**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”
Centro de Energia Nuclear na Agricultura**

**Modelos de sustentabilidade de caça de subsistência na Serra do Mar, Mata
Atlântica**

Rodrigo de Almeida Nobre

**Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em Ecologia Aplicada**

**Piracicaba
2007**

Rodrigo de Almeida Nobre
Bacharel e Licenciado em Ciências Biológicas

Modelos de sustentabilidade de caça de subsistência na Serra do Mar, Mata Atlântica

Orientador:

Prof. Dr. MAURO GALETTI RODRIGUES

**Dissertação apresentada para a obtenção do título de
Mestre em Ecologia Aplicada**

Piracicaba
2007

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
DIVISÃO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - ESALQ/USP

Nobre, Rodrigo de Almeida

Modelos de sustentabilidade de caça de subsistência na Serra do Mar, Mata Atlântica /
Rodrigo de Almeida Nobre. - - Piracicaba, 2007.
72 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2007.
Bibliografia.

1. Área de conservação 2. Caça 3. Caiçara 4. Desenvolvimento sustentável
Galliformes 6. Mamíferos I. Título

CDD 639.9

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

AGRADECIMENTOS

Aos financiadores do projeto de pesquisa que resultou nesta dissertação, o apoio majoritário do Sr. Wellington Nobre Silva (meu pai) e da Sra. Lourdes Augusta de Almeida Nobre Silva (minha mãe) e o apoio do Projeto Biota Fapesp.

Este investimento resultou em meu amadurecimento e capacitação como pesquisador e espero que auxilie na fundamentação dos argumentos utilizados pelas pessoas que objetivam conservar todas as formas de vida.

Ao Áquila, companheiro em todos os momentos de trabalho em campo, pela paciência na convivência em ambientes com mínima infra-estrutura e ao restante da família Douglas, Helen e Isaac que me acolheram como filho em Ubatuba.

Ao Juliano que prestou importantes serviços na finalização das coletas e ao Renato Matos Marques (BH) por ceder parte dos dados utilizados.

Ao Orientador Mauro Galetti; aos colegas de Laboratório e Departamento: Rafael (Omelete), Ariane, Rodrigo Fadini, Eliana, Camila, Flávia, Rodrigo Anzolin, Sérgio, Marina, Marininha, Leslie, Kaizer, Rodrigo Castro, Julieta, Ricardo (Saldanha), Rodrigo (Jundiaí) e Henrique; ao Prof. Peter Feisinger e todos os participantes da disciplina “Desenho de Estudos de Campo para Conservação da Biodiversidade”, que contribuíram de maneira significativa, com conversas e discussões, para a construção de meus conceitos de conservação biológica.

Ao Prof. Cláudio José Von Zuben pelos ensinamentos, correções minuciosas e sugestões importantes.

Ao Klaus e Mônica pela oportunidade e apoio.

Aos colegas de trabalho e amigos: Vicente, Fernanda, Fernando, Cleber, Paula, Jabá, Thaís, Bia, Vinícius, Vagner e Simone que toleraram durante os últimos dois anos minhas reclamações de cansaço e promessas de finalização da dissertação. Aos dois últimos agradeço, também, pela colaboração nas análises de dados e formulação de mapas.

Aos amigos Conrado, Raquel, Valentina, Frederico, André, Diogo, Daniel, Bruno e Humberto, que mesmo longe estão sempre me aconselhando, apoiando e animando para curtir a vida.

Às famílias: Nobre e Almeida (Augusta), em especial aos meus Avós José Maximínio e Antonia Eunice (vovó Toinha); Rafael Alves e Cândida Augusta. As lições deixadas por vocês são à base da minha formação. Sei que sempre podemos contar com a família!

Em especial as pessoas que constituem minha motivação e suporte diário, que sem a participação e amor essa etapa não seria superada.

À Solange, Amanda e Alessandra Bellotto, exemplos de quem sabe fazer acontecer.

Ao André, Bruna e Camila Sanossian vocês são as alegrias da vida!

Ao Fabrício, Gabriela e Ana Nobre (estou lhe aguardando pequeninha), rock sempre!

À Larissa Nobre por me ensinar, sem perceber, como me comportar na vida!

Aos meus pais, Wellington e Lourdes, que realizam tão bem o papel de construir uma família, que todos se satisfazem de participar desta. A casa de vocês sempre estará cheia, continuem sendo assim!

À minha linda princesa, Andrezza Bellotto Nobre, que abdicou de muitos dos seus desejos e me carregou todos os dias, um de cada vez, para chegar ao fim desse trabalho. Te amo muito! Dias melhores virão, chegou a hora de colher o frutos!

A todas essas pessoas agradeço e espero retribuir de alguma forma, inicio esta ação com o presente trabalho, que apesar de atuar localmente, deverá influenciar na qualidade de vida de todos vocês.

SUMÁRIO

RESUMO.....	7
ABSTRACT	9
1 INTRODUÇÃO	11
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	15
2.1 Ameaças aos vertebrados de médio e grande porte da Mata Atlântica.....	15
2.2 Impacto da atividade de caça	17
2.3 Uso sustentável de vertebrados silvestres.....	18
3 METODOLOGIA.....	21
3.1 Área de Estudo.....	21
3.2 Espécies Estudadas	26
3.3 Densidade (D) e Tamanho Populacional (Pop)	26
3.4 Estimativa da Produtividade Máxima Anual (P_{max})	28
3.5 Estimativa da Pressão de Caça.....	30
3.6 Estimativa do Consumo de Carne de Caça	31
4 RESULTADOS	33
4.1 Densidade, Tamanho Populacional e Produtividade	33
4.2 Pressão de Caça	37
4.3 Consumo de Carne de Caça.....	43
5 DISCUSSÃO	45
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	51
REFERÊNCIAS	53
ANEXOS	67

RESUMO

Modelos de sustentabilidade de caça de subsistência na Serra do Mar, Mata Atlântica

Uma das principais dúvidas do pensamento moderno da conservação ambiental é se áreas naturais podem ser conservadas, se for dado direito de exploração dos recursos naturais dessas áreas a grupos de pessoas. Parte da comunidade científica considera negativa, aos propósitos de conservação, a permanência de populações humanas em áreas protegidas. Verifica-se que mesmo modelos de utilização do espaço e dos recursos naturais voltados essencialmente para a subsistência e com pequena demanda comercial, reduzem mais o habitat de várias espécies e apresentam níveis de exploração que podem extinguir populações silvestres. Outra parte da comunidade científica considera que, em regiões tropicais, essa postura restritiva, autoritária e dependente de fiscalização repressiva, não tem sido eficaz. Esta postura discrimina populações tradicionais e as impede de reproduzir seu modo de vida, desenvolvendo nestas uma postura anti-conservacionista, que as leva à práticas predatórias do meio ambiente como meio de garantir sua subsistência e não cair na marginalidade ou na indigência. Diante de tais circunstâncias, o presente estudo objetivou conhecer as condições demográficas atuais das espécies silvestres alvos de caça, das características da atividade de caça praticada e dos possíveis limites sustentáveis da utilização da fauna existente para subsistência na porção norte do Parque Estadual da Serra Mar (PESM), em São Paulo. As amostragens foram realizadas entre os meses de junho de 2002 e julho de 2005. As densidades dos vertebrados cinegéticos foram calculadas utilizando o método de transecções lineares, e estimaram-se os tamanhos populacionais e a produtividade passível de caça sustentável. Compararam-se estes dados aos valores de pressão de caça (monitoramento e questionários) e ao consumo protéico da comunidade local para discussão da sustentabilidade da atividade atual. Os resultados indicaram que vários fatores comprometem a sustentabilidade da atividade de caça de subsistência na Serra do Mar. As densidades das populações humanas são altas e, conseqüentemente, acarretam níveis de pressão de caça e necessidade de ingestão protéica acima dos valores toleráveis pela produtividade da comunidade de vertebrados cinegéticos estimados pelo modelo. Com a meta de conservar as espécies ameaçadas pela atividade de caça e, concomitantemente, os recursos utilizados pela população humana local, recomenda-se a intensificação da fiscalização a fim de coibir a atividade de caça, ao menos temporariamente, até que pesquisas futuras possam determinar melhoras nas condições demográficas das espécies silvestres, estabelecendo limites sustentáveis de uso mais elevados, permitindo o estreitamento das relações entre as populações humanas e as Unidades de Conservação, maximizando a eficiência dos propósitos de preservação da diversidade biológica.

Palavras-chave: Comunidades tradicionais; Sustentabilidade; Caça: Mamíferos, Galliformes

ABSTRACT

Models of sustainability of subsistence hunting at Serra do Mar, Mata Atlântica

One of the main doubts of the modern nature conservation thought is if natural areas can be conserved, even if the right of resources exploitation, in these areas, is given to local people. A group of scientific community considers harmful the permanence of human populations inside protected areas. They found that systems of land use and the natural resources use, essentially toward to the subsistence and with low commercial demand, decreases the home range of some species and present exploration levels that can extinguish wild populations. Another part of scientific community considers that, in tropical regions, this restrictive, authoritarian and posture dependent of repressive police, has not been efficient. This posture discriminates the traditional populations and hinders them to reproduce its way of life, developing in those an anti-conservationist attitude, that take them to environment predatory practices to guarantee their subsistence and not to fall in the marginality or poverty. The present study aim to know the current demographic conditions of the game species, the characteristics of hunting patterns and the possible sustainable limits of fauna use for subsistence in Serra do Mar, São Paulo. Game vertebrates densities were calculated using line-transect method, then the population sizes and the sustainable harvest rate were estimated from June 2002 to July 2005. These data were compared with the hunting pressure (from monitoring and questionnaires methods) and with the local community protein consumption, to discuss the sustainability of the current hunting activity. The results indicated that a lot of factors compromise the sustainability of the subsistence hunting practice in Serra do Mar. The local human population density is high, therefore causing levels of hunting pressure and necessity of protein ingestion over the sustainable limits of game vertebrates offtake estimated by the model. With the goal, at the same time, to conserve the threatened species of hunting practice and the resources used by the local human population, intensification of police is recommended, in order to restrain poaching activity, until future researches can determine better demographic conditions of game species, establishing higher limits of sustainable use, allowing narrow relationship between human populations and the protected areas, maximizing the efficiency of the purpose of biological diversity conservation.

Keywords: Traditional communities; Sustainability; Hunting; Mammals; Galliforme

1 INTRODUÇÃO

“A humanidade não deve retirar da natureza mais do que esta pode repor. Isso, em parte, significa adotar estilos de vida e caminhos de desenvolvimento que respeitem e trabalhem com os limites da natureza”.

Jonh G. Robinson, 1993

A maior parte das áreas ainda preservadas no Brasil é habitada por comunidades rurais tradicionais (caiçaras, ribeirinhos, seringueiros, quilombolas, caipiras), não tradicionais e indígenas (ROCHA, 1997; ARRUDA, 2000; GALETTI, 2001; MORSELLO, 2001). No Estado de São Paulo 73% das Unidades de Conservação (UC's) de proteção integral acima de 10.000 hectares possuem populações humanas (ARRUDA, 2000). Se considerarmos também o entorno das UC's esses números se intensificam. O Núcleo de Apoio à Pesquisa sobre Populações Humanas e Áreas Úmidas Brasileiras – NUPAUB – indica que em cerca de 88% das UC's vivem populações não tradicionais e em 49% tradicionais (ARRUDA, 2000).

A permanência destas populações em áreas protegidas é considerada negativa aos propósitos de conservação por parte da comunidade científica (GALETTI, 2001; TERBORGH, 2002; TERBORGH; PERES, 2002; OLMOS; BERNARDO; GALETTI, 2005), pois mesmo que os residentes apresentem um modelo de utilização do espaço e dos recursos naturais voltados principalmente para a subsistência e com fraca articulação com o mercado, as áreas ocupadas reduzem ainda mais o habitat de várias espécies silvestres (CHIARELLO, 1999; CULLEN JÚNIOR; BODMER; VALLADARES-PÁDUA, 2000), e a contínua exploração dos recursos de fauna e flora podem extinguir essas populações silvestres dependendo de suas proporções (GALETTI; ALEIXO, 1998; GALETTI; FERNANDEZ, 1998; CULLEN JÚNIOR, BODMER; VALLADARES-PÁDUA, 2001; ROSSER; MAINKA, 2002).

Outra parte da comunidade científica considera que a postura restritiva, autoritária e totalmente dependente de fiscalização repressiva, que proíbe a presença de populações humanas em áreas protegidas, proposta pelo modelo de conservação vigente, não tem sido eficaz (ARRUDA, 2000, DIEGUES, 2000). A maioria das áreas que enfrentam essas dificuldades está localizada em países com condições econômicas instáveis e com fraca presença do Estado, sendo incapazes de remover as populações de dentro de seus limites com compensação digna e de fiscalizar efetivamente seu território (FONSECA; PINTO; RYLANDS, 1997; WWF, 1999; MORSELLO, 2001; TERBORGH; VAN SCHAIK, 2002; OLMOS, BERNARDO; GALETTI, 2005). O modelo vigente, de gestão de UC de proteção integral, discrimina as populações

tradicionais e impede estas de reproduzir seu modo de vida, desenvolvendo nestas uma postura anti-conservacionista, que leva à práticas predatórias do meio ambiente como meio de garantir sua subsistência e não cair na marginalidade ou na indigência (ARRUDA, 2000; DIEGUES, 2000; CAMPOLIM, 2004; SILVA, 2006).

A busca por uma solução do conflito entre UC's e populações humanas, tem sido vinculada ao termo *uso sustentável*, que significa a utilização de recursos naturais suprimindo às necessidades sócio-econômicas e atendendo as aspirações de subsistência das pessoas, enquanto limita as perdas de diversidade biológica e ocasiona degradação ambiental em níveis aceitáveis (ROBINSON, 1993; BENNETT; ROBINSON, 2000).

Tratando da questão da utilização sustentável de recursos naturais, em áreas protegidas nas regiões tropicais a caça de animais selvagens é uma atividade importante para comunidades que vivem dentro ou em seu entorno. Portanto, a sustentabilidade desta atividade é fundamental para garantir a perenidade dessas comunidades e também para a conservação das espécies e dos ecossistemas (SWANSON; BARBIER, 1992; FREESE, 1997; ARRUDA, 2000). No entanto, existe um limite para o número de pessoas obtendo sua proteína animal caçando que um remanescente florestal pode suportar, mantendo a viabilidade demográfica das populações alvos de caça. Esse limite é a capacidade suporte, influenciada fundamentalmente pela quantidade retirada do ambiente (produto das necessidades *per capita* e do número de pessoas que dependem daquele recurso) por unidade de tempo (BENNETT; ROBINSON, 2000; TERBORGH; PERES, 2002), da área total utilizada para caçadas e da produtividade anual específica das espécies alvos de caça em cada localidade (PERES; NASCIMENTO, 2006).

As populações de vertebrados alvos de caça presentes nas Unidades de Conservação (UC's) da Mata Atlântica estão sujeitas a ameaças como simpatria com populações humanas demograficamente densas e remanescentes naturais “pequenos”, quando comparados às mega-reservas, de um milhão de hectares, sugeridas como necessárias para proteção integral de populações viáveis de espécies com densidades e/ou distribuição reduzidas (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2003; PERES, 2005).

Diante de tais circunstâncias, urge a necessidade da verificação das condições demográficas atuais das espécies silvestres alvos de caça (cinegéticas), das características da atividade de caça praticada e dos possíveis limites sustentáveis da utilização da fauna existente para subsistência em áreas protegidas de Mata Atlântica.

Esta avaliação auxiliará a compreensão do impacto, fundamentando propostas de pesquisa e manejo que minimizem seus efeitos, e que possibilitem o estreitamento das relações entre as populações humanas locais e as UC's, maximizando a eficiência dos propósitos destas áreas protegidas de preservar a diversidade biológica.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Ameaças aos vertebrados de médio e grande porte da Mata Atlântica

A principal ameaça às comunidades de vertebrados de médio e grande porte da Mata Atlântica é a destruição dos ambientes naturais. O bioma que perfazia cerca de 1.350.000 km² foi reduzido atualmente a menos de 8% de sua extensão original (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL, 1998; FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO DE PESQUISAS ESPACIAIS, 2002). Essa restrição resultou de impactos de diferentes ciclos de exploração e do estabelecimento de mais 60% da população brasileira, constituindo em seus limites os maiores núcleos urbanos e industriais (CONSERVAÇÃO INTERNACIONAL – BRASIL; INSTITUTO DE ESTUDOS SÓCIO-AMBIENTAIS DO SUL DA BAHIA, 2000; FONSECA, 1985; DEAN, 1996; CÂMARA, 2003; HIROTA, 2003; MITTERMEIER et al., 2004).

A situação se agrava com a verificação de que apenas 2% da área remanescente do bioma é abrigada em unidades de conservação de proteção integral, território que totaliza aproximadamente 2.500.000 hectares (representa 64% da área do Parque Nacional do Tumucumaque no bioma Amazônico) (PINTO et al., 2006). Esta categoria de unidade de conservação, em virtude das restrições de uso constitui a de maior relevância para a conservação da biodiversidade.

Associada à restrita abrangência dos remanescentes florestais, a conservação das espécies animais de maior porte é ameaçada pelo estado de fragmentação da paisagem, pois em regiões-chaves para conservação do bioma, como a Serra do Mar, a porção entre o sul da Bahia e o estado do Espírito Santo e a porção ao norte do rio São Francisco, a imensa maioria dos remanescentes possuem área menor ou igual a 100 hectares (PINTO et al., 2006). Tais condições comprometem várias espécies, pois abrigam populações com números reduzidos de indivíduos, com fluxo de dispersão entre fragmentos freqüentemente limitado, além de fortes alterações na composição florística e estrutural devido aos efeitos de borda e a perda de espécies dispersoras de sementes (RANTA et al., 1998; SILVA; TABARELLI, 2000; OLIVEIRA; GRILLO; TABARELLI, 2004; DONATTI, 2004).

Em adição à incessante perda de habitat e aos aspectos associados à fragmentação, ameaças como a caça, os incêndios, exploração de produtos vegetais, invasão por espécies exóticas e os sinergismos entre esses fatores têm influenciado a persistência das populações nos

remanescentes florestais (BROOKS; BALMFORD, 1996; GALETTI; FERNANDEZ, 1998; CHIARELLO, 1999; 2000a; CULLEN; BODMER; PÁDUA, 2000; PERES, 2001; TABARELLI; SILVA; GASCON, 2004).

As presenças destes tipos de perturbações ressaltam as condições inadequadas de funcionamento das unidades de conservação da Mata Atlântica como falta de pessoal qualificado, financiamento inadequado (FONSECA; PINTO; RYLANDS, 1997) além de conflito com comunidades locais e indígenas, tanto dentro quanto ao redor dos seus limites (ARRUDA, 1997; ROCHA, 1997; GALETTI, 2001; VIANA; BRITO, 2004; OLMOS, BERNARDO; GALETTI, 2005).

As ameaças às espécies animais de grande porte não se restringem aos efeitos dos impactos antrópicos. Parte das espécies desse grupo apresenta características que aumentam sua susceptibilidade à extinção. Evidências teóricas e empíricas de que espécies com tamanhos corporais maiores (McKINNEY, 1997; MACE; BALMFORD, 2000), níveis tróficos mais elevados (CROOKS; SOULÉ, 1999), maior demanda energética, maiores áreas de vida, implicam em menores densidades e consequentemente maior vulnerabilidade à extinção (GASTON; BLACKBURN, 1996; PURVIS et al., 2000b; OLIFIERS; VIEIRA; GRELLE, 2004). Espécies com algumas características de história de vida, como gestação longa e ninhadas pequenas, implicando também em densidades pequenas são mais suscetíveis à extinção (BROWN, 1995).

Alguns tipos de locomoção podem ainda predispor as espécies à extinção, como os mamíferos arborícolas que podem ter suas populações reduzidas pela diminuição da estratificação vertical das matas (GRELLE, 2003).

Além desses fatores, distribuições geográficas restritas, como a de espécies endêmicas, têm sido fortemente associadas à vulnerabilidade das espécies à extinção (RABINOWITZ; CAIRNS; DILLON, 1986), especialmente em habitats fragmentados (PIMM et al., 1995; GRELLE et al., 1999; GRELLE; PAGLIA; SILVA, 2006).

Considerando a atual lista oficial de espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção (BRASIL, 2003), existem 69 táxons de mamíferos indicados como ameaçados, com 41 táxons ocorrendo na Mata Atlântica. Quando considerada a relação entre endemismo e ameaça, a situação é mais impressionante, em que 34% das espécies endêmicas deste bioma estão ameaçadas (GRELLE; PAGLIA; SILVA, 2006).

Portanto a vulnerabilidade à extinção dos vertebrados brasileiros não parece ser aleatoriamente distribuída entre as ordens e os biomas (GRELLE; PAGLIA; SILVA, 2006) e as espécies de médio e grande porte da Mata Atlântica compõem, hoje, um conjunto bastante significativo de táxons altamente ameaçados e com necessidade de proteção urgente em unidades de conservação (GRELLE et al., 1999; PAGLIA, 2005).

2.2 Impacto da atividade de caça

O principal foco da comunidade conservacionista até atualidade tem sido a perda de cobertura vegetal e a destruição florestal. No entanto, a preservação da estrutura e composição vegetacional não garante a conservação da biota em sua totalidade, sendo que muitas vezes as árvores permanecem em lugares onde as atividades humanas extinguiram a maioria dos grandes animais (REDFORD, 1992).

Os homens podem depredar a fauna de diferentes maneiras, sendo que a redução direta pela atividade de caça é um dos mais importantes fatores que afetam a densidade de grandes mamíferos e aves (PERES, 2001; REYNOLDS; PERES, 2005). Como exemplo disto, estima-se valores aproximados de 23 milhões de animais silvestres caçados por ano na Amazônia (REDFORD, 1992; PERES, 2000a).

A remoção de vertebrados silvestres mesmo quando considerada em escalas locais, tem implicações profundas na estrutura e dinâmica das florestas tropicais (STONER et al., 2007). Verifica-se que áreas com caça apresentam alterações tais como, redução de herbivoria e predação de propágulos pré-dispersão (DIRZO; MIRANDA, 1991; DIRZO, 2001; BECKMAN; MULLER-LANDAU, 2007), além do que as plantas dispersas por espécies alvo de caça são menos abundantes (NUÑES-ITURRI; HOWE, 2007; WRIGHT; HERNÁNDEZ; CONDIT, 2007) e, também, a remoção de diásporos de maior tamanho é reduzida com o aumento da intensidade de caça (WRIGHT et al., 2000; GALETTI et al., 2006; STONER et al., 2007).

A caça pode, ainda, influenciar espécies de invertebrados que atuam em processos chaves do estabelecimento de plantas como: (1) larvas de besouros que predam sementes, que são beneficiadas pela ausência de espécies de vertebrados caçados que predam, preferencialmente, sementes contaminadas por estas, aumentando o número de sementes inviabilizadas (SILVIUS, 2002; GÁLVEZ; JANSEN, 2007), (2) besouros “rola-bosta”, que atuam na dispersão secundária de sementes presentes em fezes de espécies caçadas, evitando que estas sementes sejam predadas

ou contaminadas por fungos (ESTRADA; COATES-ESTRADA, 1991; VULINEC, 2000). Além disto, com a redução de espécies alvo de caça e concomitantemente a produção de fezes, os besouros têm o tamanho de sua população influenciada negativamente (VULINEC, 2002; FEER; HINGRAT, 2005; HARVEY; GONZALEZ; SOMARRIBA, 2006; ANDRESEN; LAURANCE, 2007), afetando em cascata outros táxons não caçados.

Consequências da ausência de espécie caçadas podem causar também desequilíbrios nas cadeias tróficas destes ecossistemas, como o aumento nas densidades de pequenos mamíferos pela falta de predadores e competidores (PIANCA, 2004).

Os animais de grande porte são importantes, não somente como fonte de alimento para as populações humanas, mas também como componentes ecológicos integrantes dos ecossistemas. Estes animais não podem ser ignorados, caso se pretenda manter esses ecossistemas, produzindo todos os benefícios financeiros, ecológicos e estéticos desejados (REDFORD, 1992).

2.3 Uso sustentável de vertebrados silvestres

Uma das principais dúvidas do pensamento moderno da conservação ambiental é se áreas naturais podem ser conservadas, se for dado direito de exploração dos recursos dessas áreas a grupos de pessoas (ROBINSON; BODMER, 1999; ROBINSON; BENNETT, 2000; SILVIUS; BODMER; FRAGOSO, 2004). Frequentemente, a resposta a essa questão é a possibilidade de manejo sustentável dos recursos explorados.

No entanto, esta resposta simples depende da compreensão profunda do conceito de uso sustentável e das variáveis que influenciam a utilização de um recurso específico. Duas idéias fundamentam o conceito; a primeira é que o recurso seja renovável, sendo que os recursos vivos são renováveis por definição, entretanto alguns são “mais” renováveis que outros. A segunda, que as pessoas podem balancear o seu consumo com a produtividade do recurso (ROBINSON, 1993).

Quando se considera a utilização de vertebrados silvestres, ou seja, a pressão de caça, a viabilidade demográfica das populações das espécies alvo, depende primordialmente da taxa de exploração que cada espécie é submetida por unidade de tempo; da produtividade das espécies alvos de caça na localidade e de fatores espaciais da área onde a caça é praticada (PERES; NASCIMENTO, 2006).

A taxa de retirada baseia-se, fundamentalmente, na necessidade *per capita*, no número de pessoas que utilizam o recurso (ROBINSON; BENNETT, 2000), na eficiência das técnicas de

caça implementadas (SHIVELY, 1997; NOSS, 1998; TERBORGH; PERES, 2002; LIZCANO, 2006) e nos padrões de preferência (espécie, gênero e idade) (PERES, 1990; GINSBERG; MILNER-GULLAND, 1994; BODMER, 1995a; BODMER; EISENBERG; REDFORD, 1997; MILNER-GULLAND et al., 2003; LIZCANO, 2006).

As necessidades *per capita* sofrem influência das demandas diárias de proteína animal (ROBINSON; BENNETT, 2004), da composição da dieta (consumo de carne de caça, de animais domésticos, de peixes, de embutidos, etc.) (BRASHARES et al., 2004; WILKIE et al., 2005), e da necessidade de obtenção monetária para compra de outros produtos de subsistência (RASKER; MARTIN; JONHSON, 1992; BODMER et al., 1994; APAZA et al., 2002; ROBINSON; BENNETT, 2002; COWLISHAW; MENDELSON; ROWCLIFFE, 2005a; 2005b; FUSARI; CARPANETO, 2006).

A produtividade local de biomassa de animais silvestres, também, define os limites de exploração sustentável (REYNOLDS; PERES, 2005), sendo influenciada pelo número de espécies utilizadas pela população humana, pela densidade populacional destas espécies em estágio reprodutivo (PERES, 1997; SLADE; GOMULKIEWICZ; ALEXANDER, 1998), pela taxa reprodutiva (frequência reprodutiva, tamanho da prole, longevidade da espécie) (COLE, 1954; ROBINSON; REDFORD, 1991; 1994; ROBINSON, 2000; BODMER; ROBINSON, 2003) e pela massa corpórea específica.

Além desses parâmetros, fatores espaciais também influenciam o uso sustentável da vida silvestre. O tamanho da área define o número de indivíduos e disponibilidade de biomassa submetida à exploração (NOVARO; REDFORD; BODMER, 2000; SALAS; KIM, 2002; PERES, 2005). A forma e a conectividade da área caçada afetam as taxas de imigração e emigração, influenciando na renovação das populações tanto em número de indivíduos (sistema fonte-dreno) (NOVARO; REDFORD; BODMER, 2000; SALAS; KIM, 2002; BODMER; ROBINSON, 2003; PERES, 2005), quanto no fluxo gênico (FRANCISCO, 2001; PEREZ-SWEENEY; RODRIGUES; MELNICK, 2003; MIYAKI; ALVES, 2006).

Diante da diversidade de parâmetros que influenciam a sustentabilidade da atividade de caça, da urgência de proteção das espécies alvo e da importância desta para comunidades humanas de muitas localidades (NARANJO et al., 2004; SILVIUS; BODMER; FRAGOSO, 2004), ressalta-se a importância de modelos que avaliem com simplicidade a magnitude desse

impacto e determinem limites de utilização (BODMER et al., 1994; GIBBS, 2000), subsidiando a regulamentação da atividade de caça, desde limites de restrição mais brandos à proibição total.

Em áreas de Mata Atlântica estudos relacionados à sustentabilidade de caça são extremamente escassos (CULLEN JÚNIOR, 1997a; CHIARELLO, 2000a; CULLEN JÚNIOR; BODMER; PADUA, 2000; CULLEN JÚNIOR; BODMER; PADUA, 2001; PIANCA, 2004), o que certamente vem prejudicando a verificação se assertivas tão propaladas do “o uso sustentável tradicional” de recursos naturais, são reais (OLMOS; BERNARDO; GALETTI, 2005).

3 METODOLOGIA

3.1 Área de Estudo

A Serra do Mar é uma das sub-regiões da Mata Atlântica, e estende-se do Rio de Janeiro até a porção norte do Rio Grande do Sul. Abrange aproximadamente 111.580 km², dos quais 30,48% são cobertos por florestas. A fitofisionomia predominante é a floresta ombrófila densa, que compõe 95% da área da sub-região, sendo o restante composto por mangues e restingas (SILVA; CASTELETI, 2003).

Esta sub-região apresenta a maior concentração de espécies de aves endêmicas ameaçadas do bioma (COLLAR et al., 1992; BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2000). Exemplos destas são saudade-de-asa-cinza (*Tijuca condita*), anambé-mirim (*Calyptura cristata*) e maria-da-restinga (*Phylloscartes kronei*). Entre os mamíferos, primatas como os micos-leões-dourado (*Leontopithecus rosalia*) e de-cara-preta (*L. caissara*), são também endêmicos ameaçados encontrados nessa região (SILVA; CASTELETI, 2003).

Atualmente, a Serra do Mar representa uma área com uma das melhores chances de sobrevivência de várias espécies endêmicas e/ou ameaçadas de extinção, pois apresenta remanescentes florestais contínuos de “grande” extensão, sendo considerada uma das duas únicas áreas da Mata Atlântica – juntamente com as florestas das províncias das *Misiones* na Argentina e Parque Nacional do Iguaçu – que alcançam dimensões suficientes para conter comunidades completas de espécies, e manter processos ecológicos e evolucionários inabalados (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2003), além de encontrar-se legalmente protegida em uma série de Unidades de Conservação (UC's).

O Parque Estadual da Serra do Mar (PESM) é uma destas UC's, sendo criado no ano de 1977, representando a maior UC do Estado de São Paulo, abrangendo 23 municípios. É de extrema importância para a conservação da Mata Atlântica (BRASIL, 2000), pois ocupa de cerca de 315.390 ha - 9,3% da cobertura vegetal remanescente na sub-região da Serra do Mar (Figura 3.1).

Figura 3.1 – Localização do Parque Estadual da Serra do Mar no Estado de São Paulo

Conecta-se a várias outras UC's, ao norte - no estado do Rio de Janeiro – com o Parque Nacional da Serra da Bocaina e a Área de Proteção Ambiental (APA) Cairuçu; na porção centro norte, com a APA Mananciais do Vale do Paraíba; na região centro sul, com o Parque Municipal Nascentes de Paranapiacaba, a Reserva Biológica Paranapiacaba e a APA Capivari-Monos; e ao sul, com a APA da Serra do Mar que liga também o Parque Estadual de Jurupará e a Estação Ecológica Juréia-Itatins, podendo ter função importante como corredor biológico (Figura 3.2).

Figura 3.2 – Mosaico de Unidades de Conservação localizadas na região leste do Estado de São Paulo, apresentando a conexão feita pelo Parque Estadual da Serra do Mar da região norte à sul

Devido à grande extensão, o PESM foi dividido em oito núcleos administrativos menores. No presente estudo foram realizadas coletas de dados em uma região dos três núcleos que fazem divisas entre si localizados na porção extremo norte: Santa Virgínia, Cunha e Picinguaba (Figura 3.3).

Figura 3.3 – Divisão dos núcleos administrativos que compõem o Parque Estadual da Serra do Mar, apresentando os núcleos Santa Virgínia, Cunha e Picinguaba em sua porção norte

Estes núcleos administrativos formam um maciço de floresta atlântica de 724,19 km², possuindo a maior extensão longitudinal dentro dos limites do parque, apresentando áreas relativamente bem abrigadas dos pontos de entradas de caçadores e palmiteiros (Figura 3.4). As amostragens se restringiram à área localizada entre a Rodovia Osvaldo Cruz e a divisa do estado de São Paulo com o Rio de Janeiro que totaliza 554,31 km² (Figura 3.4)

Para as análises deste trabalho, a área foi dividida em duas considerando as diferentes intensidades de caça, determinadas através das distâncias percorridas nas caçadas relatadas nos questionários (Anexo E). A maioria das respostas referiram-se à caçadas nos 7,5 km mais próximos dos vetores de pressão de caça (ver Figura 4.4 C), por isso devido as nuances topográficas considerou-se a área com Caça Intensa (CI), como aquelas inclusas a menos de 5 km em superfície plana destes vetores. A área com Pouca Caça (PC), abrangeu a superfície complementar dentro da região de estudo (Figura 3.4).

Figura 3.4 – Delimitação da área de estudo, com as superfícies abrangidas pelas regiões com caça intensa (CI) e com pouca caça (PC), além das trilhas utilizadas nas amostragens das mesmas

Essa separação foi feita, pois a intensidade de caça pode influenciar de forma relevante o número de registros efetuados das diferentes espécies de vertebrados alvos de caça nestas regiões (CULLEN JÚNIOR; BODMER; VALLADARES-PÁDUA, 2000; CULLEN JÚNIOR; BODMER; VALLADARES-PÁDUA, 2001; MARQUES, 2003).

A área com Caça Intensa (CI) abrange 423,51 km² mais próximos dos centros densamente povoados de dispersão de caçadores - perímetro urbano, rodovias e vilas do município de Ubatuba (79.055 habitantes), bairros de São Luis do Paraitinga (10.747 habitantes) e Cunha (22.857 habitantes) (<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/default.php> - acesso em 09 de janeiro de 2007) (Figura 3.4). A área com Pouca Caça (PC), abrange 130,80 km² mais afastados dos vetores de pressão antrópica, localizando-se em uma região abrigada pelas escarpas da Serra do Mar (Figura 3.4), portanto de acesso difícil e com menor densidade populacional residente nos

municípios limítrofes (São Luis do Paraitinga e Cunha) (<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/default.php> - acesso em 09 de janeiro de 2007).

3.2 Espécies Estudadas

As espécies amostradas no presente estudo incluem mamíferos e aves de médio e grande porte preferencialmente caçadas (cinegéticas), tais como: preguiça (*Bradypus variegatus*), tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*), tamanduá-mirim (*Tamandua tetradactyla*), bugio (*Alouatta guariba*); muriqui (*Brachyteles arachnoides*), macaco-prego (*Cebus nigritus*), coati (*Nasua nasua*), queixada (*Tayassu pecari*), cateto (*Pecari tajacu*); veado (*Mazama* spp.), anta (*Tapirus terrestris*), paca (*Cuniculus paca*), cutia (*Dasyprocta leporina*), jacutinga (*Aburria jacutinga*), macuco (*Tinamus solitarius*), jacuaçu e/ou jacupemba (*Penelope* spp.) (inclui *P. obscura* e *P. superciliares*) e uru (*Odontophorus capueira*) (REDFORD, 1992).

O grupo de aves considerado inclui espécies que despertam maior interesse de abate pelos caçadores, têm hábitos diurnos e pouco crípticos, com movimentações em vôos por distâncias curtas e tamanhos relativamente grandes (massa corpórea mínima 300g), que permitem a amostragem do tamanho populacional através do método de transecções lineares (PERES, 2000a).

3.3 Densidade (D) e Tamanho Populacional (Pop)

As densidades dos mamíferos e aves foram obtidas pelo método de transecções lineares (*line-transect*), incluso na categoria de métodos amostrais por distância, que utilizam uma função de detecção, que representa a probabilidade de detecção do objeto (grupo ou indivíduo) a uma distância da transecção (BURNHAM; ANDERSON; LAAKE, 1980; BUCKLAND et al., 1993; LAAKE et al., 1994). Este método vem sendo empregado na maioria dos estudos de determinação de densidade de espécies de mamíferos e aves de médio e grande porte nos neotrópicos (LOURIVAL; FONSECA, 1997; CHIARELLO, 2000b; CULLEN JÚNIOR, 1997; CULLEN JÚNIOR; VALLADARES-PÁDUA, 1997; PERES, 1999, 2000a, 2000b; MARQUES, 2004).

Nas regiões com Caça Intensa (CI) e com Pouco Caça (PC), foram percorridas 13 transecções (Figura 3.4) com comprimento variando entre 1.050 e 8.450 m, totalizando 36,78 km de trilhas na porção com caça intensa e 31,28 km na porção com pouca caça. As transecções foram percorridas buscando sempre manter uma velocidade igual ou inferior a 1 km/h, iniciando

pela manhã até o entardecer (6:30 – 17:30). No período de junho de 2002 a junho de 2005, foram percorridos 978,9 km de transecções lineares, sendo 617,1 km realizados por MARQUES (2004) e 361,8 km neste trabalho. Na área com CI (ver sessão 3.1), foram realizados 588,25 km de amostragem, já na porção PC foram amostrados 390,65 km.

As distâncias perpendiculares, entre o animal e transecção, registradas para as espécies com mínimo de 30 visualizações foram aplicadas ao programa DISTANCE 4.1 (ver LAAKE et al., 1994) para obtenção do valor da largura efetiva de amostragem – ESW (do inglês *Effective Strip Width*) de cada espécie, da densidade (D) e do tamanho populacional (Pop).

Para espécies que não alcançaram este número mínimo, as distâncias perpendiculares registradas foram agrupadas com outras da mesma espécie (PERES, 2000b; PERES; PALACIOS, 2007), no mesmo bioma, em fitofisionomia bastante semelhante, coletadas pelos pesquisadores do mesmo laboratório, mas em outras Unidades de Conservação (UC's) (GALETTI et al., dados não publicados). Este critério foi adotado visando minimizar efeitos de variações na detectabilidade da espécie, devido às características morfológicas e comportamentais de cada espécie, estruturais do habitat e experiência dos pesquisadores (PERES, 1996). Desta forma pretendeu-se melhorar a precisão e acurácia das estimativas das densidades das espécies, uma vez que pequenas amostras podem levar a distorções nas curvas de detecção, resultando em estimativas irreais (LAAKE et al., 1994; CHIARELLO, 1997; CULLEN JÚNIOR; VALLADARES-PÁDUA, 1997; PERES, 1999).

Com essa reunião de distâncias perpendiculares, obteve-se a largura efetiva de amostragem (ESW) da espécie utilizando o software DISTANCE 4.1, aplicando esta posteriormente à “Fórmula de King” (eq. 1) (CULLEN JÚNIOR; VALLADARES-PÁDUA, 1997), substituindo o valor da distância média entre o animal e a transecção - W:

$$D = N / 2 * ESW * L \quad (1)$$

Onde, D – densidade da espécie (ind/km²); N – número de visualizações da espécie e L – distância total percorrida (km). Em casos de espécies gregárias, a densidade foi multiplicada pelo tamanho médio de grupo registrado nos levantamentos.

As espécies alvos de caça que devido aos seus hábitos (noturnos ou crípticos) não possibilitaram estimativas de densidades pelo método de transecções lineares, tiveram suas

densidades estimadas de outra forma, para área com CI e pouca caça PC, quando confirmada a presença nestas áreas.

Nestes casos, calcularam-se as razões entre as densidades estimadas anteriormente pelo método de transecções lineares, dividida pela densidade da mesma espécie estimada por Robinson e Redford (1986a) (propostas como na capacidade suporte máxima, com base na massa corpórea e dieta específica) separadamente para as duas regiões de estudo. Com os resultados das divisões, calcularam-se as médias dos valores das espécies para a área CI e PC, encontrando um parâmetro definido como a relação média entre as densidades verificadas nas áreas e a capacidade suporte máxima (ROBINSON; REDFORD, 1986a) para a comunidade de fauna cinegética.

O valor deste parâmetro da área CI foi multiplicado pelos valores de densidade na capacidade suporte máxima (ROBINSON; REDFORD, 1986a) de cada uma das espécies com presença confirmada nesta área, que desejava-se estimar o valor da densidade da espécie (Anexo A). A densidade encontrada foi usada na determinação do tamanho populacional da espécie para esta porção da área de estudo. O mesmo procedimento foi feito para obtenção das densidades das espécies presentes na região PC, só que utilizando o valor da relação média da comunidade de fauna cinegética desta área.

Os tamanhos populacionais dos mamíferos e aves cinegéticos foram obtidos, multiplicando-se as densidades pelo tamanho das áreas CI e PC, sendo posteriormente somados os valores encontrados para cada área, na determinação da população total de cada espécie para região avaliada.

3.4 Estimativa da Produtividade Máxima Anual ($P_{\max}$)

As estimativas de tamanhos populacionais (Pop) das espécies cinegéticas foram aplicadas no modelo de produção máxima sustentável (ROBINSON, 2000), substituindo o valor da densidade (D), geralmente utilizado (eq. 2). Esse modelo estima a produtividade máxima anual total, ou seja, o incremento populacional através de nascimentos, assumindo que este será máximo ($P_{\max}$) em ambientes onde a população se encontre próxima a 60% da capacidade suporte, pois reduz problemas de competição inter-específica por recursos, em casos de densidades muito altas e muito baixas (GOTELLI, 2007). Devido à atividade de caça verificada nas duas regiões avaliadas, assumiram-se as condições necessárias para máxima produtividade (ROBINSON, 2000), pois se considera que a atividade de caça mantenha os tamanhos

populacionais das espécies abaixo dos limites que ambiente o pode suportar, evitando redução da taxa de crescimento por efeitos negativos de denso-dependência (GOTELLI, 2007). A Produtividade Máxima Anual ($P_{\max}$) foi calculada através da equação:

$$P_{\max} = (\text{Pop} \times \lambda_{\max}) - \text{Pop} \quad (2)$$

Onde, Pop é o tamanho populacional na área de estudo, $\lambda_{\max}$ é a taxa máxima finita de crescimento de uma espécie de um tempo t ao tempo $t + 1$ (medido em anos). O valor de $\lambda_{\max}$ foi calculado através da exponencial de $r_{\max}$ (taxa de crescimento natural intrínseco), calculado conforme proposto por COLE (1954) (eq. 3):

$$1 = e^{-r_{\max}} + b e^{-r_{\max}(a)} - b e^{-r_{\max}(w+1)} \quad (3)$$

Onde, **a** é a idade da primeira reprodução da espécie; **b** a taxa de nascimento anual de fêmeas; e **w** é a idade da última reprodução.

Os dados de história natural das espécies de aves aplicados à equação (3) foram obtidos com informações de cativeiro (CRAX – Sociedade de Pesquisa da Fauna Silvestre, Contagem, MG) e dados de referência bibliográfica (SICK, 1997). Para os mamíferos, os valores de $r_{\max}$ específicos foram obtidos diretamente de Robinson e Redford (1986b), exceção ao muriqui (*Brachyteles arachnoides*), que teve sua taxa de crescimento natural intrínseca calculada com base em dados secundários de história natural (STRIER, 2000).

Para determinação da quantidade pertencente à $P_{\max}$ passível de extração pela população humana de forma sustentável – P_c (produtividade consumível) - segundo Robinson e Redford (1991) e Robinson (2000), deve-se multiplicar o valor de $P_{\max}$ encontrado, por um fator de correção baseado na longevidade da espécie. Considerando, assim, para espécies de vida muito curta ($w < 5$ anos) um fator de correção 0,6; espécies de vida curta ($5 \leq w < 10$ anos) fator de correção 0,4; espécies de vida longa ($w \geq 10$ anos) fator de correção 0,2. Convertem-se os valores de produtividade obtidos, em biomassa (kg/km^2) por espécie, multiplicando os valores de P_c encontrados para cada espécie por sua massa corpórea média, obtida com dados secundários (GALLETI et al., 1997; SICK, 1997; PERES; LAKE 2003, REIS et al., 2006).

Na definição do aproveitamento de biomassa abatida na alimentação humana foi utilizado um fator de correção 0,7; considerando que aproximadamente 30% da biomassa total dos espécimes não são aproveitáveis, atualmente, para alimentação humana (TOWNSEND, 2000).

3.5 Estimativa da Pressão de Caça

Para determinação da pressão de caça exercida pelos caçadores locais foram utilizados dois métodos. No primeiro método os dados utilizados basearam-se em relatos obtidos em questionários aplicados a 41 caçadores residentes nos bairros do Taquaral ($n = 23$), Prumirim (5), Puruba (4), Horto (2), Camburi (3), Ubatumirim (3) e Cambucá (1), todos limítrofes à região avaliada do Parque Estadual da Serra do Mar (PESM). Os caçadores foram questionados sobre a frequência de caça anual, a duração em dias das caçadas, as preferências de espécies de mamíferos e aves para caçar e utilizar na alimentação, além de características da última caçada executada, quanto à duração, número e tipo de espécimes abatidos, e distância percorrida (Anexo E).

Com os dados obtidos, calcularam-se dois parâmetros: 1) a biomassa média de mamíferos e aves cinegéticas caçada por dia (kg/dia), obtida pela média dos valores encontrados de biomassa abatida na última caçada, dividido previamente pelo número de dias despendidos nesta e 2) o número médio de dias caçados no ano para o universo amostral de caçadores. Obtendo, assim, o primeiro valor de biomassa anual abatida por caçador (kg/ano).

No segundo método, calculou-se a biomassa média de mamíferos e aves cinegéticas caçada anual utilizando dados do monitoramento de sete caçadores, durante todos os meses, de junho de 2005 a julho de 2006. Estes foram consultados mensalmente por um morador do bairro do Taquaral, que listou as espécies e números de indivíduos abatidos no respectivo mês. Estes relatos permitiram o cálculo do segundo valor de biomassa média anual abatida por caçador (kg/ano).

O valor da produtividade consumível P_c (ver item 3.4), foi dividido pelos valores de pressão de caça por ordem, encontrado nos dois métodos para estimativa do número de caçadores locais que poderiam praticar tal pressão de caça na localidade de forma sustentável segundo o modelo de produtividade utilizado (ROBINSON, 2000). Em ambos os métodos, os valores de pressão de caça foram calculados para cada uma das ordens de mamíferos cinegéticos e em conjunto para o grupo das aves.

O número teórico total de caçadores existentes na região de estudo foi determinado pelo número de habitantes acima de 14 anos, do sexo masculino, residentes nos setores censitários limítrofes ao Parque Estadual da Serra Mar (PESM) (IBGE – SP, censo de 2001) (Tabela 3.1).

Além da pressão de caça, caracterizou-se a atividade de caça praticada na região, com os dados obtidos nos questionários relacionados às preferências de espécies de mamíferos e aves para caçar e utilizar na alimentação, e as distâncias percorridas nas caçadas.

Tabela 3.1 – Municípios abrangidos pela região de estudo, bairros limítrofes, número de edificações dentro dos núcleos estudados do Parque Estadual da Serra do Mar (PESM), número de setores censitários com sua população total, de adultos (>14 anos de idade), de crianças ($4 \leq 14$ anos de idade) e adultos do sexo masculino (nº de caçadores)

Município	Bairros	Edificações PESH	Nº SC	Habitantes	Adultos	Crianças	Nº de Caçadores
Ubatuba	Praia da Fazenda, Picinguaba, Camburi, Almada, Ubatumirim, Puruba, Praia do Puruba, Pedreira, Sumidouro, Taquaral, Praia do Itamambuca, Praia do Félix, Promirim	800	36	6784	4459	1565	2160
Cunha	Sem divisão	25	8	1912	1415	343	656
São Luís do Paraitinga	Sem divisão	100	4	263	182	52	78
Total		925	48	8959	6056	1960	2894

Legenda: Setores Censitários (SC) – unidade de censo populacional utilizada pelo IBGE.

3.6 Estimativa do Consumo de Carne de Caça

Para realizar as estimativas da proporção da dieta da população residente nos setores censitários constituída por carne de caça passível de consumo sustentável (**E**), utilizou-se como base a equação (4), descrita para estudo do impacto de sobre-caça na megafauna do Pleistoceno (DINIZ-FILHO, 2004), com a substituição de parâmetros relacionados à dieta das populações humanas locais que atualmente podem ser verificados:

$$C = [(2.200/3) * E] * H * 365 \quad (4)$$

Substituiu-se os parâmetros de “necessidades energéticas mínimas” - 2200 kcal/dia e do “valor nutricional médio do alimento” - (3 kcal/g), pelo parâmetro “consumo de carne diário médio” (C_c) (eq. 5).

$$E = (0,7 * P_c) / [(C_c * H) * 365] \quad (5)$$

Para determinação do tamanho da população humana (**H**) foram utilizados os dados de demografia humana, obtidos junto ao IBGE – SP (censo de 2001), considerando os habitantes com idade superior a quatro anos, de ambos os sexos residentes nos setores censitários limítrofes

ao PESM (Tabela 3.1). Indivíduos pertencentes na faixa etária de 4 a 14 anos foram considerados como apresentando metade da necessidade protéica proposta para adultos.

O valor de 70% da produtividade consumível P_c (ver item 3.4), substituiu o parâmetro “C” consumo anual de carne de caça, do modelo de Diniz-Filho (2004), para determinação do valor “E”, proporção da dieta da população residente nos setores censitários constituída por carne de caça passível de consumo sustentável, segundo o modelo de produtividade utilizado (ROBINSON, 2000).

4 RESULTADOS

4.1 Densidade, Tamanho Populacional e Produtividade

Efetuaram-se 230 registros diretos (visualizações), sendo 62 registros de mamíferos e 168 registros de aves em 978,9 km de amostragem (sendo 617,1 km realizados por MARQUES, 2004 e 361,8 km neste trabalho) (Anexo A). Na área com Pouca Caça (PC), sete espécies do grupo avaliado não foram registradas no levantamento por transecções lineares; no entanto, apenas a preguiça (*Bradypus variegatus*) e a cutia (*Dasyprocta leporina*), com hábitos predominantemente diurnos, têm suas populações efetivamente amostradas pela metodologia proposta. No caso da preguiça, a ausência pode estar associada à restrição de sua distribuição a planícies litorâneas da área de estudo, não ocorrendo naturalmente na área delimitada como PC. A cutia, com ocorrência confirmada para a área PC por registro através de armadilha fotográfica, possivelmente não foi detectada nesta área devido à densidade reduzida, já que a mesma foi registrada em 15 eventos na área com Caça Intensa (CI) (Anexo A).

Na área CI, também, não foram detectadas sete espécies cinegéticas nas transecções lineares (Anexo A), com duas - o miqui (*Brachyteles arachnoides*) e a jacutinga (*Aburria jacutinga*) – passíveis de verificação efetiva pelo método aplicado. A ausência destas espécies, provavelmente, está associada à utilização atual de porções mais abrigadas pelas escarpas da Serra do Mar para proteção contra o impacto mais intenso de caça, que ocorre nas baixadas próximas às cidades, as vilas e rodovias, e/ou por apresentarem densidades bastante reduzidas nas áreas delimitadas como CI.

Verificou-se, com o teste de Wilcoxon, que a amostragem apresentou evidências suficientes para concluir que as densidades e as biomassas totais das comunidades avaliadas com Pouca Caça e com Caça Intensa são diferentes ($p < 0,05$). Refletindo o fato dos valores registrados nas amostragens serem maiores para a quase totalidade das espécies avaliadas na região com PC, excetuando-se a cutia (diferença favorável à área com CI de 1,82 indivíduos/km²) (Figura 4.1A e B).

Figura 4.1 - Comparação das densidades (A) e biomassas (B) das espécies registradas em campo com ocorrência natural em ambas as áreas avaliadas (com Pouca Caça e Caça Intensa), convertidos em valores logaritmos de D (densidade) + 1 e B (biomassa) + 1

Destaca-se, também, a amplitude da diferença para o queixada - *Tayassu pecari* (de 26,14 indivíduos/km²) favorável à área PC (Figura 4.1A e Anexo A). Essa variação associada à de outra espécie de maior porte o miqui (massa > 3 Kg) (Figura 4.1B), exacerbam as diferenças entre as áreas quanto à biomassa por unidade de área (km²), que se apresenta 14 vezes maior na área submetida ao menor impacto (considerando apenas as espécies com densidades calculadas com base em dados de campo - Anexo A), fato que influencia muito na produtividade

de carne de caça final a ser utilizada de forma sustentável pela população humana nas diferentes porções (Figura 4.2).

Figura 4.2 - Contribuição em porcentagem dos grupos de espécies com massa corpórea maior e menor que 3 kg (Anexo B), nas densidades (indivíduos/km²) - D e biomassas (kg/km²) - B totais por espécie nas áreas com Pouca Caça e Caça Intensa

Baseado nas densidades estimadas para as áreas com Pouca Caça e Caça Intensa e nas superfícies abrangidas por estas, foram calculados os tamanhos populacionais das espécies, o número de indivíduos e a biomassa sujeitos à caça sustentável, conforme modelo proposto na sessão 3.3.

Para o grupo de doze espécies de vertebrados detectados em campo, oito espécies de mamíferos e quatro de aves, totalizaram-se aproximadamente 19.561 indivíduos para a região de estudo no Parque Estadual da Serra do Mar (PESM), com 7.561 mamíferos e 12.000 aves (Anexo C).

As espécies de primatas de maior porte, miqui e bugio (*Alouatta guariba*), o cateto (*Pecari tajacu*), a preguiça, e a jacutinga apresentaram populações com números de indivíduos abaixo dos limites inferiores de *População Mínima Viável* (PMV), propostos por LYNCH e LANDE (1998), de 500 indivíduos (Anexo C). Para limites de PMV de aproximadamente 7.000 indivíduos, valor médio encontrado em um estudo com 102 espécies de vertebrados (REED et

al., 2003), apenas a população de uru (*Odontophorus capueira*) poderia ser considerada viável, com estimativa de aproximadamente 7.107 indivíduos (Anexo C).

O grupo das aves, constituído por quatro espécies (Anexo C), contribuiu com o maior número absoluto e médio de indivíduos para as Populações Totais (absoluto – 12.000 indivíduos; médio – 3.000 indivíduos/espécie) e Consumíveis (absoluto – 3.971 indivíduos; médio – 992 indivíduos/espécie) de vertebrados cinegéticos na área de estudo (Figura 4.3). Os Artiodactyla, constituídos por três espécies (Anexo C), predominaram na contribuição percentual absoluta e média da Biomassa Consumível (absoluta – 48.273 kg; médio – 16.091 kg/espécie), demonstrando que para disponibilidade de proteína útil na alimentação humana, o efeito da massa corpórea da espécie sobrepõe-se ao tamanho populacional (Figura 4.3).

Figura 4.3 - Contribuição em porcentagem dos grupos (ordens ou classe) de espécies estudados, na População Total (Pop Total) da porção norte do Parque Estadual da Serra do Mar, na População Consumível (Pc) e na Biomassa Consumível (Bc) de forma sustentável por espécie, segundo o modelo proposto por Robinson (2000) para a mesma região

As condições atuais das populações de vertebrados cinegéticos verificados apresentam produtividade apropriada para caça sustentável segundo o modelo de Robinson (2000), com os dados disponíveis até o momento para a localidade, de aproximadamente 79.811 kg por ano

(Anexo C) e, para consumo alimentar, aproveitamento de 70% desta (55.868 kg) (TOWNSEND, 2000).

Supondo-se um cenário hipotético, em que as densidades das populações de fauna alvos de caça encontradas apenas na região PC pudessem ser verificadas em toda a região de estudo, efeitos da restrição dos níveis de caça nas porções CI e conseqüente recuperação das populações cinegéticas, possibilitariam que os níveis de produtividade anual passiva de uso sustentável alcançassem valores de 265.504 kg/ano, quase três vezes e meia a mais de biomassa disponível que atualmente.

4.2 Pressão de Caça

A partir da avaliação dos questionários respondidos pelos caçadores (Anexo E), caracterizou-se a atividade de caça praticada na região de estudo quanto à duração, frequência e distância percorrida pelo caçador.

No que diz respeito à duração da caçada, constatou-se o predomínio das caçadas em que o caçador retorna no mesmo dia para sua residência (58%) (Figura 4.4 A). Quanto à frequência, a maioria dos caçadores avaliados caça uma vez ao mês (54%) (Figura 4.4 B) e, em relação à distância, percorrem até 7,5 km (49%) (Figura 4.4 C).

Figura 4.4 – Caracterização da atividade de caça nos setores censitários limítrofes a porção norte do Parque Estadual da Serra do Mar quanto a: A) Duração – número de dias consecutivos que os caçadores permanecem caçando; B) Frequência – número de caçadas efetuadas por ano; C) Distância percorrida nas caçadas

Os dados obtidos através da primeira metodologia de avaliação da pressão de caça (questionário) apresentaram 16 diferentes espécies, sendo cinco pertencentes ao grupo das aves e onze ao grupo dos mamíferos. Entre as aves, as menos ou não preferidas (tucanos, jacus e outras) (ver Anexo D), destacaram-se em números de indivíduos abatidos (Figura 4.5 A), com predomínio dos tucanos ($n = 16$ indivíduos). Dentre os mamíferos os dados resultaram numa situação diferente, com as espécies preferidas contribuindo predominantemente (58%), tendo as Ordens Rodentia ($n = 13$) e Artiodactyla ($n = 11$) se destacando em valores absolutos (Figura 4.5 B).

Baseado nas respostas apresentadas nas Figuras 4.4 A, B, C e nas biomassas abatidas na última caçada, estimou-se que estes caçadores abateram biomassa média de 9,50 kg/caçada ($\pm$

13,41), que relacionada à frequência média de caça de 10,1 caçadas/ano, totalizam biomassa anual de 95,96 kg/caçador*ano.

Figura 4.5 – Comparação do percentual de respostas dos questionários quanto à preferência alimentar e de caça para as espécies (Aves) ou ordens (Mamíferos) e da composição percentual nos abates verificados no Método 1 (Questionário) e Método 2 (Monitoramento) em relação ao grupo das Aves (A) e Mamíferos (B)

No monitoramento dos caçadores (segundo método) verificou-se que 21 espécies foram caçadas, sendo oito espécies de aves e 13 de mamíferos (Anexo D). Em relação às aves, esta metodologia apresentou os tucanos como espécie majoritariamente abatida, seguindo as mesmas tendências da primeira metodologia. Entretanto, o macuco (*Tinamus solitarius*) (espécie citada nos questionários como preferida na alimentação e na intenção de abates) contribuiu, em número de indivíduos mortos, com parcela mais representativa em comparação ao primeiro método (Figura 4.5A). Entre os mamíferos, os resultados foram semelhantes ao do primeiro método, diferenciando-se no aumento do domínio das espécies relatadas como preferidas, influenciado pelo aumento na contribuição da Ordem Artiodactyla (Figura 4.5B). Com base no segundo método (monitoramento) a biomassa média caçada foi de 83,39 kg/caçador*ano ($\pm 42,71$).

Observando as contribuições dos diferentes grupos para a biomassa total caçada nas duas metodologias de pressão de caça, verifica-se certa robustez nos dados obtidos com os dois métodos considerando as proporções de espécies caçadas (Figura 4.6). Tal precisão fundamenta de forma importante a confiabilidade dos dados obtidos com os dois métodos nas avaliações de sustentabilidade de caça, utilizando comparações entre pressão de caça e produtividade dentro dos grupos propostos.

Figura 4.6 – Comparação do percentual de biomassa caçada entre os Métodos 1 (Questionário) e 2 (Monitoramento) para os sete grupos propostos

Vista a semelhança entre os métodos, compararam-se as diferenças entre a contribuição total das Ordens quanto ao número de indivíduos abatidos e a biomassa caçada apenas para o primeiro método, já que as influências nestes resultados são efeitos apenas da massa corpórea,

parâmetro fixo nas duas metodologias. Enquanto o grupo das Aves predominou massivamente em número de indivíduos abatidos ($n = 55$, média 13,75 indivíduos/espécie), os Artiodactyla destacaram-se em biomassa caçada (59%, média = 110,7 kg/espécie) (Figura 4.7).

Figura 4.7 – Comparação percentual entre número de indivíduos abatidos e biomassa caçada para os grupos avaliados

O monitoramento dos caçadores permitiu a visualização sazonal da atividade de caça praticada por estes. Os períodos entre os meses de abril a junho e o mês de dezembro apresentaram maior número de caçadores em atividades, sendo que nos meses de outubro, novembro e março, para as pessoas avaliadas, as atividades cessaram (Figura 4.8).

A biomassa obtida por caçador durante o monitoramento apresentou maiores valores nos meses de junho de 2005, julho de 2005 e 2006, e janeiro de 2006. Já os valores absolutos extraídos pelo grupo de caçadores monitorados alcançaram maiores valores em junho 2005 e entre abril e julho de 2006 (Figura 4.8).

Figura 4.8 – Avaliação sazonal do número de caçadores em atividade e da biomassa caçada, na porção norte Parque Estadual da Serra do Mar, no período de junho de 2005 a julho de 2006

As estimativas de pressão de caça do Método 1 (95,96 kg/caçador*ano) e do Método 2 (83,39 kg/caçador*ano), quando comparada a produtividade total apropriada para caça sustentável, segundo o modelo de Robinson (2000) das populações de vertebrados cinegéticos (79.811 kg/ano) da localidade avaliada, subsidiam a atividade de 957 e 832 caçadores para os respectivos métodos.

Entretanto, quando se considera a pressão de caça diferencial entre os grupos, verificam-se grupos sensíveis ao impacto de populações bem mais restritas de caçadores mostrando sensibilidade diferencial das populações cinegéticas locais atualmente. Os grupos dos Carnívoros e Primatas suportariam as menores pressões de caça, entre 75 e 111 caçadores para o primeiro grupo, 83 e 96 para o segundo grupo (Tabela 4.1). A maior capacidade de suporte à pressão seria fornecida pelos Artiodactyla (entre 1219 e 1587 caçadores) (Tabela 4.1).

Tabela 4.1 – Estimativa do número de caçadores caçando de forma sustentável para os grupos propostos (ROBINSON, 2000), baseada na relação entre a produtividade (kg) e as pressões de caça calculadas nos métodos 1 e 2

	Produtividade (kg)	Pressão de Caça (kg)		Caça Sustentável (Nº caçadores)	
		Método 1	Método 2	Método 1	Método 2
Xenarthra	774,58	4,87	2,99	159	259
Primata	209,47	2,18	2,52	96	83
Carnívora	457,33	6,11	4,13	75	111
Perissodactyla	382,77	---	---	---	---
Artiodactyla	68.962,83	56,58	43,46	1.219	1.587
Rodentia	5.849,09	20,16	24,70	290	237
Aves	3.175,46	5,55	4,95	572	642
Total	79.811,51	95,46*	82,74*		

*Não foram inclusos nos valores de pressão de caça as biomassas obtidas com a caça de espécimes da ordem Marsupialia.

4.3 Consumo de Carne de Caça

Para realizar as estimativas da proporção da dieta da população residente nos setores censitários constituída por carne de vertebrados cinegéticos silvestres (ver item 3.6) utilizaram-se dados de estudos antropológicos realizados em comunidades caiçaras do litoral de São Paulo (BEGOSSI, 1995; HANAZAKI; LEITÃO-FILHO; BEGOSSI, 1996; BEGOSSI, 1999; HANAZAKI; BEGOSSI, 2000; HANAZAKI; BEGOSSI, 2004).

As comunidades humanas da região da Mata Atlântica que habitam o litoral têm no arroz, feijão, peixe e farinha de mandioca sua refeição base. Ocasionalmente o peixe é substituído por outras fontes de proteína animal como carne de frango, carne bovina ou ovos (HANAZAKI; BEGOSSI, 2000). As substituições são mais freqüentes nas populações em que o acesso urbano é facilitado, como nas residentes em bairros que compõem a região de estudo, por exemplo, o Puruba e a Ponta da Almada que tem o pescado presente entre 44 a 60% das refeições (HANAZAKI; BEGOSSI, 2004).

Essas famílias de caiçaras apresentam o consumo de calorias abaixo dos padrões recomendados; contudo, o consumo protéico é superior aos padrões recomendados, alcançando valores entre 152 e 186% em localidades do litoral paulista (HANAZAKI, 2001).

A Organização Mundial de Saúde (OMS) apresenta a necessidade protéica média diária, de aproximadamente 52,5g de proteína para um ser humano adulto. Para sua obtenção, com base na constituição protéica média de carne (20,15%; Desv. Pad. = 2,7), seria necessária a ingestão de 260,55g de carne. Com base nas porcentagens de consumo protéico superiores encontrados

em comunidades caiçaras utilizaram-se valores de ingestão diária de carne variando entre de 396,03g e 484,62g.

A produtividade calculada com o modelo de Robinson (2000), aproveitável na alimentação humana, foi de 55.868 kg. Assim a porcentagem da dieta constituída por carne de caça dos residentes nos setores censitários limítrofes da área de estudo (6056 adultos e 1960 jovens e crianças), utilizada de forma sustentável, segundo o modelo (ROBINSON, 2000) é entre 4,5 e 5,5% segundo os valores de ingestão diária de carne.

Baseado na pressão de caça anual aproveitável na alimentação verificada no monitoramento dos sete caçadores (Método 2 - 58,37 kg, que apresentou menor valor entre as duas metodologias), constata-se que com ingestão diária de carne variando entre 0,396 e 0,484 kg, para famílias constituídas por três adultos e um jovem ou criança menor de 14 anos, a porcentagem da dieta composta por carne de caça seria entre 9 e 12%.

5 DISCUSSÃO

Estimar a pressão de caça exercida por humanos e se seu impacto apresenta níveis sustentáveis em Parques Estaduais do bioma Mata Atlântica, como é o caso do Parque Estadual da Serra do Mar, é tarefa extremamente difícil. Essa dificuldade deve-se ao fato do domínio da Floresta Atlântica, em sua totalidade, apresentar proteção prevista na legislação nacional (Lei Federal nº 4.771/65; Decreto Federal 99.547/90; Decreto Federal 750/93), do bioma ter sido instituído como Patrimônio Nacional (Constituição Federal de 1988, art. 225, § 4) e Patrimônio Natural da Humanidade (MAB–UNESCO, 2003), e pela área de estudo ser enquadrada como “Parque”, categoria de Unidade de Conservação de proteção integral, que proíbe por completo quaisquer práticas extrativistas dentro de seus limites (BRASIL, 2000). Tais características fazem com que os caçadores mostrem-se extremamente arredios em disponibilizar dados desta natureza.

Devido a essas condições nenhum dos trabalhos realizados, até o momento, na Mata Atlântica discutindo o impacto da caça sobre a comunidade de fauna avaliou sua sustentabilidade utilizando dados de pressão de caça e consumo protéico aplicados a modelos teóricos (CHIARELLO, 2000a; CULLEN; BODMER; PADUA, 2000; 2001; PIANCA, 2004). Esse aspecto ressalta a relevância deste estudo, que apresenta alternativas aos problemas de obtenção de dados, utilizando metodologias diferentes de estimativa de pressão de caça e consumo protéico, e salienta a importância da modelagem para a compreensão dos fatores que ameaçam a sustentabilidade da caça e para determinação de estratégias de manejo que conservem as populações silvestres. Modelos teóricos têm sido utilizados com sucesso em outros biomas brasileiros e outros países (ROBINSON; REDFORD, 1991; ROBINSON; REDFORD, 1994; LOURIVAL; FONSECA, 1997; HILL; PADWE, 2000; LEEUWENBERG; ROBINSON, 2000; MENA et al., 2000; PERES, 2000; TOWNSEND, 2000; BODMER; ROBINSON, 2003).

Os primeiros indícios de que a pressão de caça exercida na região de estudo supera, ou superou anteriormente, as taxas de renovação das espécies alvos de caça, foram verificados pela diferença de composição das comunidades de espécies cinegéticas das duas áreas. Espécies mais sensíveis à pressão de caça por apresentarem densidades pequenas, devido ao porte avantajado, e taxa de crescimento populacional reduzido como o miquê e a anta (*Tapirus terrestris*) não foram registradas na porção com Caça Intensa.

Associada a diferença na composição, diferenças significativas foram encontradas entre as densidades e as biomassas das espécies nas regiões com Pouca Caça e com Caça Intensa (favoráveis à área PC). Os efeitos mais brandos do impacto de caça, na região PC, foram atribuídos à distância dos vetores de pressão (bairros e vilas mais densamente povoados), associada à proteção topográfica estabelecida pela Serra do Mar, que limitam as distâncias alcançadas por incursões de caça com retorno no mesmo dia (Figura 4.4A) e o transporte de presas de maior porte como antas, catetos e queixadas, refletidos nos resultados das densidades das duas últimas espécies nas porções avaliadas (Figuras 4.1, 4.2 e Anexo B).

A prática mais intensa da caça em regiões mais próximas aos vetores de pressão, também pode ser verificada nas respostas dos questionários, com predomínio de caçadas com retorno no mesmo dia e distâncias curtas percorridas (Figura 4.4A e 4.4C), a mesma situação foi verificada em outros estudos (PERES; LAKE, 2003; OHL-SCHACHERER et al., no prelo) sendo que na Amazônia Peruana, predominaram também caçadas com retorno no mesmo dia, no entanto as distâncias percorridas com conseqüente intensidade maior de caça restringiram-se aos 500 metros mais próximos dos pontos de acesso (OHL-SCHACHERER et al., no prelo).

Esse predomínio da abrangência da atividade de caça as proximidades dos pontos de acesso, ressalta a importância de zonas de amortecimento no entorno de áreas protegidas. Medida inclusa na Lei nº 9.985/00 que rege o funcionamento das Unidades de Conservação brasileiras (BRASIL, 2000), que é foco freqüente de propostas dos legisladores para redução de sua abrangência.

Outro indicativo da pressão exacerbada de caça na área de estudo refere-se à riqueza de espécies abatidas, visto que foram caçadas várias espécies ($n = 21$), ao contrário do número restrito de espécies citadas como preferidas, sendo que algumas destas com retorno em biomassa de carne bem reduzida. Caso a área estudada não apresentasse sinais de defaunação e/ou a atividade de caça abrangesse mais frequentemente regiões onde as espécies mais apreciadas apresentassem maiores densidades, estas teriam contribuído com maior importância no número de indivíduos caçados, corroborando com os resultados encontrados em estudos em que a comunidade de fauna apresenta menores níveis de impacto (PERES, 1990; BODMER, 1995; MENA et al., 2000; JEROZOLIMSKI; PERES, 2003; PERES; NASCIMENTO, 2006). Além disso, localidades em que o número de encontros com espécies mais apreciadas é alto acarretam redução da variedade de espécies abatidas. A disponibilidade restrita e a imprevisibilidade de

encontros com espécies preferidas ampliam a gama de espécies visadas como verificado no presente estudo, baseando-se em teorias de forrageio ótimo (BEGOSSÍ; RICHERSON, 1993).

A densidade total do grupo de espécies cinegéticas avaliadas na área Pouca Caça assemelha-se às encontradas em Unidades de Conservação do bioma Mata Atlântica mais conservadas como o Parque Estadual de Carlos Botelho, Parque Estadual da Ilha do Cardoso, sendo superada apenas pela Estação Ecológica Juréia-Itatins (GALETTI et al., dados não publicados). Já a maior porção, com Caça Intensa, apresenta densidade bem abaixo, alcançando valores próximos da metade das existentes nestas localidades (Tabela 5.1).

Tabela 5.1 – Comparação entre as densidades totais (indivíduos/Km²) e biomassas totais (Kg/Km²) das espécies cinegéticas registradas no presente estudo (em negrito) e de outras localidades no bioma Mata Atlântica (GALETTI et al., dados não publicados) e Amazônico (PERES, 2000)

Bioma	Localidades	D Total (ind/Km²)	B Total (Kg/Km²)
Mata Atlântica	PE Carlos Botelho	66,98	366,48
	PE Ilha do Cardoso	69,74	308,64
	PE Ilha Bela	40,71	53,41
	Pouca Caça (pres. estudo)	66,02	904,75
	Caça Intensa (pres. estudo)	23,98	64,67
	PE Jurupará	4,78	9,24
	EE Juréia-Itatins	122,54	354,29
Amazônia	Ausência de Caça (n = 6)	227,60 (± 92,4)	723,70 (± 156,4)
	Pouca Caça (n = 7)	264,90 (± 76,0)	723,10 (± 260,0)
	Caça Moderada (n = 6)	234,00 (± 79,0)	431,10 (± 113,9)
	Caça Intensa (n = 6)	237,40 (± 23,2)	247,20 (± 85,1)

Legenda – PE - Parque Estadual; EE - Estação Ecológica; os dados relacionados ao presente estudo consideram apenas as espécies com densidade calculada através de dados de campo.

Em relação à biomassa, os níveis atingidos pela área PC são altos, superando todas as áreas relatadas anteriormente em até duas vezes (Tabela 5.1), fato provavelmente associado ao valor de densidade bastante elevado do queixada, espécie de grande porte. Esta espécie, que nas amostragens realizadas por Marques (2004) e neste trabalho apresentou valores de densidades altos, podendo estar associado ao fato desta espécie estar confinada em regiões distantes dos vetores de pressão de caça e sobressaindo-se na competição por recursos que possibilitam tal explosão populacional; ou a alguma deficiência metodológica na estimativa de densidades de espécies sociais, com grupos grandes e esparsos (MARQUES, 2004).

O valor da biomassa total da comunidade avaliada em área PC (904,75 kg/km²) é similar aos maiores verificados em áreas protegidas amazônicas com pouca ou nenhuma caça (PERES, 2000) (Tabela 5.1), especialmente quando utilizando os dados obtidos com estimativas baseadas em bibliografias de densidades de cinco das 17 espécies para complementação das estimativas (1150,63 kg/km²) (ver Método item 3.3).

A área CI, por outro lado, não supera a nenhuma das 25 localidades amazônicas avaliadas por Peres (2000) e supera apenas duas localidades das seis Unidades de Conservação estudadas na Mata Atlântica (GALETTI et al., dados não publicados) (Tabela 5.1), sendo o Parque Estadual de Jurupará sujeito à caça e degradação de habitat intensa e o Parque Estadual de Ilha Bela que apresenta comunidade simplificada devido a uma possível degradação histórica e o fato de possuir recolonização restrita por ser uma ilha.

Observando os resultados verificados de densidade e biomassa da área PC, espera-se que a produtividade da região de estudo suporte níveis elevados de exploração de caça sustentável. Entretanto, as condições demográficas das espécies silvestres não refletem essas perspectivas, já que são influenciadas negativamente pela contribuição restrita da porção com PC (23,6% da superfície estudada) e pelo tamanho reduzido da área total, característica comum mesmo dos maiores remanescentes do bioma Mata Atlântica, que não possibilitam atualmente a proteção de Populações Mínimas Viáveis (PMV) da grande maioria das espécies vertebrados cinegéticos (Anexo C).

A única espécie com população total acima de 7000 indivíduos considerada como mínima viável por Reed et al. (2003), foi o uru, espécie de menor porte avaliada, apresentando contribuição discreta na biomassa a ser utilizada de forma sustentável.

O planejamento do manejo das espécies avaliadas de forma sustentável, segundo os modelos propostos, vista a reduzida população, primariamente estaria vinculado ao conhecimento das condições genéticas atuais das populações locais e da possibilidade de imigração de indivíduos dos remanescentes adjacentes para constituição de populações mais amplas e mitigação dos efeitos da depleção endogâmica. Na região avaliada, essa imigração dependeria, em alguns casos, da utilização pelas espécies de regiões com intensidade de caça elevada e do cruzamento de rodovias pavimentadas movimentadas como é o caso da Rodovia Osvaldo Cruz (limite oeste, Figura 3.4). Essa constatação ressalta a importância da proposta de criações de “mega-reservas” de mais de 1.000.000 hectares para conservação de comunidades

completas de vertebrados de maior porte (PERES, 2005). Isto possibilitaria a proteção dos números necessários de indivíduos já que as espécies de vertebrados de maior porte apresentam intrinsecamente densidades reduzidas devido às demandas energéticas altas (BROWN, 1995), além de conservar porções distantes dos vetores de pressão de caça, que funcionam como fonte de indivíduos para recompor ou recolonizar ambientes onde a exploração de recursos foi superior aos limites toleráveis (NOVARO; REDFORD; BODMER, 2000; SALAS; KIM, 2002).

Associada à produtividade total pequena, outros dois fatores que determinam o comprometimento da sustentabilidade de caça local são: (1) o número de pessoas que fazem uso do recurso; (2) as demandas *per capita* (BENNETT; ROBINSON, 2000; TERBORGH; PERES, 2002).

Considerando uma escala mais ampla, que inclui os habitantes dos três municípios que a abrigam a área estudo (Ubatuba, Cunha e São Luis do Paraitinga), os valores de densidades demográficas residentes totalizam 41,18 pessoas/km², aproximando-se do padrão tropical nos diferentes continentes em que são encontradas densidades médias de 522 pessoas/km² de floresta remanescente no Sul e Sudeste da Ásia, 99 pessoas/km² no Centro-oeste Africano e 46 pessoas/km² na América Latina (REYNOLDS; PERES, 2005).

Os valores de densidade humana locais devem aproximar-se mais das outras regiões tropicais, se contabilizada a população flutuante, visto que para os municípios pesquisados, de destaque no turismo estadual e nacional, estas podem superar o número de residentes. Os efeitos desta população flutuante não foram avaliados neste estudo, mas é sabido que esta pode influenciar de forma significativa os efeitos de pressão de caça tanto no mercado de carne (ROBINSON; BENNETT, 2000) quanto na caça esportiva, fundamentando com maior vigor a inviabilidade da caça sustentável local atual.

Em uma escala mais restrita, os problemas acarretados que comprometem a sustentabilidade de atividade de caça também podem ser verificados. Considerando os setores censitários limítrofes à área de estudo determinados pelo IBGE (2001), observa-se densidade demográfica humana de 16,16 pessoas/km², bem acima do valor de 1 pessoa/km², que tem servido como limiar das áreas protegidas amazônicas em que a caça é predominantemente não sustentável (ROBINSON; BENNETT, 2000; PERES; LAKE, 2003). Nestas regiões, perspectivas encorajadoras de manejo sustentável dos recursos naturais têm sido propostas para

territórios indígenas com densidade populacional média de 0,17 pessoas/km² (PERES; NASCIMENTO, 2006).

Em relação ao consumo *per capita*, problemas foram verificados nos números elevados de espécimes abatidos por caçador quando confrontados com a produtividade passível de caça sustentável segundo o modelo (ROBINSON, 2000). Os dados obtidos limitam o número de caçadores com possibilidade de praticar tal pressão de caça à proporções muito reduzidas do número teórico sugerido (Tabela 4.1), sendo que para a maioria dos grupos de espécies alvo de caça, menos de 10% do número de caçadores poderiam caçar com a intensidade constatada.

Considerando as taxas de ingestão protéica, verificou-se que os habitantes locais consomem montantes mais altos que os níveis necessários propostos pela Organização Mundial de Saúde (OMS), que limitaram a proporção da dieta anual constituída por carne de caça, a valores inferiores aos utilizados pelos caçadores monitorados, caso a biomassa caçada fosse utilizada para subsistência de sua família, e essa fosse constituída por quatro pessoas (tamanho médio em bairros da região) (HANAZAKI; BEGOSSI, 2000).

Fatores limitantes da sustentabilidade de caça integrantes aos modelos utilizados descritos anteriormente como: tamanho reduzido do remanescente, populações das espécies cinegéticas abaixo das populações mínimas viáveis, densidades e biomassas depauperadas na região com caça intensa, densidade populacional humana alta, pressão de caça, número de caçadores e dieta protéica elevadas, são suficientes para indicar a não sustentabilidade dos níveis atuais da atividade de caça na porção norte da Serra do Mar e o iminente colapso das comunidades cinegéticas nessa área. No entanto outros parâmetros que poderiam compor modelos mais complexos possivelmente reduziram ainda mais a produtividade, determinando níveis menores de utilização sustentável local. Parâmetros como a taxa da mortalidade de espécimes em idade pré-reprodutiva, caça diferencial de gênero e etária, número de espécimes efetivamente reprodutivos em espécies sociais (SLADE; GOMULKIEWICZ; ALEXANDER, 1998; GINSBERG; MILNER-GULLAND, 1994; STEPHENS et al., 2002).

A prática de caça na porção avaliada do Parque Estadual da Serra Mar oferece indícios muito fortes de não sustentabilidade, alertando os responsáveis para a tomada de providências para proteção efetiva das espécies alvos de caça, para necessidade de aprofundamento de pesquisas relacionadas às características de história natural e status das populações cinegéticas e suas relações com as comunidades humanas locais.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Vários fatores constatados no presente estudo comprometem a sobrevivência das espécies alvos de caça e concomitantemente a sustentabilidade da atividade de caça na porção extremo norte da Serra do Mar. A área em questão não apresenta grande abrangência e em sua maior parte (com caça intensa) as densidades das espécies preferencialmente caçadas encontram-se reduzidas, constituindo populações que não alcançam os níveis mínimos de viabilidade (População Mínima Viável – PMV) (LYNCH; LANDE, 1998; REED et al., 2003). As densidades das populações humanas, mesmo considerando-se apenas as residentes nos setores censitários limítrofes, são grandes (16,16 pessoas/km²) (Tabela 3.1) e quando associada aos níveis elevados de pressão de caça e necessidade de ingestão protéica acarreta exploração dos recursos acima dos valores toleráveis pela produtividade da comunidade de vertebrados cinegéticos estimados pelo modelo (ROBINSON, 2000).

Esses indícios de níveis insustentáveis de utilização dos recursos fundamentam a requisição de modificações na gestão da Unidade de Conservação avaliada. Sendo medidas primordiais a contenção imediata, mesmo que temporária, da atividade de caça. Para a efetiva proteção, faz-se necessária a fiscalização efetiva dos diversos pontos de acesso dos caçadores as áreas protegidas, já que atualmente devido ao contingente restrito de funcionários nos núcleos do Parque Estadual da Serra do Mar (em média 7.000 hectares/vigia), a ausência de autoridade de prisão dos vigias, baixo treinamento, impossibilidade de usar armas de fogo, além da presença de bases administrativas com infra-estrutura condensadas em poucos pontos, fazem com que a proteção nas áreas amostradas dentro dessa UC seja imperceptível, apresentando grande parte do perímetro dos núcleos raramente visitados pelos responsáveis pela fiscalização.

Essa contenção deve estar associada à planos de monitoramentos das populações alvos de caça para verificação do re-estabelecimento destas e compreensão local da história natural das espécies cinegéticas, incluindo parâmetros que definem as taxas de crescimento populacional como: frequência reprodutiva, tamanho de prole, razão sexual, expectativa de vida, taxas de imigração e emigração, entre outros. O re-estabelecimento deve contemplar a elevação do número de indivíduos e da variabilidade genética para minimização do risco de extinção; a utilização plena da abrangência dos habitats das espécies, para recuperação dos processos ecológicos em toda a área. Esses conhecimentos podem vir a fundamentar programas futuros de

prática de caça sustentável, visto que a atividade faz parte da cultura de comunidades tradicionais locais (DIEGUES, 2000; HANAZAKI, 2001; HANAZAKI; BEGOSSI, 2004).

Com base nos resultados apresentados neste trabalho sugere-se, também, para efetivação do papel das Unidades de Conservação na proteção da biodiversidade, a realização de programas sociais visando o esclarecimento das condições atuais das espécies cinegéticas, das perspectivas elevadas de extinção destes recursos; programas de planejamento familiar que reduzam as taxas de natalidade locais, diminuindo futuramente o número de habitantes e programas de nutrição que proporcionem hábitos alimentares mais saudáveis, reduzindo as demandas protéicas *per capita* a limites próximos aos propostos pela Organização Mundial de Saúde.

Ainda dentro dos programas sociais propõem-se o planejamento da inclusão de moradores tradicionais locais em cargos nas Unidades de Conservação para geração de renda. Dentre as funções possíveis está o auxílio a pesquisas científicas (utilizado com sucesso no presente estudo), o turismo e principalmente a fiscalização.

Outro setor a ser alertado em conjunto com os gestores da Unidade de Conservação, pelos resultados encontrados no presente estudo, é a administração municipal. Esse alerta tem o intuito de subsidiar proibição da especulação imobiliária local que incrementa a população humana que consome espécies cinegéticas; e requisitar a fiscalização da ocupação clandestina da superfície de habitat existentes.

Diante de tais propostas e dos resultados verificados no presente estudo espera-se que este atenda aos objetivos propostos de auxiliar na preservação da diversidade biológica contida no Parque Estadual da Serra Mar e subsidiar argumentos para que os “tomadores de decisões” possam realizar alterações na gestão desta e de outras áreas protegidas, além de justificar a demanda recursos que permitam que essas Unidades de Conservação deixem de “ser” apenas de “Parque de papel” (TERBORGH, 2002).

REFERÊNCIAS

- ANDRESEN, E.; LAURANCE, S. Possible indirect effects of mammal hunting on dung beetle assemblages in Panama. **Biotropica**, Washington, v. 39, p. 141-146, 2007.
- APAZA, L.; WILKIE, D.; BYRON, E.; HUANCA, T.; LEONARD, W.; PÉREZ, E.; REYES-GARCÍA, V.; VADEZ, V.; GODOY, R. Meat prices influence the consumption of wildlife by the Tsimane' Amerindians of Bolivia. **Oryx**, Oxford, v. 36, n. 4, p. 382-388, 2002.
- ARRUDA, R.S.V. Traditional populations and the protection of the natural resources in conservation units. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 1997, Curitiba. **Anais ...** Curitiba: Universidade Livre do Meio Ambiente, Rede Pró-Unidades de Conservação e Instituto Ambiental do Paraná, 1997. p. 351-367.
- . “Populações tradicionais” e a proteção dos recursos naturais em Unidades de Conservação. In: DIEGUES, A.C. (Org.). **Etnoconservação, novos rumos para a proteção da natureza nos trópicos**. São Paulo: HUCITEC/NUPAUB, 2000. p. 273 – 290
- BECKMAN, N.; MULLER-LANDAU, H.C. Differential effects of hunting on pre-dispersal seed predation and primary and secondary seed removal of two Neotropical tree species. **Biotropica**, Washington, v. 39, p. 328-339, 2007.
- BEGOSSI, A. The application of ecological theory to human behavior: niche, diversity and optimal foraging. In: CONFERENCE OF THE SOCIETY OF HUMAN ECOLOGY, 7., 1995, Michigan **Human ecology: progress through integrative perspectives; papers ...** Michigan, 1995. p. 153 – 161.
- . Scale of interactions of Brazilian populations (caiçara and caboclos) with resources and institutions. **Human Ecology Review**, New York, v. 6, n. 1, p.1-7, 1999.
- BEGOSSI, A.; RICHERSON, P.J. Biodiversity, family income and ecological niche: a study on the consumption of animals foods on Búzios Island (Brazil). **Ecology of Food and Nutrition**, London, v. 30, p. 51 – 61, 1993.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. **Threatened birds of the world**. Cambridge: Lynx Editions; BirdLife International, 2000. 852 p.
- BODMER, R.E. Susceptibility of mammals to overhunting in Amazonia. In: BISSONETE, J.; KRAUSMAN, P. (Ed.). **Integrating people and wildlife for a sustainable future**. Bethesda: The Wildlife Society, 1995. p. 292-295.
- BODMER, R.E.; ROBINSON, J.G. Análise da sustentabilidade de caça em florestas tropicais no Peru – Estudo de caso. In: CULLEN JÚNIOR, L.; RUDRAN, R.; PADUA, C.V. (Ed.). **Métodos de estudos em biologia da conservação & manejo da vida silvestre**. Curitiba: Editora UFPR, 2003. p. 593-629.
- BODMER, R.E.; EISENBERG, J.F.; REDFORD, K.H. Hunting and the likelihood of extinction of Amazonian mammals. **Conservation Biology**, Sunderland, v. 11, n. 2, p. 460-466, 1997.

BODMER, R.E.; FANG, T.G.; MOYA, L.; GILL, R. Managing wildlife to conserve Amazonian forests: population biology and economic considerations of game hunting. **Biological Conservation**, Barking, v. 67, p. 29-35, 1994.

BRASHARES, J.S.; ARCESE, P.; SAM, M.K.; COPPOLILLO, P.B.; SINCLAIR, A.R.E.; BALMFORD, A. Bushmeat hunting, wildlife declines, and fish supply in west Africa. **Science**, London, v. 306, p.1180-1183, 2004.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos**. Brasília: Conservation International do Brasil; Fundação SOS Mata Atlântica; Fundação Biodiversitas; Instituto de Pesquisas Ecológicas; Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo; Instituto Estadual de Florestas – MG, 2000. 40 p

———. **Instrução normativa nº 3 de 27 de maio de 2003, do Ministério do Meio Ambiente**: lista das espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção. Brasília, 2003. p. 88 – 97.

BRASIL. Sistema Nacional de Unidades de Conservação. **Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000**. Regulamenta o art. 225. § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Brasília, 2000. 32 p.

BROOKS, T.; BALMFORD, A. Atlantic Forest extinctions. **Nature**, London, v. 380, p. 115, 1996.

BROWN, J.H. **Macroecology**. Chicago: Chicago University Press, 1995. 397 p.

BUCKLAND, S.T.; ANDERSON, D.R.; BURHAM, K.P.; LAAKE, J.L. **Introduction to distance sampling**: estimating abundance of biological populations. London: Chapman & Hall, 1993. 448 p.

BURNHAM, K.P.; ANDERSON, D.R.; LAAKE, J.L. Estimation of density from line transect sampling of biological populations. **Wildlife Monographs**, Bethesda, v. 72, p. 1-202, 1980.

CÂMARA, I.G. Brief history of conservation in the Atlantic forest. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. (Ed.). **The Atlantic forest of South América**: biodiversity status, threats, and outlook., Washington, D.C. Center for Applied Biodiversity Science and Island Press, 2003. p. 31-42.

CAMPOLIM, M. Entrevista. In: RICARDO, F. **Terras indígenas e unidades de conservação da natureza**: o desafio das sobreposições. São Paulo: Instituto Sócio Ambiental, 2004. p. 264-267.

CHIARELLO, A.G. **Mammalian community and vegetation structure of Atlantic forest fragments in southeastern Brazil**. 1997. 120 p. Thesis (Ph.D.) - Cambridge University, Cambridge, 1997.

———. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in South-eastern Brazil. **Biological conservation**, Barking, v. 89, p. 71-82, 1999.

———. Influência da caça ilegal sobre mamíferos e aves das matas de tabuleiros do norte do estado do Espírito Santo. **Boletim do Museu de Biologia Melo Leitão**, Santa Teresa, v.11/12, p. 229-247, 2000a.

———. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian atlantic forest. **Conservation Biology**, Sunderland, v. 14, n. 6, p.1649–1657, 2000b.

COLE, L. The population consequences of life history phenomena. **The Quarterly Review of Biology**, Baltimore, v. 29, n.2, p. 103 - 137, 1954.

COLLAR, N.J.; GONZAGA, L.P.; KRABBE, N.; MADROÑO-NIETO, A.; NARANJO, L.G.; PARKER, T.A.; WEGE, D.C. **Threatened birds of the Americas**. Cambridge: International Council for Bird Preservation; IUCN, 1992. 1100 p.

CONSERVATION INTERNATIONAL; INSTITUTO DE ESTUDOS SÓCIO-AMBIENTAIS DO SUL DA BAHIA. **Designing Sustainable Landscapes. Center for Applied Biodiversity Science at Conservation Internacional and Institute for Social and Environmental Studies of Southern Bahia**. Washington DC, 2000. 28 p.

COWLISHAW, G.; MENDELSON, S.; ROWCLIFFE, J.M. Evidence for post-depletion sustainability in a mature bushmeat market. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 42, p. 460-468, 2005a.

———. Structure and operation of a bushmeat commodity chain in southwestern Ghana. **Conservation Biology**, Sunderland, v. 19, n.1, p. 139-149, 2005b.

CROOKS, K.R.; SOULÉ, M.E. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. **Nature**, London, v. 400, p. 563-566, 1999.

CULLEN JÚNIOR., L. **Hunting and biodiversity in Atlantic forest fragments, São Paulo, Brazil**. 1997.134 p. Thesis (Master) - University of Florida, Gainesville, 1997.

CULLEN JÚNIOR, L.; VALLADARES-PÁDUA, C. Métodos para estudos de ecologia, manejo e conservação de primatas na natureza. In: VALLADARES-PÁDUA, C.; BODMER, R.E.; CULLEN JÚNIOR, L. **Manejo e conservação de vida silvestre no Brasil**. Brasília: CNPq; Sociedade Civil Mamirauá, 1997. p. 239-269

CULLEN JÚNIOR, L.; BODMER, R.E.; PADUA, C.V. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic Forest, Brazil. **Biological Conservation**, Barking, v. 95, p. 49 -56, 2000.

———. Ecological consequences of hunting in atlantic forest patches, São Paulo, Brazil. **Oryx**, Cambridge, v. 35, n. 2, p. 137-144, 2001.

DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. São Paulo: Companhia das Letras, 1996. 484 p.

DIEGUES, A.C. **Etnoconservação, novos rumos para a proteção da natureza nos trópicos**. São Paulo: Editora Hucitec, 2000. 290 p.

DINIZ-FILHO, J.A.F. Macroecological analyses support an overkill scenario for late Pleistocene extinctions. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 64, n. 3A, p. 407-414, 2004.

DIRZO, R. Plant-mammal interactions: lessons for our understanding of nature, and implications for biodiversity conservation. In: PRESS, M.C.; HUNTLY, N.J.; LEVIN, S. (Ed.). **Ecology: achievement and challenge**. Oxford: Blackwell Science, 2001. p. 319-335.

DIRZO, R.; MIRANDA, A.M. Altered patterns of herbivory and diversity in the forest understory: a case study of the possible consequences of contemporary defaunation. In: WILEY, J. **Plant-animal interections: evolutionary ecology in tropical and temperate regions**. New York: Wiley-Interscience, 1991. p. 45-47.

DONATTI, C.I. **Consequências da defaunação na dispersão de sementes e no recrutamento de plântulas da palmeira brejaúva (*Astrocaryum aculeatissimum*) na Mata Atlântica**. 2004. 89 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R. Howler monkeys (*Alouatta palliata*), dung beetle (Scarabaeidae) and seed dispersal: ecological interactions in the tropical rain forest of Los Tuxtlas, México. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 7, p. 459-474, 1991.

FEER, F.; HINGRAT, Y. Effects of forest fragmentation on a dung beetle community in French Guiana. **Conservation Biology**, Sunderland, v. 19, p. 1103-1112, 2005.

FONSECA, G.A.B. The vanishing Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, Barking, v. 34, p. 17-34, 1985.

FONSECA, G.A.B.; PINTO, L.P.; RYLANDS, A. B. Biodiversidade e unidades de conservação. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, CONFERÊNCIAS E PALESTRAS, 1997, Curitiba. **Anais ...** Curitiba: Universidade Livre do Meio Ambiente, Rede Pró-Unidades de Conservação e Instituto Ambiental do Paraná, 1997. p. 89 – 209.

FRANCISCO, M.R. **Efeitos da fragmentação da mata atlântica sobre populações de aves verificadas através de análises de microsatélites**. 2001. 80 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2001.

FREESE, C.H. **Harvesting wild species: implications for biodiversity conservation**. Baltimore: John Hopkins University Press, 1997. 720 p.

FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/default.php>>. Acesso em: 09 jan. 2007.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO DE PESQUISAS ESPACIAIS; INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e ecossistemas associados no período de 1990-1995**. São Paulo, 1998. (Relatório Final)

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e ecossistemas associados no período de 1995-2000**. São Paulo: SOS Mata Atlântica; São José dos Campos: INPE, 2002. (Relatório Final)

FUSARI, A.; CARPANETO, G.M. Subsistence hunting and conservation issues in the game reserve of Gile, Mozambique. **Biodiversity and Conservation**, London, v.15, p. 2477-2495, 2006.

GALETTI, M. Indians within conservations units: lessons from the Atlantic Forest. **Conservation Biology**, Sunderland, v. 15, p. 798-799, 2001.

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

GALETTI, M.; FERNANDEZ, J.C. Palm heart harvesting in brazilian atlantic forest: changes in industry struture and the illegal trade. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 35, p. 294 – 301, 1998.

GALETTI, M.; MARTUSCELLI, P.; OLMOS, F.; ALEIXO, A. Ecology and conservation of the jacutinga (*Pipile jacutinga*) in the Atlantic forest of Brazil. **Biological Conservation**, Barking, v. 82, p. 31-39, 1997.

GALETTI, M.; DONATTI, C.I.; PIRES, A.S.; GUIMARÃES JR., P.R.; JORDANO, P. Seed survival and dispersal of na endemic Atlantic forest palm: the combined effects of defaunation and forest fragmentation. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v. 151, p. 141-149, 2006.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. Atlantic forest hotspots status: na overview. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. (Ed.). **Atlantic forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**. Washington, DC: Center for Applied Biodiversity Science e Island Press, 2003. p. 3-11.

GÁLVEZ, D.; JANSEN, P.A. Bruchid beetle infestation and the value of *Atallea butyracea* endocarps for Neotropical rodents. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 23, n. 3, p. 381-384, 2007.

GASTON, K.; BLACKBURN, T.M. Range size-body size relationships: evidence of scale dependence. **Oikos**, Viçosa, v. 75, p. 479-485, 1996.

GIBBS, J.P. Monitoring populations. In: BOITANI, L.; FULLER, T.K. (Ed.). **Research techniques in animal ecology: controversies and consequences**. New York: Columbia University Press., 2000. p. 213-252.

GINSBERG, J.R.; MILNER-GULLAND, E.J. Sex-biased harvesting and population dynamics in ungulates: implication for conservation and sustainable use. **Conservation Biology**, Sunderland, v. 8, n.1, p. 157-166, 1994.

GOTELLI, N.J. Crescimento logístico de populações. In: GOTELLI, N.J. **Ecologia**. Londrina: Editora Planta. 2007. p. 25 – 48.

GRELLE, C.E.V. Forest structure and vertical stratification of small mammal populations in a secondary forest, South-eastern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, Amsterdam, v. 38, p. 81-85, 2003.

GRELLE, C.E.V.; PAGLIA, A.P.; SILVA, H.S. Análise dos fatores de ameaça de extinção: estudo de caso com os mamíferos brasileiros. In: ROCHA, C.F.D.; BERGALLO, H.G.; VAN SLUYS, M.; ALVES, M.A.S. **Biologia da conservação: essências**. São Carlos: RiMa. 2006. p. 385-398.

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

HANAZAKI, N. **Ecologia de caíçaras: uso de recursos e dieta**. 2001. 213 p. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2001.

HANAZAKI, N.; BEGOSSI, A. Fishing and niche dimension for food consumption of caíçaras from Ponta da Almada (Brazil). **Human Ecology Review**, East Lansing, v. 7, n. 2, p. 52 – 62, 2000.

———. Dieta de populações de pescadores. In: BEGOSSI, A. (Org.) **Ecologia de pescadores da Mata Atlântica e da Amazônia**. São Paulo. Hucitec; Nepam; UNICAMP; USP, Nupaub, FAPESP, 2004. p. 149 – 166.

HANAZAKI, N.; LEITÃO-FILHO, H.F.; BEGOSSI, A. Uso de recursos na Mata Atlântica: o caso da Ponta da Almada (Ubatuba, Brazil). **Interciência**, Caracas, v. 21, n. 6, p. 268 – 276, 1996.

HARVEY, C.A.; GONZALEZ, J.; SOMARRIBA, E. Dung beetle and terrestrial mammals diversity in forests, indigenous agroforestry systems and plantain monocultures in Talamanca, Costa Rica. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 15, p. 555-585, 2006.

HILL, K.; PADWE, J. Sustainability of Aché hunting in the Mbaracayu Reserve, Paraguay. In: ROBINSON, J.G.; BENNETT, E.L. (Ed.). **Hunting for sustainability in tropical forests**. New York: Columbia University Press, 2000. p. 79 – 105.

HIROTA, M.M. Monitoring the Brazilian Atlantic forest cover . In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. (Ed.). **Atlantic forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**. Washington, DC: Center for Applied Biodiversity Science; Island Press, 2003. p. 60-65.

JEROZOLIMSKI, A.; PERES, C.A. Bringing home the biggest bacon: a cross-site analysis of the structure of hunter-kill profiles in Neotropical forests. **Biological Conservation**, Barking, v. 111, p. 415-425, 2003.

LAAKE, J.L.; BUCKLAND, S.T.; ANDERSEN, D.R.; BURHAM, K.P. **DISTANCE user's guide, version 2.1**. Fort Collins: Colorado Cooperative Fish & Wildlife Research Unit Colorado State University, 1994. 84 p.

LEEUWENBERG, F.; ROBINSON, J.G. Traditional management of hunting in a Xavante community in central Brazil: the search for sustainability. In: ROBINSON, J.G.; BENNETT, E.L. (Ed.). **Hunting for sustainability in tropical forests**. New York: Columbia University Press. 2000. p. 375 – 394.

LIZCANO, D.J. **Ecology and conservation of large mammals in the Northern Andes**. 2006. 198 p. Thesis (Doctor of Philosophy) - University of Kent, Canterbury, 2006.

LOURIVAL, R.F.F.; FONSECA, G.A.B. Análise de sustentabilidade do modelo de caça tradicional no Pantanal de Nhecolândia, Corumbá, MS. In: VALLADARES-PÁDUA, C.; BODMER, R.E.; CULLEN JÚNIOR, L. **Manejo e conservação de vida silvestre no Brasil**. Brasília: CNPq; Sociedade Civil Mamiará, 1997. p. 123-172.

LYNCH, M.; LANDE, R. The critical effective size for a genetically secure population. **Animal Conservation**, Cambridge, v. 1, p. 70-72, 1998.

MAB-UNESCO. **Rede mundial de reservas da biosfera**. Paris: UNESCO, 2003. 17 p.

MACE, G.M.; BALMFORD, A. Patterns and processes in contemporary mammalian extinction. In: ENTWISTLE, A.; DUNSTONE, N. (Org.). **Priorities for the conservation of mammalian diversity**. Cambridge University Press, Cambridge, 2000. p. 27-52.

MARQUES, R.M. **Diagnósticos das populações de aves e mamíferos cinegéticos do Parque Estadual da Serra do Mar, SP, Brasil**. 2004. 145 p. Dissertação de (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2004.

McKINNEY, M.L. Extinction vulnerability and selectivity: combining ecological and paleontological views. **Annual Review and Systematics**, Palo Alto, v. 28, p. 495-516, 1997.

MENA, V.P.; STALLINGS, J.R.; REGALADO, B.J.; CUEVA, L.R. The sustainability of current hunting practices by the Huaorani. In: ROBINSON, J.G.; BENNETT, E.L. (Ed.) **Hunting for sustainability in tropical forests**. New York: Columbia University Press. 2000. p. 57-78.

MILNER-GULAND, E.J.; BENNETT, E.; ABERNETHY, K.; BAKKAR, M.; BODMER, R.; BRASHARES, J.R.; COWLISHAW, G.; ELKAN, P.; EVES, H.; FA, J.; PERES, C.A.; ROBERTS, C.; ROBINSON, J.; ROWCLIFFE, M.; WILKIE, D. Wild meat: the big picture. **Trends in Ecology and Evolution**, Cambridge, v. 18, p. 351-357, 2003.

MITTERMEIER, R.A.; GIL, P.R.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, J.; MITTERMEIER, C.G.; LAMOURUX, J.; FONSECA, G.A.B. **Hotspots revisited: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions**. Washington, DC: CEMEX, 2004.

MIYAKI, C.Y.; ALVES, M.A.S. Técnicas genéticas aplicadas à conservação. In: ROCHA, C.F.D.; BERGALLO, H.G.; VAN SLUYS, M.; ALVES, M.A.S. **Biologia da conservação: essências**. São Carlos: RiMa. 2006. p. 437-458.

MORSELLO, M. **Áreas protegidas públicas e privadas: seleção e manejo**. São Paulo: FAPESP, 2001. 373 p.

NARANJO, E.J.; GUERRA, M.M.; BODMER, R.E.; BOLAÑOS, J.E. Subsistence hunting by three ethnic groups of the Lacandon forest, México. **Journal of Ethnobiology**, Chapel Hill, v. 24, p. 223 - 253, 2004.

NOSS, A.J. The impacts of cable snare hunting on wildlife populations in the forests of the Central Africa Republic. **Conservation Biology**, Sunderland, v. 12, n. 2, p. 390-398, 1998.

NOVARO, A.J.; REDFORD, K.H.; BODMER, R.E. Effect of hunting in source-sink systems in the Neotropics. **Conservation Biology**, Sunderland, v. 14, n. 3, p. 713-721, 2000.

NUÑEZ-ITURRI, G.; HOWE, H.F. Bushmeat and the fate of trees with seeds dispersed by large primates in a lowland rainforest in western Amazonia. **Biotropica**, Washington, v. 39, p. 348-354, 2007.

OHL-SCHACHERER, J.; SHEPARD JR., G.H.; KAPLAN, H.; PERES, C.A.; LEVI, T.; YU, D.W. The sustainability of subsistence hunting by Matsigenka native communities in Manu National Park, Peru. **Conservation Biology**, Sunderland, 2007. No prelo.

OLIFIERS, N.; VIEIRA, M.V.; GRELLE, C.E.V. Geographic range and body size in neotropical marsupials. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 13, p. 439 - 444, 2004.

OLIVEIRA, M.A.; GRILLO, S.A.; TABARELLI, M. Forest edge in the Brazilian Atlantic Forest: drastic changes in tree species assemblages. **Oryx**, Cambridge, v. 38, n. 4, p. 389-394, 2004.

OLMOS, F.; BERNARDO, C.S.S.; GALETTI, M. O impacto dos Guaranis sobre unidades de conservação. In: RICARDO, F. (Org.). **Terras indígenas e unidades de conservação da natureza: o desafio das sobreposições**. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2005. p. 246-261.

PAGLIA, A.P. Panorama geral da fauna ameaçada de extinção no Brasil. In: MACHADO, A.B.M.; SOARES MARTINS, C.; DRUMOND, G.M. (Ed.). **Lista de fauna brasileira ameaçada de extinção – incluindo a lista das quase ameaçadas e deficientes em dados**. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2005. p. 17-22.

PERES, C.A. Effects of hunting on western Amazonian primates communities. **Biological Conservation**, Barking, v. 54, p. 47-59, 1990.

- . Population status of white-lipped *Tayassu pecari* and collared peccaries *T. tajacu* in hunted and unhunted amazonian forests. **Biological Conservation**, Barking, v. 77, p. 115 – 123, 1996.
- . **Evaluating the sustainability of subsistence hunting in tropical forest**. [s.l.]: CSERGE, 1997. 40 p. (Working Paper GEC, 97-22).
- . General guidelines for standardizing line-transect surveys of tropical forest primates. **Neotropical Primates**, Belo Horizonte, v. 7, p. 11-16, 1999.
- . Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. **Conservation Biology**, Sunderland, v. 14, n. 1, p. 240-253, 2000a.
- . Evaluating the impact and sustainability of subsistence hunting at multiple Amazonian forest sites. In: ROBINSON, J.G.; BENNETT E.L. (Ed.). **Hunting for sustainability in tropical forests**. New York: Columbia University Press, 2000b. p. 31-56.
- . Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. **Conservation Biology**, Sunderland, v. 15, p. 1490-1505, 2001.
- . Porque precisamos de megareservas na Amazônia. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, v. 1, p. 174-180, 2005.
- PERES, C.A.; LAKE, I.R. Extent of nontimber resource extraction in tropical forest: accessibility to game vertebrates by hunters in the Amazon basin. **Conservation Biology**, Sunderland, v. 17, n. 2, p. 521-535, 2003.
- PERES, C.A.; NASCIMENTO, H.S. Impact of game hunting by the Kayapó of south-eastern Amazonia: implications for wildlife conservation in tropical forest indigenous reserves. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 15, p. 2627-2653, 2006.
- 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**, Washington, v. 39, n. 3, p. 304 – 315, 2007.
- PEREZ-SWEENEY, B.M.; RODRIGUES, F.P.; MELNICK, D.J. Metodologias moleculares utilizadas em genética da conservação. In: CULLEN JÚNIOR., L.; RUDRAN, R.; PADUA, C.V. (Ed.). **Métodos de estudos em biologia da conservação & manejo da vida silvestre**. Curitiba: Editora UFPR, 2003. p. 343-380.
- PIANCA, C.C. **A caça e seus efeitos sobre a ocorrência de mamíferos de médio e grande porte em áreas preservadas da Mata Atlântica na Serra de Paranapiacaba (SP)**. 2004. 74 p. Dissertação de (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.
- PIMM, S.L.; RUSSEL, G.J.; GITLEMAN, J.L.; BROOKS, T.M. The future of biodiversity. **Science**, London, v. 269, p. 347-350, 1995.

PINTO, L.P.; BEDÊ, L.; PAESE, A.; FONSECA, M.; PAGLIA, A.P.; LAMAS, I. Mata Atlântica brasileira: os desafios para a conservação da biodiversidade de um *hotspot* mundial. In: ROCHA, C.F.D.; BERGALLO, H.G.; VAN SLUYS, M.; ALVES, M.A.S. **Biologia da conservação: essências**. São Carlos: RiMa. 2006. p. 91-118.

PURVIS, A.; GITLEMAN, J.L.; COWLISHAW, G.; MACE, G.M. Predicting extinction risk in declining species. **Proceedings of the Royal Society of London**, London, v. 267, p. 1947-1952, 2000.

RABINOWITZ, D.; CAIRNS, S.; DILLON, T. Seven forms of rarity and their frequency in the British Isles. In: SOULÉ, M.E. (Ed.). **Conservation Biology: the science of scarcity and diversity**. Sunderland: Sinauer Associates. 1986. p. 182-204.

RANTA, P.; BLOM, T.; NIEMELÄ, J.; JOENSUU, E.; SIITTONEN, M. The fragmented Atlantic forest of Brazil: size, shape, and distribution of forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 7, p. 385-403, 1998.

RASKER, R.; MARTIN, M.V.; JONHSON, R.L. Economics: theory versus practice in wildlife management. **Conservation biology**, Sunderland, v. 6, n.3, p. 338-349, 1992.

REDFORD, K.H. The empty forest. **Bioscience**, Washington, v. 42, p. 421-422, 1992.

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

REIS, N.R.; PERACCHI, A.L.; PEDRO, W.A.; LIMA, I.P. **Mamíferos do Brasil**. Londrina: Editora Universidade Estadual de Londrina, 2006. 437 p.

REYNOLDS, J.; PERES, C.A. Overexploitation. In: GROOM, M.; MEFFE, G.; CARROLL, R. (Ed.) **Principles of conservation biology**. 3rd ed. Sunderland: Sinauer, 2005. p. 249-287.

RICARDO, F. **Terras indígenas e unidades de conservação da natureza: o desafio das sobreposições**. São Paulo: Instituto Sócio Ambiental, 2004. 687 p.

ROBINSON, J.G. The limits to caring: sustainable living and the loss of biodiversity. **Conservation Biology**, Sunderland, v. 7, n. 1, p. 20-28, 1993.

———. Calculating maximum sustainable harvests and percentage offtakes. In: ROBINSON, J.G.; BENNETT, E.L. (Ed.). **Hunting for sustainability in tropical forests**. New York: Columbia University Press, 2000. p. 521-524.

ROBINSON, J.G.; BENNETT, E.L. Carrying capacity limits to sustainable hunting in tropical forests. In: ROBINSON, J.G.; BENNETT, E.L. (Ed.). **Hunting for sustainability in tropical forests**. New York: Columbia University Press, 2000. p. 13-30.

———. Will alleviating poverty solve the bushmeat crisis? **Oryx**, Cambridge, v. 36, n. 4, p. 332, 2002.

———. Having your wildlife and eating it too: an analysis of hunting sustainability across tropical ecosystems. **Animal Conservation**, Cambridge, v. 7, p.397-408, 2004.

ROBINSON, J.G.; BODMER, R.E. Towards wildlife management in tropical forests. **Journal of Wildlife Management**, Menasha, v. 63, p. 1-13, 1999.

ROBINSON, J.G.; REDFORD, K.H. Body size, diet, and population density of neotropical forest mammals. **The American Naturalist**, Chicago, v. 128, n. 5, p. 665 -680, 1986a.

———. Intrinsic rate of natural increase in Neotropical forest mammals: relationship to phylogeny and diet. **Oecologia**, Berlin, v. 68, p. 516 -520, 1986b.

———. Sustainable harvest of neotropical forest mammals. In: ROBINSON, J.G.; REDFORD, K.H. (Ed.). **Neotropical wildlife use and conservation**. Chicago: University of Chicago Press, 1991. p. 415-429.

———. Measuring the sustainability of hunting in tropical forests. **Oryx**, Cambridge, v. 28, n. 4, p. 249-256, 1994.

ROCHA, S.B. Protected areas and traditional people: a conservation point of view. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 1., 1997, Curitiba. **Anais ...** Curitiba: Universidade Livre do Meio Ambiente, Rede Pró-Unidades de Conservação e Instituto Ambiental do Paraná, 1997. p. 368 - 387.

ROSSER, A.M; MAINKA, S.A. Overexploitation and species extinctions. **Conservation Biology**, Sunderland, v. 16, n. 5, p. 584 -586, 2002.

SALAS, L.A.; KIM, J.B. Spatial factors and stochasticity in the evaluation of sustainable hunting of tapirs. **Conservation Biology**, Sunderland, v. 16, p. 86-96, 2002.

SHIVELY, G.E. Poverty, technology, and wildlife hunting in Palawan. **Environmental Conservation**, Lausanne, v. 24, n. 1, p. 57-63, 1997.

SICK, H. **Ornitologia brasileira**. Rio de Janeiro: Editora Nova Fronteira. 1997. 862 p.

SILVA, J.M.C.; CASTELETTI, C.H. Status of the biodiversity of the Atlantic forest of Brazil. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. (Ed.). **The atlantic forest of South America: biodiversity status, threats and outlook**. Washington: Island Press, 2003. p. 43-59.

SILVA, J.M.C.; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic Forest of northeast Brazil. **Nature**, London, v. 404, p. 72-74, 2000

SILVIUS, K.M. Spatio-temporal patterns of palm endocarp use by three Amazonian forest mammals: granivory or “grubivory”? **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v.18, p. 707-723, 2002.

SILVIUS, K.M.; BODMER, R.E.; FRAGOSO, J.M.V. **People in nature, wildlife conservation in South and Central America**. New York: Columbia University Press, 2004. 464 p.

SLADE, N.A.; GOMULKIEWICZ, R.; ALEXANDER, H.M. Alternatives to Robinson and Redford's method of assessing overharvest from incomplete demographic data. **Conservation Biology**, Sunderland, v. 12, n. 1, p.148 – 155, 1998.

STEPHENS, P.A.; FREY-ROOS, F.; ARNOLD, W.; SUTHERLAND, W.J. Sustainable exploitation of social species: a test and comparison of models. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 39, p. 629 – 642, 2002.

STONER, K.E.; VULINEC, K.; WRIGHT, S.J.; PERES, C.A. Hunting and plant community dynamics in tropical forests: a synthesis and future directions. **Biotropica**, Washington, v. 39, n.3, p. 385-392, 2007.

STRIER, K.B. Population viabilities and conservation implications for muriquis (*Brachyteles arachnoides*) in Brazil's Atlantic forest. **Biotropica**, Washington, v. 32, n. 4b, p. 903-913, 2000.

SWANSON, T.M.; BARBIER, E.B. **Economics for the wilds**: wildlife, diversity and development. Washington, DC: Island Press, 1992. 237 p.

TABARELLI, M.; SILVA, J.M.C.; GASCON, C. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 13, p. 1419-1425, 2004.

TERBORGH, J. Superando os impedimentos para a conservação. In: TERBORGH, J.; VAN SCHAIK, C.; DAVENPORT, L.; RAO, M. (Ed.). **Tornando os parques eficientes**: estratégias para a conservação da natureza nos trópicos. Curitiba: Editora UFPR, 2002. 518 p.

TERBORGH, J.; PERES, C.A. O problema das pessoas nos parques. In: TERBORGH, J.; VAN SCHAIK, C.; DAVENPORT, L.; RAO, M. (Ed.). **Tornando os parques eficientes**: estratégias para a conservação da natureza nos trópicos. Curitiba: Editora UFPR, 2002. p. 334-346.

TERBORGH, J.; VAN SCHAIK, C. Por que o mundo necessita de parques. In: TERBORGH, J.; VAN SCHAIK, C.; DAVENPORT, L.; RAO, M. (Ed.). **Tornando os parques eficientes**: estratégias para a conservação da natureza nos trópicos. Curitiba: Editora UFPR, 2002. p. 25-36.

TOWNSEND, W.R. The sustainability of subsistence hunting by the Sirionó Indians of Bolivia. In: ROBINSON, J.G.; BENNETT, E.L. (Ed.) **Hunting for sustainability in tropical forests**. New York: Columbia University Press, 2000. p. 1000.

VIANNA, L.S.; BRITO, M.C.W. Guarani e UC's da Mata Atlântica: conflito latente. In: RICARDO, F. (Ed.). **Terras indígenas e unidades de conservação**: o desafio das sobreposições. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2004. p. 270-281.

VULINEC, K. Dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae), monkeys, and conservation in Amazonia. **Florida Entomology**, Gainesville, v. 83, p. 229-241, 2000.

———. Dung beetles communities and seed dispersal in primary forest and disturbed land in Amazonia. **Biotropica**, Washington, v. 34, p. 297-309, 2002.

WILKIE, D.S.; STARKEY, M.; ABERNETHY, K.; EFFA, E.N.; TELFER, P.; GODOY, R. Role of prices and wealth in consumer demand for bushmeat in Gabon, Central Africa. **Conservation Biology**, Sunderland, v. 19, n. 1, p. 268-274, 2005.

WORLD WILDLIFE FUND. **Áreas protegidas ou espaços ameaçados?** Brasília, 1999.

WRIGHT, S.J.; HERNANDEZ, A.; CONDIT, R. The bushmeat harvest alters seedling banks by favoring lianas, large seeds, and seeds dispersed by bats, birds and wind. **Biotropica**, Washington, v. 39, p. 363-371, 2007.

WRIGHT, S.J.; ZEBASLLOS, H.; DOMINGUEZ, I.; GALLARDO, M.M.; MORENO, M.C.; IBÁÑEZ, R. Poachers alter mammal abundance, seed dispersal, and seed predation in a Neotropical forest. **Conservation Biology**, Sunderland, v. 14, p. 227-239, 2000.

ANEXOS

ANEXO A - Espécies registradas nas áreas, com Pouca Caça e com Caça Intensa, nos núcleos Santa Virgínia, Cunha e Picinguaba do Parque Estadual da Serra do Mar. Apresentando o número de detecções nas transecções lineares (N), a densidade (D – indivíduos/Km²) e a biomassa (B – kg/km²)

Distância Percorrida	Pouca Caça (390,65 Km)			Caça Intensa (588,25 Km)		
MAMÍFEROS	N	D	B	N	D	B
Xenarthra						
<i>Tamandua tetradactyla</i>	P	1,72	12,02	P	0,82	5,74
<i>Dasytus novencinctus</i>	P	5,7	15,95	P	2,72	7,62
<i>Bradypus variegatus</i>	A	-	-	P	0,11	0,47
Primate						
<i>Cebus nigritus</i>	9	4,96	12,41	4	1,47	3,66
<i>Brachyteles arachnoides</i>	2	1,54	20,73	A	-	-
<i>Alouatta guariba</i>	2	0,44	2,49	2	0,29	1,65
Carnivora						
<i>Nasua nasua</i>	3	3,08	15,73	1	0,68	3,48
Perissodactyla						
<i>Tapirus terrestris</i>	P	0,42	93,66	A	-	-
Artiodactyla						
<i>Pecari tajacu</i>	1	1,16	22,08	1	0,77	14,66
<i>Tayassu pecari</i>	20	27,06	811,94	1	0,90	26,96
<i>Mazama spp.</i>	P	2,73	57,36	P	1,31	27,41
Rodentia						
<i>Dasyprocta leporina</i>	P	-	-	15	1,82	3,94
<i>Cuniculus paca</i>	P	7,15	66,89	P	3,42	31,96
AVES						
Galliformes						
<i>Tinamus solitarius</i>	25	4,28	6,20	18	2,05	2,97
<i>Penelope obscura</i>	32	6,54	7,85	45	6,11	7,33
<i>Aburria jacutinga</i>	1	0,19	0,29	A	0,00	0,00
<i>Odontophorus capueira</i>	23	16,75	5,03	24	11,61	3,48
TOTAL	118	83,74	1150,63	111	34,07	141,34

Legenda: Espécies verificadas nas áreas, mas não detectadas na amostragem por transecções lineares foram representadas por P – presente, as não registradas por A – ausente. *Densidades estimadas conforme apresentado no item 3.3.

ANEXO B – Nomes científicos e comuns; *Effectives Strip Width* (ESW) com seus respectivos coeficientes de variação (CV) e intervalos de confiança (IC), tamanhos de grupos, massa corpórea, taxa máxima de crescimento finito e longevidade das espécies avaliadas

Ordem/Espécie	Nome comum	ESW (CV)	IC (95%)	Tamanho de Grupo	Massa Corpórea	$\lambda_{\max}$	Longevidade
MAMÍFEROS							
Xenarthra							
<i>Tamandua. tetradactyla</i>	Tamanduá-mirim	---	---	---	7,00	1,62	longa
<i>Dasypus novencinctus</i>	Tatu	---	---	---	4,30	1,99	longa
<i>Bradypus variegatus</i>	Preguiça	9,63 (18,26)	6,49 - 14,23	---	2,80	1,29	curta
Primate							
<i>Cebus nigrinus</i>	Macaco-prego	12,09 (8,88)	10,12 - 14,45	5,21 (3,06)	3,10	1,15	longa
<i>Brachyteles arachnoides</i>	Muriqui	8,55 (18,19)	5,79 - 12,64	5,13 (2,23)	10,75	1,12	longa
<i>Alouatta guariba</i>	Bugio	15,67 (9,63)	12,86 - 18,95	2,7 (1,11)	6,40	1,17	longa
Carnívora							
<i>Nasua nasua</i>	Coati	8,84 (16,90)	6,11 - 12,80	7,1 (7,31)	6,35	1,26	curta
Perissodactyla							
<i>Tapirus terrestris</i>	Anta	---	---	---	225,00	1,22	longa
Artiodactyla							
<i>Pecari tajacu</i>	Cateto	10,65 (11,86)	8,35 - 13,58	9,67 (6,80)	24,00	2,32	longa
<i>Tayassu pecari</i>	Queixada	10,65 (11,86)	8,35 - 13,58	11,26 (5,59)	32,50	3,49	longa
<i>Mazama spp.</i>	Veado	---	---	---	21,00	1,49	curta
Rodentia							
<i>Dasyprocta leporina</i>	Cutia	8,14 (9,59)	6,70 - 9,88	1,16 (0,47)	4,96	3,00	curta
<i>Cuniculus paca</i>	Paca	---	---	---	9,35	1,95	longa
AVES							
Galliformes							
<i>Tinamus solitarius</i>	Macuco	7,93 (5,05)	7,18 - 8,76	1,06 (0,26)	1,35	2,86	curta
<i>Penelope obscura</i>	Jacu	9,52 (4,48)	8,71 - 10,40	1,52 (0,85)	1,02	1,46	longa
<i>Aburria jacutinga</i>	Jacutinga	10,26 (7,62)	8,81 - 11,95	1,56 (0,88)	1,25	1,62	longa
<i>Odontophorus capueira</i>	Uru	4,85 (8,96)	4,06 - 5,79	2,76 (1,78)	0,33	2,51	curta

ANEXO C - Tamanho populacional (n° de indivíduos) estimado das espécies de mamíferos e aves cinegéticos nas áreas com Pouca Caça (PC), com Caça Intensa (CI) e na totalidade da porção estudada dos núcleos Santa Virgínia, Cunha e Picinguaba do Parque Estadual da Serra do Mar. Número de indivíduos (Pc) e biomassa (Bc) sujeita a caça sustentável segundo modelo de Robinson (2000), proporção de contribuição da Ordem ou Classe no valor total de Bc (prop)

Área (km²)	Pop PC 89,43	Pop CI 464,88	Pop Total	Pc (ind)	Bc (kg) 554,31	Bc (prop) (kg)
MAMÍFEROS						
Xenarthra						
<i>Tamandua tetradactyla</i>	153,55	381,37	534,93	46,43	325,02	759,06 (0,010)
<i>Dasypus novencinctus</i>	509,52	1265,47	1774,99	144,13	403,56	
<i>Bradypus variegatus</i>	0,00	51,14	51,14	7,09	30,48	
Primate						
<i>Cebus nigritus</i>	709,18	1087,82	1797,00	37,74	116,98	199,31 (0,003)
<i>Brachyteles arachnoides</i>	198,53	0,00	198,53	3,34	35,86	
<i>Alouatta guariba</i>	67,97	237,09	305,06	7,26	46,47	
Carnivora						
<i>Nasua nasua</i>	280,81	320,77	601,58	43,79	278,10	278,10 (0,004)
Perissodactyla						
<i>Tapirus terrestris</i>	37,23	0,00	37,23	1,15	257,97	257,97 (0,003)
Artiodactyla						
<i>Pecari tajacu</i>	177,97	613,64	791,61	146,29	3510,94	62532,99 (0,838)
<i>Tayassu pecari</i>	4258,66	734,51	4993,17	1740,62	56570,09	
<i>Mazama spp.</i>	244,29	606,73	851,02	116,76	2451,96	
Rodentia						
<i>Dasyprocta leporina</i>	0,00	1580,59	1580,59	885,13	4390,25	7161,96 (0,096)
<i>Cuniculus paca</i>	639,81	1589,06	2228,87	296,44	2771,71	
AVES						
Galliformes						
<i>Tinamus solitarius</i>	693,08	1720,06	2413,14	1256,76	1696,63	3430,81 (0,046)
<i>Penelope obscura</i>	739,59	3593,52	4333,11	279,05	284,63	
<i>Aburria jacutinga</i>	16,99	0,00	16,99	1,47	1,84	
<i>Odontophorus capueira</i>	2254,53	8121,45	10375,98	4386,97	1447,70	
Bc TOTAL (kg/ano)					74620,19	

ANEXO D - Espécies e número de indivíduos abatidos: (1) na última caçada efetuada pelos 41 caçadores que responderam ao Questionário; (2) durante trezes meses de Monitoramento de sete caçadores

GRUPO/Ordem/Espécie	Metodologia (Nº de abates)	
	Questionário	Monitoramento
MAMÍFEROS	41	56
Marsupialia	3	5
<i>Didelphis aurita</i>	3	5
Xenarthra	7	5
<i>Dasybus spp.</i>	6	3
<i>Bradypus variegata</i>	1	1
<i>Tamandua tetradactyla</i>	---	1
Primata	2	3
<i>Alouatta guariba</i>	2	3
Carnivora	5	5
<i>Leopardus pardalis</i>	1	---
<i>Nasua nasua</i>	4	4
<i>Leopardus spp.</i>	---	1
Artiodactyla	11	12
<i>Tayassu pecari</i>	8	5
<i>Tayassu tajacu</i>	3	7
Rodentia	13	26
<i>Cuniculus paca</i>	2	4
<i>Dasyprocta leporina</i>	10	20
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	1	1
<i>Coendou sp./Sphigurus sp.</i>	---	1
AVES	55	53
<i>Aburria jacutinga</i>	---	1
<i>Tinamus solitarius</i>	12	15
<i>Odontophorus capueira</i>	14	4
<i>Selenidera maculirostris</i>	---	6
<i>Ramphastos spp.</i>	16	16
<i>Penelope spp.</i>	3	5
<i>Patagioenas plumbea</i>	10	5
<i>Trogon spp.</i>	---	1
Total de espécies	16	21
Total de indivíduos	96	109

ANEXO E - Questionário utilizado como Método 1 de caracterização da pressão de caça praticada na área de estudo

QUESTIONÁRIO

Data: _____ Número de Identificação: _____ Bairro: _____

Frequência:

Quantas vezes por mês você caça?

- ☐ 1 vez
☐ 2 vezes
☐ 3 vezes
☐ 1 vez por semana
☐ 2 vezes por semana
☐ 3 vezes por semana
☐ outros Quantas vezes? _____

Duração:

Em cada caçada quanto tempo geralmente você fica no mato?

- ☐ volta no mesmo dia
☐ 2 dia
☐ 3 dias
☐ 5 dias
☐ 1 semana
☐ 10 dias
☐ 15 dias
☐ outros Quantos dias? _____

Distância:

Qual a distância que geralmente você percorre em cada caçada?

Preferência:

Qual dos animais (mamíferos) você mais gosta de caçar (ver lista de espécies no final)? E de comer?

Qual das aves você mais gosta de caçar (ver lista de espécies no final)? E de comer?

Biomassa caçada:

Quais animais e aves você caçou na sua última caçada? Quantos dias você ficou no mato?

Quantos quilômetros você andou?