UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
INSTITUTO DE BIOCIÊNCIAS - RIO CLARO

ECOLOGIA

FERNANDA DE ALMEIDA MEIRELLES

LEVANTAMENTO E CENSO DE AVES E MAMÍFEROS CINEGÉTICOS NO PARQUE ESTADUAL TURÍSTICO DO ALTO RIBEIRA (PETAR), SP

Rio Claro
2009

FERNANDA DE ALMEIDA MEIRELLES

LEVANTAMENTO E CENSO DE AVES E MAMÍFEROS CINEGÉTICOS NO PARQUE ESTADUAL TURÍSTICO DO ALTO RIBEIRA (PETAR), SP

Orientador: Mauro Galetti Rodrigues

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" - Câmpus de Rio Claro, para obtenção do grau de Ecólogo

Rio Claro
2009

591.5 Meirelles, Fernanda de Almeida
M514L Levantamento e censo de aves e mamíferos cinegéticos no Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira (PETAR), SP / Fernanda de Almeida Meirelles. - Rio Claro : [s.n.], 2009
42 f. : il., figs., gráfs., tabs., fots., mapas

Trabalho de conclusão de curso (Ecologia) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro
Orientador: Mauro Galetri

1. Ecologia animal. 2. Censo. 3. Defaunação. 4. Mamíferos cinegéticos. 5. Mata Atlântica. 6. Aves cinegéticas. I. Título.

Ficha Catalográfica elaborada pela STATI - Biblioteca da UNESP
Campus de Rio Claro/SP

A vocês:

Escolho meus amigos não pela pele ou outro arquétipo qualquer, mas pela pupila.
Tem que ter brilho questionador e tonalidade inquietante.
A mim não interessam os bons de espírito nem os maus de hábitos.
Fico com aqueles que fazem de mim louco e santo.
Deles não quero resposta, quero meu avesso.
Que me tragam dúvidas e angústias e agüentem o que há de pior em mim.
Para isso, só sendo louco.
Quero os santos, para que não duvidem das diferenças e peçam perdão pelas injustiças.
Escolho meus amigos pela alma lavada e pela cara exposta.
Não quero só o ombro e o colo, quero também sua maior alegria.
Amigo que não ri junto, não sabe sofrer junto.
Meus amigos são todos assim: metade bobeira, metade seriedade.
Não quero risos previsíveis, nem choros piedosos.
Quero amigos sérios, daqueles que fazem da realidade sua fonte de aprendizagem, mas lutam para que a fantasia não desapareça.
Não quero amigos adultos nem chatos.
Quero-os metade infância e outra metade velhice!
Crianças, para que não esqueçam o valor do vento no rosto; e velhos, para que nunca tenham pressa.
Tenho amigos para saber quem eu sou.
Pois os vendo loucos e santos, bobos e sérios, crianças e velhos, nunca me esquecerei de que "normalidade" é uma ilusão imbecil e estéril.

Oscar Wilde

AGRADECIMENTOS

Agradeço minha família, amigos e professores.Todos vocês foram indispensáveis

Agradeço muito a FAPESP que financiou todo meu projeto e me ajudou a crescer profissionalmente.

Muito obrigada Mauro por ter acreditado em mim mesmo quando ainda estava em meu primeiro ano. Aprendi muito no LaBiC! Obrigado a todos do laboratório.

Pela ajuda nos campos, agradeço: Rodrigão, Sérgio, Carlos, Ileyne, Jaspion, Layon, Depois, Zeca e Lenda, muito obrigada!!!!!!!

Por esses 4 anos maravilhosos, agradeço a todos os amigos Ecólogos!! Amo muito várias pessoas desta família que é a ecologia. Sentirei muita falta de todos vocês... Nossa classe é linda!!

Agradeço especialmente as pessoas que conheci em Rio Claro e que sempre me ajudaram incondicionalmente. Também aqueles com que passei momentos únicos e que sempre vou lembrar. Nossa vida foi muito doce em alguns momentos!!!

As repúblicas (moradores) que sempre me acolheram: Casa do Close, Rep. Macia, Maracangalha, Essencial, Araribá, Madrugas, MOB, Fofis , Bananas, Rep.hour, Margaridas...

Aos meus bons amigos de infância, juventude e com certeza de velhice: Drika, Xênia, Emily e Felipe.

Um agradecimento especial a todos meus amigos e irmãos cachorros que sempre me deram tanta alegria! Em especial ao Tigre, Rufus, Atum, Mel e Toninho.

Enfim, a todos que fizeram parte deste meu curto e tão importante tempo em Rio Claro!!!




MÃE, PRA QUE A GENTE ESTÁ NO MUNDO?
PARA TRABALHAR, PARA NOS AMAR, PARA FAZER DESTE MUNDO UM MUNDO MELHOR
SUA DANADA! VOCÊ NUNCA DISSE QUE TINHA TANTO SENSO DE HUMOR!

Resumo

Nas florestas Neotropicais, os mamíferos podem desempenhar papéis importantes como predadores e/ou dispersores de sementes, polinizadores, frugívoros, folívoros ou até mesmo predadores de topo e, por isso, são importantes para a manutenção e regeneração das comunidades biológicas.

Os objetivos deste trabalho foram: (i) realizar um levantamento da diversidade de espécies de aves e mamíferos cinegéticos no PETAR, (ii) estimar a abundância relativa, densidade, biomassa e tamanho populacional das aves e mamíferos mais avistados, (iii) comparar a diversidade e abundância das espécies estudadas em dois núcleos com diferentes pressões antrópicas.

A área de estudo esta localizada na Serra da Paranapiacaba, que é a segunda maior área protegida do estado de São Paulo, possuindo mais de 125 000 ha, onde quatro Unidades de Conservação estão conectadas (Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira, Parque Estadual de Intervales, Parque Estadual de Carlos Botelho e Estação Ecológica Xituê). Ligadas a Serra do Mar, estas UC´s formam um grande corredor de biodiversidade que compreende o maior contínuo florestal de Mata Atlântica.

O presente estudo segue o mesmo protocolo de amostragem do projeto BIOTA Fapesp (01/14463-05). As espécies alvo da amostragem foram aves de grande porte (Cracídeos, Tinamídeos e Fasianídeos) e mamíferos acima de 1kg, com exceção do esquilo (Guerlinguetus ingrami) que é uma espécie indicadoras de áreas defaunadas.

Para o levantamento qualitativo (riqueza) foram utilizadas identificação de pegadas, carcaças, rastros e observações ad libitum. Já o levantamento quantitativo (abundância, densidade, biomassa e tamanho populacional) foi obtido pelo método de transecções lineares, em que para cada indivíduo observado foram obtidas a distância perpendicular animal-trilha, horário do avistamento, número de indivíduos e sua localização na trilha.

O estudo realizado demonstrou que o Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira é uma das ultimas Unidades de Conservação do estado de São Paulo que ainda abriga uma diversidade faunística importante (como catetu, jacutinga, anta e o muriqui) e uma das poucas populações da onça pintada.

Palavras-chave: censo, defaunação, mamíferos cinegéticos, Mata At

SUMÁRIO

Página

1- INTRODUÇÃO.....8

2- SOBRE O PARQUE ESTADUAL TURÍSTICO DO ALTO DO RIBEIRA – PETAR.....11
2.1- Criação.....11
2.2- Atividades realizadas na região.....12

3- OBJETIVOS.....13

4- MÉTODOS.....14
4.1- Áreas de estudo.....14
4.2- Trilhas utilizadas no estudo.....15
4.2.1- Núcleo Santana.....15
4.2.2- Núcleo Caboclos.....16
4.3- Riqueza de espécies.....17
4.4- Transecções lineares, Abundância relativa e Tamanho populacional.....18

5- RESULTADOS E DISCUSSÃO.....20
5.1- Riqueza de espécies.....20
5.2- Abundância relativa.....26
5.3- Abundância relativa entre dois núcleos.....27
5.4- Comparação entre as abundâncias dos primatas estudados no PETAR e de outras reservas.....29
5.5- Densidade e tamanho populacional.....30
5.6- Comparação com a mastofauna do Parque Estadual Intervales, SP.....31
5.7- Comparação com a mastofauna do Parque Estadual de Carlos Botelho, SP.....33

6- CONSIDERAÇÕES FINAIS.....35

7- PROBLEMAS ENCONTRADOS.....36

8- REFERÊNCIAS.....37

1. Introdução

Nas florestas Neotropicais, os mamíferos podem desempenhar papel importante de predadores e/ou dispersores de sementes, polinizadores, frugívoros, folívoros ou até mesmo predadores de topo e por isso são importantes para a manutenção e regeneração das comunidades biológicas (DIRZO e MIRANDA, 1991; TERBORGH, 1992).

Dentre os mamíferos que habitam florestas neotropicais, os herbívoros de médio e grande porte são as espécies dominantes, constituindo cerca de 80% da biomassa destes ecossistemas (EISENBERG, 1980). Esses herbívoros vêm sendo extintos graças à destruição de seus habitats, tráfico, fragmentação e caça (DIRZO e RAVEN, 2003; PERES e PALACIOS, 2007). Em florestas tropicais extensas, a caça é um dos maiores problemas para vertebrados de grande porte (FA et al., 2002). É fato que, todo o ano, caçadores matam por volta de 60 milhões de animais nas florestas Neotropicais e excluem muitas espécies de extensos trechos florestais (PERES, 1990, 1996).

Como os herbívoros causam grande impacto na estruturação dos ecossistemas (REDFORD, 1992), diversos processos mutualísticos (como a dispersão de sementes) ou antagonísticos (como herbivoria e predação de sementes) são modificados pelo processo de defaunação (WRIGHT et al., 2007; MULLER-LANDAU, 2007). Mamíferos e aves de médio e grande porte (ex: grandes primatas, antas, catetos, queixadas, veados e cracídeos) consomem, dispersam e predam sementes, porém são os animais mais caçados e ameaçados pela fragmentação de habitat (REDFORD, 1992; PERES, 2000). Conseqüentemente, animais que geralmente não são caçados (esquilos, gambás, pequenos roedores e aves granívoras) podem aumentar substancialmente suas populações (DIRZO e MIRANDA, 1991; PIZO e VIEIRA, 2004; WRIGHT, 2003), prejudicando assim a dispersão de sementes grandes e comprometendo a distribuição espacial das espécies vegetais (JORDANO et al., 2006). Estudos têm mostrado que algumas palmeiras com sementes grandes (ex: Attalea sp. e

Astrocaryum sp.) possuem menor dispersão em áreas com alta freqüência de caça ou fragmentadas (DONATTI, 2004; GALETTI et al., 2006; WRIGHT, 2003).

Dentre a mastofauna, os carnívoros também são componentes ecológicos muito importantes no ecossistema sendo consideradas espécies-chave, já que controlam as populações de suas presas, o que influencia indiretamente nos processos de dispersão de sementes e a diversidade da comunidade (TERBORGH, 1992; TERBORGH et al., 1999). Sendo assim, a conservação das populações dos grandes carnívoros consequentemente assegura a manutenção de outras espécies de um mesmo ecossistema (SOULÉ e TERBORGH, 1999).

Atualmente, o estado de São Paulo possui cerca de 10% de seus ecossistemas protegidos por Unidades de Conservação (UC) (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO 1999). O objetivo geral destas unidades é a representação da biota de cada região, de maneira a separar a biodiversidade dos processos que a ameaçam. Segundo o IBAMA (1997), o problema fundiário é um entrave para as UCs. Em cerca de 36% das UCs federais de uso indireto existe a presença humana de caboclos, quilombolas, índios e/ou caiçaras praticando atividades que divergem dos objetivos já citados da criação dessas áreas protegidas (OLMOS, 2003). Porém, como não é consenso que as UCs devam ter o mínimo possível de interferência humana (GALETTI, 2001; REDFORD e ROBINSON, 1991; SCHWARTZMAN et al., 2000; TERBORGH e VAN SCHAIK, 2002a), estudos que avaliem o impacto antrópico sob a biodiversidade das áreas protegidas são fundamentais.

A situação da Mata Atlântica brasileira é grave, já que as Unidades de Conservação de Proteção Integral ocupam hoje menos de 2% da área do bioma (PINTO et al., 2005). Além disso, espécies endêmicas sofrem alto grau de ameaça (NEGRÃO e VALLADARES-PADUA, 2006; PINTO et al., 2005). O conhecimento da distribuição espacial e da riqueza de espécies é um pré-requisito para priorizar esforços de conservação tanto em larga escala (estabelecendo prioridades globais) quando em escalas regional e local (estabelecendo prioridades nacionais) (BEGON et al., 2007; CEBALLOS e ERHLICH, 2006).

Outro ponto muito importante que deve ser priorizado em um hotspot são os corredores de biodiversidade (MYERS et al., 2000), que são utilizados para contemplar a proteção ambiental em diferentes escalas, buscando a representação dos diferentes ecossistemas, o manejo sistêmico da rede de Unidades de Conservação e a manutenção da conectividade entre as diferentes áreas (FONSECA et al., 2004).

A Serra de Paranapiacaba é a segunda maior área protegida do Estado de São Paulo, possuindo mais de 115.000 ha, onde quatro Unidades de Conservação estão conectadas -

Parque Estadual de Intervales, Estação Ecológica de Xituê, Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira e Parque Estadual Carlos Botelho (GUIX et al., 1992) (Figura 1), formando um grande corredor de biodiversidade que ligado com a Serra do Mar - Jurupará-Juréia-PE Serra do Mar - compreende o maior contínuo florestal de Mata Atlântica. É através dos corredores de biodiversidade que podemos enfrentar um dos principais desafios sofridos pelos hotspots, que é a perda de habitat e o crescente isolamento das áreas naturais (PINTO et al., 2005). Os hotspots estão ficando cada vez mais isolados e sem estes corredores a conservação da diversidade genética contida em diferentes populações fica comprometida (BROOKS et al., 2001; PINTO et al., 2005). Assim, podemos dizer que, de modo geral, a proposta desses corredores seria o aumento da conectividade para a manutenção do fluxo genético, repondo a variabilidade genética erodida por endogamia e deriva genética (FRANKHAM et al., 2003) e o aumento do tamanho efetivo das populações naturais, mantendo-as em uma quantidade que podemos considerar mínima viável na área, reduzindo assim as probabilidades de extinções regionais (FONSECA et al., 2004).

Enquanto que o status da avifauna e mastofauna cinegética do Parque Estadual de Intervales e do Parque Estadual Carlos Botelho é bem conhecido (BUENO, 2005; GUIX et al., 1992; LEONEL, 2001), existe um vazio de conhecimento sobre o Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira (PETAR), que é uma das áreas de Mata Atlântica mais preservadas do Brasil (GUIX et al., 1992; MORAES et al., 2001), com capacidade para abrigar uma parcela importante e significativa de aves e mamíferos de grande porte. Este fato torna urgente a avaliação destas populações nesta unidade. O presente estudo trará informações pioneiras sobre o PETAR, que contribuirão para priorizar os esforços de conservação nesse local.

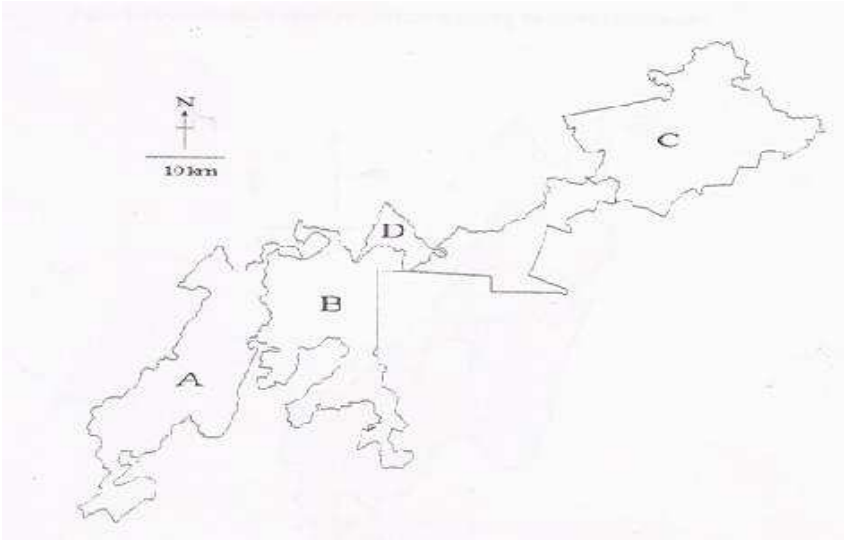


Figura 1. Representação da Serra da Paranapiacaba: A - PE Turístico do Alto Ribeira; B - PE de Intervales; C - PE de Carlos Botelho; D - EE de Xituê (Baseado em Carvalho et al., 2002).

2. Sobre o Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira - PETAR

2.1 Criação

Em 1805, a beleza do Vale do Ribeira chamou a atenção do naturalista Martim Francisco Ribeiro de Andrada, que então escreveu o texto "Diário de uma viagem mineralógica pela província de São Paulo" (FIGUEIREDO, 2000). Já em meados do século XX o geólogo Edmund Krug, grande divulgador das cavernas do Alto do Ribeira, começou a recomendar o uso turístico das mesmas.

Em 1940, os geólogos Avelino Ignácio de Oliveira e Othon Henry Leonardos sugeriram a criação de um Parque Nacional que abrangesse as cavernas do Vale do Ribeira (FIGUEIREDO, 2000). Em 1946 é proposta a criação de um Parque Florestal no Vale do Ribeira, desta vez pelo engenheiro de minas José Epitácio Passos Guimarães (FIGUEIREDO, 2000). Mas foi em 1958 que se assinou o decreto N° 32283/58, pelo então governador de São Paulo Jânio Quadros, criando o Parque Estadual Turístico do Alto do Ribeira (PETAR). A criação do Parque teve um forte pretexto turístico, o que justifica os limites irregulares do Parque, que recobrem exatamente a lente de calcário (SILVEIRA, 2001).

Um estudo realizado em 2001 por Silveira explicita a criação do PETAR devido a três fatores externos: (1) grandes empreendedoras, empresas minerarias e grileiros, com interesses em explorar os recursos da região; (2) atores governamentais com projetos de desenvolvimento de um pólo turístico em um "paraíso ecológico" e/ou com interesses em resguardar recursos florestais, como no modelo norte americano de conservação; (3) pesquisadores da área de Geologia e afins que militavam pela proteção das cavernas, com o apoio da imprensa.

Atualmente podemos considerar o PETAR uma Unidade de Conservação famosa por suas cavernas, o que a torna um forte pólo turístico do estado de São Paulo. Em 1988 este Parque recebeu o equivalente a 7.570 visitantes, já em 2001 este número chegou a atingir 43.324 turistas (FIGUEIREDO, 2000).

2.2 Atividades realizadas na região

O Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira está localizado na margem esquerda do alto curso do Rio Ribeira, situado no Vale do Ribeira, sul do estado de São Paulo (COTTA, 2003). Estudos recentes mostram que 29% da área ocupada do PETAR é utilizada para a prática de agricultura, exploração mineral, descarga de esgoto doméstico não tratado e expansão populacional (COTTA, 2003). O tomate e o maracujá representam a maior parcela da agricultura das áreas próximas à região, sendo assim, os produtos de maior expressão econômica (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE, 2000).

Podemos dizer que estas atividades relacionadas acima, são consideradas impróprias para a preservação deste patrimônio público. Cotta (2003) afirma que a agricultura representa permanente risco para os ecossistemas da região, já que a intensa utilização de pesticidas contamina o ambiente, pois são levados para os cursos d'água por lixiviação e/ou infiltração devido aos intensos períodos de chuva e enchentes, típicos da região.

Segundo a Superintendência do Desenvolvimento do Litoral Paulista (SUDELPA), a mineração também apresenta uma grande fonte de poluição para os ecossistemas desta UC, sendo que 80% de sua área foi considerada de interesse para indústria mineradora. O chumbo é o metal mais extraído no Vale do Ribeira, principalmente nos arredores de Apiaí e Iporanga, o que resultou em efeitos ambientais sérios, via descarga dos efluentes e rochas com alto conteúdo de metais pesados (COMPANHIA TECNOLÓGICA DE SANEAMENTO AMBIENTAL, 1991).

Aproximadamente 70% dos turistas que visitam o PETAR ficam alojados no núcleo Santana devido a sua maior infra-estrutura básica e turística (CARDOZO e CACIATTORI, 2006). Como não existem estudos sobre a capacidade de suporte turístico da região, os autores supracitados afirmam que o turismo existente no PETAR é um agente nocivo, pois não há limites e normas básicas comunicadas aos visitantes. Sendo assim, o uso da estrutura física da UC está fadado ao aspecto depreciativo e o turista acaba sendo associado a uma imagem intrusiva.

3. Objetivos

- Realizar o levantamento da riqueza de espécies de aves e mamíferos cinegéticos no PETAR.
- Estimar a abundância relativa, densidade, biomassa e tamanho populacional das aves e mamíferos cinegéticos no PETAR.
- Comparar a diversidade e abundância das aves e mamíferos cinegéticos em duas áreas dentro do PETAR (núcleo Santana e núcleo Ouro Grosso).

4. Métodos

4.1 Área de estudo

Conforme mencionado anteriormente, no estado de São Paulo a Serra da Paranapiacaba é uma das maiores áreas de Mata Atlântica relativamente não perturbada (GONZÁLEZ-SOLÍS et al., 2002), abrangendo o Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira (PETAR), o Parque Estadual Carlos Botelho (PECB), o Parque Estadual de Intervales (PEI) e a Estação Ecológica de Xituê (EE Xituê), o que totaliza mais de 116.836,99 ha de mata contínua e relativamente preservada (GUIX et al., 1992) (Figura 1).

O PETAR (24°31' S, 48°28' W) possui área total de 35.712 ha, abrangendo parte dos municípios de Apiaí e Iporanga (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO, 1999). Este parque está subdividido em quatro núcleos: Núcleo Caboclos, Núcleo Santana, Núcleo Casa de Pedra e Núcleo Ouro Grosso (INSTITUTO GEOLÓGICO, 2006). O clima é tropical, a precipitação anual é de aproximadamente 1800 mm e a temperatura média anual é por volta de 17 – 19 °C (máxima 23°C; mínima 14°C) (SETZER, 1966). As altitudes do PETAR variam de 100 a mais de 1000 m e sua vegetação é típica de Floresta Pluvial Tropical, correspondendo à formação de Floresta Ombrófila Densa e Floresta Ombrófila Mista (AIDAR et al., 2001).

Pelos campos realizados neste projeto percebemos que os dois núcleos estudados (Santana e Caboclos) são áreas bastante distintas com relação à vegetação, altitude e até a presença de turistas.

O núcleo Caboclos está localizado na parte central do PETAR. Contém área para camping e um alojamento para pesquisadores, porém não recebe muitos turistas, porque é de difícil acesso, com relevo abrupto, além de não possuir energia elétrica. Está a 600m acima do nível do mar. Sua vegetação é muito diversificada, graças à existência de sedimentos de calcário que auxiliam no crescimento de composições florísticas mais fracas (CARVALHO et al., 2002), predominantemente constituída de floresta secundária tardia.

Já o núcleo Santana está localizado às margens do Parque (muito próximo ao Núcleo Ouro Grosso e ao Bairro da Serra), entre os municípios de Iporanga e Apiaí. Possui área para camping e dois alojamentos para pesquisadores. Recebe muitos turistas, dispõe de energia elétrica e está próximo ao Bairro da Serra, que possui chalés e pousadas. Este núcleo também é composto por relevo acidentado e está localizado em altitudes menores do que o Núcleo Caboclos. Possui vegetação secundária na maioria dos trechos de trilhas.

4.2 Trilhas utilizadas no estudo

O presente estudo realizou censos em sete trilhas do PETAR (Figura 2), das quais quatro pertencem ao núcleo Caboclos e três ao núcleo Santana. Segue abaixo uma breve descrição de cada trilha:

4.2.1 Núcleo Santana

Tobias. Trilha com 4.500 m de extensão, totalizando 90 pontos marcados de 50 em 50 metros com fita. Seu início contém bastantes bambus e a mata é secundária, mas, após 450 metros a mata começa a melhorar, a quantidade de bambus diminui e começam a surgir muitas plântulas de palmito (Euterpe edulis). Porém, entre os pontos 13 e 15 (650 a 750 m) o bambu volta a dominar a vegetação que acompanha a trilha. O pior trecho da trilha é encontrado entre os pontos 41 e 50 (2.050 a 2.500 m) e, por possuir muitos bambus, dificulta a realização dos censos. Todos os pontos desta trilha foram georeferenciados com o uso de um GPS. Esta trilha na realidade não está ainda nos domínios reais do Parque, por um problema de regularização fundiária.

Onça Parda. Possui 4.000 metros de extensão e 80 pontos marcados com fita. Esta trilha compreende um trecho de uma antiga trilha com cerca de 24 km, chamada de "Transpetar", que conectava o núcleo Santana ao Caboclos. Durante sua extensão podemos visualizar árvores muito antigas. O solo é predominantemente argiloso, tornando-se muito escorregadio após longas chuvas, o que impossibilita a realização de censos nesta trilha em determinados períodos. Próximo ao ponto 60 (3.000 m) existe uma casa ainda habitada, com criação de porcos domésticos, galinhas, perus e cachorros. Nesta área, a mata é perturbada, contudo, volta a se recuperar nos trechos seguintes, onde encontramos uma floresta secundária tardia em bom estado de conservação. Esta trilha também sofre do mesmo problema que a trilha Tobias, já que também tem problemas fundiários.

Laje Branca. É a menor trilha estudada, com apenas 650 metros de extensão e 13 pontos marcados com fita. Em seu trajeto encontramos árvores bem antigas, porém quase não há

presença de palmito jussara na área. Este transecto termina em um abismo, utilizado para prática do rapel, formado pelo "paredão" da caverna Laje Branca.

4.2.2 Núcleo Caboclos

Monjolinho. Possui por volta de 7.500 m de extensão total e termina na entrada da caverna Casa de Pedra, porém apenas nos 3.500 m iniciais será feito o censo, o que totaliza 70 pontos marcados. No início da trilha a vegetação é de mata secundária, depois, por volta do ponto 40 (2.000 m), existe uma chácara com criação de animais domésticos (porcos e cachorros). Após o final desta chácara, a mata volta a ser secundária até o último ponto. Esta trilha também permite o acesso as cavernas Monjolinho e Arataca, ambas visitadas com pouca frequência por turistas.

Temimina. Trilha que permite o acesso a caverna Temimina, porém seu trecho inicial (por volta de 2.000 m) não é mais percorrida pelos turistas, pois estes utilizam outra trilha alternativa mais curta. Possui 70 pontos marcados, 3.500 m utilizado para os censos. Em alguns trechos do transecto a modificação antrópica é evidente. Pode-se encontrar plantações de árvores frutíferas (ex: banana) e construções abandonadas. Outros trechos são de difícil acesso, pois estão entre áreas de taquaral, entretanto ainda encontra-se grandes árvores e a floresta é tipicamente secundária.

Pescaria. Foram marcados 3.500 m para a realização dos censos (70 pontos). Possui vegetação secundária tardia, o que permite uma boa visualização do sub-bosque. Durante o caminho se encontram muitas plântulas de palmito e um dossel alto (trechos em que visualizamos Brachyteles arachnoides). Esta trilha é usada para acesso das cavernas Pescaria, Pescaria de Baixo, Desmoronada e Vale das Ilusões, porém não é muito visitada por turistas.

Sete Reis. Existe uma pequena pedreira desativada em sua entrada. Possui 70 pontos marcados, totalizando 3.500 m. É percorrida para o acesso às cachoeiras Maximiniano e Sete Reis. Composta de vegetação secundária é uma trilha mais plana quando comparada com as outras seis utilizadas neste projeto e não possui muitas curvas, o que possibilitou um aumento da área de visualização.

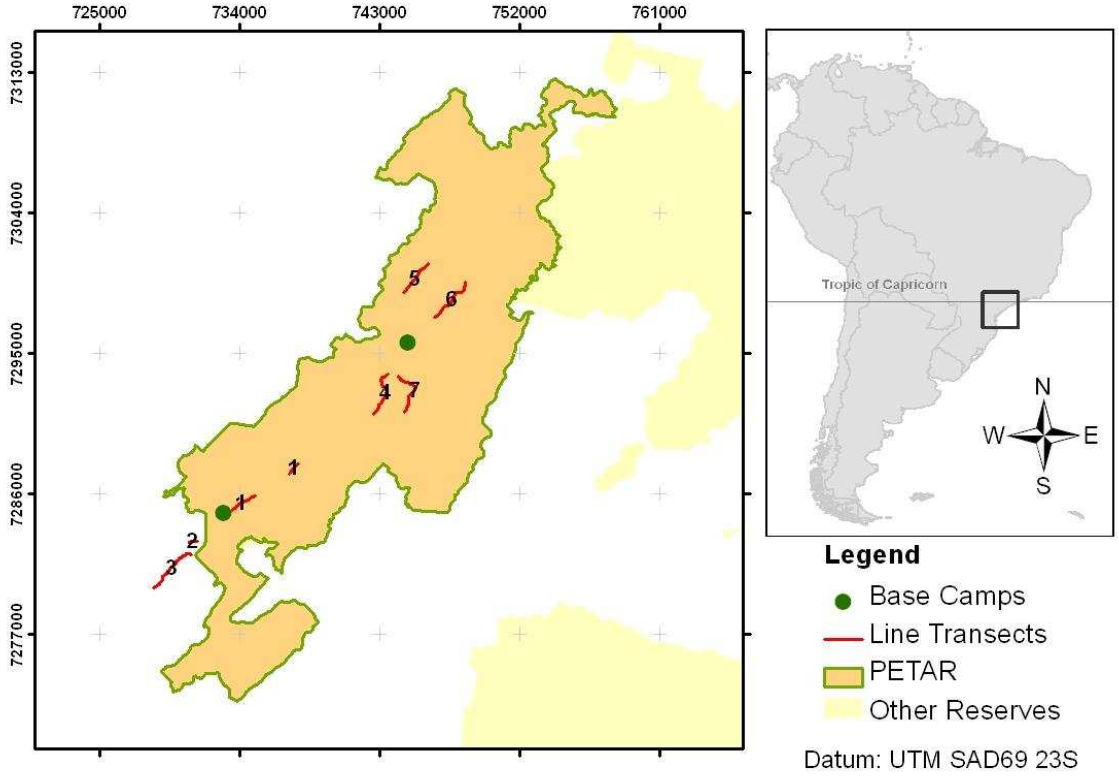


Figura 2. Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira e a representação dos transectos estudados

4.3 Riqueza de espécies

Para uma melhor análise sobre a riqueza das espécies presentes no PETAR em função do esforço amostral, fizemos uma curva de rarefação, na qual foram excluídas da análise os animais observados fora do período de censo (observações ad libitum), a fim de padronizarmos nosso esforço amostral, composto então, pelos avistamentos, pegadas e vocalizações registrados durante o período de censo.

Primeiramente, fizemos uma matriz de presença e ausência das espécies, e posteriormente a curva de acúmulo obtida através do software EstimateS 8.0.0 (COLWELL, 1994, 2007) foi ajustada utilizando o estimador não paramétrico Bootstrap.

Para eliminarmos qualquer tipo de arbitrariedade, realizamos o procedimento de refração (COLWELL, 1994, 2007), no qual a ordem das unidades amostrais foi aleatorizada 1000 vezes.

4.4 Transecções lineares, Abundância relativa e Tamanho populacional

Para o levantamento qualitativo foram utilizadas identificação de pegadas, carcaças, rastros e observações ad libitum (CHIARELLO, 2000a; WILSON et al., 1996). Já o levantamento quantitativo (abundância, densidade, biomassa e tamanho populacional dos mamíferos e aves cinegéticas) foi obtido pelo método de transecções lineares (transect line) (BUCKLAND et al., 1993; CULLEN JR. e RUDRAN, 2003) que vem sendo empregado na maioria dos estudos de censo nos neotrópicos (BERNARDO e GALETTI, 2004; BOVENDORP e GALETTI, 2007; CULLEN JR., 1997; CULLEN JR. e VALLADARES-PÁDUA, 1997; LOURIVAL e FONSECA, 1997; PERES, 1999).

Para o cálculo da largura da área amostral das trilhas utilizamos o programa DISTANCE (BUCKLAND et al., 1993). As densidades das espécies com mais de quatro avistamentos foram estimadas através da fórmula:

$$D = \text{Número Total de Avistamentos}/2*(ESW)*L$$

onde: D = densidade em indivíduos ou grupos (espécies sociais)/km^2; ESW = "effective strip width" - largura efetiva de trilha, em metros, calculada pelo DISTANCE; e L = km total percorrido nos censos.

O programa DISTANCE 5.0 utiliza as distâncias perpendiculares (animal - trilha) para estimar a largura efetiva da trilha, modelando a função matemática que melhor se adequa à probabilidade de detecção de um animal numa dada distância da trilha (BUCKLAND et al., 1993; LAAKE et al., 1994). Sob chuva os censos foram interrompidos. Visualizações ocasionais de mamíferos em momentos fora dos horários de censo foram anotadas e utilizadas na análise de riqueza das espécies.

Como o projeto segue o mesmo protocolo de amostragem do projeto BIOTA Fapesp (01/14463-5) (GALETTI et al., 2009), as espécies alvos das amostragens foram aves de grande porte (Cracídeos, Tinamídeos e Fasianídeos) e mamíferos acima de 1 kg (CHIARELLO, 2000; CULLEN JR. et al., 2000; GALETTI et al., 2009; PERES, 2000), com exceção do esquilo (Guerlinguetus ingrami) que é uma espécie indicadora de áreas defaunadas (PERES, 2000).

Foram marcados pontos com fitas biodegradáveis a cada 50 metros ao longo de todas as trilhas estudadas, já que nem sempre pudemos captar o sinal no GPS para registro da posição do avistamento. A cada avistamento, foram medidas e anotadas a distância perpendicular animal – trilha (P), o horário do avistamento, o número de indivíduos e o ponto correspondente na trilha. Foi utilizada uma fita métrica para a medição da distância perpendicular. No caso de grupos de animais, a distância animal–trilha foi obtida em relação ao primeiro animal avistado (PERES, 2000).

As saídas de campo foram realizadas no período entre 10 de dezembro de 2006 a 26 de fevereiro de 2008. As trilhas foram, em média, percorridas a partir das 6:00 h terminando às 17:00 h.

Para que fossem comparadas as abundâncias (taxa de avistamento) das diferentes espécies avistadas durante os censos, ou mesmo comparadas as abundância dos animais entre os diferentes locais estudados (núcleo Santana e núcleo Caboclos), foram calculadas as abundâncias relativas (TERBORGH et al., 2002b). Este valor corresponde ao número de indivíduos registrados a cada 10 km percorridos pelo observador. O cálculo foi feito através da multiplicação do número de indivíduos (N) avistados durante os censos, por 10 e dividido pela quilometragem percorrida (L), resultando na abundância (A).

$$A = N \times 10 / L$$

A biomassa de algumas espécies foi obtida através da multiplicação de sua respectiva densidade pelo massa corpórea média, baseada em Fonseca et al. (1996).

Para o cálculo do tamanho populacional assumimos que as espécies estudadas com maior número de avistamentos ocorrem em toda extensão do PETAR, embora isto não reproduza totalmente a realidade, pois esta UC possui áreas desflorestadas, porém, não há dados sobre a real dimensão da cobertura vegetacional. Os tamanhos populacionais destas espécies foram obtidos através da multiplicação de sua respectiva densidade pela área da Unidade de Conservação.

Foram realizadas algumas entrevistas com moradores locais e funcionários do Parque a fim de registramos a ocorrência de algumas espécies de difícil detecção.

5. Resultados e Discussão

5.1 Riqueza de espécies

A coleta dos dados foi realizada em sete trilhas, totalizando 256,60 km percorridos (Tabela 1) sob a velocidade média de 1 km/h, que foi mantida durante toda a extensão dos transectos. Quarenta e seis amostras foram coletadas (cada amostra é uma trilha percorrida – ida e volta).

Tabela 1. Distância percorrida em cada trilha amostrada, extensão do transecto e número de amostragens em cada trilha do PETAR, SP.

Núcleo	Transecto	Extensão do transecto (m)	km percorridos	n° de amostragens
Santana	Onça Parda	4.000	44.90	9
Santana	Laje Branca	700	1.40	1
Santana	Tobias	4.500	65.95	11
Caboclos	Monjolinho	3.500	37.80	7
Caboclos	Temimina	3.500	24.95	4
Caboclos	Pescaria	3.500	47.65	9
Caboclos	Sete Reis	3.500	33.95	5
Total		23.200	256.60	46

No decorrer dos censos e fora deles, pudemos confirmar a presença de três espécies de aves cinegéticas e 16 de mamíferos (ver Tabela 2). Entre elas, podemos destacar a jacutinga (Aburria jacutinga, Figura 3), o macuco (Tinamus solitarius, Figura 4), o muriqui (Brachyteles arachnoides), o cateto (Pecari tajacu, Figura 5), o gambá (Didelphis aurita,

Figura 6), o gato-mourisco (Puma yaguaroundi, Figura 7) e o esquilo (Guerlinguetus ingrami, Figura 8).

Algumas espécies de mamíferos mais seletivos, como a onça pintada (Panthera onca), são mais diretamente afetadas pela pressão antrópica, já que habitam florestas em bom estado de conservação, onde é necessário alta biomassa de presas (catetos e queixadas) (SILVEIRA et al., in prep.). Este fato talvez possa explicar a restrição da ocorrência desta espécie, que foi confirmada somente no núcleo Caboclos através de fezes e bolas de pêlo regurgitadas, que passaram por testes de DNA.

Tabela 2. Espécies de aves e mamíferos cinegéticos confirmadas no PETAR, SP.

Nome científico	**Nome popular**	**Massa (kg)** * **	**Registro**	**Núcleo de ocorrência**
AVES[1]				
Tinamiformes				
Tinamus solitarius	macuco	1,4	a, b, v	Santana/Caboclos
Galliformes				
Penelope obscura	jacuaçu	1,2	a, b, v	Santana/Caboclos
Aburria jacutinga	jacutinga	1,4	a, b, v	Santana/Caboclos
MAMÍFEROS				
Didelphimorphia				
Didelphis aurita	gambá	0,985	b	Caboclos
Xenarthra				
Dasypus novemcinctus	tatu-galinha	3,65	b, p	Santana/Caboclos
Primates				
Cebus nigritus	macaco prego	2,5	a, b, v	Santana/Caboclos
Brachyteles arachnoides	mono carvoeiro	13,5	a, v	Caboclos
Alouatta guariba	bugio	6,5	a, v	Santana/Caboclos
Carnivora				
Puma yaguaroundi	gato-mourisco	5	b, c	Caboclos
Puma concolor	onça-parda	74,5	f, p	Santana/Caboclos
Panthera onca	onça pintada	94,5	f, e	Caboclos
Procyon cancrivorus	mão-pelada	5,4	b, p	Caboclos
Perissodactyla				
Tapirus terrestris	anta	239	p, f	Caboclos

Artiodactyla				
Pecari tajacu	cateto	19	a, v, c, p	Caboclos
Mazama americana	veado-mateiro	28	b	Caboclos
Mazama bororo	veado-bororo	25	c	Caboclos
Rodentia				
Guerlinguetus ingrami	caxinguelê	0,25	a, b, v	Santana/Caboclos
Hydrochaeris hydrochaeris	capivara	50	a	Santana
Dasyprocta leporina	cutia	2,16	b, p	Santana/Caboclos

[1] nomenclatura segundo CBRO (2007)
[*] Fonseca et al., 1996.
[**] Sigrist, 2006

Legenda: a = avistamento durante o censo, b = observações ad libitum, p = pegadas, v = vocalização, f = fezes, c = câmera trap, e = pêlo



Figura 3. Jacutinga, Aburria jacutinga registrada no núcleo Caboclos, PETAR, SP (foto de F. Meirelles).



Figura 4. Macuco, Tinamus solitarius registrada no núcleo Caboclos, PETAR, SP (foto de F. Meirelles).



Figura 5. Cateto, Pecari tajacu registrado por armadilha fotográfica no núcleo Caboclos, PETAR, SP (foto de F. Meirelles).



Figura 6. Didelphis aurita registrada no núcleo Caboclos, PETAR, SP (foto de F. Meirelles).



Figura 7. Jaguarundi, Puma yaguaroundi registrado no núcleo Caboclos, PETAR, SP (foto de R. Anzolin)



Figura 8. Caxinguelê, Guerlinguetus ingrami registrada no núcleo Caboclos, PETAR, SP (foto de F. Meirelles).

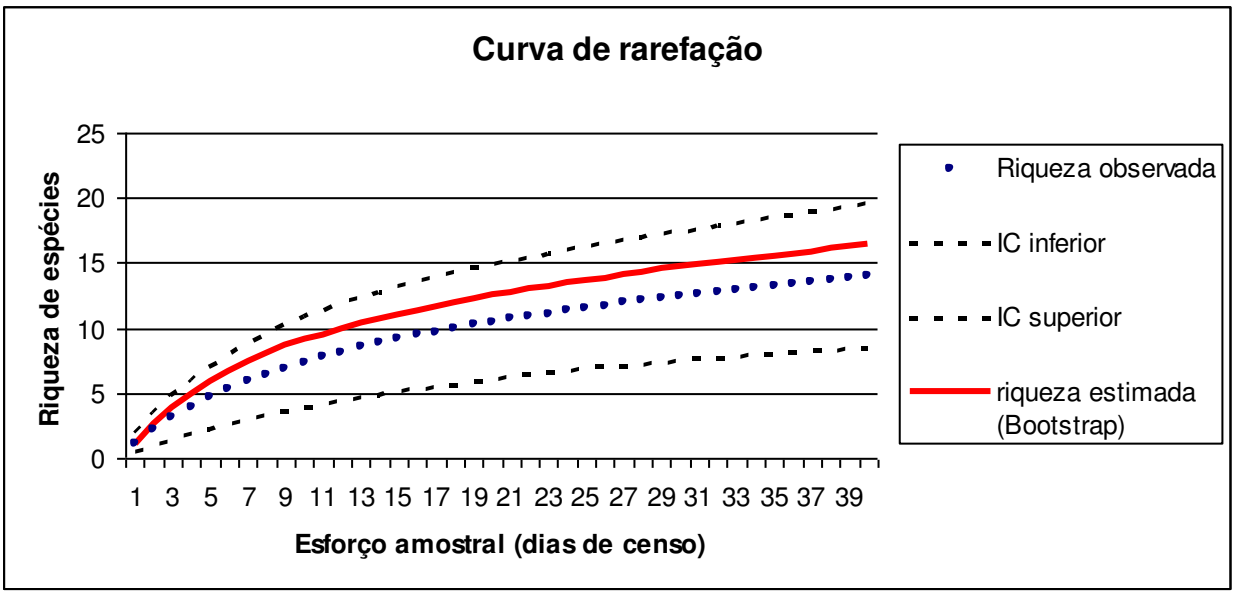


Figura 9. Curva de rarefação (linha vermelha contínua), número de espécies observadas durante os censos (pontos azuis) e o respectivo intervalo de confiança (linhas pontilhadas).

A curva gerada pelo estimador não paramétrico Bootstrap ainda não estabilizou (Figura 9), o que indica que talvez o esforço amostral feito não foi suficiente para detectar todas as espécies que ocorrem dentro do PETAR. Contudo, temos que ressaltar que, conforme dito na metodologia, as espécies que participaram desta análise de riqueza foram somente as detectadas durante o censo diurno. Sendo assim, algumas espécies que tiveram sua presença confirmada através de observações ad libitum ou através de fotos retiradas pelas armadilhas fotográficas, como o cateto (Pecari tajacu) e até mesmo o gambá (Didelphis aurita), não participaram da análise, o que certamente subestimou a riqueza observada.

5.2 Abundância relativa

Durante os censos, evidenciamos através de avistamentos, a presença de 3 espécies de aves cinegéticas e 6 espécies de mamíferos (Tabela 3). A jacutinga (Aburria jacutinga, Figura 3) foi a espécie mais avistada dentre as aves estudadas, totalizando 15 indivíduos e uma abundância relativa de 0,58 ind./10 km. Esta espécie é considerada como ameaçada de extinção globalmente, sendo no Brasil classificada na categoria “em perigo” e no estado de São Paulo na categoria “criticamente em perigo” (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2000). A alta abundância relativa da jacutinga no PETAR, espécie cinegética e bastante sensível à perturbações no habitat, demonstra que a área de estudo é de grande importância para sua conservação.

Quanto aos mamíferos estudados, a espécie que obteve mais registros foi o macaco prego (Cebus nigritus) com um total de 50 indivíduos avistados e abundância relativa de 1,95 ind./10 km. Em um total, obtivemos 108 indivíduos avistados (4,21 ind./10 km), dos quais 42 foram de aves (1,64 ind./10 km) e 66 foram de mamíferos (2,57 ind./10 km).

Tabela 3. Número de encontros e abundância relativa das espécies das aves e mamíferos estudados no PETAR, SP.

Espécie	n° encontros	abundância (ind./10km)
Tinamus solitarius	13	0,51
Penelope obscura	14	0,55
Aburria jacutinga	15	0,58
Cebus nigritus	50	1,95
Brachyteles arachnoides	8	0,31
Alouatta guariba	2	0,08
Pecari tajacu	2	0,08
Hydrochaeris hydrochaeris	3	0,12
Guerlinguetus ingrami	1	0,04

5.3 Abundância relativa entre os dois núcleos

A abundância relativa também foi calculada separadamente para cada núcleo do PETAR (Tabela 4), sendo que foram percorridos 112,25 km no núcleo Santana e 144,25 km no núcleo Caboclos. Obtivemos abundância menor no núcleo Santana que no Caboclos (4,64 ind./10 km e 3,65 ind./10 km, respectivamente). Embora a abundância de aves tenha sido um pouco maior no núcleo Santana, a abundância de mamíferos no núcleo Caboclos mostrou-se muito maior (Figura 10, Figura 11).

Tabela 4. Abundância relativa (ind/10km) das espécies nos dois núcleos estudados no PETAR, SP.

Espécie	**Núcleo Caboclos (144,35 km)**		**Núcleo Santana (112,25 km)**	
	nº indivíduos	Abundância	n° indivíduos	abundância
Tinamus solitarius	5	0,35	8	0,71
Penelope obscura	6	0,42	8	0,71
Aburria jacutinga	10	0,69	5	0,45
Cebus nigritus	35	2,42	15	1,34
Brachyteles arachnoides	8	0,55	0	0

Alouatta guariba	0	0	2	0,18
Pecari tajacu	2	0,14	0	0
Hydrochoerus hidrochaeris	0	0	3	0,27
Guerlinguetus ingrami	1	0,07	0	0
	∑ = 67		**∑ = 41**	

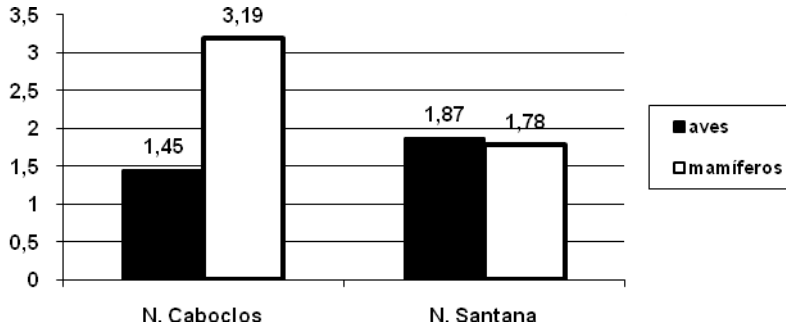


Figura 10. Somatória da abundância relativa de aves e mamíferos cinegéticos nos dois núcleos estudados no PETAR, SP.

O PETAR recebe em média 40.000 visitantes por ano, cuja maioria (cerca de 70%) instalam-se no núcleo Santana (CARDOZO e CACIATTORI, 2006). Este núcleo tornou-se o mais visitado, pois possui uma melhor infra-estrutura em comparação com as disponíveis nos outros núcleos. Porém, não existem estudos sobre a capacidade suporte deste núcleo, o que acaba por resultar em um desgaste devido à saturação, tornando o turismo um agente nocivo para a região do núcleo Santana.

Podemos perceber que algumas espécies raras no PETAR, como o muriqui (Brachyteles arachnoides) e o cateto (Pecari tajacu, Figura 5), foram avistados durante o censo somente no núcleo Caboclos. Contudo, as espécies que só foram avistadas no núcleo Santana, como o bugio (Alouatta guariba) e a capivara (Hydrochaeris hydrochaeris) tiveram sua presença confirmada no núcleo Caboclos através de registros indiretos (pegadas e vocalizações).

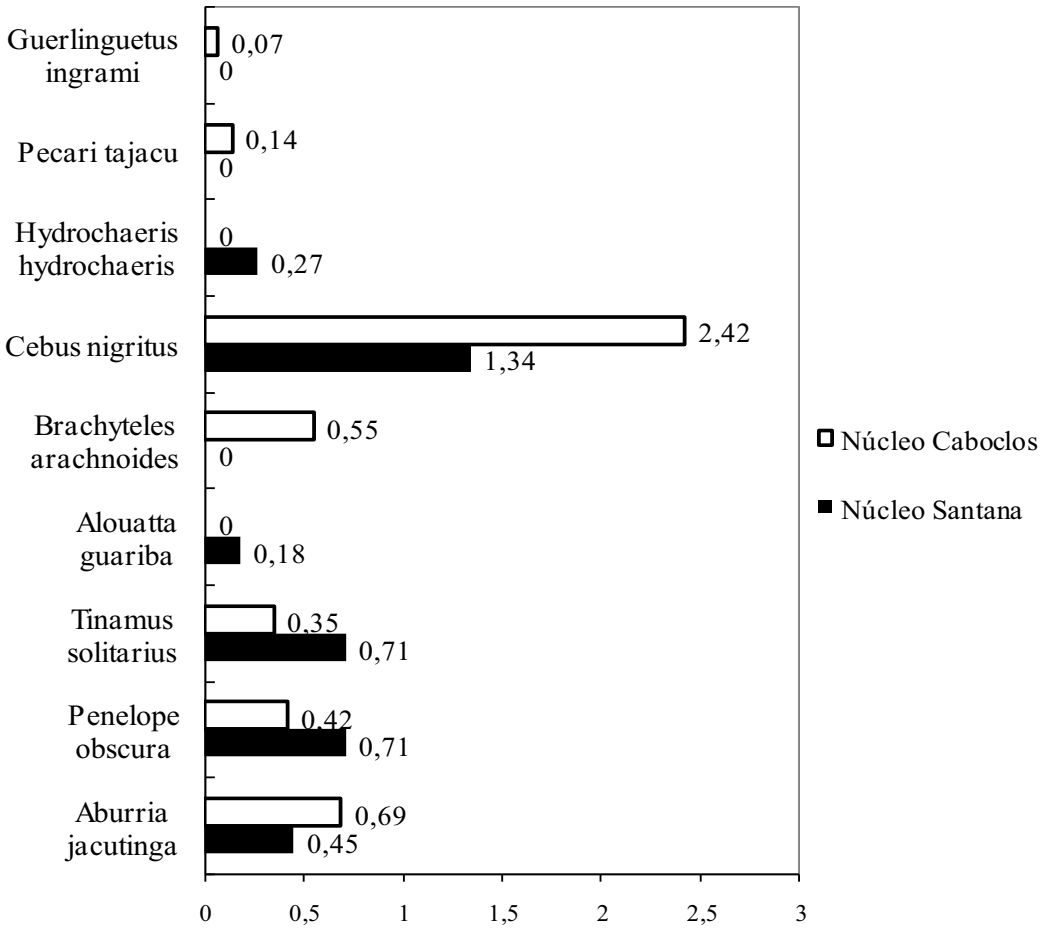


Figura 11. Espécies e suas respectivas taxas de avistamento (avistamento/10 km) nos dois núcleos amostrados do PETAR, SP.

5.4 Comparação entre as abundâncias dos primatas estudados no PETAR e de outras reservas

Estudos mostram que os primatas possuem alta susceptibilidade em relação à pressão de caça, pois, têm longos períodos de gestação, poucos descendentes gerados e prolongado cuidado parental (PERES, 1990; BODMER et al., 1997). É importante ressaltar que poucas pessoas que vivem em remanescentes florestais protegidos suprem todas suas necessidades de proteína através da caça, porém a caça ainda é uma importante "fonte de renda" para que estas pessoas possam comprar outras mercadorias necessárias para a subsistência (ROBINSON e BENNETT, 2000).

Comparamos então, abundância relativa das três espécies de primatas encontrados na Serra da Paranapiacaba (Cebus nigritus, Alouatta guariba e Brachyteles arachnoides) com

outros estudos de primatas que utilizaram a metodologia de transecções lineares (ver Tabela 5). Todas as áreas comparadas possuem no mínimo 1,500 ha.

Tabela 5. Abundância relativa das espécies A. guariba, C. nigrittus e B. arachnoides na Mata Atlântica.

Local do estudo	Tamanho da área estudada (ha)	Espécies	Abundância relativa (ind/10km)
PETAR, SP[a]	**35,712**	**A. guariba**	**0,08**
Serra da Paranabiacaba, SP[b]	100,000		0,25
Reserva Florestal Linhares, ES[c]	21,800		0,2
Reserva Biologia Sooretama, ES[c]	24,250		presente
M7/317[c]	260		0,2
PETAR, SP[a]	**35,712**	**C. nigritus**	**1,95**
Serra da Paranabiacaba, SP[b]	100,000		0,57
Reserva Biológica Linhares, ES[c]	21,800		2,5
Reserva Biológica Córrego Grande, ES[c]	1,500		0.6
Reserva Biológica Córrego do Veado, ES[c]	2,400		1,1
Reserva Biologia Sooretama, ES[c]	24,250		1,5
Putiri[c]	210		1,2
M7/317[c]	260		2,2
PETAR, SP[a]	**35,712**	**B. arachnoides**	**0,31**
Serra da Paranabiacaba, SP[b]	100,000		0,23

Legenda: Presente estudo [a]; GONZÁLEZ-SOLÍS et al, 2001 [b]; CHIARELLO, 1999 [c,d,e,f].

A espécie de primata mais abundante nas áreas estudadas (Tabela 5) foi o Cebus nigrittus. Isso pode ocorrer devido ao fato deste primata possuir uma maior plasticidade para adaptar- se a ambientes alterados e possuir menor tamanho corporal (ROBINSON e REDFORD, 1986; GONZÁLES-SOLÍS et al., 2001). Além disso, o macaco-prego pode assumir uma dieta mais generalista (BERNARDO e GALETTI, 2004), o que o possibilita ser mais independente do estágio sucessional em que as vegetações se encontram, permanecendo assim, com abundâncias relativamente altas em áreas de mata secundária e até mesmo com fortes pressões de caça (CHIARELLO, 2000b; BERNARDO e GALETTI, 2004).

A espécie menos abundante na Serra da Paranapiacaba é o muriqui (Brachyteles arachnoides), pois é um animal que sofre com a pressão de caça, porém, é sua capacidade de sobreviver em matas secundárias que tem garantido a sobrevivência da espécie (MENDES et al., 2005). As abundâncias destes primatas estudados apresentaram-se sempre menores no PETAR, quando comparadas com as densidades apresentadas na Serra da Paranapiacaba.

5.5 Densidade e tamanho populacional

A densidade populacional foi calculada somente para as espécies que obtiveram mais de 4 avistamentos até o final do censo realizado. Portanto, as espécies que participaram desta análise foram: macuco (Tinamus solitarius), jacu (Penelope obscura), jacutinga (Aburria jacutinga), macaco-prego (Cebus nigritus) e muriqui (Brachyteles arachnoides).

As larguras efetivas da trilha (ESW) foram calculadas pelo programa DISTANCE 5.0, assim como seu coeficiente de variação (cv), apresentados na Tabela 6. Os valores das biomassas foram obtidos pela multiplicação da densidade pelo peso corpóreo médio. Já o cálculo do tamanho populacional foi realizado através da multiplicação da densidade pela área do Parque (357,12 km^2), já que assumimos que estas cinco espécies analisadas ocorram em toda a extensão do PETAR.

O baixo número de avistamentos impossibilitou que os cálculos fossem feitos com as demais espécies confirmadas pelo presente estudo no PETAR. Nota-se que o coeficiente de variação apresentou-se elevado, em decorrência o baixo número de avistamentos.

Tabela 6. Densidade média, coeficiente de variação (cv), biomassa e tamanho populacional médio (min-máx) das cinco espécies analisadas no PETAR, SP.

Espécie	Densidade (ind./km^2)	cv (%)	Biomassa (kg/km²)	Tamanho populacional (min-máx)
Tinamus solitarius	3,43	9,50	4,81 (2,63 - 27,70)	1227 (672 - 7077)
Penelope obscura	2,20	25,71	2,65 (1,66 - 6,47)	787 (495-1925)
Aburria jacutinga	3,03	39,51	4,24 (2,95 - 7,48)	1081 (754-1908)
Brachyteles arachnoides	0,24	32,41	3,18 (2,10 - 6,49)	84 (56-172)
Cebus nigritus	3,05	27,05	7,62 (4,84 - 17,90)	1089 (692-2556)

Em relação aos primatas, podemos fazer algumas considerações relevantes quanto a sua presença no PETAR, já que o muriqui (Brachyteles arachnoides) foi a espécie que apresentou a menor densidade calculada. Os primatas não são os animais mais caçados na Mata Atlântica (CULLEN et al., 2000), tendo portanto sua presença ameaçada neste bioma devido a perda dos habitats (GRELLE et al., 1999). Estudos demonstram que existe uma relação direta entre o peso corporal e o fato de uma espécie ser ou não ameaçada de extinção (GRELLE et al., 2003). Sendo assim, o muriqui, que possui o maior peso corporal entre as espécies analisadas, segue esta tendência, que pode ser aplicada para outras espécies de mamíferos de grande porte que não foram analisadas neste tópico (como a Panthera onca e o Puma concolor) (FONSECA et al., 1996; GRELLE et al., 2003).

Esta relação entre a massa corpórea e a ameaça de extinção pode ser justificada pelos seguintes fatores de pressão antrópica: a caça e a destruição de habitats. Como no bioma estudado, a caça não é o principal fator de extinção dos primatas, podemos justificar a baixa densidade do muriqui através das evidências empíricas de que um animal que possui maior peso corporal precisa de maior demanda energética, implicando em menores densidades, maiores áreas de vida e, conseqüentemente, uma maior probabilidade de extinção (GRELLE et al., 2003).

5.6 Comparação com a mastofauna do Parque Estadual Intervales, SP

Leonel (2001) registrou 84 espécies de mamíferos no Parque Estadual Intervales (PEI), em levantamento realizado através do uso de armadilhas, redes, entrevistas com moradores locais, busca ativa na mata e detecção de pegadas e outros sinais. Dentre estas espécies, 28 são da ordem Chiroptera, 19 da ordem Rodentia (além de Sphiggurus villosus, Hydrochaeris hydrochaeris, Sphiggurus villosus e Agouti paca, que foram considerados no estudo realizado no PETAR), 1 da ordem Lagomorpha e 8 da ordem Didelphimorphia (além de Didelphis aurita que foi considerado no estudo realizado no PETAR), totalizando 26 espécies de interesse para o presente estudo.

Das 28 espécies registradas no PEI, 15 foram detectadas no PETAR e registrou-se uma espécie não ocorrente no primeiro (Mazama americana), totalizando 16 espécies. Considerando-se as espécies mencionadas em entrevistas no PETAR (oito espécies não foram avistadas, porém mencionadas em entrevistas) a diversidade de mamíferos na área é ampliada substancialmente para 24 espécies, dentre elas uma não registrada no PEI (Myrmecophaga tridactyla). Das 6 espécies registradas somente em Intervales, uma é de difícil detecção no

campo (Eira barbara), 3 sofrem grande pressão de caça (Cabassous tatouay, Tayassu pecari e Mazama gouazoubira (REIS et al., 2006) e uma evita matas mais densas (Conepatus semistriatus) (EMMONS e FEER, 1997; EISENBERG e REDFORD, 1999; REIS et al., 2006).

Tabela 7. Comparação entre as espécies registradas no presente estudo no PETAR, com as espécies registradas no PEI, SP.

Espécie	PEI	PETAR
Didelphimorphia		
Didelphis aurita	X	X
Myrmecophaga tridactyla		X[a]
Tamandua tetradactyla	X	X[a]
Cabassous tatouay	X	
Dasypus novemcinctus	X	X
Primates		
Cebus nigritus	X	X
Brachyteles arachnoides	X	X
Alouatta guariba	X	X
Carnivora		
Leopardus pardalis	X	X[a]
Puma yaguaroundi	X	X
Puma concolor	X	X
Panthera onça	X	X
Dusicyon thous	X	X[a]
Nasua nasua	X	X[a]
Procyon cancrivorus	X	X
Conepatus cf. semistriatus	X	
Eira Barbara	X	
Lontra longicaudis	X	X[a,b]
Tapirus terrestris	X	X
Tayassu pecari	X	X[a]
Pecari tajacu	X	X
Artiodactyla		
Mazama americana		X
Mazama bororo	X	X
Mazama gouazoubira	X	
Rodentia		
Guerlinguetus ingrami	X	X
Sphiggurus villosus	X	X[a]
Hydrochaeris hydrochaeris	X	X
Dasyprocta leporina	X	X
Agouti paca	X	X[a]
Total de espécies	28	24

Legenda: [a] detecção apenas em entrevistas ; [b] registro de literatura

5.7 Comparação com a mastofauna do Parque Estadual de Carlos Botelho, SP.

Em 2005, Bueno estudou a densidade e tamanho populacional dos mamíferos e aves cinegéticos no Parque Estadual de Carlos Botelho (PECB), SP. Como esta UC faz divisa com o PETAR, uma análise comparativa entre os dos Parques é pertinente. No trabalho de Bueno, as densidades populacionais foram calculas somente para os animais que obtiveram mais de 14 avistamentos durante os censos realizados, o que totalizou três espécies: macaco-prego (Cebus nigritus), jacutinga (Aburria jacutinga) e macuco (Tinamus solitarius), os resultados estão apresentados na Tabela 8.

Tabela 8. Comparação das densidades e tamanhos populacionais de três espécies no PETAR e em PECB, SP.

	PECB			PETAR		
Espécie	Densidade (ind./km²)	cv (%)	Tamanho populacional	Densidade (ind./km²)	cv (%)	Tamanho populacional
Cebus nigritus	9,3	18	3413	3,05	27	1089
Aburria jacutinga	3,9	21	1431	3,03	39	1081
Tinamus solitarius	5,6	16	2055	3,43	9	1227

As densidades encontradas no Parque Estadual Carlos Botelho apresentaram-se maiores do que as encontradas no Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira. Isto se deve ao fato de que os indivíduos analisados tiveram um número de avistamentos superior. O Cebus nigritus foi avistado 16 vezes durante os censos realizados em PECB, enquanto no PETAR esta espécie foi avistada somente 6 vezes.

O Tinamus solitarius obteve 18 avistamentos (1,06 ind./10 km) no PECB e 13 avistamentos (0,51 ind./10 km) no PETAR. Já no caso da Aburria jacutinga, esta espécie foi avistada 14 vezes no PECB (0,82 ind./10 km) e 15 vezes no PETAR (0,58 ind./10 km). Podemos evidenciar que a abundância relativa obtida no estudo de Bueno (2005) foi maior que a obtida no presente estudo, porém o número de avistamentos para a espécie foi maior no PETAR. Esta contradição ocorreu, pois a quilometragem percorrida no PECB (170 km) foi menor que a percorrida no PETAR (256,60 km).

6. Considerações finais

A Serra de Paranapiacaba, como já dito anteriormente, é composta por quatro reservas florestas (P.E.T. do Alto Ribeira, P.E de Intervales, E.E. de Xitué e P.E. Carlos Botelho), que totalizam 125.783 ha de área protegida. Existem além destas UC algumas reservas particulares que adicionadas à soma da área protegida totalizam cerca de 140.000 ha de floresta em diferentes estágios de conservação. O PETAR é uma das maiores UC de toda a Mata Atlântica, já que possui 35.712 ha, constituindo mais de 28% da grande reserva da Serra de Paranapiacaba.

Estudos mostram que áreas de mata contínua têm maior capacidade de abrigar populações mínimas viáveis ou até mesmo grandes populações de aves e mamíferos, já que possuem maior resistência aos impactos antrópicos e as catástrofes naturais (FONSECA et al., 2004). Embora o presente estudo tenha constatado uma baixa densidade e um baixo tamanho populacional das espécies estudadas, é importante ressaltar que este Parque é imprescindível para que a corredor da Serra de Paranapiacaba continue sendo uma área de mata continua. Portanto, a conservação de grandes corredores ecológicos contínuos é essencial para a manutenção do fluxo genético e para o aumento do tamanho efetivo das populações que ali residem, reduzindo assim, as probabilidades de extinção das espécies.

A extração de palmito juçara (Euterpe edulis) é uma atividade que ameaça a conservação dos remanescentes florestais de Mata Atlântica no estado de São Paulo, já que afeta seriamente a integridade ecológica deste bioma (GALETTI e FERNANDEZ, 1998; GALETTI e ALEIXO, 1998). No PETAR, uma parcela da população que reside dentro da unidade ainda representa uma ameaça a conservação da biodiversidade, pois praticam atividades que vão contra os propósitos de uma Unidade de Conservação, como a extração de palmito (Euterpe edulis) e a caça.

É importante ressaltar que o PETAR é uma das últimas UCs do estado de São Paulo que ainda abriga uma diversidade faunística importante (como catetu, jacutinga, anta e o mono-carvoeiro) e uma das poucas populações de onça pintada (Panthera onca).

7. Problemas Encontrados

Encontramos algumas dificuldades de acesso ao núcleo Caboclos, pois em períodos chuvosos a estrada fica muito esburacada e escorregadia, tornando-se perigosa. Apenas veículos 4X4 têm acesso a essa área e nem sempre temos esses veículos disponíveis. Outra dificuldade enfrentada no mesmo núcleo, é que não existe a possibilidade de recarregarmos equipamentos eletrônicos (como baterias de GPS e câmeras fotográficas), já que não existe energia elétrica no local.

O relevo altamente acidentado e a elevadíssima quantidade de dias chuvosos na região, foi um grande impedimento para aumentarmos a amostragem, mas acreditamos que o esforço amostral mostrou-se satisfatório para o período de duração do estudo. Como em outras áreas de Mata Atlântica (GALETTI et al., 2009), a taxa de avistamentos é extremamente baixa, o que impediu que os cálculos de densidade e biomassa, assim como o tamanho populacional, fossem realizados para um maior número de espécies.

8. Referências

AIDAR, M. P. M.; GODOY, J. R. L.; JOLY, C. A.; BERGMANN, J. Atlantic forest successions over calcareous soil – PETAR/SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v.24, n. 4, p. 455 – 469, 2001.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas.** 4ª Edição. Ed. Artmed, 2007. 740 p.

BERNARDO, C. S. S.; GALETTI, M. Densidade e tamanho populacional de primatas em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, Vol. 21, n. 4, p. 827 – 832, 2004.

BIRDLIFE INTERNATIONAL. Threatened Birds of the World. Barcelona: Lynx Edicions e Birdlife International. 2000. 852 p.

BODMER, R. E., EISENBERG, J. F.; REDFORD, K. H. Hunting and the likelihood of extinction of Amazonian mammals. **Conservation Biology**, New York, n.11, p.460 – 466, 1997.

BOVENDORP, R. S.; GALETTI, M. Density and population size of mammals introduced on a land-bridge island in southeastern Brazil. **Biological Invasions**, Tennessee, v. 9, n. 3, p. 353 – 357, 2007.

BUCKLAND, S. T.; ANDERSON, D. R.; BURNHAM, K. P.; LAAKE, J. L. **Distance sampling, estimating abundance of biological populations**. Londres: Chapman & Hall, 1993. 446 p.

BUENO, R. **Densidade e tamanho populacional de mamíferos e aves cinegéticos no Parque Estadual de Carlos Botelho**. 2005. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ecologia) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2005.

CARDOZO, M. L.; CACIATTORI, P. R. R. **Comunicação integrada de marketing e impactos turísticos no PETAR**. In: Congresso Brasileiro de Ciências da Comunicação, n.29, 2006, Brasília: Intercom - Sociedade Brasileira de Estudos Interdisciplinares da Comunicação. UnB [2006].

CARVALHO, M.P.; CEZARE, C. H. G.; COSTA, C. G.; DA CUNHA, R. G. T.; DORNALLES, S. S.; FILHO, M. S.; GUIX, J. C.; HERNANDEZ, A.; LAZARIN, P. C.; LLORENS, L.; MARTIN, M.; MATEOS, E.; MIQUEL, C,; PETRONI, L. M.; PINTOS, B. S.; PISCIOTTA, K.; SÁNCHEZ, C.; OLIVEIRAS, I.; SERRA, A. Censuses of vertebrates in a rainforest area: the Paranapiacaba fragment. **Centro de Recursos de Biodiversitat Animal**. Universitat de Barcelona, Barcelona. Mateos, E.; Guix, J. C.; Serra, A.; Pisciotta, K (eds.). 2002.

CEBALLOS, G.; EHRLICH, P. R. Global mammal distributions, biodiversity hotspots, and conservation. **PNAS**, Washington, v. 103, n. 51, p. 19374 - 19379, 2006.

CHIARELLO, A. G. Density and Population Size of Mammals in Remnants of Brazilian Atlantic Forest. **Conservation Biology**, New York, v. 14, n. 6, p. 1649 – 1657, 2000a.

CHIARELLO, A. G. Influência da caça ilegal sobre mamíferos e aves da mata de tabuleiros do norte do Espírito Santo. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão**, Santa Teresa, v.11, n.12, p. 229 – 247, 2000b

COLWELL, R. K. 1994 – 2007. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.

COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS. **Listas das aves do Brasil**. Versão 16/8/2007. Disponível em <http://www.cbro.org.br>. Acesso em: [26/03/2008].

CULLEN Jr., L. **Hunting and biodiversity in Atlantic forest fragments**, São Paulo, Brasil. 1997. Tese de mestrado (mestrado em Biologia da Conservação) - Universidade da Flórida, Flórida, 1997.
CULLEN Jr., L.; VALADARES-PÁDUA, C. Métodos para estudo de ecologia, manejo e conservação de primatas na natureza. **Manejo e Conservação de Vida Silvestre no Brasil**. **Sociedade Civil Mamirauá**, Brasília, p. 239 – 269, 1997. Valadares-Pádua, C.; Bodmer, R. E.; Cullen Jr., L. (eds.).
CULLEN Jr., L.; BODMER, R. E.; VALLADARES-PÁDUA, C. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. **Biological Conservation**, New York., n. 95, p. 49 – 56, 2000.
CULLEN Jr., L.; RUDRAN, R. **Transectos lineares na estimative de densidade de mamíferos e aves de médio e grande porte. Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida Silvestre**. Curitiba: Editora UFPR e Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2003. Cullen Jr., L.; Valladares-Pádua, C.; Dudran, Rudy (org.).
DIRZO, R.; MIRANDA, A. Altered patterns of herbivory and diversity in the forest understory: a case study of the possible consequences of contemporary defaunation. Plant – animal interactions: evolutionary ecology in tropical and temperature regions. **Wiley**. New York, 1991. Price, P. W.; Lewinshon, P. W.; Fernandes, G. W.; Benson, W. W. (eds.)

DIRZO, R.; RAVEN, P. H. Global State of Biodiversity and Loss. **Annual Review of Environment and Resources**, Palo Alto, n.28, p. 137 – 167, 2003.

DONATTI, C. I. **Consequências da defaunação na dispersão e predação de sementes e no recrutamento de plântulas da palmeira brejaúva (Astrocaryum aculeatissimum) na Mata Atlântica**. Dissertação (mestrado em Ecologia de Agrossistemas) – Universidade Estadual de São Paulo, Rio Claro, 2004.

EISENBERG, J. F. The density and biomass of tropical mammals. **Conservation Biology: an evolutionary – ecological perspective**, Massachusetts, p. 35 – 55, 1980. Soule, M. E.; Wilcox, A. B. (eds.).

EISENBERG, J. F.; REDFORD, K. H. Mammals of the Neotropics. **The central Neotropics: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil**. Chicago: Chicago University Press, v. 3, 1999.

EMMONS, L. H.; FEER, F. **Neotropical Rainforest Mammals**. A Field Guide. Chicago: University of Chicago Press, 1997.

FA, J. E.; PERES, C. A.; MEEUWIN, J. Bushmeat exploitation in tropical forests: an intercontinental comparison. **Conservation Biology**, New York., n.16, p. 232 – 237. 2002.

FIGUEIREDO, L. A. V. **"O meio ambiente prejudicou a gente...": políticas publicas representações sociais de preservação e desenvolvimento; desvelando a pedagogia de um conflito no Vale do Ribeira (Iporanga, SP)**. 2000. 489f. Dissertação (mestrado em Educação) – Faculdade de Educação, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.

FONSECA, G. A. B.; HERRMANN, G.; LEITE, Y. L. R.; MITTERMEIRER, R. A.; RAYLANDS, A. B.; PATTON, J. L. **Lista anotada dos mamíferos do Brasil**. Washington, DC: Conservation International, n. 4, 1996. 38 p.

FONSECA, G. A. B.; ALGER, K.; PINTO, L. P.; ARAÚJO, M.; CAVALCANTI, R. Corredores de biodiversidade: o corredor central da Mata Atlântica. **Instituto brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis**, Brasília, p. 47 – 65, 2004.

FRANKHAM, R.; BALLOU, J. D.; BROOK, B. W.; O'GRADY, J. J.; REED, D. H. Estimates of minimum viable population sizes for vertebrates and factors influencing those estimates. **Biological Conservation**, New York, v.113, n. 1, p. 23 – 34, 2003.

GALETTI, M.; FERNANDEZ, J. C. Palm heart harvesting in the Brazilian Atlantic forest: changes in industry structure and the illegal trade. **Journal of Applied Ecology**, Londres, n.35, p. 294 – 301, 1998.

GALETTI, M.; ALEIXO, A. Effects of palm heart harvesting on avian frugivores in the Atlantic rain forest of Brazil. **Journal of Applied Ecology**, Londres, n.35, p. 286 – 293, 1998.

GALETTI, M. Indians within Conservation Units: lessons from the Atlantic forest. **Conservation Biology**, New York, n.15, p. 798 – 799, 2001.

GALETTI, M.; DONATTI, C.; PIRES, A.; GUIMARÃES Jr, P.; JORDANO, P. Seed survival and dispersal of an endemic Atlantic forest palm: the combined effects of defaunation and forest fragmentation. **Botanical Journal of the Linnean Society**, Londres, n.151, p.141 – 149, 2006.

GONZALES-SOLIS, J.; GUIX, J. C.; MATEOS, E.; LLORENS, L. Population density of primates in a large fragment of the Brazilian Atlantic rainforest. **Biodiversity and Conservation**, Madri, n.10, p. 1267 – 1282, 2001.

GONZALES-SOLIS, J.; GUIX, J. C.; MATEOS, E.; LLORENS, L. Density estimates, group size and habitat use of monkeys (Mammals: cebidae). **Censuses of vertebrates in a Brazillian Atlanric Rainforest área: The Paranapiacaba fragment**. Barcelona: Romargraf, p. 111 – 126, 2002. Guix, J. C.; Serra, A.; Pisciotta, K. (org.).

GRELLE, C. E. V.; FONSECA, G. A. B.; FONSECA, M. T.; COSTA, L. P. The question of scale in threat analysis: a case study with Brazilian mammals. **Animal Conservation**, Londres, n. 2, p. 149 – 152, 1999.

GRELLE, C.E.V. Forest structure and vertical stratification of small mammals in a secondary Atlantic Forest, Southeastern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, Filadélfia,v.38, n. 2, p.81 – 85, 2003.

GUIX, J. C.; TABANEZ, A. A. J.; DA SILVA, A. N.; LOPEZ, C.; MATHEU, E.; DE SOUZA, F. L.; PISCIOTTA, K. R.; BRADBURY, N.; PORTILHO, W. G. **Viagem de reconhecimento científico a algumas áreas desconhecidas da Fazenda Intervales, Estado de São Paulo, durante o período de 04 a 16 de outubro de 1991**. Grupo de Estudos Ecológicos – Série Documentos, São Paulo, n. 4, p 1 – 94, 1992.

GUSSONI, C. O. A.; GALETTI, M. **Avifauna do Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira, SP.** Porto Alegre, 2007. Congresso Brasileiro de Ornitologia (painel).

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (IBAMA). **Relatório nacional do Brasil**. Apresentado ao I Congresso Latino-Americano de parques nacionais e outras áreas protegidas, Brasília, 10 p., 1997.

INSTITUTO GEOLÓGICO. http://igeologico.sp.gov.br/ea_petar_visitação.asp. Acesso no dia 27 de dezembro de 2006.

JORDANO, P.; GALETTI, M.; PIZO, M. A.; SILVA, W. R. Ligando Frugivoria e Dispersão de Sementes à Biologia da Conservação. **Biologia da Conservação: Essências**. São Carlos, SP: Editora RIMA, p. 411 – 436. 2006. Rocha, C. F. D.; Bergallo, H. G.; Van Sluys, M.; Alves, M. A. S. (org.)

LAAKE, J. L.; BUCKLAND, S. T.; ANDERSEN, D. R.; BURHAM, K. P. **Distance User´s Guide**. Version 2.1, Colorado, Cooperative Fish & Wildlife Research - Unit Colorado State University, Fort Collins, 1994.

LEONEL, C. **Intervales**. Fundação para Conservação Florestal do Estado de São Paulo, São Paulo, 2001. 240 p.

LOURIVAL, R. F. F.; FONSECA, G. A. B. **Análise de sustentabilidade do modelo de caça tradicional, no Pantanal da Nhecolândia. Manejo e conservação da vida silvestre no Brasil: Sociedade Civil Maniuá**, Brasília, p. 123 – 172, 1997. Valladares-Pádua, C.; Bodmer, R. E. (org.).

MENDES, S. L; DE MELO, F.R; BOUBLI, J. P.; DIAS, L. G.; STRIER, K. B.; PINTO, L. P. S.; FAGUNDES, V.; COSENZA, B.; DE MARCO JR, P. The ecology and conservation of the muriqui (Brachyteles), Reports from 2002 – 2005. **Neotropical Primates**, Bogotá, v. 13, Supplement. 2005.

MORAES, R.; LUNDQVIST, J.; SHIMADA, H.; MOLANDER, S. **Seasonal and Spatial Variability of Nutrients in Tropical Streams due to Anthropogenic Activities: A case study in a Brazilian rain forest reserve**. Instituto Geológico. Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, São Paulo, 34 p., 2001.

MULLER-LANDAU, H. C. Predicting the Long-Term Effects of Hunting on Plant Species Composition and Diversity in Tropical Forests. **Biotropica**, Londres, v. 3, n.39, p. 372 – 384, 2007.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, Londres, n. 403, p.853 – 858, 2000.

NEGRÃO, M. F. F.; VALLADARES-PÁDUA, C. Registros de mamíferos de maior porte na Reserva Florestal Morro Grande, SP. **Biota Neotropica**, Campinas., v. 2, n. 6, 2006.

OLMOS, F. Os Guaranis invadem o Parque Estadual Intervales: como destruir a biodiversidade sendo politicamente correto. **Revista de Direitos Difusos**, São Paulo, n. 20, p. 2719 – 2757, 2003.

PERES, C. A. Effects of hunting on Western Amazonian primate communities. **Biological Conservation**, New York, n. 54, p. 47 – 59, 1990.

PERES, C. A. Population status of White-lipped Tayassu pecari and collared peccaries T. tajaci in hunted and unhunted Amazonian forest. **Biological Conservation**, New York, n.77, p. 115 – 123, 1996.

PERES, C. A. General guidelines for standardizing line transect surveys of tropical primates. **Neotropical Primates**, Bogotá, n.7, p. 11 – 16, 1999.

PERES, C. A. Effects of subsistence hunting and habitats fragmentation on Amazonian forest. **Conservation Biology**, New York, n.14, p. 240 – 253, 2000.

PERES, C. A.; PALACIOS, E. Basin-wide effects of game harvest on vertebrate population densities in Amazonian Forests: implications for animal-mediated seed dispersal. **Biotropica**, Londres, v.3, n.39, p.304 – 315, 2007.

PINTO, L. P.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C.; HITOTA, M. M.; BEDÊ, L. C. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **Megadiversidade** , Belo Horizonte. v. 1, n. 1, 2005.

PIZO, M. A.; VIEIRA, E. M. Granivorous birds as important post-dispersal seed predators in a Brazilian forest fragment. **Biotropica**, Londres, n. 36, p. 417 – 423, 2004.

REDFORD, K. H.; ROBINSON, J. G. **Park size and the conservation of forest mammals in Latin America.** Latin America Mammalogy, History and Conservation, University of Oklahoma, Oklahoma, p. 227 – 234, 1991. Mares, M. A.; Shmidly, D. J. (eds.)

REDFORD, K. H. The empty forest. **BioScience**, Uberlândia., n. 42, p.412 – 422, 1992.

REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; PEDRO, W. A.; LIMA, I. P. **Mamíferos do Brasil**. Londrina: UEL, 2006. 438 p.

ROBINSON, J. G.; REDFORD, K. H. Body size, diet and population density of neotropical forest mammals. **American Naturalist**, Chicago, n.128, p. 665 – 680, 1986.

ROBINSON, J. G.; BENNETT, E. L. **Hunting for sustainability in Tropical Forest**. Columbia University Press, New York. 2000. 582 p.

ROOKS, T. M.; MITTERMEIER, R. S.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; RYLANDS, A. B.; KONDTANT, W. R.; FLICK, P.; PILGRIM, J.; OLDFIELS, S.; MAGIN, G.; HILTON-TAYLOR, C. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. **Conservation Biology**, New York, v.4, n.16, p. 909 – 923, 2002.

SAO BERNARDO, C. S.; GALETTI, M. Densidade e tamanho populacional de primatas em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. **Rev. Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v.4, n.21, p. 827 – 832, 2004.

SCHWARTZMAN, S.; NERSTAD, D.; MOREIRA, A. Arguing tropical forest conservation: people versus parks. **Conservation Biology**, New York., n.14, p. 1370 – 1374, 2000.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Conhecer para Conservar**. São Paulo: Terra Virgem, 1999. p.115.

SETZER, J. **Atlas climático e ecológico do Estado de São Paulo**. São Paulo: Comissão Interestadual da Bacia Paraná-Uruguai, CESP, 1966.

SIGRIST, T. **Aves do Brasil**, 2ª Edição. São Paulo: Editora Avesbrasilis, 2006. 672 p.

SILVEIRA, P. C. B. **Povo da terra, terra do Parque: presença humana e conservação de florestas no Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira (PETAR)**. 2001. 301 f.

Dissertação de mestrado (mestrado em Antropologia) - Instituto de Filosofia e Ciências Humanas, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2001.

SOULÉ, M. E.; TERBORGH, J. **Continental conservation: scientific foundations for regional conservation networks**. Washington: Island, 1999. 227p.

TERBORGH, J. Maintenance of diversity in tropical forest. **Biotropica**, Londres, n.24, p.283 – 292, 1992.

TERBORGH, J; ESTES, J et al. **Role of top carnivores in regulating terrestrial ecossystems**. Washington: Island, 1999. 227p. In: Continental conservation: scientific foundations for regional conservation networks. Soulé, M. E.; Terborgh (eds).

TERBORGH, J.; VAN SCHAICK, C. **Por que o mundo necessita de parques?** In: Tornando os parques eficientes: estratégias para conservação da natureza nos trópicos. Editora UFPR, Curitiba, 2002ª. P. 25 – 36. Terborgh, J.; van Schaik, C.; Davenport, L.; Rao, M. (eds.)

TERBORGH, J.; PITMAN, N.; SILMAN, M.; SCHICHTER, H.; NUNEZ, P. V. **Maintenance of tree diversity in tropical forest**. Seed dispersal and frugivory: Ecology, Evolution and Conservation, Wallingford, 2002b. Levey, D. J.; Silva, W. R.; Galetti, M. (eds.)

WILSON, D. E.; COLE, F.R.; NICHOLS, J. D.; FOSTER, M. S. Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Mammals. **Smithsonian Institution**, Washington,1996.

WRIGHT, S. J. The myriad consequences of hunting for vertebrates and plants in tropical forests. **Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics**, Washington., n. 6, p. 73 – 86, 2003.

WRIGHT, S. J.; STONER, K. E.; BECKMAN, N.; CORLETT, R. T.; DIRZO, R.; MULLER-LANDAU, H. C.; NUÑES-ITURRI, G.; PERES, C. A.; WANG, B. C. The plight of large animals in tropical forest and the consequences for plant regeneration. **Biotropica**, Londres, v.3, n.39, p. 289 – 291, 2007.

Fernanda de Almeida Meirelles Mauro Galetti Rodrigues