

OCORRÊNCIA E DENSIDADE POPULACIONAL DE BUGIO (*Alouatta guariba* Lacépède, 1799) E MACACO-PREGO (*Cebus nigritus* Erxleben, 1777) EM FRAGMENTOS DE MATA ATLÂNTICA NO ESTADO DO RIO DE JANEIRO

ROBERTA MIRANDA DE ARAUJO

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE - UENF

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ
JUNHO 2009

OCORRÊNCIA E DENSIDADE POPULACIONAL DE BUGIO (*Alouatta guariba* Lacépède, 1799) E MACACO-PREGO (*Cebus nigrinus* Erxleben, 1777) EM FRAGMENTOS DE MATA ATLÂNTICA NO ESTADO DO RIO DE JANEIRO

ROBERTA MIRANDA DE ARAUJO

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

Orientadora: Dr^a Paula Procópio de Oliveira

Co-orientador: Prof. Carlos Ramon Ruiz-Miranda

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ
JUNHO 2009

“Embora nós, seres humanos, sejamos muito limitados fisicamente, nossas mentes estão livres para explorar todo o universo”

Stephen Hawking

Agradeço a Deus pela realização deste trabalho e dedico o meu esforço aos meus pais e ao meu irmão. Obrigada por tudo!

AGRADECIMENTOS

À minha orientadora Dr^a Paula Procópio de Oliveira pela ajuda na realização deste trabalho, pela transmissão de conhecimentos e por todo carinho e amizade. Mesmo distante se fez presente.

Ao meu co-orientador Prof. Carlos Ramon Ruiz-Miranda, pela oportunidade de trabalhar com conservação e comportamento de primatas desde 2002 e por todos os ensinamentos transmitidos.

À Universidade Estadual do Norte Fluminense e ao Laboratório de Ciências Ambientais, pelo apoio logístico.

À FAPERJ, pela concessão da bolsa de mestrado (processo: E-26/150.438/2007).

À Idea Wild e a AMLD/LTBF (Associação Mico-Leão-Dourado/ Lion Tamarin Brazilian Found), pelo financiamento do projeto de mestrado.

Ao IBAMA e ao IEF, por terem concedido as licenças de pesquisas na Reserva Biológica de Poço das Antas, Reserva Biológica União e Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba.

À Denise Rambaldi, Associação Mico-Leão-Dourado, por ter cedido os dados das entrevistas realizadas no Projeto do Cadastro Rural.

À Comissão de Acompanhamento (CA) do meu projeto de mestrado, Dr^a Adriana Grativol e Prof^a Maria Cristina Gaglianone, pelo auxílio na condução do projeto de mestrado.

À Prof^a Maria Cristina Gaglianone pela revisão da dissertação de mestrado.

À banca examinadora deste trabalho, Dr^a Adriana Grativol, Prof. Marcelo Trindade Nascimento e Prof. Júlio César Bicca-Marques, e os suplentes Dr^a Maria Cecília Kierulff e Dr. José Mendes Louvise Junior, pelas críticas e sugestões.

Ao Gustavo (Associação Mico-Leão-Dourado), Lamartine (IBAMA – Reserva Biológica União), Prof. Carlos Eduardo Rezende (Laboratório de Ciências Ambientais – UENF) e Susie Pinto (Secretaria de Meio Ambiente – Prefeitura de Rio das Ostras) por terem cedido os *shapes* utilizados na elaboração dos mapas.

À Dr^a Aline Gomes e a Dr^a Izabel Ramos (Laboratório de Engenharia Civil – UENF), pelos conhecimentos transmitidos em geoprocessamento e no manuseio do programa ARC GIS 9.1.

Ao técnico de campo Helzenil Cordeiro (Nil) e ao Msc. Marcio Marcelo de Moraes, pela ajuda na coleta de dados no campo na Reserva Biológica União e na Reserva Biológica de Poço das Antas.

À Maíra Benchimol de Souza pelo auxílio na coleta de dados no campo, pelo incentivo e pela grande amizade.

Ao Prof. Ricardo Coutinho, Prof. Marcelo Trindade Nascimento e Prof^a Ana M. Paula Di Benedetto, por terem transmitido grandes conhecimentos através das disciplinas Ecologia de Comunidades, Ecologia de Campo e Ciências Ambientais: Educação e Política Pública, respectivamente. Agradeço a oportunidade.

À turma de pós-graduandos de 2007, mestrandos Dani, Marcelle, Maucreysson, Danilo, Bia e Anandra, e doutorandos Fred e Ritinha, pelo companheirismo, pelas gargalhadas, pelo apoio e acima de tudo pela amizade. Cursar as disciplinas de Ecologia de Campo e Ecologia de Comunidades sem vocês com certeza não teria sido tão bom quanto foi!!!! Saudades!!!

Aos alunos de Iniciação Científica e Pós-Graduação do setor de Ecologia Terrestre, Luciano, Ursula, Andressa, Juninho, Magrão, Dani, Márcio, pela amizade, convivência e conhecimentos transmitidos.

Aos meus amigos queridos, Carina, Mairoca, Carlos Leandro, Krishna Atma, Renata, Juninho, Marcela, Juneba, Paulinha, Michele, Flavy, Taty, Elber, Bianca e Nathalia, pelo carinho e amizade de sempre.

Aos meus pais e meu irmão, por terem dedicado e me ajudado na minha formação moral e profissional, agradeço e dedico todo o meu carinho e amor.

Ao meu namorado e amigo, Douglas Fernando Mota, pelo carinho, amor e por ter sempre me incentivado e me apoiado nos momentos difíceis da minha vida e na realização deste trabalho.

Em memória, ao meu avô querido, Manuel Miranda, por ter me ensinado a gostar de estudar. Saudades, sempre!!

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS.....	ix
LISTA DE FIGURAS.....	xi
1. Introdução geral.....	1
2. Relação da ocorrência populacional de bugio (<i>Alouatta guariba</i> Lacépède, 1799) e macaco-prego (<i>Cebus nigritus</i> Erxleben, 1777) com a fragmentação florestal na Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro.....	5
Resumo.....	5
Abstract.....	6
2.1 Introdução.....	7
2.2 Objetivos.....	9
2.3 Material e métodos.....	9
2.3.1 Área de estudo.....	9
2.3.1.1 Áreas protegidas do Estado do Rio de Janeiro.....	9
2.3.1.2 Bacia hidrográfica do rio São João.....	10
2.3.2 Metodologia.....	16
2.3.2.1 Coleta de dados de ocorrência populacional.....	16
2.3.2.2 Revisão bibliográfica.....	17
2.3.2.3 Coleta de informações pessoais de pesquisadores.....	17
2.3.2.4 Levantamento populacional.....	18
2.3.3 Análise dos dados.....	19
2.3.3.1 Elaboração de mapas.....	19
2.3.3.1.1 Estado do Rio de Janeiro.....	19
2.3.3.1.2 Região da bacia hidrográfica do rio São João.....	20
2.3.3.2 Análise estatística.....	22
2.4 Resultados.....	24
2.4.1 Ocorrência de bugio e macaco-prego em áreas protegidas.....	24
2.4.1.1 Unidades de conservação no Estado do Rio de Janeiro.....	24
2.4.1.2 Bacia hidrográfica do rio São João.....	30
2.4.2 Relação da ocorrência de bugio e macaco-prego com a fragmentação florestal na bacia hidrográfica do rio São João.....	30
2.4.2.1 Uso do solo e cobertura vegetal.....	38
2.4.2.2 Área, forma e tipo de vizinhança dos fragmentos florestais.....	39

2.4.2.4 Fitofisionomia vegetal e relevo.....	44
2.5 Discussão.....	45
2.5.1 Ocorrência de bugio e macaco-prego em áreas protegidas.....	45
2.5.1.1 Unidades de conservação no Estado do Rio de Janeiro.....	45
2.5.1.2 Bacia hidrográfica do rio São João.....	49
2.5.2 Relação da ocorrência de bugio e macaco-prego com a fragmentação florestal na bacia hidrográfica do rio São João.....	50
2.5.2.1 Uso do solo e cobertura vegetal.....	50
2.5.2.2 Área e forma de fragmentos florestais.....	53
2.5.2.3 Fitofisionomia vegetal e relevo.....	54
2.6 Conclusão.....	56
3. Densidade e tamanho populacional de bugio (<i>Alouatta guariba</i> Lacépède, 1799) e macaco-prego (<i>Cebus nigritus</i> Erxleben, 1777) na Reserva Biológica de Poço das Antas e na Reserva Biológica União, Rio de Janeiro.....	57
Resumo.....	57
Abstract.....	58
3.1 Introdução.....	59
3.2 Objetivos.....	60
3.3 Material e métodos.....	60
3.3.1 Área de estudo.....	60
3.3.2 Metodologia.....	63
3.4 Resultados.....	65
3.4.1 Estimativa de abundância e densidade populacional.....	65
3.4.2 Estimativa de tamanho populacional.....	69
3.5 Discussão.....	69
3.5.1 Metodologia.....	69
3.5.2 Abundância e densidade populacional.....	70
3.5.3 Comparação com outros fragmentos de Mata Atlântica.....	72
3.5.4 Tamanho populacional.....	73
3.6 Conclusão.....	75
5. Conclusão geral e implicações para a conservação	76
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	77
ANEXO A.....	98

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Unidades de conservação de gestão federal e estadual presentes no Estado do Rio de Janeiro.....	11
Tabela 2. Áreas públicas protegidas na região da bacia hidrográfica do rio São João, Rio de Janeiro.....	15
Tabela 3. Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs) presentes na região da bacia hidrográfica do rio São João, leste do Estado do Rio de Janeiro.....	15
Tabela 4. Remanescentes florestais escolhidos para a realização do levantamento populacional no Estado do Rio de Janeiro.....	18
Tabela 5. Classificação dos fragmentos na análise estatística quanto ao tamanho e forma.....	23
Tabela 6. Ocorrência de bugio (<i>Alouatta guariba</i>) e macaco-prego (<i>Cebus nigritus</i>) em unidades de conservação de gestão federal e estadual do Estado do Rio de Janeiro. P = presente e A = ausente.....	26
Tabela 7. Ocorrência de bugio (<i>Alouatta guariba</i>) e macaco-prego (<i>Cebus nigritus</i>) em áreas protegidas na região da bacia hidrográfica do rio São João, RJ. P = presente e A = Ausente.....	31
Tabela 8. Entrevistas realizadas para levantamento de dados de ocorrência de bugio e macaco-prego na região da bacia hidrográfica do rio São João, RJ. Entrevistas realizadas pelo pesquisador e no Cadastro Rural.....	34
Tabela 9. Ocorrência de bugio e macaco-prego em propriedades rurais na região da bacia hidrográfica do rio São João, RJ.....	36
Tabela 10. Classes de área (ha) dos fragmentos florestais mapeados na bacia hidrográfica do rio São João, RJ.....	42

Tabela 11. Classes do índice de circularidade (IC) dos fragmentos florestais mapeados na bacia hidrográfica do rio São João, RJ.....	42
Tabela 12. Fragmentos florestais e suas vizinhanças com classes de uso do solo na região da bacia hidrográfica do rio São João, RJ.....	44
Tabela 13. Modelo da ficha utilizada para a coleta de dados de levantamento populacional de bugio e macaco-prego na Reserva Biológica de Poço das Antas e na Reserva Biológica União, Rio de Janeiro.....	64
Tabela 14. Descrição das trilhas percorridas nas Reservas Biológicas de Poço das Antas e União, Rio de Janeiro.....	65
Tabela 15. Densidade (ind./km ²), coeficiente de variação, ESW (metros), abundância (encontros/10km) e tamanho populacional de bugio (<i>Alouatta guariba</i>) e macaco-prego (<i>Cebus nigritus</i>) na Reserva Biológica de Poço das Antas e na Reserva Biológica União, Rio de Janeiro.....	67
Tabela 16. Densidades populacionais de bugio e macaco-prego em alguns fragmentos de Mata Atlântica.....	68

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Mapa de localização das unidades de conservação de proteção integral e de uso sustentável do Estado do Rio de Janeiro que possuem habitats de ocorrência de bugio e macaco-prego. A numeração indicada no mapa refere-se às unidades de conservação descritas na tabela 1.....14
- Figura 2. Mapa de localização da região da bacia hidrográfica do rio São João, Rio de Janeiro16
- Figura 3. Ocorrência de bugio (*Alouatta guariba*) e macaco-prego (*Cebus nigritus*) em unidades de conservação de proteção integral e de uso sustentável presentes no Estado do Rio de Janeiro. A numeração indicada no mapa refere-se às unidades de conservação descritas na tabela 6.....29
- Figura 4. Ocorrência de bugio (*Alouatta guariba*) e macaco-prego (*Cebus nigritus*) em Unidades de conservação de Proteção Integral e de Uso Sustentável presentes na região da bacia hidrográfica do rio São João, Rio de Janeiro. Informações obtidas na base de dados do Cadastro Rural. A numeração indicada no mapa refere-se às unidades de conservação descritas na tabela 7.....33
- Figura 5. Ocorrência de populações de bugio (*Alouatta guariba*) e macaco-prego (*Cebus nigritus*) segundo informações coletadas em entrevistas realizadas na região da bacia hidrográfica do rio São João, RJ. Entrevistas realizadas pelo pesquisador e no Cadastro Rural.....35
- Figura 6. Relação entre classes de cobertura vegetal e uso do solo e ocorrência de populações de bugio (*Alouatta guariba*) e macaco-prego (*Cebus nigritus*) na região da bacia hidrográfica do rio São João, RJ.....40
- Figura 7. Relação entre o tamanho do fragmento florestal e a ocorrência de populações de bugio (*Alouatta guariba*) e macaco-prego (*Cebus nigritus*) na região da bacia hidrográfica do rio São João, RJ.....43

Figura 8. Localização das Reservas Biológicas de Poço das Antas e União na região da bacia hidrográfica do rio São João, Rio de Janeiro.....62

1. Introdução Geral

O Estado do Rio de Janeiro é coberto pelo bioma Mata Atlântica e formações vegetais associadas, das restingas e mangues as matas de encosta, das planícies litorâneas aos campos de altitudes. Estas diferenças no relevo, no clima e nas formações vegetais do estado, resultam em uma região que abriga uma elevada diversidade biológica e com elevados índices de endemismo, sendo que por este motivo considerado um *hot spot*. De toda esta exuberância e riqueza restam apenas cerca de 17% de cobertura original de forma fragmentada (Câmara & Coimbra-Filho, 2000; Rocha *et al.*, 2003). As áreas florestais do Estado do Rio de Janeiro estão presentes principalmente em regiões montanhosas, menos acessíveis, pouco restando nas matas baixo-montanhosas, nas planícies, margem de rio, lagoas e nos ecossistemas litorâneos (Câmara & Coimbra-Filho, 2000; SEMA, 2001; Rocha *et al.*, 2003).

Essa multiplicidade de habitats propiciou a existência de biota variada e originalmente muito rica, parte da qual se encontra preservada, ao menos sob o aspecto legal, em um pouco mais de 40 unidades de conservação de gestão estadual e federal que protegem aproximadamente 5% da superfície do estado (Câmara & Coimbra-Filho, 2000; SEMA, 2001; Rocha *et al.*, 2003). As unidades de conservação estão distribuídas em seis grandes regiões. A região metropolitana reúne importantes remanescentes florestais localizados no interior do município do Rio de Janeiro, Serra do Tinguá, Serra dos Órgãos, incluindo áreas de matas no Parque Estadual dos Três Picos (SEMA, 2001; Rocha *et al.*, 2003).

A região de baixada costeira é composta pelas Reservas Biológicas de Poço das Antas e União, a APA de Macaé de Cima, pelo fragmento do morro São João e pelas matas de baixada, próximas a sua base. As regiões de baixada e metropolitana possuem relativo grau de conectividade, que é maior quando comparada ao grande isolamento nas demais regiões do estado (SEMA, 2001; Rocha *et al.*, 2003).

No norte fluminense a região é composta pela área florestada da Serra do Desengano, por áreas de restingas (Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba) e por fragmentos isolados de mata estacional semidecidual como a Estação Ecológica

Estadual de Guaxindiba. No noroeste e na região central do estado a devastação é bem maior e unidades de conservação são inexistentes. Já a região sul reúne fragmentos de mata na Serra da Bocaina (região de Paraty e Ilha Grande) na Serra da Mantiqueira (região de Resende e Itatiaia) e pequenos fragmentos isolados no Vale do Paraíba, como a ARIE Floresta da Cicuta (SEMA, 2001; Rocha *et al.*, 2003).

Apesar da intensa devastação da Mata Atlântica, os remanescentes florestais do Estado do Rio de Janeiro abrigam seis espécies de primatas nativos: muriqui (*Brachyteles arachnoides* E. Geoffroy, 1806), bugio (*Alouatta guariba* Humboldt, 1812), sauá (*Callicebus personatus* É. Geoffroy, 1812), macaco-prego (*Cebus nigrurus* Goldfuss, 1809), mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia* Linnaeus, 1766) e sagui-da-serra-escuro (*Callithrix aurita* É. Geoffroy, 1812) (Mittermeier *et al.*, 1982; Coimbra-Filho, 1990; Brito *et al.*, 2004). Das seis espécies nativas, quatro (*B. arachnoides*, *C. personatus*, *L. rosalia* e *C. aurita*) encontram-se ameaçadas de extinção (Bergallo *et al.*, 2000; Machado *et al.*, 2005).

Alouatta guariba é um primata endêmico da Mata Atlântica do sudeste/sul de Minas Gerais e Estados do Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul (Coimbra-Filho, 1990; Emmons, 1997), ocorrendo em áreas de floresta estacional semidecidual e em floresta ombrófila densa até 1.500 metros de altitude (Ihering, 1914; Neville *et al.*, 1988; Emmons, 1997).

A dieta de *Alouatta guariba* é composta, basicamente, de folhas, frutos e flores (Neville *et al.*, 1988; Emmons, 1997; Mendes, 1989). Como os demais representantes do gênero, é considerado um folívoro-frugívoro (Neville *et al.*, 1988). Em decorrência das oscilações na fenologia das espécies vegetais, este primata possui uma dieta mensal e sazonalmente variável quanto à contribuição das espécies, bem como de seus itens alimentares (Bicca-Marques & Calegari-Marques, 1994). Essa espécie é essencialmente arborícola, possui uma área de uso de 8,0 ha, apresenta dimorfismo sexual e passa a maior parte do seu tempo no estrato arbóreo de 15 a 20 metros de altura (Ihering, 1914; Neville *et al.*, 1988; Emmons, 1997). É um primata pouco ativo e essa inatividade pode ser considerada como uma estratégia comportamental que evoluiu por ser energeticamente econômica (Neville *et al.*, 1988; Mendes, 1989).

De todas as espécies de bugios encontradas no Brasil, o *Alouatta guariba* é uma das mais ameaçadas de extinção no país devido à destruição do seu habitat

(Mittermeier *et al.*, 1982; Chiarello & Galetti, 1994). *Cebus nigritus* não se encontra ameaçado de extinção no Estado do Rio de Janeiro (Bergallo *et al.*, 2000; Machado *et al.*, 2005), porém, esta espécie tem sido alvo de caçadores e comercializada ilegalmente por traficantes de animais silvestres (RENCTAS, 2001).

Cebus nigritus possui ampla distribuição e ocorre nas regiões sul e sudeste do Brasil (Stevenson & Rylands, 1988; Coimbra-Filho, 1990; Emmons, 1997). O habitat de ocorrência da espécie é o mais diversificado entre os primatas neotropicais, utilizando todos os estratos arbóreos de floresta estacional semidecidual, florestas ombrófila densa, mangue e restinga. Este primata possui alimentação onívora, área de vida de 40 ha, formam grupos de 5 a 30 indivíduos e pesam aproximadamente 2,5 kg (Stevenson & Rylands, 1988; Emmons, 1997).

Cerca de 50% de todos os primatas comercializados no Brasil são pertencentes à Família Cebidae e os 50% restantes da Família Callitrichidae (Fitzgerald, 1989). *Cebus* sp. sofre grande ameaça porque é utilizado em pesquisas biomédicas, em circos, zoológicos e como animal doméstico (RENCTAS, 2001). No Estado do Rio de Janeiro, a maioria dos primatas comercializados ilegalmente são provenientes das regiões sul e serrana do estado. Depois da captura ilegal na natureza, estes são levados para a região metropolitana, norte e noroeste do estado para serem vendidos em feiras livres (RENCTAS, 1999 e 2001).

Estudos com primatas possuem grande relevância porque estes mamíferos podem ser usados como indicadores de conservação de áreas, na criação de unidades de conservação e para a recuperação de áreas degradadas (Dietz *et al.*, 1994). O mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*) é um exemplo de espécie bandeira que vem sendo utilizada na preservação da Mata Atlântica de baixada do Estado do Rio de Janeiro (Dietz *et al.*, 1994).

Considerando a realização de poucos estudos sobre a ecologia de populações de bugio (*Alouatta guariba*) e macaco-prego (*Cebus nigritus*) no Estado do Rio de Janeiro, o presente estudo relaciona a ocorrência das espécies com o processo de fragmentação florestal e estima a densidade e o tamanho populacional em duas unidades de conservação.

A dissertação foi dividida em dois capítulos. No primeiro intitula-se “Relação da ocorrência populacional de bugio (*Alouatta guariba* Lacépède, 1799) e macaco-prego

(*Cebus nigrinus* Erxleben, 1777) com a fragmentação florestal da Mata Atlântica do Estado do Rio de Janeiro”. Três objetivos foram estabelecidos: identificar a ocorrência geográfica do bugio (*Alouatta guariba*) e macaco-prego (*Cebus nigrinus*); verificar se a ocorrência dessas espécies está relacionada com a existência de áreas protegidas e analisar se a fragmentação florestal ao nível de paisagem (grau de proteção, uso do solo, tipo de vizinhança, localização, fitofisionomia vegetal, tamanho, área, perímetro e forma do fragmento) afeta de forma diferenciada a ocorrência das duas espécies de primatas.

O capítulo dois, intitulado “Densidade e tamanho populacional de bugio (*Alouatta guariba* Lacépède, 1799) e macaco-prego (*Cebus nigrinus* Erxleben, 1777) na Reserva Biológica de Poço das Antas e na Reserva Biológica União, Rio de Janeiro”, foi publicado na revista Iheringia Serie Zoologia, 98(3): 391-396, de 30 de setembro de 2008. Neste trabalho foi realizada a estimativa de densidade, abundância e tamanho populacional de bugio e macaco-prego em duas grandes unidades de conservação presentes em fragmentos de Mata Atlântica de baixada. Discute-se a importância destas áreas protegidas para a conservação destes primatas e se estas comportam populações viáveis em longo prazo.

Relação da ocorrência populacional de bugio (*Alouatta guariba* Lacépède, 1799) e macaco-prego (*Cebus nigritus* Erxleben, 1777) com a fragmentação florestal da Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro

Resumo

Para entender como a fragmentação da Mata Atlântica afeta a ocorrência de bugio (*Alouatta guariba*) e macaco-prego (*Cebus nigritus*), os objetivos específicos dessa pesquisa foram: identificar o *status* populacional do bugio e macaco-prego; verificar se a ocorrência dessas espécies é mais freqüente em áreas protegidas; analisar se a fragmentação florestal em nível de paisagem (tamanho, área, perímetro e forma dos remanescentes florestais) afeta de forma diferenciada a ocorrência das duas espécies de primatas; relacionar o padrão de ocorrência das espécies com a fitofisionomia vegetal e a localização dos fragmentos. As unidades de conservação estaduais e federais presentes no Estado do Rio de Janeiro e a região da bacia hidrográfica do rio São João foram áreas escolhidas para a realização deste presente trabalho. A metodologia utilizada foi a realização de revisão bibliográfica de dados atuais publicados em revistas científicas, coleta de informações pessoais de pesquisadores que realizam trabalhos na área de estudo, levantamento populacional de bugio e macaco-prego em remanescentes florestais e a análise das informações do Banco de Dados do Cadastro Rural (Associação Mico-Leão-Dourado). O tratamento e análise dos dados foram realizados por meio do software ArcGIS, versão 9.1. Os resultados indicaram que a sobrevivência das populações de bugio e macaco-prego está relacionada com a localização dos fragmentos florestais em áreas protegidas, em fragmentos maiores e com melhor estado de conservação. Neste contexto, o estímulo à criação de novas unidades de conservação seria uma contribuição para a conservação dos habitats necessário para a viabilidade das espécies em longo prazo. Já o estabelecimento de corredores florestais representaria uma alternativa relevante para a manutenção da biodiversidade ainda presente.

Abstract

To understand how the fragmentation of the Atlantic forest affects the occurrence of howler monkey (*Alouatta guariba*) and brown capuchin monkey (*Cebus nigrinus*), the specific objectives of this research were: to identify the status of the population, to verify that the occurrence of these species is more common in protected areas, to determine whether the level of forest fragmentation in the landscape (size, area, perimeter and shape of remaining forest) have a distinct effect on the occurrence of two species of primates, to relate the pattern of occurrence of species with phytophysiognomy and the location of fragments. Units of conservation state and federal in the State of Rio de Janeiro and the São João Basin were the areas chosen for the implementation of this present work. The methodology was the realization of a literature review of current data published in scientific journals, collecting personal information of researchers who perform work in the study area, survey population of howler monkey and brown capuchin monkey in forest remnants and analysis of information from the Database Register of Rural (Associação Mico-Leão-Dourado). Analysis were performed using the ArcGIS software, version 9.1. The results indicated that the survival of populations of howler monkey and brown capuchin monkey to depend on the location of the fragments in mountainous forest, in protected areas, the area of the remnants and their conservation. In this context, the incentive to create new of conservation and use would be a contribution to the conservation of habitats necessary for the viability of the species in the long term. But the establishment of forest corridors represent an important alternative for the maintenance of biodiversity still present.

2.1 Introdução

A Mata Atlântica cobria originalmente uma área de aproximadamente 1,1 milhões km² ao longo da costa brasileira, do nordeste até a região sul. O Estado do Rio de Janeiro, de acordo com projeções históricas, possuía 97% da área coberta por esse bioma (Fundação S.O.S. Mata Atlântica/INPE, 1993; Mittermeier *et al.*, 1998). Com uma população atual superior a 13 milhões de habitantes, este estado apresenta uma área de cobertura florestal reduzida a menos de 17% em relação à existente originalmente (Tanizaki-Fonseca & Moulton, 2000; Rocha *et al.*, 2003).

O Estado do Rio de Janeiro apresenta grandes remanescentes florestais principalmente sobre as vertentes das cadeias montanhosas da Serra do Mar, acima da cota de 500 metros, com um total estimado de 8.000 quilômetros quadrados. Destes, aproximadamente 50% estão em unidades de conservação federais e estaduais (Tanizaki-Fonseca & Moulton, 2000; SEMA, 2001). O resultado do contínuo processo de desmatamento nas diferentes regiões do estado é a formação de um crescente número de fragmentos de diferentes tamanhos, causando a insularização de grande parte das populações animais e vegetais (Câmara & Coimbra-Filho, 2000; Rocha *et al.*, 2003). A conservação da biodiversidade nessa área, como em toda a região de Mata Atlântica, representa um grande desafio devido ao elevado nível de fragmentação deste bioma. A maior parte dos remanescentes encontra-se na forma de pequenos fragmentos, pouco conhecidos e protegidos, em sua maioria inseridos em paisagens intensamente antropizadas (Fundação S.O.S. Mata Atlântica & INPE, 2002).

A alteração da estrutura da paisagem devido à fragmentação afeta diversos processos e fatores biológicos como o tamanho das populações, a dispersão das espécies, a estrutura e quantidade de habitat disponível e a probabilidade de invasões de espécies exóticas. A fragmentação age fundamentalmente reduzindo e isolando as áreas propícias à sobrevivência das populações, sendo apontada como a principal causa da perda de biodiversidade. O efeito da fragmentação na dinâmica das espécies depende de parâmetros da estrutura da paisagem como a área e o isolamento dos fragmentos, a conectividade dos habitats e a complexidade do mosaico da paisagem (Metzger, 1999). O grau de conectividade da paisagem corresponde as diferentes

possibilidades de movimentação das espécies entre os fragmentos florestais (Taylor *et al.*, 1993).

O mapeamento de fragmentos florestais e a avaliação da estrutura da paisagem por meio de imagens orbitais de satélite Landsat podem ser importantes ferramentas para a conservação (Jorge, 1996; Oliveira, 1997; Silva, 1997; Martins, 2002) porque a partir destes estudos é possível obter diversas informações que auxiliam na elaboração de planos de manejo de espécies (Metzger, 2003).

Embora a fragmentação de habitats ocorra em escala global, alguns estudos têm verificado a influência desse processo sobre populações de primatas. Bicca-Marques (2003) apresentou dados referentes à adaptabilidade de *Alouatta guariba* a ambientes fragmentados, mostrando que o consumo de espécies exóticas e a folivoria auxiliaram na adaptação e na sobrevivência em fragmentos pequenos (< 10 ha). Já Limeira (2000) alerta para as consequências na alimentação de *Alouatta guariba*, pois além da fragmentação florestal causar a perda de espécies preferidas, sua dieta pode se tornar mais fibrosa e tóxica, com altas concentrações de compostos secundário.

A dieta generalista de *Cebus nigritus* e a sua capacidade de explorar vários habitats são um dos fatores responsáveis pela sua ocorrência em fragmentos florestais de pequeno porte (Brown & Zunino, 1990; Galetti & Pedroni, 1994). Este primata costuma ser avistado no entorno de fragmentos consumindo cana-de-açúcar e milho (Brown & Zunino, 1990; Galetti & Pedroni, 1994; Bernardo & Galetti, 2004). Chiarello (1999) afirma que alguns fatores podem afetar diretamente no sucesso adaptativo de mamíferos em pequenos fragmentos, como a escolha por recursos alimentares. A dieta onívora do macaco-prego representaria uma desvantagem para a espécie em pequenos fragmentos, já que comparado a primatas folívoros (bugio), este necessita de áreas de uso maiores.

Devido à ausência de informações sobre ecologia de populações de bugio e macaco-prego em fragmentos florestais localizados no Estado do Rio de Janeiro o presente trabalho visa verificar as relações entre a ocorrência de populações de bugio (*Alouatta guariba*) e macaco-prego (*Cebus nigritus*) e as características de uma paisagem fragmentada. Tal conhecimento pode auxiliar na determinação das variáveis ambientais responsáveis pela ocorrência das espécies em uma paisagem alterada e subsidiar a indicação de áreas prioritárias para a conservação.

2.2 Objetivos

Para entender como a fragmentação da Mata Atlântica afeta a ocorrência de bugio (*Alouatta guariba*) e macaco-prego (*Cebus nigritus*), os objetivos específicos dessa pesquisa foram:

- 1) Identificar a ocorrência atual do bugio (*Alouatta guariba*) e macaco-prego (*Cebus nigritus*) em fragmentos florestais no Estado do Rio de Janeiro;
- 2) Verificar se a ocorrência dessas espécies está relacionada com a existência de áreas protegidas;
- 3) Analisar se as características da paisagem (grau de proteção, uso do solo, tipo de vizinhança, localização, fitofisionomia vegetal, área e forma do fragmento) afetam de forma diferenciada a ocorrência das duas espécies de primatas.

2.3 Material e métodos

2.3.1 Área de estudo

Dois níveis de abrangência de área de estudo foram escolhidos para a realização desta pesquisa. Em todo o Estado do Rio de Janeiro foi verificada a ocorrência de populações de bugio e macaco-prego em unidades de conservação. A região da bacia hidrográfica do rio São João foi área destinada para a realização de um estudo mais específico que relaciona a ocorrência das populações com a paisagem fragmentada.

2.3.1.1 Áreas protegidas do Estado do Rio de Janeiro

O Estado do Rio de Janeiro possui 44 unidades de conservação de proteção integral e de uso sustentável com gestão federal (IBAMA) e estadual (INEA). Porém, somente 39 foram escolhidas para a realização deste estudo (Tabela 1) (Figura 1). Apenas as unidades de conservação de uso sustentável e de proteção integral de gestão federal e estadual que possuem áreas com habitats de ocorrência de bugio e

macaco-prego foram incluídas. Assim as seguintes unidades de conservação ficaram de fora do estudo por não se tratarem de áreas de ocorrência das espécies de primatas estudados: APA de Tamoios, ARIE das Ilhas Cagarras, Estação Ecológica dos Tamoios, Reserva Biológica e Arqueológica de Guaratiba e Reserva Extrativista de Arraial do Cabo. Estas constituem áreas de costão rochoso e região marítima.

2.3.1.2 Bacia hidrográfica do rio São João

A bacia do Rio São João (216.000 ha) abrange parte dos municípios de Cachoeiras de Macacu, Rio Bonito, Casimiro de Abreu, Araruama, São Pedro da Aldeia, Cabo Frio, Rio das Ostras e integralmente Silva Jardim (Figura 2). O relevo é bastante diversificado, com serras, planaltos, colinas e grandes baixadas. O uso da terra é caracterizado por ocupação humana e áreas agrícolas, já a cobertura vegetal é constituída por pastagens e remanescentes de distintos tipos de vegetação nativa (campos de altitude, florestas, brejos, campos inundados e restingas) (Primo & Völcker, 2003).

Na região existem áreas protegidas pelas leis ambientais vigentes, como um parque estadual, duas reservas biológicas, uma área de proteção ambiental (APA) e 18 reservas particulares do patrimônio natural (RPPN) (Tabelas 2 e 3). A área total protegida por RPPNs cobre 2.391,73 ha (Tabela 3).

Tabela 1. Unidades de conservação de gestão federal e estadual presentes no Estado do Rio de Janeiro.

Unidade de Conservação	Gestão	Município (s)	Área (ha)	Nº na legenda da Figura 1
Área de Proteção Ambiental da Serra da Mantiqueira	Federal	Resende	3.000	9
Área de Proteção Ambiental de Guapimirim	Federal	Itaboraí, Magé e São Gonçalo	17.000	20
Área de Proteção Ambiental de Cairuçu	Federal	Paraty	33.800	2
Área de Proteção Ambiental de Petrópolis	Federal	Duque de Caxias, Magé e Petrópolis	44.000	21
Área de Proteção Ambiental do Rio São João/Mico-Leão-Dourado	Federal	Cachoeiras de Macacu, Rio Bonito, Casimiro de Abreu, Araruama, Cabo Frio, Rio das Ostras e Silva Jardim	150.700	29
Área de Relevante Interesse Ecológico Floresta da Cicuta	Federal	Volta Redonda	131	7
Parque Nacional da Tijuca	Federal	Rio de Janeiro	3.200	15
Parque Nacional da Serra dos Órgãos	Federal	Guapimirim, Magé, Teresópolis e Petrópolis	11.800	22
Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba	Federal	Macaé	14.838	37
Parque Nacional do Itatiaia	Federal	Itatiaia e Resende	30.000	8
Parque Nacional da Serra da Bocaina	Federal	Angra dos Reis e Paraty	100.000	3
Reserva Ecológica Alcobaça	Federal	Petrópolis	200	24

Reserva Biológica União	Federal	Casimiro de Abreu, Macaé e Rio das Ostras	3.126	31
Reserva Biológica de Poço das Antas	Federal	Silva Jardim	5.500	30
Reserva Biológica do Tinguá	Federal	Duque de Caxias, Japeri, Miguel Pereira, Nova Iguaçu, Petrópolis e Queimados	24.900	12
Área de Proteção Ambiental da Bacia dos Frades	Estadual	Teresópolis	7.500	27
Área de Proteção Ambiental Guandu	Estadual	Japeri, Miguel Pereira, Nova Iguaçu, Paracambi, Queimados e Seropédica	74.000	10
Área de Proteção Ambiental da Massambaba	Estadual	Araruama, Arraial do Cabo e Saquarema	7.630	35
Área de Proteção Ambiental de Macaé de Cima	Estadual	Casimiro de Abreu e Nova Friburgo	35.000	28
Área de Proteção Ambiental de Mangaratiba	Estadual	Mangaratiba	23.000	6
Área de Proteção Ambiental de Maricá	Estadual	Maricá	500	19
Área de Proteção Ambiental do Gericino-Mendanha	Estadual	Nova Iguaçu	10.500	13
Área de Proteção Ambiental do Pau Brasil	Estadual	Armação de Búzios e Cabo Frio	9.940	33
Área de Proteção Ambiental da Serra de Sapiatiba	Estadual	São Pedro da Aldeia e Iguaba Grande	6.000	32
Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba	Estadual	São Francisco do Itabapoana	3.260	39
Estação Ecológica Estadual do Paraíso	Estadual	Guapimirim e Cachoeiras de Macacu	4.920	25
Parque Estadual da Chacrinha	Estadual	Rio de Janeiro	13	16

Parque Estadual da Tiririca	Estadual	Niterói e Maricá	2.200	18
Parque Estadual dos Três Picos	Estadual	Teresópolis, Guapimirim, Nova Friburgo e Silva Jardim	46.600	26
Parque Estadual da Ilha Grande	Estadual	Angra dos Reis	12.052	5
Parque Estadual da Pedra Branca	Estadual	Rio de Janeiro	12.500	14
Parque Estadual do Desengano	Estadual	Campos, Santa Maria Madalena e São Fidélis	22.400	38
Reserva Biológica de Araras	Estadual	Petrópolis	2.068	23
Reserva Biológica Estadual da Praia do Sul	Estadual	Angra dos Reis	3.600	4
Reserva Ecológica Estadual de Jacarepiá	Estadual	Saquarema	1.250	36
Reserva Ecológica da Juatinga	Estadual	Paraty	8.000	1
Reserva Ecológica Estadual de Massambaba	Estadual	Arraial do Cabo	1.370	34
Reserva Florestal do Grajaú	Estadual	Rio de Janeiro	55	17
Floresta Nacional Mário Xavier	Estadual	Itaguaí	493	11

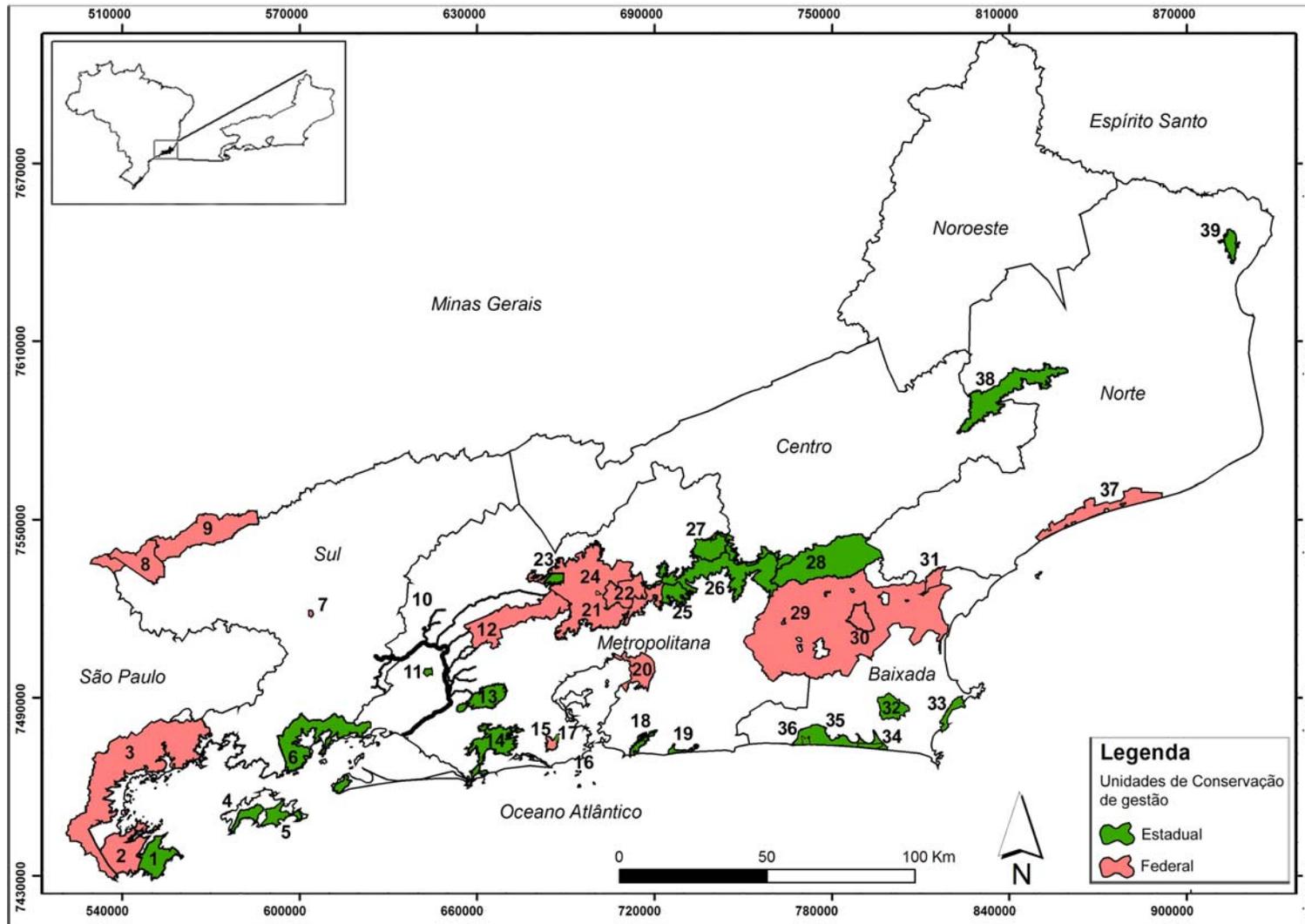


Figura 1. Mapa de localização das unidades de conservação de proteção integral e de uso sustentável do Estado do Rio de Janeiro que possuem habitats de ocorrência de bugio e macaco-prego. A numeração indicada no mapa refere-se às unidades de conservação descritas na tabela 1.

Tabela 2. Áreas públicas protegidas na região da bacia hidrográfica do rio São João, Rio de Janeiro.

Área Protegida	Área (ha)	Localização	Instituição responsável
Parque Estadual dos Três Picos	46.350	Silva Jardim, Cachoeira de Macacu e Nova Friburgo	INEA
Reserva Biológica de Poço das Antas	5.500	Silva Jardim	IBAMA
Reserva Biológica União	3.126	Casimiro de Abreu, Rio das Ostras e Macaé	IBAMA
Área de Proteção Ambiental do Rio São João/Mico-Leão-Dourado	150.700	Municípios da bacia do rio São João	IBAMA

Fonte: Primo & Völcker, 2003.

Tabela 3. Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs) presentes na região da bacia hidrográfica do rio São João, leste do Estado do Rio de Janeiro.

Nome da Reserva	Município	Área (ha)
RPPN Taquaral	Silva Jardim	36,0
RPPN Quero-Quero	Silva Jardim	16,0
RPPN Matumbo	Casimiro de Abreu	31,0
RPPN Lençóis	Silva Jardim	13,0
RPPN Águas Vertentes	Silva Jardim	11,5
RPPN Cachoeirinha	Silva Jardim	23,6
RPPN Rabicho da Serra	Silva Jardim	62,7
RPPN Serra Grande	Silva Jardim	108,0
RPPN Bom Retiro	Casimiro de Abreu	494,3
RPPN Ventania	Casimiro de Abreu	138,2
RPPN Faz. Três Morros	Casimiro de Abreu	508,0
RPPN Arco Íris	Silva Jardim	45,8
RPPN Cachoeira Grande	Silva Jardim	14,0
RPPN Santa Fé	Silva Jardim	14,3
RPPN Faz. União	Silva Jardim	343,1
RPPN Granja Redenção	Silva Jardim	33,8
RPPN Faz Gaviões	Silva Jardim	117,3
RPPN Faz Floresta Alta	Silva Jardim	380,9
Total de área protegida		2.391,0

Fonte: AMLD, 2006.

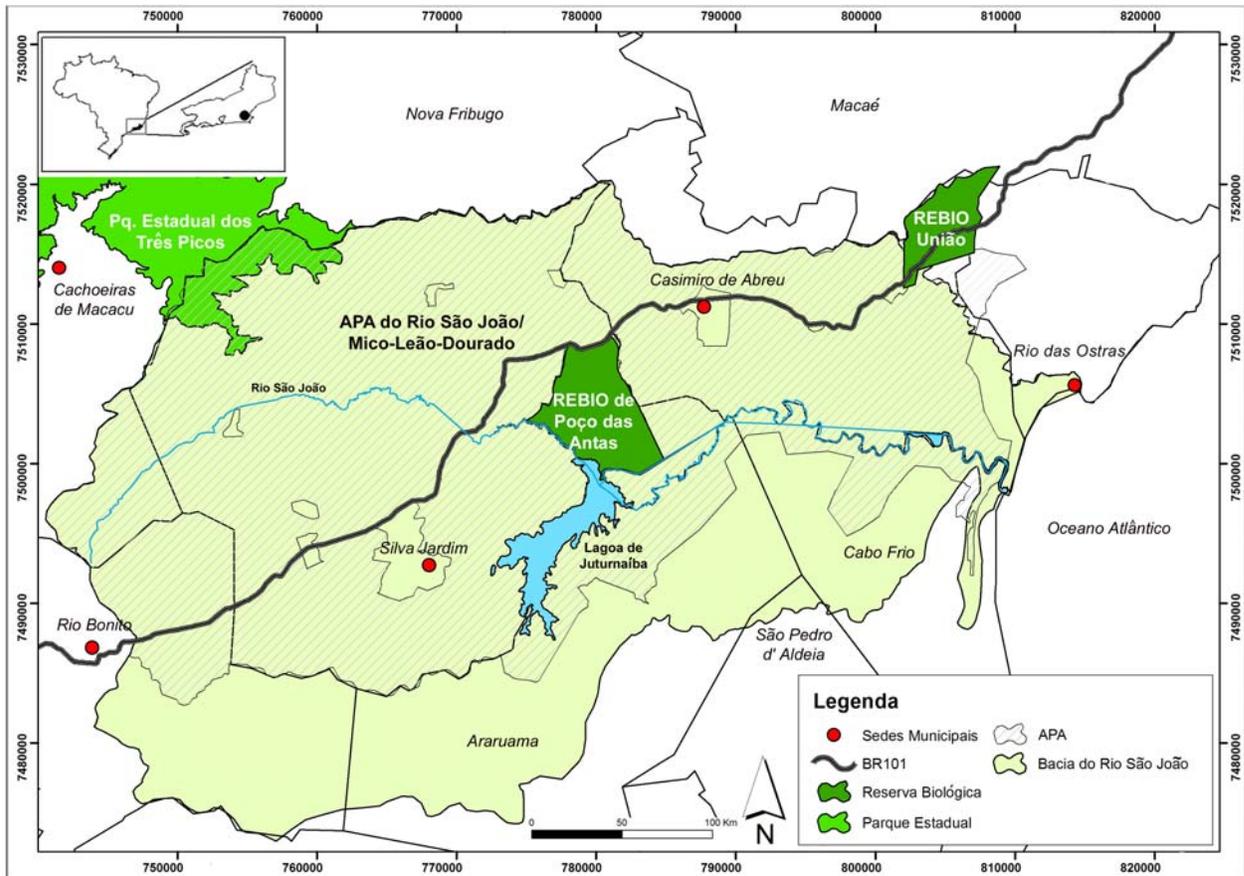


Figura 2. Mapa de localização da região da bacia hidrográfica do rio São João, Rio de Janeiro.

2.3.2 Metodologia

2.3.2.1 Coleta de dados de ocorrência populacional

Para verificar se a ocorrência de bugio e macaco-prego incide com maior frequência em unidades de conservação presentes em todo Estado do Rio de Janeiro e na região da bacia hidrográfica do rio São João, a coleta de dados foi realizada por meio de:

- Revisão bibliográfica de dados atuais publicados em revistas científicas;
- Coleta de informações pessoais de pesquisadores que realizam trabalhos na área de estudo;
- Levantamento populacional de bugio e macaco-prego em remanescentes florestais.

2.3.2.2 Revisão bibliográfica

Um extenso levantamento de dados foi realizado com a revisão de publicações atuais em revistas científicas. Artigos de veiculação nacional e internacional, publicados de 1980 até 2008, foram analisados buscando informações sobre a ocorrência de bugio e macaco-prego em fragmentos florestais e em unidades de conservação presentes no Estado do Rio de Janeiro.

As principais fontes de consulta foram: o portal virtual (Periódicos Capes e Scielo) e o acervo da biblioteca do Museu Nacional da UFRJ (Universidade Federal do Rio de Janeiro).

2.3.2.3 Coleta de informações pessoais de pesquisadores

Informações pessoais de pesquisadores que trabalham na área de estudo foram coletadas a fim de verificar a ocorrência das populações em unidades de conservação do Estado do Rio de Janeiro. A coleta de informações consistiu em uma entrevista aberta em que o entrevistado foi questionado sobre a presença das espécies na área alvo.

Durante as entrevistas um cartaz (29,7 X 21,0 cm) contendo nove fotos (numeradas) de diversos primatas presentes e não presentes na região foi exposto ao entrevistado, verificando assim se o entrevistado já observou algum destes na região.

As entrevistas foram realizadas com três pesquisadores que trabalham em 13 unidades de conservação do Estado do Rio de Janeiro: APA de Guapimirim, APA de Petrópolis, APA do Rio São João/Mico-Leão-Dourado, Reserva Ecológica Alcobaça, APA da Massambaba, APA do Pau Brasil, Parque Estadual da Chacrinha, Parque Estadual da Tiririca, Parque Estadual dos Três Picos, Reserva Biológica de Araras, Reserva Biológica Estadual da Praia do Sul, Reserva Ecológica Estadual de Massambaba e Floresta Nacional Mário Xavier. Assim, um total de 39 entrevistas foram realizadas.

2.3.2.4 Levantamento populacional

Com o objetivo de verificar a presença ou a ausência de populações de bugio e macaco-prego em remanescentes florestais, um levantamento rápido populacional foi realizado utilizando o método de transecção linear (Buckland *et al.*, 1993). Cinco trilhas já existentes em cada unidade de conservação visitada foram usadas e somente trechos de florestas foram amostrados. Quando a ocorrência da espécie era confirmada por meio do contato visual do pesquisador o levantamento populacional era então finalizado no local e no mesmo dia.

O levantamento foi conduzido de 5:30 às 18:00 horas. Caminhadas em trilhas de comprimento conhecido foram realizadas a uma velocidade média constante de aproximadamente 1 km/h.

Seis unidades de conservação presentes no Estado do Rio de Janeiro foram escolhidas para a realização deste levantamento populacional devido à facilidade de acesso a estes locais e ao apoio logístico (Tabela 4).

Tabela 4. Unidades de conservação escolhidas para a realização do levantamento populacional no Estado do Rio de Janeiro.

Local	Município (s)	Área (ha)	Gestão
Área de Proteção do Rio São João/Mico-Leão-Dourado	Cachoeiras de Macacu, Rio Bonito, Casimiro de Abreu, Araruama, Cabo Frio, Rio das Ostras e Silva Jardim	150.700	Federal
Área de Relevante Interesse Ecológico Floresta da Cicuta	Volta Redonda	131	Federal
Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba	São Francisco do Itabapoana	3.260	Estadual
Parque Nacional do Itatiaia	Itatiaia e Resende	30.000	Federal
Reserva Biológica de Poço das Antas	Silva Jardim	5.500	Federal
Reserva Biológica União	Casimiro de Abreu, Macaé e Rio das Ostras	3.126	Federal

Para relacionar a ocorrência de bugio e macaco-prego com a fragmentação florestal em nível de paisagem, na região da bacia hidrográfica do rio São João, os mesmos procedimentos utilizados para o levantamento de dados descritos anteriormente foram realizados. Dez entrevistas foram realizadas com pesquisadores

que realizam trabalho na região. Além disso, uma análise das informações foi feita no Banco de Dados do Cadastro Rural (ONG Associação Mico-Leão-Dourado).

O Cadastro Rural consiste em um projeto que foi conduzido pela equipe do Laboratório de Geoprocessamento da Associação Mico-Leão-Dourado (AMLD). Todas as propriedades rurais, inseridas na APA da Bacia do Rio São João/Mico-Leão-Dourado, foram visitadas por dois assistentes de pesquisa que realizaram entrevistas com os proprietários durante o período de 2005 a 2007. Algumas propriedades rurais localizadas na região da bacia hidrográfica do rio São João foram também visitadas, porém a prioridade foi a coleta de dados na região da APA da Bacia do Rio São João/Mico-Leão-Dourado. Os pesquisadores coletaram informações através de um questionário estruturado sobre o uso de recursos naturais, atividades econômicas realizadas na região e a presença de primatas nos fragmentos de mata que estão situados no interior de propriedades particulares (AMLD, 2006).

2.3.3 Análise dos dados

2.3.3.1 Elaboração de mapas

2.3.3.1.1 Estado do Rio de Janeiro

Para a obtenção dos dados necessários à realização deste estudo, utilizou-se a imagem digital do satélite LANDSAT 7 com resolução espacial de 30 metros, espectral de 0,45-0,90 μm e obtida em 2001. Além disso, foram utilizadas as bases cartográficas planialtimétricas em formato digital na escala de 1:800.000 com intervalo de grade de 20.000 contendo a localização de 39 remanescentes florestais protegidos em unidades de conservação de gestão estadual e federal. O tratamento e análise dos dados foram realizados por meio do módulo ArcMap no software ArcGIS, versão 9.1 (ESRI, 2007).

2.3.3.1.2 Região da bacia hidrográfica do rio São João

O tratamento e análise dos dados foram realizados por meio do módulo ArcMap no software ArcGIS, versão 9.1 (ESRI, 2007). Além desses, foi utilizado também o Sistema Global de Posicionamento – GPS, modelo Garmim III *Plus*, para aferição das informações obtidas da classificação da imagem. Imagens digitais do satélite LANDSAT 7 com resolução espacial de 30 metros, espectral de 0,45-0,90 μm e obtida em 2001 foram utilizadas. Além disso, foram utilizadas as bases cartográficas planialtimétricas em formato digital nas escalas de 1:500.000 e 1:300.000 com intervalo de grade de 10.000 contendo as áreas urbanas, áreas agrícolas, estradas, ferrovias, hidrografia e remanescentes florestais (validação de campo).

Todos os fragmentos presentes na região da bacia hidrográfica foram estudados e a porcentagem destes que abrigam populações de bugio e macaco-prego foram calculadas.

Além disso, objetivando diagnosticar a fragmentação florestal em nível de paisagem, algumas variáveis foram analisadas: grau de proteção, uso do solo, tipo de vizinhança, localização, fitofisionomia vegetal, área, perímetro e forma do fragmento.

As características analisadas da paisagem e dos fragmentos foram:

1) Grau de proteção – unidade de conservação é todo o espaço territorial que possui recursos ambientais com característica naturais relevantes e é instituído pelo Poder Público com objetivos de conservação da biodiversidade e limites definidos, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção (SEMA, 2001). Segundo este objetivo, espera-se encontrar a presença de populações de bugio e macaco-prego neste ambientes do que em fragmentos florestais não-protegidos. RPPNs, unidades de conservação de gestão federal e estadual e fragmentos não-protegidos foram estudados.

2) Uso do solo e tipo de vizinhança – a proximidade com áreas urbanas pode ter influência inversa sobre a capacidade dos fragmentos em sustentar populações de bugio e macaco-prego, porque a maior proximidade com povoados pode representar maior pressão de caça, predação por animais domésticos, disseminação de doenças etc. A maior proximidade com rodovias e estradas pode aumentar o número de

atropelamentos e acesso a fragmentos florestais. Uma classificação do uso e cobertura do solo foi realizada na região para identificar o tipo de impedimento ao deslocamento e a permeabilidade da matriz. O tipo de vizinhança foi classificado segundo o sistema antrópico (área agrícola, área urbana, pastagem, solo exposto e plantação de eucalipto) e fitofisionômico (campos de várzea, manguezal, restinga, rio e lagos).

3) Localização do fragmento florestal (relevo) – fragmentos presentes em regiões montanhosas tendem a ser mais contínuos e preservados devido à dificuldade de uso e ocupação em topografias acidentadas. Cinco categorias de relevo foram atribuídas na região: restinga, baixada, colina, planalto e relevo montanhoso (Primo & Völcker, 2003).

4) Fitofisionomia vegetal – fragmentos florestais menos preservados podem não sustentar populações de bugio e macaco-prego, tendo em vista que esses primatas possuem dieta composta por frutos, folhas, pequenos vertebrados e invertebrados. Os fragmentos foram georreferenciados e classificados como: mata secundária densa e mata secundária.

5) Tamanho e área do fragmento florestal – estas características são importantes porque podem estar diretamente relacionadas com a diversidade e densidade dos recursos alimentares disponíveis. Os fragmentos foram classificados quanto ao tamanho e três categorias foram atribuídas: pequeno (< 10 ha), médio (10 - 100 ha) e grande (> 100 ha) (Trindade *et al.*, 2005).

6) Forma do fragmento florestal – fragmentos de mata alongados possuem um efeito de borda maior. O microambiente na borda é diferente daquele do interior do fragmento e um denso emaranhado de trepadeiras e outras espécies pioneiras de crescimento rápido crescem frequentemente na borda da floresta em resposta a uma alta quantidade de luz. A forma dos fragmentos foi determinada por meio da análise do Índice de Circularidade (IC), ou relação borda/interior, calculada no programa Excel.

Com os valores de área e perímetro de cada fragmento florestal, foram determinadas as características correspondentes à forma de cada fragmento com base no índice de circularidade, que é obtido por meio da raiz da área de cada fragmento

florestal, dividido pela área circular do seu referido perímetro, conforme descrito na equação a seguir:

$$IC = \frac{2 \cdot \sqrt{\pi \cdot S}}{P}$$

IC = índice de circularidade; $\pi = 3,1416$; S = área do fragmento florestal e P = perímetro do mesmo fragmento florestal.

A importância dessa análise para os estudos da dinâmica e estrutura dos fragmentos florestais indica o nível de proteção de seu interior em relação aos efeitos de borda. O cálculo dos valores de IC permitiu identificar se os fragmentos florestais possuem tendências para formas alongadas ou circulares. Assim, os valores de IC igual a 1 indicam fragmentos com tendência circular e, à medida que esse valor se torna menor, o fragmento apresenta-se com tendência mais alongada.

2.3.3.2 Análise estatística

Utilizando os resultados de ocorrência em áreas protegidas, uma análise de correspondência (Teste de Qui quadrado) foi realizada para verificar se as populações de bugio e macaco-prego tendem a ocorrer juntas ou separadas nas unidades de conservação estudadas.

Os resultados de ocorrência das populações na região da bacia hidrográfica do rio São João foram relacionados com as características da paisagem da região. Para verificar se existe uma associação significativa no padrão de ocorrência das espécies uma análise de correspondência (Teste de Qui quadrado) foi realizada.

Uma análise discriminante com variáveis canônicas foi feita para comparar características da paisagem com fragmentos que possuem a presença dos primatas com fragmentos que possuem somente a presença de populações de bugio ou a ausência de ambas as espécies. Posteriormente, um teste não-paramétrico de Kolmogorov-Smirnov foi feito comparando o tamanho dos fragmentos com os que possuem a presença de bugio e macaco-prego e com fragmentos que possuem somente a presença de populações de bugio.

As análises estatísticas foram realizadas utilizando o programa XLStat. O índice de circularidade e o tamanho dos fragmentos foram classificados em categorias descritas na Tabela 5.

Tabela 5. Classificação dos fragmentos na análise estatística quanto ao tamanho e forma.

Classes de área (ha)	Classes de IC
Até 2,0	0,080 - 0,300
2,0 – 4,0	0,300 – 0,350
4,0 – 6,0	0,350 – 0,450
6,0 – 10,0	0,450 – 0,550
10,0 – 20,0	0,550 – 0,650
20,0 – 40,0	0,650 – 0,750
40,0 – 80,0	0,750 – 0,850
80,0 – 160,0	0,850 – 1.000
160,0 – 200,0	
200,0 – 400,0	
> 400,0	

2.4 Resultados

2.4.1 Ocorrência de bugio e macaco-prego em áreas protegidas

2.4.1.1 Unidades de conservação no Estado do Rio de Janeiro

Quando analisamos a ocorrência de bugio e macaco-prego em unidades de conservação do Estado do Rio de Janeiro, verificamos que as espécies estão presentes principalmente na região da Serra do Mar, da Serra da Bocaina e na Serra da Mantiqueira (Figura 3 e Tabela 6).

Populações de bugio e macaco-prego estão presentes em 22 unidades de conservação, sendo que o bugio está ausente em dez áreas protegidas e o macaco-prego em nove. O resultado da análise de correspondência foi estatisticamente significativo e indicou que as populações tendem a ocorrerem juntas nas unidades de conservação ($\chi^2 = 54,3$; gl = 4; $p < 0,0001$).

Não foi possível obter informações em duas unidades de conservação da região sul do estado, a APA de Mangaratiba e a Reserva Ecológica de Juatinga. Populações de ambas as espécies ocorrem em quatro unidades de conservação da região sul (Parque Nacional da Serra da Bocaina, a Reserva Biológica Estadual da Praia do Sul, o Parque Nacional de Itatiaia e a APA da Serra da Mantiqueira). O Parque Estadual da Ilha da Grande e a ARIE Floresta da Cicuta possuem somente populações de bugio. Segundo informações coletadas no levantamento bibliográfico a APA de Cairuçu não abriga mais em suas áreas florestais populações de bugio e de macaco-prego (Tabela 6) (Figura 3).

As espécies foram registradas em nove das dezoito unidades de conservação da região metropolitana (Parque Estadual da Chacrinha, Parque Estadual da Serra da Tiririca, APA de Guapimirim, APA de Petrópolis, Parque Nacional da Serra dos Órgãos, Reserva Biológica de Araras, Reserva Ecológica de Alcobaça, Estação Ecológica Estadual do Paraíso e Parque Estadual dos Três Picos. Informações sobre a ocorrência não foram obtidas na APA Guandu, APA do Gericino-Mendanha, Reserva Florestal do Grajaú e na APA da Bacia dos Frades). A Floresta Nacional Mário Xavier e a APA de Maricá foram as únicas unidades de Conservação estudadas na região Metropolitana onde não foi registrada mais a presença de ambas as espécies. Segundo informações bibliográficas, o Parque Estadual da

Pedra Branca e Parque Nacional da Tijuca são locais em que populações de bugio não estão mais presentes (Tabela 6) (Figura 3). Uma pequena parte do Parque Estadual dos Três Picos está localizada na região central do estado e segundo informações bibliográficas, populações de bugio e macaco-prego ocorrem neste local. A APA de Macaé de Cima junto com o Parque Estadual do Desengano também estão protegendo as populações de primatas estudadas (Figura 3).

Nas três unidades de conservação localizadas na região de baixada costeira do Estado do Rio de Janeiro (APA do Rio São João/Mico-Leão-Dourado, a Reserva Biológica de Poço das Antas e a Reserva Biológica União) ocorrem as duas espécies de primatas estudadas. A APA Pau Brasil, Reserva Ecológica Estadual de Massambaba e Reserva Ecológica Estadual de Jacarepiá, onde ambas espécies não estão mais presentes. Sendo que a APA da Serra de Sapiatiba abriga em sua região somente populações de macaco-prego (Tabela 6).

Na região norte do estado, as espécies também não ocorrem no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, contudo estão presentes na Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba (Tabela 6) (Figura 3).

Tabela 6. Ocorrência de bugio (*Alouatta guariba*) e macaco-prego (*Cebus nigritus*) em unidades de conservação de gestão federal e estadual do Estado do Rio de Janeiro. P = presente e A = ausente.

Local	Município (s)	Área (ha)	Nº na legenda da figura 4	Ocorrência		Informação
				Bugio	Macaco-prego	
APA da Serra da Mantiqueira	Resende	3.000	9	P	P	RB 1
APA de Guapimirim	Itaboraí, Magé e São Gonçalo	17.000	20	P	P	Entrevista
APA de Cairuçu	Paraty	33.800	2	A	A	RB 7
APA de Petrópolis	Duque de Caxias, Magé e Petrópolis	44.000	21	P	P	Entrevista
APA do Rio São João/Mico-Leão-Dourado	Cachoeiras de Macacu, Rio Bonito, Casimiro de Abreu, Araruama, Cabo Frio, Rio das Ostras e Silva Jardim	150.700	29	P	P	Entrevista e visualização
Área de Relevante Interesse Ecológico Floresta da Cicuta	Volta Redonda	131	7	P	A	Visualização e RB 2 e 3
Parque Nacional da Tijuca	Rio de Janeiro	3.200	15	A	P	RB 4 e 5
Parque Nacional da Serra dos Órgãos	Guapimirim, Magé, Teresópolis e Petrópolis	11.800	22	P	P	RB 6 e 7
Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba	Macaé	14.838	37	A	A	RB 15
Parque Nacional do Itatiaia	Itatiaia e Resende	30.000	8	P	P	Visualização e RB 7, 8, 9 e 10
Parque Nacional da Serra da Bocaina	Angra dos Reis e Paraty	100.000	3	P	P	RB 11
Reserva Ecológica Alcobaça	Petrópolis	200	24	P	P	Entrevista
Reserva Biológica União	Casimiro de Abreu, Macaé e Rio das Ostras	3.126	31	P	P	Visualização e RB 12

Reserva Biológica de Poço das Antas	Silva Jardim	5.500	30	P	P	Visualização e RB 12, 13 e 14
Reserva Biológica do Tinguá	Duque de Caxias, Japeri, Miguel Pereira, Nova Iguaçu, Petrópolis e Queimados	24.900	12	P	Sem informação	RB 1
APA da Bacia dos Frades	Teresópolis	7.500	27	–	–	Sem informação
APA Guandu	Japeri, Miguel Pereira, Nova Iguaçu, Paracambi, Queimados e Seropédica	74.000	10	–	–	Sem informação
APA da Massambaba	Araruama, Arraial do Cabo e Saquarema	7.630	35	A	A	Entrevista
APA de Macaé de Cima	Casimiro de Abreu e Nova Friburgo	35.000	28	P	P	RB 16
APA de Mangaratiba	Mangaratiba	23.000	6	–	–	Sem informação
APA de Maricá	Marica	500	19	A	A	RB 17 e 18
APA do Gericino-Mendanha	Nova Iguaçu	10.500	13	–	–	Sem informação
APA do Pau Brasil	Armação de Búzios e Cabo Frio	9.940	33	A	A	Entrevista
APA da Serra de Sapatiba	São Pedro da Aldeia e Iguaba Grande	6.000	32	A	P	RB 22
Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba	São Francisco do Itabapoana	3.260	39	P	P	Visualização
Estação Ecológica Estadual do Paraíso	Guapimirim e Cachoeiras de Macacu	4.920	25	P	P	RB 16 e 19
Parque Estadual da Chacrinha	Rio de Janeiro	13	16	P	P	Entrevista
Parque Estadual da Tiririca	Niterói e Maricá	1.800	18	P	P	Entrevista

Parque Estadual dos Três Picos	Teresópolis, Guapimirim, Nova Friburgo e Silva Jardim	46.600	26	P	P	Entrevista e RB 16
Parque Estadual da Ilha Grande	Angra dos Reis	12.052	5	P	A	RB 20
Parque Estadual da Pedra Branca	Rio de Janeiro	12.500	14	A	P	RB 19
Parque Estadual do Desengano	Campos, Santa Maria Madalena e São Fidélis	22.400	38	P	P	RB 16 e 21
Reserva Biológica de Araras	Petrópolis	2.068	23	P	P	Entrevista e RB 23
Reserva Biológica Estadual da Praia do Sul	Angra dos Reis	3.600	4	P	P	Entrevista
Reserva Ecológica Estadual de Jacarepiá	Saquarema	1.250	36	–	–	Sem informação
Reserva Ecológica da Juatinga	Paraty	8.000	1	–	–	Sem informação
Reserva Ecológica Estadual de Massambaba	Arraial do Cabo	1.370	34	A	A	Entrevista
Reserva Florestal do Grajaú	Rio de Janeiro	55	17	–	–	Sem informação
Floresta Nacional Mário Xavier	Itaguaí	493	11	A	A	Entrevista

Referências bibliográficas (RB): 1 – SEMA, 2001; 2 – Alves & Zaú, 2005; 3 – Alves *et al.*, 2005; 4 – Cunha & Vieira, 2004; 5 – Cunha *et al.*, 2006; 6 – Cunha, 2003; 7 – Garcia, 2005; 8 – Geise *et al.*, 2004; 9 – Alves, 2005; 10 – Loretto & Rajão, 2005; 11 – Vaz, 2005; 12 – Araújo *et al.*, 2008; 13 – Brito *et al.*, 2004. 14 – Mittermeier *et al.*, 1982; 15 – Bergallo *et al.*, 2004; 16 - Garcia, 2005; 17 - Cerqueira *et al.*, 1990; 18 - Fonseca *et al.*, 1996; 19 - SEMA, 2001; 20 - Alho *et al.*, 2002; 21 - Vaz, 1998; 22 - IPEDS, 2007; 23 - Alves & Andriolo, 2005.

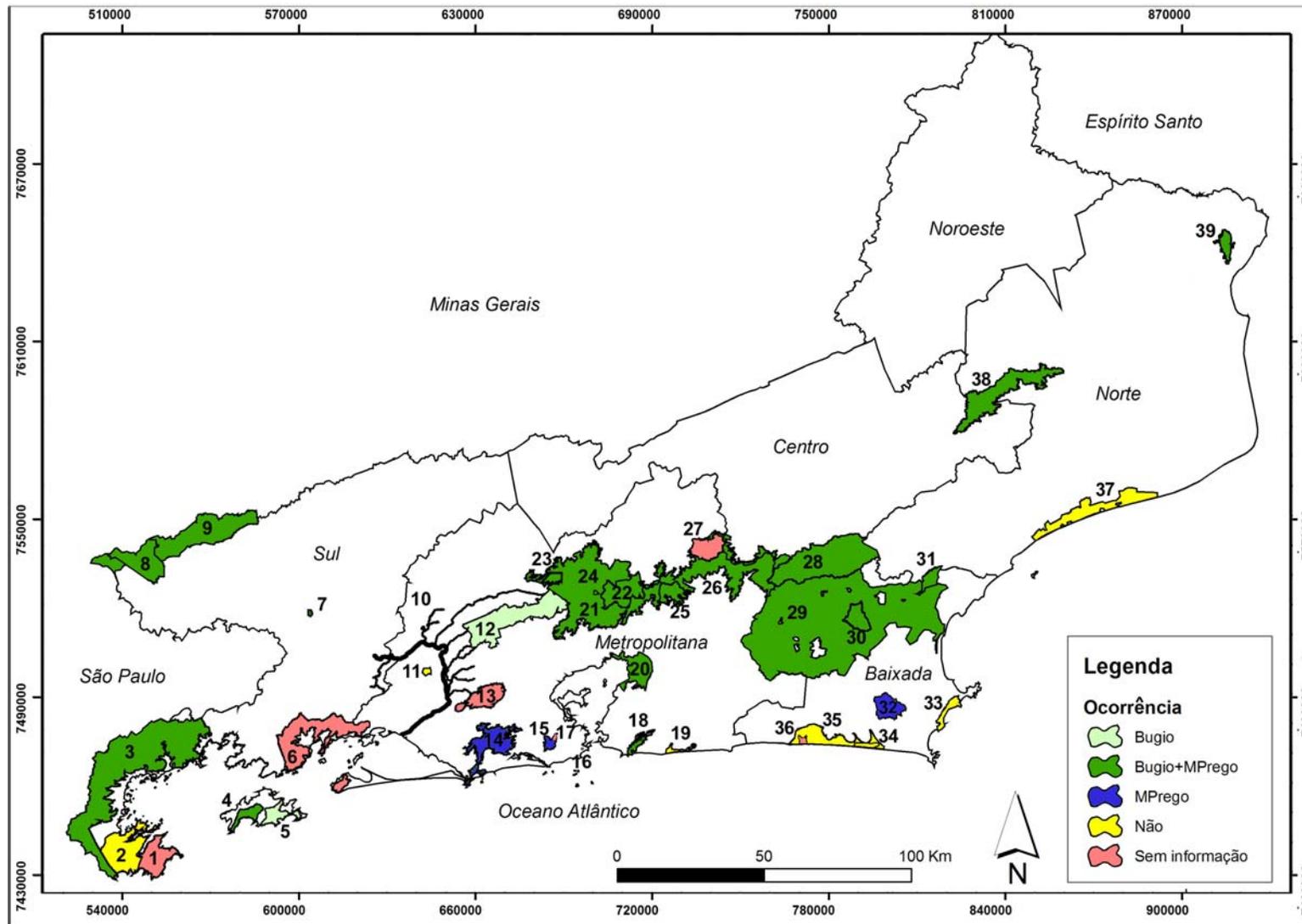


Figura 3. Ocorrência de bugio (*Alouatta guariba*) e macaco-prego (*Cebus nigritus*) em unidades de conservação de proteção integral e de uso sustentável presentes no Estado do Rio de Janeiro. A numeração indicada no mapa refere-se às unidades de conservação descritas na tabela 6.

2.4.1.2 Bacia hidrográfica do rio São João

Os resultados indicam que as duas espécies ocorrem simultaneamente nas três unidades de conservação de Proteção Integral (Parque Estadual dos Três Picos e nas Reservas Biológicas de Poço das Antas e União) e em dez das dezoito RPPNs presentes na área de estudo. Populações de bugio estão também presentes em duas RPPNs de Casimiro de Abreu (Morro São João) (Figura 4) (Tabela 7). Uma análise de correspondência indicou que há associação significativa e as populações de bugio e macaco-prego tendem a ocorrerem juntas nas unidades de conservação ($\chi^2 = 14,22$; $df = 1$; $p < 0,001$).

Dezoito RPPNs estão presentes somente na região da bacia hidrográfica do rio São João, sendo quatorze localizadas no município de Silva Jardim e quatro em Casimiro de Abreu. A Figura 4 indica que as unidades de conservação de uso sustentável estão localizadas principalmente em áreas onde os fragmentos são maiores e com maior grau de conectividade.

2.4.2 Relação da ocorrência de bugio e macaco-prego com a fragmentação florestal na bacia hidrográfica do rio São João

Na região da bacia hidrográfica do rio São João foram realizadas 882 entrevistas, sendo 872 do banco de dados do Cadastro Rural (Associação Mico-Leão-Dourado) e 10 entrevistas com pesquisadores que trabalham na região (Tabela 8). O levantamento de dados foi realizado durante o período de abril de 2007 a junho de 2008. Na Figura 5 é possível observar os resultados de ocorrência de bugio e macaco-prego na área de estudo segundo informações das entrevistas (Tabela 9).

Tabela 7. Ocorrência de bugio (*Alouatta guariba*) e macaco-prego (*Cebus nigritus*) em áreas protegidas na região da bacia hidrográfica do rio São João, RJ. P = presente e A = Ausente.

Local	Município	Área (ha)	Nº legenda da Figura 5	Ocorrência		Informação
				Bugio	Macaco-Prego	
APA do Rio São João/Mico-Leão-Dourado	Cachoeiras de Macacu, Rio Bonito, Casimiro de Abreu, Araruama, Cabo Frio, Rio das Ostras e Silva Jardim	150.700	—	P	P	Entrevista e visualização
Pq. Estadual dos Três Picos	Teresópolis, Guapimirim, Nova Friburgo e Silva Jardim	46.350	—	P	P	Entrevista e RB 1
Reserva Biológica União	Casimiro de Abreu, Macaé e Rio das Ostras	3.126	—	P	P	Visualização e RB 2
Reserva Biológica de Poço das Antas	Silva Jardim	5.500	—	P	P	Visualização e RB 2, 3 e 4
RPPN Taquaral	Silva Jardim	36,00	7	P	P	Cadastro Rural
RPPN Quero-Quero	Silva Jardim	16,00	10	P	P	Cadastro Rural
RPPN Matumbo	Casimiro de Abreu	31,00	3	P	P	Cadastro Rural
RPPN Lençóis	Silva Jardim	13,00	9	P	P	Cadastro Rural
RPPN Águas Vertentes	Silva Jardim	11,50	6	P	P	Cadastro Rural
RPPN Cachoeirinha	Silva Jardim	23,6	14	A	A	Cadastro Rural
RPPN Rabicho da Serra	Silva Jardim	62,7	13	A	A	Cadastro Rural
RPPN Serra Grande	Silva Jardim	108,00	5	A	A	Cadastro Rural
RPPN Bom Retiro	Casimiro de Abreu	494,30	4	P	P	Cadastro Rural
RPPN Ventania	Casimiro de Abreu	138,27	1	P	A	Cadastro Rural

RPPN Faz. Três Morros	Casimiro de Abreu	508,00	2	P	A	Cadastro Rural
RPPN Arco Íris	Silva Jardim	45,86	18	A	A	Cadastro Rural
RPPN Cachoeira Grande	Silva Jardim	14,00	16	A	A	Cadastro Rural
RPPN Santa Fé	Silva Jardim	14,31	15	A	A	Cadastro Rural
RPPN Faz. União	Silva Jardim	343,10	11	P	P	Cadastro Rural
RPPN Granja Redenção	Silva Jardim	33,80	17	A	A	Cadastro Rural
RPPN Faz Gaviões	Silva Jardim	117,39	12	A	A	Cadastro Rural
RPPN Faz Floresta Alta	Silva Jardim	380,90	8	P	P	Cadastro Rural

Referências bibliográficas (RB): 1 – Garcia, 2005; 2 - Araújo *et al.*, 2008; 3 – Brito *et al.*, 2004; 4 – Mittermeier *et al.*, 1982.

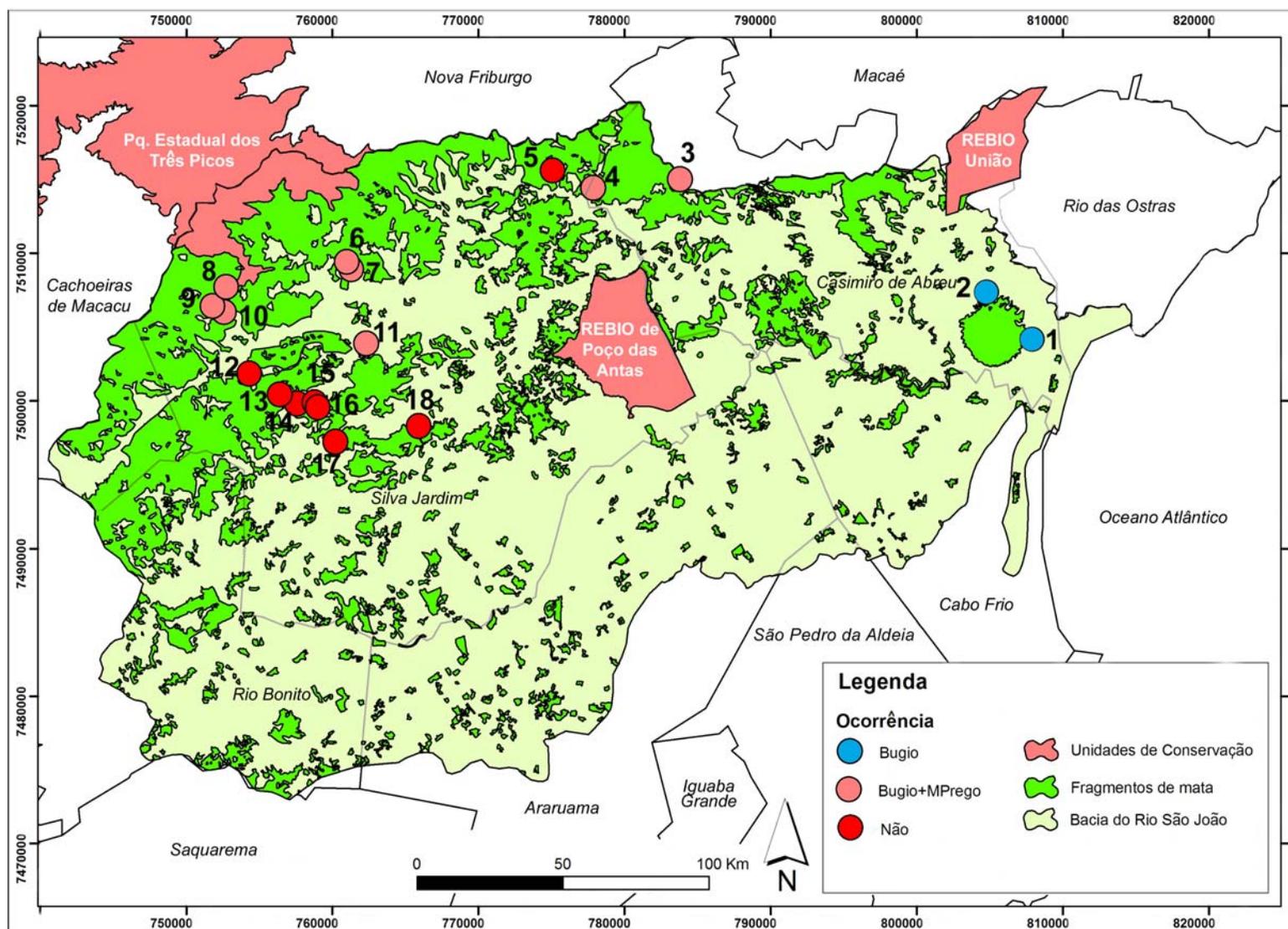


Figura 4. Ocorrência de bugio (*Alouatta guariba*) e macaco-prego (*Cebus nigratus*) em Unidades de conservação de Proteção Integral e de Uso Sustentável presentes na região da bacia hidrográfica do rio São João, Rio de Janeiro. Informações obtidas na base de dados do Cadastro Rural. A numeração indicada no mapa refere-se às unidades de conservação descritas na tabela 7.

Tabela 8. Entrevistas realizadas para levantamento de dados de ocorrência de bugio e macaco-prego na região da bacia hidrográfica do rio São João, RJ. Entrevistas realizadas pelo pesquisador e no Cadastro Rural.

Município	Localidade	Nº de entrevistas	Total de entrevistas
Araruama	São Vicente	36	36
Cabo Frio	Tamoios	7	7
Cachoeiras de Macacu	Patis	14	14
Casimiro de Abreu	Aldeia Velha	10	175
	Bairro Industrial	10	
	Barra de São João	2	
	Bicuda	5	
	Boa Esperança	7	
	Ipiabas	11	
	Ipuca	7	
	Os Quarentas	15	
	Mataruna	10	
	Pai João	4	
	Palmital	1	
	Professor Souza	31	
	Ribeirão	18	
	Rio Dourado	23	
Vargem Grande	16		
Vila Verde	5		
Rio Bonito	Lavras	56	64
	Mato Alto	1	
	Rio Vermelho	4	
	Sambe	3	
Silva Jardim	Aldeia Velha	29	586
	Bananeiras	83	
	Boqueirão	78	
	Cabiúnas	19	
	Caxito	8	
	Centro	3	
	Cesário Alvim	41	
	Coqueiro	14	
	Fazenda Brasil	8	
	Gaviões	49	
	Imbau	71	
	Juturnaíba	18	
	Mato Alto	126	
	Patis	1	
	Pirineus	14	
Vargem Grande	21		
São Vicente	3		
Total			882

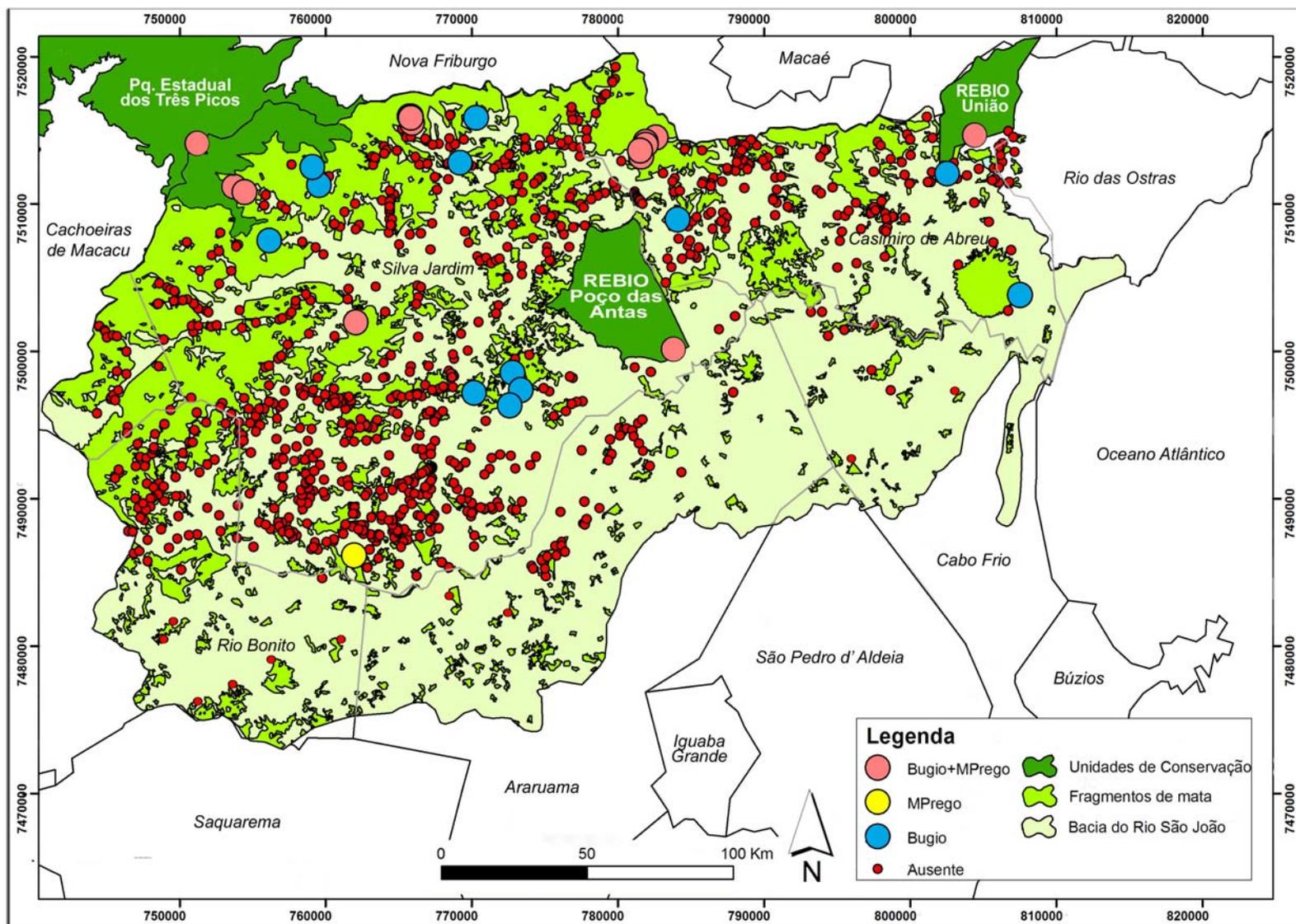


Figura 5. Ocorrência de populações de bugio (*Alouatta guariba*) e macaco-prego (*Cebus nigritus*) segundo informações coletadas em entrevistas realizadas na região da bacia hidrográfica do rio São João, RJ. Entrevistas realizadas pelo pesquisador e no Cadastro Rural.

Tabela 9. Ocorrência de bugio e macaco-prego em propriedades rurais na região da bacia hidrográfica do rio São João, RJ.

Nome da propriedade	Município	Localidade	Área de mata (ha)	Altitude (m)	Ocorrência	Tipo de informação
Fazenda União	Silva Jardim	Gaviões	405,0	46,0	Bugio+Mprego	Cadastro Rural
Sítio Boa Vista	Silva Jardim	Pirineus	22,5	316,6	Bugio+Mprego	Cadastro Rural
Sítio Toca da Onça	Silva Jardim	Pirineus	63,0	212,5	Bugio+Mprego	Cadastro Rural
Sítio do Ipê	Silva Jardim	Bananeiras	4,5	151,2	Bugio+Mprego	Cadastro Rural
Sítio Eucalipto	Silva Jardim	Bananeiras	22,5	281,0	Bugio+Mprego	Cadastro Rural
Sítio da Figueira	Silva Jardim	Bananeiras	30,0	286,1	Bugio+Mprego	Cadastro Rural
Sítio Recanto	Silva Jardim	Bananeiras	90,0	272,4	Bugio+Mprego	Cadastro Rural
Santa Lúcia	Cas. de Abreu	Quarentas	360,0	8,54	Bugio+Mprego	Cadastro Rural
Sítio Poço Verde	Cas. de Abreu	Quarentas	54,0	82,8	Bugio+Mprego	Cadastro Rural
Sítio Canto do Vale	Cas. de Abreu	Quarentas	31,50	81,6	Bugio+Mprego	Cadastro Rural
Sítio Sem nome 1	Cas. de Abreu	Quarentas	22,50	55,6	Bugio+Mprego	Cadastro Rural
Sítio Sem nome 2	Cas. de Abreu	Quarentas	22,50	55,1	Bugio+Mprego	Cadastro Rural
PESAGRO Rio	Silva Jardim	Mato Alto	240,0	43,8	Mprego	Cadastro Rural
Reunidas São João	Cas. de Abreu	Palmital	262,0	5,4	Bugio	Entrevista c/ pesquisador
Sítio Asteca	Cas. de Abreu	R. Dourado	9,0	17,4	Bugio	Cadastro Rural
Sítio Nova Aliança	Silva Jardim	Juturnaíba	9,0	22,0	Bugio	Cadastro Rural
Engenhoca	Silva Jardim	Juturnaíba	90,0	16,9	Bugio	Cadastro Rural
Nadro	Silva Jardim	Juturnaíba	22,5	21,5	Bugio	Cadastro Rural
Fazenda Conceição	Silva Jardim	Juturnaíba	180,0	11,9	Bugio	Cadastro Rural
União	Silva Jardim	Gaviões	405,0	46,0	Bugio	Cadastro Rural
J.E.	Silva Jardim	Pirineus	90,0	72,7	Bugio	Cadastro Rural

São Jerônimo	Silva Jardim	Pirineus	765,0	128,9	Bugio	Cadastro Rural
Sítio Bananeira	Silva Jardim	Bananeiras	13,0	212,8	Bugio	Cadastro Rural
Sítio Eucalipto	Silva Jardim	Bananeiras	22,5	281,0	Bugio	Cadastro Rural
Sítio Sem nome 3	Silva Jardim	Bananeiras	90,0	49,3	Bugio	Cadastro Rural
São José	Silva Jardim	Pirineus	270,0	48,6	Bugio	Cadastro Rural
Santa Lúcia	Cas. de Abreu	Quarentas	360,0	8,5	Bugio	Cadastro Rural
Casa Branca	Cas. de Abreu	Ribeirão	48,0	16,7	Bugio	Cadastro Rural

Os resultados de ocorrência das populações de bugio e macaco-prego, na região da bacia hidrográfica do rio São João, indicaram que estas espécies têm uma baixa ocorrência na região, estando presentes somente em 33 fragmentos (5,7%) dos 574 amostrados. Quatorze desses fragmentos possuem ambas espécies (42,4%), 18 (54,5%) somente bugio e um (3,1%) com macaco-prego. Uma análise de correspondência indicou que não há associação significativa na ocorrência de ambas espécies nos mesmos fragmentos ($\chi^2 = 1,24$; $df = 1$; $p = 0,2$).

A Figura 5 indica que as populações de bugio e macaco-prego ocorrem nos mesmos fragmentos florestais ao norte do município de Silva Jardim, nas três unidades de conservação (Parque Estadual dos Três Picos e Reservas Biológicas de Poço das Antas e União), em fragmentos de mata da localidade de Gaviões e na localidade de Os Quarentas (Casimiro de Abreu) (Tabela 9).

Populações de bugio ocorrem isoladamente no município de Silva Jardim na localidade de Bananeiras e na região da lagoa de Juturnaíba, e no município de Casimiro de Abreu na localidade de Ribeirão e Palmital (Morro São João) (Figura 5 e Tabela 9). A localidade de Mato Alto, ao sul do município de Silva Jardim, segundo informações obtidas, é a única região que abriga populações isoladas de macaco-prego na área de estudo (Figura 5 e Tabela 9).

2.4.2.1 Uso do solo e cobertura vegetal

A ausência de ocorrência de populações de bugio e macaco-prego nos fragmentos presentes na região da bacia hidrográfica foi relacionada com a ocorrência de pelo menos uma das espécies. Uma análise discriminante com as variáveis da paisagem (tamanho do fragmento, fitofisionomia vegetal, índice de circularidade, tipo de vizinhança e relevo) foi realizada e o resultado indicou que os vetores (características dos fragmentos florestais) são diferentes ($\Lambda = 0,91$; $F = 1,66$; $gl = 32$ e 540 ; $p = 0,01$). As variáveis estatisticamente significativas são: tamanho do fragmento, índice de circularidade, tipo de vizinhança (pastagem) e mata secundária. Assim, fragmentos pequenos de mata secundária, alongados e com vizinhança tipo pastagem tendem a não ter a presença de bugio e macaco-prego (Figura 6).

A Figura 6 mostra que a ocorrência de populações de bugio e macaco-prego na bacia do rio São João está limitada principalmente por áreas de pastagens. A Figura 6 ainda indica que na região da bacia do rio São João, a fragmentação florestal foi ocasionada pelo estabelecimento de pastagens, a passagem da ferrovia e pequenas regiões de área agrícola e solo exposto.

2.4.2.2 Área, forma e tipo de vizinhança dos fragmentos florestais

Os 561 fragmentos florestais mapeados na bacia hidrográfica do rio São João ocupam uma área total de 66.164,37 ha (30,63% da área da bacia). Pela análise da Tabela 11, verifica-se que 85 fragmentos (15,2%) possuem áreas de até 6,0 ha, representando 0,5% (302,99 ha) da área total. Também foi observado que 31 (5,6%) fragmentos possuem mais que 200 ha, ocupando 64,2% da área total relativa aos fragmentos mapeados, ou seja, 42.512,45 ha. O maior fragmento identificado, com 18.203,67 ha, ocupa 27,51% da área total dos fragmentos mapeados na bacia hidrográfica do rio São João (Tabela 10).

A análise de ocorrência de populações de bugio e macaco-prego nos mesmos fragmentos foi relacionada com a presença de somente populações de bugios. Os resultados indicaram que a ocorrência nos fragmentos não difere quando considerando as variáveis da paisagem (tamanho do fragmento, fitofisionomia vegetal, índice de circularidade, tipo de vizinhança e relevo). O resultado da análise canônica discriminante indicou que os vetores não são diferentes estatisticamente ($\Lambda = 0,42$; $F = 0,7$; $gl = 20$ e 11 ; $p = 0,7$).

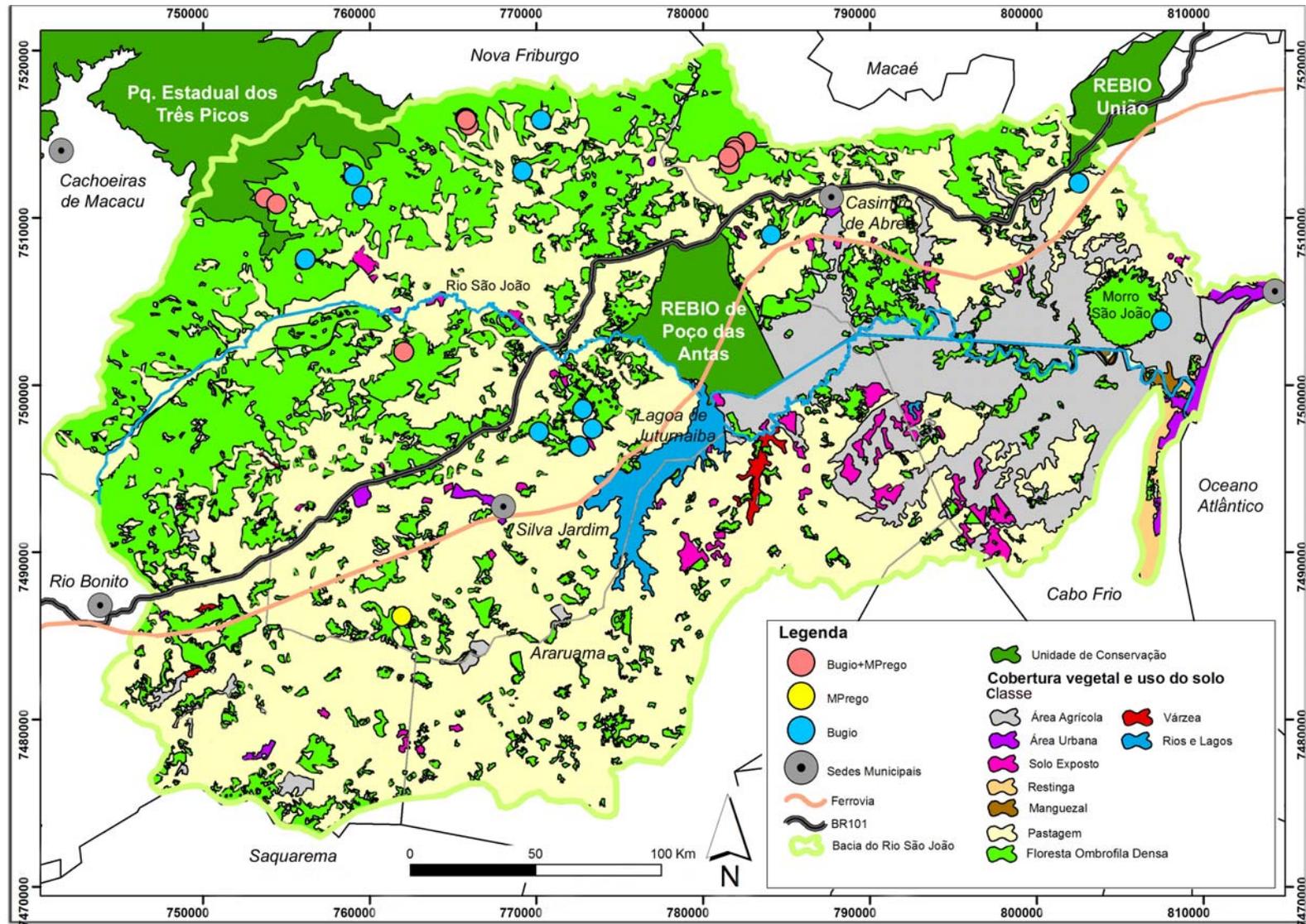


Figura 6. Relação entre classes de cobertura vegetal e uso do solo e ocorrência de populações de bugio (*Alouatta guariba*) e macaco-prego (*Cebus nigritus*) na região da bacia hidrográfica do rio São João, RJ.

A ocorrência das espécies foi comparada com o tamanho médio do fragmento florestal com o objetivo de verificar se existe uma tendência de ocorrência em uma determinada área de fragmento e o resultado indicou que a ocorrência das populações de bugio e macaco-prego nos mesmos fragmentos (517.15; PD = 1075) e ocorrência de somente bugio (141.8; PD = 416) são estatisticamente diferentes ($F = 66,6$; $gl = 10$ e 17 ; $p < 0,0001$), ou seja, bugios estão presentes em fragmentos menores e o tamanho do fragmento é um fator que limita a ocorrência de populações de macaco-prego.

Três categorias de tamanhos de fragmentos florestais foram estabelecidos para o mapeamento da ocorrência das populações. Os resultados de ocorrência indicaram que as espécies estudadas estão presentes principalmente nos fragmentos classificados como de grande porte (> 100 ha). Populações de bugio ainda estão presentes ainda em fragmentos de categoria média (10 – 100 ha), nos municípios de Casimiro de Abreu e Rio das Ostras. Bugio e macaco-prego não estão presentes em fragmentos florestais classificados como pequenos (< 10 ha) (Figura 7). Dentre os fragmentos, 324 fragmentos (56,44%) são de médio porte (10 – 100 ha), 193 (33,62%) são pequenos (< 10 ha) e apenas 57 (9,94%) são remanescentes grandes (> 100 ha) (Figura 7) (Tabela 10).

Grande parte dos fragmentos mapeados na bacia do rio São João, 317 (56,7%), apresentou forte tendência de forma alongada, com valores de IC entre 0,08 e 0,650, e um total de 197 (35%) fragmentos florestais possuem uma tendência a moderadamente alongados, com valores de IC entre 0,650 e 0,850 (Tabela 11).

Neste estudo, foram identificados oito tipos de vizinhanças, sendo quatro sistemas fitofisionômicos naturais e quatro decorrentes das ações antrópicas. A Tabela 12 indica que aproximadamente 436 fragmentos florestais (78%) se encontram vizinhos a pastagens na bacia do rio São João (Figuras 6) (Tabela 12).

Tabela 10. Classes de área (ha) dos fragmentos florestais mapeados na bacia hidrográfica do rio São João, RJ.

Local	Classes de área (ha)	Fragmentos florestais			
		Nº de ocorrências		Área	
		Quantidade	%	ha	%
Bacia hidrográfica do rio São João	Até 2,0	19	3,4	7,53	0,01
	2,0 – 4,0	23	4,1	76,01	0,1
	4,0 – 6,0	43	7,7	219,45	0,3
	6,0 – 10,0	103	18,4	838,12	1,3
	10,0 – 20,0	143	28,9	1.109,81	1,8
	20,0 – 40,0	100	17,8	12.706,67	19,1
	40,0 – 80,0	42	7,5	2.460,37	3,7
	80,0 – 160,0	29	5,2	3.376,56	5,1
	160,0 – 200,0	8	1,4	2.857,10	4,3
	200,0 – 400,0	15	2,7	4.246,73	6,4
	> 400,0	16	2,9	38.266,02	57,8
TOTAL	561	100,0	66.164,37	100,0	

Tabela 11. Classes do índice de circularidade (IC) dos fragmentos florestais mapeados na bacia hidrográfica do rio São João, RJ.

Classes de IC	Fragmentos florestais	
	Ocorrências	%
0,080 - 0,300	29	5,2
0,300 – 0,350	9	1,6
0,350 – 0,450	66	11,8
0,450 – 0,550	97	17,3
0,550 – 0,650	116	20,8
0,650 – 0,750	106	18,8
0,750 – 0,850	91	16,2
0,850 – 1.000	47	8,3
TOTAL	561	100,0

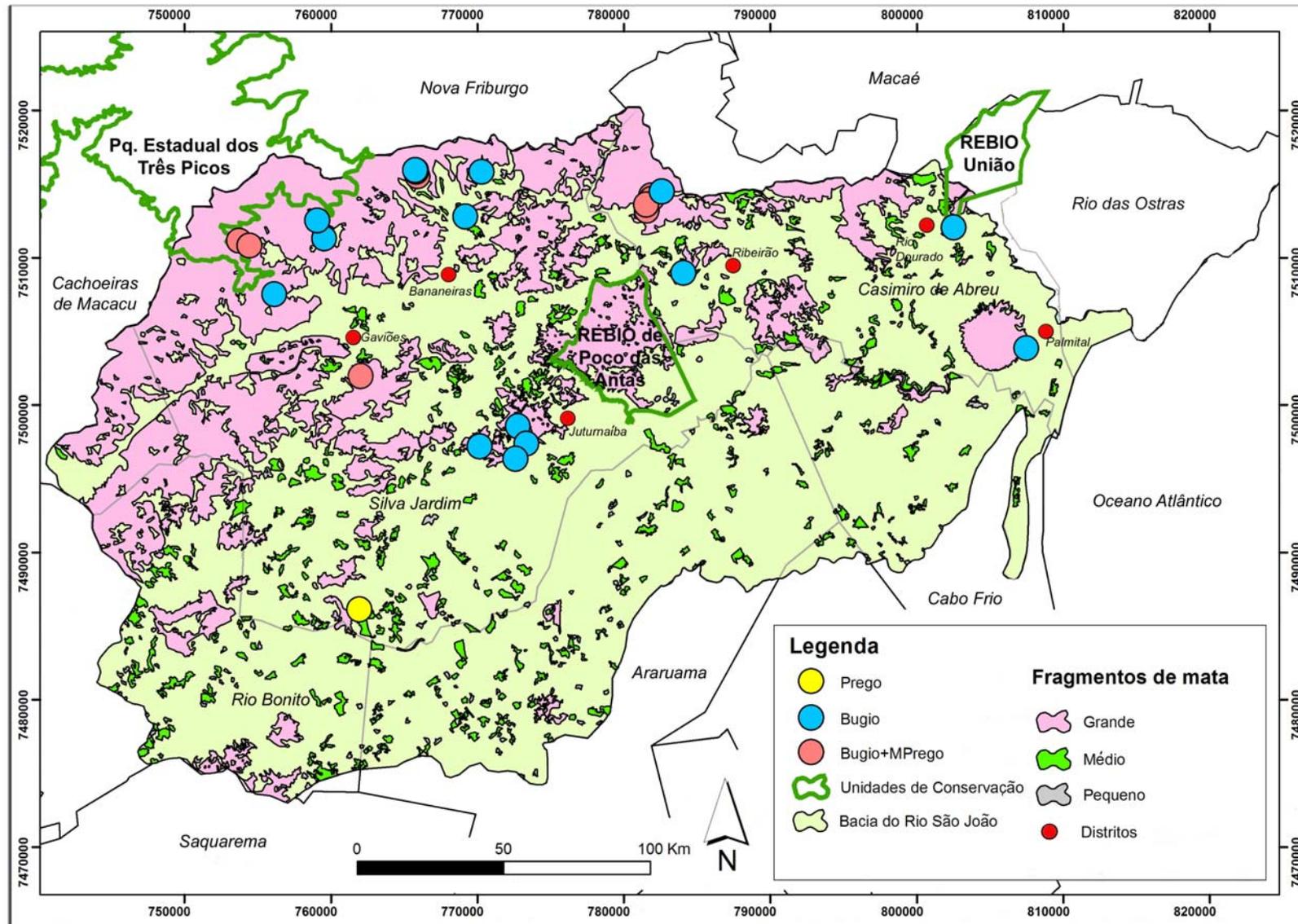


Figura 7. Relação entre o tamanho do fragmento florestal e a ocorrência de populações de bugio (*Alouatta guariba*) e macaco-prego (*Cebus nigrurus*) na região da bacia hidrográfica do rio São João, RJ.

Tabela 12. Fragmentos florestais e suas vizinhanças com classes de uso do solo na região da bacia hidrográfica do rio São João, RJ.

Tipo de vizinhança		Fragmentos florestais afetados	
		Quantidade	
		Absoluto	%
Sistema antrópico	Área agrícola	45	8,3
	Área urbana	2	0,5
	Pastagem	436	78,0
	Solo exposto	20	3,7
Sistema fitofisionômico	Campos de várzea	8	1,8
	Manguezal	2	0,5
	Restinga	7	1,7
	Rio e lagos	23	5,5
TOTAL		561	100

2.4.2.4 Fitofisionomia vegetal e relevo

Quando os dados de padrão de ocorrência e fitofisionomia vegetal da região estudada foram relacionados foi possível observar que a ocorrência de bugio e macaco-prego foi verificada principalmente em fragmentos de mata secundária densa (ANEXO A).

Neste estudo foi verificado que dos 574 fragmentos presentes na área de estudo, 282 são cobertos por mata secundária e 292 por mata secundária densa.

Na região da bacia do rio São João as montanhas com elevações acima de 1.000 metros surgem nas serras de São João, Pilões, Boa Vista, Pedra Branca e Taquaruçu no município de Silva Jardim. Em Casimiro de Abreu as serras são mais baixas, possuindo altitudes de 190 – 400 metros. No relevo montanhoso presente ao norte da bacia abriga grupos das espécies estudadas. Próximo ao litoral, surge isolado na baixada o Morro de São João que possui 781 metros de altitude e abriga somente populações de bugio. O planalto está presente na região central da bacia do rio São João e possui altitudes entre 100 - 908 metros. As baixadas acompanham os vales do rio São João e alargam-se consideravelmente nos municípios de Araruama e Cabo Frio.

2.5 Discussão

2.5.1 Ocorrência de bugio e macaco-prego em áreas protegidas

2.5.1.1 Unidades de conservação no Estado do Rio de Janeiro

Uma porção considerável da área de grandes remanescentes florestais do Estado do Rio de Janeiro encontra-se em unidades de conservação. Considerando as áreas com mais de 2.000 ha, existem 25 unidades de conservação estabelecidas, as quais totalizam 1.028.000 ha de áreas protegidas (SEMA, 2001; Rocha *et al.*, 2003). As Unidades de Conservação de Proteção Integral somam 345.427,85 ha de área protegida, enquanto que as de Uso Sustentável somam 683.206 ha, o que corresponde a 23% da área do Estado do Rio de Janeiro (Rocha *et al.*, 2003).

Na região sul do Estado do Rio de Janeiro nove unidades de conservação foram estudadas e em quatro destas as populações de bugio e macaco-prego estão presentes, como o Parque Nacional da Serra da Bocaina, a Reserva Biológica Estadual da Praia do Sul, o Parque Nacional de Itatiaia e a APA da Serra da Mantiqueira.

A maior parte dos registros de *Alouatta guariba* realizados no Parque Nacional de Itatiaia ocorreu há mais de 30 anos (Ávila-Pires e Gouvêa, 1977). De acordo com esses autores, as populações de bugio encontradas no Parque Nacional do Itatiaia teriam diminuído severamente a partir de 1939 em decorrência de uma epizootia de febre amarela. Segundo Loretto e Rajão (2005), *Cebus nigritus* seria a segunda espécie de primata mais abundante registrada na região do parque.

Pesquisas realizadas por Vaz em 2000 indicaram a presença das duas espécies primatas no Parque Nacional da Serra da Bocaina (Vaz, 2005). O parque possui relevo acidentado que acaba dificultando o seu acesso e assim aumentando a preservação florestal (SEMA, 2001).

Segundo trabalho realizado por Alho e colaboradores (2002), somente populações de bugio estariam presentes na região do Parque Estadual da Ilha Grande. Esta unidade de conservação possui áreas florestadas bem preservadas. Contudo, as maiores ameaças à biodiversidade local em sua paisagem são o turismo e a ocupação desorganizada, já que este vem sendo desenvolvido de forma desorganizada no local (Alho *et al.*, 2002).

A ARIE Floresta da Cicuta, situada entre a Serra do Mar e a Serra da Mantiqueira, protege um dos poucos remanescentes florestais caracterizados como floresta estacional semidecidual submontana presentes na região (SEMA, 2001). O processo de fragmentação florestal pode ter ocasionado a extinção local de populações de macaco-prego nesta unidade de conservação, pois em suas áreas estão registradas somente populações de bugio (Alves *et al.*, 2005; Alves & Zaú, 2005).

A região do Parque Estadual dos Três Picos constitui um importante elemento de ligação entre os remanescentes florestais da região norte e metropolitana do Estado do Rio de Janeiro (Rocha *et al.*, 2003). Os resultados deste estudo e do levantamento bibliográfico indicam que esta região abriga populações de bugio e macaco-prego (Garcia, 2005).

Trabalhos de Vaz (1998) e Garcia (2005) relatam que bugio e macaco-prego são vistos em abundância no Parque Estadual do Desengano. Apesar do parque representar um importante remanescente de Mata Atlântica ainda encontrado no Norte do Estado do Rio de Janeiro, a prática ilegal de caça vem sendo realizada com frequência no local. Relatos de Garcia (2005) indicam que pessoas vivem ilegalmente dentro desta unidade de conservação, sendo que estas realizam o cultivo de culturas agrícolas e caçam frequentemente na região.

Vários trabalhos vêm sendo desenvolvidos sobre a mastofauna do Parque Nacional da Serra dos Órgãos (Mittermeier *et al.*, 1982; SEMA, 2001; Cunha, 2003; Garcia, 2005) e todos estes relatam sobre a presença de bugio e macaco-prego nesta unidade de conservação. O parque foi criado em 1939 e é a mais antiga unidade de conservação de proteção integral do Brasil (SEMA, 2001; Rocha *et al.*, 2003).

A Floresta Nacional Mário Xavier e a APA de Maricá são as únicas unidades de conservação estudadas na região Metropolitana onde ambas espécies não ocorrem mais. A Floresta Nacional Mário Xavier está localizada no município de Itaguaí e possui 493 ha. Esta unidade de conservação abrange o fragmento florestal nativo mais significativo do município podendo também ser considerado como um dos últimos fragmentos florestais da baixada do rio Guandú.

Segundo informações coletadas de pesquisadores que realizam trabalho pela UFRRJ (Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro) há vários anos Floresta

Nacional Mário Xavier, caçadores são vistos com frequência no local. A soma desses fatores pode ter influenciado na extinção local de bugio e macaco-prego.

O Parque Estadual da Pedra Branca e Parque Nacional da Tijuca são locais em que populações de bugio não estão mais presentes (SEMA, 2001; Cunha & Vieira, 2004; Cunha *et al.*, 2006). Uma das razões que poderia justificar a extinção local de populações de bugio poderia ser o fato de que a área florestada do parque foi quase que totalmente devastada para o estabelecimento de plantações de café no fim do século XVIII (Dean, 1996; Cunha & Vieira, 2004; Rocha *et al.*, 2003). A atual população de macaco-prego presente nessas duas unidades de conservação pode não persistir em longo prazo.

A região de baixada costeira do Estado do Rio de Janeiro possui quatro unidades de conservação que são áreas de ocorrência das espécies de primatas estudados. O mesmo não ocorre na APA do Pau Brasil, Reserva Ecológica Estadual de Massambaba e Reserva Ecológica Estadual de Jacarepiá, onde ambas as espécies não ocorrem mais. As áreas florestais da região de baixada estão sob forte pressão antrópica, encontrando-se bastante fragmentadas. Os elementos de degradação na região são as queimadas nas fazendas do entorno que acabam invadindo as áreas protegidas. As invasões ilegais de terras por grileiros também são constante ameaça para os remanescentes florestais e para a biodiversidade local (Rocha *et al.*, 2003).

As Reservas Biológicas de Poço das Antas e União são duas unidades de conservação que estão presentes na região de baixada costeira do Estado do Rio de Janeiro que representam grande importância para a preservação da biodiversidade de Mata Atlântica de baixada. Estas unidades de conservação também possuem interferências antrópicas que foram estabelecidas antes das suas criações como reservas, como é o caso da passagem do gasoduto da Petrobrás, estabelecimento de barragem, das linhas de transmissão de energia elétrica, ferrovia e rodovia federal BR-101. Estes empreendimentos fazem com que estas percam áreas florestadas e se tornem fragmentadas (Rodrigues, 2004).

Assim, as populações de bugio e macaco-prego presentes nesta região encontram-se ameaçadas devido à fragmentação florestal dificultar principalmente a dispersão de indivíduos e a colonização de novas regiões (Bicca-Marques & Calegari-Marques, 1995; Calegari-Marques & Bicca-Marques, 1996; Almeida-Silva *et al.*, 2005; Ribeiro & Bicca-Marques, 2005).

Outro fator que ameaça a sobrevivência das populações de bugio e macaco-prego nas Reservas Biológicas de Poço das Antas e União é a presença da prática de caça nestas unidades de conservação. Estudo desenvolvido por Araújo e colaboradores (2008) indicou que evidências de caça ilegal foram encontradas nas duas reservas e estas podem não estar atuando efetivamente na proteção da fauna.

Durante o levantamento de dados deste estudo foi verificado que a APA da Serra de Sapiatiba abriga em sua região populações de macaco-prego. O ecossistema da área da APA da Serra de Sapiatiba é frágil e muito próximo da zona urbana dos municípios de Iguaba Grande e São Pedro da Aldeia. Um plano de proteção desta área, que inclua todos os aspectos aqui abordados, é de grande importância. Assim, as matas da região merecem mais atenção na sua conservação, pois o processo de conversão de terras encontra-se acelerado, descaracterizando e ameaçando a riqueza da paisagem (IPEDS, 2007).

Na região norte do estado, as espécies estudadas também não ocorrem mais no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, contudo ainda estão presentes no Parque Estadual do Desengano e na Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba. O Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba é a maior área de restinga do Estado do Rio de Janeiro e uma das maiores protegidas do Brasil. Trabalhos realizados no local indicam que somente o sagüi-de-tufo-branco (*Callithrix jacchus*), espécie de primata nativo da região nordeste do Brasil e introduzido no Estado do Rio de Janeiro, ocorre na restinga (Bergallo *et al.*, 2004).

A Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba é o único remanescente protegido de Mata Estacional Semidecidual na região do norte fluminense (Rocha *et al.*, 2003). Durante o levantamento populacional foi verificada a presença de populações de bugio e macaco-prego. Esta unidade de conservação sofreu com grandes desmatamentos na década de 70 devido ao estabelecimento de plantações de cana-de-açúcar, da pecuária e da comercialização de suas madeiras (Silva, 1998; Lins, 2007).

Neste estudo foi verificado que as populações de bugio e macaco-prego tendem a ocorrer juntas nas mesmas unidades de conservação do Estado do Rio de Janeiro, assim estas áreas são consideradas peças chave na conservação das espécies. A ocorrência fora de áreas protegidas faz com que as espécies se tornem mais vulneráveis à caça (Peres, 1997; Cullen *et al.*, 2001; Chiarello, 2000b).

Algumas dificuldades foram encontradas na obtenção de dados de ocorrência em unidades de conservação estaduais. Este problema gera um custo para a conservação da biodiversidade local e para a sua resolução mais pesquisas e estudos devem ser realizados. Além da carência de trabalhos científicos em algumas unidades de conservação, todas as áreas protegidas do estado estão sob forte pressão de degradação em seu entorno e área interna. Os desmatamentos para o estabelecimento de pastagens e culturas, o crescente processo de urbanização e favelização de centros urbanos, fiscalização insuficiente, caça, comércio ilegal de espécies de fauna e flora e a introdução de espécies exóticas são elementos de contínua agressão ambiental, registrados para todas as áreas estudadas (SEMA, 2001; Rocha *et al.*, 2003).

2.5.1.2 Bacia hidrográfica do rio São João

Populações de bugio e macaco-prego ocorrem em dez das dezoito RPPNs presentes na área de estudo. Essas unidades de conservação (Lei 9.985/00) foram criadas por ato voluntário de proprietário privados, que submeteram total ou parte da área de suas propriedades a um regime perpétuo de proteção legal, com anuência do governo federal e objetivo de proteger a biodiversidade local (Melo, 2004). Assim, a maioria das RPPNs estão funcionando como um relevante instrumento de conservação das espécies, alcançando os objetivos pelos quais foram criadas.

Grande parte das RPPNs está localizada na região centro-norte da bacia do rio São João, que tem como divisores topográfico um dos maiores blocos remanescente da Mata Atlântica no Brasil, a Serra do Mar. Nessa região, florestas em avançado estágio de regeneração estão presentes sendo o uso e ocupação do solo limitados pela topografia acidentada (Primo & Volcker, 2003; Rocha *et al.*, 2003).

Além da ocorrência das populações nas RPPNs, as espécies também estão presentes no Parque Estadual dos Três Picos e nas Reservas Biológicas de Poço das Antas e União. A ocorrência das espécies também foi relacionada com a presença em áreas protegidas e os resultados indicaram que as populações tendem a ocorrer juntas nas unidades de conservação estudadas.

O cenário de distribuição das espécies indica que existem três grandes populações de bugio e macaco-prego, duas presentes nas reservas biológicas e

uma na região serrana da bacia do rio São João. Assim, estes dados ressaltam a importância do estabelecimento de unidades de conservação para a presença e a conservação das espécies na região de Mata Atlântica de baixada.

2.5.2 Relação da ocorrência de bugio e macaco-prego com a fragmentação florestal na bacia hidrográfica do rio São João

2.5.2.1 Uso do solo e cobertura vegetal

Os resultados de ocorrência geográfica das populações de bugio e macaco-prego, na região da bacia hidrográfica do rio São João, indicaram que estas espécies têm uma baixa ocorrência na região, estando presentes somente em 33 fragmentos (5,7%) dos 574 amostrados. Estes resultados são preocupantes porque estas espécies estão presentes em menos áreas florestais do que os primatas nativos (*Leontopithecus rosalia*) e exóticos (*Callithrix jacchus* e *Callithrix penicillata*). O mico-leão-dourado tem a sua população remanescente atualmente estimada em 1.500 indivíduos (AMLD, 2005). O sagui-de-tufo-branco e o sagui-de-tufo-preto são primatas invasores, introduzidos acidentalmente por diversos fatores, incluindo o tráfico de animais, no estado do Rio de Janeiro (Cerqueira *et al.*, 1998; Ruiz-Miranda *et al.*, 2000).

Alouatta guariba e *Cebus nigritus* mostraram ter ocorrência diferenciada na área de estudo onde os mesmos fatores ambientais da paisagem fragmentada influenciaram de forma distinta na distribuição das espécies. Populações de bugio estão presentes em fragmentos menores que 40 ha na região. O sucesso de *Alouatta guariba* em tolerar a fragmentação de habitat tem sido relacionado à estratégia de aumentar a quantidade e diversidade de folhas ingeridas em períodos de escassez de flores e frutos (Bicca-Marques & Calegari-Marques, 1994).

Com relação ao uso do solo e cobertura vegetal, toda parte sul da bacia do rio São João foi intensamente devastada e substituída por atividades agropecuárias, principalmente na área rural dos municípios de Araruama, São Pedro da Aldeia e Cabo Frio (Primo & Volcker, 2003). Nesta região mais fragmentada da bacia constatamos que as espécies estudadas já não existem mais devido à grande

antropização no local e ao fato dos remanescentes florestais serem mais isolados do que na região norte da bacia do rio São João.

Dependendo da vizinhança, os fragmentos florestais mapeados podem estar sofrendo vários tipos de distúrbios, principalmente entre as classes resultantes das ações antrópicas. As práticas de manejo tradicionalmente desenvolvidas nas culturas agrícolas, como o uso de agroquímicos, a forma inadequada de limpeza do terreno (queimada) ou a poluição sonora decorrente da movimentação de máquinas e veículos estão entre os principais tipos de distúrbios que afetam a fauna e a flora em fragmentos florestais (Nascimento *et al.*, 2006; Silva *et al.*, 2006; Costa *et al.*, 2007).

As conseqüências dessas práticas que estão diretamente associadas à atividade agropecuária são, dentre outras, a deposição excessiva de particulados na cobertura vegetal dos remanescentes, a produção de lixo, o afugentamento de animais silvestres ou o impedimento da locomoção de espécies dispersoras (Costa *et al.*, 2007).

Os resultados da análise dos fragmentos florestais e de suas áreas vizinhas indicaram que mais da metade destes são vizinhos de áreas de pastagens na bacia do rio São João. Esse tipo de vizinhança pode influenciar, de maneira negativa, na dinâmica e nos processos sucessionais dos fragmentos florestais, devido às práticas que estão comumente associadas a essas atividades, como a caça, o extrativismo ou a abertura de trilhas.

Entretanto, a matriz recoberta por pastagem pode oferecer algumas vantagens, pois apresenta menos dificuldade para a implantação de técnicas de recuperação, destacando a introdução de corredores ecológicos interligando os remanescentes (Silva *et al.*, 2006; Costa *et al.*, 2007). Outra vantagem para a presença da pastagem foi verificada em estudos como de Pardini (2004), que apontou a importância da matriz na manutenção da diversidade em paisagens fragmentadas, já que esta pode atuar na permeabilidade para diferentes espécies, influenciando na conectividade funcional entre fragmentos remanescentes.

Vale destacar que bugios (*Alouatta* spp.) são capazes de dispersar através de áreas abertas como relatado por Calegare-Marques e Bicca-Marques (1996), que registraram o deslocamento de alguns indivíduos de bugio-preto (*Alouatta caraya*) por áreas de pastagem. O movimento pelo chão realizado por bugio para cruzar áreas abertas tem sido relatado em vários trabalhos (Mendes, 1989; Bicca-Marques

e Calegaro-Marques, 1995; Calegaro-Marques & Bicca-Marques, 1996; Almeida-Silva, 2005; Ribeiro & Bicca-Marques, 2006). Micos-leões-dourados (*Leontopithecus rosalia*) também já foram avistados atravessando grandes áreas de pastagem e rodovias (Kierulff & Oliveira, 1994; Kierulff *et al.*, 2007).

A matriz pode ter um papel fundamental no deslocamento de animais, podendo facilitar ou atrapalhar esta ação (Marsh *et al.*, 2003). Na região da bacia do rio São João, a agricultura e a pecuária são as principais atividades realizadas, ambas desempenhadas de forma simples (Primo & Volcker, 2003). A matriz de campos de pastagens presente na área de estudo pode estar permitindo o deslocamento de bugio e macaco-prego entre os fragmentos mais próximos, já que esta atividade utiliza pouca mecanização e poucos trabalhadores no campo (Ribeiro & Bicca-Marques, 2005; Nascimento *et al.*, 2006).

A maioria da ocorrência de bugio e macaco-prego está acima da BR-101, onde há menor distância entre fragmentos e maior proximidade com o maciço florestal da região serrana da bacia do rio São João. Abaixo da BR-101 existem mais áreas de pastagens, maior número de fragmentos pequenos e menos áreas protegidas. Estas variáveis ambientais da paisagem que influenciaram na ausência de populações nessas regiões.

Vinte fragmentos florestais vizinhos à matriz de solo exposto, foram registrados na bacia do rio São João. Devido à ausência de cobertura vegetal, o escoamento superficial pode promover efeitos erosivos, principalmente nas bordas dos fragmentos (Matlack, 1993). Outro tipo de vizinhança que, em geral, causa forte pressão antrópica são as áreas edificadas ou núcleos urbanos. Segundo Matlack (1993), os fragmentos florestais próximos dessas áreas podem sofrer alterações significativas em sua estrutura e composição. A sua proximidade com áreas urbanas aumenta a vulnerabilidade dos animais à caça, ataque de cães domésticos, parasitismo, doenças e atropelamentos (Chiarello & Galetti, 1994; Bicca-Marques, 2003; Ribeiro & Bicca-Marques, 2006). Grupos de micos-leões-dourados (*Leontopithecus rosalia*) já foram avistados por pesquisadores sendo atacados por cão doméstico em um fragmento florestal no município de Cabo Frio, RJ (Kierulff & Oliveira, 1996).

Durante este estudo foram identificados dois desses fragmentos florestais na bacia do rio São João, vizinhos às sedes municipais de Casimiro de Abreu e Silva

Jardim, onde estão presentes as populações de bugio. Essa espécie pode estar sujeitas a vários tipos de perturbação antrópica.

2.5.2.2 Área e forma de fragmentos florestais

Na região da bacia hidrográfica do rio São João, 80% dos fragmentos possuem até 40 ha e a presença de populações de bugio também ocorreu nesses remanescentes menores. O tamanho do fragmento pode ser um fator limitante para presença de macacos-pregos. Estudos que demonstraram a adaptação de bugio à fragmentação florestal já foram realizados em diversas áreas (Brown & Zunino, 1990; Bicca-Marques, 1994; Chiarello & Galetti, 1994; Galetti & Pedroni, 1994; Horwich, 1998).

Bicca-Marques (2003) apresentou dados referentes à adaptabilidade de bugios em viver em habitats fragmentados, sendo estratégia para a sua adaptação a folivoria que pode incluir espécies exóticas, as quais permitem que grupos sociais sobrevivam em pequenos fragmentos (< 10 ha).

Contudo, esta é uma situação preocupante porque as populações de bugio podem não ser viáveis em longo prazo nesses fragmentos pequenos. Remanescentes florestais maiores, que apresentam maior conectividade e uma matriz mais permeável podem ter melhores chances de manter populações viáveis e evitar a extinção de espécies (Marsh *et al.*, 2003).

A dieta generalista de *Cebus nigritus*, a capacidade de explorar vários habitats e o uso de uma área de vida grande (aproximadamente 80 ha) podem ser um dos fatores responsáveis pela sua ausência em fragmentos florestais de pequeno porte (Stevenson & Rylands, 1988; Galetti & Pedroni, 1994). Os resultados de ocorrência do presente estudo indicam que estes fatores podem ter influenciado na extinção das populações em fragmentos menores e mais isolados.

Porém, cabe ressaltar que as populações de bugio e macaco-prego sofreram extinção local em grande parte dos fragmentos de mata da região de baixada da bacia hidrográfica, mas nestes mesmos locais, populações de mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*) ainda estão presentes (Kierulff & Oliveira, 1996; Kierulff *et al.*, 2002). Com o objetivo de evitar a extinção do mico-leão-dourado, um grande movimento ambiental foi realizado reintroduzindo novas populações e translocando

as mais ameaçadas para novas áreas (Kierulff & Oliveira, 1996; Kierulff, 2000; Grativol *et al.*, 2001; Kierulff *et al.*, 2002; Oliveira, 2002; Ruiz-Miranda *et al.*, 2000; Ruiz-Miranda & Kleiman, 2002; Grativol, 2003; Coelho *et al.*, 2008).

Alguns trabalhos realizados na região indicam que as populações de mico-leão-dourado ainda persistem nestas áreas devido a constante suplementação alimentar realizada por parte dos pesquisadores, já que alguns fragmentos florestais possuem baixa qualidade de habitat e estado de conservação (MMA, 2003; Carvalho *et al.*, 2007 e 2008). A atuação da ONG Associação Mico-Leão-Dourado e de vários pesquisadores há mais de 20 anos na região, fazem com que esta espécie seja hoje efetivamente mais protegida.

Outro fator ambiental importante que deve ser analisado é a forma dos fragmentos florestais, já que este pode afetar diretamente a relação entre o perímetro e a área deste (Ranta *et al.*, 1998; MMA, 2003). Neste estudo, a análise da relação área/circunferência revelou que 24% dos fragmentos na bacia do rio São João apresentam tendências de formas arredondadas. Estes resultados são preocupantes porque indicam que existem poucos fragmentos florestais que não estejam sofrendo conseqüências negativas da fragmentação florestal, como o efeito de borda.

O processo de fragmentação também leva à criação de bordas e muitas conseqüências biológicas têm sido relatadas como resultado da criação destas. O microambiente na borda é diferente daquele do interior do fragmento (Primack & Rodrigues, 2002; Cabral, 2004; Rodrigues, 2004). O aumento na proporção da borda em relação à área pode fazer com que a biodiversidade local se torne mais susceptível a perturbações como fogo, caça, espécies invasoras e animais domésticos (Kapos, 1989; Scariot *et al.*, 2003).

2.5.2.3 Fitofisionomia vegetal e relevo

Resultados do estudo de fitofisionomia vegetal indicaram que os fragmentos da região de baixada da bacia do rio São João são constituídos por mata secundária. Nesta região não foi registrada ocorrência de populações de bugio e macaco-prego. Estas espécies estariam restritas principalmente a ambientes de mata secundária densa onde o ambiente é mais preservado. Tais ambientes são

locais de ocorrência dos primatas estudados porque os remanescentes florestais mais preservados abrigam uma porcentagem significativa da biodiversidade, já que protegem uma maior variedade de grupos taxonômicos (Tanizaki-Fonseca & Moulton, 2000).

Estudos florísticos realizados na região da bacia do rio São João por Carvalho e colaboradores (2008) indicaram que a região é detentora de uma flora arbórea com alta diversidade, inclusive com diversas espécies raras ou vulneráveis à extinção. As análises detectaram uma alta heterogeneidade florística entre os fragmentos florestais, contribuindo na elevada riqueza regional encontrada. Os padrões de similaridade sugerem que a principal fonte desta heterogeneidade provém dos diferentes estados de conservação das áreas (Carvalho *et al.*, 2008).

Nesta pesquisa foi verificado que os fragmentos florestais que estão presentes em propriedades privadas estão em pior estado de conservação comparados as Reservas Biológicas de Poço das Antas e União (Carvalho *et al.*, 2008), que são unidades de conservação detentoras de populações de bugio e macaco-prego. Porém, os fragmentos presentes na localidade de Juturnaíba, áreas de ocorrência de populações de bugio, foram indicados como sendo também local de grande perturbação antrópica (Carvalho *et al.* 2006, 2007 e 2008). A persistência destas populações nesses locais pode ser explicada pela proximidade desses fragmentos com a Reserva Biológica de Poço das Antas, que poderia estar atuando como uma área fonte.

Dados de ocorrência de populações de bugio e macaco-prego foram relacionados com as características do relevo da bacia do rio São João e foi verificado que esta se deu principalmente em regiões de relevo montanhoso, provavelmente devido à presença de remanescentes florestais maiores, mais preservados e com maior conectividade (SEMA, 2001; Primo & Volcker, 2003).

O relevo da bacia hidrográfica do rio São João é bastante diversificado com serras, planaltos, colinas e grandes baixadas. As montanhas com elevações acima de 1.000 metros surgem nas serras de São João, Pilões, Boa Vista, Pedra Branca, Taquaruçu, no município de Silva Jardim. Próximo ao litoral surge isolado na baixada o Morro de São João, uma montanha que desponta com seus 781 metros de altitude (Primo & Volcker, 2003).

2.6 Conclusão

A sobrevivência das populações de bugio (*Alouatta guariba*) e macaco-prego (*Cebus nigrinus*) está relacionada com a presença de áreas protegidas, fragmentos maiores e com melhor estado de conservação. Neste contexto, o estímulo à criação de novas unidades de conservação de proteção integral e de uso sustentável seria uma contribuição para a conservação dos habitats necessário para a viabilidade das espécies em longo prazo. Já o estabelecimento de corredores florestais representaria uma alternativa relevante para a manutenção da biodiversidade ainda presente.

Densidade e tamanho populacional de bugio (*Alouatta guariba* Lacépède, 1799) e macaco-prego (*Cebus nigritus* Erxleben, 1777) na Reserva Biológica de Poço das Antas e na Reserva Biológica União, Rio de Janeiro

Resumo

Os objetivos desse estudo são determinar a densidade e o tamanho populacional de *Alouatta guariba* e *Cebus nigritus*, através do método de transecção linear, nas Reservas Biológicas de Poço das Antas (RBPA) e União (RBU), Estado do Rio de Janeiro. Na RBPA foram utilizadas 10 trilhas que variaram de 600 a 2.250 metros de comprimento e na RBU 11 trilhas de 600 a 2.700 metros. Assim, foram percorridos 375 quilômetros durante o período de dezembro de 2003 a janeiro de 2005 para a coleta de dados no campo, sendo 194,8 quilômetros na RBPA e 180,2 quilômetros na RBU. A densidade e o tamanho populacional foram estimados através do número total de indivíduos observados ao longo de cada trilha através do programa DISTANCE 5.0 (modelo "Half normal", função Cosseno, Seqüencial). Os resultados de estimativa de densidade populacional na RBPA mostraram que o macaco-prego apresentou maior densidade (66,2 ind/km²) em relação ao bugio (44,1 ind/km²). Na RBU o bugio (42,1 ind/km²) foi registrado em maior densidade populacional que o macaco-prego (34,0 ind/km²). Para a RBPA, estimamos um tamanho populacional de 945 indivíduos para bugio e 1.419 indivíduos para macaco-prego. Na RBU o tamanho populacional de bugio seria em torno de 1.353 indivíduos e 1.093 indivíduos para macaco-prego. As estimativas de densidade e de tamanho populacional apresentadas neste estudo podem ser utilizadas para o monitoramento e o estado de conservação destas espécies no futuro. Com esses resultados será possível detectar se as populações estão em declínio, estáveis ou aumentando nas Reservas Biológicas de Poço das Antas e União.

Abstract

The goal of this study is to determine the abundance, population size and density of *Alouatta guariba* and *Cebus nigrinus* through the method of linear transect in the Poço das Antas Biological Reserve (RBPA) and União Biological Reserve (RBU), State of Rio de Janeiro. RBPA were used in 10 tracks ranging from 600 to 2250 meters in length and RBU 11 tracks from 600 to 2700 meters. Thus, 375 kilometers were flown during the period December 2003 to January 2005 to collect data in the field, is 194,8 kilometers in RBPA and 180,2 kilometers in RBU. The density and population size were estimated by the total number of individuals observed along each path through the program DISTANCE 5.0 (the "Half normal," Cosine function, Sequential). The results of estimation of population density on RBPA showed that the brown capuchin monkey had higher density (66.2 ind/km²) in the howler monkey (44.1 ind/km²). RBU in the howler monkey (42.1 ind/km²) was recorded in higher population density that the brown capuchin monkey (34.0 ind/km²). For RBPA, hypothetically estimate a population size of 945 individuals to holwe monkey and 1.419 individuals to brown capuchin monkey. RBU in the population size of monkey would be around 1.353 individuals for howler monkey and 1.093 individuals for brown capuchin monkey. Estimates of density and population size in this study can be used for monitoring and conservation status of these species in the future. With these results you can detect if the populations are declining, stable or increasing in Poço das Antas Biological Reserve and União Biological Reserve.

3.1 Introdução

Estimativas de densidade e de tamanho populacional são importantes para estudos de biologia da população e monitoramento da vida silvestre (Chiarello, 2000a; Cullen *et al.*, 2001). Dados de densidade das espécies permitem a comparação entre diferentes regiões e possibilita o monitoramento, podendo avaliar se há aumento, declínio ou a estabilidade da população em longo prazo (Cullen *et al.*, 2001). O método de transecção linear é a técnica mais utilizada para o levantamento de mamíferos de grande porte (Chiarello, 1999; Chiarello, 2000 a e b; Chiarello & Melo, 2001; Bernardo, 2004; Bernardo & Galetti, 2004).

No entanto, raros são os trabalhos que investigam as características populacionais de primatas em ambientes neotropicais, especialmente na Mata Atlântica (Silva, 1981; Torres de Assumpção, 1983; Mendes, 1989; Chiarello, 1993; Pinto *et al.*, 1993; Peres, 1997; Chiarello & Melo, 2001). Em remanescentes florestais do Estado do Rio de Janeiro pouco se sabe sobre a ecologia, a densidade e o histórico de ocorrência de bugio e macaco-prego (Mittermeier *et al.*, 1982; Cunha, 2003; Cunha & Vieira, 2004; Geise *et al.*, 2004; Alves & Zaú, 2005; Alves *et al.*, 2005; Garcia, 2005; Cunha *et al.*, 2006).

De todas as espécies de bugios encontradas no Brasil, o *Alouatta guariba* é uma das mais ameaçadas de extinção no país devido à destruição do seu habitat (Mittermeier *et al.*, 1982; Chiarello & Galetti, 1994). Outro fator que afeta a persistência de suas populações na Mata Atlântica são os óbitos causados pelo contágio por febre amarela. Segundo Ávila-Pires e Gouvêa (1977), as populações de bugio encontradas no Parque Nacional do Itatiaia teriam diminuído severamente a partir de 1939 em decorrência de uma epizootia. *Cebus nigrinus* não se encontra atualmente ameaçado de extinção no Estado do Rio de Janeiro (Bergallo *et al.*, 2000; Machado *et al.*, 2005), porém, tem sido alvo de caçadores e comercializado ilegalmente por traficantes de animais silvestres (RENCTAS, 2001).

Chiarello & Galetti (1994) e Chiarello & Melo (2001) ressaltam a importância de verificar o *status* das populações de *Alouatta guariba* e *Cebus nigrinus* existentes em fragmentos de Mata Atlântica. Sendo assim, um trabalho sobre ocorrência populacional

de bugio e macaco-prego em remanescentes de baixada do Estado do Rio de Janeiro foi realizado e os resultados foram apresentados no primeiro capítulo desta dissertação. Os resultados são preocupantes porque as poucas populações existentes estão restritas somente as áreas maiores, mais preservadas e com maior grau de conectividade.

Em meio à fragmentação florestal presente na região de baixada costeira, as populações de *A. guariba* e *C. nigrinus* estão presentes em duas unidades de conservação, as Reservas Biológicas de Poço das Antas e União, que realizam papel fundamental na proteção das poucas populações existentes na região. Portanto, o presente trabalho visa investigar características populacionais, tais como densidade e o tamanho populacional, de bugio e macaco-prego nessas áreas protegidas. O conhecimento dessas informações é de extrema importância para a implementação de estratégias para sua conservação das espécies.

3.2 Objetivos

Os objetivos do trabalho são estimar a densidade e o tamanho populacional de bugio (*Alouatta guariba*) e macaco-prego (*Cebus nigrinus*) nas Reservas Biológicas de Poço das Antas e União, Rio de Janeiro, verificar se estas áreas comportam populações viáveis em longo prazo e avaliar a importância destas áreas protegidas para a conservação destes primatas.

3.3 Material e métodos

3.3.1 Área de estudo

O estudo foi realizado em duas unidades de conservação de grande importância na região da bacia hidrográfica do rio São João: Reserva Biológica de Poço das Antas (RBPA) e a Reserva Biológica União (RBU). Estas unidades de conservação são as

únicas áreas de Mata Atlântica de baixada costeira do Estado do Rio de Janeiro de maior tamanho e preservação florestal (Figura 8) (SEMA, 2001).

A Reserva Biológica de Poço das Antas (22° 31'S, 42° 17'W) possui uma área de aproximadamente 5.500 ha, dentre os quais cerca de 1.500 ha são áreas de brejos e matas alagadas (Castro & Fernandez, 2002). Dos 5.500 ha desta unidade de conservação, somente 3.215 ha são áreas de mata. O estabelecimento da Barragem de Juturnaíba na década de 60 ocasionou a modificação de parte do ecossistema que era anteriormente de matas inundáveis (Pires & Fernandez, 1999; Pires *et al.*, 2002; Araujo *et al.*, 2008).

A Reserva Biológica União (22° 27'S, 42° 02'W) possui 3.126 ha dos quais 2.369 ha são de mata contínua e bem preservada. A área da Reserva é considerada importante para a preservação da biodiversidade de Mata Atlântica de baixada, estando incluída no mapeamento de áreas-chave para a proteção de animais endêmicos, raros e ameaçados de extinção (SEMA, 2001). Porém, esta unidade de conservação também possui interferências antrópicas que foram estabelecidas antes da sua criação como Reserva, como é o caso da passagem do gasoduto da Petrobrás, das linhas de transmissão de energia elétrica, da ferrovia e da rodovia federal BR-101. Estes empreendimentos fazem com que esta unidade de conservação perca áreas florestadas e se torne mais fragmentada (Rodrigues, 2004).

Os dois fragmentos estudados apresentam semelhanças na composição florística, topografia e condições climáticas (AMLD, 2003; Carvalho *et al.*, 2008). No entanto, a Reserva Biológica União apresenta uma comunidade arbórea mais rica e com maior biomassa do que a Reserva Biológica de Poço das Antas (AMLD, 2003; MMA, 2003; Carvalho *et al.*, 2008).

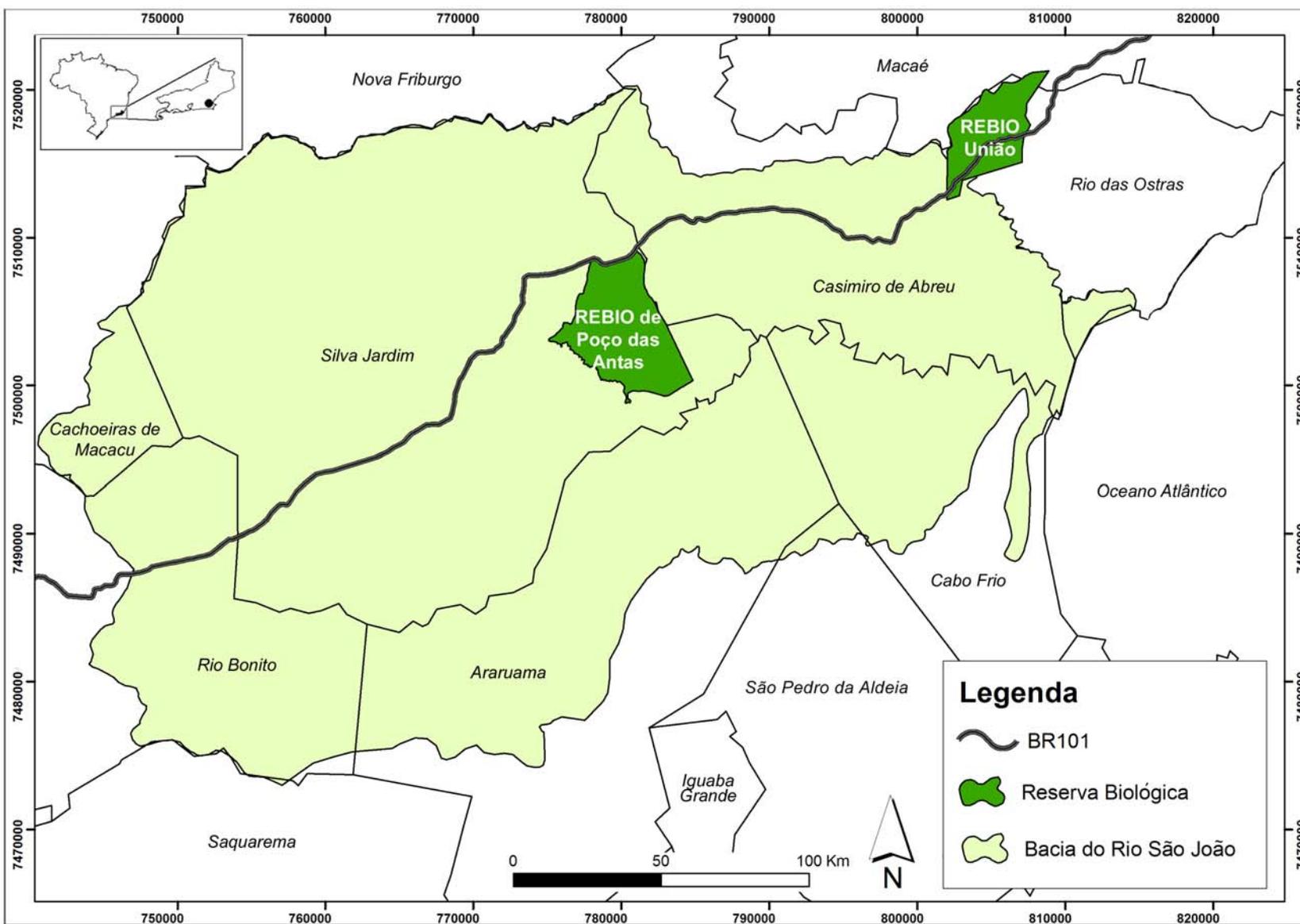


Figura 8. Localização das Reservas Biológicas de Poço das Antas e União na região da bacia hidrográfica do rio São João, Rio de Janeiro.

3.3.2 Metodologia

Para avaliar a abundância (encontros/10 km), densidade (indivíduos/km²) e tamanho populacional de bugio e macaco-prego nas Reservas Biológicas de Poço das Antas (RBPA) e União (RBU) foram realizados levantamentos utilizando-se o método de transecção linear (Buckland *et al.*, 1993). O levantamento foi conduzido de 5:30 às 18:00 horas. Caminhadas em trilhas de comprimento conhecido foram realizadas a uma velocidade média constante. O mesmo esforço amostral foi realizado nas duas áreas de estudo.

Dois observadores (pesquisador mais um assistente de campo) andaram simultaneamente nas trilhas e procuraram as espécies estudadas tanto à esquerda quanto à direita. Para cada avistamento realizado as caminhadas eram suspensas e as seguintes informações foram registradas: espécie, tamanho e composição do grupo, distância perpendicular do primeiro animal avistado até a trilha; distância entre o observador e ângulo de avistamento (Tabela 13). As distâncias foram medidas com uso de trena e o ângulo com uso de bússola. Depois que os dados de avistamentos eram coletados as caminhadas na mesma trilha eram reiniciadas e cada indivíduo visualizado foi considerado como um registro independente.

Na RBPA foram utilizadas 10 trilhas que variaram de 600 a 2.250 metros de comprimento e na RBU 11 trilhas de 600 a 2.700 metros (Tabela 14). Durante o período de dezembro de 2003 a janeiro de 2005, foram percorridos 375 quilômetros para a realização da coleta de dados no campo, sendo 194,8 quilômetros na RBPA e 180,2 quilômetros na RBU. A densidade e o tamanho populacional foram estimados através do número total de indivíduos observados ao longo de cada trilha através do programa DISTANCE 5.0 (modelo “Half normal”, função Cosseno, Seqüencial) (Buckland *et al.*, 2001; Cullen & Rudran, 2003). Dois observadores andaram simultaneamente nas trilhas para a realização do levantamento, contudo as estimativas não foram feitas de forma independente e os encontros visuais do dois observadores foram somados. O programa DISTANCE 5.0 utiliza as distâncias perpendiculares (animal-trilha) para estimar a

largura efetiva da área amostrada (chamado ESW ou effective strip width), para modelar a função de detecção de um animal numa dada distância da trilha (Buckland *et al.*, 2001; Cullen & Rudran, 2003). Métodos de distância permitem obter estimativas de densidade populacional acuradas, mesmo que parte dos objetos de estudo não seja detectada (Buckland *et al.*, 2001).

Para que a estimativa de densidade seja acurada é recomendável que haja um mínimo de 40 avistamentos (coeficiente de variação < 0,20). Se o número de avistamentos não for suficiente, recomenda-se combinar os dados de distância perpendicular das espécies para estimar um valor geral de ESW (Buckland *et al.*, 1993). Esse procedimento só deve ser adotado se as distâncias perpendiculares de cada espécie não forem diferentes estatisticamente (ANOVA, $p < 0,05$) (Chiarello & Melo, 2001).

A densidade foi calculada para cada espécie através da fórmula $D=N/(2*ESW*L)$, onde D= densidade (indivíduos/ km²); N= número total de encontros; ESW= largura efetiva da área amostrada em km, calculada pelo programa DISTANCE; L= quilometragem total percorrida. O tamanho populacional foi calculado multiplicando-se a densidade pela área de mata presente nas duas unidades de conservação. A abundância foi estimada para cada espécie avistada como o total de encontros realizados a cada 10 km percorridos. Os trabalhos que foram utilizados para comparar as densidades das espécies estudadas em diferentes áreas de Mata Atlântica também utilizaram o método de transecção linear.

Tabela 13. Modelo da ficha utilizada para a coleta de dados de levantamento populacional de bugio e macaco-prego na Reserva Biológica de Poço das Antas e na Reserva Biológica União, Rio de Janeiro.

Nome observador:			Local de coleta:		
Data:			Condição do tempo:		
Hora início:			Transecto:		
Hora final:			Distância total caminhada:		
Hora	Posição na trilha	Espécie	Tamanho grupo	Distância perpendicular	Observações

Tabela 14. Descrição das trilhas percorridas nas Reservas Biológicas de Poço das Antas e União, Rio de Janeiro.

Reserva Biológica	Trilhas	Comprimento (km)	km percorrido
Poço das Antas	Rodolfo Norte	1,00	17,00
	Rodolfo Sul	0,75	15,75
	Rio Preto	2,25	25,20
	Casa dos Morcegos	1,20	12,00
	Pelonha	1,20	12,00
	Barragem	2,00	22,00
	Aristides	0,75	23,25
	A. desativada	0,60	16,80
	Caju	0,80	25,60
	Portuense	1,20	25,20
	Total	11,75	194,8
União	Interpretativa	2,70	35,10
	Heraldo	0,85	17,02
	Três Pontes	2,70	35,10
	LB	0,95	13,30
	LB3	0,90	13,50
	Tanque	0,60	10,08
	Chuchu	0,80	12,00
	Grotta	0,75	11,25
	Cardoso	0,60	11,40
	Fogueira	0,67	10,05
	Figueira	0,60	11,40
	Total	12,12	180,2
	Total		375

3.4 Resultados

3.4.1 Estimativa de abundância e densidade populacional

Nas duas Reservas estudadas foram obtidos 64 encontros visuais com as duas espécies de primatas. O macaco-prego foi avistado com maior frequência na RBPA (22 visualizações); já na RBU esta espécie foi menos avistada (8 visualizações). O bugio foi avistado com maior frequência na RBU (20 visualizações) e 14 avistamentos foram registrados na RBPA (Tabela 15).

C. nigrinus mostrou ter maior abundância (1,09 grupos/10 km) e densidade estimada (66,2 ind/km²) na RBPA, que a abundância (0,92 grupos/10 km) e densidade (44,1 ind/km²) de *A. guariba* (Tabela 15).

O mesmo não ocorreu na RBU, onde a abundância (0,90 grupos/10 km) e densidade estimada de bugio (42,1 ind/km²) mostrou ser maior em relação à do macaco-prego (0,39 grupos/10 km) e (34,0 ind/km²), respectivamente (Tabela 15).

As densidades estimadas para estas espécies em outros fragmentos de Mata Atlântica estão apresentadas na Tabela 16, mostrando assim que a densidade de *Cebus nigrinus* na RBPA foi a maior dentre os estudos. A densidade de *A. guariba* encontrada nas duas unidades de conservação estudadas foi considerada semelhante aos demais fragmentos de Mata Atlântica que possuem área de tamanho similar.

Tabela 15. Densidade (ind./km²), coeficiente de variação, ESW (metros), abundância (encontros/10km) e tamanho populacional de bugio (*Alouatta guariba*) e macaco-prego (*Cebus nigrinus*) na Reserva Biológica de Poço das Antas e na Reserva Biológica União, Rio de Janeiro.

Local	Espécie	Nº de avistamentos	CV	ESW (m)	Abundância (encontros/10 km)	Densidade (ind./km ²)	Tamanho da população (ha)
Poço das Antas	<i>A. guariba</i>	14	0,13	11,30	0,72	44,1 (38,3 – 48,7)	945,90
	<i>C. nigrinus</i>	22	0,18	10,46	1,15	66,2 (55,0 – 96,1)	1.419,00
União	<i>A. guariba</i>	20	0,15	10,05	1,11	42,1 (36,7 – 47,5)	1.353,50
	<i>C. nigrinus</i>	8	0,13	14,30	0,44	34,0 (29,8 – 39,4)	1.093,00

Tabela 16. Densidades populacionais de bugio e macaco-prego em alguns fragmentos de Mata Atlântica.

Espécie	Local/Estado	Área (ha)	Densidade (ind./km ²)	Metodologia	Referência
<i>Alouatta guariba</i>	Parque Estadual Ilha do Cardoso (SP)	11.100	8,9	Transeção linear	1
	Reserva Biológica A. Rushi (ES)	4.000	10,1 (1,8 – 40)	Transeção linear	2
	Fazenda Tucano (SP)	2.000	10,9	Transeção linear	3
	Campo de Instrução de Santa Maria (RS)	977	11,0	Contagem de grupos	4
	Fazenda Rio Claro (SP)	1.700	16,2	Transeção linear	3
	Fazenda Barreiro Rico (SP)	3.259	26,0 (14 – 38)	Transeção linear	5
	Fazenda Mosquito (SP)	2.100	36,3	Transeção linear	3
	Reserva Biológica União (RJ)	3.126	42,1 (36 – 47)	Transeção linear	Presente estudo
	Reserva Biológica de Poço das Antas (RJ)	5.500	44,1 (38 - 48)	Transeção linear	Presente estudo
	Faz. Nacional de Três Barras (SC)	4.458	64,0	Esquadrihamento	6
	Pq. Estadual de Itapuã (RS)	5.556	74,8	Transeção linear	7
	Pq. Estadual da Cantareira (SP)	5.647	80,9	Transeção linear	8
	Mata de Lageadinho (SP)	50	98,0	Transeção linear	2
	Estação Biológica de Caratinga (MG)	880	117	Contagem de grupos	9
	Reserva Florestal Mata de Santa Genebra (SP)	250	136,5	Transeção linear	10
<i>Cebus nigritus</i>	Fazenda Mosquito (SP)	2.100	8,3	Transeção linear	3
	Fazenda Tucano (SP)	2.000	8,5	Transeção linear	3
	Reserva Biológica A. Rushi (ES)	4.000	10,2 (4 – 47)	Transeção linear	2
	Fazenda Rio Claro (SP)	1.700	10,2	Transeção linear	3
	Reserva Biológica do Córrego do Veado (ES)	2.400	10,4	Transeção linear	11
	Reserva Caetetus (SP)	2.180	17,6	Transeção linear	12
	Reserva Biológica de Linhares (ES)	21.800	24,3	Transeção linear	11
	Mata São José (SP)	230	24,5 (19 – 32)	Transeção linear	13

Reserva Biológica União (RJ)	3.126	34,0 (29 – 39)	Transeção linear	Presente estudo
Fazenda Barreiro Rico (SP)	3.259	25 - 50	Transeção linear	5
Reserva Biológica de Poço das Antas (RJ)	5.500	66,2 (55 - 96)	Transeção linear	Presente estudo

1 – Bernardo, 2004; 2 – Pinto *et al.*, 1993; 3 – Cullen *et al.*, 1999; 4 – Fortes, 2008; 5 - Torres de Assumpção, 1983; 6 - Peres, 1997; 7 - Buss, 2001; 8 - Silva, 1981; 9 - Mendes, 1989; 10 - Chiarello, 1993; 11 - Chiarello & Melo, 2001; 12 - Cullen, 1997; 13 - Bernardo & Galetti, 2004.

3.4.2 Estimativa de tamanho populacional

Para a RBPA, estimamos hipoteticamente um tamanho populacional de 945 indivíduos para *Alouatta guariba* e 1.419 indivíduos para *Cebus nigritus*. Na RBU o tamanho populacional de *Alouatta guariba* seria em torno de 1.353 indivíduos e 1.093 indivíduos para *Cebus nigritus* (Tabela 15).

3.5 Discussão

3.5.1 Metodologia

Existe uma grande discussão sobre qual seria o delineamento experimental mais adequado para obter resultados confiáveis de levantamento populacional de mastofauna silvestre (Peres, 1999; Ferrari, 2002).

Ferrari (2002) defendeu a garantia da independência das amostras através do uso de trilhas de comprimento menor para evitar o encontro com o mesmo grupo social de animais. Magnusson (2001) atesta que uma única trilha reta e de no mínimo 100 km seria ideal para a estimativa de densidade populacional, evitando assim percorrer a mesma trilha de menor comprimento repetidas vezes e superestimar a abundância de espécies.

Porém, ambientes fragmentados e áreas que possuem relevo acidentado dificultam a abertura de trilhas extensas, inviabilizando assim esse tipo de estudo (Ferrari, 2002). Além disso, em um delineamento experimental com diversas trilhas menores existe maior probabilidade de amostrar melhor um ambiente heterogêneo (Janson & Terborgh, 1980; Ferrari, 2002).

No presente estudo o levantamento populacional foi realizado por meio do uso de trilhas de comprimento menor e as espécies foram mais avistadas próximas às trilhas. Assim, as premissas do método de transecção linear foram respeitadas, contribuindo para uma maior acurácia das estimativas da densidade e do tamanho populacional (Buckland *et al.*, 1993; Cullen & Rudran, 2003).

Os animais amostrados possuem vocalização característica, o que torna fácil sua detecção. As espécies não foram avistadas mais de uma vez em uma mesma amostragem e, portanto, a chance de haver contagem de um mesmo indivíduo durante a transecção foi reduzida neste estudo.

As estimativas de densidade populacional calculadas não apresentaram coeficiente de variação acima de 20%, o valor máximo recomendado para uma maior acurácia dos dados (Buckland *et al.*, 1993). Isto significa que os resultados apresentados são confiáveis e servem como ponto de partida para comparação com futuros trabalhos de levantamentos populacionais na Reserva Biológica de Poço das Antas e na Reserva Biológica União.

3.5.2 Abundância e densidade populacional

A variação na abundância e na densidade das espécies em diferentes locais é atribuída principalmente às diferenças na composição e na estrutura do habitat (August, 1983; Scharwzkopf & Rylands, 1989; Peres, 1997), na disponibilidade de recursos (Stevenson, 2001), na competição por recursos (Terborgh, 1983; Estrada & Coates-Estrada, 1985), quanto à presença de predadores (Stanford, 1995; Wright *et al.*, 1998),

plasticidade ecológica (Robinson & Redford, 1986; Peres, 1997; Stevenson, 2001), caça ilegal e fragmentação florestal (Peres, 1997; Cullen *et al.*, 2001; Chiarello, 2000b). Essa variação também pode ser atribuída à densidade compensatória, onde algumas espécies podem ser favorecidas em determinado ambiente pela ausência de outras, que seriam potencialmente competidoras por alimento e espaço (Peres & Dolman, 2000).

Por outro lado, o tamanho da área domiciliar (Chivers, 1991; Estrada & Coates-Estrada, 1996), a plasticidade comportamental e alimentar (Estrada & Coates-Estrada, 1996; Gilbert & Setz, 2001) e a capacidade de usar a matriz (Calegari-Marques & Bicca-Marques, 1996; Ribeiro & Bicca-Marques, 2006) são características que podem influenciar na variação na abundância e na capacidade de primatas sobreviverem em habitats fragmentados.

A. guariba apresentou densidade populacional similar na RBPA e RBU indicando, assim, que a densidade estimada para esta espécie mostrou não ser influenciada pela diferenciação do estado de conservação dos fragmentos estudados. Mittermeier e colaboradores (1982) visitaram 18 Unidades de Conservação da região sudeste do Brasil e verificaram que a Reserva Biológica de Poço das Antas e o Parque Estadual do Rio Doce apresentaram população de bugio rara nestes locais. Porém, as populações de bugio possuem densidades variáveis, dependendo do habitat e do estado de conservação deste (Mendes, 1989).

Estudos recentes indicam um fenômeno relevante para a conservação da espécie porque alguns pesquisadores verificaram a ocorrência de alta densidade de *A. guariba* em fragmentos relativamente pequenos, como na Reserva Santa Genebra – SP (250 ha) e na Estação Biológica de Caratinga – MG (860 ha) (Mendes, 1989; Hirsch, 1995); e uma baixa densidade em áreas maiores, como na Reserva Florestal de Linhares – ES (21.800 ha) (Chiarello, 1999) e no Parque Estadual do Rio Doce (36.113 ha) (Hirsch, 1995).

González-Solís *et al.* (1996) sugerem possíveis fatores para explicar esta baixa densidade no Parque Estadual de Intervalos: (1) a presença de populações saudáveis de predadores; (2) a pequena capacidade de suporte da mata de encosta quando comparada à mata das terras baixas; (3) a baixa capacidade de suporte da mata primária quando comparada com a mata secundária e (4) a caça ilegal.

Os resultados de estimativa de densidade de *C. nigritus* indicaram que esta espécie possui maior densidade na RBPA. Isso pode indicar que esta espécie estaria passando por um crescimento populacional durante o período de coleta de dados na área de estudo. Outro fator que poderia estar relacionado seria a possível ausência de predadores naturais desta espécie na região, como os felinos gato-maracajá (*Leopardus wiedi* Schinz, 1821) e jaguatirica (*Leopardus pardalis* Linnaeus, 1758).

3.5.3 Comparação com outros fragmentos de Mata Atlântica

Para avaliar o estado de conservação das espécies é muito importante realizar uma comparação de dados de estimativa de densidade em outras regiões de ocorrência. Assim, a densidade de *A. guariba* encontrada nas duas unidades de conservação estudadas foi considerada semelhante aos demais fragmentos de Mata Atlântica que possuem áreas de tamanho similar. A densidade de bugio tende a ser relacionada inversamente ao tamanho da área (Chiarello & Melo, 2001). A ausência de predadores em pequenos fragmentos e a capacidade dos bugios de se adaptarem em ambientes perturbados ocorre principalmente devido à sua dieta folívora (Chiarello & Galetti, 1994; Gonzalez-Solis *et al.*, 2002). Estes fatores devem ser considerados na avaliação do aparente sucesso adaptativo de bugios habitarem áreas perturbadas e pequenos fragmentos (Chiarello & Melo, 2001).

Estudos realizados por pesquisadores (Mendes, 1989; Chiarello, 1993; Pinto *et al.*, 1993) em remanescentes de mata de até 1.000 ha indicaram alta estimativa de densidade para *A. guariba*. A Estação Ecológica de Caratinga (880 ha), Reserva Florestal Mata de Santa Genebra (250 ha) e Mata de Lageadinho (50 ha) apresentaram respectivamente 117 ind/km², 136 ind/km² e 98 ind/km². Estes dados são elevados para os padrões de *A. guariba* e somente são comparáveis às densidades encontradas para outras espécies do gênero. *Alouatta palliata* apresentou densidade de 90 ind/km² em La Selva (1.500 ha) e *A. caraya* possui 131 ind/km² na Argentina em fragmentos de mata de tamanho inferior a 500 ha (Neville *et al.*, 1988).

Em um estudo realizado por Bernardo & Galetti (2004) foi verificada alta densidade (24,5 ind./km²) de *Cebus nigritus* em um fragmento florestal de 230 ha (Mata

de São José, SP). Este remanescente apresentou resultado diferenciado dos demais locais onde foram realizados levantamentos populacionais.

A densidade populacional de *Cebus nigrinus* estimada para a RBPA mostrou ser alta em relação a outros fragmentos de mata de tamanho similar. Os dados de tamanho populacional estimados pelo programa DISTANCE para este primata parecem ser superestimados. *Cebus nigrinus* possui área de vida de 40,0 ha e aproximadamente 80 grupos devem estar presente nos 3.215 ha de área de mata na RBPA. Assim, se cada grupo fosse composto por uma média de 10 indivíduos, um total de 800 indivíduos estariam presentes nesta unidade de conservação. Esta espécie de primata é onívora e utiliza vários estratos arbóreos e grandes extensões de área durante o seu forrageamento (Stevenson & Rylands, 1988; Emmons, 1997).

3.5.4 Tamanho populacional

O tamanho populacional é um dos principais fatores que determinam a persistência de espécies em uma determinada área, sendo que populações pequenas têm maior probabilidade de extinção quando comparadas às populações maiores (Brito & Fernandez, 2000; Reed *et al.*, 2003). Contudo, existem muitas controvérsias sobre qual o tamanho mínimo que uma população deve ter para que persista num local em determinado período (Gilpin & Soulé, 1986; Reed *et al.*, 2003). Atualmente há o consenso que o tamanho mínimo de uma população é específico para cada táxon e depende das características ambientais e da história natural da espécie (Reed *et al.*, 2003).

Shaffer (1981) propôs uma definição simplificada para o conceito de população mínima viável como sendo a menor população isolada que possui 99% de chance de permanecer em uma área, mesmo exposta a riscos naturais e efeitos demográficos, ambientais e estocásticos.

Franklin (1980) sugeriu que o tamanho populacional mínimo efetivo deveria ser não menos que 50 indivíduos, para que os efeitos de consanguinidade fossem evitados. Outros autores sugeriram que o tamanho populacional mínimo de 500 seria necessário

devido a mutações e perda de variação genética que ocorrem numa população, além da consangüinidade (Frankel & Soulé, 1981; Lynch & Lande, 1998).

A partir desses estudos surgiu a regra dos 50/500, mas muitos autores questionam sua validade, pois a população mínima viável é específica para cada táxon e depende das características ambientais e da história natural da espécie (Tear *et al.*, 1993; Wilcove *et al.*, 1993; Shaffer *et al.*, 2002; Reed *et al.*, 2003). Em um estudo mais recente, a média da população mínima viável estimada para 102 espécies de vertebrados foi de 7.300 indivíduos adultos. Assim, a maioria dos vertebrados necessitaria de áreas grandes para que a persistência das espécies seja assegurada em longo prazo (Reed *et al.*, 2003).

O estado de conservação das populações de bugio e macaco-prego nas duas unidades de conservação é preocupante, pois a população estimada é de aproximadamente 1.000 indivíduos. Porém, o grande problema ambiental relacionado à persistência das populações de primatas neste estudo é o isolamento geográfico das Reservas Biológicas de Poço das Antas e União e a ausência de populações viáveis em outros fragmentos de mata na região de baixada litorânea do Estado do Rio de Janeiro.

Sabendo que a probabilidade de extinção é maior em populações isoladas, estas espécies são mais suscetíveis a qualquer mudança do ambiente e a variações estocásticas nas populações (Shaffer, 1981; Gilpin & Soulé, 1986; Soulé, 1987; Brito & Fernandez, 2000).

Chiarello (2000) sugeriu que somente fragmentos florestais maiores que 20.000 ha são capazes de manter populações viáveis de primatas em longo prazo. O Estado do Rio de Janeiro apresenta grandes remanescentes florestais principalmente sobre as vertentes das cadeias montanhosas da Serra do Mar, acima da cota de 500 metros. Os fragmentos florestais presentes na região da baixada costeira são menores quando comparados com os presentes na região serrana do estado (Tanizaki-Fonseca & Moulton, 2000; SEMA, 2001). Isto demonstra que a grande maioria dos fragmentos florestais fluminenses não possui tamanho de área suficiente para manter populações viáveis de primatas.

As Reservas Biológicas de Poço das Antas e União possuem interferências antrópicas que foram estabelecidas antes das suas criações como reservas, como é o

caso da passagem do gasoduto da Petrobrás, estabelecimento de barragem, das linhas de transmissão de energia elétrica, da ferrovia e da rodovia federal. Estes empreendimentos fazem com que estas percam áreas florestadas e se tornem fragmentadas (Rodrigues, 2004). Assim, as populações encontram-se ameaçadas devido à fragmentação florestal dificultar principalmente a dispersão de indivíduos e a colonização de novas regiões (Bicca-Marques & Calegari-Marques, 1995; Calegari-Marques & Bicca-Marques, 1996; Almeida-Silva *et al.*, 2005; Ribeiro & Bicca-Marques, 2005).

A implantação de corredores ecológicos, conectando as Reservas Biológicas de Poço das Antas e União a outros fragmentos florestais próximos, acrescentaria uma área de floresta à paisagem dominada por plantações e pastagens. Sendo assim, torna-se urgente prevenir a extinção das populações de bugio e macaco-prego nas Reservas Biológicas de Poço das Antas e União, aumentando a fiscalização nestas unidades de conservação, manejando as populações e implantando corredores florestais. A educação ambiental aplicada na região de estudo poderia ressaltar o papel dos animais na dispersão de sementes e na manutenção. Além disso, a preservação do ecossistema local também é imprescindível para o sucesso de permanência das espécies (Galetti *et al.*, 1997, Wright, 2003).

3.6 Conclusão

O tamanho populacional estimado de bugio e macaco-prego nas Reservas Biológicas de Poço das Antas e União não garante a sobrevivência na região em longo prazo. Contudo, a grande ameaça à persistência das espécies é o isolamento das unidades de conservação na região de Mata Atlântica de baixada. As estimativas de densidade e de tamanho populacional apresentadas neste estudo podem ser utilizadas para o monitoramento e a verificação do estado de conservação destas espécies no futuro. Com esses resultados será possível detectar se as populações estão em declínio, estáveis ou aumentando nas Reservas Biológicas de Poço das Antas e União.

4. Conclusão geral e implicações para a conservação

A sobrevivência das populações de bugio (*Alouatta guariba*) e macaco-prego (*Cebus nigritus*) está relacionada com a presença de áreas protegidas, fragmentos maiores e com melhor estado de conservação.

O tamanho populacional estimado das espécies de primatas nas Reservas Biológicas de Poço das Antas e União não garante a sobrevivência destas espécies na região em longo prazo.

Neste contexto, o estímulo à criação de novas unidades de conservação de proteção integral e de uso sustentável seria uma contribuição para a conservação dos habitats necessários para a viabilidade das espécies em longo prazo. Outro fator importante para a conservação das populações é o estabelecimento de corredores florestais como uma alternativa relevante para a manutenção da biodiversidade ainda presente.

Referências bibliográficas

ALHO, C. J. R.; SCHNEIDER, M. & VASCONCELLOS, L. A. 2002. Degree of threat to the biological diversity in the Ilha Grande State Park (RJ) and guidelines for conservation. *Brazilian Journal Biology*, 62(3): 375-385.

ALMEIDA-SILVA, B. GUEDES, P. G., BOUBLE, J. P. & STRIER, K. B. 2005. Deslocamento terrestre e o comportamento de beber em um grupo de barbados (*Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940) em Minas Gerais, Brasil. *Neotropical Primates*, 13(1): 1-3.

ALVES, L. C. P & ANDRIOLO, A. 2005. Camera traps use on the mastofaunal survey of Araras Biological Reserve, IEF - RJ. *Revista Brasileira de Zootecias*, 7(2):231-246.

ALVES, S. L. 2005. Records of primates at Itatiaia National Park, Brazil. *Neotropical Primates*, 13(2): 36-37.

ALVES, S. L.; ZAÚ, A. S. & SILVA, S. P. 2005. Ocorrência de primatas em Unidades de Conservação na região do Médio Vale do Rio Paraíba do Sul, Rio de Janeiro. *Anais do VII Congresso de Ecologia do Brasil*. Caxambu – SP.

ALVES, S. L & ZAÚ, A. S. 2005. A importância da Área de Relevante Interesse Ecológico Floresta da Cicuta (RJ) na conservação do bugio-ruivo (*Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940). *Revista da Universidade Rural*, 25(1): 41-48.

AMLD. 2003. *Relatório Institucional*. Oliveira, P. P. & Rambaldi, D. M. (orgs.). Associação Mico-Leão-Dourado. Silva Jardim, Rio de Janeiro.

AMLD. 2006. *Relatório Institucional*. Vilela, S. L; Moreira, G. & Rambaldi, D. M. (orgs.). Associação Mico-Leão-Dourado. Silva Jardim, Rio de Janeiro.

ARAUJO, R. M.; SOUZA, M. B. & RUIZ-MIRANDA, C. R. 2008. Densidade e tamanho populacional de mamíferos cinegéticos em duas Unidades de Conservação do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Iheringia Série Zoologia*, 98(3): 391-396.

AUGUST, P. V. 1983. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. *Ecology*, 64: 1495-1507.

AVILA-PIRES, F. D. & GOUVEA, E. 1977. Mamíferos do Parque Nacional do Itatiaia. *Boletim do Museu Nacional*, 291:1-29.

BERGALLO, H. G., ROCHA, C. F. D., ALVES, M. A. & VAN SLUYS, M. 2000. *A Fauna Ameaçada de Extinção do Estado do Rio de Janeiro*. Editora Universidade Estadual do Rio de Janeiro - EdUERJ. Rio de Janeiro.

BERGALLO, H. G.; MARTINS-HATANO, F.; RAÍCES, D. S.; RIBEIRO, T. T. L.; ALVES, A. G.; LUIZ, J. L.; MANGOLIN, R. & MELLO, M. A. R. 2004. Os mamíferos da restinga de Jurubatiba. In: Rocha, C. F. D.; Esteves, F. A. & Fabio, R. S. (eds.), *Pesquisas de longa duração na Restinga de Jurubatiba – Ecologia, história natural e conservação*. Editora Rima. Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ. Rio de Janeiro.

BERNARDO, C. S. S. 2004. *Abundância, densidade e tamanho populacional de aves e mamíferos cinegéticos no Parque Estadual da Ilha do Cardoso, SP, Brasil*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo. São Paulo - SP.

BERNARDO, C. S. S. & GALETTI, M. 2004. Densidade e tamanho populacional de primatas em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21(4): 827-832.

BICCA-MARQUES, J. C. 1994. Padrão de utilização de uma ilha de mata por

Alouatta Caraya (Primates: Cebidae). *Revista Brasileira de Biologia*, 54 (1): 161-171.

BICCA-MARQUES, J. C. & COLEGARO-MARQUES, C. 1994. Exotic plant species can serve as staple food sources for wild howler populations. *Folia Primatologica*, 63: 209-211.

BICCA-MARQUES, J. C. & COLEGARO-MARQUES, C. 1995. Locomotion of black howlers in a habitat with discontinuous canopy. *Folia Primatologica*, 64: 55-61.

BICCA-MARQUES, J. C. 2003. How do howler monkeys cope if habitat fragmentation? In: Marsh, L. K. (ed.), *Primates in fragments: ecology and conservation*. Kluwer Academic/Plenum Publishing. New York.

BRITO, D. & FERNANDEZ, F. A. S. 2000. Dealing of extinction is forever: understanding the risks faced by small populations. *Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science*, 52(3): 161-170.

BRITO, D., OLIVEIRA, L., MELLO, M. A. R. 2004. An overview of mammalian conservation at Poço das Antas Biological Reserve, southeastern Brazil. *Journal of Nature Conservation*, 12: 219-228.

BROWN, A. D. & ZUNINO, G. E. 1990. Dietary variability in *Cebus nigritus* in extreme habitats: evidence for adaptability. *Folia Primatologica*, 54: 187-195.

BUCKLAND, S. T.; ANDERSON, D. R.; BURNHAM, K. P. & LAAKE, J. K. 1993. *Distance Sampling, Estimating Abundance of Biological Populations*. Chapman & Hall, London.

BUCKLAND, S. T.; ANDERSON, D. R.; BURNHAM, K. P.; LAAKE, J. L. & BOECHERS, D. L. 2001. *Introduction to distance sampling: estimating abundance of*

biological populations. Oxford University Press. Oxford.

BUSS, G. 2001. Estudo da densidade populacional do bugio-ruivo *Alouatta guariba clamitans* (CABRERA, 1940) (PRIMATES, ATELIDAE) nas formações florestais do Morro do Campista, Parque Estadual do Itapuã, Viamão, RS. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre – RS.

CABRAL, B. C. 2004. *Efeito de borda sobre a herbivoria foliar por insetos no fragmento de Mata Atlântica na Rebio União, Rio das Ostras, RJ*. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual do Norte Fluminense. Campos dos Goytacazes, RJ.

CALEGARO-MARQUES, C. & BICCA-MARQUES, J. C. 1996. Emigration in a black howling monkeys group. *International Journal of Primatology*, 17(2): 229-237.

CÂMARA, I. & COIMBRA-FILHO, A. 2000. Proposta para uma política ambiental para o Estado do Rio de Janeiro. In. BERGALLO, H.; ROCHA, C. F.; ALVES, M. A. & SLUYS, M. (eds.), *A Fauna Ameaçada de Extinção do Estado do Rio de Janeiro*. Editora UERJ. Rio de Janeiro.

CARVALHO, F. A.; NASCIMENTO, M. T. & BRAGA, J. M. A. 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.

CARVALHO, F. A.; NASCIMENTO, M. T. & BRAGA, J. M. A. 2007. Estrutura e composição florística do estrato arbóreo de um remanescente de Mata Atlântica submontana no município de Rio Bonito, RJ, Brasil (Mata Rio Vermelho). *Revista Árvore*, 31: 717-730.

CARVALHO, F. A.; NASCIMENTO, M. T. & OLIVEIRA FILHO, A. T. 2008. Composição, riqueza e heterogeneidade da flora arbórea da bacia do rio São João, RJ, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 22(4): 929-940.

CASTRO, E. B. V. & FERNANDEZ, F. A. S. 2002. A fragmentação florestal na Reserva Biológica de Poço das Antas como conseqüência das intervenções de engenharia na bacia do Rio São João (RJ). *In: Anais do III Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação*. Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, Fortaleza. Pp. 649-659.

CERQUEIRA, R.; FERNANDEZ, F. A. S. & QUINTELA, M. F. 1990. Mamíferos da restinga de Barra de Maricá, RJ. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 37(9): 141-157.

CHIARELLO, A. G. 1993. Home range of the brown howler monkey, *Alouatta fusca*, in a forest fragment of southeastern Brazil. *Folia Primatologica*, 60(1): 73-175.

CHIARELLO, A. G. & GALETTI, M. 1994. Conservation of the brown howler monkey in southeast Brazil. *Oryx*, 28 (1): 37-42.

CHIARELLO, A. G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Conservation Biology*, 8(1): 71-82.

CHIARELLO, A. G. 2000a. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic forest. *Conservation Biology*, 14: 1649-1657.

CHIARELLO, A. G. 2000b. Influência da caça ilegal sobre os mamíferos e as aves das matas de tabuleiro do norte do Estado do Espírito Santo. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão*, v.11/12: 229-247.

CHIARELLO, A. G. & MELO, F. R. 2001. Primate population densities and sizes in Atlantic forest remnants of Northern Espírito Santo, Brazil. *International Journal of Primatology*, 22 (3): 379-394.

CHIVERS, D. J. 1991. Species differences in tolerance to environmental change. *In: Primate responses to environmental change*. London: Chapman and Hall.

COELHO, A. S.; RUIZ-MIRANDA, C. R.; BECK, B. B.; MARTINS, A.; OLIVEIRA, C. R. & SABATINI, V. 2008. Comportamento do mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia* Linnaeus, 1766) em relação à fragmentação do habitat. In: Oliveira, P. P.; Grativol, A. D. & Ruiz-Miranda, C. R. (eds.), *Conservação do mico-leão-dourado: enfrentando desafios de uma paisagem fragmentada*. Editora da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro – UENF. Campos dos Goytacazes – RJ.

COIMBRA-FILHO, A. 1990. Sistemática, distribuição geográfica e situação atual dos símios brasileiros (Platyrrhini-Primates). *Revista Brasileira de Biologia*, 50 (4): 1063-1079.

COSTA, T. C. C.; UZEDA, M. C.; FIDALGO, E. C. C.; LUMBRERAS, J. F.; ZARONI, M. J.; NAIME, U. J. & GUIMARAES, S. P. 2007. Vulnerabilidade ambiental em sub-bacias hidrográficas do Estado do Rio de Janeiro por meio de integração temática da perda de solo (USLE), variáveis morfométricas e o uso/cobertura da terra. *Anais do XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. Florianópolis – SC. Pp. 2493-2500.

CRUZ, A. C. M. S.; BORBA, J. T.; PATINO, E. M.; GÓMEZ, L. & ZUNINO, G. E. 2000. Habitat fragmentation and parasitism in howler monkeys (*Alouatta caraya*). *Neotropical Primates*, 8 (4): 146-148.

CULLEN, L. 1997. *Hunting and Biodiversity in Atlantic Forest Fragments, São Paulo, Brazil*. M.Sc. Thesis, University of Florida, USA.

CULLEN, L.; BODMER, R. E. & PADUA, C.V. 1999. Caça e biodiversidade nos fragmentos florestais da Mata Atlântica, São Paulo, Brasil. In: Cullen, L. & Padua, C. V. (eds.), *Manejo y conservación de fauna silvestre en America Latina*. University of Florida. Florida.

CULLEN, L.; BODMER, R. E. & PADUA, C.V. 2001. Ecological consequences of hunting in Atlantic forest patches, São Paulo, Brazil. *Oryx*, 35: 137-144.

CULLEN, L. & BODMER, R. E. 2003. Transectos lineares na estimativa de densidade de mamíferos de médio e grande porte. *In*: Cullen, L.; Rudran, R. & Pádua, C. V. (eds.) *Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. Curitiba: Editora UFPR.

CUNHA, A. A. 2003. Primates in the Serra dos Órgãos National Park: new records. *Neotropical Primates*, 11(1): 49-51.

CUNHA, A. A. & VIEIRA, M. V. 2004. Present and past primate community of the Tijuca Forest, Rio de Janeiro, Brazil. *Neotropical Primates*, 12(3): 153-154.

CUNHA, A.; VIEIRA, M. V. & GRELLE, C. E. V. 2006. Preliminary observations on habitat, support use and diet in two non-native primates in an urban Atlantic forest fragment: The capuchin monkey (*Cebus* sp.) and the common marmosets (*Callithrix jacchus*) in the Tijuca forest, Rio de Janeiro. *Urban Ecosyst*, 9: 351-359.

DEAN, W. 1996. *A Ferro e Fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica Brasileira*. São Paulo: Cia das Letras.

DIETZ, J.; 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*. DIETZ, J. (ed.), *Creative Conservation: Interactive management of wild and captive animals*. Chapman & Hall.

EMMONS, L. H. 1997. *Neotropical Rainforest Mammals: a Field Guide*. Second edition. The University of Chicago Press, Chicago.

ESRI. 2007. ArcGIS: the complete Geographic Information System. Disponível em:

<http://esri.com/software/arcgis/index.html>. Acesso em: 20 dez. 2007.

ESTRADA, A. & COATES-ESTRADA, R. A. 1985. A preliminary study of resource overlap between howling monkeys (*Alouatta palliata*) and other arboreal mammals in the tropical rainforest of Los Tuxtlas, Mexico. *American Journal of Primatology*, 9: 27-37.

ESTRADA, A. & COATES-ESTRADA, R. 1996. Tropical rain forest fragmentation and wild populatios of primates at Los Tuxtlas, Mexico. *International Journal of Primatology*, 17, 759-783.

FERRARI, S. F. 2002. Multiple transects or multiple walks? A response to Magnusson (2001). *Neotropical Primates*, 10(3): 131-132.

FIDALGO, E. C. C.; UZEDA, M. C.; BERGALLO, H. G. & COSTA, T. C. C. 2007. Remanescentes da Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro: distribuição dos fragmentos e possibilidades de conexão. In: *Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. Florianópolis, Brasil. INPE.

FITZGERALD, S. 1989. *International Wildlife Trade: Whose business is it?* World Wildlife Fund, Baltimore, p. 459.

FONSECA, G. A.; HERMAN, G.; LEITE, Y. L.; MITTERMEIER, R.; RYLANDS, A. B. & PATTON, J. L. 1996. Lista anotada dos mamíferos do Brasil. *Conservation Biology*, 4: 1-38.

FONSECA, G. A.; PINTO, L. P. & RYLANDS, A. B. 1997. *Biodiversidade e Unidades de Conservação*. Conservation International do Brasil. Relatório Anual.

FRANKEL, O. H. & SOULE, M. E. 1981. *Conservation and Evolution*. Cambridge University Press. 366p.

FRANKLIN, I. R. 1980. Evolutionary changes in small populations. *In*: Soule, M. E. & Wilcox, B.A. (eds.), *Conservation Biology and evolutionary-ecological perspective*. Sunderland Sinauer Associates.

FUNDAÇÃO S.O.S. MATA ATLÂNTICA/INPE. 1993. *Mata Atlântica – Relatório*. Fundação S.O.S Mata Atlântica. São Paulo, SP.

FUNDAÇÃO S.O.S. MATA ATLÂNTICA/INPE. 2002. *Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 1995-2000*. São Paulo, SP.

GALETTI, M. & PEDRONI, F. 1994. Seasonal diet of capuchin monkey (*Cebus nigritus*) in a semideciduous Forest in southeast Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 10: 27-39.

GALETTI, M.; MARTUSCELLI, P.; OLMOS, F. & ALEIXO, A. 1997. Ecology and conservation of the jacutinga *Pipile jacutinga* in the Atlantic forest of Brazil. *Conservation Biology*, 82:31-39.

GARCIA, V. L. A. 2005. Status of the miqui (*Brachyteles*) populations remaining in the State of Rio de Janeiro, Brazil: Projeto Miqui-Rio. *Neotropical Primates*, 13: 72-78.

GEISE, L.; PEREIRA, L. G.; BOSSI, D. E. P. & BERGALLO, H. G. 2004. Pattern of elevation distribution and richness of non volant mammals in Itatiaia National Park and its surroundings, in Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 64 (3B): 599-612.

GILBERT, K. & SETZ, E. Z. F. 2001. Primates in a fragmented landscape, six species in Central Amazon. *In*: Bierregaard, R.O.; Gascon, C.; Lovejoy, T.E.; Mesquita, R.C.G.. (eds.). *Lessons from Amazonia, the ecology and conservation of a fragmented forest*. New Haven, Yale University Press.

GILPIN, M. E. & SOULE, M. E. 1986. Minimum viable populations: processes of species extinction. *In*: Soule, M. E. (ed.), *Conservation biology, the science of scarcity and diversity*. Sunderland: Sinauer Associates.

GONZALEZ-SOLIS, J.; GUIX, J. C.; MATEOS, E. & LORENS, L. 2002. Density estimates, group size and habitat use of monkeys (mammals: cebidae). *In*. MATEOS, E.; GUIX, J. C.; SERRA, A.; PISCIOTTA, K. (eds.), *Censures of vertebrates in a Brazilian Atlantic rainforest area: The Paranapiacaba fragment*. Universitat of Barcelona. Barcelona.

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 de 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 – UENF. Campos dos Goytacazes – RJ.

HORWICH, R. H. 1998. Effective solutions for howler conservation. *International Journal Primatology*, 19(3): 579-598.

IHERING, H. 1914. Os bugios do gênero *Alouatta*. *Revista Museu Paulista*, 9: 231-280.

IPEDS. 2007. *Serra de Sapiatiba, Patrimônio Geológico, Ecológico e Cultural da Região dos Lagos. Projeto Conhecer para Preservar*. Instituto de Pesquisas e Educação para o Desenvolvimento Sustentável. Rio de Janeiro, RJ.

JORGE, L. A. B. 1996. *Estudos de fragmentos de florestas naturais na região de*

Botucatu – SP, através de técnicas de geoprocessamento. Tese Doutorado. Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita” – UNESP. Rio Claro - SP.

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

KIERULFF, M. C. M. & OLIVEIRA, P. P. 1994. Habitat preservation and the translocation of threatened groups of golden Lion tamarins. *Neotropical Primates*, 2: 15-18.

KIERULFF, M. C. M. & OLIVEIRA, P. P. 1996. Re-assesseing the status and conservation of the golden lion tamarin *Leontopithecus rosalia* on the wild. *Journal Wild Preservations Trusts*, 32: 98-115.

KIERULFF, M. C. M. 2000. *Ecology and behaviour translocated groups of golden lion tamarins (Leontopithecus rosalia)*. Ph.D. Dissertation. University of Cambridge. UK.

KIERULFF, M. C.; OLIVEIRA, P. P.; BECK, B. & MARTINS, A. 2002. Reintroduction and translocation as conservation tools for golden lion tamarins. *In: Kleiman, D. G. & Rylands, A. (eds.), Lions Tamarins: Biology and Conservation*. Smithsonian Institution Press. Washigton, DC.

KIERULFF, M. C. M.; OLIVEIRA, P. P.; MARTINS, C. S.; PADUA, C. V.; PORFIRIO, S.; OLIVEIRA, M. M.; RYLANDS, A. B.; BEZERRA, A. G. F. 2007. Manejo e conservação de primatas brasileiros. *In: Bicca-Marques, J. C. (ed.), A Primatologia no Brasil*. Volume 10. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Primatologia.

LIMA, J. P. C. & SANTOS, L. A. F. 1998. Floresta Nacional Mario Xavier: uma proposta de planejamento e gestão ambiental. *Floresta e Ambiente*, 5(1): 216-218.

LIMEIRA, V. L. A. G. 2000. Uso do espaço por um grupo de *Alouatta fusca clamitans* em um fragmento degradado de floresta Atlântica. *In: Alouso, C & Langguth, A. (eds.), A Primatologia no Brasil*. Sociedade Brasileira de Primatologia e Editora Universitária. João Pessoa – PB.

LINS, B. L. A. 2007. *Fenologia de Paratecoma peroba (Record & Mell) Kuhl (Bignoniaceae) em uma floresta estacional semidecidual na Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba*. Trabalho Monográfico. Universidade Estadual do Norte Fluminense - UENF. Campos dos Goytacazes – RJ.

LORETTO, D. & RAJÃO, H. 2005. Novos registros de primatas no Parque Nacional do Itatiaia, com ênfase em *Brachyteles arachnoides* (Primates, Atelidae). *Neotropical Primates*, 13(2): 28-30.

MACHADO, A. B. M.; MARTINS, C. S. & DRUMMOND, G. M. 2005. *Lista da fauna brasileira ameaçada de extinção: incluindo as listas das espécies quase ameaçadas e deficientes em dados*. Fundação Biodiversitas. Belo Horizonte.

MAGNUSSON, W. 2001. Standart errors of survey estimates: what do they mean? *Neotropical Primates*, 9(2): 53-54.

MARSH, L. K.; CHAPMAN, C. A.; NORCONK, M. S.; FERRARI, S. F.; GILBERT, K. L.; BICCA-MARQUES, J. C. & WALLIS, J. 2003. Fragmentation: specter of the future or the spirit of conservation? *In: Marsh, L. K. (ed.), Primates in fragments: ecology and conservation*. Kluwer Academic/ Plemun Publishing. New York.

MARTINS, I. C. M. 2002. Diagnóstico ambiental no contexto de paisagem de fragmentos florestais “Ipucas” no município de Lagoa da Confusão, Tocantins. *Revista Árvore*, 26(3): 299-309.

MATLACK, G. R. 1993. Sociological edge effects: spatial distribution of human

impact in suburban forest fragments. *Environmental Management*, 17: 829-835.

MELO, A. L. 2004. *Reservas Particulares do Patrimônio Natural em Silva Jardim, Rio de Janeiro: perfil e características do manejo*. Trabalho Monográfico. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro - UFRRJ. Seropédica, Rio de Janeiro.

MENDES, S. L. 1989. Estudo ecológico de *Alouatta fusca* (Primates: Cebidae) na Estação Ecológica de Caratinga, MG. *Revista Nordestina de Biologia*, 6(2): 71-104.

METZGER, J. P. 1999. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 71(3-1): 445-463.

METZGER, J. P. 2003. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. In: Junior, L. C., Padua, C. V. & Rudran, R. (orgs), *Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. Editora da Universidade Federal do Paraná - UFPR. Fundação O Boticário de Proteção à Natureza. Curitiba - PR.

MITTERMEIER, R. A.; COIMBRA-FILHO, A.; CONSTABLE, I. D.; RYLANDS, A. & VALLE, C. 1982. Conservation of primates in the Atlantic Forest region of eastern Brazil. *Internacional Zoologico Yearb*, 22: 2-17.

MITTERMEIER, R. A.; MYERS, N.; THOMSEN, J. B.; FONSECA, G. A. & OLIVIERI, A. 1998. Biodiversity hotspots and major tropical wilderness area approaches to setting conservation priorities. *Conservation Biology*, 12: 516-520.

MMA. 2003. *Fragmentação de Ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. Ministério do Meio Ambiente. Brasília – DF.

NASCIMENTO, C. M.; SOARES, V. P.; RIBEIRO, C. A. A. S. & SILVA, E. 2006. Mapeamento dos fragmentos de vegetação florestal nativa da bacia hidrográfica do

rio Alegre, Espírito Santo, a partir de imagens do Satélite IKONOS II. *Revista Árvore*, 30(3): 389-398.

NEVILLE, M. K.; GLANDER, K. E.; BRAZA, F.; RYLANDS, A. 1988. The howling monkeys, genus *Alouatta*. In: Mittermeier, R. A.; Rylands, A.; Coimbra-Filho, A.; Fonseca, G. A. B. (eds.), *Ecology and Behavior of Neotropical Primates*. Volume 2. Washington, D.C.

OLIVEIRA, L. M. T. 1997. Diagnóstico de fragmentos nativos, em nível de paisagem, Eunápolis, BA. *Revista Árvore*, 21(4): 501-510.

OLIVEIRA, P. 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 União - RJ*. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG. Belo Horizonte – MG.

PARDINI, R. 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation*, 13(13): 2567–2586.

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

PERES, C. A. 1999. General guidelines for standardizing line-transect survey tropical forest primates. *Neotropical Primates*, 7(1): 11-16.

PERES, C. A. & DOLMAN, P. M. 2000. Density compensation in neotropical primate communities: evidence from 56 hunted and nonhunted Amazonian forests of varying productivity. *Oecologia*, 122: 175-189.

PINTO, L. P. S.; COSTA, C. M. R.; STRIER, K. B. & FONSECA, G. A. B. 1993.

Habitat, density and group size of primates in a Brazilian Tropical Forest. *Folia Primatologica*, 61:135-143.

PIRES, A. S. & FERNANDEZ, F. A. S. 1999. Use of space by the marsupial *Micoureus demerarae* in small Atlantic Forest fragments in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 15:279-290.

PIRES, A. S.; LIRA, P. K.; FERNANDEZ, F. A. S.; SCHITTINI, G. M. & OLIVEIRA, L. C. 2002. Frequency of movements of smallmammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. *Biological Conservation*, 108:229-237.

PRIMACK, R. B. & RODRIGUES, E. 2002. Ameaças à Diversidade Biológica. *In. Biologia da Conservação*. Editora Vida. São Paulo – SP.

PRIMO, P. B. S. & VÖLCKER, C. M. 2003. *Bacias Hidrográficas dos Rios São João e das Ostras: Águas, Terras e Conservação Ambiental*. CILSJ – Consórcio Intermunicipal para a Gestão das Bacias Hidrográficas da Região dos Lagos. Rio de Janeiro.

RANTA, P.; BLON, T.; NIEMELA, J.; JOENSUU, E. & SIITONEN, M. 1998. The fragmented Atlantic rain Forest of Brazil: size, shape and distribution of Forest fragments. *Biodiversity and Conservation*, 7: 385-403.

REED, D. H.; O'GRADY, J. J.; BROOK, B. W.; BALLOU, J. D. & FRANKHAM, R. 2003. Estimates of minimum viable populations size for vertebrates and factors influencing those estimates. *Biological Conservation*, 113:23-34.

RENTAS. 1999. *Animais Silvestres: normatização e controle*. Rede Nacional Contra o Tráfico de Animais Silvestres. Rio de Janeiro.

RENTAS. 2001. *Primeiro Relatório Nacional sobre o Tráfico de Fauna Silvestre*. Rede Nacional Contra o Tráfico de Animais Silvestres. Rio de Janeiro.

RIBEIRO, S. & BICCA-MARQUES, J. C. 2005. Características da paisagem e sua

relação com a ocorrência de bugios-ruivos (*Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940; Primates, Atelidae) em fragmentos florestais no Vale do Taquari, RS. *Natureza & Conservação*, 3(2): 65-78.

ROCHA, C. F. D.; SLUYS, M. V.; ALVES, M. A. S. & BERGALLO, H. G. 2001. *Corredores de vegetação e sua importância em propostas de reflorestamento no Estado do Rio de Janeiro*. IQM-Verde, Fundação CIDE, Centro de Informações e dados do Rio de Janeiro. CD-ROM.

ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; ALVES, M. A. S.; SLUYS, M. V. 2003. *A biodiversidade nos grandes remanescentes florestais do Estado do Rio de Janeiro e nas restingas da Mata Atlântica*. Editora RIMA. São Carlos, SP.

ROBINSON, J. G. & REFORD, K. H. 1986. Body size, diet and population density of neotropical forest mammals. *American Naturalist*, 128: 665-680.

RODRIGUES, P. 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 - UENF. Campos dos Goytacazes - RJ.

RUIZ-MIRANDA, C. R., AFFONSO, A. G., MARTINS, A. & BECK, B. B. 2000. Distribuição do sagüi (*C. jacchus*) nas áreas de ocorrência do mico-leão-dourado (*L. rosalia*) no Estado do Rio de Janeiro. *Neotropical Primates*, 8 (3): 98-101.

RUIZ-MIRANDA, C. R. & KLEIMAN, D. G. 2002. Conspicuousness and complexity: themes in lion tamarin communications. *In*: Kleiman, D. G. & Rylands, A. (eds.), *Lion tamarins: biology and conservation*. Smithsonian Institution Press. Washington, DC.

SCARIOT, A.; FREITAS, S. R.; NETO, E. M.; NASCIMENTO, M. T.; OLIVEIRA, L. C.; SANAIOTTI, T.; SEVILHA, A. C. & VILLELA, D. M. 2003. Vegetação e flora. *In*: Rambaldi, D. M. & Oliveira, D. A. S. (orgs.). *Fragmentação de ecossistemas: causa,*

efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Ministério do Meio Ambiente. Brasília – DF.

SCHWARZKOPF, L. & RYLANDS, A. B. 1989. Primates species richness in relation to habitat structure in Amazonian rainforest fragments. *Biological Conservation*, 48: 1-12.

SEMA, 2001. *Atlas das Unidades de Conservação da Natureza do Estado do Rio de Janeiro*. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável, Governo do Estado do Rio de Janeiro. Metalivros. Rio de Janeiro.

SHAFFER, M. L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. *Bioscience*, 31: 131-134.

SILVA, E. 1997. Diagnóstico de fragmentos florestais nativos, em nível de paisagem, Itabira, MG. *Revista Árvore*, 21(4): 511-520.

SILVA, G. C. 1998. *Fitossociologia do componente arbóreo de um remanescente de mata sobre tabuleiros terciários no norte fluminense (Mata do Carvão)*. Trabalho Monográfico. Universidade Estadual do Norte Fluminense – UENF. Campos dos Goytacazes – RJ.

SILVA, H. R.; ALTIMARE, A. L. & LIMA, E. A. C. F. 2006. Sensoriamento remoto na identificação do uso e ocupação da terra na área do projeto “Conquista da Água”, Ilha Solteira - SP, Brasil. *Engenharia Agrícola*, 26(1), 328-334.

SILVA, J. S. J. 1981. Especiação nos macacos-prego e caiararas, gênero *Cebus* Erxleben, 1777 (Primates, Cebidae). Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ. Rio de Janeiro.

SILVA, V. V. 2002. Médio Vale do Paraíba do Sul: fragmentação e vulnerabilidade dos remanescentes da Mata Atlântica. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Fluminense – UFF. Rio de Janeiro.

SOULE, M. E. 1987. *Viable populations for conservation*. Cambridge University Press. UK.

STANFORD, C. B. 1995. The influence of chimpanzee predation on group size and antipredator behaviour in red colobus monkeys. *Animal Behaviour*, 49: 577-587.

STEVENSON, M. & RYLANDS, A. 1988. The Capuchins, Genus *Cebus*. In: (Mittermeier, R. A., Rylands, A., Coimbra-Filho, A. & Fonseca, G. (eds.), *Ecology and Behavior of Neotropical Primates*. Volume 2, World Wildlife Fund. Washington, D.C.

STEVENSON, P. R. 2001. The relationship between fruit production and primate abundance in neotropical communities. *Biological Journal of the Linnean Society*, 72: 161-178.

TANIZAKI-FONSECA, K. & MOULTON, T. P. 2000. A fragmentação da Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro e a perda de biodiversidade. In: Bergallo, H. G.; Rocha, C. F. D.; Alves, M. A. S. & Sluys, M. V. (eds.) *A fauna ameaçada de extinção do Estado do Rio de Janeiro*. Editora UERJ. Rio de Janeiro.

TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; HEINEN, K. & MERRIAM, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 68(3): 571–573.

TEAR, T.; SCOTT, J. M.; HAYWORD, P. H. & GRIFFITH, B. Status and prospectus for success of the endangered species act: a look at recovery plans. *Science*, 262: 976-977.

TERBORGH, J. 1983. *Five new world primates: a study in comparative ecology*. Princeton University Press. Princeton. Pp. 260.

TORRES DE ASSUMPÇÃO, C. 1983. An ecological study of the primates of southeastern Brazil, with a reappraisal of *Cebus apella* races. Edinburgh. Ph. D Thesis. University of Edinburgh.

TRINDADE, M. B.; FIGUEIRA, S. B.; SILVA, H. B.; SILVA, A. C. B. L. & SCHESSL, M. 2005. Uso de sensoriamento remoto na análise da fragmentação da Mata Atlântica no litoral norte de Pernambuco, Brasil. *Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. Goiânia – GO. Pp. 705 – 712.

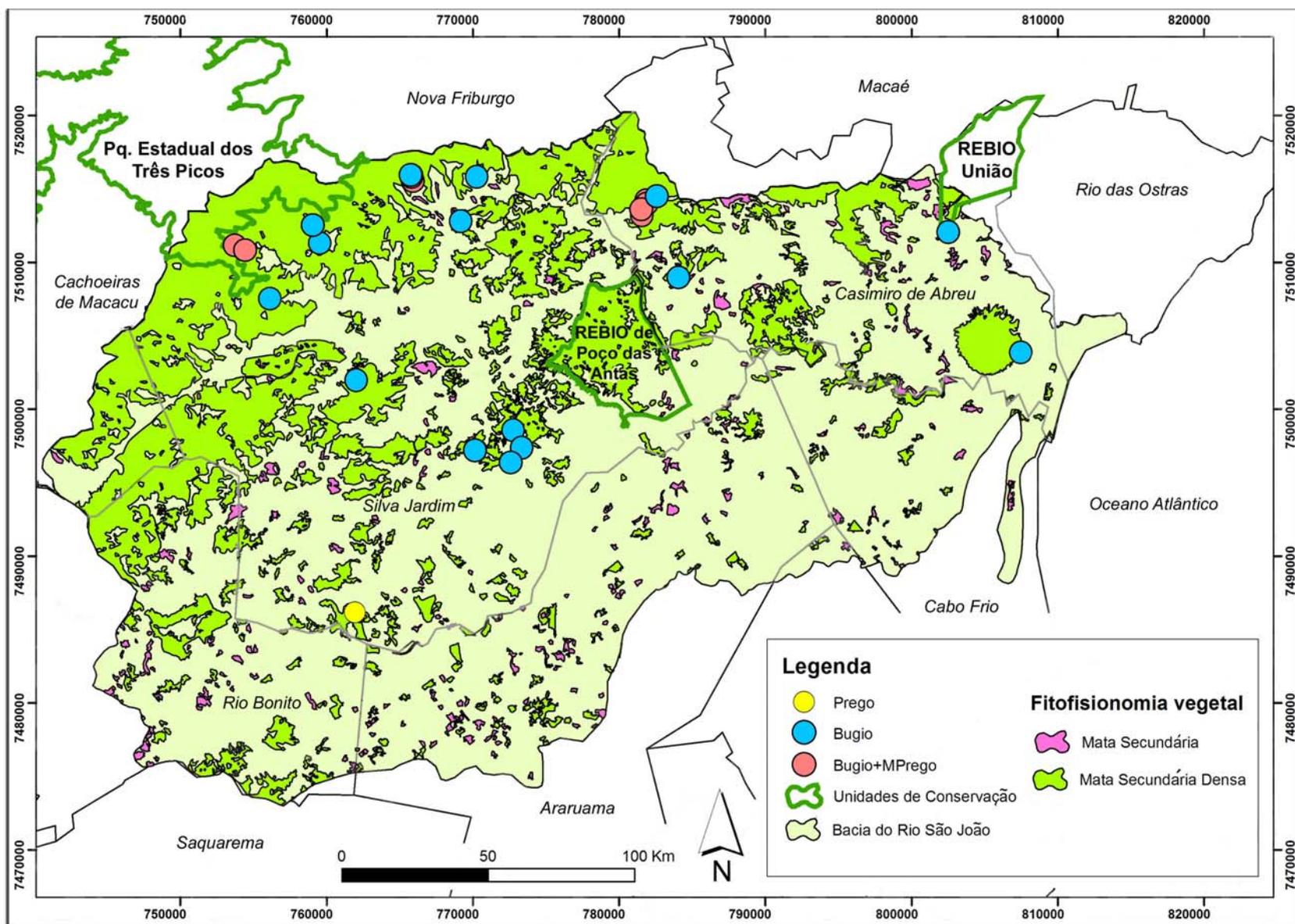
VAZ, S. M. 1998. Primates in the Desengano State Park, Rio de Janeiro, Brazil. *Neotropical Primates*, 6(4): 12-13.

VAZ, S. M. 2005. Mamíferos coletados em Pedra Branca, município de Paraty, Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22(4): 1164-1169.

VIEIRA, M. V.; FARIA, D. M.; FERNANDEZ, F. A. S.; FERRARI, S. F.; FREITAS, S. R.; GASPAR, D. A.; MOURA, R. T.; OLIVEIRA, P. P.; PARDINI, R.; PIRES, A. S.; MELLO, M. A. R.; RUIZ-MIRANDA, C. R. & SETZ, E. Z. F. 2003. Mamíferos. In: Rambaldi, D. M. & Oliveira, D. A. S. (orgs.), *Fragmentação de Ecossistemas: causa, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. Ministério do Meio Ambiente. Brasília – DF.

WRIGHT, S. J. 1998. Impact of predation risk on the behaviour of *Propithecus diadema edwardsi* in the rainforest of Madagascar. *Behaviour*, 135: 485-512.

ANEXOS



ANEXO A. Relação entre a fitofisionomia vegetal e a ocorrência de populações de bugio (*Alouatta guariba*) e macaco-prego (*Cebus nigritus*) na região da bacia hidrográfica do rio São João, RJ.