

Lucas de Moraes Aguiar

**OS PRIMATAS DO CORREDOR DO ALTO RIO PARANÁ (REGIÃO DE
PORTO RICO, ESTADOS DO PARANÁ E MATO GROSSO DO SUL):
OCORRÊNCIA, GEORREFERENCIAMENTO E PARÂMETROS
POPULACIONAIS**

**Dissertação apresentada ao curso de Pós-
graduação em Zoologia, Departamento de
Zoologia da Universidade Federal do Paraná,
como requisito parcial para obtenção do grau
de Mestre em Zoologia.**

Orientador: Dr. Fernando C. Passos.

**Curitiba
2006**

**OS PRIMATAS DO CORREDOR DO ALTO RIO PARANÁ (REGIÃO DE
PORTO RICO, ESTADOS DO PARANÁ E MATO GROSSO DO SUL):
OCORRÊNCIA, GEORREFERENCIAMENTO E PARÂMETROS
POPULACIONAIS**

por

Lucas de Moraes Aguiar

Dissertação aprovada em 08 de fevereiro de 2006, como requisito parcial para a obtenção do Grau de Mestre em Ciências Biológicas, área de concentração Zoologia, no Curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas - Zoologia, Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná, pela Comissão formada pelos professores


Dr. Fernando de Camargo Passos - UFPR


Dra. Zelinda Maria Braga Hirano – FURB


Dr. Adriano Garcia Chiarello – PUCMG

A. DEDICATÓRIA

*Dedico este trabalho às famílias Aguiar e Ludwig por permitirem e compartilharem a criação de meu primeiro exemplar de *Canis familiaris*, Lara.*

AGRADECIMENTOS

À Gabriela Ludwig pelo carinho, paciência, compreensão e prazerosa companhia em campo e em casa;

À minha família que compreendeu e acreditou no meu planejamento. Sou muito grato ao meu pai João A. de Aguiar, minha mãe Sandra T. G. M. de Aguiar e minha irmã Bruna M. Aguiar;

Ao professor e orientador Dr. Fernando C. Passos pela oportunidade, experiência, conselhos e principalmente amizade. Sou realmente grato pelo crédito que me deu. Particularmente por saber lapidar aquele moleque que chegou em seu laboratório com um projeto doido falando sobre macaco nadando e febre amarela;

À família Ludwig por apoiar e participar durante toda esta etapa de nossas vidas (minha e da Gabriela) e por cuidar da Lara em nossas fases de campo;

Ao Dr. Vlamir J. Rocha pela indicação e boa propaganda de nosso trabalho com a macacada para nosso novo mentor acadêmico;

Ao apoio da Universidade Federal do Paraná e dos professores do programa de Pós-graduação em Zoologia que muito contribuíram para a minha formação;

Ao CNPq pela bolsa de estudo e ao financiamento da Secretaria de Estado da Saúde do Paraná (SESA/PR). Sou grato ao apoio e a oportunidade fornecida por Natal J. de Camargo, Ângela M. Mello, Lineu R. da Silva, José Carlos Leite Júnior, Itamar T. Navarro, Walfrido K. Svoboda, Luciano S. Malanski, Ricardo Matsuo, Carmen L. S. Hilst e demais funcionários e participantes do projeto de vigilância da febre amarela e outras zoonoses.

Sou especialmente grato ao Dr. Adilson Braz Secorun, o Queixa, que nos ajudou com esforço pessoal e logístico em nossas fases de campo. Tornou-se um grande amigo, um excelente anfitrião e um paciente professor.

Aos amigos Mauricio A. Imazu, Frederico Henning, Thiago Fernandes, Mauricio Fernandes, Bruno Mogly W. Giralde, Gustavo M. Teixeira, Paulo Pozo, Marcel Barranco, Sérgio

Moriya, Ana Fantin, Bruna Ognebene, Amanda Rocha, Livia Freitas, João M. D. Miranda, Rodrigo F. Moro-Rios, Itiberê P. Bernardi, Daniel M. Mellek, Kaue C. Abreu, Therys M. Sato, Atenisi P. Leite, Cibelle S. S. Santos, José Eduardo S. Pereira, Luana C. Munster e Nathalia Y. K. Oliveira pelo fornecimento de valiosas referências bibliográficas e, tão importante quanto, pelas cervejadas ao longo dos anos do curso de mestrado;

À Gislaine F. Filla e Patricia Serafini pelo fornecimento bibliográfico e auxílio nas análises do programa DISTANCE, respectivamente. Stephen F. Ferrari colaborou com valiosos comentários sobre a metodologia de densidade. Rossano M. Pontes auxiliou com referências pertinentes ao assunto. José Rímoli e José S. Silva-Júnior forneceram informações sobre ecologia e sistemática de *Cebus cay*. O Laboratório de Estatística da UFPR forneceu apoio estatístico, Eduardo V. de Paula forneceu ajuda durante a aplicação da tecnologia SIG e Eduardo Carrano também colaborou com alguns comentários sobre a fauna e características ambientais da região.

À Dr. Maria Conceição de Souza e Kazue K. Kita da Universidade Estadual de Maringá pelo fornecimento bibliográfico sobre a planície de inundação do Alto Rio Paraná. Ao Nupelia pela disponibilização de alojamento durante algumas fases de campo;

À Organizational Behavioral and Developmental Biology (O.B.D.B.) pela benevolência acadêmica e louvável divulgação científica;

Aos técnicos e funcionários da 14^a Regional de Saúde atuantes no município de Porto Rico. Em ordem alfabética: Edilson C. Colhera, Gonçalves Beletato, James Beletato, José L. Filho, José P. dos Santos, Makson e Valdir O. da Silva;

Aos membros da banca examinadora pela paciência e pelas excelentes críticas construtivas: Dr. Adriano G. Chiarello, Dra. Zelinda M. B. Hirano e Dr. Emydgio L. A. Monteiro Filho.

E não poderia deixar de agradecer o Clube de Pesca Rio Baía que nos hospedou durante as nossas fases de campo na Ilha Mutum e a todos amigos, colegas e prefeitura da acolhedora cidade de Porto Rico, em especial ao Luisinho, Zorba e André do Porão. Peço desculpas por não poder citar devidamente todos os nomes, pois acredito que ocuparia, substancialmente, muitas páginas a mais.

"One part per million: unacceptable!"

Greg Graffin

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	ix
LISTA DE TABELAS	x
PRÓLOGO.....	11
ÁREA DE ESTUDO.....	15
CAPÍTULO 1, Ocorrência e georreferenciamento (SIG) de primatas em ilhas e margens opostas do corredor do Alto Rio Paraná, Sul do Brasil, com notas sobre outros mamíferos.....	22
Resumo	23
Abstract.....	24
1 Introdução.....	25
2 Material e métodos	28
3 Resultados.....	30
3.1 Primates	30
3.2 Notas sobre outros mamíferos	31
4 Discussão.....	34
4.1 Primates	34
4.2 Notas sobre outros mamíferos	39
CAPÍTULO 2, Densidade e biomassa de primatas em matas ciliares de ilhas e margens opostas do corredor do Alto Rio Paraná, Sul do Brasil.....	44
Resumo	45
Abstract.....	46
1 Introdução.....	47
2 Material e métodos	51
2.1 Densidade	51

2.1.1	Conceitos e filosofia do método	51
2.1.2	Planejamento, aplicação, coleta de dados e análises	53
2.2	Biomassa.....	62
3	Resultados.....	63
3.1	Densidade	63
3.2	Biomassa.....	67
4	Discussão.....	70
4.1	Densidade	70
4.2	Biomassa.....	78

CONCLUSÕES, CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS PARA CONSERVAÇÃO..... 81

1	Conclusões.....	81
2	Considerações finais.....	82
3	Perspectivas para conservação	84

REFERÊNCIAS..... 86

ANEXO..... 102

LISTA DE FIGURAS

Área de estudo

- Figura 1-** Área de estudo: imagem LandSat mostrando a região de Porto Rico, Alto Rio Paraná. A) noroeste do Estado do Paraná, B) sudeste do Estado do Mato Grosso do Sul, C) Pontal do Paranapanema, Estado de São Paulo..... 17
- Figura 2-** Ilustração de um corte transversal da calha do Alto Rio Paraná na região de Porto Rico. F.E.S.A.: Floresta Estacional Semidecidual Aluvial; F.E.S.S.: Floresta Estacional Semidecidual Submontana 17
- Figura 3-** Foto aérea da região de Porto Rico-PR, na década de 1980..... 18
- Figura 4-** Foto aérea da região de Porto Rico-PR, na década de 1980..... 19
- Figura 5-** Foto aérea da região de Porto Rico-PR, na década de 1980..... 20
- Figura 6-** Foto aérea da região de Porto Rico-PR, na década de 1980..... 21

Capítulo 1

- Figura 1-** Mapa de ocorrências das espécies de primatas confeccionado através da plotagem dos pontos marcados pelo GPS em imagem LandSat da região de Porto Rico, Alto Rio Paraná. 32

Capítulo 2

- Figura 1-** Exemplos de distâncias perpendiculares (w) de agrupamentos avistados em uma trilha de comprimento conhecido (L): a) distância perpendicular da trilha até o indivíduo mais afastado do grupo avistado (adotada neste trabalho); b) distância perpendicular da trilha até o centro do grupo (Buckland *et al.*, 1993; Thomas *et al.*, 2002)..... 61

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1

Tabela I- Lista prévia de mamíferos não voadores da região de Porto Rico, discriminando os tipos de registros nos ambientes de ilhas e margens opostas do Rio Paraná e as espécies que sofrem pressão de caça: 34 espécies (32 nativas e 2 introduzidas) e um gênero com espécie(s) não identificada(s). Distribuição em 30 gêneros, 15 famílias e 8 ordens..... 33

Capítulo 2

Tabela I- Esforço amostral, número de avistamentos, abundâncias (número de avistamentos/10Km) e média de agrupamentos observados dos primatas nas matas ciliares de ilhas e de margens opostas do Alto Rio Paraná..... 64

Tabela II- Análise DISTANCE: densidade, coeficiente de variação, funções, ajustes e largura efetiva dos primatas nas matas ciliares de ilhas e de margens opostas do Alto Rio Paraná 65

Tabela III- Abundância de primatas (número de avistamento/3 Km percorridos) das matas ciliares de ilhas e margens opostas do Alto Rio Paraná 66

Tabela IV- Abundância de primatas (número de avistamento/5 Km percorridos) nas matas ciliares de ilhas e margens opostas do Alto Rio Paraná 67

Tabela V- Biomassa de primatas em ilhas e margens opostas da região de Porto Rico, Alto Rio Paraná 69

Tabela VI- Comparação das densidades de *Alouatta caraya* encontradas por diversos autores na porção média do Rio Paraná com as encontradas na região de Porto Rico, Alto Rio Paraná . 75

Tabela VII- Comparação das densidades de *Cebus nigrinus* encontradas por diversos autores ao longo da distribuição geográfica da espécie, com as encontradas na região de Porto Rico, Alto Rio Paraná 78

PRÓLOGO

A importância científica dos primatas é indiscutível e eles representam valioso patrimônio, cujas potencialidades óbvias são facilmente percebidas através das múltiplas investigações científicas, principalmente conservacionistas e biomédicas (COIMBRA-FILHO, 2004). Do ponto de vista ecológico e conservacionista, os primatas neotropicais são bons objetos de estudo, pois são habitantes de ambientes essencialmente florestados e, portanto, são afetados quando a floresta é reduzida ou fragmentada. Os primatas neotropicais são conspícuos o bastante para o entendimento dos complexos ecossistemas tropicais, sendo componentes fundamentais para o estabelecimento de estratégias para a conservação da biodiversidade (RYLANDS *et al.*, 1997; CHIARELLO & MELO, 2001; DEFLER, 2004). Mas lamentavelmente, esses animais contribuem hoje com 40% dos táxons de mamíferos ameaçados no Brasil (COSTA *et al.*, 2005).

Os primatas neotropicais também possuem um importante papel como hospedeiros ou amplificadores de muitas zoonoses na América do Sul, tais como: a doença de Chagas, toxoplasmose, leishmaniose, leptospirose, paracoccidiodomicose, malária, oropouche, febre amarela, entre outras (FREITAS *et al.*, 1982; HERVÉ & TRAVASSOS DA ROSA, 1983; DÉGALLIER *et al.*, 1992; KARESH *et al.*, 1998; CARMO *et al.*, 2001; THOISY *et al.*, 2001, 2004; VASCONCELOS *et al.*, 2001a e b, 2003; GARCEZ *et al.*, 2002; TORRES *et al.*, 2003; GARCIA *et al.*, 2005; CORTE *et al.*, 2005). Em relação à febre amarela, embora outros mamíferos possam estar envolvidos no ciclo da doença, os primatas são considerados os principais hospedeiros e amplificadores vertebrados do vírus, principalmente os gêneros *Alouatta*, *Ateles*, *Pithecia*, *Chiropotes*, *Cebus*, *Saguinus* e *Callithrix* (HERVÉ & TRAVASSOS DA ROSA, 1983; VASCONCELOS *et al.*, 2001a e b; TORRES *et al.*, 2003; THOISY *et al.*, 2004). O gênero *Alouatta* é bastante susceptível a esse vírus, mostrando alta mortalidade. A febre amarela já dizimou

populações desses primatas na América Central na década de 1950 e na Argentina, Paraguai e Brasil na década de 1960 (HERVÉ & TRAVASSOS DA ROSA, 1983; CROCKETT, 1998). Devido a esses eventos de mortandade, esses animais podem servir, de modo particular, como sentinelas dos ciclos zoonóticos silvestres da febre amarela.

Recentemente têm ocorrido epizootias (epidemia em animais) em primatas e posteriormente casos em humanos e óbitos por febre amarela silvestre em vários estados brasileiros, como Goiás, Mato Grosso, Minas Gerais e Rio Grande do Sul (TORRES *et al.*, 2003). O Estado do Paraná não é área endêmica da doença, onde não há casos confirmados desde a década de 1960. Porém, a porção oeste do estado, nos domínios do corredor do Rio Paraná, é considerada área de transição e de risco da febre amarela (CARMO *et al.*, 2001).

Como plano de intensificação de prevenção e controle da febre amarela no estado, a Secretaria de Estado da Saúde do Paraná (SESA/PR) priorizou a implantação do projeto de vigilância epidemiológica, visando a detecção de ocorrências da doença em primatas não-humanos no Estado do Paraná. A região do município de Porto Rico-PR, na porção alta do Rio Paraná, foi escolhida como área de estudo para a elaboração de um protocolo visando a vigilância da doença e de outras zoonoses em primatas e mosquitos vetores. Uma vez protocolizado, esse modelo poderá ser aplicado nas demais regiões do país. A região de Porto Rico foi estratégica para a aplicação deste projeto devido à assistência pessoal e logística fornecida aos pesquisadores pela própria secretaria, que registrou no ano de 2000 epizootias em espécimes de *Alouatta caraya* provenientes de uma ilha dessa porção do rio. Entretanto, o agente etiológico causador daquela epizootia não pôde ser identificado.

Sabe-se que a associação de vertebrados e vetores susceptíveis em densidades ótimas em um habitat favorável constitui um fator fundamental para a persistência do vírus da febre amarela. No entanto, dúvidas persistem em relação ao tamanho ótimo daquelas populações. Por exemplo, não se sabe ainda se as populações de primatas apresentam contingências

suficientes para a manutenção do vírus no ciclo silvestre da doença (VASCONCELOS *et al.*, 2001b). Além do mais, estudos que visam a análise das condições de saúde dos primatas em vida livre e que impliquem na necessidade de capturá-los, defrontam-se imediatamente com problemas de quantificação de uma amostragem animal significativa a ser capturada.

Um primeiro passo para amenizar os problemas de ambos os casos seria a realização de estudos no nível de populações e comunidades dos primatas em um determinado tempo e espaço para quantificar os parâmetros que reflitam as informações necessárias. Como bem salientado por AVILA-PIRES (2000), a correta avaliação do papel de hospedeiros não humanos na manutenção de enfermidades requer o cálculo estimativo da população de animais em uma determinada área, o estudo de sua dinâmica populacional e a análise da estrutura e funcionamento das comunidades que integram. O controle racional da doença requer o conhecimento detalhado de seus hábitos, de sua biologia, vagilidade e dos seus índices de densidade.

Diante deste prisma, este subprojeto pertencente à vigilância epidemiológica da febre amarela em primatas não-humanos, objetivou analisar ecologicamente a comunidade e as populações dos primatas da região de Porto Rico, portanto, ganhando importância também para as ciências da saúde. Assim, o trabalho tornou-se pioneiro ao completar a multidisciplinaridade da vigilância atualmente em vigência no estado. Concomitantemente a este, demais subprojetos de capturas, genética populacional e outras zoonoses caminham juntos e respaldam o programa de vigilância apoiado pela Secretaria de Estado da Saúde do Paraná.

Ao mesmo tempo em que este trabalho pode ter profundas conseqüências para a interpretação ecológica da febre amarela e outras zoonoses, um outro aspecto, senão com maior importância, ilustra a necessidade do esforço empenhado em Porto Rico: promover bases para a conservação dos primatas e outros mamíferos de uma região que possui sua

mastofauna pobremente estudada e que está inserida em um trecho do Rio Paraná que tem sido objeto de preocupação das autoridades públicas para adoção de medidas de proteção ambiental desde a implantação da Usina Hidrelétrica de Itaipu (ver MOTA & CAMPOS, 2001). No primeiro capítulo é mostrado o primeiro levantamento de primatas e outros mamíferos já realizado em Porto Rico, discutindo as distribuições e alguns padrões de dispersão de algumas espécies no sistema ilha-continente do Rio Paraná (deve ser entendido durante o trabalho que apesar de o termo continente não estar sendo aplicado tecnicamente da forma mais correta, ele se refere às matas ciliares das margens opostas do rio e fragmentos próximos). No segundo capítulo, são calculados alguns parâmetros populacionais (abundância, densidade e biomassa) das espécies de primatas em ilhas de diferentes tamanhos e margens opostas do rio, discutindo as semelhanças e diferenças encontradas segundo as características próprias dos ambientes e das espécies. Ao final dos capítulos são enfatizados os principais temas conclusivos e outros complementares relevantes ao assunto do trabalho. Em geral, este trabalho aborda a aplicação de sistemas e teorias ecológicas avançadas (tecnologia SIG, corredores de biodiversidade, teoria da biogeografia de ilhas e teoria de metapopulação) que atualmente possuem um papel fundamentalmente influente e modelador na biologia da conservação (DOAK & MILLS, 1994; DESALLE & AMATO, 2004; REED & BIDNER, 2004; CBSG, 2005).

ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo (Figura 1) localiza-se na região de Porto Rico, noroeste do Estado do Paraná, divisa com os municípios de Taquarussu e Bataiporã, Estado do Mato Grosso do Sul, a 230m de altitude, no Terceiro Planalto Paranaense, formação Arenito Caiuá. O município de Porto Rico enquadra-se nas coordenadas: 22°43'60"S 53°24'18"W, 22°46'42"S 53°24'56"W, 22°51'39"S 53°19'45"W e 22°57'14S 52°16'5"W e dá nome à própria região, sendo que esta compreende o segmento entre a foz do Rio Paranapanema e a primeira ligação do Rio Ivinheima com o Rio Paraná, na parte central do compartimento Rio Baía, na Bacia Hidrográfica do Alto Rio Paraná. Nesta região, o Rio Paraná apresenta um complexo e dinâmico sistema de arquipélagos fluviais que aumenta em número e tamanho para o sentido de sua jusante, subdividindo o canal do rio em dois braços principais e em canais de ordem menor (SOUZA FILHO & STEVAUX, 1997). Mesmo com a construção de várias barragens no rio e em seus principais tributários, os níveis hidrométricos imprimem uma sazonalidade, especialmente nos ambientes de várzea, sendo a predominância de níveis mais elevados entre novembro e maio e a de mais baixos entre junho e outubro. Mesmo assim, o pulso de inundação é considerado irregular quando comparado aos de outros grandes rios americanos, não possuindo considerável simetria entre as fases de enchente e vazante (THOMAZ *et al.*, 1997). Grandes cheias são esporádicas sendo que a última ocorreu no ano de 2005, atingindo o período deste presente trabalho. O clima da região é subtropical úmido com verão quente de acordo com a classificação de Köppen e apresenta índice pluviométrico médio anual entre 1200 a 1300mm (dados obtidos em SOUZA, 1998 e ROMAGNOLO & SOUZA, 2000).

As florestas são classificadas como Floresta Estacional Semidecidual com a formação submontana ocorrendo principalmente ao lado esquerdo do rio e a formação aluvial (florestas de inundação) principalmente nos diques marginais da margem direita e nas ilhas (Figura 2).

Atualmente, a floresta submontana está praticamente extinta na região, não sendo mais possível encontrar remanescentes florestais originais (CAMPOS & SOUZA, 1997).

Em relação às espécies arbóreas, levantamentos florísticos das matas ciliares demonstraram que a região abriga uma diversidade baixa de espécies. Nesses estudos, foram encontradas de 47 a 58 espécies, 1472 a 1877 ind./ha e $H' = 3,20$ para a margem direita (MS) (ROMAGNOLO & SOUZA, 2000; CAMPOS *et al.*, 2000); 84 espécies, 1173 ind./ha e $H' = 2,68$ para margem esquerda (PR) (SOUZA, 1998) e 38 espécies, 2,24 e 942 a 1652 ind./ha e $H' = 1,97$ em diferentes porções amostradas de uma ilha (CAMPOS & SOUZA, 2002, 2003).

Cecropia pachystachya é a espécie mais característica, onde participa da composição fisionômica de praticamente toda a extensão marginal (SOUZA, 1998). Outras espécies de importância são: *Inga uruguensis*, *Croton urucurana*, *Celtis iguanae*, *Peschiera australis*, *Sloanea garckeana*, *S. guianensis*, *Triplaris americana*, *Albizzia hassleri*, *Ficus obtusiuscula*, entre outras. A baixa diversidade arbórea da área pode estar relacionada à pressão seletiva representada pelos alagamentos a que a maioria dessas áreas está sujeita, criando uma instabilidade sucessional e aos expressivos fatores de antropização na região (NEIFF, 1990; SOUZA *et al.*, 1997, 2004a e b). Esta área foi fortemente antropizada e as matas ciliares, tanto continentais como insulares, foram quase totalmente devastadas a partir da década de 60 (ROSA 1997; CAMPOS & SOUZA, 2002, 2003) (Figuras 3 a 6). Com a criação da Área de Proteção Ambiental (APA) Federal das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná em 1997 (decreto s/n de 30/09/1997) houve a retirada da população ribeirinha e o arrendamento de terras de pastagens e plantios. Atualmente a maioria das formações vegetacionais arbóreas da região encontram-se em processo de regeneração, formando um mosaico com fragmentos não perturbados e áreas de vegetação mais aberta e alterada. Para maiores detalhes sobre a região de estudo é recomendada a leitura de VAZZOLER *et al.*, (1997) e SOUZA *et al.*, (2004a).

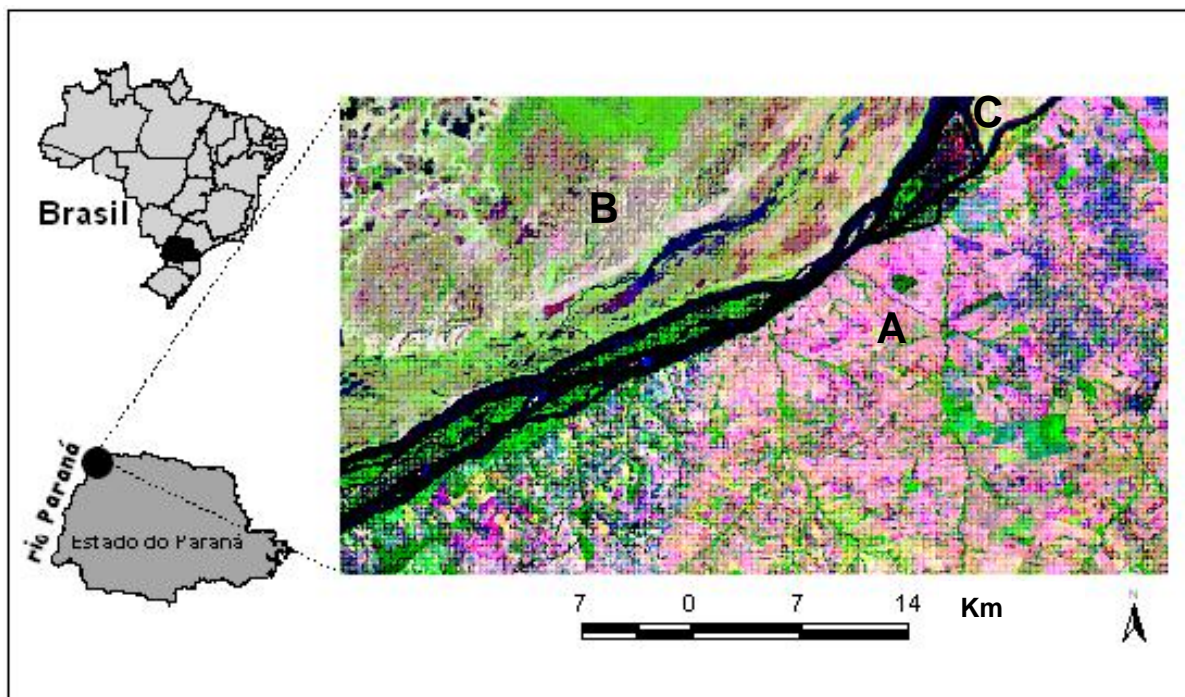


Figura 1: Área de estudo: imagem LandSat mostrando a região de Porto Rico, Alto Rio Paraná. A) noroeste do Estado do Paraná, B) sudeste do Estado do Mato Grosso do Sul, C) Pontal do Paranapanema, Estado de São Paulo.

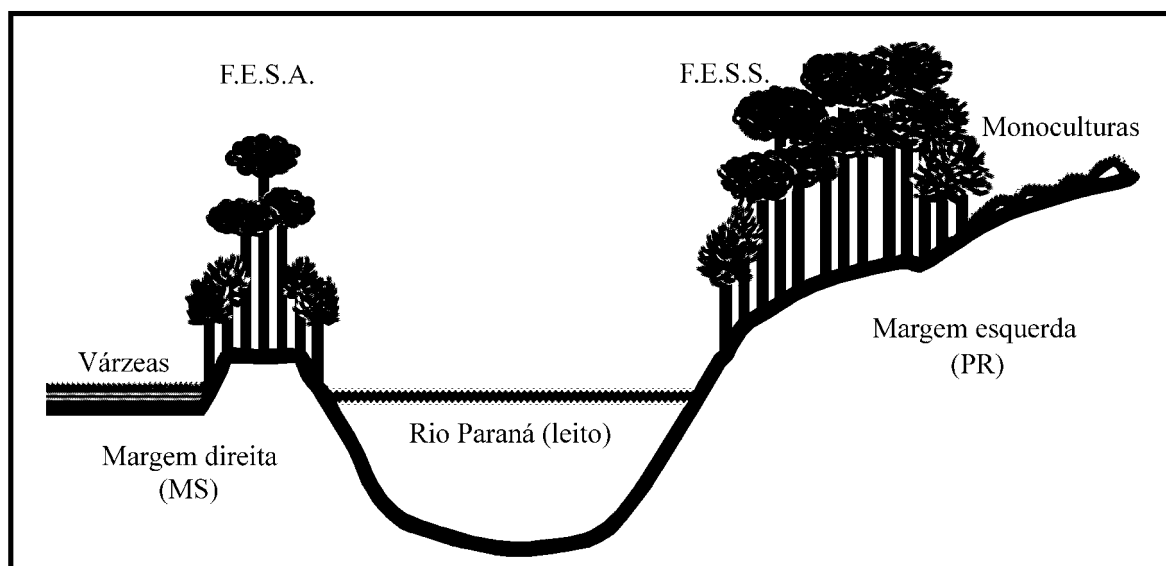


Figura 2: Ilustração de um corte transversal da calha do Alto Rio Paraná na região de Porto Rico. F.E.S.A.: Floresta Estacional Semidecidual Aluvial; F.E.S.S.: Floresta Estacional Semidecidual Submontana.

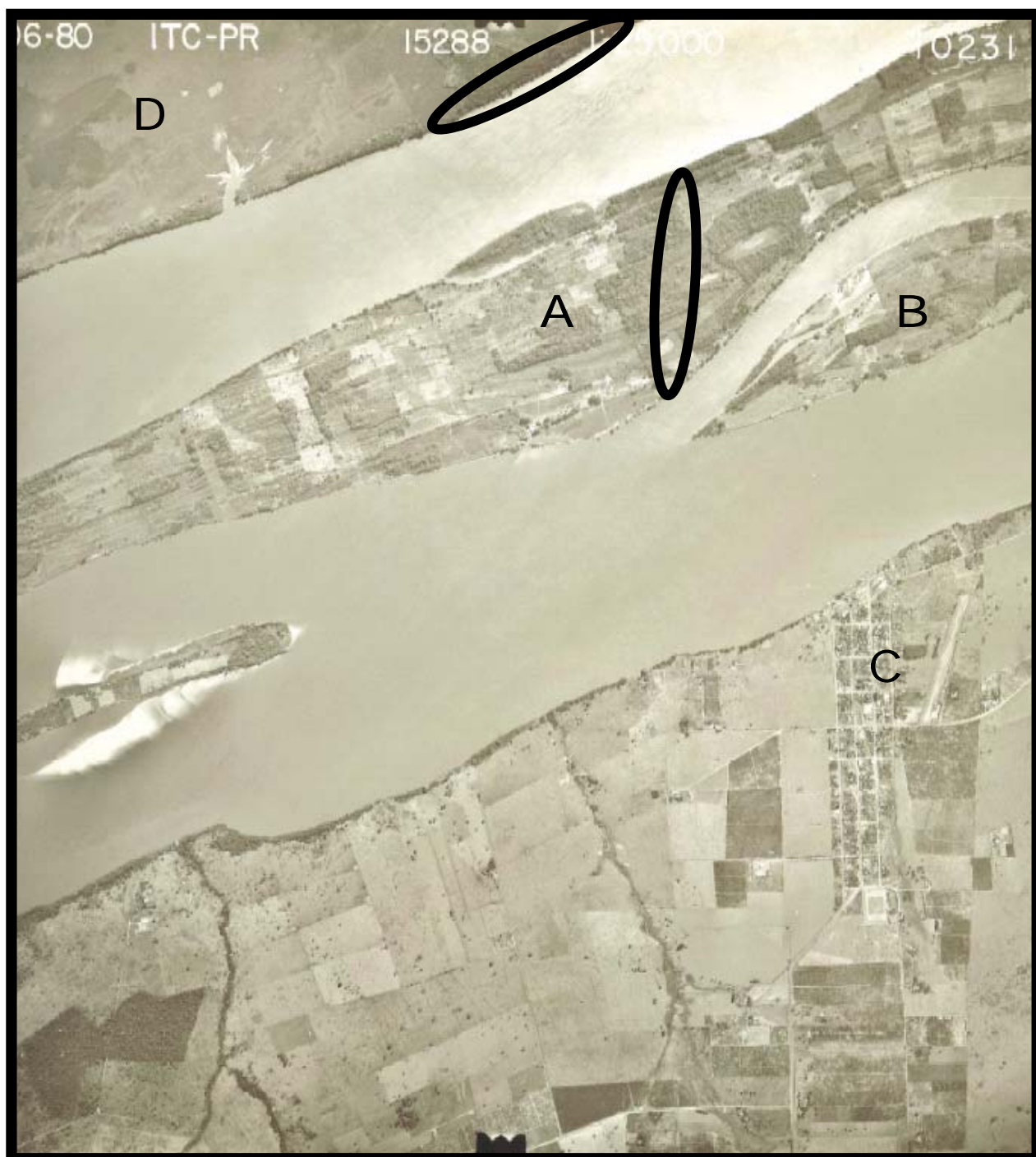


Figura 3: Foto aérea da região de Porto Rico, na década de 1980. A) Ilha Mutum, B) Ilha Porto Rico, C) cidade de Porto Rico, margem esquerda, Estado do Paraná e D) margem direita, Estado do Mato Grosso do Sul. Cada elipse representa a localidade em que uma transecção linear foi disposta (Capítulo 2).

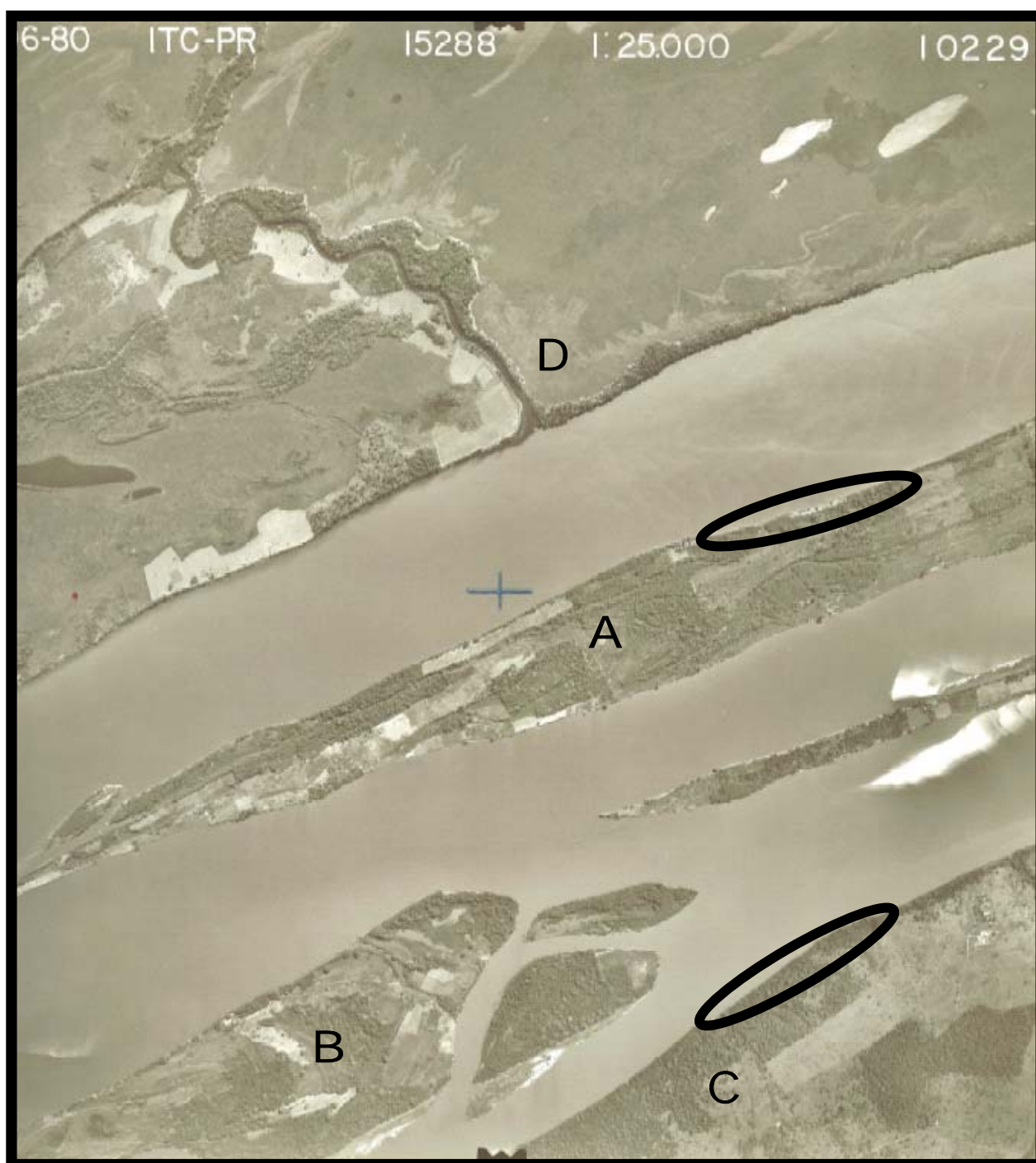


Figura 4: Foto aérea da região de Porto Rico na década de 1980. A) Ilha Mutum, B) Ilha Carioca, C) margem esquerda, Estado do Paraná – região da Mata do Araldo e D) margem direita, Estado do Mato Grosso do Sul – região do Rio Baía. Cada elipse representa a localidade em que uma transecção linear foi disposta (Capítulo 2).

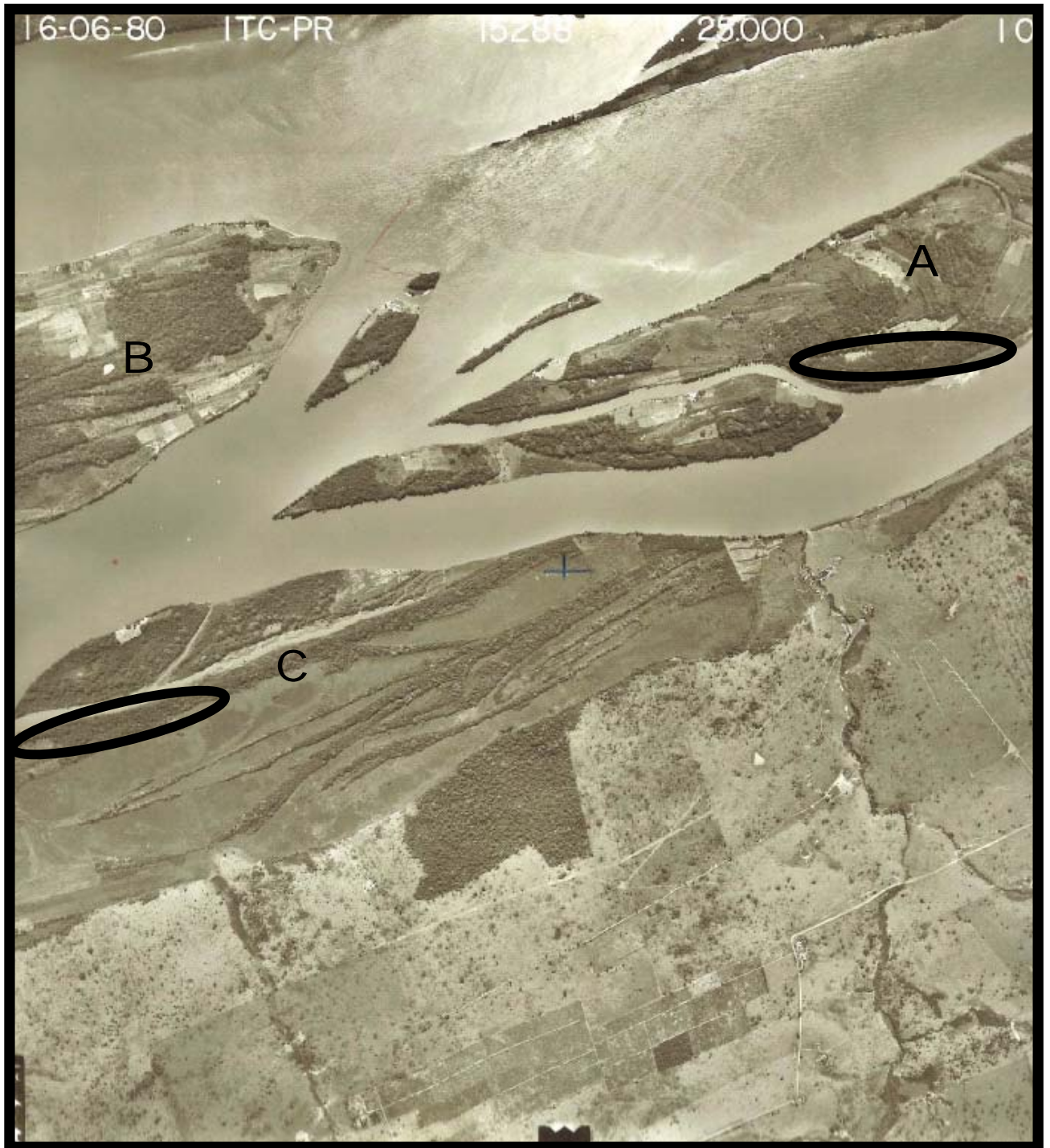


Figura 5: Foto aérea da região de Porto Rico, na década de 1980. A) Ilha Carioca, B) Ilha Japonesa, C) margem esquerda, Estado do Paraná – região do Cortado. Cada elipse representa a localidade em que uma transecção linear foi disposta (Capítulo 2).



Figura 6: Foto aérea da região de Porto Rico, na década de 1980. A) Ilha Mutum, B) margem esquerda, Estado do Paraná e C) margem direita, Estado do Mato Grosso do Sul – região da Lagoa da Garça. A elipse representa a localidade em que uma transecção linear foi disposta (Capítulo 2).

CAPÍTULO 1

OCORRÊNCIA E GEORREFERENCIAMENTO (SIG) DE PRIMATAS EM ILHAS E MARGENS OPOSTAS DO CORREDOR DO ALTO RIO PARANÁ, SUL DO BRASIL, COM NOTAS SOBRE OUTROS MAMÍFEROS

Resumo

As florestas de galeria do Rio Paraná possuem importância como uma ponte ecológica que estabelece uma conexão direta entre os biomas da Amazônia e da Mata Atlântica. No passado, essas florestas tiveram importância como refúgios biológicos e como corredores para rotas de dispersão de espécies animais e vegetais durante os eventos de glaciação. Atualmente, tal importância histórica de refúgio pode estar sendo novamente resgatada devido ao confinamento das matas pela expansão da fronteira agropecuária. Na porção alta do rio, a região de Porto Rico é considerada zona de contato entre o limite geográfico da Mata Atlântica e do Cerrado brasileiro, com influências do Pantanal. Salvo poucos registros de ocorrências de algumas espécies de mamíferos, essa região possui a mastofauna pobremente estudada. Portanto, o objetivo deste trabalho foi levantar e georreferenciar (SIG) as espécies de primatas das matas ciliares de ilhas e margens opostas continentais para a confecção de um mapa de ocorrências. Ainda, foi possível listar de maneira prévia as ocorrências de mamíferos não-voadores, discriminando os registros entre os ambientes de ilhas e margens opostas da região de Porto Rico, Alto Rio Paraná. Para tanto, além do auxílio de entrevistas com moradores locais, as matas de 14 ilhas (de 5 a 1050 ha) e das margens do rio foram percorridas por terra e de barco durante setembro de 2003 a setembro de 2005. Pontos de avistamento dos primatas foram marcados com GPS e posteriormente plotados em imagem de satélite LandSat pelo software ArcView GIS 3.2a para a confecção do mapa. Três espécies de primatas foram registradas: *Cebus nigrurus* somente na margem esquerda do rio e fragmentos (PR), e em uma ilha próxima do continente (15 a 30 m); *C. cay* somente na margem direita (MS) e *Alouatta caraya* em ambas as margens do rio e em 12 das 14 ilhas amostradas, inclusive na ilha de menor porte (5 ha). *Alouatta guariba* que potencialmente poderia ocorrer, não foi encontrada. Porém, houve um registro antigo desta espécie na região durante as entrevistas. Em relação ao levantamento de mamíferos, verificou-se a ocorrência de 32 espécies nativas, um gênero (*Mazama*) com espécie(s) não identificada(s) e duas espécies introduzidas (*Lepus europaeus* e *Sus scrofa*). Essas espécies foram distribuídas em 31 gêneros, 15 famílias e oito ordens. As ocorrências foram discriminadas conforme a natureza dos registros e conforme os ambientes em que foram verificadas. Este capítulo discute a permeabilidade do Rio Paraná para a dispersão de algumas espécies e barreira geográfica para outras. Hipóteses de extinção ou ausência natural de *A. guariba* na região são levantadas. O trabalho contribui como registro atual da onipresente associação entre o gênero *Cebus* e *Alouatta* que é característica de altas latitudes e de florestas extremamente sazonais. Ao mesmo tempo, promove bases para a conservação para que a região de Porto Rico se contemple como parte integrante do corredor de biodiversidade do Rio Paraná.

Palavras-chave: Mata ciliar, corredor de biodiversidade, barreira geográfica, metapopulação, conservação, fauna introduzida, *Alouatta*, *Cebus*, mamíferos.

Abstract

The gallery forests of the Paraná River play an important role as an ecological link that directly connects the Amazon and Atlantic Rainforest biomes. In the past, these forests were biological refugia and worked as corridors for dispersal routes of animals and plants during glaciation events. Currently, the historical importance of refugia is being evoked again due to the confinement of the forests following the expansion of the farming frontiers. The high portion of the river, in the region of the municipality of Porto Rico, is considered as an ecotone between the geographical limits of the Atlantic Rainforest and the Brazilian Cerrado, also being influenced by the Pantanal. Except for some records of the occurrence of a few mammal species, the mastofauna of this region is poorly studied. Therefore, the goal of the present study was to survey and georeference (GIS) the primate species in the riparian forests and adjacent continental margins to build an occurrence map. Moreover, it was possible to catalog a preliminary list of occurrences of non-volant mammals, with separate records for the island and continental environments of the region of Porto Rico, in the high portion of the Paraná River. To achieve this goal, in addition to interviews with local residents, the forests of 14 islands (from 5 to 1050 ha) and the river margins were run by land and by boat between September of 2003 and September of 2005. Primate sighting points were recorded using a GPS and later plotted on a Landsat satellite image of the region using the ArcView GIS 3.2a software to build the map. Three primate species were recorded: *Cebus nigritus* only in the left margin of the river and in fragments (PR) and in an island that was close to the continent (15 to 30 m); *C. cay*, only in the right margin (MS); and *Alouatta caraya*, in both river margins and in 12 of the 14 sampled islands, including the smallest one (5 ha). *Alouatta guariba*, which could potentially occur in the region, was not recorded. However, there was an old record of this species in the region according to the interviews. With respect to the mammal survey, a total of 32 native species, one (or more) identified species of the genus *Mazama* and two introduced species (*Lepus europaeus* and *Sus scrofa*) were recorded. These species were distributed among 31 genera, 15 families and eight orders. Occurrences were discriminated according to the nature of the records and the environments where they were found. This chapter discusses the permeability of the Paraná River to the dispersal of some species and as a geographical barrier to others. Hypotheses on the extinction or natural absence of *A. guariba* in the region are discussed. The current study corroborates the omnipresent association between the genera *Cebus* and *Alouatta* that is characteristic of high latitudes and very seasonal forests. At the same time, it provides the basis for the conservation such that the region of Porto Rico can become an effective part of the biodiversity corridor of the Paraná River.

Key words: Riparian forest, biodiversity corridor, geographical barrier, metapopulation, conservation, introduced fauna, *Alouatta*, *Cebus*, mammals.

1 Introdução

O Rio Paraná é o décimo rio de maior descarga do mundo, a segunda maior bacia de drenagem da América do Sul e o principal rio da Bacia do Plata, cuja área estende-se por toda porção centro sul da América do Sul, desde as bordas orientais dos Andes até a Serra do Mar, próximo ao Oceano Atlântico (STEVAUX, 1994). Desde sua nascente no Planalto Central até a foz no estuário do Plata, percorre 4.695 Km e em território brasileiro drena uma área de 891.000 Km². Seus principais tributários são: o Rio Grande, Paranaíba, Tiete, Paranapanema e Paraguai. Devido a sua posição e extensão, o Rio Paraná apresenta uma rara importância ecológica na distribuição da fauna e flora entre os biomas da Mata Atlântica, Cerrado e Amazônia. Suas florestas de galeria, assim como as de seu grande tributário, o Rio Paraguai, formam uma ponte ecológica ao longo da qual se estabeleceu em certa extensão, uma conexão direta atlântico – oeste amazônico (REDFORD & FONSECA, 1986; POR, 1992; SPICHTER *et al.*, 1992; JOHNSON *et al.*, 1999).

Essas florestas do Rio Paraná constituem também uma valiosa contribuição para a compreensão da dinâmica das formações dos ecossistemas durante as glaciações do Quaternário, exibindo desde espécies típicas de ambientes úmidos até outras de caráter xeromórfico (SOUZA, 1998). Com o avanço do gelo das calotas polares em direção ao Equador durante os eventos de glaciações, as florestas de galerias dos grandes rios, como o Rio Paraná, podem ter funcionado como refúgios biológicos e corredores de dispersão para espécies animais e vegetais (RANZI, 2000; RODRIGUES, 2005). Por exemplo, estudos de filogeografia baseados na análise do DNA Mitocondrial sugerem que para *Alouatta caraya*, as florestas de inundação e as matas ciliares ao longo das margens do Rio Paraná e Rio Paraguai foram possivelmente rotas para a migração deste primata de seus refúgios ancestrais para suas expansões geográficas mais meridionais, a cerca de 15.000 anos atrás (M. ASCUNCE *et al.*, dados não publicados).

Tal importância histórica como refúgio pode estar sendo novamente resgatada nos dias atuais. Isto porque a expansão da fronteira agropecuária vem transformando essas formações vegetacionais em um mosaico estreito e confinado a beira dos rios, imerso em uma matriz formada por áreas de pastagens, agriculturas e várzeas. Devido a essas pressões antrópicas, esses corredores de matas ciliares passaram a ser o único habitat disponível para espécies habitantes de ambientes florestais (função análoga ao que acontece naturalmente no Cerrado e na Caatinga) e um componente integrador dos ecossistemas ao longo da paisagem, contribuindo para a manutenção da biodiversidade (REDFORD & FONSECA, 1986; NAIMAN *et al.*, 1993; ANDERSON & DANIELSON, 1997; JOHNSON *et al.*, 1999). Assim, com este propósito, foi idealizada por João Batista Campos e Ângelo Antonio Agostinho e lançada em 1997 pela Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Paraná, a implantação de um *Corredor de Fluxo de Biodiversidade do Rio Paraná: uma proposta de integração e proteção ambiental de ecossistemas ameaçados*. Este corredor abrange o Alto Rio Paraná, suas ilhas e áreas de margens e o Lago de Itaipu, objetivando interligar as Unidades de Conservação existentes na região, desde a Estação Ecológica de Caiuá até o Parque Nacional do Iguaçu. Posteriormente a isso, foram criados o Parque Nacional de Ilha Grande e a APA Federal das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná. Resta agora, a construção de corredores interligantes de vegetação para concretizar definitivamente a proposta (MOTA & CAMPOS, 2001). Recentemente houve também a proposta de integração do corredor do Rio Paranapanema à eco-região do Alto Rio Paraná (CULLEN JR. *et al.*, 2005).

Além da importância como corredores e refúgios, o papel dos grandes rios como fonte de especiação descansa na mais antiga hipótese para explicação da mega-diversidade encontrada nos ambientes tropicais, particularmente os da Amazônia, elaborada por Alfred Russel Wallace ainda no século XX (WALLACE, 1852, 1876 apud COLWELL, 2000). Para alguns primatas, sabe-se atualmente que os grandes rios podem ter um papel importante na

restrição de suas dispersões, conseqüentemente servindo como barreiras geográficas entre as comunidades das margens opostas (mas veja revisão de FERRARI, 2004). Deste modo, os rios podem determinar as distribuições e promover diferenciações em alguns táxons da ordem Primates (AYRES & CLUTTON-BROCK, 1992, RYLANDS *et al.*, 1996; SILVA-JÚNIOR, 2001; VAN ROOSMALEN *et al.*, 2002; GOODMAN & GANZHORN, 2004, FERRARI, 2004; LEHMAN, 2004; REED & BIDNER, 2004; HAUGAASEN & PERES, 2005; VILANOVA *et al.*, 2005). Entretanto, para outros táxons dessa ordem ou de outros vertebrados terrestres, tal papel ainda continua sendo questionado (COLWELL, 2000; GASCON *et al.*, 2000; FERRARI, 2004).

No oeste do Estado do Paraná e leste do Estado do Mato Grosso do Sul, o Rio Paraná em sua porção alta é o agente que proporciona a fronteira geopolítica, coincidindo com os limites vegetacionais da Mata Atlântica e do Cerrado, sofrendo influências do Pantanal (CAMPOS *et al.* 2000; SOUZA *et al.*, 2004a; ALHO & GONÇALVES, 2005). A região de Porto Rico, Alto Rio Paraná, faz parte desta zona de contato e está inserida na planície de inundação do rio que compreende o trecho desde a foz do Rio Paranapanema até a foz do Rio Ivinhema. Esta é uma área fortemente antropizada cujas matas ciliares, tanto continentais como insulares, foram quase totalmente devastadas a partir da década de 60 (ROSA 1997; CAMPOS & SOUZA, 2002, 2003).

Mesmo com a sua importância ecológica, dados atuais e estudos sistematizados sobre os primatas e outros mamíferos da região de Porto Rico são escassos, salvos alguns trabalhos isolados (AGUIAR *et al.*, 2005; GARCIA *et al.*, 2005; LUDWIG *et al.*, in press.a; ROCHA *et al.*, in press) e outros que por ventura englobaram a região como alvo de estudos mais abrangentes. Dentre estes podem ser citados: os registros contidos em coleções do Museu de História Natural do Capão da Imbuía referentes aos espécimes de mamíferos da região capturados por A. Mayer na década de 1940 e 1950 (revisados por LORINI & PERSSON, 1990; GREGORIN, 2006), entre outros (MARGARIDO & BRAGA, 2004; TIEPOLO *et al.*, 2004; CULLEN JR. *et al.*,

2005; PASSOS *et al.*, in press). Além disso, outros autores propuseram que esta e outras porções do Rio Paraná possuem importância como barreira geográfica para as distribuições de algumas espécies do gênero *Cebus* (MUDRY *et al.*, 1991; SILVA-JÚNIOR, 2001; VILANOVA *et al.*, 2005). Ainda assim, essa é uma região cujos primatas e demais mastofauna carece de inventariamentos e monitoramentos.

Portanto, devido à carência de entendimento dos primatas e de outros mamíferos da região, este trabalho teve como objetivo levantar as ocorrências atuais dos primatas com auxílio do Sistema de Informação Geográfica (SIG), a fim de confeccionar um mapa de ocorrências para esses animais na região. Além disso, foi possível listar de maneira prévia a ocorrência de mamíferos não-voadores, discriminando os registros entre os ambientes de ilhas e das margens opostas do Rio Paraná.

2 Material e métodos

A região começou a ser monitorada em setembro de 2003 devido ao início da aplicação do Projeto "Elaboração de um Modelo de Vigilância Epidemiológica do Vírus da Febre Amarela e demais Arboviroses em Primatas Não-Humanos em Porto Rico-PR", apoiado pela Secretaria de Estado da Saúde do Paraná (SESA/PR) em parceria com a Secretaria de Estado da Saúde do Mato Grosso do Sul (SESA/MS). Desde então (setembro de 2003 a setembro de 2005), repetidas incursões de barco pelas matas ciliares das margens e das ilhas do Rio Paraná, do Rio Baía e do Córrego São Pedro (afluentes) foram realizadas para procura dos primatas. Além disso, a aplicação de programas de capturas de mamíferos em vida livre (ROCHA *et al.*, in press), o monitoramento ecológico e comportamental de grupos de primatas em diferentes ambientes e caminhadas em transecções lineares em ilhas e margens dos rios (ver Capítulo 2), completaram as atividades que foram realizadas.

Durante esses esforços, pontos de avistamento dos primatas foram marcados com GPS (Global Positional System) Garmin, modelo E-Trex Venture, que posteriormente foram descarregados no programa GPS TrackMaker 11.8. O arquivo criado pelos pontos neste programa foi transformado em arquivo de tabela por outro programa, Microsoft Excel, para então ser lido pelo programa ArcView GIS 3.2a. Com este último, os pontos de avistamento de cada espécie de primata foram plotados em imagem de satélite LandSat da região, para a confecção de um mapa de ocorrências.

A elaboração da lista de mamíferos também ocorreu durante aqueles esforços do projeto e ainda somou-se a utilização de entrevistas com moradores e até mesmo com caçadores locais. A entrevista procedeu-se da seguinte forma: uma vez que uma espécie de mamífero tenha sido identificada pelos pesquisadores através de capturas, observação direta ou através de evidências indiretas (análise de pegadas ou fezes), moradores e caçadores locais foram consultados pelo pesquisador para saber em qual outro ambiente da região eles já haviam constatado a presença do animal identificado. Houve uma única exceção que foi a identificação precisa de *Chironectes minimus* por um morador local, descrevendo o tamanho, o padrão de coloração e o ambiente do animal. Com isso foi possível discriminar as ocorrências dos registros em ambientes de ilhas, matas ciliares e várzeas da margem direita do Rio Paraná e seus afluentes (MS) e matas ciliares da margem esquerda (PR) e alguns fragmentos próximos. Foi possível também listar as espécies que são caçadas na região.

Para tentar resolver a problemática na classificação taxonômica das espécies do gênero *Cebus*, optou-se neste trabalho utilizar a proposta desenvolvida por SILVA-JÚNIOR (2001).

3 Resultados

3.1 Primates

Três espécies de primatas, *Cebus nigrinus*, *C. cay* (*C. libidinosus* sensu GROVES, 2001; RYLANDS *et al.*, 2005) e *Alouatta caraya*, foram encontradas na região, cujas localidades de ocorrências foram plotadas na imagem de satélite, confeccionando-se o mapa de ocorrências (Figura 1): *C. nigrinus* habita as matas ciliares da margem esquerda do Rio Paraná (PR) e foi encontrada em uma das duas ilhas fluviais da região conhecida como “Cortado” (Figura 5, Área de estudo), separada de 15 a 30 metros do continente. Também habita as matas ciliares do ribeirão conhecido como Córrego São Pedro e foi encontrada em três fragmentos florestais: Mata do Zezão, com 50 ha de mata secundária, pertencente à Fazenda Indiana (22°50'45"S e 53°18'16"W) e nos dois fragmentos conhecidos como Mata do Guido Nogueira, com aproximadamente 120 ha de mata primária alterada cada, na Fazenda Divina Pastora (22°52'00"S e 53°19'58"W). *Cebus cay*, habita as matas ciliares que crescem sobre os diques marginais da margem direita do Rio Paraná (MS). Também foi encontrada nas margens direita e esquerda do afluyente Rio Baía e do Rio Curutuba. Este último liga o Rio Baía até o Rio Ivinhema.

Alouatta caraya habita as matas ciliares de ambas as margens dos rios Paraná, Baía, Curutuba e Córrego São Pedro. Além disso, a espécie foi encontrada em 12 das 14 ilhas fluviais visitadas no Rio Paraná que variaram entre 5 a 1050 ha (a espécie não foi encontrada em apenas duas ilhas de pequeno porte cuja floresta foi totalmente devastada) e em dois fragmentos florestais no Estado do Paraná, próximos ao rio (Mata do Zezão já descrita acima e "Mata da Saída" com 30 ha). A espécie foi registrada em muitos tipos de formações florestais: mata primária alterada, secundária e capoeirões. A espécie *A. guariba*, sub-espécie *A. g. clamitans* (*A. clamitans* sensu GREGORIN, 2006), que potencialmente poderia estar presente, não foi encontrada ao longo deste estudo. Embora atualmente a espécie parece estar

ausente na região, houve um relato confiável de um morador local que descreveu um espécime de *Alouatta* de coloração vermelha intensa, ruiva (possivelmente um macho adulto de *A. guariba*), que se deslocava de modo periférico a um grupo de bugios pretos e loiros (*A. caraya*), nas matas ciliares da Ilha Japonesa, cerca de nove anos atrás. Esta ilha está localizada imediatamente a jusante da Ilha Mutum (Figura 5, Área de estudo).

Em resumo, os ambientes continentais apresentaram duas espécies em cada margem oposta. Na margem esquerda (PR), *Cebus nigrinus* é simpátrica com *Alouatta caraya* e na margem direita (MS), *A. caraya* é simpátrica com *C. cay.* Ambientes de ilhas isolados do continente obtiveram somente uma espécie, *A. caraya*, representando 50% da riqueza presente em qualquer um dos dois ambientes continentais.

3.2 Notas sobre outros mamíferos

Ao longo de 24 meses, verificou-se a ocorrência de 32 espécies nativas, um gênero (*Mazama*) com espécie(s) não identificada(s) e duas espécies introduzidas (*Lepus europaeus* e *Sus scrofa*) de mamíferos não-voadores. As espécies estão distribuídas em 31 gêneros, 15 famílias e oito ordens. A Tabela I mostra as ocorrências conforme a natureza e ambiente dos registros, além de ressaltar as espécies que sofrem pressão de caça na região.

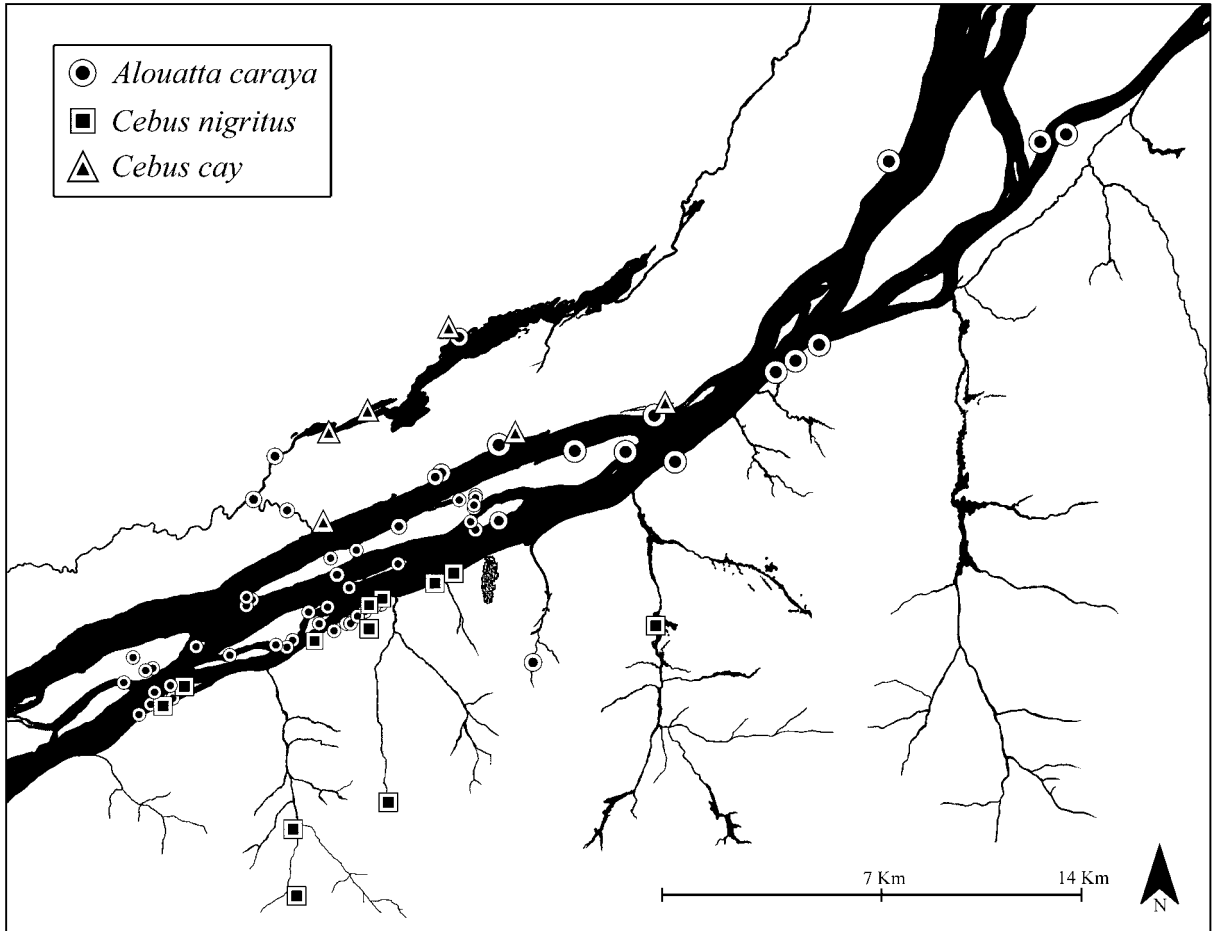


Figura 1: Mapa de ocorrências das espécies de primatas confeccionado através da plotagem dos pontos marcados pelo GPS em imagem LandSat da região de Porto Rico, Alto Rio Paraná.

Tabela I: Lista prévia de mamíferos não voadores da região de Porto Rico, discriminando os tipos de registros nos ambientes de ilhas e margens opostas do Rio Paraná e as espécies que sofrem pressão de caça: 34 espécies (32 nativas e 2 introduzidas) e um gênero com espécie(s) não identificada(s). Distribuição em 31 gêneros, 15 famílias e 8 ordens.

Ordens Espécies	Ilhas			Ambientes dos registros PR ¹			MS ²			Pressão de caça	
	Observação	Pegada	Entrevista	Observação	Pegada	Entrevista	Observação	Pegada	Entrevista		
Marsupialia											
<i>Didelphis albiventris</i>	x			x			x				
<i>Didelphis aurita</i>				x							
<i>Chironectes minimus</i>			x								
Xenarthra											
<i>Dasyppus novemcinctus</i>	x			x			x			x	
<i>Dasyppus septemcinctus</i>	x		x							x	
<i>Euphractus sexcinctus</i>	x			x					x		
<i>Tamandua tetradactyla</i>			x	x					x		
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>									x		
Primates											
<i>Alouatta caraya</i>	x		x	x		x	x		x		
<i>Cebus nigrinus</i>				x						x	
<i>Cebus cay</i>							x			x	
Carnivora											
<i>Nasua nasua</i>				x		x	x		x		
<i>Procyon cancrivorus</i>		x		x							
<i>Galictis cuja</i>				x							
<i>Lontra longicaudis</i>	x		x	x		x	x		x		
<i>Cerdocyon thous</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
<i>Leopardus tigrinus</i>		x				x					
<i>Leopardus pardalis</i>		x				x		x			
<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	x			x							
<i>Puma concolor</i>		x	x		x	x		x	x	x	
<i>Panthera onca</i>			x						x	x	
Perissodactyla											
<i>Tapirus terrestris</i>		x	x		x			x	x		
Artiodactyla											
<i>Mazama</i>		x	x		x	x		x	x		
<i>Blastocerus dichotomus</i>							x		x	x	
<i>Pecari tajacu</i>	x	x	x	x	x		x	x	x	x	
<i>Tayassu pecari</i>									x		
<i>Sus scrofa</i> *	x		x								
Rodentia											
<i>Cavia aperea</i>			x	x							
<i>Dasyprocta azarae</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Agouti paca</i>			x			x				x	
<i>Coendou prehensilis</i>			x	x							
<i>Myocastor coypus</i>				x							
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Lagomorpha											
<i>Lepus europaeus</i> *				x							
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>						x					
Total:	34 espécies	24			27			20			11

¹ Matas ciliares da margem esquerda do Rio Paraná, Estado do Paraná (PR);

² Matas ciliares e várzeas da margem direita do Rio Paraná, Estado do Mato Grosso do Sul (MS);

* Espécies introduzidas em vida livre;

4 Discussão

4.1 Primates

As espécies encontradas no presente trabalho mostraram que para a ordem Primates, esta região do Alto Rio Paraná pode ser considerada uma zona de contato faunístico, refletindo os limites vegetacionais do Cerrado e da Mata Atlântica, com influências do Pantanal (CAMPOS *et al.*, 2000; SOUZA *et al.*, 2004a; ALHO & GONÇALVES, 2005).

Por exemplo, *Alouatta caraya* é a espécie de bugio característica do Brasil Central, ocorrendo principalmente dentro dos limites do Cerrado, onde normalmente é encontrada em formações de florestas de galeria e florestas semidecíduais (RYLANDS *et al.*, 1996; WALLACE *et al.*, 2000; GREGORIN, 2006). Sua corrente distribuição não coincide com nenhuma barreira geográfica clara (CORTÉS-ORTIZ *et al.*, 2003), podendo ocorrer desde o sul do Brasil, Uruguai, norte e nordeste da Argentina, passando pelo leste e norte da Bolívia, sul, leste e norte do Paraguai, até o sudoeste da Amazônia (BICCA-MARQUES, 1990; VILLALBA *et al.*, 1995; CROCKETT, 1998; NOWAK, 1999; IWANAGA & FERRARI, 2002; GREGORIN, 2006). No Estado do Paraná, a espécie ocorre apenas na porção oeste associada aos ambientes ripários do rio Paraná, coincidindo com o seu limite de distribuição (MARGARIDO & BRAGA, 2004; GREGORIN, 2006; PASSOS *et al.*, in press). Devido a essa distribuição restrita em nível estadual, a espécie é classificada como seriamente ameaçada de extinção (MARGARIDO & BRAGA, 2004), mesmo ali sendo uma espécie comum (ver Capítulo 2) assim como em outros estados e países vizinhos ao Paraná.

Juntamente com o nordeste da Argentina, a região oeste dos estados do sul do Brasil é considerada como área de simpatria com a congênere *A. guariba*, subespécie *A. g. clamitans*, característica da porção sul e sudeste da Mata Atlântica. Essas duas espécies possuem distribuições parapátricas, podendo apresentar zonas de simpatria ao longo do Rio Paraná e

Rio Uruguai (DI BITETTI *et al.*, 1994; AURICCHIO, 1995; CODENOTTI *et al.*, 2002; GREGORIN, 2006; PASSOS *et al.*, in press).

Embora os esforços deste trabalho tenham falhado em localizar *Alouatta guariba* atualmente na região de Porto Rico, o relato do morador local que descreveu claramente um possível macho adulto desta espécie contribuiu como evidência de sua possível ocorrência na década passada. Além disso, os animais capturados por André Mayer na década de 1940 e 1950 de *A. guariba*, *A. caraya* e os seus híbridos são provenientes de municípios vizinhos ou próximos a Porto Rico, uma localidade denominada Sertão do Rio Paraná que compreende um trecho do rio de aproximadamente 30 Km entre os municípios de São Pedro do Paraná e Guairá (PR) (LORINI & PERSSON, 1990; GREGORIN, 2006), no qual Porto Rico se insere. Nesta época, também foram coletados primatas em Porto São José, distrito do município de São Pedro do Paraná, que é município vizinho de Porto Rico, a montante do rio. Este porto localiza-se na margem esquerda do Rio Paraná, a cerca de 11 Km de Porto Rico. Porto São José está localizado a 10 Km da Foz do Rio Paranapanema, onde ainda existem *A. guariba* e *A. caraya* (observação pessoal). Em Querência do Norte, outro município vizinho de Porto Rico, porém no sentido jusante, também foi coletado um espécime de *A. guariba* (GREGORIN, 2006). Ainda a jusante de Porto Rico, mais precisamente no Parque Nacional de Ilha Grande, *A. guariba* ainda habita as matas ciliares do Rio Paraná em simpatria com *A. caraya*, em uma localidade conhecida como Paredão das Araras (I. P. BERNARDI & J. M. D. MIRANDA, comunicação pessoal) e outra conhecida como Mata do Bugio (K. C. ABREU, comunicação pessoal).

Revisões e estudos provenientes da Argentina e do Rio Grande do Sul (DI BITETTI *et al.*, 1994; CROCKETT, 1998; CODENOTTI *et al.*, 2002) parecem mostrar que *Alouatta guariba* pode preferir florestas mais úmidas, sendo achada principalmente em formações contínuas de Mata Atlântica brasileira. Ainda, segundo aqueles autores, as populações de *A. caraya*

parecem ser relativamente não afetadas pela fragmentação e conseqüentemente podem substituir *A. guariba* em alguns setores de sua distribuição geográfica. Assim, a presença e a utilização de habitats marginais por *A. caraya* pode ser um bom indicativo de seu grau de adaptabilidade às condições extremas (BICCA-MARQUES, 1994), indicando que tal espécie não apresenta o mesmo grau de vulnerabilidade quando comparada a sua outra congênere, *A. guariba*. Todas essas indicativas levam para a hipótese de que no passado, *A. guariba* distribuía-se simpatricamente com *A. caraya* na região de Porto Rico, seja de modo abundante ou de modo raro. Posteriormente foi extinta e atualmente encontra-se ausente neste trecho do Rio Paraná. Possivelmente, sua relativa sensibilidade à antropização ambiental contribuiu para que a espécie não conseguisse sobreviver atualmente nesta porção do oeste do estado (veja também a discussão no tópico de conclusões, ao final dos capítulos). Uma outra hipótese aqui levantada sugere a região de Porto Rico como uma zona de ausência natural de *A. guariba*, já que esta porção é considerada a mais seca do Estado do Paraná (1200 a 1300 mm anuais, dados obtidos em SOUZA, 1998 e ROMAGNOLO & SOUZA, 2000), não condizendo com os requerimentos ambientais necessários para uma boa aptidão da espécie – embora existam várias localidades com precipitação semelhante a essa nos estados de Minas Gerais, Espírito Santo e São Paulo com a presença de *A. guariba* (A. G. CHIARELLO, comunicação pessoal), mostrando que a espécie pode tolerar regiões mais secas como Porto Rico.

Em relação às ocorrências das espécies do gênero *Cebus*, a região de Porto Rico também se configura como uma zona de contato, limitando a distribuição de uma espécie característica do Brasil Central e outra da Mata Atlântica. *Cebus cay* e *C. nigrinus* apresentam distribuições contíguas, sendo alopátricas ao longo do Rio Paraná (SIVLA-JÚNIOR, 2001; VILANOVA *et al.*, 2005). *Cebus cay* pertence ao grupo hierárquico da América do Sul central. Já *C. nigrinus* pertence ao grupo da Mata Atlântica ao sul do Rio Doce. *Cebus cay* ocorre na porção centro ocidental da América do Sul, limitando sua distribuição pelo Rio Araguaia e

Rio Paraná. Já *C. nigrinus* distribuiu-se desde a margem esquerda do Alto e Médio Rio Doce até as municipalidades de São Lourenço do Sul (RS) (PRINTES *et al.*, 2001; SILVA-JÚNIOR, 2001; VILANOVA *et al.*, 2005; A. G. CHIARELLO, comunicação pessoal). A leste, a distribuição é limitada pelo oceano Atlântico e a oeste pelo Rio Paraná. É possível de ser encontrada também ao longo do noroeste da Argentina.

Diferente de *Alouatta caraya*, a ocorrência do gênero *Cebus* na região está restrita apenas aos ambientes continentais do Rio Paraná (*C. cay* na margem direita e *C. nigrinus* na margem esquerda), sendo o rio uma barreira geográfica como já havia sido proposto por outros autores (MUDRY *et al.*, 1991; SILVA-JÚNIOR, 2001; VILANOVA *et al.*, 2005). O mesmo padrão de distribuição também ocorre à jusante de Porto Rico, no Parque Estadual de Ilha Grande (I. P. BERNARDI, comunicação pessoal). Em Porto Rico, *C. nigrinus* foi encontrada em apenas uma ilha (região do Cortado) que está muito próxima ao continente, onde esses animais atravessam o rio através de "pontes" formadas entre as copas das árvores, ou até mesmo via solo em períodos de vazante, não havendo a necessidade de nadarem.

Em contraste, para *Alouatta caraya* o Rio Paraná não é uma barreira para a dispersão da espécie. Como bem colocado por CORTÉS-ORTIZ *et al.* (2003), a corrente distribuição de *A. caraya* não coincide com nenhuma barreira geográfica clara, mesmo barreiras como os grandes rios. A espécie foi encontrada em ilhas de diferentes tamanhos e a colonização desses ambientes pôde ter sido facilitada pelo nado. Embora primatas cruzando rios sejam eventos raros (FERRARI, 2004), indivíduos solitários e até mesmo grupos já foram observados nadando nesta porção do Rio Paraná entre os ambientes de ilhas e das margens continentais (V. O. DA SILVA & A. B. SECORUN, comunicação pessoal). Esta capacidade diferencial de *Alouatta* em nadar em um rio de grande porte, pode estar associada ao seu maior tamanho corpóreo (REED & BIDNER, 2004), uma vez que o gênero é considerado como um primata de grande porte e *Cebus* de médio porte (CROCKETT & EISENBERG, 1987; RYLANDS *et al.*, 1996).

A indicativa de um baixo fluxo de indivíduos (raras observações de animais nadando) levanta a hipótese de que para *Alouatta caraya*, o sistema de ilhas e continentes do Rio Paraná parece estar próximo de um sistema metapopulacional. Esta visão é corroborada por estudos genéticos na porção média do rio, noroeste da Argentina, onde não foram encontradas diferenças genéticas significativas entre os bugios de uma ilha, Isla Brasilera, e das matas ciliares continentais, apontando para a existência de tal modelo populacional (BRAVO & SALLENAVE, 2003). Ainda, a redução de 50% das espécies representativas do continente para os ambientes insulares em Porto Rico, está de acordo com outros estudos de biogeografia de primatas em ilhas (FERNANDES *et al.*, 1995).

Para primatas, a riqueza de espécies pode ser positivamente correlacionada ao índice pluviométrico anual, ao tamanho, quantidade, qualidade e produtividade dos ambientes florestados e inversamente correlacionada à latitude (REED & FLEAGLE, 1995; KAY *et al.*, 1997; PERES & JANSON, 1999; FERRARI, 2004; REED & BIDNER, 2004). As comunidades neotropicais apresentam em média seis espécies de primatas, podendo variar de uma a 14 espécies (PERES & JANSON, 1999). Com a presença de três espécies de um potencial patrimônio regional de quatro espécies (*Alouatta caraya*, *A. guariba*, *Cebus cay* e *C. nigrurus*), a região do município de Porto Rico está entre as comunidades classificadas como as mais depauperadas em espécies de primatas (uma a quatro espécies). Porém, a região configura-se no tipo de comunidade mais comum nos neotrópicos (RYLANDS *et al.*, 1996; PERES & JANSON, 1999).

Fatores como a biogeografia histórica, competições com outros vertebrados e extinções locais devido a atividades humanas podem também agir em conjunto para explicar a diversidade local de primatas (AYRES & CLUTTON-BROCK, 1992; FLEAGLE *et al.*, 1999; LEHMAN, 2000; FERRARI, 2004). Em uma área bastante antropizada do corredor do Rio Paraná, *Cebus* e *Alouatta* ainda persistem – embora exista a possibilidade de uma espécie, *A.*

guariba, já ter sido extinta na região – possivelmente devido às suas adaptabilidades frente à ação antrópica (além de outros fatores históricos). Além das vantagens de sua dieta onívora, *Cebus* pode explorar recursos que de outra forma não estariam disponíveis para outras espécies, entre eles, plantios e monoculturas (ver ROCHA, 1995, 2001; ROCHA *et al.*, 1998; AGUIAR, 2002; LUDWIG, 2002; DEFLER, 2004, LUDWIG *et al.*, in press.b). Esse gênero de primata é generalista no que diz respeito ao requerimento de habitat (RYLANDS *et al.*, 1996; SORENSEN & FEDIGAN, 2000). Em relação ao gênero *Alouatta*, sua habilidade de viver em grupos relativamente pequenos, explorar a dieta folívora, pequenas áreas de vida e pequenos percursos diários, pode o pré-adaptar frente aos efeitos da fragmentação (CROCKETT, 1998; BICCA-MARQUES, 2003). *Alouatta caraya* pode sobreviver em fragmentos mínimos de 0,3 ha (BICCA-MARQUES, 1990, 1994). A adaptabilidade de *Cebus* e *Alouatta* aos diversos tipos de ambiente pode ser um fator responsável pelo grande sucesso dessas duas grandes radiações genéricas que possuem as maiores distribuições dentre os primatas do neotrópico. Essas adaptabilidades foram selecionadas para que as três espécies de primatas de Porto Rico colonizassem a interface entre os ambientes do Cerrado e da Mata Atlântica, um ambiente que pode servir como um filtro, permitindo a sobrevivência somente de espécies capacitadas (SOUZA *et al.*, 2004a).

Portanto, diante do exposto, o presente trabalho contribui como registro atual da onipresente associação da distribuição do gênero *Cebus* e *Alouatta* no corredor do Alto Rio Paraná, sendo característica de altas latitudes e de florestas extremamente sazonais (PERES & JANSON, 1999).

4.2 Notas sobre outros Mamíferos

Mesmo que a presente lista prévia não permite a elaboração de um inventário significativamente representativo dos mamíferos em cada ambiente, ela mostra que na região

de Porto Rico há um alto grau de sobreposição da fauna de mamíferos com a dos biomas vizinhos (e.g. Mata Atlântica, Cerrado e Pantanal) (ver REDFORD & FONSECA, 1986; ALHO *et al.*, 1988; SCHNEIDER *et al.*, 2000; RODRIGUES *et al.*, 2002; MARGARIDO & BRAGA, 2004; ALHO & GONÇALVES, 2005; REIS *et al.*, 2005; ROCHA-MENDES, 2005). Por outro lado, permite também informar que o Rio Paraná possui permeabilidade diferente para a dispersão entre alguns mamíferos listados. É plausível inferir que os mamíferos registrados nos ambientes insulares possuem a capacidade de dispersar através do nado entre as margens e ilhas. *Alouatta caraya*, *Hydrochoerus hydrochaeris*, *Euphractus sexcinctus*, *Pecari tajacu*, *Panthera onca* e *Herpailurus yaguarondi* já foram observados nadando no canal principal do Rio Paraná e do afluente Rio Baía pelos profissionais do NUPÉLIA da Universidade Estadual de Maringá e pelos técnicos auxiliares de campo que atuam no projeto de vigilância da febre amarela (M. C. SOUZA, comunicação pessoal; V. O. SILVA & A. B. SECORUN, comunicação pessoal). *Chironectes minimus*, *Puma concolor*, *Lontra longicaudis* e *Tapirus terrestris* estão presentes nos ambientes de ilhas e mesmo que ainda não tenham sido observadas nadando, suas hidrofílias são conhecidas, podendo transpor o rio através do nado. Tal capacidade também é conhecida para *Myocastor coypus*. O gênero *Didelphis* também possui a capacidade de nadar em rios (E. L. A. MONTEIRO-FILHO, comunicação pessoal). Entretanto, a ausência conhecida de três espécies (*Cebus nigritus*, *C. cay* e *Nasua nasua*) nos ambientes insulares, bem como a ausência de registros destas dispersando através do nado, parece mostrar o Rio Paraná como uma barreira para suas dispersões. Tal barreira já havia sido proposta para as espécies de *Cebus* por MUDRY *et al.*, (1991), SILVA-JÚNIOR (2001) e VILANOVA *et al.*, (2005). Já para *Nasua nasua*, se o rio não for uma barreira geográfica efetiva para a sua dispersão, outra hipótese ganharia força para explicação da incapacidade de colonização da espécie nos ambientes insulares: os ambientes de ilhas não são adequados para o requerimento da espécie. Para as outras espécies, os presentes dados são insuficientes para discussões.

Assim, mesmo que inicial e incompleto, o presente levantamento contribui como um primeiro passo para um melhor entendimento das ocorrências e do fluxo atual de mamíferos nativos e introduzidos nas matas insulares e continentais do Rio Paraná.

Embora qualitativa, prévia e oportunística, a lista elaborada durante os esforços do projeto mostra diversas espécies listadas oficialmente como ameaçadas de extinção, o que é um excelente indicador da qualidade dos habitats, apesar das ameaças (ALHO & GONÇALVES, 2005). Doze das 34 espécies aqui levantadas encontram-se ameaçadas de extinção segundo a atual Lista da Fauna Ameaçada do Estado do Paraná (MARGARIDO & BRAGA, 2004): *Alouatta caraya*, *Agouti paca*, *Myrmecophaga trydactyla*, *Tayassu pecari*, *Pecari tajacu*, *Blastocerus dichotomus*, *Tapirus terrestris*, *Lontra longicaudis*, *Leopardus tigrinus*, *L. pardalis*, *Puma concolor* e *Panthera onca*. Ainda, segundo essa lista, duas espécies são enquadradas como possuindo dados insuficientes para avaliação correta dos seus status: *Chironectes minimus* e *Dasybus septemcinctus*. No nível nacional, segundo a Lista Nacional das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (IBAMA, 2003), cinco espécies são consideradas ameaçadas de extinção: *M. trydactla*, *B. dichotomus*, *L. pardalis*, *P. concolor* e *P. onca*.

Alguns mamíferos da região sofrem forte pressão de caça de subsistência e esportiva. *Dasybus spp.*, *Dasyprocta azarae*, *Agouti paca*, *Hydrochoerus hydrochaeris*, *Tayassu pecari* são caçadas para alimentação de ribeirinhos. *Blastocerus dichotomus*, *Puma concolor* e *Panthera onca* são caçadas por esporte turístico ou esporte de moradores locais. Os grandes felinos são caçados também por atacarem animais domésticos. As espécies de *Cebus* são caçadas por serem vistas pelos produtores como pestes ao atacarem lavouras. *Alouatta caraya* é esporadicamente caçada e usada como alimento por alguns ribeirinhos.

Além da caça ser rotineira, outras pressões como corte seletivo de árvores, abertura de estradas, fogo, perda de habitat, apicultura, pisoteio de gado, introdução de espécies exóticas, drenagem de várzeas para pastagem, barragens hidrelétricas, sobre-pesca, contaminação

ambiental, urbanização, esgoto doméstico e turismo não sustentável estão presentes nos ambientes naturais desta porção do Rio Paraná. Muitos desses fatores já foram apontados como interdependentes e causais da degradação ambiental de outros ecossistemas sensíveis que sofrem inundações periódicas, como o Parque Nacional de Ilha Grande e o Pantanal (ALHO *et al.*, 1988; TIEPOLO *et al.*, 2004; ALHO & GONÇALVES, 2005).

No Pantanal, ALHO *et al.*, (1988) já haviam alertado sobre o impacto de espécies introduzidas, como *Sus scrofa*, ao predar e competir com espécies nativas. Esta espécie também tem causado problemas semelhantes em outros países sul-americanos, como o Chile e a Argentina (JAKSIC *et al.*, 2002). Além disso, uma vara feral de *S. scrofa* pode produzir outro problema nos ambientes naturais: o freqüente pisoteio desses animais pode interferir diretamente na qualidade das florestas, impedindo o recrutamento da flora (CAMPOS & SOUZA, 2003). Em algumas ilhas da região de Porto Rico (*e.g.* Ilha Porto Rico, Ilha Carioca e Ilha Mutum), a ocorrência e a problemática causada pela introdução de *S. scrofa* é muito bem conhecida pela fiscalização ambiental da região e nenhum estudo, manejo ou forma de controle populacional está atualmente em vigência.

A outra espécie que foi introduzida no Brasil e está presente na região de Porto Rico, *Lepus europaeus*, é abundante em estados como o Paraná e São Paulo e países como o Chile e a Argentina, onde é considerada praga ao atacar áreas de pastagens e agriculturas, causando prejuízos consideráveis aos produtores (AURICCHIO & OLMOS, 1999; JAKSIC *et al.*, 2002). Ainda segundo estes autores, é possível que *L. europaeus* interaja competitivamente com espécies nativas, particularmente as espécies de Lagomorpha. No caso de Porto Rico, atenção deve ser dada ao impacto sobre *Sylvilagus brasiliensis*. Entretanto em algumas regiões, *L. europaeus* parece beneficiar alguns carnívoros tais como *Chrysocyon brachyurus*, *Herpailurus yagouarundi*, *Felis geoffroyi* e *Puma concolor*, servindo como uma fonte abundante de presas (AURICCHIO & OLMOS, 1999; JAKSIC *et al.*, 2002). Estudos sobre esses

impactos causados por *L. europaeus* nos ecossistemas nativos de Porto Rico são inexistentes e merecem atenção e respaldo.

A despreocupação, a falta de incentivo e fiscalização dos órgãos competentes e até mesmo a conivência desses órgãos com a degradação local em Porto Rico, imprimem a necessidade de políticas públicas que atuem com subsídios educacionais e sustentáveis para os profissionais de pesquisa e para a população humana regional. Só assim, esta Área de Proteção Ambiental que teoricamente deveria ser usada de forma sustentável, poderá permanecer como refúgio e parte integrante de um corredor de fluxo para a biodiversidade.

CAPÍTULO 2

DENSIDADE E BIOMASSA DE PRIMATAS EM MATAS CILIARES DE ILHAS E MARGENS OPOSTAS DO CORREDOR DO ALTO RIO PARANÁ, SUL DO BRASIL

Resumo

Diversos trabalhos têm analisado o parâmetro densidade populacional nos primatas neotropicais. Em sua maioria, estes estudos estão relacionados aos representantes amazônicos da ordem, seguidos em número pelos estudos dos primatas da Mata Atlântica. Em relação aos primatas do corredor de matas ciliares do Rio Paraná, os poucos trabalhos enfocaram principalmente a ecologia populacional de *Alouatta caraya* na porção média do rio e tributários, em território argentino. Atualmente, existe uma carência desses trabalhos com essa e outras espécies em outras porções do corredor do Rio Paraná. Partindo do princípio que a análise dos parâmetros demográficos é fundamental para avaliar o status de conservação e a variabilidade ecológica das espécies ao longo de suas distribuições geográficas, este capítulo teve como objetivo estudar e comparar as densidades, abundâncias e biomassas dos primatas nas matas ciliares aluviais de duas ilhas e margens continentais opostas do Rio Paraná, em sua porção alta. Durante outubro de 2004 a setembro de 2005, foram percorridos transecções lineares para o cálculo de densidade e abundância. Os dados de densidade foram analisados pelo programa DISTANCE 4.1. Para saber se o tamanho das populações diferiu entre os ambientes e entre as espécies, utilizou-se o teste Kruskal-Wallis calculado pelo software BIOESTAT 3.0. Para o cálculo de biomassa, a densidade de cada espécie foi multiplicada pela média da massa corpórea conforme a composição sexo-etária dos grupos, obtida de espécimes capturados na mesma região e na mesma época deste estudo. No total, foram percorridos 188,44 Km, perfazendo aproximadamente 450 h de esforço de campo, o que proporcionou 397 avistamentos de primatas em toda região. Na Ilha Mutum, *A. caraya* apresentou alta densidade e abundância (2,16 ind./ha, CV = 17,84%; 47,14 avist./10Km, respectivamente) e foi significativamente maior ($p < 0,05$) que todos os outros ambientes e as outras espécies. Em contrapartida, na Ilha Carioca, *A. caraya* apresentou valores drasticamente menores (0,57 ind./ha, CV = 19,98%; 8,58 avist./10Km). Na margem continental direita, MS, *A. caraya* apresentou a segunda maior densidade e abundância da região (0,80 ind./ha, CV = 15,05%; 18,10 avist./10Km) e foi significativamente maior ($p < 0,05$) que a espécie simpátrica *Cebus cay* que obteve os menores valores dentre os primatas da região (0,31 ind./ha, CV = 24,50%; 7,83 avist./10Km). Já na margem continental esquerda, PR, *C. nigrinus* superou os valores de densidade e abundância (0,51 ind./ha, CV = 22,18%; 9,17 avist./10Km) de *A. caraya* (0,39 ind./ha, CV = 20,50%; 7,94 avist./10Km), porém não foi encontrada diferença significativa. Entretanto, a abundância total da ordem Primates da margem direita foi significativamente maior ($p < 0,05$) do que a da margem esquerda. Os resultados de densidade refletiram os resultados de biomassa. *Alouatta caraya* na Ilha Mutum apresentou a maior biomassa para os primatas da região (9,85 Kg/ha). Exceção desse padrão ocorreu na margem esquerda, onde *A. caraya* superou em biomassa a espécie mais abundante, *C. nigrinus*. Diferenças na biologia das espécies, propriedades e estruturação das florestas de inundação, estado de conservação e diferentes restrições para a dispersão animal entre ambientes insulares e continentais ajudaram a interpretar as diferenças inter e intraespecíficas dos parâmetros populacionais analisados. Comparações com trabalhos da porção média do rio apontam para a hipótese de que os valores aqui obtidos estão inferiores devido ao recente estágio sucessional das florestas desta porção do Rio Paraná. Portanto, se protegidas, as populações de primatas da região de Porto Rico tendem a acompanhar o crescimento e a regeneração das florestas locais.

Palavras-chave: Ecologia de populações, metapopulação, compensação de densidade, conservação, floresta de inundação, *Alouatta*, *Cebus*.

Abstract

Several studies have analyzed the population density parameter in neotropical primates. Most of these studies involve Amazonian members of the order, followed by studies of primates in the Atlantic Rainforest. In the case of primates of the riparian forests of the Paraná River, the few previous studies have focused mainly on the population ecology of *Alouatta caraya* in the intermediate portion of the river and respective tributaries in Argentina. There is currently a great need of studies on this species, as well as on other primates, in other portions of the Paraná River. Following the premise that the analysis of demographic parameters is fundamental to the assessment of the conservation status and ecological variability of species throughout their geographical ranges, the goal of this chapter is to study and compare the density, abundance and biomass in alluvial riparian forests of two river islands and adjacent continental areas along the Paraná River in its higher portion. Linear transects were inspected between October of 2004 and September of 2005 to calculate density and abundance. Density data were analyzed using the software DISTANCE 4.1. To determine if population sizes differed among environments and species, we carried out the Kruskal-Wallis test using the software BIOESTAT 3.0. To calculate biomass, the density of each species was multiplied by its respective average weight conform to the sex-age groups composition, as measured in animals that were captured in the region during this study. A total of 188.44 km were walked along the transects, translating into 450 h of field effort, which yielded 397 primate sightings in the entire region. In the Mutum Island, *A. caraya* showed high density and abundance (2.16 ind./ha, CV = 17.84%; 47.14 sightings/10Km, respectively), which was significantly higher ($p < 0,05$) than other environments and species. On the other hand, in the Carioca Island, *A. caraya* showed substantially lower values (0.57 ind./ha, CV = 19.98%; 8.58 sightings/10Km). In the right continental margin, MS, *A. caraya* showed the second highest density and abundance in the region (0.80 ind./ha, CV = 15.05%; 18.10 sightings/10Km), being significantly larger ($p < 0,05$) than the sympatric species *Cebus cay*, which had the lowest numbers among the primates in the region (0.31 ind./ha, CV = 24.50%; 7.83 sightings/10Km). Yet in the left continental margin, PR, the values of density and abundance of *C. nigrinus* (0.51 ind./ha, CV = 22.18%; 9.17 sightings/10Km) exceeded those of *A. caraya* (0.39 ind./ha, CV = 20.50%; 7.94 sightings/10Km), although that difference was not statistically significant. However the total abundance of primates in the right margin was significantly larger ($p < 0,05$) than in the left margin. Density results were concordant with biomass results. *Alouatta caraya* in the Mutum Island showed the largest biomass among the primates of the region (9.85 Kg/ha). An exception to this pattern occurred in the left margin, where *A. caraya* exceeded in biomass the most abundant species, *C. nigrinus*. The differences in the biology of those species, the properties and structuring of the flooded forests, the conservation state and several restrictions to animal dispersal between island and continental environments can help to interpret the intra- and interspecific differences in the analyzed population parameters. Comparisons with studies in the intermediate portion of the river indicate the hypothesis that the values obtained in the present study are lower due to the incipient successional state of the forest in this portion of the Paraná River. However, if protected, the primate populations of the region of Porto Rico would tend to follow the growth and regeneration of local forests.

Key-words: Population ecology, metapopulation, density compensation, conservation, flooded forest, *Alouatta*, *Cebus*.

1 Introdução

Uma das primeiras e principais etapas para o planejamento conservacionista da vida silvestre na natureza é a aplicação de levantamentos e amostragens em transecções, cujo objetivo central é normalmente estimar o parâmetro densidade perante uma certa amostra populacional em uma área pré-definida. Este resultado pode ser estimado *a posteriori* para uma área de maior abrangência (NRC, 1981; CULLEN JR. & VALLADARES-PADUA, 1997). A própria Ecologia pode ser definida como a ciência que estuda a abundância e a distribuição das espécies e as interações que as determinam (KREBS, 1994).

Dentre as suas importâncias, a realização de amostragens populacionais aplica-se para estudos de (1) fragmentação de habitats e outras pressões antrópicas, (2) estudos de capacidade de suporte de ambientes, (3) para avaliar o status da população, (4) para mensurar as abundâncias relativas de cada espécie dentro do entendimento da funcionalidade de uma comunidade, (5) para indicar a viabilidade de conservação de determinadas áreas em detrimento de outras, (6) para entender quantas, quais e como as espécies estão distribuídas em determinados ambientes, (7) além de ser possível monitorar flutuações populacionais ao longo do tempo, compreendendo a dinâmica ao longo das gerações (STONER, 1994; CULLEN JR. & VALLADARES-PADUA, 1997; LEHMAN, 2000; CHIARELLO & MELO, 2001; RUDRAN & FERNANDEZ-DUQUE, 2003).

Para mamíferos, a densidade populacional tem sido relacionada diretamente com a produtividade primária local e inversamente com o tamanho dos animais (KREBS, 1994; KAY *et al.*, 1997). Esta última relação prediz que conforme as espécies vão sendo maiores em escala de tamanho, suas densidades populacionais podem se tornar menores. Uma das mais importantes razões para a queda na densidade populacional com o aumento do tamanho corpóreo entre as espécies é a restrição extrínseca do suplemento alimentar para animais de grande massa corpórea (KREBS, 1994).

Já a relação entre abundância de mamíferos e o tamanho florestal tem sido de certo modo controversa. Alguns estudos têm indicado que para muitas espécies de mamíferos, a abundância é positivamente relacionada com o tamanho da área florestada (CHIARELLO, 2000; CULLEN JR. *et al.*, 2000). No entanto, a fragmentação pode favorecer o aumento na densidade de algumas espécies em detrimento de outras em pequenos fragmentos ou em estreitos corredores florestais. Três explicações para o aumento na abundância de algumas espécies perante essas situações podem ser sugeridas (GONZÁLEX-SOLÍS *et al.*, 2001): (1) ausência de predadores de topo de cadeia, (2) a plasticidade ecológica das espécies e (3) o fenômeno da compensação de densidade (PERES & DOLMAN, 2000), que são detalhadas a seguir:

(1) - Grandes felinos e aves rapineiras não sobrevivem em pequenos fragmentos devido aos seus grandes requerimentos de áreas. Mais ainda, a fragmentação pode expô-los a uma maior perseguição por humanos descontentes com seus ataques em animais domésticos, podendo resultar em extinções locais desses predadores. Conseqüentemente, algumas presas podem ganhar um incremento populacional devido à ausência de predação.

(2) - A plasticidade ecológica de algumas espécies pode levar ao aumento na abundância de animais generalistas frente às imposições de pequenos fragmentos florestais, desde que essas espécies estejam privadas de caça (CHAPMAN & PERES, 2001). Essa plasticidade pode ser particularmente vantajosa para espécies sobreviventes de uma comunidade que foi simplificada pelos efeitos da fragmentação florestal (GONZÁLEX-SOLÍS *et al.*, 2001).

(3) - Outra explicação pode residir no fenômeno da compensação de densidade (PERES & DOLMAN, 2000). Um fenômeno no nível de comunidade em que os efeitos da fragmentação parecem simplificar as comunidades de mamíferos, eliminando competidores. Devido às diferenças específicas na vulnerabilidade à extinção, algumas espécies poderiam se tornar localmente extintas favorecendo o aumento na abundância da(s) outra(s) espécie(s)

persistente(s). Deste modo, a soma das densidades populacionais de comunidades depauperadas em espécies pode se tornar equivalente ou até maior do que em comunidades ricas em espécies.

Para os primatas, o aumento populacional de algumas espécies em detrimento de outras em pequenas ilhas ou fragmentos é conhecido tanto para a infraordem Catarrhini (primatas do velho mundo ou paleotropicais) quanto para a infraordem Platyrrhini (primatas do novo mundo ou neotropicais) (PERES & DOLMAN, 2000). Dentre os Platyrrhini, as espécies amazônicas de pequeno e médio porte parecem ter suas populações aumentadas com a caça das grandes espécies de Atelidae devido à seletividade humana por estes animais. Já no sul e sudeste da América do Sul, tem se verificado a ocorrência de altas densidades de primatas em fragmentos relativamente pequenos e densidades menores em grandes fragmentos para espécies como *Alouatta guariba* e *Cebus nigrinus* (CHIARELLO & GALETTI, 1994; GONZÁLEZ-SOLIS *et al.*, 2001; AGUIAR, 2002; VIDOLIN & MIKICH, 2004; JARDIM, 2005). Fenômeno semelhante é observado para as populações de *A. pigra* na América Central (ESTRADA *et al.*, 2002, 2004). Nesses casos, a combinação das três causas já explanadas acima parece agir em conjunto para a existência de tal padrão populacional.

Diversos trabalhos sobre densidades populacionais de primatas têm sido realizados na Amazônia (GREEN, 1978; RUDRAN, 1979; ESTRADA, 1982; RYLANDS & KEUROGHLIAN, 1988; SCHARWZKOPF & RYLANDS, 1989; PERES, 1989, 1990, 1993; CAMERON & BUCHANAN-SMITH, 1991; STONER, 1994; CHAPMAN & BALCOMB, 1998; GONZALEZ-KIRCHNER, 1998, 1999; KESSLER, 1998; WALLACE *et al.*, 1998; MENDES PONTES, 1999, 2004; REED, 1999; SORENSEN & FEDIGAN, 2000; BENNETT *et al.*, 2001; DEFLER, 2001; FEDIGAN & JACK, 2001; ESTRADA *et al.*, 2002, 2004; PRUETZ & LEASOR, 2002; RUDRAN & FERNANDEZ-DUQUE, 2003; HAUGAASEN & PERES, 2005) e em menor quantidade na Mata Atlântica (SILVA JR, 1981; MENDES, 1989; PINTO *et al.*, 1993; CHIARELLO, 2000; CHIARELLO & MELO, 2001;

GONZÁLEZ-SOLÍS *et al.*, 2001; STEINMETZ, 2001; AGUIAR, 2002; AGUIAR *et al.*, 2003; BERNARDO & GALETTI, 2004; MIRANDA, 2004; VIDOLIN & MIKICH, 2004; JARDIM, 2005). Entretanto, a maioria dos trabalhos não utilizou o mesmo método, o que dificulta comparações entre as áreas (STONER, 1994; PERES, 1999; CULLEN JR. & RUDRAN, 2003).

Em relação aos primatas das matas ciliares do Rio Paraná, poucos estudos têm se preocupado em avaliar o parâmetro densidade. Estes enfocaram principalmente a ecologia populacional de *Alouatta caraya* na porção média do Rio Paraná e tributários, em território argentino (ZUNINO *et al.*, 1986; ARDITI & PLACCI, 1990; RUMIZ, 1990; DELUYCKER, 1995; BROWN & ZUNINO, 1994; ZUNINO *et al.*, 1996, 2001; BRAVO & SALLENAVE, 2003; GONZÁLEZ *et al.*, 2002; DVOSKIN *et al.*, 2004; KOWALEWSKI & ZUNINO, 2004). Menor ainda foi a quantidade de trabalhos que procuraram avaliar o status de outras espécies de primatas daquela região (*e.g.* *Cebus* spp., *Alouatta guariba* e *Aotus azarae*) (ARDITI & PLACCI, 1990; BROWN & ZUNINO, 1994; FERNANDEZ-DUQUE *et al.*, 2001). No que diz respeito ao *Corredor de Fluxo de Biodiversidade do Rio Paraná* em sua porção alta (MOTA & CAMPOS, 2001) são raros os estudos sistematizados, e os resultados quantitativos sobre as populações e as comunidades de primatas e demais mastofauna são quase inexistentes, salvo alguns trabalhos pontuais com *A. caraya* (AGUIAR *et al.*, 2005; LUDWIG *et al.*, in press.a), *Blastocerus dichotomus* (TIEPOLO *et al.*, 2004) e *Panthera onca* (CULLEN JR. *et al.*, 2005). Portanto, devido à carência de informação, dados de densidades populacionais são fundamentais para documentar o status de conservação dos primatas da região. Além disso, também podem promover bases de entendimento sobre a variabilidade dos parâmetros demográficos específicos ao longo da distribuição geográfica. Tais buscas para o entendimento da abundância dos animais e dos fatores que a determinam são essenciais como ferramentas conservacionistas (STONER, 1994; WASSERMAN & CHAPMAN, 2003; CHAPMAN & PERES, 2001).

Este capítulo teve como objetivo estudar e comparar as densidades populacionais, abundâncias e biomassas das espécies de primatas presentes nas matas ciliares em regeneração de duas ilhas fluviais de diferentes tamanhos (Ilha Mutum: 1050 ha, Ilha Carioca: 216 ha) e das margens opostas continentais do corredor do Alto Rio Paraná, compreendidas na região de Porto Rico, divisa dos estados do Paraná e Mato Grosso do Sul. Uma região cujo estado de conservação é preocupante e sua mastofauna é sub-estudada.

2 Material e métodos

2.1 Densidades

Para calcular as densidades das espécies de primatas nos diferentes ambientes, foi utilizado o método de transecções lineares, “Line-transect sampling” (BUCKLAND *et al.*, 1993; THOMAS *et al.*, 2002).

2.1.1 Conceitos e filosofia do método

Juntamente com o “Point transect sampling”, o método das transecções lineares pertence a um grupo de métodos de amostragem por distâncias. Em ambos os casos, a idéia básica é a mesma: Os observadores aplicam um levantamento padronizado ao longo de uma série de linhas ou pontos, procurando pelos objetos de interesse (animais ou grupos de animais). Para cada objeto ou grupo detectado, registra-se a distância em relação à linha ou ponto (THOMAS *et al.*, 2002). Um conceito fundamental desta família de métodos é que nem todos os objetos serão detectados pelo observador e ainda assim, as estimativas de densidades populacionais serão acuradas. Conseqüentemente, os dados de distâncias são importantes para o cálculo de densidades confiáveis (para uma melhor discussão veja BUCKLAND *et al.*, 1993). A chave para a análise dos métodos de amostragem por distância é o ajustamento dos dados a uma função de detecção.

O método de transecções lineares foi escolhido para este estudo, pois é um método sistematizado, objetivo, rápido, barato e de fácil aplicação para comparar parâmetros populacionais entre habitats, principalmente para animais conspícuos em ambientes florestais, tais como os primatas (PERES, 1989, 1990; RUDRAN *et al.*, 1996; SOUTHWELL, 1996; CULLEN JR. & VALLADARES-PÁDUA, 1997; SORENSEN & FEDIGAN, 2000; FERRARI, 2002; CULLEN JR. & RUDRAN, 2003). O método consiste em uma ou uma série de linhas (trilhas) preferivelmente retas de comprimentos conhecidos (L), que são percorridas por um ou mais observadores a uma velocidade constante. A cada objeto de interesse avistado, os principais dados a serem coletados são: o número de indivíduos observados (n) e a distância perpendicular destes em relação à trilha (w). Caso esta não seja possível, deve-se tomar o ângulo do observador em relação ao objeto (a) e a distância do observador em relação ao objeto (r). Neste último caso, um simples cálculo de trigonometria resulta o valor da distância perpendicular: $w = r \times \text{sen}.a$.

Se L é o comprimento da transecção ou distância percorrida e w é a largura (ou seja, a faixa de visibilidade), $w \times L$ fornece uma área amostral ($\times 2$ porque são dois lados da trilha que são amostrados durante a procura pelos objetos). Logo, o valor de densidade (D) pode ser estimado através da fórmula: $D = n/2wL$.

Como várias distâncias são coletadas durante a amostragem e já que a visibilidade (probabilidade de avistamento) muda a medida em que a posição do animal se distancia da trilha, o problema então é saber qual o valor da largura (w) efetiva da área a ser amostrada (ESW). A largura efetiva da trilha (ESW) é a distância na qual o número de objetos não observados até essa distância se iguala ao número de objetos observados além dessa distância.

Existe uma série de procedimentos mais qualitativos ou mais quantitativos para estimar o valor de uma distancia efetiva (S. F. FERRARI, comunicação pessoal), sendo que atualmente na maioria dos trabalhos este valor é expresso na forma de uma função que é

ajustada ao número de avistamentos pelas distâncias perpendiculares, tal como calculado pelo software DISTANCE (BUCKLAND *et al.*, 1993).

O software DISTANCE é uma ferramenta útil, de fácil utilização e foi desenvolvido para permitir uma análise abrangente dos dados de distância a luz de uma função de detecção. Ele disponibiliza ao usuário alguns modelos de funções (Uniform, Half-normal, Hazard rate, Exponencial) e ajustes (Cosine, Simple polynomial, Hermite polynomial) para estimar a largura efetiva com acurácia e robustez. O modelo com menor valor de *AIC* (Aikake's Information Criterion) deve ser o escolhido. As funções de detecção são modeladas mais acuradamente quando há uma grande amostra de distâncias perpendiculares, conseqüentemente propiciando estimativas de densidade com um coeficiente de variação pequeno, em torno de 20% (BUCKLAND *et al.*, 1993).

Cinco premissas devem ser respeitadas ao adotar o método de transecções lineares (BUCKLAND *et al.*, 1993): 1) todos os animais que estiverem na transecção ($w = 0$) devem ser detectados, ou seja, 100% é a probabilidade de detecção na distância zero; 2) os objetos devem ser detectados em sua posição inicial ou em movimento natural, isto é, sem o efeito da interferência do observador; 3) Cada avistamento é um evento independente; 4) as distâncias devem ser medidas com acurácia e 5) não se deve contar o mesmo objeto ou grupo mais de uma vez na mesma transecção.

2.1.2 Planejamento, aplicação, coleta de dados e análises

Teoricamente, a distribuição das transecções ao longo de uma área a ser amostrada deveria ser disposta randomicamente (BUCKLAND *et al.*, 1993; THOMAS *et al.*, 2002). No entanto, em prática, tal disposição em pequenos fragmentos ou paisagens bastante heterogêneas (*e.g.* variações de topografias, feições florestais, inundações) pode não ser aplicável dependendo dos animais alvos de estudo (PERES, 1989, 1999; CULLEN JR. *et al.*,

2000). Devido às matas ciliares da região de Porto Rico serem estreitas e apresentarem vários estágios de sucessão florestal, devastação e outras restrições físicas como estradas, lagoas, criação de gado, apicultura, entre outras, a posição das transecções na região foi escolhida obedecendo a existência de porções de florestas contínuas (Figuras 3 a 6, Área de estudo).

Primeiramente foi planejada a abertura de uma transecção linear de 2 Km por ambiente, fragmentando-a em duas réplicas de 1 Km + 1 Km, para aplicar o procedimento rápido e prático de múltiplas caminhadas – método que fornece estimativas de densidade bastante confiáveis (JOHNSON & OVERDORFF, 1999; FERRARI, 2002). Com isso, objetivou-se amostrar maior heterogeneidade ambiental ao invés de amostrar uma única transecção contínua por ambiente (FERRARI, 2002). Devido aos problemas logísticos, demanda de tempo, enchentes naturais e dificuldade para abrir trilhas nas matas de regeneração da região (sub-bosque fechado), houve mudanças no comprimento de algumas transecções, resultando em: 1,50 Km + 1,00 Km nas matas ciliares da Ilha Mutum, sendo que esta última foi perdida no começo da coleta de dados devido à inundação de uma enchente atípica no mês de janeiro de 2005 (Figura 3, Área de estudo); 1,26 Km + 0,56 Km nas matas ciliares da Ilha Carioca; 1,00 Km + 1,01 Km nas matas ciliares continentais da margem direita do Rio Paraná (MS) (região do Rio Baía e região da Lagoa da Garça, respectivamente) e 1,18 Km + 1,00 Km nas matas ciliares continentais da margem esquerda do rio (PR) (região da Mata do Araldo e região do Cortado, respectivamente) (Figuras 3 a 6, Área de estudo).

As trilhas de aproximadamente 100 cm de largura foram abertas geralmente por duas pessoas treinadas com auxílio de bússola, trena e facão. Curtos desvios foram provocados por troncos caídos ou outros obstáculos, mas posteriormente suas antigas orientações foram retomadas, não causando problemas aos princípios do método (*e.g.* recontagem do mesmo animal ou grupo devido à sinuosidade da trilha e manutenção de uma forma retangular da área a ser amostrada). Devido à disponibilidade de material, optou-se por

marcar as trilhas com estacas numeradas a cada 10 m, facilitando a coleta de dados. Isto permitiu uma marcação duradoura e um melhor senso de localização do observador ao longo da trilha, evitando a re-contagem de grupos que por ventura foram detectados mais de uma vez (PERES, 1989). A preparação de cada uma das trilhas durou de meia a duas semanas e quando necessário, foi limpa a vegetação crescente que por ventura poderia atrapalhar a condução da amostragem.

Com o intuito da padronização pessoal na acurácia dos avistamentos, as trilhas foram percorridas somente por um observador (L. M. AGUIAR) durante 83,33% do período de coleta. Somente durante 16,66% do período (os dois últimos meses), a coleta de dados foi auxiliada por outro observador treinado (G. LUDWIG). Porém, nesta época, cada observador percorria individualmente e de modo concomitante, transecções diferentes.

Todas as transecções em todos os ambientes amostrados foram percorridas concomitantemente durante um ano. Os dados foram coletados em bases acumulativas, de outubro de 2004 a setembro de 2005, abrangendo as quatro estações do ano. Isto pode ter minimizado os efeitos da sazonalidade na amostragem da distribuição dos primatas (SORENSEN & FEDIGAN, 2000; HAUGAASEN & PERES, 2005). Cada transecção foi percorrida vagarosamente, com velocidade média de 0,5 Km/h. Esta velocidade média está abaixo das velocidades encontradas na literatura que são recomendadas para os primatas neotropicais: 1,25 Km/h a 1,50 Km/h (PERES, 1999; CULLEN JR. & RUDRAN, 2003). Tal velocidade foi aqui escolhida, pois permitiu ao observador fazer menos barulho ao pisar na espessa serapilheira de uma Floresta Estacional Semidecidual e fazer menos movimentos bruscos que chamassem a atenção dos animais. O ato de caminhar solitariamente e em velocidade baixa, propiciou aos observadores avistarem os animais mais facilmente em suas posições iniciais, uma vez que desse modo foi produzido pouco sinal de suas presenças na mata.

As transecções foram percorridas no período da manhã (entre 6:00 e 11:00 h) e da tarde (entre 14:00 e 19:00 h) (adaptado de PERES, 1999 e CULLEN & RUDRAN, 2003), na tentativa do esforço amostral incluir os horários de pico de atividades tanto do gênero *Alouatta* quanto do gênero *Cebus*. Devido às restrições no combustível dos barcos ou até mesmo de apoio pessoal para o transporte fluvial entre as áreas, não foi possível sortear as transecções para que fossem percorridas aleatoriamente. Contudo, nenhuma transecção foi percorrida mais de uma vez por dia. O primeiro período do dia foi gasto somente para a amostragem de uma transecção, enquanto o período da tarde correspondeu ao esforço amostral de outra transecção. Devido às restrições logísticas e condições físicas de determinadas áreas, só foi possível chegar em algumas transecções no início da trilha. Portanto, foi padronizado começar a caminhada pelo início (estaca 0,0 Km) de todas as transecções (MENDES PONTES, 1999). Em cada transecção percorrida foi anotado em tabela de campo (veja em Anexo) a data, local, número da transecção, distância percorrida, horário inicial, horário final e condição do tempo. A cada avistamento foi anotado o horário, espécie, posição na trilha (número da marcação da trilha mais próxima aos animais observados), número de indivíduos, contagem parcial ou total do grupo, distância perpendicular (w), ou em menor frequência, o ângulo (a) e a distância do observador em relação aos animais (r). Em prática, é relativamente fácil memorizar o local onde os animais foram avistados e depois caminhar ao longo da transecção até este local para obter o valor de w em campo (PERES, 1999). Conseqüentemente, a coleta dos valores de r e a não foram frequentes.

Além destes, outros dados foram possíveis de serem coletados, porém como não estão ligados diretamente com o cálculo do parâmetro densidade, serão tratados em outras oportunidades: estrato arbóreo, altura e estágio de sucessão florestal. Para *Alouatta caraya*, espécie que apresenta dicromatismo sexual, foi possível classificar os animais avistados segundo classes sexo-etárias específicas (*sensu* CALEGARO-MARQUES & BICCA-MARQUES,

1993). Já para as espécies do gênero *Cebus*, a referida classificação não foi possível, pois os animais são muito ativos e o dimorfismo sexual não é tão evidente para o observador a distâncias consideráveis.

Em espécies sociais, tais como os primatas, é relevante considerar os grupos ou subgrupos como a unidade espacial de contagem em cada avistamento (clusters), e neste caso, a distância a ser tomada deve ser medida levando em conta o centro do grupo (BUCKLAND *et al.*, 1993; PERES, 1999; THOMAS *et al.*, 2002). Deste modo, o resultado da densidade populacional pode ser obtido pelo produto da densidade de grupos na área amostrada pela média de tamanho dos grupos avistados. Devido à dificuldade de se calcular em campo o centro de agrupamento dos animais avistados e ainda, projetá-lo ao chão, foi padronizado neste trabalho fazer a contagem do agrupamento e medir a distância do animal mais afastado do agrupamento avistado em relação à trilha (Figura 1). Foram medidas distâncias exatas (ungroup data) com auxílio de um telêmetro Bushnell®, cujo limite inferior de medição é 15 m. As medidas inferiores a 15 m foram tomadas com auxílio de trena. A ausência de variações topográficas consideráveis nesta porção da planície do Rio Paraná permitiu maior acurácia nas medidas de distâncias (BRUGIERE & FLEURY, 2000).

Para espécies que formam grandes grupos ou grupos esparsos, um grupo natural pode fornecer vários grupos de avistamento (clusters) (PERES, 1999). Vale ressaltar, portanto, que o tamanho dos grupos avistados durante a aplicação do método de transecções lineares pode não refletir o tamanho real dos grupos daqueles primatas. Isto dificulta a aplicação deste método para o estudo do tamanho real de grupos de determinados primatas (veja o exemplo de MENDES PONTES, 1999 com *Saimiri sciureus*). Na área de estudo, tal problemática foi considerada. As espécies do gênero *Cebus* podem ocorrer em grupos grandes (*e.g.* 25 e 27 indivíduos para a região de Porto Rico, L. M. AGUIAR & G. M. TEIXEIRA, observação pessoal) e esparsos (*e.g.* grupos de *C. capucinus* podendo estar dispostos em um raio de 250 m,

FEDIGAN & JACK, 2001). Algumas espécies do gênero *Alouatta* tal como *A. caraya* e *A. palliata* podem apresentar mecanismos de formação de subgrupos (JONES, 1995; BRAVO & SALLENAVE, 2003). *Alouatta caraya* na região de Porto Rico apresenta-se em grupos esparsos com até 18 indivíduos, podendo dividir-se em subgrupos menores (L. M. AGUIAR & G. LUDWIG, dados não publicados). Conseqüentemente, a maioria dos agrupamentos avistados não correspondeu ao tamanho real do grupo, e por conseguinte, um grupo natural pôde ter fornecido mais de uma amostra de distância perpendicular. A primeira vista, tal adoção de método parece interferir na premissa de que os avistamentos devem ser eventos independentes. Para sanar este problema, foram adotados dois critérios. O avistamento seguinte de uma dada espécie só foi considerado se: 1) este fosse detectado após a efetiva contagem e medição de w do primeiro avistamento e 2) se caso os animais do primeiro avistamento fugissem apenas no sentido contrário ao sentido do percurso do observador na transecção, ou seja, se os animais fugissem somente para áreas já amostradas. Com estes critérios, os avistamentos seguintes não sofreram interferências dos avistamentos anteriores.

Por fim, as densidades foram calculadas usando o software DISTANCE 4.1. Em um primeiro momento, foi calculada a densidade para cada espécie em cada ambiente. Posteriormente, calculou-se a densidade da ordem Primates nas matas ciliares das margens continentais, onde os gêneros *Cebus* e *Alouatta* ocorrem em simpatria. Tal cálculo não foi simplesmente a soma das densidades calculadas das espécies que compõe tais comunidades. Pelo contrário, os dados de distâncias das espécies simpátricas foram combinados e analisados conjuntamente pelo software. Seguindo CULLEN JR. & RUDRAN (2003), foram selecionadas no programa, as opções de modelos (funções) e ajustes mais utilizados para a escolha da melhor ajustagem dos dados: 1) Uniform + Cosine, 2) Uniform + simple polynomial, 3) Half-normal + Hermite polynomial e 4) Hazard rate + Cosine.

Ao utilizar agrupamentos (clusters) como unidade de avistamento, o tamanho deste pode ser dependente da distância (size-biased sampling). Tal relação pode acarretar em estimativas tendenciosas (BUCKLAND *et al.*, 1993; THOMAS *et al.*, 2002). Esta dependência surge, pois grandes agrupamentos são mais facilmente detectados em uma certa distância e os agrupamentos menores são mais difíceis de serem detectados, principalmente em distâncias maiores. Como neste caso, a simples média observada de tamanho dos agrupamentos não pode ser utilizada para o cálculo de densidade, foi selecionada a opção: usar o “método de regressão de tendências de tamanho” se a regressão for significativa no nível de 0,15. Se significativa, a média usada para calcular a densidade é a média esperada, calculada pela regressão. Se não for significativa, a média usada é a própria média observada.

A primeira análise de densidade corrida pelo programa foi realizada para identificar através do melhor modelo e ajuste, o valor da largura efetiva da trilha (*ESW*) específica para cada espécie em cada ambiente. Posteriormente, em uma nova análise, utilizou-se a opção de descartar todos os valores além de *ESW* (truncated data) e a densidade foi re-calculada com base nos avistamentos contidos somente dentro da largura efetiva. Para que as estimativas de densidade através destes métodos sejam robustas e confiáveis, deve existir um mínimo de 40 eventos de avistamento por espécie (PERES, 1999; CULLEN JR. & RUDRAN, 2003). Como esta não é uma regra fixa, em certos casos pode haver a necessidade de uma maior amostragem e em outros casos poucos avistamentos podem ser suficientes para boas estimativas (PERES, 1999). Neste trabalho, optou-se por percorrer suficientemente as transecções até alcançar um mínimo de avistamentos (por espécie em cada ambiente) para que suas densidades fossem calculadas de acordo com a largura efetiva (*ESW*) específica. Também foi priorizado que os resultados de densidade calculados pelo DISTANCE estivessem com o coeficiente de variação (*CV*) abaixo de 25%.

Para efeito de padronização e comparação com diversos trabalhos, a abundância foi expressa em número de avistamentos/10 Km percorridos (WALLACE *et al.*, 1998; PERES, 1999; CULLEN JR. *et al.*, 2000; LEHMAN, 2000; WALLACE *et al.*, 2000; BERNARDO & GALETTI, 2004; HAUGAASEN & PERES, 2005). Para saber se as abundâncias diferiram entre os ambientes e entre as espécies, utilizou-se um teste não-paramétrico, Kruskal-Wallis (nível de decisão = 0,05), calculado pelo software BIOESTAT 3.0 (AYRES *et al.*, 2003). Para este fim, as abundâncias foram expressas em número de avistamentos/3 Km e número de avistamentos/5 Km percorridos, com intuito de obter maior número de repetições. Essas abundâncias foram tratadas como amostras independentes. Foi usado o mesmo teste para avaliar as diferenças da abundância total da ordem Primates em cada ambiente. Porém a análise foi corrida separadamente, pois esta abundância é dependente das abundâncias das espécies que compõe as comunidades.

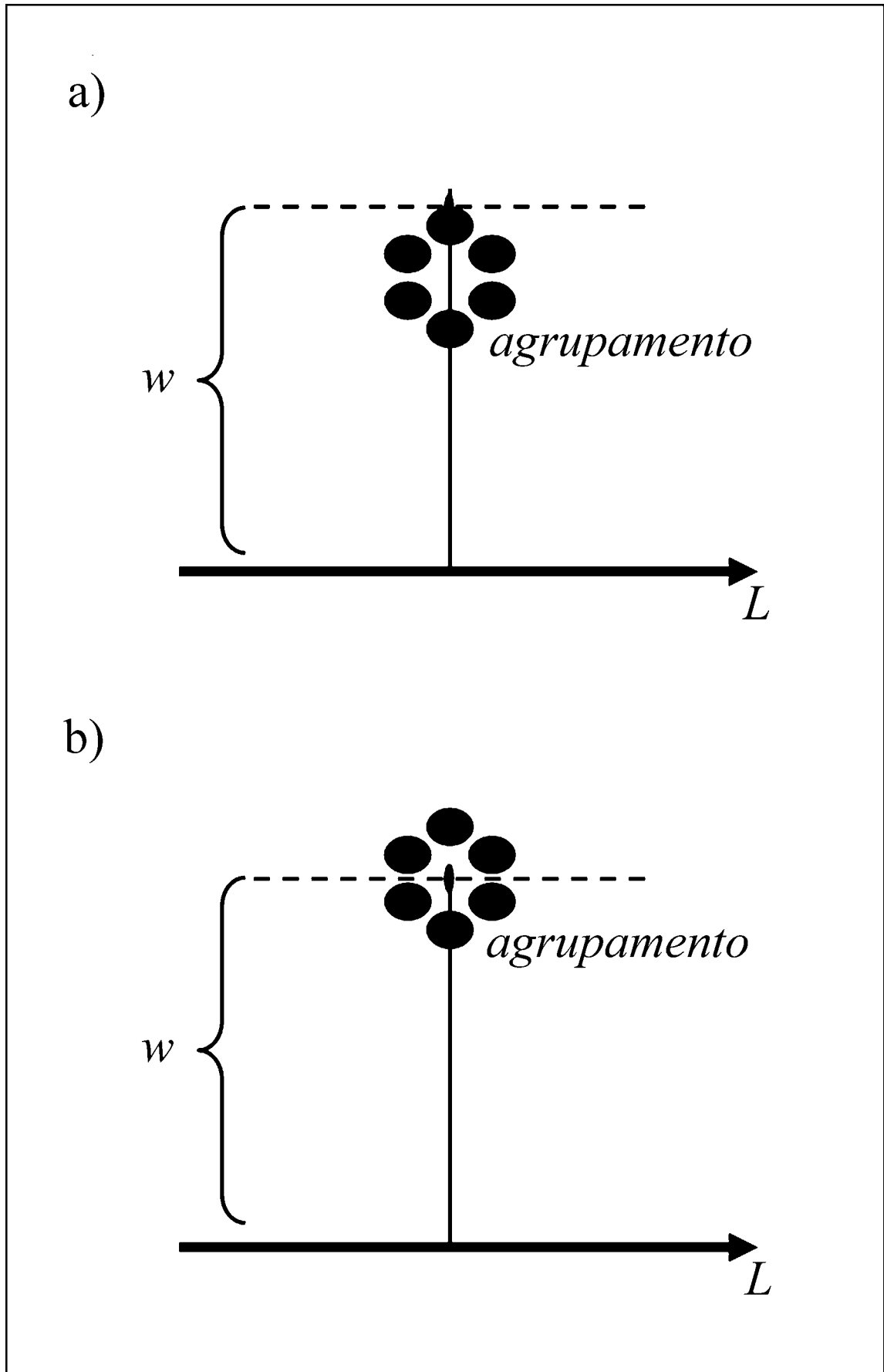


Figura 1: Exemplos de distâncias perpendiculares (w) de agrupamentos avistados em uma trilha de comprimento conhecido (L): a) distância perpendicular da trilha até o indivíduo mais afastado do grupo avistado (adotada neste trabalho); b) distância perpendicular da trilha até o centro do grupo (BUCKLAND *et al.*, 1993; THOMAS *et al.*, 2002).

2.2 Biomassa

Para calcular a biomassa de cada espécie em cada ambiente foi utilizada a fórmula: $B = BW \times D$ (Kg/ha) (adaptada de JANSON & EMMONS, 1990; PERES, 1990; MENDES PONTES, 1999, 2004). Neste caso, BW é o valor médio de massa corpórea individual resultante da composição média de tamanho de grupos naturais (dados não publicados) e D é a densidade respectiva da espécie.

Para este trabalho, os dados de massa corpórea de *Alouatta caraya*, *Cebus nigrinus* e *C. cay* (*C. libidinosus* sensu GROVES, 2001; RYLANDS *et al.*, 2005) foram obtidos através de esforço próprio. Os valores de massa corpórea foram coletados de espécimes capturados na própria região de Porto Rico, por um programa de capturas de primatas que estava em prática concomitantemente a este estudo populacional (ROCHA *et al.*, in press; L. M. AGUIAR *et al.*, dados não publicados; W. K. SVOBODA *et al.*, dados não publicados).

Para *A. caraya*, a média de massa corpórea foi de 7,79 Kg para machos adultos ($n = 12$), 4,45 Kg para machos sub-adultos ($n = 6$), 5,01 Kg para fêmeas adultas ($n = 15$), 2,68 Kg para juvenis e 0,82 Kg para infantes ($n = 2$). A contagem de nove grupos obteve média de 11,4 indivíduos/grupo, 2,4 machos adultos/grupo, 1,1 macho sub-adulto/por grupo, 4,4 fêmeas adultas/grupo, 2,1 juvenis/grupo e 0,9 infantes/grupo. Isso resultou em $BW = 4,56$ Kg.

Para *C. nigrinus* a média de massa corpórea foi de 3,19 Kg para machos adultos ($n = 26$), 2,3 Kg para fêmeas adultas ($n = 10$) e 1,77 Kg para imaturos (juvenis e infantes) ($n = 23$). Para *C. cay* a média foi de 2,8 Kg para machos adultos ($n = 12$), 2,61 Kg para fêmeas adultas e 1,81 Kg para imaturos ($n = 9$). A contagem de grupos foi possível somente para dois grupos de *C. nigrinus* da região (25 e 27 indivíduos), não sendo possível classificá-los quanto ao sexo e idade. Os tamanhos destes grupos estão muito próximos aos encontrados por LYNCH & RÍMOLI (2000) para a mesma espécie na Estação Biológica de Caratinga, MG (26 a 29 indivíduos). Portanto, devido à falta desses dados na região de Porto Rico, a média de

tamanho e composição dos grupos estudados por aqueles autores foi adotada aqui para o cálculo de *BW* de ambas as espécies de *Cebus*: média de 27 indivíduos/grupo, 4 machos adultos/grupo, 6,66 fêmeas adultas/grupo e 6 imaturos/grupos. Isso resultou um *BW* = 1,43 Kg para *C. nigrinus* e 1,46 Kg para *C. cay*.

O cálculo da biomassa de primatas nas margens opostas foi efetuado de duas maneiras: através da simples soma da biomassa das espécies que compõe as comunidades e através da fórmula já explicada, onde neste caso, *BW* é a média entre as espécies simpátricas dos ambientes: aproximadamente 3 Kg para cada uma das margens. Estes últimos valores foram multiplicados pela densidade total dos primatas nos respectivos ambientes.

3 Resultados

3.1 Densidades

Durante 12 meses foram percorridos um total de 188,44 Km, perfazendo aproximadamente 450 h de esforço de campo, o que proporcionou 397 avistamentos de primatas em toda região amostrada. Os valores de *L* para cada ambiente foram: 21 Km (14 x 1500 m) percorridos na mata ciliar da Ilha Mutum, totalizando 99 avistamentos de bugios; 49,42 Km [(29 x 1260 m) + (23 x 560 m)] na mata ciliar da Ilha Carioca, totalizando 42 avistamentos de bugios; 56,70 Km [(26 x 1180 m) + (26 x 1000 m)] na mata ciliar continental da margem esquerda (PR), totalizando 97 avistamentos de primatas (45 de *A. caraya* e 52 de *Cebus nigrinus*) e 61,31 Km [(30 x 1000 m) + (31 x 1010 m)] na mata ciliar continental da margem direita (MS), totalizando 159 avistamentos de primatas (111 de *A. caraya* e 48 de *C. cay*). A Tabela I e a Tabela II resumem o esforço amostral e expressam os valores da largura efetiva (*ESW*), os modelos, ajustes e coeficientes de variação para os resultados de densidade e abundância de cada espécie em cada ambiente.

O ambiente com maior abundância de primatas foi a mata ciliar da Ilha Mutum que é habitada apenas por *A. caraya* (47,14 avistamentos/10Km) com densidade de 2,16 indivíduos/ha ($CV = 17,84\%$). Tal resultado superou até mesmo a soma das abundâncias de primatas dos dois ambientes continentais onde *Alouatta* e *Cebus* ocorrem em simpatria (25,93 avistamentos/10Km e 17,11 avistamentos/10Km na margem direita e esquerda, respectivamente), com densidades de 1,06 primatas/ha ($CV = 12,83\%$) para a margem direita e 0,87 primatas/ha ($CV = 14,15\%$) para a margem esquerda.

Tabela I - Esforço amostral, número de avistamentos, abundâncias (número de avistamentos/10Km) e média de agrupamentos observados dos primatas nas matas ciliares de ilhas e de margens opostas do Alto Rio Paraná.

Ambiente	Ilha Mutum	Ilha Carioca	Margem esquerda (PR)			Margem direita (MS)		
Táxon	<i>A. caraya</i>	<i>A. caraya</i>	<i>A. caraya</i>	<i>C. nigrinus</i>	Primates	<i>A. caraya</i>	<i>C. cay</i>	Primates
Distância percorrida (L) (Km)	21,00	49,42	56,70	56,70	56,70	61,31	61,31	61,31
Número de avistamentos	99	42	45	52	97	111	48	159
Abundância (avistamentos/10Km)	47,14	8,58	7,94	9,17	17,11	18,10	7,83	25,93
Média de agrupamentos	2,01 (esperada)	3,32 (observada)	2,87 (observada)	2,78 (esperada)	3,01 (observada)	1,88 (esperada)	1,57 (observada)	1,80 (esperada)

Tabela II – Análise DISTANCE: densidade, coeficiente de variação, funções, ajustes e largura efetiva dos primatas nas matas ciliares de ilhas e de margens opostas do Alto Rio Paraná.

Ambiente	Ilha	Ilha	Margem esquerda			Margem direita		
	Mutum	Carioca	(PR)			(MS)		
Táxon	<i>A. caraya</i>	<i>A. caraya</i>	<i>A. caraya</i>	<i>C. nigrítus</i>	Primates	<i>A. caraya</i>	<i>C. cay</i>	Primates
Densidade (D) (Ind./ha)	2,16	0,57	0,39	0,51	0,87	0,80	0,31	1,06
Coeficiente de Variação (CV)	17,84%	19,98%	20,50%	22,18%	14,15%	15,05%	24,50%	12,83%
Densidade (Ds) (agrup./ha)	1,07	0,17	0,14	0,18	0,29	0,42	0,20	0,60
Função e Ajuste	Unifom/ Cosine	Hazard rate	Uniform	Unifom/ Cosine	Unifom/ Cosine	Half-normal	Half-normal/ Cosine	Uniform/S. polynomial
Largura efetiva (ESW) (m)	24,12	22,47	26,00	25,08	23,88	22,57	20,01	21,30

Na mata ciliar da margem direita, *Alouatta caraya* apresentou a segunda maior abundância e densidade de primatas da região (18,10 avistamentos/10Km e 0,80 indivíduos/ha, CV = 15,05%). Portanto, foi a espécie que mais contribui em número para que esse ambiente apresentasse maior densidade de primatas do que a margem oposta. Em contrapartida, *C. cay*, nesse mesmo ambiente foi a espécie mais rara de toda a região (7,83 avistamentos/10Km), com densidade de 0,31 indivíduos/ha (CV = 24,50%). Já na margem esquerda, *C. nigrítus* foi a espécie mais abundante (9,17 avistamentos/10Km) e sua densidade, 0,51 indivíduos/ha (CV = 22,18%), foi a quarta maior para os primatas da região. Neste ambiente, *A. caraya* foi menos abundante (7,94 avistamentos/10Km) com densidade de 0,39 indivíduos/ha (CV = 20,50%), sendo os menores valores populacionais para a espécie em Porto Rico. Nas matas ciliares do outro ambiente insular, a Ilha Carioca, *A. caraya* obteve a terceira maior abundância específica (8,58 avistamentos/10Km), com densidade de 0,57 indivíduos/ha (CV = 19,98%).

As análises não-paramétricas (Kruskal-Wallis, nível de p = 0,05) das abundâncias das espécies (Tabelas III e IV) expressas em número de avistamentos/3Km (H = 32,3736, GI

= 5) e número de avistamentos/5Km ($H = 29,8061$, $Gl = 5$) mostraram que o tamanho populacional de *Alouatta caraya* difere significativamente entre a maioria dos ambientes amostrados ($p < 0,05$), exceto entre os ambientes da Ilha Carioca e da margem esquerda (PR) ($p > 0,05$) que obtiveram valores de densidades próximos. Nas matas ciliares continentais da margem direita (MS), a população de *A. caraya* foi significativamente maior do que a população da outra espécie simpátrica, *Cebus cay* ($p < 0,05$). Porém, na margem oposta (PR), onde a população de *C. nigrítus* mostrou densidades maiores do que as de *A. caraya*, não foi verificado significância nos testes ($p > 0,05$). Também não foram encontradas diferenças significativas entre as abundâncias das espécies do gênero *Cebus* ($p > 0,05$) respectivas a cada margem.

Tabela III: Abundância de primatas (número de avistamento/3 Km percorridos) das matas ciliares de ilhas e margens opostas do Alto Rio Paraná.

Número de avistamentos de primatas/3Km percorridos							
<i>A. caraya</i> Ilha Carioca	<i>A. caraya</i> Ilha Mutum	<i>A. caraya</i> (PR)	<i>A. caraya</i> (MS)	<i>C. nigrítus</i> (PR)	<i>C. cay</i> (MS)	Primates (MS) ¹	Primates (PR) ²
0,66	4,66	1	2	0,33	0,66	2,66	1
1,33	4,66	0,66	3	0	0,33	3,33	1
1	4,33	1	1,33	1,16	0,66	2	2,16
0,33	6	0,66	1,66	0	0	1,66	1
0,33	4,66	0,33	0,66	0,83	1,66	2,33	1,66
0,66	3	0,66	1,33	1,66	0	1,33	1
0,66	5,66	1	1	0,83	2,33	3,33	0,83
1,33	-	0,66	3,33	1,33	0,33	3,66	2,33
0,66	-	1	2,33	0,5	0	2,33	1,16
1,66	-	0,83	3,33	0,33	1	4,33	1,66
0,66	-	1	3	0,16	0	3	0,83
1,33	-	1,33	4	0,66	2,33	6,33	2,66
1	-	1,33	0,66	2,33	0	0,66	2,33
1	-	0,66	1	2	2,33	3,33	4,33
0,66	-	-	2	1,66	0,66	0,66	3
-	-	-	1	-	0,66	1,66	-
Médias							
0,88	4,71	0,86	1,97	0,92	0,81	2,66	1,8

¹análise conjunta dos avistamentos de *A. caraya* e *C. cay*; ²Análise conjunta dos avistamentos de *A. caraya* e *C. nigrítus*.

Tabela IV: Abundância de primatas (número de avistamento/5 Km percorridos) nas matas ciliares de ilhas e margens opostas do Alto Rio Paraná.

Número de avistamentos de primatas/5Km percorridos							
<i>A. caraya</i> Ilha Carioca	<i>A. caraya</i> Ilha Mutum	<i>A. caraya</i> (PR)	<i>A. caraya</i> (MS)	<i>C. nigrinus</i> (PR)	<i>C. cay</i> (MS)	Primates (MS) ¹	Primates (PR) ²
1,4	5,2	0,6	1,6	0,4	0,8	2,4	1
0,4	4	1	2,2	0	0,2	2,4	1
0,6	5,8	1	1	1,4	1	2	2,4
0,4	3,8	0,6	2	1	0	2	1,6
0,6	5,2	1	1,4	1	1,4	2,8	2
1,2	-	1	3,4	1,2	0,8	4,2	2,2
1,2	-	0,8	2,2	1,2	0	2,2	2
0,8	-	1,2	2,4	1,6	2	4,4	2,8
1,2	-	0,8	0,4	0,6	0,4	3	1,4
-	-	-	1,8	-	1,2	2,6	0,8
-	-	-	2	-	0,6	2,8	-
-	-	-	1,8	-	1	-	-
Médias							
0,86	4,8	0,88	1,85	0,93	0,78	2,8	1,72

¹análise conjunta dos avistamentos de *A. caraya* e *C. cay*; ²Análise conjunta dos avistamentos de *A. caraya* e *C. nigrinus*.

Em relação à abundância total da ordem Primates em cada ambiente, houve diferenças nas análises relativas as amostras de número de avistamentos/3 Km ($H = 27,4746$, $Gl = 3$) e número de avistamentos/5 Km ($H = 25,8730$, $Gl = 3$). As abundâncias expressas a cada 3 Km só não mostraram diferenças significativas entre as comunidades de primatas das margens opostas ($p > 0,05$). Entretanto, estes resultados diferiram significativamente nas amostras de avistamentos a cada 5 Km ($p < 0,05$), mostrando que neste caso, a quantidade de primatas na margem direita (MS) é significativamente maior do que a quantidade de primatas na margem esquerda (PR).

3.2 Biomassa

Os resultados de biomassa dos primatas nos diferentes ambientes estão resumidos na Tabela V. O ambiente com a maior biomassa de primatas foi a mata ciliar da Ilha Mutum com

9,85 Kg/ha de *Alouatta caraya*. Este resultado superou a biomassa de primatas dos ambientes continentais onde o gênero *Alouatta* e *Cebus* ocorrem em simpatria: 2,61 Kg/ha (biomassa calculada através da densidade de primatas) ou 2,51 Kg/ha (biomassa calculada através da soma das biomassas das espécies simpátricas) para a mata ciliar da margem esquerda (PR) e 3,18 Kg/ha (biomassa calculada através da densidade de primatas) ou 4,1 Kg/ha (biomassa calculada através da soma das biomassas das espécies simpátricas) para a mata ciliar da margem direita.

Na mata ciliar da margem direita, *Alouatta caraya* apresentou a segunda maior biomassa da região (3,65 Kg/ha) e, portanto, foi a espécie que mais contribuiu em valor para que esse ambiente apresentasse maior biomassa de primatas do que a margem oposta. Em contrapartida, *Cebus cay* nesse mesmo ambiente foi a espécie de primata com menor biomassa em toda a região (0,45 Kg/ha). Na mata ciliar da margem esquerda, novamente *A. caraya* apresentou maior biomassa (1,78 Kg/ha) do que o gênero *Cebus*, porém *C. nigritus* obteve maior biomassa (0,73 Kg/ha) do que sua respectiva congênere da margem oposta. Nas matas ciliares do outro ambiente insular, a Ilha Carioca, *A. caraya* obteve o terceiro maior valor de biomassa da região (2,6 Kg/ha). Nenhuma das populações de *Cebus* superou em biomassa qualquer uma das sub-populações de *A. caraya* analisadas.

Tabela V: Biomassa de primatas em ilhas e margens opostas da região de Porto Rico, Alto Rio Paraná.

Localidades	Parâmetros	Ilha Mitum		Ilha Carioca		Margem esquerda		Margem direita	
		Densidade	Biomassa	Densidade	Biomassa	Densidade	Biomassa	Densidade	Biomassa
Taxons	(Kg)	(Indivíduos/ha)	BWxD(Kg/ha)	(Indivíduos/ha)	BWxD(Kg/ha)	(Indivíduos/ha)	BWxD(Kg/ha)	(Indivíduos/ha)	BWxD(Kg/ha)
<i>Alouatta caraya</i>	4,56	2,16	9,85	0,57	2,6	0,39	1,78	0,80	3,65
<i>Cebus nigritus</i>	1,43	-	-	-	-	0,51	0,73	-	-
<i>Cebus cay</i>	1,46	-	-	-	-	-	-	0,31	0,45
Primates¹	3*	2,16	9,85	0,57	2,6	0,87	2,61 ¹	1,06	3,18 ¹
Primates²	-	-	-	-	-	-	2,51 ²	-	4,1 ²

¹ Biomassa calculada através da densidade total de primatas nos ambientes de sinpatría.

² Biomassa calculada através das somas das biomassas das espécies sinpáticas.

* Média de BW entre as espécies sinpáticas dos ambientes: 3Kg para cada uma das margens (esquerda: *A. caraya* e *C. nigritus*; direita: *A. caraya* + *C. cay*).

4 Discussão

4.1 Densidade

As densidades de primatas encontradas neste presente estudo estão dentro dos limites de densidade encontrados para os primatas neotropicais, seja nos domínios da Amazônia (GREEN, 1978; RUDRAN, 1979; ESTRADA, 1982; RYLANDS & KEUROGHLIAN, 1988; SCHARWZKOPF & RYLANDS, 1989; PERES, 1989, 1990, 1993; CAMERON & BUCHANAN-SMITH, 1991; STONER, 1994; CHAPMAN & BALCOMB, 1998; GONZALEZ-KIRCHNER, 1998, 1999; KESSLER, 1998; WALLACE *et al.*, 1998; MENDES PONTES, 1999, 2004; REED, 1999; SORENSEN & FEDIGAN, 2000; BENNETT *et al.*, 2001; DEFLER, 2001; FEDIGAN & JACK, 2001; ESTRADA *et al.*, 2002, 2004; PRUETZ & LEASOR, 2002; RUDRAN & FERNANDEZ-DUQUE, 2003; HAUGAASEN & PERES, 2005), da Mata Atlântica (SILVA JR, 1981; MENDES, 1989; PINTO *et al.*, 1993; CHIARELLO, 2000; CHIARELLO & MELO, 2001; GONZÁLEZ-SOLÍS *et al.*, 2001; STEINMETZ, 2001; AGUIAR, 2002; AGUIAR *et al.*, 2003; BERNARDO & GALETTI, 2004; MIRANDA, 2004; VIDOLIN & MIKICH, 2004; JARDIM, 2005) ou mesmo em ambientes similares ao deste estudo na porção média do Rio Paraná e tributários, em território argentino (ARDITI & PLACCI, 1990; RUMIZ, 1990; DELUYCKER, 1995; BROWN & ZUNINO, 1994; FERNANDEZ-DUQUE *et al.*, 2001; ZUNINO *et al.*, 1996, 2001; BRAVO & SALLENAVE, 2003; GONZÁLEZ *et al.*, 2002; DVOSKIN *et al.*, 2004; KOWALEWSKI & ZUNINO, 2004).

Porém, mesmo com uma baixa riqueza de espécies de primatas (*sensu* RYLANDS *et al.*, 1996; PERES & JANSON, 1999), os ambientes amostrados na região de Porto Rico (ou pelo menos um dos ambientes amostrados, a Ilha Mutum) possuem densidades maiores do que a densidade total de primatas de algumas florestas da Mata Atlântica, com maior riqueza de espécies [*e.g.* PINTO *et al.*, 1993 (5 spp.); CHIARELLO & MELO, 2001 (4 spp.)], ou até mesmo densidades maiores do que algumas florestas amazônicas mais ricas [*e.g.* PERES, 1990 (14 spp.), 1993 (até 12 spp.); HAUGAASEN & PERES, 2005 (13 spp.)]. A fauna de primatas de

Porto Rico chega até mesmo ser mais densa do que uma comunidade de mamíferos arborícolas e terrestres, com 33 espécies, que não ultrapassou 1,6 indivíduos/ha (MENDES PONTES, 2004).

A resposta para tal abundância pode estar na combinação de três principais fatores que podem aumentar a capacidade de suporte para os primatas na região: 1) poucas espécies simpátricas de primatas e outros mamíferos arborícolas, que por seguinte, diminuiria a competição por recursos. Esta riqueza baixa de primatas pode estar associada às características da região, como o baixo índice pluviométrico anual, pouca quantidade de ambientes florestados, efeitos da baixa latitude (REED & FLEAGLE, 1995; PERES & JANSON, 1999; REED & BIDNER, 2004) e o próprio ambiente ripário de inundação que tende a possuir menos espécies de primatas quando comparado aos ambientes de terra firme ou ambientes afastados de rios (PERES, 1989; WALLACE *et al.*, 1998; HAUGAASEN & PERES, 2005); 2) adaptabilidade do gênero *Alouatta* e *Cebus* de se estabelecer e prosperar frente à imposição de um ambiente com características de ecótono (entre a Mata Atlântica, Cerrado e Pantanal). Este tipo de ambiente apresenta uma grande pressão seletiva, servindo como um filtro para espécies capacitadas e ao mesmo tempo como uma barreira para espécies que não possuem essas características (SOUZA *et al.*, 2004a); 3) “Crowding effect” (LOVEJOY *et al.*, 1986): espécies que toleram sobreposições de áreas podem aglomerar suas populações sob o efeito da compactação ambiental produzida pela redução das florestas e 4) a constante e alta produtividade das florestas de inundação em itens alimentares de alta qualidade (*e.g.* flores, folhas novas e frutos) (RUMIZ, 1990; ZUNINO *et al.*, 2001; GONZÁLEZ *et al.*, 2002; BRAVO & SALLENAVE, 2003; ALHO & GONÇALVES, 2004; KOWALEWSKI & ZUNINO, 2004; HAUGAASEN & PERES, 2005).

As maiores densidades de primatas verificadas neste trabalho foram relativas aos ambientes de matas ciliares da Ilha Mutum e da margem direita do Rio Paraná, locais que

sofrem inundações periódicas do rio. Devido a essas inundações, as florestas aluviais de Porto Rico possuem altos níveis de nutrientes no solo. Este solo fértil pode fazer com que as plantas produzam poucas defesas químicas anti-herbívoras, favorecendo os animais folívoros como os bugios (JANZEN, 1974; RUMIZ, 1990; WALLACE *et al.*, 1998; HAUGAASEN & PERES, 2005). Mais ainda, com esta fertilidade, os ambientes de inundação do Rio Paraná podem apresentar fenologias sem picos pronunciados, produzindo grande disponibilidade de alimento ao longo de todo o ano (BRAVO & SALLENAVE, 2003; KOWALEWSKI & ZUNINO, 2004). Finalmente, a instabilidade antrópica e a seletividade imposta pelo regime das águas favoreceram espécies arbóreas pioneiras, de rápido crescimento e tolerantes a inundação (RUMIZ, 1990; CAMPOS & SOUZA, 1997), dentre elas, *Cecropia pachystachya*, espécie arbórea dominante nas matas ciliares da região (SOUZA *et al.*, 1997; SOUZA, 1998). Esta árvore possui os frutos avidamente consumidos pelas espécies de *Cebus* e é sem dúvida a principal fonte de alimento (frutos, folhas maduras, folhas novas, pecíolo e meristema) para *Alouatta caraya* nesses ambientes ao longo do ano (G. LUDWIG *et al.*, dados não publicados). Como bem assinalado por GAULIN *et al.* (1980), a alta densidade das espécies mais consumidas pelos animais pode refletir a alta qualidade do ambiente. Análises químicas realizadas com frutos das espécies de *Cecropia*, inclusive *C. pachystachya*, mostraram que para os frugívoros, essas plantas são importantes fontes de compostos nitrogenados e açúcares (CHARLES-DOMINIQUE, 1986; ROSA, 2004). Todos os fatores acima mencionados podem conferir aos primatas, principalmente para *A. caraya*, um ambiente de alta produtividade e qualidade, propiciando maior capacidade de suporte para as suas populações em ambientes de inundação.

As matas ciliares da Ilha Mutum e da margem direita do Rio Paraná, mesmo sendo ambientes que sofrem inundação e que possuem as maiores densidades de *Alouatta caraya* na região, diferem significativamente na abundância dessa espécie de primata. A ilha pode apresentar uma densidade mais que duas vezes maior do que a margem direita, provavelmente

devido a dois principais fatores: 1) compensação de densidade (PERES & DOLMAN, 2000), já que na ilha não existem espécies da região potencialmente competidoras (ver Capítulo 1 e ESTRADA & COATES-ESTRADA, 1985), tais como *Cebus cay* e *Nasua nasua* e que de outra maneira existem na margem direita e 2) dificuldade para dispersão devido ao confinamento imposto pelo rio (RUMIZ, 1990). Nas margens continentais, a continuidade da mata pode facilitar o processo de dispersão em comparação aos ambientes de ilha. Embora *A. caraya* possua a propriedade de dispersão no rio através do nado, este parece ser um evento relativamente raro e circunstancial (ver Capítulo 1 e FERRARI, 2004), contribuindo para uma maior saturação populacional da espécie em ambiente insular.

Em contrapartida, as matas ciliares da Ilha Carioca apresentaram baixa densidade de *Alouatta caraya* quando comparada aos outros ambientes de inundação. Em um primeiro momento, poderia se pensar como explicação para essa discrepância, a relação tamanho de ilha e tamanho populacional. Entretanto, para a região de Porto Rico pode não existir essa relação já que devido à devastação, atualmente o tamanho das ilhas não reflete o tamanho de habitat disponível para os primatas (ver Figuras 3 a 6, Área de estudo). A diferença verificada provavelmente ocorreu devido à acentuada degradação das matas da Ilha Carioca. Este foi o ambiente mais degradado entre os amostrados na região, seja por ação antrópica direta de devastação ou mesmo devido ao pisoteio do gado suíno (*Sus scrofa*) (ver Capítulo 1) que ainda persiste ilegalmente neste ambiente. A introdução do gado nos ambientes florestais da região dificulta o recrutamento das espécies arbóreas contribuindo com o processo de degradação e destruição ambiental (CAMPOS & SOUZA, 2002, 2003). Mesmo assim, esse ambiente de inundação apresentou maior abundância de *A. caraya* do que as matas ciliares continentais da margem esquerda (PR) que não sofrem inundação.

Baixas densidades de *Alouatta caraya* foram aqui verificadas para as florestas de terrenos mais elevados da margem esquerda. Estes ambientes possuem as florestas estacionais

mais maduras e conservadas da região, nas quais *Cecropia pachystachya* não é a espécie dominante (SOUZA, 1998), ocorrendo em clareiras e em menor abundância (observação pessoal). Este tipo de floresta pode apresentar maior sazonalidade na oferta de recursos ao longo do ano quando comparado aos ambientes de inundação (BRAVO & SALLENAVE, 2003; KOWALEWSKI & ZUNINO, 2004) e ao mesmo tempo não é dominado pela espécie arbórea que é o principal recurso alimentar dos bugios na região de Porto Rico. Isso pode contribuir para que este ambiente tenha uma menor capacidade de suporte para os bugios.

Este padrão de variação de densidades de *Alouatta caraya* conforme a variação dos ambientes na mesma latitude, também foi encontrado na porção média do Rio Paraná, onde as florestas maduras de terrenos elevados, "Selva Paranaense", apresentaram as mais baixas densidades dessa espécie de bugio, enquanto os ambientes de inundação (Isla Brasileira e Guáscara) apresentaram as densidades mais altas (RUMIZ, 1990; BROWN & ZUNINO, 1994; ZUNINO *et al.*, 2001). A Tabela VI ilustra este padrão e mostra que as densidades de *A. caraya* encontradas na porção alta do Rio Paraná estão dentro dos limites encontrados para a porção média do rio, em território argentino. Entretanto, a densidade mais alta aqui verificada, Ilha Mutum, é inferior as densidades encontradas em ilhas daquela porção do rio. Dentre outros fatores, o estado recente de regeneração das florestas de Porto Rico pode ser levado em conta para a explicação dessas diferenças (criação da APA Federal das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná em 1997, decreto s/n de 30/09/1997). Conseqüentemente, a contínua retirada da população humana da APA de Porto Rico, poderá fazer com que a população de *A. caraya* e das demais faunas da região acompanhe o crescimento e a regeneração das florestas locais, desde que privadas de caça (CHAPMAN & BALCOMB, 1998; CROCKETT, 1998; CHAPMAN & PERES, 2001; FEDIGAN & JACK, 2001).

Diante do já exposto, a análise do parâmetro densidade dentro de um sistema semelhante à uma metapopulação de *Alouatta caraya* em ilhas e margens opostas do Rio

Paraná (ver Capítulo 1) pode diferir de um aspecto importante da teoria da biogeografia de ilhas (ver RICKLEFS, 2003). No caso da atual falta de conservação das matas continentais do Rio Paraná, o sistema fonte de *A. caraya* para re-povoamento de ambientes “poço” poderiam ser ilhas de altas densidades populacionais como a Ilha Mutum (e outras ilhas de alta densidade, como por exemplo as ilhas da porção média do rio) e não os continentes de baixas densidades. Ambientes de ilhas com altas densidades poderiam ter importância como estoque para a espécie colonizar através do nado os ambientes ao redor. Isso é proposto uma vez que os atuais ambientes insulares possuem maior quantidade de habitat para os primatas da região do que os estreitos ambientes continentais que estão reduzidos devido à antropização (Figuras 3 a 6, Área de estudo).

Tabela VI: Comparação das densidades de *Alouatta caraya* encontradas por diversos autores na porção média do Rio Paraná com as encontradas na região de Porto Rico, Alto Rio Paraná.

Densidade (ind./ha)	Método	Localidade	Fonte
0,88 - 4,25	Contagem dos grupos	Isla Brasileira/Rio Paraná/Argentina	Kowalewski & Zunino (2004)
1,80 - 3,60	Contagem dos grupos	Isla Brasileira/Rio Paraná/Argentina	Zunino <i>et al.</i> (2001)
1,80 - 3,60	Contagem dos grupos	Isla Brasileira/Rio Paraná/Argentina	González <i>et al.</i> (2002)
2,83	Transecção linear	Floresta de Inundação/Argentina	Brown & Zunino (1994)
2,80	Contagem dos grupos	Isla Brasileira/Rio Paraná/Argentina	Rumiz (1990)
2,80	Transecção linear	Isla Gúscara/Rio Paraná/Argentina	Zunino <i>et al.</i> (2001)
2,37	Transecção linear	Isla Brasileira/Rio Paraná/Argentina	Zunino <i>et al.</i> (1996)
2,16	Transecção linear	Ilha Mutum/Rio Paraná/Brasil	este estudo
0,44 - 1,59	Contagem dos grupos	Mata ciliar/Rio Riachuelo/Argentina	DeLuycker (1995)
0,80 - 1,15	Contagem dos grupos	Mata ciliar/Rio Riachuelo/Argentina	Rumiz (1990)
0,90 - 1,11	Transecção linear	Chaco/Argentina	Brown & Zunino (1994)
0,90	Transecção linear	Mata ciliar/Rio Riachuelo/Argentina	Zunino <i>et al.</i> (2001)
0,50 - 0,88	Transecção linear	Mata ciliar/Rio Riachuelo/Argentina	Zunino <i>et al.</i> (1996)
0,80	Transecção linear	Mata ciliar (MS)/Rio Paraná/Brasil	este estudo
0,63	Transecção linear	Mata ciliar/ Rio Paraná e Paraguai/Argentina	Brown & Zunino (1994)
0,57	Transecção linear	Ilha CaRioca/Rio Paraná/Brasil	este estudo
0,39	Transecção linear	Mata ciliar (PR)/Rio Paraná/Brasil	este estudo
0,12 - 0,26	Transecção linear	Chaco/Argentina	Dvoskin <i>et al.</i> (2004)
0,08 - 0,12	Transecção linear	Chaco/Argentina	Arditi & Placci (1990)
0,01	Transecção linear	P.N. Iguazú/Argentina	Zunino <i>et al.</i> (2001)

Como já dito anteriormente, a abundância de *Alouatta caraya* na margem direita (MS) foi o que contribuiu para a maior densidade da ordem Primates quando comparada à densidade da margem oposta. Em oposição a esta abundância de bugios, *Cebus cay* na margem direita apresentou a mais baixa densidade dentre os primatas estudados em Porto Rico. Outros autores também encontraram densidades de *Cebus* mais baixa do que outras espécies de primatas simpátricas (particularmente, espécies do gênero *Alouatta*) em matas ciliares de inundação (PERES, 1989; BENNET *et al.*, 2001; HAUGAASEN & PERES, 2005).

Feições ambientais particulares da margem direita de Porto Rico também ajudam a explicar essa baixa densidade de *C. cay*, como por exemplo: 1) a margem direita é naturalmente um corredor estreito de mata ciliar que cresce sobre os diques marginais entre as várzeas e a beira do Rio Paraná (Figura 2, Área de estudo), ou seja, a quantidade de habitat florestal é naturalmente menor e sofre bastante influência do efeito de borda; 2) sabe-se que as espécies do gênero *Cebus* utilizam como recurso, grande quantidade de itens alimentares provenientes de espécies arbóreas de palmeiras (família *Arecaceae*) (TERBORGH, 1983; ROBINSON, 1986; ROCHA *et al.*, 1998; ROCHA, 2001; SPIRONELLO, 2001; FRAGASZY *et al.*, 2004; LUDWIG, 2002) e ao contrário da margem esquerda (PR), a mata ciliar da margem direita é pobre em palmeiras arbóreas (SOUZA, 1998; CAMPOS *et al.*, 2000; ROMAGNOLO & SOUZA, 2000; SOUZA *et al.*, 2004b); 3) a margem direita é o ambiente amostrado que sofre as maiores pressões antrópicas, tais como fogo, pisoteio de gado, abertura de estradas e construções de ranchos e casas nas matas ciliares.

Embora o parâmetro densidade seja relativamente pouco estudado para essa espécie de macaco-prego, a densidade aqui encontrada está dentro dos limites abordados por outros autores que estudaram este parâmetro com outras espécies do gênero *Cebus* (GREEN, 1978; FREESE & OPPENHEIMER, 1981; TERBORGH, 1983; RYLANDS & KEUROGHLIAN, 1988; PERES, 1990, 1993; PINTO *et al.*, 1993; BROWN & ZUNINO, 1994; KESSLER, 1998; WALLACE *et al.*,

1998; MENDES PONTES, 1999, 2004; CHIARELLO, 2000; SORESEN & FEDIGAN, 2000; BENNETT *et al.*, 2001; DI BITETTI, 2001; FEDIGAN & JACK, 2001; GONZÁLEZ-SOLÍS *et al.*, 2001; ROCHA, 2001; AGUIAR, 2002; PRUETZ & LEASOR, 2002; BERNARDO & GALETTI, 2004; DEFLER, 2004; VIDOLIN & MIKICH, 2004; HAUGAASEN & PERES, 2005). A densidade de *C. cay* não foi significativamente diferente do que a densidade da congênere da margem oposta, porém, *C. nigrinus* obteve a maior densidade para o gênero na região e contribuiu com a maior abundância para a ordem Primates do que *Alouatta caraya* na margem esquerda. Neste ambiente de terrenos mais elevados, *C. nigrinus* pode usufruir uma floresta mais madura e mais conservada do que a da margem oposta, disponibilizando-se dos frutos da palmeira *Acrocomia aculleata* que ali é abundante (SOUZA, 1998) e da palmeira *Syagrus romanzoffianum* (observação pessoal). Além disso, a espécie oportuniza os recursos provenientes de monoculturas vizinhas à floresta, como por exemplo, plantios de mandioca e milho (observação pessoal). Tal aproveitamento é mais raro, senão inexistente para os macacos-prego da margem direita que não contam com este recurso alimentar extra, já que as florestas são imediatamente substituídas à oeste por várzeas e pastagens.

Cebus nigrinus é uma espécie relativamente mais estudada do que *C. cay* e há maior disponibilidade do parâmetro densidade na literatura. A Tabela VII mostra que a densidade de *C. nigrinus* encontrada neste trabalho está alta, porém de acordo com os limites encontrados para a espécie ao longo de sua distribuição geográfica.

Tabela VII: Comparação das densidades de *Cebus nigritus* encontradas por diversos autores ao longo da distribuição geográfica da espécie, com as encontradas na região de Porto Rico, Alto Rio Paraná.

Densidade (ind/ha)	Método	Localidade	Fonte
0,53-0,93	Área de vida e tamanho de grupos	Mata Doralice, PR, Brasil	Aguiar (2002)
0,66 – 0,76	Transecção linear	P.E.Vila Rica do ES, PR, Brasil	Vidolin & Mikich (2004)
0,51	Transecção linear	Mata ciliar (PR)/Rio Paraná/Brasil	este estudo
0,474	Transecção linear	R.B. Augusto Ruschi, ES, Brasil	Pinto <i>et al.</i> (1993)
0,29 – 0,36	Área de vida e tamanho de grupos	P.E. Mata dos Godoy, PR, Brasil	Rocha (2001)
0,19 – 0,32	Transecção linear	Mata São José, SP, Brasil	Bernardo & Galetti (2005)
0,16	Área de vida e tamanho de grupos	P.N. Iguazú, Argentina	Di Bitetti (2001)
0,057	Transecção linear	P.N. Iguazú, Argentina	Brown & Zunino (1994)
0,035 – 0,053	Transecção linear	Serra Paranapiacaba, SP, Brasil	González-Solís <i>et al.</i> (2001)
0,07	Transecção linear	Reserva Puriti, ES, Brasil	Chiarello (2000)
0,023	"censo"	P. E. Carlos Botelho, SP, Brasil	Izar (2004)
0,01	Transecção linear	Reserva M7/317, ES, Brasil	Chiarello (2000)

4.2 Biomassa

Para o cálculo de biomassa, muitos trabalhos utilizaram valores de massa corpórea que estão disponíveis na literatura. Sabe-se que para o gênero *Alouatta*, a massa corpórea pode variar de forma pronunciada, intra e interespecificamente (CROCKETT & EISENBERG, 1987). Variação semelhante deve ocorrer para o gênero *Cebus*. Portanto, erros consideráveis podem ocorrer, pois os valores utilizados são provenientes de outras localidades e épocas, e foram resgatados para o cálculo de biomassa daquela população, naquele tempo em questão. Desta forma, o erro pode residir em ignorar as variações espaciais e temporais do peso corpóreo das espécies. Devido à média de peso de cada espécie de primata ter sido proveniente de animais capturados na própria região de Porto Rico, na mesma época deste trabalho, os valores de biomassa aqui obtidos podem se mostrar mais próximos da realidade.

Os resultados de biomassa de primatas obtidos em Porto Rico foram altos em comparação aos demais trabalhos realizados no neotrópico, até mesmo para comunidades ricas em espécies da ordem (PERES, 1989, 1990, 1993; MENDES PONTES, 1999, 2004; HAUGAASEN & PERES, 2005). Mesmo que a riqueza de primatas possa ser menor nesses

ambientes ripários de inundação, a biomassa das espécies residentes e de outros folívoros (tais como os bugios) pode ser maior quando comparada aos ambientes de terra firme (JANZEN, 1974; HAUGAASEN & PERES, 2005).

Em geral, os resultados de densidade deste trabalho refletiram os resultados de biomassa que também foram menores do que os encontrados por outros autores na porção média do Rio Paraná (RUMIZ, 1990; BROWN & ZUNINO, 1994). A margem esquerda (PR) foi exceção para o que ocorreu nos resultados de densidade, pois *Alouatta caraya* obteve maior biomassa que *Cebus nigrinus* mesmo sendo menos abundante do que esta última espécie. Portanto, a alta biomassa de *A. caraya* para a região pode ser explicada devido a sua alta densidade e também devido a sua alta massa corpórea, sendo considerado um primata neotropical de grande porte (CROCKETT & EISENBERG, 1987; RYLANDS *et al.*, 1996).

O gênero *Alouatta* detém a maior parcela de biomassa de mamíferos dos neotrópicos (CROCKETT, 1998) e parece não fugir a regra de que primatas com maior suplemento alimentar de folhas tendem a ter um aumento de massa corpórea em relação às espécies frugívoras, insetívoras e onívoras (MARTIN, 1990; GANZHORN, 1999; CHIVERS & SANTAMARÍA, 2004), tais como as espécies do gênero *Cebus*. Porém *A. caraya* nos ambientes de inundação do Rio Paraná, parece fugir de duas outras regras reveladas em análises ambientais em macroescala: 1) há uma correlação negativa entre o aumento da massa corpórea de primatas e suas densidades populacionais (GANZHORN, 1999). No presente trabalho, a maior espécie obteve as maiores densidades e 2) há um aumento da biomassa de folívoros com o aumento da sazonalidade ambiental (CHAPMAN & BALCOMB, 1998). A maior biomassa aqui registrada foi para um ambiente de ilha cuja sazonalidade dos recursos alimentares pode ser menos acentuada que a margem continental esquerda do rio.

Tais análises em macroescala podem menosprezar a singularidade de ambientes como a planície de inundação do Rio Paraná e às vezes até subestimar a importância desses

ambientes raros ou atípicos que podem revelar um melhor entendimento da variabilidade ecológica animal, que por sua vez, tem profundas conseqüências para a conservação.

CONCLUSÕES, CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS PARA CONSERVAÇÃO

1 Conclusões

Embora as matas ciliares da região apresentem-se bastante degradadas devido à ação antrópica, elas ainda abrigam uma densa fauna de primatas. Isto é corroborado pela menor quilometragem percorrida neste trabalho quando comparada aos demais já citados. Ainda assim, forneceu altas densidades populacionais com pequenos coeficientes de variação.

Alouatta caraya é a espécie de primata cosmopolita na região de Porto Rico, ocorrendo fluxo entre os indivíduos das sub-populações de ilhas e dos continentes. Para ela, o Rio Paraná parece não sortir o efeito de barreira geográfica e juntamente com sua alta adaptabilidade, a espécie conquistou todos os tipos de ambientes florestais verificados. A espécie pareceu apresentar uma boa aptidão para eventos de re-colonização e ampliação de suas populações depois de recentes perturbações. Essas vantagens adaptativas permitiram a espécie resistir a devastação que outrora dizimou os ambientes florestais da região. De alguma maneira, essas características de *A. caraya* foram diferenciais para a sua presença em relação a congênere *A. guariba* que não foi encontrada atualmente na região, mas que potencialmente poderia ocorrer. Atualmente, *A. caraya* é a espécie de primata mais abundante e com maior biomassa na região, mesmo estando em seu limite de distribuição, onde as espécies tendem a ser mais raras (mas veja a discussão de Channell & Lomolino, 2000). Em ambientes de inundação do Rio Paraná, a espécie encontra recursos de alta qualidade, de forma constante e abundante, principalmente naqueles ambientes que não possuem espécies de mamíferos potencialmente competidoras (ver Capítulo 1 e Estrada & Coates-Estrada, 1985). Neste cenário, *A. caraya* pode apresentar os mais altos valores de densidade, abundância e

biomassa, desde que fontes de perturbações ambientais antrópicas estejam controladas ou ausentes.

As duas espécies do gênero *Cebus* possuem os limites de suas distribuições que convergem para o Rio Paraná. Para ambas, o rio parece ter papel como barreira de dispersão, separando-as de forma alopátrica. As espécies não conseguiram conquistar os ambientes insulares e estão restritas as matas continentais. *Cebus cay* habita principalmente as estreitas galerias naturais de matas ciliares inundáveis da margem esquerda, onde obteve os menores parâmetros populacionais para os primatas da região. Já *C. nigrinus* habita as matas mais maduras e de terrenos mais elevados da margem esquerda onde apresentou alta densidade para a espécie. A análise regional comparativa de *C. cay* e *C. nigrinus*, tratadas como ecoespécies (sensu Peres & Janson, 1999), parece mostrar a preferência do gênero *Cebus* por florestas não inundáveis.

2 Considerações finais

Embora este trabalho tenha sido o resultado de uma única amostragem anual, outras informações pertinentes e complementares ao estudo de dinâmica populacional podem e devem ser disponibilizadas quando possíveis, pois são importantes para futuras análises e revisões (Chapman & Balcomb, 1998). Por exemplo, durante todo o esforço do trabalho foram verificadas algumas pressões que potencialmente podem restringir e regular as populações de primatas: 1) a pressão de caça é fraca para os primatas. Não existe de modo difundido na região, o hábito de caçar primatas para o consumo humano. Entretanto, existem alguns registros de caça humana principalmente em relação às espécies de *Cebus* que atacam as plantações de alguns moradores; 2) o comportamento de infanticídio que é difundido entre as espécies do gênero *Alouatta* e pode ter importância como fonte reguladora de populações foi registrado para *A. caraya* na região de Porto Rico (Aguiar *et al.*, 2005); 3) a pressão de

predação é existente para os primatas da região. Foram registrados eventos de predação por *Puma concolor* em *A. caraya* na Ilha Mutum (Ludwig *et al.*, in press.a), além de existirem pela região outros predadores potenciais de primatas como outros carnívoros, cobras constritoras e aves rapineiras; além disso, os esforços de outros subprojetos têm mostrado que os primatas de Porto Rico, principalmente *A. caraya*, apresentam 4) altas cargas parasitárias e algumas doenças que podem diminuir substancialmente parcelas populacionais ao longo do ciclo parasita-hospedeiro. Dentre os parasitas já encontrados podem ser citados: alguns Platyhelminthes e Nematodas, Toxoplasma, Leptospirose, Paracoccidioidomicose, Oropouche e Encefalite de Saint Louis (Corte *et. al.*, 2005; Garcia *et al.*, 2005; W. K. Svoboda *et al.*, dados não publicados). Agora, à luz dos resultados revelados pela ecologia populacional dos primatas da região, essa substancial carga parasitária pode estar associada à alta densidade dos hospedeiros. Mais ainda, surge um argumento complementar para a hipótese de extinção local de *A. guariba* discutida no Capítulo 1. Como já havia sido salientado, *A. guariba* pode ser uma espécie mais sensível do que a congênere aqui estudada e conseqüentemente menos tolerante a altas cargas parasitárias e mais susceptível a epizootias. Conhecendo a vasta carga parasitária de *A. caraya* no nível regional e o histórico de epizootias e risco da febre amarela em Porto Rico, poderia ser pensado que surtos passados de epizootias puderam dizimar ou contribuir para a redução populacional de *A. guariba* em Porto Rico. Uma vez que o comportamento, os parâmetros populacionais dos animais e os seus aspectos biomédicos forem monitorados conjuntamente ao longo do tempo, a dinâmica e regulação das populações e comunidades de mamíferos e das zoonoses de interesse poderão ser mais bem compreendidas.

3 Perspectivas para conservação

Este estudo mostrou altas densidades para algumas populações de primatas e ao menos uma delas, *Alouatta caraya*, realmente pode estar beirando a capacidade de suporte atual em alguns ambientes amostrados. A alta abundância desta espécie aqui verificada para o Alto Rio Paraná (e por outros autores para o Médio Rio Paraná) pode servir como questionamento do atual status de conservação da espécie no Estado do Paraná, onde é categorizada como em alto risco de extinção (Margarido & Braga, 2004). O trabalho mostrou também a utilização da região por algumas espécies de mamíferos que são consideradas ameaçadas de extinção. Ao mesmo tempo em que esses resultados podem de certa forma refletir uma boa qualidade ambiental, eles não são argumentos para desmerecerem preocupações em relação à proteção ambiental da região. Este e outros estudos têm enfatizado o grau de antropização que outrora teve início e ainda hoje persiste, inclusive com a conivência da fiscalização local. O problema da intervenção humana nos biótipos naturais pode constituir um elemento condicionante de perda de biodiversidade e também de surtos de epizootias e epidemias locais (Avila-Pires, 2000).

Maior atenção deve ser dada aos efeitos da caça predatória (ver Capítulo 1) e da introdução de algumas espécies nessa porção do corredor do Rio Paraná, dentre elas: *Sus scropha*, *Lepus europaeus* e *Apis mellifera*. O impacto das duas primeiras espécies já foi discutido em parte ao longo dos capítulos. Mas em relação à *A. mellifera*, pouca atenção tem sido dada e estudos sobre o seu impacto na região são inexistentes. A atividade de apicultura vem crescendo na região com apoio do SEBRAE e com ela, os danos ambientais diretos (impacto em espécies nativas) e indiretos (devastação para o exercício da atividade), ameaçando o funcionamento do ecossistema. Tiepolo *et al.*, (2004) já haviam salientado o impacto da apicultura sobre a população de *Blastocerus dichotomus* no Parque Nacional de Ilha Grande, com ocorrência de morte desses animais devido ao ataque de *A. mellifera*. Em

Porto Rico, alguns dados interessantes provenientes deste e de outros subprojetos vêm à tona: foi notado que alguns grupos de *Alouatta caraya* e *Cebus nigrinus* evitam usar setores contidos em suas áreas de vida que possuem dezenas de caixas de abelhas suspensas em alturas variáveis. Essas áreas possuem muitas vezes qualidade de habitat para os primatas igual ou até melhor do que outras porções utilizadas pelos grupos (observação pessoal). Portanto, é preocupante a crescente atividade de apicultura na região com apoio institucional, sem antes a realização de estudos prévios de impacto e imposição razoável de controle.

Outras preocupações também devem ser vistoriadas, por exemplo: a população humana que ainda persiste nas ilhas deve ser imediatamente retirada e amparada pelos órgãos públicos. O gado que transita ilegalmente nas matas ciliares deve ser contido e os proprietários punidos. Construções, aberturas de estrada, de pasto e de acampamentos turísticos nas matas ciliares devem ser, em prática, punidos. Políticas públicas devem não só incentivar, como também fazer cumprir a restauração das matas ciliares para permitir ao menos a conectividade das florestas locais. Esses são alguns dos problemas que mostram que a fiscalização local parece estar de olhos fechados para os ecossistemas terrestres da região, estando somente preocupada em fiscalizar a pesca, que também é feita de forma incompetente.

Os resultados e comparações feitas por este estudo indicam que se protegidas, as populações da fauna de primatas e de outros mamíferos poderão crescer acompanhando a regeneração das florestas da região. Portanto, é imperativo e salutar a existência de fiscalizações ambientais mais competentes para Porto Rico e que os estudos futuros venham também com o intuito de avaliar áreas prioritárias na região para serem designadas como RPPNs. Essas ações locais são os esforços mínimos para que as florestas do Rio Paraná possam servir de modo duradouro como refúgios e como corredores para a biodiversidade.

REFERÊNCIAS

- AGUIAR, L. M. 2002. **Área de vida de *Alouatta guariba* (Humboldt, 1812) e *Cebus apella* (Linnaeus, 1758) no remanescente florestal Mata Doralice, Ibiporã, PR.** *Monografia de Bacharelado*. Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR. 97p.
- AGUIAR, L. M., REIS, N. R., LUDWIG, G. & V. J. ROCHA. 2003. Dieta, área de vida, vocalizações e estimativas populacionais de *Alouatta guariba* em um remanescente florestal no norte do estado do Paraná. **Neotropical Primates**, 11(2): 78-86.
- AGUIAR, L. M., LUDWIG, G., HILST, C. L. S., MALANSKI, L. S. & F. C. PASSOS. 2005. Tentativa de infanticídio por um macho dominante de *Alouatta caraya* (Humboldt) (Primates, Atelidae) em um infante extra-grupo devido a influência do observador. **Revista Brasileira de Zoologia**, 22(4): 1201-1203.
- ALHO, C. J. R., LACHER JR, T. E., CAMPOS, Z. M. S. & H. GONÇALVES. 1988. Mamíferos da Fazenda Nhumirim, sub-região de Nhecolândia, Pantanal do Mato Grosso do Sul: levantamento preliminar de espécies. **Revista Brasileira de Biologia**, 48(2): 213-255.
- ALHO, J. R. & H. C. GONÇALVES. 2005. **Biodiversidade do Pantanal: Ecologia e Conservação**. Campo Grande, Editora Uniderp. 143p.
- ANDERSON, G. S. & B. J. DANIELSON. 1997. The effects of landscape composition and physiognomy on metapopulation size: the role of corridors. **Landscape Ecology**, 12: 261-271.
- ARDITI, S. I. & L. G. PLACCI. 1990. Hábitat y densidad de *Aotus azarae* y *Alouatta caraya* em Riacho Pilagá, Formosa. **Boletín Primatológico Latinoamericano**, 2: 29-47.
- AURICCHIO, P. R. 1995. **Primatas do Brasil**. São Paulo, Editora Terra Brasilis. 168p.

- AURICCHIO, P. & F. OLMOS. 1999. Northward range extension for the european hare, *Lepus europaeus* Pallas, 1778 (Lagomorpha – Leporidae) in Brazil. **Publicações Avulsas do Instituto Pau Brasil**, 2: 1-5.
- AVILA-PIRES, F. D. 2000. **Princípios de Ecologia Médica**. Florianópolis, Editora da UFSC. 328p.
- AYRES, J. M. & T. H. CLUTTON-BROCK. 1992. River boundaries and species range size in Amazonian Primates. **The American Naturalist**, 140(3): 531-537.
- AYRES, M., AYRES JR., M., AYRES, D. L. & A. S. SANTOS. 2003. **BioEstat 3.0, aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas**. Belém, Sociedade Civil Mamirauá/ MCT-CNPq/ Conservation International. 291p.
- BENNETT, C., LEONARD, S. & S. CARTER. 2001. Abundance, diversity and patterns of distribution of primates on the Tapiche river in Amazonian Peru. **American Journal of Primatology**, 54: 119-126.
- BERNARDO, C. S. S. & M. GALETTI. 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. 1990. A new southern limit for the distribution of *Alouatta caraya* in Rio Grande do Sul state, Brazil. **Primates**, 31(3): 449-451.
- 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. 2003. How do howler monkeys cope with habitat fragmentation? p.283-299. *In*: L. K. Marsh. **Primates in Fragments**. New York, Kluwer Academic/Plenum Publishers.

- BRAVO, S. P. & A. SALLENAVE. 2003. Foraging behavior and activity patterns of *Alouatta caraya* in the northeastern argentinean flooded Forest. **International Journal of Primatology**, 24(4): 825-846.
- BROWN, A. D. & G. E. ZUNINO. 1994. Hábitat, densidad y problemas de conservación de los primates de Argentina. **Vida Sylvestre Neotropical**, 3(1): 30-40.
- BRUGIERE, D. & M. FLEURY. 2000. Estimating primate densities using Home range and Line transect methods: a comparative test with the black colobus monkey (*Colobus satanas*). **Primates**, 41(4): 373-382.
- BUCKLAND, S. T., ANDERSON, D. R., BURNHAM, K. P. & J. L. LAAKE. (1993). **Distance sampling: estimating abundance of biological populations**. London, Chapman & Hall. 401p.
- CALEGARO-MARQUES, C. & J. C. BICCA-MARQUES. 1993. Reprodução de *Alouatta caraya* Humboldt, 1812 (Primates, Cebidae). **A Primatologia no Brasil**, 4: 51-66.
- CAMERON, R. & H. BUCHANAN-SMITH. 1991. Primates of the Pando, Bolívia. **Primate Conservation**, (12-13): 11-14.
- CAMPOS, J. B. & M. C. SOUZA. 1997. Vegetação, p.331-342. *In*: A. E. A. M. Vazzoler, A. A. Agostinho, N. S. Hahn. **A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná: Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá, EDUEM Nupélia. 460p.
- CAMPOS, J. B., ROMAGNOLO, M. B. & M. C. SOUZA. 2000. Structure, composition and spatial distribution of tree species in a remnant of the Semideciduous Seasonal Aluvial Forest of the Upper Paraná River Floodplain. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 43(2): 185-194.
- CAMPOS, J. B. & M. C. SOUZA. 2002. Arboreous vegetation of an Alluvial Riparian Forest and their soil relations: Porto Rico Island, Paraná river, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 45(2): 137-149.

- CAMPOS, J. B. & M. C. SOUZA. 2003. Potencial for natural Forest regeneration from seed bank in an Upper Paraná River Floodplain, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 46(4): 625-639.
- CARMO, E. H., ARAÚJO, E. S. O., MARTINS, E., PELUCCI, H., MAIA, M. L. S., ALMEIDA, M. G., DUSI, R., TUBOI, S. & Z. GUERRA. 2001. Situação atual da febre amarela no Brasil. **Boletim Eletrônico Epidemiológico/FUNASA**, 1(2): 1-11.
- CBSG. 2005. **Lion tamarin population and habitat viability assessment: Briefing Book**. Brasília, IUCN/SSC. 152p.
- CHANNELL, R. & M. V. LOMOLLINO. 2000. Dynamic biogeography and conservation of endangered species. **Nature**, 406: 84-86.
- CHAPMAN, C. A. & S. R. BALCOMB. 1998. Population characteristics of howlers: ecological conditions or group history. **International Journal of Primatology**, 19(3): 385-403.
- CHAPMAN, C. & C. A. PERES. 2001. Primate conservation in the new millennium: the role of scientists. **Evolutionary anthropology**, 10: 16-33.
- CHARLES-DOMINIQUE, P. 1986. Inter-relations between frugivorous vertebrates and pioneer plants: *Cecropia*, birds and bats in French Guyana, p.119-135. *In*: A. Estrada, T. H. Fleming. **Frugivores and seed dispersal**. Boston, Dr. W. Junk Publishers. 392p.
- CHIARELLO, A. G. & M. GALETTI. 1994. Conservation of the brown howler monkey in south-east Brazil. **Oryx**, 28(1): 37-42.
- CHIARELLO, A. G. 2000. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic Forest. **Conservation Biology**, 14(6): 1649-1657.
- CHIARELLO, A. G. & F. R. DE MELO. 2001. Primate population densities and sizes in Atlantic Forest remnants of northern Espírito Santo, Brazil. **International Journal of Primatology**, 22(3): 379-396.

- CHIVERS, D. J. & M. SANTAMARÍA. 2004. Feeding biology of Neotropical Primates. **A Primatologia no Brasil**, 8: 37-51.
- CODENOTTI, T. L., SILVA, V. M., ALBUQUERQUE, V. J., CAMARGO, E. W. & R. M. M. SILVEIRA. 2002. Distribuição e situação atual de conservação de *Alouatta caraya* (Humboldt, 1812) no Rio Grande do Sul, Brasil. **Neotropical Primates**, 10(3): 132-141.
- COIMBRA-FILHO, A. F. 2004. Os primórdios da primatologia no Brasil. **A Primatologia no Brasil**, 8: 11-35.
- COLWELL, R. K. 2000. A barrier runs through it... Or maybe just a river. **PNAS**, 97(25): 13470-13472.
- CORTE, A. C., ITANO, E. N., ONO, M. A., MALANSKI, L. S., SHIOZAWA, M. M., SVOBODA, W. K., AGUIAR, L. M., PASSOS, F. C. & Z. P. CAMARGO. 2005. Paracoccidiodomycosis-infection in free-living monkeys of northwest Paraná state, Brazil. **Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo**, 47: 62.
- CORTÉS-ORTIZ, BERMINGHAM, E., RICO, C., RODRÍGUEZ-LUNA, E., SAMPAIO, I. & M. RUIZ-GARCÍA. 2003. Molecular systematics and biogeography of the neotropical monkey genus, *Alouatta*. **Molecular Phylogenetics and Evolution**, 26: 64-81.
- COSTA, L. P., LEITE, Y. L. R., MENDES, S. L. & A. D. DITCHFIELD. 2005. Conservação de mamíferos no Brasil. **Megadiversidade**, 1(1): 103-112.
- CROCKETT, C. M. & J. F. EINSENBURG. 1987. Howlers: variations in group size and demography, p.54-68. *In*: B. B. Smuts, D. L. Cheney, R. M. Seyfarth, R. W. Wrangham, T. T. Struhsaker. **Primates Societies**. Chicago and London, University of Chicago Press.
- CROCKETT, C. M. 1998. Conservation biology of the genus *Alouatta*. **International Journal of Primatology**, 19(3): 549-578.
- CULLEN JR., L. & C. VALLADARES-PADUA. 1997. Método para estudos de ecologia, manejo e conservação de primatas na natureza, p.239-269. *In*: C. Valladares-Padua, R. E. Bodmer,

- Cullen Jr, L. **Manejo e conservação de vida silvestre no Brasil**. Brasília, Sociedade Civil Mamiarauá/CNPq. 286p.
- CULLEN JR. L., BODMER, R. E. & C. VALLADARES-PÁDUA. 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. **Biological Conservation**, 95:49-56.
- CULLEN JR., L. & R. RUDRAN. 2003. Transectos lineares na estimativa de densidade de mamíferos e aves de médio e grande porte. *In*: L. Cullen Jr., R. Rudran, C. Valladares-Padua. **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba, UFPR e Fundação o Boticário de Proteção a Natureza. 667p.
- CULLEN JR., L., ABREU, C. C., SANA, D. & A. F. D. NAVA. 2005. Jaguars as landscape detectives for the upper Paraná River corridor, Brazil. **Natureza & Conservação**, 3(1): 147-161.
- DEFLER, T. R. 2001. *Cacajao melanocephalus ouakary* densities on the lower Apaporis river, Colombian Amazon. **Primate Report**, 61: 31-36.
- DEFLER, T. R. 2004. **Primates of Colombia**. J. V. Rodríguez-MahechaBogotá, A. B. Rylands, R. A. Mittermeier. Bogotá, Conservation International. 550p.
- DÉGALLIER, N., TRAVASSOS DA ROSA, A. P. A., HERVÉ, J., TRAVASSOS DA ROSA, J. F. S., VASCONCELOS, P. F. C., MANGABEIRA DA SILVA, C. J., BARROS, V. L. R. S., DIAS, L. B., TRAVASSOS DA ROSA, E. S. & S. G. RODRIGUES. 1992. A comparative study of yellow fever in Africa and South America. **Ciência e Cultura**, 44(2): 143-151.
- DELUYCKER, A. 1995. Deforestation, selective cutting, and habitat fragmentation: the impact on a black howler monkey (*Alouatta caraya*) population in northern Argentina. **Boletín Primatológico Latinoamericano**, 5(1): 17-24.
- DESALLE, R. & G. AMATO. 2004. The expansion of conservation genetics. **Nature**, (5): 702-712.

- DI BITETTI, M. S., PLACCI, G., BROWN, A. D. & D. I. RODE. 1994. Conservation and population status of the brown howling monkey (*Alouatta fusca clamitans*) in Argentina. **Neotropical Primates**, 2(4): 1-4.
- DI BITETTI, M. S. 2001. Home-range use by the tufted capuchin monkey (*Cebus apella nigritus*) in a subtropical rainforest of Argentina. **Journal Zoological Society of London**, 253: 33-45.
- DOAK, D. F. & L. S. MILLS. 1994. A useful role for theory in conservation. **Ecology**, 75(3): 615-626.
- DVOSKIN, R., JUAREZ, C. P. & E. FERNANDEZ-DUQUE. 2004. Population density of Black Howlers (*Alouatta caraya*) in the gallery Forests of the Argentinean Chaco: a preliminary assessment. **Folia Primatologica.**, 75: 93-96.
- ESTRADA, A. 1982. Survey and census of howler monkeys (*Alouatta palliata*) in the rain Forest of Los Tuxtlas, Veracruz, Mexico. **American Journal of Primatology**, 22: 363-372.
- ESTRADA, A. & R. COATES-ESTRADA. 1985. A preliminary study of resource overlap between howling monkeys (*Alouatta palliata*) and other arboreal mammals in the Tropical Rain Forest of Los Tuxtlas, Mexico. **American Journal of Primatology**, 9: 27-37.
- ESTRADA, A., MENDOZA, A., CASTELLANOS, L., PACHECO, R., VAN BELLE, S., GARCÍA, Y. & D. MUNÓZ. 2002. Population of the black howler monkey (*Alouatta pigra*) in a fragmented landscape in Palenque, Chiapas, México. **American Journal of Primatology**, 58: 45-55.
- ESTRADA, A., LUECKE, L., VAN BELLE, S., BARRUETA, E. & M. R. MEDA. 2004. Survey of black howler (*Alouatta pigra*) and spider (*Ateles geoffroyi*) monkeys in the Mayan sites of Calakmul and Yaxchilán, México and Tikal, Guatemala. **Primates**, 45: 33-39.

- FEDIGAN, L. M. & K. JACK. 2001. Neotropical primates in a regenerating Costa Rican Dry Forest: a comparison of howler and capuchin population patterns. **International Journal of Primatology**, 22(5): 689-713.
- FERNANDES, M. E. B., CARDOSO DA SILVA, J. M. & J. S. SILVA-JÚNIOR. 1995. The monkeys of the islands of the Amazon estuary, Brazil: a biogeographic analysis. **Mammalia**, 59(2): 213-221.
- FERNANDEZ-DUQUE, E., ROTUNDO, M. & C. SLOAN. 2001. Density and population structure of owl monkeys (*Aotus azarai*) in the Argentinean Chaco. **American Journal of Primatology**, 53: 99-108.
- FERRARI, S. F. 2002. Multiple transects or multiple walks? A response to Magnusson (2001). **Neotropical Primates**, 10(3): 131-132.
- FERRARI, S. F. 2004. Biogeography of Amazonian primates. **A Primatologia no Brasil**, 8: 101-122.
- FLEAGLE, J. G., JANSON, C. H. & K. E. REED. 1999. Primate diversity. p.90-91. *In*: J. G. Fleagle, C. H. Janson, K. E. Reed. **Primates communities**. Cambridge, Cambridge University Press. 329p.
- FRAGASZY, D., IZAR, P., VISALBERGHI, E., OTTONI, E. B. & M. G. OLIVEIRA. 2004. Wild capuchin monkeys (*Cebus libidinosus*) use anvils and stone pounding tools. **American Journal of Primatology**, 64: 359-366.
- FREESE, C. H. & J. R. OPPENHEIMER. 1981. The capuchin monkeys, Genus *Cebus*, p.331-389. *In*: A. F. Coimbra-Filho, R. A. Mittermeier. **Ecology and Behavior of Neotropical Primates**, 1. Rio de Janeiro, Academia Brasileira de Ciências.
- FREITAS, R. B., PINHEIRO, F. P., SANTOS, M. A. V., TRAVASSOS DA ROSA, A. P. A., TRAVASSOS DA ROSA, J. F. S. & E. N. FREITAS. 1982. Epidemia de vírus Oropuche no

- leste do estado do Pará, 1979, p.419-432. *In: Simpósio Internacional sobre arbovírus dos trópicos e febres hemorrágicas*. Rio de Janeiro, Academia Brasileira de Ciências.
- GANZHORN, J. U. 1999. Body mass, competition and the structure of primate communities, p.141-157. *In: Fleagle, J. G., Janson, C. H., K. E. Reed. Primates communities*. Cambridge, Cambridge University Press. 329p.
- GARCEZ, L. M., GOTO, H., RAMOS, P. K., BRIGIDO, M. C., GOMES, P. A. F., SOUZA, R. A., DE LUCA, P. M., MENDONÇA, S. C., MUNIZ, J. A. P. C. & J. J. SHAW. 2002. *Leishmania (Leishmania) amazonensis*-induced cutaneous leishmaniasis in the primate *Cebus apella*: a model for vaccine trials. **International Journal of Parasitology**, 32: 1755-1764.
- GARCIA, J. L., SVOBODA, W. K., CHRYSAFIDIS, A. L., MALANSKI, L. S., SHIOZAWA, M. M., AGUIAR, L. M., TEIXEIRA, G. M., LUDWIG, G., SILVA, L. R., HILST, C. & I. T. NAVARRO. 2005. Sero-epidemiological survey for toxoplasmosis in wild New World monkeys (*Cebus* spp.; *Alouatta caraya*) at the Paraná river basin, Paraná state, Brazil. **Veterinary Parasitology**, 133: 307-311.
- GASCON, C., MALCOLM, J. R., PATTON, J. L., SILVA, M. N. F., BOGART, J. P., LOUGHEED, S. C., PERES, C. A., NECKEL, S. & P. T. BOAG. 2000. Riverine barriers and the geographic distribution of Amazonian species. **PNAS**, 97(25): 13672-13677.
- GAULIN, S. J., D. H. KNIGHT & C. K. GAULIN. 1980. Local variance in *Alouatta* group size and food availability on Barro Colorado Island. **Biotropica**, 12: 137-143.
- GONZÁLEZ, V., ZUNINO, G. E., KOWALEWSKI, M. & S. P. BRAVO. 2002. Densidad de monos aulladores (*Alouatta caraya*) y composición y estructura de la selva de inundación en una isla del Rio Paraná medio. **Rev. Mus. Argentino Cienc. Nat**, 4(1): 7-12.
- GONZALEZ-KIRCHNER, J. P. 1998. Group size and population density of the black howler monkey (*Alouatta pigra*) in Muchukux Forest, Quintana Roo, México. **Folia Primatol**, 69: 260-265.

- GONZALEZ-KIRCHNER, J. P. 1999. Habitat use, population density and subgrouping pattern of the Yucatán Spider monkey (*Ateles geoffroyi yucatanensis*) in Quintana Roo, México. **Folia Primatol**, 70: 55-60.
- GONZÁLEZ-SOLÍS, J., GUIX, J. C., MATEOS, E. & L. LLORENS. 2001. Population density of primates in a large fragment of the brazilian Atlantic Rainforest. **Biodiversity and Conservation**, 10: 1267-1282.
- GOODMAN, S. M. & J. U. GANZHORN. 2004. Biogeographic of lemurs in the humid forests of Madagascar: the role of elevational distribution and rivers. **J. Biogeogr.**, 31: 47-55.
- GREEN, K. M. 1978. Primate censusing in northern Colômbia: a comparison of two techniques. **Primates**, 19(3): 537-550.
- GREGORIN, R. 2006. Taxonomia e variação geográfica das espécies do gênero *Alouatta* Lacépède (Primates, Atelidae) no Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 23 (1): 64-144.
- GROVES, C. P. 2001. **Primate Taxonomy**. Washington D. C., Smithsonian Institution Press.
- HAUGAASEN, T. & C. A. PERES. 2005. Primate assemblage structure in amazonian flooded and unflooded forests. **American Journal of Primatology**, 67: 243-258.
- HERVÉ, J. P. & A. P. A. TRAVASSOS DA ROSA. 1983. Ecologia da febre amarela no Brasil. **Rev. Fund. Sesp.**, 28(1): 11-19.
- IBAMA. 2003. **Lista oficial da fauna brasileira ameaçada de extinção**. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Fundação Biodiversitas e Conservation International Brasil. http://www.biodiversitas.org.br/t_ameaca/listaibama2003.htm.
- IWANAGA, S. & S. F. FERRARI. 2002. Geographic distribution of red howlers (*Alouatta seniculus*) in southwestern brazilian Amazônia, with notes on *Alouatta caraya*. **International Journal of Primatology**, 23(6): 1245-1256.

- IZAR, P. 2004. Female social relationships of *Cebus apella nigrinus* in a southeastern Atlantic Forest: an analysis through ecological models of primate social evolution. **Behaviour**, 141: 71-99.
- JAKSIC, F. M., IRIARTE, J. A., JIMÉNEZ, J. E. & D. R. MARTÍNEZ. 2002. Invaders without frontiers: cross-border invasions of exotic mammals. **Biological Invasions**, 4: 157-173.
- JANSON, C. H. & L. H. EMMONS. 1990. Ecological structure of the non-flying mammal community at Cocha Cashu Biological Station, Manu National Park, Peru, p.314-338. *In*: A. H. Gentry. **Four Neotropical Forests**. New Haven, Yale University Press.
- JANZEN, D. H. 1974. Tropical Blackwater rivers, animals, and mast fruiting by Dipterocarpaceae. **Biotropica**, 6(2): 69-103.
- JARDIM, M. M. A. 2005. **Ecologia populacional de bugios-ruivos (*Alouatta guariba*) nos municípios de Porto Alegre e Viamão, RS, Brasil**. *Tese de doutorado*. Universidade Estadual de Campinas, Campinas SP. 113p.
- JOHNSON, M. A., SARAIVA, P. M. & D. COELHO. 1999. The role of gallery forests in the distribution of Cerrado mammals. **Revista Brasileira de Biologia**, 59(3): 421-427.
- JOHNSON, S. E. & D. J. OVERDORFF. 1999. Census of Brown Lemurs (*Eulemur fulvus* spp.) in southeastern Madagascar: methods-testing and conservation implications. **American Journal of Primatology**, 47: 51-60.
- JONES, C. B. 1995. Howler subgroups as homeostatic mechanisms in disturbed habitats. **Neotropical Primates**, 3(1): 7-9.
- KARESH, W. B., WALLACE, R. B., PAINTER, R. L. E., RUMIZ, D., BRASELTON, W. E., DIERENFELD, E. S. & H. PUCHE. 1998. Immobilization and health assessment of free-ranging black spider monkeys (*Ateles paniscus chamek*). **American Journal of Primatology**, 44: 107-123.

- KAY, R. F., HADDEN, R. H., VAN SCHAİK, C. & D. HIGDON. 1997. Primate species richness is determined by plant productivity: implications for conservation. **PNAS**, 94: 10323-13027.
- KESSLER, P. 1998. Primate densities in the Natural Reserve of Nouragues, French Guiana. **Neotropical Primates**, 6(2): 45-46.
- KOWALEWSKI, M. & G. E. ZUNINO. 2004. Birth seasonality in *Alouatta caraya* in Northern Argentina. **International Journal of Primatology**, 25(2): 383-400.
- KREBS, C. J. 1994. **Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance**. New York, Addison-Wesley Educational Publishers. 801p.
- LEHMAN, S. M. 2000. A primate community structure in Guyana: a biogeographic analysis. **International Journal of Primatology**, 21(3): 333-351.
- LEHMAN, S. M. 2004. Distribution and diversity of Primates in Guyana: species-area relationships and riverine barriers. **International Journal of Primatology**, 25(1): 73-95.
- LORINI, M. L. & V. G. PERSSONI. 1990. A contribuição de André Mayer a História Natural no Paraná (Brasil). II Mamíferos do Terceiro Planalto Paranaense. **Arq. Biol. Tecnol.**, 32(1): 117-132.
- LOVEJOY, T. E., BIERREGAARD, R. O., RYLANDS, A. B., MALCOLM, J. R., QUINTELA, C. E., HARPER, L. H., BROWN JR., K. S., POWELL, A. H., POWELL, G. V. N., SCHUBART, H. O. R. & M. B. HAYS. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments, p.257-285. *In*: M. E. Soulé. **Conservation Biology, the science of scarcity and diversity**. Massachusetts, Sinauer Associates Inc Publishers. 584p.
- LUDWIG, G. 2002. **Dieta de *Alouatta guariba* (Humboldt, 1812) e *Cebus apella* (Linnaeus, 1758) no remanescente florestal Mata Doralice, Ibiporã, PR. *Monografia de Bacharelado*. Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR. 94p.**
- LUDWIG, G., AGUIAR, L. M., MIRANDA, J. M. D., TEIXEIRA, G. M., SVOBODA, W. K., MALANSKI, L. S., SHIOZAWA, M. M., HILST, C. L. S., NAVARRO, I. T. & F. C. PASSOS. *In*

- press.a*. Cougar predation on black-and-gold howlers on Mutum Island, Southern Brazil. **International Journal of Primatology**, 28(1).
- LUDWIG, G., AGUIAR, L. M. & V. J. ROCHA. *In press.b*. Comportamento de obtenção de *Manihot esculenta* Crantz (Euphorbiaceae), mandioca, por *Cebus nigritus* (Goldfuss) (Primates, Cebidae) como uma adaptação alimentar em períodos de escassez. **Revista Brasileira de Zoologia**.
- LYNCH, J. W. & J. RÍMOLI. 2000. Demography of a group of tufted capuchin monkeys (*Cebus apella nigritus*) at the Estação Biológica de Caratinga, Minas Gerais, Brazil. **Neotropical Primates**, 8(1): 44-49.
- MARGARIDO, C. C. & F. G. BRAGA. 2004. Mamíferos, p. 27-142. *In*: S. B. Mikish, R. L. Bérnils. **Livro Vermelho da Fauna Ameaçada no Estado do Paraná**. Curitiba, Governo do Paraná/SEMA/IAP. 763p.
- MARTIN, R. D. 1990. **Primate origins and evolution, a phylogenetic reconstruction**. London, Chapman and Hall. 804p.
- MENDES, S. L. 1989. Estudo ecológico de *Alouatta fusca* (Primates: Cebidae) na Estação Biológica de Caratinga, MG. **Revista Nordestina de Biologia**, 6(2): 71-104.
- MENDES PONTES, A. R. 1999. Environmental determinants of primate abundance in Macará Island, Roraima, Brazilian Amazônia. **Journal of Zoological Society of London**, 247: 189-199.
- MENDES PONTES, A. R. 2004. Ecology of a community of mammals in a seasonally dry Forest in Roraima, Brazilian Amazon. **Mammalian Biology**, 69(3): 319-336.
- MIRANDA, J. M. D. 2004. **Ecologia e conservação de *Alouatta guariba clamitans* Cabrera 1940 em Floresta Ombrófila Mista, Paraná, Brasil**. *Dissertação de mestrado*. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR. 95p.

- MOTA, M. N. J. & J. B. CAMPOS. 2001. Antecedentes históricos de proteção ambiental às ilhas e várzeas do rio Paraná, p.20-36. *In*: Campos. J. B. **Parque Nacional de Ilha Grande, re-conquista e desafios**. Maringá, IAP. 118p.
- MUDRY, M. D., SLAVUTSKY, I., ZUNINO, G. E., DELPRAT, A. & A. D. BROWN. 1991. The chromosomes of *Cebus apella* from Argentina. **Revista Brasileira de Genética**, 14: 729-738.
- NAIMAN, R. J., DECAMPS, H. & M. POLLOCK. 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. **Ecological Applications**, 3(2): 209-212.
- NEIFF, J. J. 1990. Ideas para la interpretacion ecológica del Paraná. **Interciencia**, 15(6): 424-441.
- NOWAK, R. M. 1999. **Walker's mammals of the world, 1**. Baltimore and London, The Johns Hopkins University Press. 836p.
- NRC. 1981. **Techniques for the study of primate population ecology**. National Research Council., National Academy Press, 836p.
- PASSOS, F. C., MIRANDA, J. M. D., AGUIAR, L. M., LUDWIG, G., BERNARDI, I. P. & R. F. MORO-RIOS. *In press*. Ocorrência e distribuição de primatas no estado do Paraná, sul do Brasil. *In*: J. C. Bicca-Marques. **A Primatologia no Brasil 10**. Porto Alegre.
- PERES, C. A. 1989. A survey of a gallery forest primate community, Marajó Island, Pará, Brazil. **Vida Sylvestre Neotropical**, 2(1): 32-37.
- PERES, C. A. 1990. Effects of hunting on western Amazonian primate communities. **Biological Conservation**, 54: 47-59.
- PERES, C. A. 1993. Structure and spatial organization of an Amazonian terra firme Forest primate community. **Journal of Tropical Ecology**, 9: 259-276.
- PERES, C. A. 1999. General guidelines for standardizing line-transect surveys of tropical forest primates. **Neotropical Primates**, 7(1): 11-16.

- PERES, C. A. & C. H. JANSON. 1999. Species coexistence, distribution, and environmental determinants of neotropical primate richness: a community-level zoogeographic analysis. p.55-74. *In*: Fleagle, J. G., Janson, C. H. & K. E. Reed. **Primates communities**. Cambridge, Cambridge University Press. 329p.
- PERES, C. A. & P. M. DOLMAN. 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. & G. A. B. FONSECA. 1993. Habitat, density and group size of primates in a brazilian tropical Forest. **Folia Primatologica**, 61: 135-143.
- POR, F. D. 1992. **Sooretama, the Atlantic rain Forest of Brazil**. The Hague, SPB Academic Publishing III. 130p.
- PRINTES, R. C., LIESENFELD, M. V. A. & L. JERUSALINSKY, L. 2001. *Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940: a new southern limit for the species and for neotropical primates. **Neotropical Primates**, 9(3): 118-121.
- PRUETZ, J. D. & H. C. LEASOR. 2002. Survey of three primate species in Forest fragments at La Suerte Biological Field Station, Costa Rica. **Neotropical Primates**, 10(1): 4-9.
- RANZI, A. 2000. **Paleoecologia da Amazônia: megafauna do Pleistoceno**. Florianópolis, Editora da UFSC. 101p.
- REDFORD, K. H. & G. A. B. FONSECA. 1986. The role of gallery forests in the Zoogeography of the Cerrado's non-volant mammalian fauna. **Biotropica**, 18(2): 126-135.
- REED, K. E. & J. G. FLEAGLE. 1995. Geographic and climatic control of Primate diversity. **PNAS**, 92: 7874-7876.

- REED, K. E. 1999. Population density of primates in communities: differences in community structure, p.116-140. *In*: J. G. Fleagle, C. H. Janson, K. E. Reed. **Primate Communities**, Cambridge, Cambridge University Press. 329p.
- REED, K. & L. R. BIDNER. 2004. Primate communities: past, present and possible future. **YearBook of Physical Anthropology**, 47: 2-39.
- REIS, N. R., PERACCHI, A. L., FANDINO-MARINO, H. & V. J. ROCHA. 2005. **Mamíferos da Fazenda Monte Alegre - Paraná**. Londrina, EDUEL. 202p.
- RICKLEFS, R. E. 2003. **A economia da natureza**. Rio de Janeiro, Editora Guanabara Koogan S.A. 503p.
- ROBINSON, J. G. 1986. Seasonal variation in use of time and space by the wedge-capped capuchin monkey, *Cebus olivaceus*: implications for foraging theory. **Smithsonian Contributions to Zoology**, 431: 1-60.
- ROCHA, V. J. 1995. **Dieta, ação sobre sementes, padrão de atividade e área de uso de *Cebus apella* (Linnaeus, 1758) em três fragmentos florestais de tamanhos distintos na região de Londrina – PR**. *Dissertação de mestrado*. Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 79p.
- ROCHA, V. J., REIS, N. R. & M. L. SEKIAMA. 1998. Uso de ferramentas por *Cebus apella* (Linnaeus) (Primates, Cebidae) para obtenção de larvas de coleóptera que parasitam sementes de *Syagrus romanzoffianum* (Cham.) Glassm. (Arecaceae). **Revista Brasileira de Zoologia**, 15(4): 945-950.
- ROCHA, V. J. 2001. **Ecologia de mamíferos de médio e grande portes do Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina (PR)**. *Tese de doutorado*. Universidade Federal do Paraná, Curitiba PR.
- ROCHA, V. J., AGUIAR, L. M., LUDWIG, G., HILST, C. L. S., TEIXEIRA, G. M., SVOBODA, W. K., SHIOZAWA, M. M., MALANSKI, L. S., NAVARRO, I. T., MARIÑO, J. H. F. & F. C.

- PASSOS. *In press*. Techniques and trap models for the capture of the black tufted capuchin monkey (*Cebus nigritus*) in the state of Paraná, southern Brazil: with notes on other mammals. **International Journal of Primatology**, 28(1).
- ROCHA-MENDES, F., MIKICH, S. B., BIANCONI, G. V. & W. A. PEDRO. 2005. Mamíferos do município de Fênix, Paraná, Brasil: etnologia e conservação. **Revista Brasileira de Zoologia**, 22(4): 991-1002.
- RODRIGUES, F. H. G., MEDRI, I. M., TOMAS, W. M. & G. M. MOURÃO. 2002. **Revisão do conhecimento sobre ocorrência e distribuição de Mamíferos do Pantanal**. Corumbá, Embrapa Pantanal. 41p. (Embrapa. Documentos, 38).
- RODRIGUES, M. T. 2005. A biodiversidade dos Cerrados: conhecimento atual e perspectivas, com uma hipótese sobre o papel das matas de galerias na troca faunística durante ciclos climáticos, p.235-246. *In*: A. Scariot, J. C. Sousa-Silva, J. M. Felfili. **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente. 439p.
- ROMAGNOLO, M. B. & M. C. SOUZA. 2000. Análise florística e estrutural de florestas ripárias do alto rio Paraná, Taquaruçu, MS. **Acta bot. Bras.** 14(2): 163-174.
- ROSA, M. C. 1997. Processo de ocupação e situação atual, p. 371-394. *In*: A. E. A. M. Vazzoler, A. A. Agostinho, N. S. Hahn. **A Planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá, Eduem Nupélia. 460p.
- ROSA, S. D. 2004. **Morcegos (Chiroptera, Mammalia) de um remanescente de restinga, Paraná, Brasil: ecologia da comunidade e dispersão de sementes**. *Dissertação de mestrado*. Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 113p.
- RUDRAN, R. 1979. The demography and social mobility of a red howler (*Alouatta seniculus*) population in Venezuela, p.99-118. *In*: J. F. Eisenberg. **Vertebrate Ecology in the Northern Neotropics**. Washington D. C., Smithsonian Institution Press.

- RUDRAN, R., KUNZ, T. H., SOUTHWELL, P. J. & SMITH, A. P. 1996. Observational Techniques for nonvolant mammals, p.81-104. *In*: D. E. Wilson, F. R. Cole, J. D. Nichols, R. Rudran, M. S. Foster. **Measuring and monitoring biological diversity, Standard Methods for Mammals**. Washington D. C., Smithsonian Institution. 409p.
- RUDRAN, R. & E. FERNANDEZ-DUQUE. 2003. Demographic changes over thirty years in a red howler population in Venezuela. **International Journal of Primatology**, 24(5): 925-947.
- RUMIZ, D. I. 1990. *Alouatta caraya*: Population density and demography in northern Argentina. **American Journal of Primatology**, 21: 279-294.
- RYLANDS, A. B. & A. KEUROGHLIAN. 1998. Primate population densities in continuous forest and forest fragments in central Amazonia. **Acta Amazonica**, 1118(3-4): 297-301.
- RYLANDS, A. B., FONSECA, G. A. B., LEITE, Y. L. R. & R. A. MITTERMEIER. 1996. Primates of the Atlantic Forest: origins, distributions, endemism, and communities. *In*: Norconk *et al.* **Adaptive Radiations of Neotropical Primates**. New York, Plenum Press.
- RYLANDS, A. B., MITTERMEIER, R. A. & E. RODRÍGUEZ-LUNA. 1997. Conservation of Neotropical Primates: threatened species and an analysis of primate diversity by country and region. **Folia Primatologica**, 68: 134-160.
- RYLANDS, A. B., KIERULFF, M. C. M & R. A. MITTERMEIER. 2005. Notes on the taxonomy and distribution of the tufted capuchin monkeys (*Cebus*, Cebidae) of South America. **Lundiana**, 6: 97-110.
- SCHNEIDER, M., MARQUES, A. A. B., LIMA, R. S. S., NOGUEIRA, C. P., PRINTES, R. C. & J. A. S. SILVA. 2000. Lista atualizada dos mamíferos encontrados no Parque Nacional da Serra da Canastra (MG) e arredores, com comentários sobre as espécies. **Biociências**, 8(2): 3-17.
- SCHWARZKOPF, L. & A. B. RYLANDS. 1989. Primate species richness in relation to habitat structure in amazonian rainforest fragments. **Biological Conservation**, 48: 1-12.

- SILVA JR. E. C. S. 1981. A preliminary survey of brown howler monkeys (*Alouatta fusca*) at the Cantareira Reserve (São Paulo, Brazil). **Revista Brasileira de Biologia**, 41(4): 897-909.
- SILVA-JÚNIOR, J. S. 2001. **Especiação nos macacos-prego e caiararas, gênero *Cebus Erxleben, 1777 (Primates, Cebidae)***. *Tese de doutorado*. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 377p.
- SORENSEN, T. C. & L. M. FEDIGAN. 2000. Distribution of three monkey species along a gradient of regenerating tropical dry Forest. **Biological Conservation**, 92: 227-240.
- SOUTHWELL, C. 1996. Estimation of population size and density, p.193-210. *In*: D. E. Wilson, F. R. Cole, J. D. Nichols, R. Rudran, M. S. Foster. **Measuring and monitoring biological diversity, Standard Methods for Mammals**. Washington D. C., Smithsonian Institution. 409p.
- SOUZA, M. C. 1998. **Estrutura e composição florística da vegetação de um remanescente florestal da margem esquerda do rio Paraná (Mata do Araldo, Município de Porto Rico- PR)**. *Tese de doutorado*. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 172p.
- SOUZA, M. C., CISLINSKI, J. & M. B. ROMAGNOLO. 1997. Levantamento florístico, p.343-368. *In*: A. E. A. M. Vazzoler, A. A. Agostinho, N. S. Hahn. **A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná: Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá, EDUEM Nupélia. 460p.
- SOUZA FILHO, E. E. & J. C. STEVAUX. 1997. Geologia e geomorfologia do complexo rio Baía, Curutuba, Ivinheima, p.3-46. *In*: A. E. A. M. Vazzoler, A. A. Agostinho, N. S. Hahn. **A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná: Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá, EDUEM Nupélia. 460p.
- SOUZA, M. C., ROMAGNOLO, M. B. & K. K. KITA. 2004 a. Riparian vegetation: ecotones and plant communities, p.353-367. *In*: S. M. Thomaz, A. A. Agostinho, N. S. Hahn. **The**

Upper Paraná River and its Floodplain: Physical aspects, ecology and conservation.

Leiden, Backhuys Publishers.

- SOUZA, M. C., KITA, K. K., ROMAGNOLO, M. B., TOMAZINI, V., ALBUQUERQUE, E. C., SECORUN, A. C. & D. T. B. MIOLA. 2004 b. Riparian vegetation of the upper Paraná river floodplain, Paraná and Mato Grosso do Sul, Brazil, p.233-238. *In*: A. A. Agostinho, L. Rodrigues, L. C. Gomes, S. M. Thomaz, L. E. Miranda. **Structure and functioning of the Paraná river and its floodplain: LTER-Site 6 (PELD sítio 6)**. Maringá, EDUEM.
- SPICHIGER, R., BERTONI, B. S. & P. A. LOIZEAU. 1992. The Forest of the Paraguayan Alto Paraná. **Candollea**, 47(2): 219-250.
- SPIRONELLO, W. R. 2001. The Brown capuchin monkey (*Cebus apella*): ecology and home range requirements in central Amazônia, p.271-283. *In*: C. Gascon, T. E. Lovejoy, R. Mesquita. **Lesson from Amazonia**. London, New Harver. 478p.
- STEINMETZ, S. 2001. Densidade e conservação do bugio (*Alouatta fusca*) no Parque Estadual Intervales. **Neotropical Primates**, 9(2): 69-73.
- STEVAUX, J. C. 1994. Geomorfologia, sedimentologia e paleoclimatologia do Alto Curso do rio Paraná (Porto Rico, PR). **Bol. Par. de Geociências**, 42: 97-112.
- STONER, K. E. 1994. Population density of the mantled howler monkey (*Alouatta palliata*) at La Selva Biological Reserve, Costa Rica: a new technique to analyze census data. **Biotropica**, 26(3): 332-340.
- TERBORGH, J. 1983. **Five new world monkey, a study in comparative ecology**. New Jersey, Princeton University Press. 260p.
- THOISY, B., VOGEL, I., REYNES, J., POULIQUEN, J., CARMÉ, B., KAZANJI, M., & J. VÍÉ. 2001. Health evaluation of translocated free-ranging primates in French Guiana. **American Journal of Primatology**, 54:1-16.

- THOISY, B., DUSSART, P. & M. KAZANJL. 2004. Wild terrestrial rainforest mammals as potential reservoirs for flaviviruses (yellow fever, dengue 2 and St Louis encephalitis viruses) in French Guiana. **Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene**, 98: 409-412.
- THOMAS, L., BUCKLAND, S. T., BURNHAM, K. P., ANDERSON, D. R., LAAKE, J. L., BORCHERS, D. L. & S. STRINDBERG. 2002. Distance sampling. **Encyclopedia of Environmetrics**, 1: 544-552.
- THOMAZ, S. M., ROBERTO, M. C. & L. M. BINI. 1997. Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos, p.73-102. *In*: A. E. A. M. Vazzoler, A. A. Agostinho, N. S. Hahn. **A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná: Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá, EDUEM Nupélia. 460p.
- TIEPOLO, L. M., FERNANDEZ, F. A. S. & W. M. TOMAS. 2004. A conservação da população de cervo-do-pantanal *Blastocerus dichotomus* (Illiger, 1815) (Mammalia, Cervidae) no Parque Nacional de Ilha Grande e entorno (PR/MS). **Natureza & Conservação**, 2(1): 56-66.
- TORRES, M. A. N., SANTOS, E., ALMEIDA, M. A. B., CRUZ, L. L. & A. F. SPERB. 2003. Vigilância da febre amarela silvestre no Rio Grande do Sul. **Boletim Epidemiológico**, 5(4): 1-8.
- VAN ROOSMALEN, M. G. M., VAN ROOSMALEN, T. & R. A. MITTERMEIER. 2002. A taxonomic review of the titi monkeys, Genus *Callicebus*, Thomas, 1903, with the description of two new species, *Callicebus benhardi* and *Callicebus stephennashi*, from brazilian Amazonia. **Neotropical Primates**, 10(Suppl.): 52p.
- VASCONCELOS, P. F. C., COSTA, Z. G., TRAVASSOS DA ROSA, E. S., LUNA, E., RODRIGUES, S. G., BARROS, V. L. R. S., DIAS, J. P., MONTEIRO, H. A. O., OLIVA, O. F. P., VASCONCELOS, H. B., OLIVEIRA, R. C., SOUZA, M. R. S., BARBOSA DA SILVA, J., CRUZ,

- A. C. R., MARTINS, E. C. & J. F. S. TRAVASSOS DA ROSA. 2001a. Epidemic of jungle yellow fever in Brazil, 2000: implications of climatic alterations in disease spread. **Journal of Medical Virology**, 65: 598-604.
- VASCONCELOS, P. F. C., ROSA, A. P. A. T., RODRIGUES, S. G., ROSA, E. S. T., MONTEIRO, H. A. O., CRUZ, A. C. R., BARROS, V. L. R. S., SOUZA, M. R. & J. F. S. T. ROSA. 2001b. Yellow fever in Pará state, Amazon region of Brazil, 1998-1999: entomologic and epidemiologic findings. **Emerging infectious diseases**, 7(3): 565-569.
- VASCONCELOS, P. F. C., SPERB, A. F., MONTEIRO, H. A. O., TORRES, M. A. N., SOUSA, M. R. S., VASCONCELOS, H. B., MARDINI, L. B. L. F. & S. G. RODRIGUES. 2003. Isolation of yellow fever virus from *Haemagogus leucocelaenus* in Rio Grande do Sul state, Brazil. **Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene**, 97: 60-62.
- VAZZOLER, A. E. A. M., AGOSTINHO, A. A. & N. S. HANH. 1997. **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá, EDUEM Nupélia. 317p.
- VIDOLIN, G. P. & S. B. MIKICH. 2004. *Cebus nigritus* (Primates: Cebidae) no P. E. Vila Rica do Espírito Santo, Fênix-PR: Estimativa populacional e área de vida, composição e dinâmica dos grupos, p.196-205. *In: Anais do IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação*. Curitiba, 736p.
- VILANOVA, R., SILVA JÚNIOR, J. S., GRELLE, C. E. V., MARROIG, G. & CERQUEIRA, R. 2005. Limites climáticos e vegetacionais das distribuições de *Cebus nigritus* e *Cebus robustus* (Cebinae, Platyrrhini). **Neotropical Primates**, 13(1): 14-19.
- VILLALBA, J. S., PRIGIONI, C. M. & A. C. SAPPA. 1995. Sobre la posible presencia de *Alouatta caraya* em Uruguay. **Neotropical Primates**, 3: 173-174.

- WALLACE, R. B., PAINTER, R. L. E. & A. B. TABER. 1998. Primate diversity, habitat preferences, and population density estimates in Noel Kempff Mercado National Park, Santa Cruz Department, Bolivia. **American Journal of Primatology**, 46: 197-211.
- WALLACE, R. B., PAINTER, R. L. E., RUMIZ, D. I. & A. B. TABER. 2000. Primate diversity, distribution and relative abundances in the rios Blanco y Negro Wildlife Reserve, Santa Cruz Department, Bolivia. **Neotropical Primates**, 8(1): 24-28.
- WASSERMAN, M. D. & C. A. CHAPMAN. 2003. Determinants of colobine monkey abundance: the importance of food energy, protein and fibre content. **Journal of Animal Ecology**, 72: 650-659.
- ZUNINO, G. E., CHALUKIAN, S. C. & D. I. RUMIZ. 1986. Infanticidio y desaparición de infantes asociados al reemplazo de machos en grupos de *Alouatta caraya*. **A Primatologia no Brasil**, 2: 185-190.
- ZUNINO, G. A., BRAVO, S., FERREIRA, F. M. & C. REISENMAN. 1996. Characteristics of two types of habitat and the status of the howler monkey (*Alouatta caraya*) in northern Argentina. **Neotropical Primates**, 4(2): 48-50.
- ZUNINO, G. A., GONZÁLEZ, V., KOWALEWSKI, M. M. & S. P. BRAVO. 2001. *Alouatta caraya*: relations among habitat, density and social organization. **Primate Report**, 61: 37-46.

Anexo

