & Nagagata, 1997). Embora o programa não tenha abordado especificamente os hábitos e a importância de outras espécies da fauna regional, observou-se também uma mudança significativa na percepção do público com relação à fauna de uma maneira geral (Dietz & Nagagata, 1997).

Educar para conservar

A partir de 1986, inúmeros métodos foram sendo desenvolvidos, testados e implementados pela equipe: uma logomarca foi criada para identificar o programa e ser usada em todos os materiais educativos – atualmente esta é a logomarca da Associação Mico-Leão-Dourado; spots para rádios locais e vinhetas para a televisão com diversas mensagens sobre a Mata Atlântica e os micos-leões foram elaborados e, na televisão, veiculadas em rede nacional pela TV Globo em horário nobre. O alcance destas vinhetas foi muito grande, indo além das fronteiras da Mata Atlântica. Na mesma época foi criada a Fundação SOS Mata Atlântica no estado de São Paulo, tendo sido vei-

culadas pela televisão vinhetas sobre a importância do bioma e do controle das ameaças. A participação da mídia local e nacional foi – e sempre será – de extrema importância na formação da consciência ambiental coletiva. Estas mensagens reforçaram junto ao público a relação entre o mico-leão-dourado e a Mata Atlântica, transformando a espécie num símbolo nacional e internacionalmente reconhecido para a conservação da Mata Atlântica. Outros materiais educativos e promocionais foram produzidos e distribuídos regionalmente como pôsters, cadernos escolares, cartilhas, camisetas, adesivos, brochês e bonês com mensagens educativas e a logomarca do projeto.

O público rural e urbano também foi alcançado por meio de inúmeras atividades como palestras e apresentação de um audiovisual nas escolas da região, visitas às fazendas para conquistar o apoio e a participação dos proprietários rurais para a reintrodução de micos-leões nascidos em cativeiro, treinamento para os guardas florestais da Reserva Biológica de Poço das Antas, cursos de educação ambiental para professores, gincanas e outros eventos comemorativos de datas importantes como o dia mundial do meio ambiente, aniversários das cidades da região, exposições agropecuárias, festivais de músicas, poesias e concursos de redação além de inúmeras outras atividades.

Ao longo dos anos, diversos fatos ocorridos demonstraram o impacto do programa de educação. Pessoas das comunidades do entorno ajudaram apagar incêndios florestais na Reserva – uma indicação significativa do grau de envolvimento. Outro resultado foi a devolução espontânea de mais de 20 micos-leões-dourados mantidos ilegalmente como animais de estimação e 25 preguiças-de-coleira (Dietz, 1998). Outro grande impacto do programa foi a demanda criada na região por informações sobre a Mata Atlântica, sua fauna característica, áreas protegidas e outros temas. As pessoas queriam visitar a Reserva e ver os micos. Essa demanda estimulou o PCMLD e a Reserva a criar um espaço destinado à recepção do público e assim desenvolver a educação e interpretação ambiental. Foi então aberto ao público em 1989 o primeiro Centro Educativo dentro de uma Reserva Biológica no Brasil: o Centro Educativo Adelmar F. Coimbra-Filho.

A ciência como base para o envolvimento público na conservação

Os conhecimentos sobre o mico-leão-dourado, seu habitat, a dinâmica social e demográfica produzidos ao longo de décadas de estudos conduzidos pelo PCMLD e colaboradores, possibilitaram a utilização de uma ferramenta conhecida como Análise de Viabilidade de População e Hábitat (sigla em inglês: PHVA) que possibilita a definição de estratégias para a conservação de espécies ameaçadas. A primeira análise realizada em 1990, embora pontilhada por «achismos» e incertezas decorrentes dos conhecimentos insuficientes, gerou importantes resultados como a identificação de áreas que precisavam ser mais pesquisadas (Kleiman & Rylands, 2003) e um entendimento comum de que os esforços até o ano 2025 deveriam ser voltados em assegurar a sobrevivência desta espécie nos próximos 100 anos. Para isso se faz necessária uma população geneticamente viável composta por pelo menos 2 mil micos-leões-dourados vivendo livremente em 25 mil hectares de florestas protegidas (Seal *et al.*, 1990, Rambaldi, 2002; Introdução). Outra recomendação feita em 1990 consistia na necessidade de se estabelecer uma instituição brasileira para coordenar as ações de pesquisas e conservação do mico-leão-dourado

(Seal *et al.*, 1990; Rambaldi *et al.*, 1990). Em 1992 foi criada a Associação Mico-Leão-Dourado – AMLD, uma instituição brasileira, de direito privado e sem fins lucrativos que tem como missão a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica, com ênfase na proteção do mico-leão-dourado em seu habitat natural.

Os professores desde o início do PCMLD estiveram envolvidos nas atividades do programa de educação ambiental, mas foi a partir de 1999 que a equipe definiu a formação continuada de professores como linha de atuação, identificando que os educadores poderiam atuar como multiplicadores em suas escolas localizadas no entorno da Reserva Biológica de Poço das Antas ou próximas de fazendas que participam do programa de reintrodução de micos-leões nascidos em cativeiro. Os objetivos da formação eram de sensibilizar para o trabalho com educação ambiental como eixo transversal no plano pedagógico e curricular da escola. Os resultados e aprendizados da formação continuada com os dois primeiros grupos de professores permitiram a reformulação e início do Redescobrir a Mata Atlântica. Atividades práticas nas florestas (Figura 1) e palestras com pesquisadores que estudam na região estão possibilitando aos professores maior conhecimento, além de ser um grande estímulo para a valorização do seu meio ambiente local. A partir daí é



Figura 1.
Curso de professores Redescobrimdo a Mata Atlântica:
estudo do meio sobre os recursos hídricos e sua relação com a Mata Atlântica.
(Autor da foto: Vanessa Boucinha, AMLD).

possível que desenvolvam projetos educativos sobre a Mata Atlântica (características físicas, flora, fauna, recursos hídricos, ameaças e ações de conservação) associados ao conteúdo curricular das escolas.

Na década de 90, o Programa de Educação Ambiental focalizou sua estratégia nos fazendeiros da região. O aumento no tamanho e na proteção do habitat disponível para os micos passou a ser prioridade, pois as áreas protegidas existentes nesta região são pequenas e não totalizam nem a metade do mínimo necessário

para a conservação da espécie, o que tornou ainda mais importante o envolvimento das comunidades rurais nas ações de conservação do mico-leão-dourado e do seu habitat.

Assim que as primeiras fazendas receberam micos a partir da metade da década de 80, a notícia se espalhou e despertou o interesse de outros proprietários (Kleiman & Mallison, 1998). A parceria ganhou força e ampliou-se com as visitas da equipe às novas fazendas identi-

Assentamento	Nº Famílias	Área total (ha)	Área com mata (ha)
Gleba Aldeia Velha	41	250	30
Sebastião Lan I	33	380	05
Cambucaes/Olhos d'água	106	1636	327
Total	180 Famílias	2266 ha	362 ha

Tabela 1.
Assentamentos localizados no entorno
da Reserva Biológica de Poço das Antas.

cadadas como potenciais parcerias. Essas visitas foram essenciais para entender melhor a percepção dos fazendeiros sobre conservação e conquistar o apoio deles. Um achado importante durante as visitas e que surpreendeu a equipe de educação ambiental, foi que os fazendeiros não consideravam a isenção do imposto rural um incentivo suficiente para que preservassem suas florestas, mas sim a possibilidade de tornar-se parceiro nos esforços de conservação. A possibilidade de ter micos-leões-dourados em suas fazendas foi o elemento chave para aumentar a participação dos fazendeiros e a proteção das florestas (Pádua *et al.*, 2002).

Os proprietários rurais apresentaram rápidas respostas às mensagens do projeto, materializadas na cessão incondicionada do uso de suas florestas para a reintrodução de micos-leões nascidos em cativeiro. O receio inicial de alguns fazendeiros causado pelo pouco conhecimento sobre o assunto, foi aos poucos sendo transformado em orgulho pela proteção das florestas e dos micos-leões. O apoio dos fazendeiros tem sido fundamental para o sucesso na conservação desta

espécie. De 1984 a 2003 foram realizadas 17 reintroduções (Beck *et al.*, 2002). Atualmente 28 fazendas participam do programa de reintrodução de micos nascidos em cativeiro, possibilitando assim um incremento significativo na população de micos-leões. Em 2003, a população reintroduzida já tinha ultrapassado os 500 micos-leões-dourados, o que representa quase 50% da população total da espécie.

Um novo tipo de proprietário passou a ser um importante parceiro para a AMLD: os pequenos produtores rurais assentados pelo Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária – INCRA. Três assentamentos (Aldeia Velha, Cambucaes/Olhos d'Água e Sebastião Lã I) foram implantados em áreas limítrofes à Reserva Biológica de Poço das Antas (Tabela 1).

No assentamento Cambucaes / Olhos d'Água foram assentadas 40 famílias na região denominada de Olhos d'Água. Entretanto, 19 famílias foram equivocadamente assentadas na área gravada como Reserva Legal (318 ha), onde desenvolvem práticas agrícolas tais como pro-



Figura 2.
Viveiro de mudas no assentamento Cambucaes/Olhos d'Água.
(Autor: Maria Inês da Silva Bento, AMLD)

dução de abacaxi, citrus, banana, aipim e criação de pequenos animais. Algumas destas famílias estão na mesma área há pelo menos 20 anos, ou seja, antes da averbação da área. Já no assentamento Sebastião Lan I, foram assentadas 30 famílias em área improdutivo: com solo de turfa e às margens do canal do rio São João, tornando o solo permanentemente encharcado. Esses fatos demonstram a ausência de uma política agrícola sustentável direcionada à agricultura fami-

liar em assentamentos de reforma agrária, ocasionando aumento na pressão aos remanescentes florestais locais, seja pelo uso de insumos químicos ou pela necessidade de exploração dos recursos naturais.

Por estes motivos é que a AMLD criou um programa de Extensão Ambiental para lidar especificamente com este público. Usando metodologias participativas e atuando como interlocutora junto aos



Figura 3.
Unidade demonstrativa de sistema agroflorestal
implantada no assentamento Aldeia Velha
Foto: Maria Inês da Silva Bento, AMLD

governos locais e órgãos estaduais e federais, a AMLD aos poucos foi conquistando a confiança e o apoio dos assentados. Desde então, a geração de renda aliada à conservação ambiental tem sido fundamental para o sucesso na parceria com os agricultores dos assentamentos localizados no entorno da Reserva Biológica de Poço das Antas. Diversos cursos de capacitação, visitas técnicas e troca de

experiências foram realizados resultando na inserção de práticas agrícolas sustentáveis. Um viveiro comunitário de espécies florestais da Mata Atlântica foi estabelecido no assentamento Cambucaes/Olhos d'Água (Figura 2), o que possibilitou a implantação de oito unidades demonstrativas de sistemas agroflorestais – SAF nos assentamentos de Aldeia Velha e Cambucaes/Olhos d'Água, em parceria

com a Área de Proteção Ambiental da Bacia do rio São João/Mico-Leão-Dourado e as Secretarias de Agricultura e Meio Ambiente do município de Casimiro de Abreu (Figura 3). Alguns agricultores fizeram a conversão de suas áreas para a produção orgânica de hortaliças. Estas práticas têm agregado valor significativo aos seus produtos gerando renda adicional e melhorando a qualidade de vida destas famílias.

Ampliando a participação do público alvo na proteção e restauração florestal

A paisagem da região é caracterizada como uma colcha de retalhos de fragmentos florestais. Essa desconectividade dificulta a dispersão da flora e da fauna, como os micos-leões-dourados, diminuindo assim a diversidade genética da espécie. Para minimizar os efeitos negativos da fragmentação florestal sobre as populações de micos-leões, a AMLD vem testando e demonstrando a efetividade de corredores florestais como forma de aumentar o nível de percolação na paisagem. Desde 1997, 12 corredores florestais já foram plantados em fazendas cujos proprietários abriram mão de pequenas faixas de pastagens para o plantio de corredores florestais (Capítulo 7), em algumas das quais grupos de micos-leões-dourados já tinham sido reintroduzidos.

No assentamento Cambucaes / Olhos d'Água o corredor foi plantado sob a forma de sistema agroflorestal com o cultivo de olerícolas consorciadas com as espécies arbóreas nativas. Nos demais corredores somente espécies florestais nativas tem sido utilizadas no plantio. Atualmente estamos trabalhando com 74 espécies e pretendemos aumentar este número atingindo pelo menos 85 espécies. Os resultados dos estudos sobre dieta dos micos-leões conduzidos na Reserva Biológica União (Capítulo 2) e do inventário conduzido pelo Jardim Botânico do Rio de Janeiro na Reserva Biológica de Poço das Antas, foram cruciais para a seleção das espécies de acordo com a topografia do terreno – baixadas alagadas e baixadas drenadas, encostas e topos de morros.

Para incentivar a proteção permanente dos remanescentes de Mata Atlântica nas propriedades particulares, a AMLD tem um programa específico de incentivo à criação de RPPN – Reserva Particular do Patrimônio Natural, um tipo de Unidade de Conservação estabelecido pelo IBAMA em 1990 e muito difundido no país (Capítulo 7). Alguns estados criaram legislação própria para o estabelecimento de RPPN estadual. No entanto, no Rio de Janeiro onde não existe legislação específica, as RPPNs continuam sendo reconhecidas pelo órgão federal. Na região de ocorrência do mico-leão-dourado existem 15

RPPNs que juntas somam quase 2.500 ha de florestas protegidas. Destas, 13 foram criadas com o apoio direto da AMLD que realiza o mapeamento georreferenciado da propriedade e da área a ser protegida, auxilia o proprietário na organização dos documentos necessários e acompanha o processo junto ao IBAMA (Fernandes *et al.*, 2004, Capítulo 7). As vistorias necessárias para homologação destas áreas são prioritárias para a equipe do IBAMA da Reserva Biológica de Poço das Antas. Dez das 15 RPPNs mencionadas localizam-se no município de Silva Jardim, o que o eleva ao título de município com maior número de RPPNs Federais do país, juntamente com o município de Presidente Figueiredo/AM.

Essas ações demonstram a importância de envolver os proprietários para garantir a proteção permanente dos fragmentos florestais e aumentar a área disponível para a espécie.

Influenciando as políticas públicas

A AMLD vem contribuindo substancialmente para a implementação da Política Nacional de Meio Ambiente por meio do Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC, realizando estudos para a identificação de áreas prioritárias para a criação de novas Unidades de Conservação; apoiando a criação de dezenas de RPPNs conforme relatado anteriormente; participando dos Conselhos Consultivos das três Unidades Federais de Conservação na região: Área de Proteção Ambiental da Bacia do rio São João/Mico-Leão-Dourado, Reserva Biológica de Poço das Antas e Reserva Biológica União, além de apoiar técnica e financeiramente a elaboração do plano de manejo da Reserva Biológica União.

Para garantir a continuidade das atividades desenvolvidas pela AMLD, procura-se aumentar o envolvimento e estabelecer convênios com os Poderes Públicos locais: a Prefeitura Municipal de Silva Jardim vem há dois anos contribuindo com recursos financeiros para a realização dos cursos de professores. Além disso, a AMLD participa dos Conselhos Municipais de Turismo, de Desenvolvimento Ambiental e de Desenvolvimento Rural de Silva Jardim; e do Conselho Municipal de Turismo de Casimiro de Abreu e do Comitê da Bacia Hidrográfica do rio São João.

A AMLD participou da elaboração e criação da Rede de Educação Ambiental do Rio São João e do Rio das Ostras – REAJO, coordenada pelo Consórcio Intermunicipal Lagos São João. Durante os encontros presenciais da REAJO, os educadores puderam identificar problemas ambientais comuns e atividades que poderiam ser realizadas em todos os municípios envolvidos. Atualmente a REAJO está desenvolvendo dois projetos: Comunidades em Ação, que está sendo implementado em quatro microbacias piloto: Cambucaes – Silva Jardim, Alto Bacaxá – Rio Bonito, Foz do Rio São João – Casimiro de Abreu e Jundiá – Rio das Ostras. O objetivo é sensibilizar as comunidades sobre a importância do meio ambiente equilibrado e facilitar sua participação na compreensão, solução e prevenção de problemas ambientais das microbacias integrantes da Bacia do rio São João e Rio das Ostras. O outro projeto é uma campanha educativa contra caça e pela restauração das matas ciliares, com a veiculação de mensagens nas rádios e emissoras de televisão regionais. Essa articulação com educadores da bacia do rio São João tem sido um canal importante para o contato direto com as Secretarias de Educação, Meio Ambiente e Agricultura de outros municípios, estabelecimento de parcerias, troca de experiências e desenvolvimento de projetos ou atividades em conjunto.

Merece destaque a atuação da AMLD junto à Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, contribuindo desde a criação do Comitê Estadual da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica em 1998, coordenado pela AMLD durante seis anos. Em 2004, a AMLD foi eleita Coordenadora do Colegiado Regional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica que congrega os comitês estaduais do Rio de Janeiro, São Paulo, Minas Gerais e Espírito Santo. A Comissão de Meio Ambiente da ALERJ – Assembléia Legislativa do Estado do Rio de Janeiro assumiu este ano a coordenação do Comitê Estadual do Rio de Janeiro.

Novos desafios na manutenção dos fragmentos florestais

Uma das peculiaridades observadas nesses fragmentos florestais privados é a presença abundante de espécies invasoras de primatas, genericamente conhecidos como sagüi ou mico-estrela, (*Callithrix jacchus* e *Callithrix penicilata*) nativos do nordeste ou do cerrado brasileiro. Esses animais têm sido introduzidos nas florestas de nossa região e se constitui muito possivelmente uma ameaça ao habitat do mico-leão-dourado (Ruiz-Miranda *et al.*, 2000; Capítulo 4). O monitoramento destas espécies tem sido feito e os resultados preliminares sobre as relações entre estas espécies invasoras e os micos-

leões, têm nos mostrado que são competidores dos micos-leões-dourados. Os pesquisadores envolvidos nestes estudos participam de um grupo de trabalho criado pelo IBAMA com o objetivo de discutir e propor medidas de controle destas espécies invasoras.

Estudos genéticos e entrevistas com os moradores da região têm mostrado que as solturas destes primatas continuam acontecendo (Capítulo 4), dados que enfatizam a necessidade de um esforço de comunicação com as comunidades humanas da região e capacitação dos agentes e fiscais públicos que atuam na fiscalização ambiental.

Considerações finais: o reconhecimento e a mudança de status da espécie

O reconhecimento do mico-leão-dourado se reflete também ao nível nacional e internacional, pois a espécie transformouse num símbolo da luta pela conservação da Mata Atlântica brasileira. Numa pesquisa de opinião conduzida em 2001 pelo Ministério do Meio Ambiente e Instituto de Estudos da Religião, denominada «O que o brasileiro pensa do meio ambiente e do consumo sustentável?», a Associação Mico-Leão-Dourado foi a segunda

organização ambientalista mais lembrada nas entrevistas realizadas em áreas urbanas e rurais de todas as regiões do Brasil, perdendo apenas para o IBAMA (MMA & ISER, 2001). Em 2002, numa consulta pública conduzida pelo Banco Central, o mico-leão-dourado foi escolhido pelos brasileiros para estampar a nova cédula de 20 reais.

Essas iniciativas de envolvimento e participação do público contribuíram significativamente para que fosse celebrado em maio de 2002, o nascimento do milésimo mico-leão-dourado na natureza. Hoje, a população está estimada em 1200 animais vivendo nas florestas da região.

Na Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas de Extinção divulgada em 2003 pela União Mundial para a Natureza – IUCN, este pequeno primata melhorou seu status, passando de «Criticamente Ameaçado» para «Ameaçado» de extinção (Introdução). Essa conquista única no mundo em se tratando de primatas, só foi possível graças as pesquisas e ações de conservação e todo o trabalho de educação ambiental que vem sendo desenvolvido com as comunidades locais desde 1983.

Agradecimentos

Agradecemos a todos os parceiros e financiadores envolvidos: professores, estudantes, fazendeiros, assentados, Fundação Roberto Marinho, WWF-Brasil, Disney Wildlife Conservation Fund, American Society of Primatologists, Prefeitura Municipal de Silva Jardim, Prefeitura Municipal de Casimiro de Abreu, Copenhagen Zoo, Philadelphia Zoological Park, Instituto Embratel 21, Subprograma Projetos Demonstrativos – PDA, Fundo Nacional do Meio Ambiente, Critical Ecosystem Partnership Fund, Aracruz Celulose S/A, Aliança para a Conservação da Mata Atlântica.

Referências

Beck, B. B., Castro, M. I., Stoinski, T. S. & Ballou, J. D., 2002. The effects of pre-release environments on survivorship in golden lion tamarins. In: Kleiman, D. G., Rylands, A. (eds.) *The Lion Tamarins: Twenty-Five Years of Research and Conservation*, Washington, DC: Smithsonian Institution Press, p. 283- 300.

Coimbra-Filho, A. F., 1969. Mico-leão, *Leontopithecus rosalia* (Linnaeus, 1744), Situação atual da espécie no Brasil (Callithricidae – Primates). *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 41: 29-52.

Dietz, L. A. H., 1998. Community conservation education program for the golden lion tamarin in Brazil: building support for habitat conservation. In: Hoage, R. J.; Moran, K. (eds.) *Culture: the missing element in conservation and development*. Washington, DC: Kendall/Hunt Publishing Co.: National Zoological Park, Smithsonian Institution, p. 85-94.

Dietz, L. A. H. & Nagagata, E. Y., 1985. Projeto mico-leão. V. Programa de educação comunitária para a conservação do mico-leão-dourado *Leontopithecus rosalia* (Linnaeus, 1766). Desenvolvimento e avaliação de educação como uma tecnologia para a conservação de uma espécie em extinção. In: Mello, M. T. (ed.), *A Primatologia no Brasil*. Brasília, DF: Sociedade Brasileira de Primatologia, p. 249-256.

Dietz, L. A. H. & Nagagata, E. Y., 1995.

Golden lion tamarin conservation program: a community educational effort for forest conservation in Rio de Janeiro State, Brazil. In: Jacobson, S. K. (ed.) Conservation wildlife: International education and communication approaches. New York: Columbia University Press, p. 64-86.

Dietz, L. A. H. & Nagagata, E. Y., 1997.

Programa de conservação do mico-leão-dourado: atividades de educação comunitária para a conservação da Mata Atlântica do Estado do Rio de Janeiro. In: Pádua, S. M., Tabanez, M. F. (orgs.) Educação Ambiental: caminhos trilhados no Brasil. Brasília: IPÊ, cap. 9, p.133-46.

Fernandes, R. V. & Rambaldi, D. M.,

2004. Forest Corridors – News Paths for the Atlantic Forest Hotspot and the Golden Lion Tamarin (*Leontopithecus rosalia*). Book of abstracts 18th Annual Meeting Society for Conservation Biology. New York: Columbia University.

Fernandes, R. V., Rambaldi, D. M. & Procópio de Oliveira, P., 2004.

Contribuições de Pesquisas Científicas para a Conservação da Biodiversidade da Mata Atlântica e a Sustentabilidade em RPPNs. Anais do II Congresso Brasileiro de RPPNs, Curitiba: Confederação Nacional das Reservas Particulares do Patrimônio Natural, p. 106-116.

Kierulff, M. C. M. & Rylands, A. B., 2003.

Census and Distribution of the Golden Lion Tamarin (*Leontopithecus rosalia*). American Journal of Primatology, 59: 29-44.

Kleiman, D. G. & Mallinson, J. J. C.,

1998. Recovery and management committees for lion tamarins: Partnerships in conservation planning and implementation. Conservation Biology, 12: 1-13.

Ministério do Meio Ambiente (MMA), Instituto de Estudos da Religião (ISER), 2001.

O que o brasileiro pensa do meio ambiente e do consumo sustentável 2001. Pesquisa nacional de opinião. Relatório para divulgação, 35 p.

Pádua, S. M., Dietz, L. A., Rambaldi, D. M., Souza, M. G. & Santos, G. R.,

2002. In situ: Environmental education and the lion tamarins. In: Kleiman, D. G., Rylands, A. B. (eds.) Lion Tamarins – Biology and Conservation, Washington DC: Smithsonian Institution Press, p. 315-335.

Rambaldi, D. M., 2002.

Mico-leão-dourado: uma bandeira para a proteção da Mata Atlântica. In: Seria melhor mandar ladrilhar? Biodiversidade como, para que, por quê. Bensusan, N. (org.). Brasília: Editora Universidade de Brasília: Instituto Socioambiental, p. 61-66.

**Ruiz-Miranda, C. R., Affonso, A. G.,
Martins, A., Beck, B. B., 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.

Seal, U. S., Balou, J. D., Valladares-Padua, C. (eds.), 1990. Leontopithecus: Population Viability Analysis Workshop report. Apple Valley, MN: International Union for Conservation of Nature and Natural Resources/Species Survival Commission (IUCN/SSC) Captive Breeding Specialist Group (CBSG).

Acronismos

Autores



Acronismos

AMLD	Associação Mico-Leão-Dourado.	IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis.
APA	Área de Proteção Ambiental. Pode ser federal, estadual ou municipal.	IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.
CEPF	Critical Ecosystem Partnership Fund/Fundo de Parceria para Ecossistemas Críticos.	IEF	Instituto Estadual de Florestas.
CETAS	Centro de Triagem de Animais Silvestres.	IUCN	International Union for the Conservation of Nature.
CPRJ	Centro de Primatologia do Rio de Janeiro.	LCA	Laboratório de Ciências Ambientais.
FEEMA	Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente.	MLD	Mico-Leão-Dourado.
FIOCRUZ	Fundação Oswaldo Cruz.	MMA	Ministério do Meio Ambiente.
FITOPAC	Software de análise de estrutura vegetal e fitossociologia.	NZP	National Zoological Park of the Smithsonian Institution.
FRV	Fazenda do Rio Vermelho.	ONG	Organização não governamental.
		PCMLD	Projeto de Conservação do Mico-Leão-Dourado.

PDA	Reserva Biológica de Poço das Antas. Unidade de Conservação de proteção integral localizada em Silva Jardim.	UNIÃO	Reserva Biologia União. Unidade de Conservação de proteção integral localizada em Rio das Ostras e Casimiro de Abreu.
PHVA	Population and Habitat Viability Assessment.	UTM	Universal Transverse Mercator. Sistema referencial de locação terrestre. Baseado em coordenadas métricas.
ReBio	Reserva Biológica Federal. Unidade de Conservação de proteção integral.		
RPPN	Reserva Particular do Patrimônio Natural.		
SNUC	Sistema Nacional de Unidades de Conservação.		
UENF	Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro.		
UFMG	Universidade Federal de Minas Gerais.		
UFRJ	Universidade Federal do Rio de Janeiro.		

Autores

Adriana Daudt Grativol

Bióloga, DSc.
Laboratório de Ciências Ambientais
Universidade Estadual
do Norte Fluminense – UENF
adg@uenf.br

Ana Maria de Godoy Teixeira

Bióloga, Mestre
Associação Mico-Leão-Dourado – AMLD
anamaria@micoleao.org.br

Ana Paula da Silva

Bióloga, Doutoranda
Universidade Estadual
do Norte Fluminense – UENF
paula_anab@yahoo.com.br

Andréia Fonseca Martins

Bióloga
Associação Mico-Leão-Dourado – AMLD
reintro@micoleao.org.br

Andressa Coelho

Bióloga, MSc., Doutoranda
Programa de Ecologia
e Recursos Naturais
Laboratório de Ciências Ambientais
Universidade Estadual
do Norte Fluminense – UENF
andscoelho@pop.com.br

Benjamin B. Beck

Biopsychologist, DSc.
Great Ape Trust of Iowa – USA
bbeck@greatapetrust.org

Carlos Ramon Ruiz-Miranda

Etólogo, DSc.
Laboratório de Ciências Ambientais
Setor de Estudos de Reintrodução
e Conservação de Animais Silvestres
Universidade Estadual
do Norte Fluminense – UENF
cruiz@uenf.br

Cássia A. Sarmiento Lima

Zootecnista
Associação Mico-Leão-Dourado – AMLD

Cláudia Caixeta

Bióloga, MSc.
Laboratório de Ciências Ambientais
Universidade Estadual
do Norte Fluminense – UENF

Cláudia Rodrigues de Oliveira

Veterinária, DSc. Psicobiologia
Instituto Bioethicus
Botucatu São Paulo
coliver@pop.com.br

Denise Marçal Rambaldi

Engenheira Florestal e Bacharel em
Direito, Mestre em Ciência Ambiental
Associação Mico-Leão-Dourado – AMLD
rambaldi@micoleao.org.br

Dora Villela

Bióloga, DSc.
Laboratório de Ciências Ambientais
Universidade Estadual
do Norte Fluminense – UENF
dora@uenf.br

Fabício Alvim de Carvalho

Biólogo, Mestre
Laboratório de Ciências Ambientais
Universidade Estadual
do Norte Fluminense – UENF
fabricioalvim@yahoo.com.br

Marcelo Trindade Nascimento

Biólogo, DSc.
Laboratório de Ciências Ambientais
Universidade Estadual
do Norte Fluminense – UENF
mtn@uenf.br

Márcio Marcelo de Moraes Junior

Biólogo, MSc., Doutorando
Programa de Ecologia
e Recursos Naturais
Laboratório de Ciências Ambientais
Universidade Estadual
do Norte Fluminense – UENF
moraissjr@gmail.com

Marcio Schmidt

Engenheiro Cartógrafo
Associação Mico-Leão-Dourado
Mestrando em Ciências
Geodésicas – UFPR
marcio.schmidt@gmail.com

Maria Cecília Martins Kierulff

Bióloga, DSc.
Fundação Parque Zoológico de São Paulo
kierulff@uol.com.br

Maria Inês da Silva Bento

Assistente de Educação
Associação Mico-Leão-Dourado – AMLD
assentamento@micoleao.org.br

Marina Janzantti Lapenta

Bióloga, DSc.
USP-SP
Associação Mico-Leão-Dourado – AMLD
mjlapenta@yahoo.com.br

Patrícia Mie Matsuo

Ecóloga, Mestre
Associação Mico-Leão-Dourado – AMLD
miematsua@yahoo.com

Paula Procópio de Oliveira

Bióloga, DSc.
Associação Mico-Leão-Dourado – AMLD
Laboratório de Ciências Ambientais
Universidade Estadual
do Norte Fluminense - UENF
paulaprocopio@oi.com.br

Rosan Valter Fernandes

Ecólogo
Associação Mico-Leão-Dourado – AMLD
The Nature Conservancy - TNC
rosanfernandes@yahoo.com.br

Vanessa Macedo Boucinha

Bióloga
Associação Mico-Leão-Dourado – AMLD
vmb@micoleao.org.br

Vanessa Puerta Veruli

Bióloga
Associação Mico-Leão-Dourado – AMLD
vp.veruli@ig.com.br

Vera Sabatini

Agrônoma, DSc. em Biotecnologia
Laboratório de Ciências Ambientais
Universidade Estadual
do Norte Fluminense – UENF
vera.sabatini@gmail.com



©
Solvin
Zankl

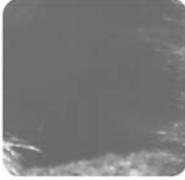
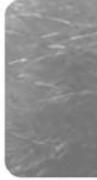
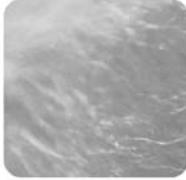
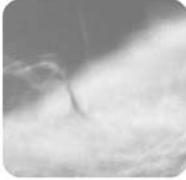
©
Luciano
Candisani

© AMLD

©
Rosan
Fernandes
AMLD

© AMLD

© AMLD





Associação Mico-Leão-Dourado – AMLD
Caixa Postal 109.968 • Casimiro de Abreu • RJ
CEP 28860-970
www.micoleao.org.br



ISBN 978-85-89479-11-0



9 788589 479110