

IMPACTO DA SOBRECAÇA EM POPULAÇÕES DE MAMÍFEROS E SUAS INTERAÇÕES ECOLÓGICAS NAS FLORESTAS NEOTROPICAIS

*Leandro Travassos*¹

¹ Parque Estadual da Ilha Grande/Instituto Estadual do Ambiente - Coordenação de Manejo de Ecossistemas. Av. Beira Mar, s/n° Vila do Abraão, Angra dos Reis, Rio de Janeiro, Brasil. CEP. 23968-000.

E-mail: leandrotravassos@ig.com.br

RESUMO

A sobrecaça tem sido considerada uma das principais ameaças às populações de grandes vertebrados neotropicais. Uma análise da literatura sobre estudos de caça na região Neotropical mostrou que, além de extinções locais, a intensa pressão de caça também promove a ruptura de interações ecológicas que garantem a manutenção da diversidade biológica. Espécies de grande porte declinam rapidamente em locais afetados por caça de subsistência. Por sua vez, isso tem efeito negativo sobre a dispersão de sementes, recrutamento e diversidade de plântulas de espécies arbóreas. Entretanto, devido a fatores como lapso de tempo na resposta do ecossistema, compensação da densidade e diferença na composição das comunidades, entre outros, as respostas dos ecossistemas à defaunação são variáveis. Grandes trechos de floresta ainda garantem a viabilidade da exploração de espécies de grande porte e especialmente de médio porte; já regiões intensamente fragmentadas abrigam comunidades empobrecidas e populações com baixas densidades. A sobrecaça geralmente depleta um mesmo conjunto de gêneros de mamíferos, gerando um padrão de defaunação que pode levar a comunidades estruturadas de forma aninhada, onde o aninhamento é produzido por vulnerabilidade diferencial à pressão de caça.

Palavras-chave: Caça; comunidades aninhadas; mamíferos; região neotropical; superexploração.

ABSTRACT

OVERHUNTING IMPACTS IN MAMMALS POPULATIONS AND ECOLOGICAL INTERACTIONS IN THE TROPICAL FORESTS. Overhunting has been regarded as a major threat to neotropical large vertebrate populations. An analysis of the literature on hunting in the Neotropical Region showed that, besides local extinctions, high hunting pressure also results in breaking apart ecological interactions which warrant the maintenance of the biological diversity. By its turn, this has negative effects on seed dispersal, recruitment and diversity of arboreal species. However, due to factors such as time lags in ecosystem responses, density compensation, differences in community composition, among others, ecosystem responses to defaunation are variable. Large tracts of undisturbed forests still allow sustainable harvest of large sized and especially of medium sized mammals; fragmented forests harbour species-poor communities and low density populations. Overhunting usually impoverishes the same set of mammalian genera, generating a defaunation pattern which may lead to nested communities, where nestedness is produced by differential vulnerability to hunting pressure.

Keywords: Hunting; nested communities; mammals; neotropical region; overexploitation.

RESUMEN

IMPACTO DE LA CAZA EXCESIVA EN POBLACIONES DE MAMÍFEROS Y SUS INTERACCIONES ECOLÓGICAS EN LOS BOSQUES NEOTROPICALES. La caza excesiva ha

sido considerada una de las principales amenazas a las poblaciones de grandes vertebrados neotropicales. Un análisis de la literatura sobre estudios de caza en la región Neotropical mostró que, además de extinciones locales, la intensa presión de caza también promueve la ruptura de interacciones ecológicas que garanticen la manutención de la diversidad biológica. Especies de gran porte declinan rápidamente en localidades afectadas por la caza de subsistencia. Asimismo, esto tiene un efecto negativo sobre la dispersión de semillas, reclutamiento y diversidad de plántulas de especies arbóreas. Sin embargo, debido a factores como el lapso de tiempo en la respuesta del ecosistema, la compensación de la densidad y la diferencia en la composición de comunidades, entre otros, las respuestas de los ecosistemas ante la desaparición de animales son variables. Grandes extensiones de bosques aún garantizan la viabilidad de la explotación de especies de gran porte y especialmente de mediano porte, mientras que regiones intensamente fragmentadas albergan comunidades empobrecidas y poblaciones con bajas densidades. La caza excesiva generalmente agota un mismo conjunto de géneros de mamíferos, generando un patrón de desaparición de animales que puede llevar a comunidades anidadas, donde el anidamiento es producido por una vulnerabilidad diferencial a la presión de caza.

Palabras clave: Caza, comunidades anidadas, mamíferos; región Neotropical, sobreexplotación.

INTRODUÇÃO

A perda de habitats e a sobrecaça de espécies são consideradas as principais ameaças à aos grandes vertebrados florestais (Redford 1992, Peres 2001, Brooks *et al.* 2002, Ferraz *et al.* 2003, Milner-Gulland *et al.* 2003). O aumento da densidade humana (Brook *et al.* 2006), o crescimento do acesso a novas tecnologias (Vickers 1991, Mena *et al.* 2000, Stearman 2000), a inserção de espécies cinegéticas no comércio de larga escala (Aranda 1991, Bodmer *et al.* 2004) e a perda de práticas tradicionais de caça (Leeuwenberg & Robinson 2000, Mena *et al.* 2000, Stearman 2000) têm promovido a sobrecaça sobre populações de mamíferos neotropicais (Robinson & Bennett 2000a, 2000b, Silvius *et al.* 2004). A sobrecaça também tem magnificado o efeito da perda de habitat em fragmentos remanescentes (Cullen Jr. *et al.* 2000, 2001, Peres 2001). Em regiões onde a exploração florestal foi reduzida ou dificultada, por razões econômicas, legais ou naturais (Wright & Muller-Landau 2006), a caça excessiva pode tornar-se a principal causa de perda de espécies de vertebrados terrestres (Lopes & Ferrari 2000, Milner-Gulland *et al.* 2003, Crawshaw Jr. *et al.* 2004, Cullen Jr. *et al.* 2004).

A sobrecaça de vertebrados florestais tem levado muitas espécies ao declínio populacional (Bennett & Robinson 2000), ocasionando extinções locais (Peres 1990, 1996, Cullen Jr. *et al.* 2004, Ulloa *et*

al. 2004) e globais (Holdaway & Jacomb 2000). Embora tenda a ser subestimada (Redford 1992), devido à difícil detecção (Peres *et al.* 2006), a caça pode afetar populações de mamíferos (Chiarello 2000b, Peres 2000b, Crawshaw Jr. *et al.* 2004) e alterar comunidades (Peres 1990, 2001, Naughton-Treves *et al.* 2003). Isso ocorre tanto em áreas onde há perturbação antrópica do habitat (Daily *et al.* 2003, Naughton-Treves *et al.* 2003) quanto em regiões com pouca ou nenhuma alteração florestal (Redford 1992, Peres 1996, Peres & Lake 2003), inclusive no interior de áreas protegidas (Carrillo *et al.* 2000, Chiarello 2000b, Altrichter & Almeida 2002, Galetti 2001, Olmos *et al.* 2004). A maior parte da biomassa das espécies caçadas é de frugívoros e/ou herbívoros (Peres 2000a, 2000b, Townsend 2000), cuja importância na dinâmica do ecossistema florestal é sugerida em muitos estudos (Dirzo & Miranda 1990, 1991, Wright *et al.* 2000, Stoner *et al.* 2007). A sobrecaça de grandes vertebrados florestais pode comprometer processos ecológicos importantes para a manutenção da estrutura florestal e composição florística (Dirzo & Miranda 1991, Wright *et al.* 2000), reduzindo a biodiversidade em longo prazo (Terborgh 1992, 1999). A redução populacional de predadores de topo de cadeia (*Panthera onca* e *Puma concolor*), devido ao abate sistemático (Crawshaw Jr. *et al.* 2004), pode permitir aumento da densidade das espécies-presa, promovendo alteração da estrutura da comunidade e superexploração de recursos por

herbívoros (Terborgh *et al.* 2001). Além disso, caçadores humanos selecionam as mesmas espécies de presa que predadores de topo (Leite & Galvão 2002), e podem reduzir a capacidade suporte do habitat para os carnívoros de grande porte. Na região neotropical, grandes primatas, antas e grandes carnívoros são particularmente vulneráveis à extinção por sobrecaça, devido a suas baixas taxas intrínsecas de crescimento natural, alta longevidade, longo tempo de geração e baixas densidades demográficas (Bodmer *et al.* 1997, Cardillo *et al.* 2004). Populações de ungulados e primatas de grande porte declinam tão logo a caça torna-se um processo crônico (Peres 2000b).

A fragmentação das florestas tropicais também tem potencializado o efeito prejudicial da sobrecaça (Peres 2001). Em biomas fragmentados, como a Floresta Atlântica (Silva & Casteleti 2005), a caça provavelmente é facilitada pela ampliação da relação perímetro-área e consequente superexposição do remanescente ao acesso por caçadores (Cullen Jr *et al.* 2000). Neste contexto, várias espécies já respondem negativamente à prática da caça intensa (Olmos *et al.* 2004). Florestas vazias (Redford 1992) ou parcialmente defaunadas (Naughton-Treves *et al.* 2003) emergem como um padrão, principalmente em áreas intensamente fragmentadas e/ou densamente povoadas (Michalski & Peres 2005, Brook *et al.* 2006).

A exploração de populações de mamíferos silvestres na América neotropical é prática corrente como forma de subsistência e fonte de renda (Mittermeier 1991, Puertas & Bodmer 2004, Richard-Hansen & Hansen 2004), mesmo próximo a centros urbanos (Chiarello 2000b). Muitas populações indígenas e rurais na América Central e do Sul dependem preponderantemente da extração de mamíferos silvestres para garantir a ingestão diária de proteína (Robinson & Bennett 2000a). O declínio de populações silvestres e suas consequências danosas para um ecossistema ocasionarão também a perda do modo de vida de grupos humanos que deles dependem, especialmente como principal recurso alimentar (Robinson & Bennett 2000a, Bennett 2002).

As avaliações mais utilizadas para caracterizar sobrecaça, em áreas fragmentadas, geralmente baseiam-se na comparação da densidade, abundância e/ou biomassa de espécies cinegéticas em gradientes de pressão de caça (Cullen Jr *et al.* 2000, 2001).

Nestes casos, áreas com sobrecaça apresentam redução na densidade ou biomassa concentrada nas espécies de maior porte (Cullen Jr *et al.* 2000, Peres 2000, Cullen Jr *et al.* 2001). Outras análises estimam o potencial de crescimento da população, através de dados teóricos (Robinson & Redford 1991c) ou da produtividade reprodutiva (estimada através do número de filhotes potencialmente produzidos por fêmea por ano). A avaliação é realizada com base na comparação entre o número de indivíduos extraídos e a produtividade potencial da população (Robinson & Redford 1991c, Milner-Gulland & Akçakaya 2001). O tempo médio de vida de cada espécie determina a porcentagem da produção que pode ser extraída sem que se caracterize sobrecaça. Espécies de vida muito curta (*Dasyprocta*, *Dasybus*) podem ter até 60% de sua produção extraída, espécies intermediárias (*Tayassu*, *Mazama*) até 40%, e espécies de vida longa (*Tapirus*, *Lagothrix*) podem ter no máximo 20% de sua produção extraída (Robinson & Redford 1991c, 1994, Robinson & Bodmer 1999). Há também análises que utilizam o conceito de *Produção Máxima Sustentável* (PMS), um ponto onde a densidade é capaz de promover maior taxa de desfrute. O risco de sobrecaça é avaliado através da comparação entre a densidade de populações em áreas caçadas e em áreas controle, sem caça. Nas áreas controle, teoricamente, a população está próximo da capacidade suporte (Robinson & Bodmer 2004). Nas áreas com caça, quanto mais abaixo do PMS, maior é o grau e sobrecaça. A densidade onde a PMS ocorre varia de acordo com padrões de produtividade reprodutiva de cada espécie (Robinson & Redford 1986a). Para espécies com alta taxa intrínseca de crescimento natural, o PMS ocorre quando a densidade está em 50% de K. Para espécies com potencial reprodutivo intermediário, o PMS é caracterizado quando as densidades são iguais a 60% de K. Os taxa com baixa taxa intrínseca de crescimento natural, podem ser explorados desde que suas densidades não fiquem abaixo de 80% de K.

Entre as avaliações difundidas em estudos antropológicos (Vickers 1991, Alvard 1995) estão a Análise da Estrutura Etária e Análise de Esforço de Captura. A primeira baseia-se na comparação da estrutura etária de populações (ou subpopulações) sob diferentes regimes de exploração. Caçadores que exploram aleatoriamente suas presas tendem

a produzir boas amostras da distribuição etária da população. Alterações na estrutura etária da população provenientes do aumento do recrutamento (frente à redução da densidade) e dispersão de indivíduos de outras regiões (Robinson & Bodmer 1999, Bodmer & Robinson 2004) podem diagnosticar sobrecaça, quando a caça é seletiva a favor dos indivíduos maiores. A Análise de Esforço de Captura permite inferir sobre a tendência da abundância populacional através do retorno de indivíduos (ou biomassa) capturados por unidade de esforço (Vickers 1991, Sirén *et al.* 2006, Puertas & Bodmer 2004). Se a captura por unidade de esforço (CPUE) mantém-se constante isso significa, a princípio, que a população não está sendo explorada em excesso.

O objetivo desta revisão é descrever o panorama atual dos efeitos da sobrecaça de mamíferos nas florestas neotropicais e suas principais implicações ecológicas para o ecossistema. Devido a diferenças metodológicas nos estudos revisados, não foi possível abranger um único conceito para sobrecaça. O termo empregado nesta revisão refere-se a resultados encontrados sob análises diferentes, que geralmente assumem que o crescimento das populações é denso-dependente (Caughley 1977) e possibilitam apenas detectar quando está ocorrendo sobrecaça. A escolha quanto do táxon (Mammalia) deve-se à sua expressiva contribuição para o número de espécies abatidas (Robinson & Bennett 2000a, Silvius *et al.* 2004), correspondendo também aos maiores valores absolutos de biomassa extraída por populações humanas (Smith 1976, Ayres *et al.* 1991, Mena *et al.* 2000, Townsend 2000, Bodmer *et al.* 2004, Puertas & Bodmer 2004, Parry *et al.* 2009b, Endo *et al.* 2010).

RESPOSTA À SOBRECAÇA E ALTERAÇÕES DE HABITAT

O colapso da perda de biodiversidade ocasionada por redução e/ou fragmentação de florestas tropicais geralmente é catalisado por ações que acompanham tais atividades humanas, tais como sobrecaça e introdução de espécies exóticas (Ayres & Ayres 1979, Gabor & Hellgren 2000), culminando com a extinção da maior parte das populações silvestres locais (Terborgh 1999). Dentre todos estes, a sobrecaça tem sido considerada uma ameaça silenciosa aos grandes vertebrados florestais, submetendo

populações ao risco iminente de extinção (Redford 1992, Bennett *et al.* 2002) e comprometendo a estrutura de comunidades (Peres & Dolman 2000) e a correspondente manutenção de processos ecológicos nos ecossistemas (Wright *et al.* 2000, Roldán & Simonetti 2001).

Apesar dos efeitos nocivos da fragmentação serem relatados como determinantes na permanência de muitos *taxa* florestais (Chiarello 1999, Michalski & Peres 2005), a caça intensiva pode persistir sobre populações remanescentes, principalmente sobre espécies que resistem à perda ou modificação de habitat original (Vaughan & Rodriguez 1991, Bodmer 1995b, Daily *et al.* 2003, Naughton-Treves *et al.* 2003). Formações florestais secundárias podem aumentar a disponibilidade de recursos para herbívoros, que podem aumentar suas densidades ou ocupação nestas áreas (Fragoso 1991, Strier 2000, Robinson & Bennett 2004, Parry *et al.* 2009b). Mosaicos de habitats florestais em diferentes estágios sucessionais e regiões empobrecidas, do ponto de vista da estrutura da vegetação, podem manter representantes de grande porte de sua comunidade original como antas (*Tapirus terrestris* e *T. bairdii*), quando a pressão de caça é baixa ou inexistente (Peres 2001, Daily *et al.* 2003, Naughton-Treves *et al.* 2003, Robinson & Bennett 2004, Parry *et al.* 2009b). A sobrecaça, entretanto, pode levar à extinção local espécies que se beneficiam de certo grau de perturbação no habitat (Wright *et al.* 1994, Fragoso *et al.* 2000, Parry *et al.* 2009a). Por exemplo, o queixada (*Tayassu pecari*) está adaptado a viver em uma ampla gama de situações ecológicas (Altrichter 2005, Carrillo *et al.* 2002), e pode manter populações em fragmentos de 21km², quando protegidos da caça (Cullen Jr. 1997, Keuroghlian *et al.* 2004). Entretanto, sua exploração intensiva frequentemente se demonstra não sustentável (Peres 1996, Townsend 2000, Naranjo *et al.* 2004). A baixa pressão de caça é o fator relevante para a persistência de suas populações, em grandes extensões de floresta (Peres 1996, Altrichter & Almeida 2002) e principalmente em regiões fragmentadas (Chiarello 1997, 1999, Cullen Jr *et al.* 2000).

No entorno de áreas florestais, ecossistemas agrícolas, criados por agricultura de coivara (Daily *et al.* 2003), podem aumentar a disponibilidade de recursos (Fragoso 1991, Fragoso *et al.* 2000,

Naughton-Treves *et al.* 2003, Calouro 2005). Do mesmo modo, clareiras pequenas mimetizam o efeito da queda de árvores, favorecendo o crescimento e brotamento de plantas consumidas por herbívoros (Fragoso 1991, Fragoso *et al.* 2000, Calouro 2005). A questão, entretanto, é que em áreas onde a produtividade da paisagem (formada por um mosaico de florestas secundárias, capoeiras, pastagens e florestas maduras) poderia manter maiores densidades de espécies cinegéticas, estas tendem a abrigar altas densidades humanas e, concomitante, forte pressão de exploração sobre as populações silvestres (Robinson

& Bennett 2004, Gavin 2007, Parry *et al.* 2009b). No México, a sobrecaça exercida no entorno da Reserva de Tambopata-Candamo, por populações rurais, impede a permanência de populações de grandes ungulados e primatas nas propriedades mais próximas aos assentamentos humanos. Apenas um subconjunto da comunidade de mamíferos parece manter populações próximo a áreas densamente povoadas. São espécies de menor porte, com menor intervalo entre gerações e menor longevidade, como a cutia (*Dasyprocta variegata*), a paca (*Cuniculus paca*) e o tatu-de-nove-faixas (*Dasybus novemcinctus*) (Naughton-Treves *et al.* 2003).

Tabela 1. Tendências das abundâncias de mamíferos cinegéticos, segundo gradientes espaciais e temporais de pressão de caça. Os estudos foram realizados em áreas de florestas tropicais. *Table 1. Trends in abundance of game mammals, according to spatial and temporal gradients of hunting pressure. The studies were conducted in tropical forests.*

| Espécie | Abundância em áreas caçadas em relação a áreas controle | | Tendência da abundância em áreas caçadas ao longo do tempo | | Característica de conectividade do habitat | Seletividade dos caçadores | Potencial reprodutivo | Referências |
|--------------------------------------|---|-------|--|---------|--|----------------------------|-----------------------|---|
| | maior | menor | igual | aumento | | | | |
| <i>Dasybus</i> spp. | X | | | | contínuo | alta | alto | Hill <i>et al.</i> (1997) |
| | X+ | | | X+ | fragmentado | alta | alto | Cullen Jr. <i>et al.</i> (2000, 2001, 2004) |
| <i>Priodontes</i> | X* | | | X | contínuo | alta | alto | Hill <i>et al.</i> (2003) |
| | X | | | | contínuo | ? | baixo | Roldán & Simonetti (2001) |
| <i>Saimiri, Callicebus, Saguinus</i> | X+ | | X+ | | contínuo | alta | baixo | Peres & Nascimento (2005) |
| | X+ | | | | contínuo | baixa | ? | Peres (1990) |
| <i>Cebus</i> spp. | X+ | | | | mosaico/semi-contínuo | ? | ? | Glanz (1991) |
| | X+ | | X+ | | frag/contínuo | baixa | ? | Lopes & Ferrari (2000) |
| <i>Cebus</i> spp. | X+ | | X+ | | contínuo | nula | ? | Peres (2000a) |
| | X+ | | | | contínuo | baixa | ? | Peres & Lake (2003) |
| <i>Cebus</i> spp. | X+ | | | | contínuo | alta | baixo | Peres (1990) |
| | X+ | | | | mosaico/semi-contínuo | ? | baixo | Glanz (1991) |
| <i>Cebus</i> spp. | X+ | | X+ | | contínuo | alta | baixo | Hill <i>et al.</i> (1997) |
| | X+ | | | | contínuo | nula | baixo | Peres (2000a) |
| <i>Cebus</i> spp. | X+ | | | | frag/contínuo | alta | baixo | Lopes & Ferrari (2000) |

Continuação da Tabela 1
Continuation of Table 1

| Espécie | Abundância em áreas caçadas em relação a áreas controle | | | Tendência da abundância em áreas caçadas ao longo do tempo | | | Característica de conectividade do habitat | Seletividade dos caçadores | Potencial reprodutivo | Referências |
|----------------------|---|-------|-------|--|------------|---------|--|----------------------------|-----------------------|---|
| | maior | menor | igual | aumento | decréscimo | estável | | | | |
| | | | | | X* | | | | | Hill <i>et al.</i> (2003) |
| | | X+ | X+ | X+ | | | fragmentado | nula | baixo | Cullen Jr. <i>et al.</i> (2000, 2001, 2004) |
| | X | | | | | | contínuo | alto | baixo | Peres & Nascimento (2005) |
| <i>Alouatta</i> spp. | X | | | | | | contínuo | alto | baixo | Thoisy <i>et al.</i> (2005) |
| | X+ | | | | | | contínuo | alta | baixo | Peres (1990) |
| | X+ | | | | | | mosaico/semi-contínuo | ? | baixo | Glanz (1991) |
| | | X+ | | | | | frag/contínuo | baixa | baixo | Lopes & Ferrari (2000) |
| | X | | | | | | contínuo | alta | baixo | Peres (2000a) |
| | X+ | | | | | | contínuo | alta | baixo | Peres & Lake (2003) |
| | X+ | | | X+ | | | fragmentado | nula | baixo | Cullen Jr. <i>et al.</i> (2000, 2001, 2004) |
| | X | | | | | | contínuo | alta | baixo | Peres & Nascimento (2005) |
| | | | | | | | | | | Roldán & Simonetti (2001) |
| | X | | | | | | contínuo | alta | baixo | Peres & Nascimento (2005) |
| <i>Ateles</i> spp. | X | | | | | | contínuo | alto | Baixo | Thoisy <i>et al.</i> (2005) |
| | X+ | | | | | | contínuo | alta | baixo | Peres (1990) |

Continuação da Tabela 1
Continuation of Table 1

| Espécie | Abundância em áreas caçadas em relação a áreas controle | | | Tendência da abundância em áreas caçadas ao longo do tempo | | | Característica de conectividade do habitat | Seletividade dos caçadores | Potencial reprodutivo | Referências |
|------------------------|---|-------|-------|--|------------|---------|--|----------------------------|-----------------------|---|
| | maior | menor | igual | aumento | decréscimo | estável | | | | |
| <i>Lagothrix</i> spp. | | X+ | | | | | contínuo | alta | baixo | Peres (2000a) |
| | | X | | | | | contínuo | alto | baixo | Thoisy <i>et al.</i> (2005) |
| | | X+ | | | | | contínuo | alta | baixo | Peres (1990) |
| | | X+ | | | | | contínuo | alta | baixo | Peres (2000a) |
| <i>Myoprocta</i> spp. | X+ | | | | | | contínuo | nula | alto | Peres (2000a) |
| <i>Dasyprocta</i> spp. | | X | | | | | mosaico/semi-contínuo | alta | alto | Glanz (1991) |
| | | X+ | | | | | frag/contínuo | alta | alto | Lopes & Ferrari (2000) |
| | | X+ | | | | | contínuo | baixa | alto | Peres (2000a) |
| | X+ | | | | | | contínuo | média | alto | Peres & Lake (2003) |
| | | X+ | | X+ | | | fragmentado | alta | alto | Cullen Jr. <i>et al.</i> (2000, 2001, 2004) |
| | | X | | | | | contínuo | alta | alto | Novaek <i>et al.</i> (2005) |
| | | X | | | | | contínuo | baixa | alto | Peres & Nascimento (2005) |
| <i>Agouti paca</i> | | | | | X* | | contínuo | alta | alto | Hill <i>et al.</i> (2003) |
| | | X | | | | | contínuo | alta | alto | Peres & Nascimento (2005) |
| <i>Pecari tajacu</i> | | X | | | | | | alta | médio | Peres (1996) |

Continuação da Tabela I
Continuation of Table I

| Espécie | Abundância em áreas caçadas em relação a áreas controle | | | Tendência da abundância em áreas caçadas ao longo do tempo | | | Característica de conectividade do habitat | Seletividade dos caçadores | Potencial reprodutivo | Referências |
|---------|---|-------|-------|--|------------|---------|--|----------------------------|-----------------------|---|
| | maior | menor | igual | aumento | decréscimo | estável | | | | |
| | X+ | | | | | | frag/contínuo | alta | médio | Lopes & Ferrari (2000) |
| | X | | | | | | | alta | médio | Peres (2000a) |
| | | | | X* | | | contínuo | alta | médio | Hill <i>et al.</i> (2003) |
| | | X+ | | X+ | | | fragmentado | alta | médio | Cullen Jr. <i>et al.</i> (2000, 2001, 2004) |
| | | X | | | | | contínuo | alta | médio | Naranjo <i>et al.</i> (2004) |
| | X+ | | | | | | contínuo | alta | médio | Altrichter (2005) |
| | X | | | | | | contínuo | alta | Médio | Novaek <i>et al.</i> (2005) |
| | X | | | | | | contínuo | alta | médio | Peres & Nascimento (2005) |
| | X+ | | | | | | mosaico/semi-contínuo | alta | médio | Glanz (1991) |
| | X | | | | | | | alta | médio | Peres (1996) |
| | X+ | | | | | | frag/contínuo | alta | médio | Lopes & Ferrari (2000) |
| | X | | | | | | contínuo | alta | médio | Peres (2000a) |
| | | | | X* | | | | | | Hill <i>et al.</i> (2003) |
| | X+ | | | X+ | | | fragmentado | alta | baixo | Cullen Jr. <i>et al.</i> (2000, 2001, 2004) |
| | X | | | | | | contínuo | alta | médio | Naranjo <i>et al.</i> (2004) |

Tayassu pecari

Continuação da Tabela 1
Continuation of Table 1

| Espécie | Abundância em áreas caçadas em relação a áreas controle | | Tendência da abundância em áreas caçadas ao longo do tempo | | Característica de conectividade do habitat | Seletividade dos caçadores | Potencial reprodutivo | Referências |
|---------------------|---|-------|--|---------|--|----------------------------|-----------------------|---|
| | maior | menor | igual | aumento | | | | |
| <i>Mazama</i> spp. | | X+ | | | contínuo | alta | médio | Altrichter (2005) |
| | | X | | | contínuo | alta | médio | Novaek <i>et al.</i> (2005) |
| | | X | | | contínuo | alta | médio | Peres & Nascimento (2005) |
| | | X+ | | | mosaico/semi-contínuo | alta | médio | Glanz (1991) |
| | | X+ | | | frag/contínuo | alta | médio | Lopes & Ferrari (2000) |
| | | X | | | contínuo | alta | médio | Peres (2000a) |
| | X | | | | contínuo | alta | médio | Naranjo <i>et al.</i> (2004) |
| | | X | | | contínuo | baixa | médio | Peres & Nascimento (2005) |
| | X+ | | X+ | | contínuo | alta | médio | Hurtado-Gonzales & Bodmer (2004) |
| | X | | | | contínuo | alta | médio | Naranjo <i>et al.</i> (2004) |
| <i>Tapirus</i> spp. | | | X+ | | fragmentado | alta | médio | Cullen Jr. <i>et al.</i> (2000, 2001, 2004) |
| | X | | | | contínuo | alta | médio | Novaek <i>et al.</i> (2005) |
| | X | X | | | mosaico | alta | ? | Di Bitetti <i>et al.</i> (2008) |
| | X | | | | mosaico/semicontínuo | ? | baixo | Fragoso (1991) |

Continuação da Tabela 1
Continuation of Table 1

| Espécie | Abundância em áreas caçadas em relação a áreas controle | | | Tendência da abundância em áreas caçadas ao longo do tempo | | | Característica de conectividade do habitat | Seletividade dos caçadores | Potencial reprodutivo | Referências |
|--------------------|---|-------|-------|--|------------|---------|--|----------------------------|-----------------------|---|
| | maior | menor | igual | aumento | decréscimo | estável | | | | |
| | X | | | | | | contínuo | alta | baixo | Hill <i>et al.</i> (1997) |
| | X | | | | | | contínuo | alta | baixo | Peres (2000a) |
| | X+ | | | | | | frag/contínuo | alta | baixo | Lopes & Ferrari (2000) |
| | | | | X* | | | contínuo | alta | baixo | Hill <i>et al.</i> (2003) |
| | X | | | | | | contínuo | alta | baixo | Naranjo <i>et al.</i> (2004) |
| | X+ | | | X+ | | | fragmentado | alta | baixo | Cullen Jr. <i>et al.</i> (2000, 2001, 2004) |
| <i>Nasua nasua</i> | X+ | | | | | | mosaico/semi-contínuo | ? | baixo | Glanz (1991) |
| | X+ | | | | | | frag/contínuo | baixa | baixo | Lopes & Ferrari (2000) |
| | | | | X* | | | contínuo | | | Hill <i>et al.</i> (2003) |
| | X | | | | | | contínuo | alta | baixo | Novack <i>et al.</i> (2005) |
| | X* | | | | | | contínuo | baixa | baixo | Peres & Nascimento (2005) |

*diferenças não significativas ao nível de significância de 5%

+ diferenças não testadas no estudo

O termo abundância refere-se à densidade (indiv. ou grupos/km²), números de avistamentos ou rastros/10km percorridos.

* Non-significant differences at a significance level of 5%

+ Differences were not tested in the study

The term abundance refers to the density (Indiv. or groups/km²), numbers of sightings or signals/10Km walked.

SOBRECAÇA E PERDA DE BIODIVERSIDADE

Desde que o célebre artigo *The empty forest* (Redford 1992) foi publicado muito se avançou a respeito do conhecimento sobre o impacto da caça em populações silvestres (Bodmer 1995a, 1995b, Bodmer *et al.* 1997, Peres 1999, 2000b, Robinson & Bennett 2000a, Silvius *et al.* 2004). Muitos estudos na região neotropical têm contribuído para o progresso do tema nos últimos anos (Alvard *et al.* 1997, Peres 1999, 2000a, 2001, Cullen Jr. *et al.* 2000, 2001, Peres 2001, Bodmer & Robinson 2004, Peres & Nascimento 2005, Reyna-Hurtado & Tanner 2005). Isso confere ao estudo dos efeitos de sobrecaça *status* de disciplina dentro da biologia da conservação (Robinson & Bennett 2000a, Rowcliffe 2002, Silvius *et al.* 2004). Embora estudos anteriores tenham abordado o assunto (Peres 1990, Fragoso 1991, Mittermeier 1991), grande parte deteve-se na descrição da composição da dieta de grupos indígenas e comunidades rurais (Gross 1975, Smith 1976, Ayres & Ayres 1979, Ayres *et al.* 1991). Redford (1992), entretanto, chama atenção para a superexploração de populações como tema relevante para conservação de espécies, processos ecológicos e biomas neotropicais.

Além do impacto da caça excessiva sobre populações e comunidades de mamíferos (Redford 1992, Bodmer 1995b, Alvard *et al.* 1997, Hill & Padwe 2000, Mena *et al.* 2000, Naughton-Treves *et al.* 2003, Altrichter 2005), muitos trabalhos objetivaram estimar os efeitos da ausência de grandes mamíferos sobre os processos ecológicos e as consequências disso para as florestas tropicais (Dirzo & Miranda 1990, 1991, Terborgh & Wright 1994, Róldan & Simonetti 2001, Wright *et al.* 2007). Todavia, o processo de sobrecaça praticado por populações humanas, ou parte destas, não é facilmente mensurável (Peres *et al.* 2006). Tecnologias frequentemente utilizadas para detectar queimadas ou grandes desmatamentos, tais como sensoriamento remoto, podem permitir apenas inferências superficiais sobre a intensidade da caça praticada em determinadas regiões (Peres 2001, Peres *et al.* 2006). Mesmo investigações *in situ*, como a utilização de protocolos de entrevistas, podem ser pouco acuradas quanto ao volume de indivíduos abatidos na população (Naranjo *et al.* 2004). Além destas dificuldades, as consequências da superexploração de vertebrados estão geralmente

difusas nos efeitos diretos e indiretos da perda de habitat e fragmentação (Peres 2001), podendo ser frequentemente subestimadas (Peres *et al.* 2006).

A vulnerabilidade de populações submetidas a regimes de exploração contínua é fortemente influenciada por fatores abióticos. A fertilidade do solo, o aporte de nutrientes (Peres 1999, 2000a) e a sazonalidade climática (Robinson & Bennett 2004) influenciam fortemente na produtividade de biomassa de mamíferos nos ecossistemas florestais. Populações silvestres que habitam florestas sujeitas a regimes de cheias sazonais ou supra-anuais e/ou solos eutróficos tendem a suportar populações mais resilientes à sobrecaça (Peres 2000a). Florestas decíduas e semidecíduas caracterizadas por climas continentais e enclaves de vegetação herbácea também abrigam maiores densidades e biomassas de herbívoros, quando comparadas a florestas úmidas perenifólias (Eisenberg *et al.* 1979, Eisenberg 1980, Robinson & Bennett 2000b, Mandujano & Naranjo 2010).

Um estudo com espécies do hemisfério norte e África sugere que a caça esportiva de carnívoros e ungulados pode acarretar em padrões demográficos instáveis (Milner *et al.* 2007). Nestas regiões o abate de indivíduos mais velhos (utilizados como troféu) pode reduzir a taxa de crescimento populacional através da redução da sobrevivência de filhotes, desvio na razão sexual, redução da fecundidade (Milner *et al.* 2007). Através da caça seletiva efeitos similares causados pelo infanticídio, praticado por jovens machos, também podem afetar a estrutura etária de populações de capivara (*Hydrochaeris hydrochaeris*) (Maldonado-Chaparro & Blumstein 2008).

A Tabela 1 sumariza os resultados de estudos realizados na região Neotropical. Estes trabalhos compararam a variação na abundância, ou densidade, entre localidades submetidas a diferentes intensidades de caça ou em uma mesma localidade em momentos diferentes. Através deste resumo, verifica-se que em 100% dos estudos que avaliaram populações de macacos-aranha (*Ateles* spp), macacos-barrigudos (*Lagothrix* spp.), tatu-canastra (*Priodontes maximus*) e antas (*Tapirus* spp.) houve declínio populacional em locais com caça intensa. Entre os ungulados de menor porte, como *T. pecari*, *P. tajacu* e *Mazama* spp. esta proporção é respectivamente 90%, 67% e 50%. O quati e os pequenos primatas não foram considerados sobrecaçados nos estudos compilados, mas

mesmo espécies com maior potencial reprodutivo, como roedores e o tatu-de-nove-faixas (*Dasybus novemcinctus*), foram consideradas sobrecaçadas na maior parte dos estudos listados na tabela.

As espécies de grande porte tendem a ser mais afetadas, pois geralmente possuem menores densidades populacionais (Robinson & Redford 1986b, Fragoso 1991, Peres 1996, 2000a, Chiarello 2000a, Cardillo *et al.* 2004) e são positivamente selecionadas, em detrimento das de menor porte (Jerzolimski & Peres 2003). Além disso, possuem maior tempo de geração, baixo potencial reprodutivo e grande longevidade (Bodmer *et al.* 1988, 1997, Price & Gittleman 2007). Espécies terrestres com peso médio igual ou superior a 15kg e primatas com peso médio acima de 5kg são preferencialmente selecionadas por caçadores humanos (Alvard 1995, Bodmer 1995b), tanto indígenas quanto mestiços (Redford & Robinson 1987), por otimizarem a relação benefício/esforço (Alvard 1995, Alvard *et al.* 1997).

Com o objetivo de avaliar o efeito de diferentes regimes de intensidade de caça em populações de mamíferos neotropicais, foram realizadas análises de correlação de Spearman, com as densidades compiladas de estudos na região neotropical. O padrão de pressão caça foi categorizado em dois ou três níveis, de acordo com informações dos autores, conforme a proximidade com vilarejos, presença de caça de subsistência e indícios indiretos da presença de caçadores. Os resultados das análises (Figuras 1, 2 e 3) mostram que as densidades de macacos-prego (*Cebus* spp.), guaribas (*Alouatta* spp.), macacos-aranha (*Ateles* spp), macacos-barrigudos (*Lagothrix* spp.), cateto (*Pecari tajacu*), queixada (*Tayassu pecari*) e antas (*Tapirus* spp.), são negativamente correlacionadas com a pressão de caça. Populações de veados do (gênero *Mazama*), do tatu-de-nove-faixas (*D. novemcinctus*) e de cutias (*Dasyprocta* spp.) também declinaram em locais com intensa pressão de caça, mas as correlações não foram significativas ao nível de significância de 5% (*Mazama* spp. $R=-0,20$; $p=0,40$; $N=20$ / *Dasybus novemcinctus* $R=-0,30$; $p=0,51$; $N=7$ / *Dasyprocta* spp. $R=-0,18$; $p=0,60$; $N=11$); este resultado sugere maior resiliência destas espécies a padrões de caça de áreas intensivamente exploradas (Figuras 2 e 3). Também não houve correlação entre a pressão de caça e a variação na densidade de dois gêneros de pequenos primatas

(*Saimiri* spp, e *Callicebus* spp.) (Figura 1). As espécies do gênero *Saguinus* spp. apresentaram aumento de significativa densidade em áreas com alta pressão de caça ($R=0,60$; $p<0,01$; $N=26$).

Estes resultados corroboram os estudos que mostram que populações de antas (*T. bairdii* e *T. terrestris*), do queixada (*T. pecari*) e de grandes primatas (*Lagothrix*, *Ateles*, *Alouatta* e *Brachyteles*) geralmente declinam mesmo sob moderada pressão de caça (Fragoso 1991, Pinto *et al.* 1993, Peres 2000a, 2000b, Zapata-Rios *et al.* 2009, Endo *et al.* 2010) e que são severamente afetadas pela sobrecaça de subsistência (Peres 1990, Peres 2000b, Peres & Dolman 2000, Thoisy *et al.* 2005, Franzen 2006). A sobrecaça destas espécies geralmente reduz significativamente suas densidades ou mesmo extingue localmente suas populações nas proximidades de povoados há muito consolidados (Peres 1990, Calouro 2005). Com a perda ou redução da densidade de grandes atelídeos, a contribuição para a biomassa total da comunidade de primatas tende a ser aumentada em favor de calitriquídeos e cebídeos de pequeno porte (Peres 1990, Peres & Dolman 2000).

Em áreas pouco protegidas, do acesso de caçadores, adjacentes à ilha de Barro Colorado, no Panamá, a alta pressão de caça parece ser o principal fator influenciando a taxa de encontro com grandes mamíferos (Glanz 1991). Nesta região o autor não observou nenhuma espécie preferida por caçadores (*Tapirus bairdii*, *Mazama*, *Odocoileus*, *Tayassu pecari*) e todas as espécies observadas tinham peso médio inferior a 3kg. Apesar do alto estado de fragmentação da Floresta Atlântica brasileira (Ribeiro *et al.* 2009), a sobrecaça também parece ter influência na extinção de mamíferos como a onça pintada (*P. onca*) e a anta (*T. terrestris*) (Cullen Jr. *et al.* 2000, Chiarello 2000b, Leite *et al.* 2002, Crawshaw Jr. *et al.* 2004, São Bernardo 2004). Mesmo em regiões de baixa densidade demográfica humana, a sobrecaça tem deprimido a densidade de espécies cinegéticas, principalmente próximo a assentamentos humanos (Leeuwenberg & Robinson 2000, Peres & Lake 2003). Este impacto é inversamente relacionado à distância e a idade do assentamento (Jerzolimski & Peres 2003, Franzen 2006), e as espécies mais afetadas são as que possuem menor potencial reprodutivo e se recuperam mais lentamente da redução de suas populações (Peres 2000b, Peres & Lake 2003).

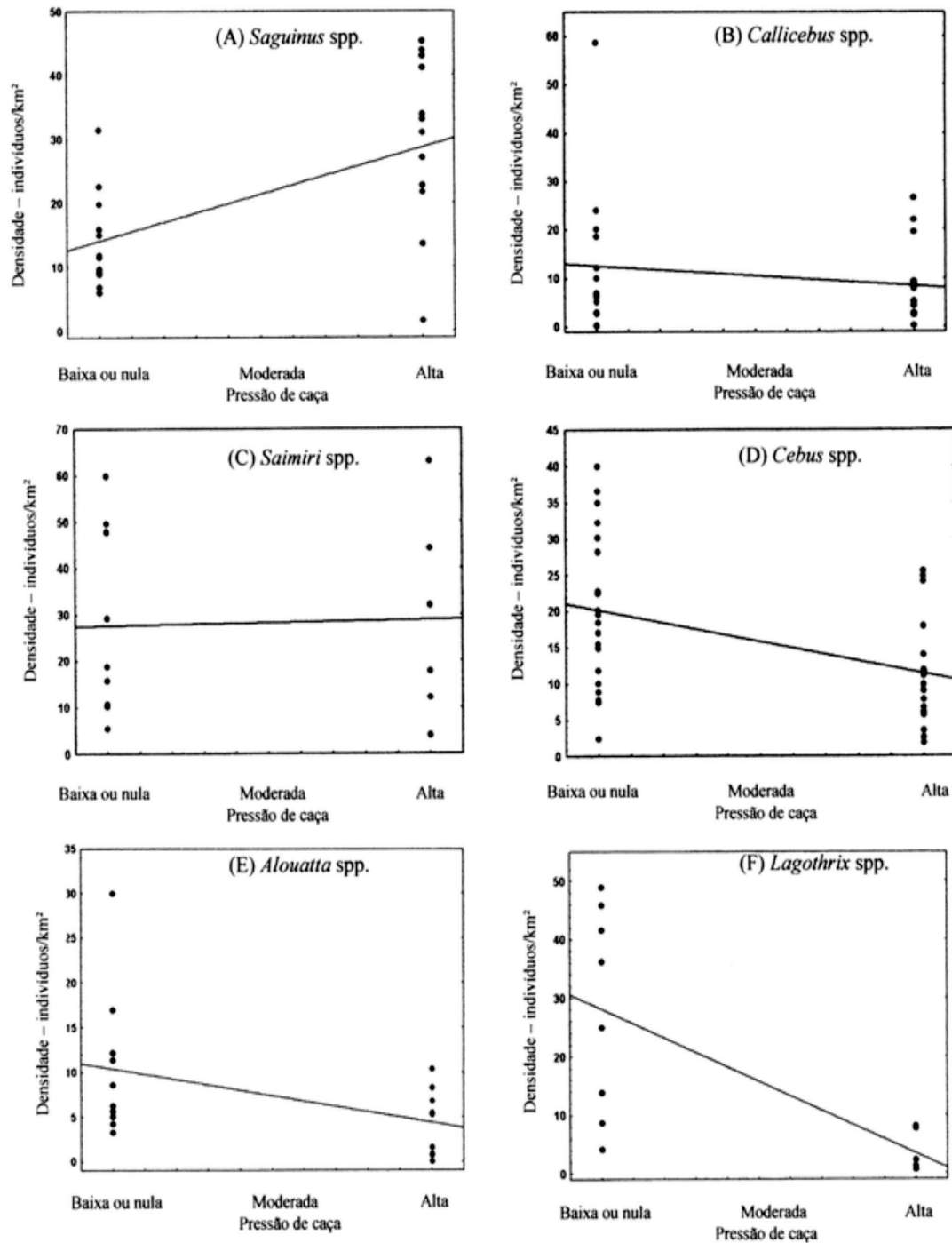


Figura 1. Correlação de Spearman entre a intensidade da caça e a densidade populacional de mamíferos Neotropicais. (A) - *Saguinus imperator*, *S. fuscicollis* e *S. mystax* ($R=0,60$; $p<0,01$; $N=26$); (B) - *Callicebus bruneus*, *C. cupreus*, *C. moloch*, *C. torquatus* ($R=-0,09$; $p=0,62$; $N=29$); (C) - *Saimiri boliviensis* e *S. sciureus* ($R=0,03$; $p=0,9$; $N=15$); (D) - *Cebus apella*, *C. albifrons* ($R=-0,43$; $p<0,01$; $N=40$); (E) - *Alouatta sara*, *A. seniculus* ($R=-0,49$; $p<0,05$; $N=21$); (F) - *Lagothrix cana*, *L. lagothricha* ($R=-0,79$; $p<<<0,01$; $N=14$). Dados compilados de Endo *et al.* (2010), Peres (1990, 2000a), Peres & Nascimento (2005) e Zapata-Ríos *et al.* (2009).

Figure 1. Spearman correlation between the intensity of hunting and a population density of Neotropical mammals. (A) - *Saguinus imperator*, *S. fuscicollis* and *S. mystax* ($R=0.60$; $p < 0.01$; $N = 26$), (B) - *Callicebus bruneus*, *C. cupreus*, *C. moloch*, *C. torquatus* ($R=-0.09$; $p = 0.62$; $N = 29$), (C) - *Saimiri boliviensis* and *S. sciureus* ($R = 0.03$; $p = 0.9$; $N=15$), (D) - *Cebus apella*, *C. albifrons* ($R = -0.43$; $p < 0.01$; $N=40$), (E) - *Alouatta sara*, *A. seniculus* ($R = - 0.49$; $p < 0.05$; $N=21$), (F) - *Lagothrix cana*, *L. lagothricha* ($R = -0.79$; $p <<< 0.01$; $N = 14$). Data compiled from Endo *et al.* (2010), Peres (1990, 2000a), Peres & Nascimento (2005) and Zapata-Ríos *et al.* (2009).

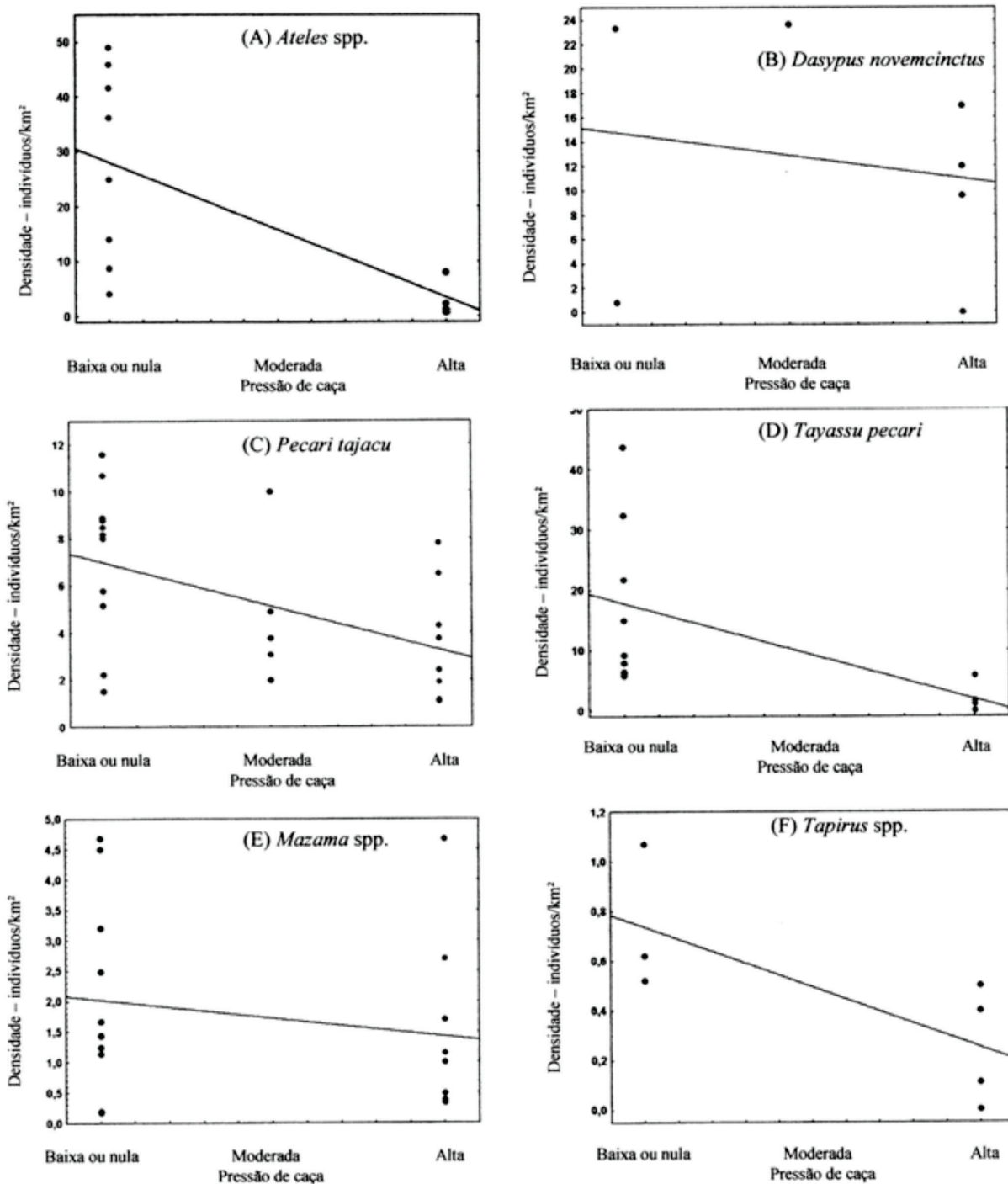


Figura 2. Correlação de Spearman entre a intensidade da caça e a densidade populacional de mamíferos Neotropicais. (A) - *Ateles chamek*, *A. paniscus* ($R=-0,79$; $p<<<0,01$; $N=14$); (B) - *Dasybus novemcinctus* ($R=-0,30$; $p=0,51$; $N=7$); (C) - *Pecari tajacu* ($R=-,051$; $p<0,01$; $N=25$); (D) - *Tayassu pecari* ($R=-0,84$; $p <<< 0,01$; $N=13$); (E) - *Mazama americana* e *M. gouazoubira* ($R=-0,20$; $p=0,40$; $N=20$); (F) - *Tapirus bairdii* e *T. terrestris* ($R=-0,87$; $p<0,05$; $N=7$). Dados compilados de Chiarello (2000a), Cullen Jr. et al. (2004), Endo et al. (2010), Hill & Padwe (2000), Hurtado-Gonzales & Bodmer (2004), Naranjo et al. (2004), Peres (1990, 1996, 2000a), Peres & Nascimento (2005) e Zapata-Ríos et al. (2009).

Figure 2. Spearman correlation between the intensity of hunting and a population density of Neotropical mammals. (A) - *Ateles chamek*, *A. paniscus* ($R = -0.79$; $p <<< 0.01$; $N = 14$), (B) - *Dasybus novemcinctus* ($R=-0.30$; $p=0.51$; $N=7$) (C) - *Pecari tajacu* ($R=-.051$; $p<0.01$; $N=25$); (D) - *Tayassu pecari* ($R=-0.84$; $p <<< 0.01$; $N=13$) (E) - *Mazama americana* and *M. gouazoubira* ($R=-0.20$; $p=0.40$; $N=20$) (F) - *Tapirus bairdii* and *T. terrestris* ($R=-0.87$; $p<0.05$; $N=7$). Data compiled from Chiarello (2000a), Cullen Jr. et al. (2004), Endo et al. (2010), Hill & Padwe (2000), Hurtado-Gonzales & Bodmer (2004), Naranjo et al. (2004), Peres (1990, 1996, 2000a), Peres & Nascimento (2005) and Zapata-Ríos et al. (2009).

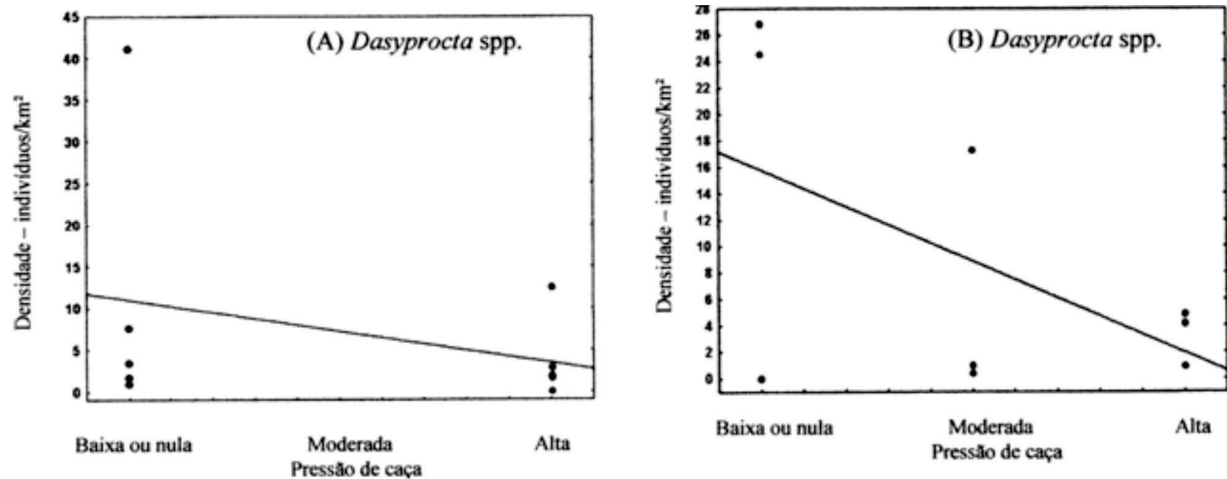


Figura 3. Correlação de Spearman entre a intensidade da caça e a densidade populacional de *Dasyprocta* spp. em (A) florestas contínuas (*Dasyprocta fuliginosa*, *D. leporina* e *D. variegata*; $R=-0,18$; $p=0,60$; $N=11$) e (B) em fragmentos florestais (*Dasyprocta agouti* e *D. azarae*; $R=-0,21$; $p=0,59$; $N=9$). Dados compilados de Chiarello (2000a), Cullen Jr. et al. (2004), Endo et al. (2010), Hill & Padwe (2000), Peres (2000a) e Peres & Nascimento (2005).
Figure 3. Spearman correlation between the intensity of hunting and a population density of *Dasyprocta* spp. in (A) continuous forests (*Dasyprocta fuliginosa*, *D. leporina* and *D. variegata*; $R=-0.18$; $p=0.60$; $N=11$) and (B) in the forest fragments (*Dasyprocta agouti* and *D. azarae*; $R=-0.21$; $p=0.59$; $N=9$). Data compiled from Chiarello (2000a), Cullen Jr. et al. (2004), Endo et al. (2010), Hill & Padwe (2000), Peres (2000a) and Peres & Nascimento (2005).

Em território Kaxinawá, na Amazônia brasileira, o queixada (*T. pecari*) foi considerado extinto há pelo menos 40 anos, possivelmente devido à sobrecaça de suas populações (Peres 1996). Na Amazônia, Peres (1996) também registrou a extinção da espécie em 10 das 23 localidades estudadas, mesmo quando estas estavam submetidas à moderada pressão de caça. Embora a avaliação do autor não seja conservativa, já que a espécie pode realizar grandes deslocamentos em busca de alimento (Fragoso 1998, Carrillo et al. 2000, Fragoso 2004), a sinergia entre baixa produtividade primária e pressão de caça permanente pode ocasionar baixa resiliência das populações e alta vulnerabilidade (Peres 1999, 2000a, 2000b). Outro sintoma de sobrecaça para a espécie é a redução no tamanho médio dos grupos (Reyna-Hurtado et al. 2009). Na Colômbia a população da anta (*Tapirus bairdii*) no Parque Nacional de Útria e em sua área de influência foi caçada até seu completo desaparecimento. Na mesma região a população do queixada (*T. pecari*) está declinando e corre sério risco de ser extinta, devido à caça de subsistência praticada pelos índios Embera (Ulloa et al. 2004). No norte da Argentina, das 153 localidades levantadas por Altrichter & Boaglio (2004), cerca de 29% haviam perdido populações de cateto (*Pecari tajacu*),

54% de porco-do-chaco (*Catagonus wagneri*) e 65% de queixada (*T. pecari*) devido à caça e a alterações antrópicas no habitat.

A sobrecaça de subsistência na Amazônia também tem alterado a composição da comunidade de vertebrados florestais. Vertebrados com peso médio igual ou superior a 5kg são os principais contribuintes (55-78%) na biomassa destas comunidades em locais com baixa exploração ou nula por caçadores (Lopes & Ferrari 2000, Peres 2000b), mas estes táxons estão entre os preferidos por caçadores humanos. Em áreas com atividade de caça contínua a densidade e biomassa de grandes mamíferos são severamente reduzidas (Peres 2000a, 2000b, Peres & Palácios 2007, Endo et al. 2010), devido à queda na densidade ou mesmo extinção local de espécies com peso médio superior a 5kg (Peres 1990, 1996, 2000b).

SOBRECAÇA E PERDA DE PROCESSOS ECOLÓGICOS

Através da sobrecaça a síndrome da floresta vazia emerge como um padrão em muitas florestas neotropicais (Glanz 1991, Redford 1992, Peres 1996, Chiarello 2000b, Cullen Jr et al. 2000, 2001,

Naughton-Treves *et al.* 2003). Este quadro pode levar à ruptura de interações ecológicas (Terborgh 1988, Jonhson 2009), tais como a dispersão de sementes (Stoner *et al.* 2007). Espécies arbóreas que possuem frutos com grandes sementes são dispersas principalmente por grandes frugívoros (Tabarelli & Peres 2002), que representam cerca de 75% da biomassa de aves e mamíferos florestais (Terborgh 1986). Estas espécies desempenham importante função na manutenção da estrutura e diversidade dos sistemas naturais (Terborgh 1988, 1992), atuando como dispersores de sementes (Henry 1999, Andersen 2002), principalmente de espécies arbóreas climáticas (Tabarelli & Peres 2002). Grandes mamíferos também contribuem para a manutenção da estrutura trófica da comunidade (Crooks & Soulé 1999), manutenção de habitats reprodutivos para anfíbios (Zimmerman & Bierregaard 1986) e para a heterogeneidade da paisagem florestal, através de predação de sementes e pastagem e/ou pisoteio de plântulas (Terborgh & Wright 1994, Asquith *et al.* 1997, Roldan & Simonetti 2001, Silman *et al.* 2003). Entretanto, tais espécies estão entre as preferencialmente abatidas por caçadores e são potencialmente vulneráveis à sobrecaça (Bodmer 1995b, Peres 2000b).

A redução da distância de remoção das sementes, aumento na sobrevivência de plântulas e frutos com grandes sementes, redução na taxa de predação por roedores e na proporção de plântulas danificadas por grandes vertebrados, são os principais sintomas encontrados em locais sujeitos a pressão de caça frequente (Dirzo & Miranda 1990, Terborgh & Wright 1994, Asquith *et al.* 1997, Roldan & Simonetti 2001, Beckman & Muller-Landau 2007). No Panamá central, a abundância dos mamíferos preferidos por caçadores diminuiu significativamente em locais caracterizados por alta intensidade de caça, e correspondentemente a proporção de sementes de *Attalea butyraceae* e *Astrocaryum standleyanum*, dispersas para longe da planta-mãe também foi significativamente menor (Wright *et al.* 2000). Disrupção nas interações ecológicas também envolve redução na proporção de sementes destruídas por roedores e compensação na predação de sementes de *Attalea butyraceae* por besouros (Wright *et al.* 2000). Em trabalho clássico Dirzo & Miranda (1991), comparando alterações na estrutura e composição das plântulas, em duas regiões sujeitas a diferentes

graus de pressão de caça, evidenciaram a ausência de plântulas danificadas ou predadas por herbívoros na comunidade defaunada (Los Tuxtlas). Já na Floresta de Lancadon, uma comunidade sob baixa pressão de caça, a porcentagem de dano às plântulas por grandes vertebrados foi de 30%. Nenhuma plântula foi danificada em Los Tuxtlas, onde a pressão por parte de caçadores furtivos e a perda de habitat levou à redução das densidades e extirpação de grandes roedores e ungulados, com o consequente aumento no recrutamento e densidade de plântulas.

O comprometimento da síndrome de dispersão em regiões com intensa pressão de caça acomete principalmente espécies com grandes sementes (Galetti *et al.* 2006, Beckman & Muller-Landau 2007). Em locais defaunados a dispersão dos frutos de palmeiras pode ser reduzida em relação a espécies com frutos com sementes menores como *Cordia bicolor* (Beckman & Muller-Landau 2007). Nestas áreas espécies dispersas por grandes primatas também podem ter sua riqueza e densidades reduzidas (Nunez-Iturri *et al.* 2008). Em comunidades defaunadas, pequenos mamíferos podem não compensar eficientemente a dispersão realizada por outros vertebrados (Dirzo *et al.* 2007). Este fato favorece aumento na densidade de plântulas de espécies com grandes sementes, reduzindo a diversidade local (Wright *et al.* 2007).

Se a regulação dos ecossistemas tropicais for de fato determinada pela pressão de predação dos carnívoros de topo de cadeia (regulação *top-down*), a perseguição a essas espécies pode afetar negativamente a estabilidade do ecossistema (Terborgh *et al.* 2001). A extinção, ou redução das densidades, de grandes felinos pode levar herbívoros a promover a redução da diversidade vegetal local (Terborgh 1988). Além disso, a exemplo do que ocorre como efeito da fragmentação, a retirada dos grandes predadores do sistema também pode ocasionar a liberação de mesopredadores e alterar a riqueza e diversidade da comunidade de pequenos vertebrados que constituem suas presas (Crooks & Soulé 1999). Caçadores humanos também competem diretamente pelas mesmas presas utilizadas por predadores de topo de cadeia (Leite & Galvão 2002). Ungulados e grandes roedores constituem a maior parte do volume de presas consumido por grandes felinos como a onça-pintada (*P. onca*) e o puma (*P.*

concolor) (Aranda 2002, Oliveira 2002), e estão entre as preferidas por caçadores humanos (Alvard 1995, Bodmer 1995a). A prática da caça destas espécies tende a reduzir a capacidade suporte do ambiente para os predadores de topo (Leite & Galvão 2002) e fomentar, através da escassez de presas nativas, o ataque a rebanhos domésticos. Os predadores de topo são então frequentemente abatidos por retaliação (Saenz & Carrillo 2002).

Muitas predições para o futuro das interações vertebrado-planta nas florestas neotropicais (Terborgh 1988, Dirzo & Miranda 1990) ainda necessitam de confirmação adequada (Brewer *et al.* 1997). Embora promissora, a hipótese da liberação de mesopredadores por caça ainda não foi evidenciada em comunidades de mamíferos neotropicais. Há indícios, porém, de processo similar por perda de habitat e fragmentação (Fonseca & Robinson 1990). Mesmo o impacto direto da redução populacional e biomassa de herbívoros e frugívoros parece não ser uniforme em todos os estudos realizados na região neotropical (Peres 2000a, Peres & Palácios 2007, Beckman & Muller-Landau 2007). Um padrão de efeitos bem definido, no recrutamento, diversidade e densidade na comunidade vegetal de florestas defaunadas, ainda não foi encontrado (Terborgh & Wright 1994, Asquith *et al.* 1997, Roldan & Simonetti 2001, Wright & Duber 2001, Beckman & Muller-Landau 2007, Wright *et al.* 2007). Devido à alta complexidade das interações ecológicas, uma miríade de fatores pode influenciar os resultados encontrados, entre eles o lapso de tempo entre perturbações antrópicas e as respostas populacionais ou comunitárias (Brooks *et al.* 1999), a compensação da densidade por outras espécies que podem ampliar seus nichos na ausência das intensivamente caçadas (Peres & Dolman 2000), diferenças na produtividade dos habitats (Peres 1999) e na composição das comunidades (Peres 2000b), dificuldade em quantificar o grau de influência de cada alteração antrópica (caça e fragmentação) na estrutura da comunidade biológica (Lopes & Ferrari 2000, Peres 2001) e as inerentes dificuldades de se replicar experimentos ecológicos de campo (Magnusson & Mourão 2003). Possivelmente, se comparados a morcegos, pequenos mamíferos e aves frugívoras (Howe 1977, Pizo *et al.* 2002), grandes mamíferos, com exceção de primatas (Andersen 2002), podem não ser dispersores tão eficientes de sementes (Bodmer 1991).

CAÇA E COMUNIDADES ANINHADAS

A partir do proposto por Patterson (1987) para estrutura de comunidades de aves em ilhas, sugiro que a sobrecaça provoque um padrão de perda de espécies similar ao que ocorre com pequenos mamíferos, devido a diferenças na vulnerabilidade diante do processo de perda de habitat e fragmentação (Laurance 1991, Viveiros de Castro & Fernandez 2004). Espécies que habitam áreas defaunadas pela caça seriam subgrupos mais resistentes. Os principais fatores que determinariam a vulnerabilidade diferencial à extinção seriam, a seleção pelos caçadores e a resiliência das populações à caça. Esta última seria determinada pelo potencial reprodutivo da espécie (Robinson & Redford 1986a, Bodmer *et al.* 1988, Robinson 2000), a densidade populacional e a produtividade ambiental (Peres 1999). Subconjuntos de espécies mais vulneráveis (espécies de maior porte, menor potencial reprodutivo e maior tempo de geração) seriam os grupos mais externos, e os primeiros a dar sinal de declínio ou ser extintos (Ulloa *et al.* 2004). À medida que as espécies maiores tornam-se raras ou são perdidas, o espectro de presas é ampliado (Jerzolimski & Peres 2003) e um novo subconjunto de espécies, em média menores, passa a ser explorado (Smith 1976, Hill & Padwe 2000, Jerzolimski & Peres 2003, Hill *et al.* 2003). Fatores como o estado de fragmentação (tamanho e grau de conectividade dos fragmentos) e o tempo de isolamento e perturbação dos remanescentes poderiam introduzir um ruído neste padrão (Chiarello 1999, Cullen Jr. *et al.* 2000).

O grau de perniciosidade da caça para populações e comunidades é fortemente influenciado pelo tamanho do remanescente florestal (Chiarello 1999, Peres 2001, Michalski & Peres 2005). Pequenos fragmentos dificilmente podem manter populações que possam ser exploradas por caça de subsistência sem que haja risco de extinção (Peres 2001). A fragmentação também proporciona acesso fácil a áreas mais isoladas, que poderiam servir como fonte de indivíduos colonizadores para áreas com pressão de caça permanente (Novarro *et al.* 2000, Novarro 2004).

Fragmentos pequenos e isolados são capazes de abrigar apenas pequenas populações de mamíferos (Pinto *et al.* 1993, Chiarello 1997, 2000a, São Bernardo 2004, São Bernardo & Galetti 2004).

Muitos fragmentos estão vazios ou possuem somente os táxons mais resistentes, ou de pouco interesse cinegético (Cullen Jr 1997, Chiarello 2000a), sendo a caça um limitador importante para a permanência destas populações (Cullen Jr 1997, Chiarello 2000b, Peres 2001). Esta realidade é evidente principalmente para ungulados, grandes roedores, primatas atelídeos e predadores de topo de cadeia (Alvard *et al.* 1997, Bodmer 1995b, Cardillo *et al.* 2004). Apesar do seu histórico de perda de área e fragmentação (Silva & Casteleti 2005), os remanescentes de Floresta Atlântica ainda convivem com caça de subsistência, recreativa e comercial praticada por caiçaras, populações indígenas, moradores do entorno e de grandes cidades (Cullen Jr 1997, Chiarello 2000b, Crawshaw Jr *et al.* 2004, Olmos *et al.* 2004, São Bernardo 2004). Neste bioma, mesmo espécies notoriamente resistentes à pressão de caça, estão vulneráveis ou ameaçadas, devido à sinergia entre a alta pressão de caça e o pequeno tamanho dos remanescentes (Chiarello 2000b, Cullen Jr *et al.* 2000, 2001, Olmos *et al.* 2004).

FLORESTAS TROPICAIS DO NOVO MUNDO – CAÇA, SUSTENTABILIDADE E POPULAÇÕES TRADICIONAIS

Populações de mamíferos são exploradas por grupos humanos para sua subsistência, fonte de renda e/ou recreação em toda a América Latina (Redford & Robinson 1991, Cullen Jr *et al.* 2000, Hill & Padwe 2000, Souza-Mazurek *et al.* 2000, Townsend 2000, Bodmer *et al.* 2004, Crawshaw Jr *et al.* 2004, Ohi-Schacherer *et al.* 2007, Koster 2008, Alves *et al.* 2009). Esta forma de extrativismo, juntamente com a pesca (Crampton *et al.* 2004), são os principais meios de aquisição de proteína para populações que habitam florestas neotropicais e seus arredores (Gross 1975, Ayres *et al.* 1991, Vickers 1991, Mena *et al.* 2000, Peres 2000a, 2000b, Peres & Nascimento 2005, Franzen 2006). Mamíferos contribuem com grande parte da biomassa de presas extraídas por caçadores indígenas ou mestiços na América Central e do Sul (Hill *et al.* 1997, Escamilla *et al.* 2000, Hill & Padwe 2000, Jorgenson 2000, Leeuwenberg & Robinson 2000, Mena *et al.* 2000, Townsend 2000, Franzen 2006). Através deste processo estima-se que entre 6,4 a 15,8 milhões de indivíduos sejam abatidos

anualmente, apenas na Amazônia, perfazendo entre 60 e 148 mil toneladas extraídas por ano (Peres 2000b, Fa *et al.* 2002). Entretanto, a biomassa de animais extraídos na região neotropical não é comparável aos cerca de 4,9 milhões de toneladas extraídas somente na África Central (Fa *et al.* 2002). Nesta região as altas densidades humanas (Fitzgibbon *et al.* 2000) e as precárias condições sociais e econômicas da população expõem populações silvestres à intensa atividade de caça comercial e de subsistência (Fa *et al.* 1995, Fitzgibbon *et al.* 2000, Milner-Gulland *et al.* 2003).

Em regiões distantes dos centros urbanos o consumo de animais silvestres é prática corrente, devido à necessidade de proteína animal, manutenção de práticas culturais, grande disponibilidade e facilidade de acesso à exploração de espécies silvestres, alto custo da carne proveniente de espécies domésticas e baixa produtividade dos rebanhos domésticos (Redford & Robinson 1991, Bennett 2002, Milner-Gulland *et al.* 2003). Populações humanas que não possuem aporte de proteína proveniente de animais domésticos (Rushton *et al.* 2005) tendem a extrair grandes quantidades de biomassa de mamíferos por ano (Peres 2000b). No Equador, por exemplo, trinta e oito caçadores Huaorani abateram mamíferos de 26 espécies em cinco meses de estudo, totalizando cerca de 3000kg de biomassa extraída (Franzen 2006). Na Bolívia, quarenta e seis índios Sirionó extraíram quase 20 toneladas de 23 espécies de mamíferos, num período de 12 meses e em uma área de 34 mil hectares (Townsend 2000). Na Reserva Comunal Tamshiyacu-Tahuayo na Amazônia peruana, em um ano, mais de 36 taxa de mamíferos foram caçados, perfazendo um total de 22 toneladas de biomassa extraída em uma área de 500km² (Bodmer 1995a). Ungulados, grandes primatas e grandes roedores geralmente compreendem a maior parte da biomassa caçada (Ayres *et al.* 1991, Mena *et al.* 2000, Townsend 2000, Franzen 2006). Embora o aumento na oferta de proteína proveniente de espécies domésticas possa reduzir o consumo de espécies silvestres (Ayres & Ayres 1979, Ayres *et al.* 1991), populações silvestres que sobrevivem próximo a cidades também sofrem com intensa pressão de caça (Chiarello 2000b, Olmos *et al.* 2004).

De modo geral, comunidades que não dependem exclusivamente de populações silvestres para garantir a ingestão de proteína tendem a explorar um número

reduzido de espécies e indivíduos (Smith 1976, Jorgenson 2000) quando comparadas a comunidades isoladas (Fragoso *et al.* 2000, Leeuwenberg & Robinson 2000). Na região neotropical populações indígenas e rurais têm diferentes padrões de caça e preferência entre os taxa (Redford & Robinson 1987). Este padrão é influenciado não somente pela produtividade do habitat e abundância de espécies-presa (Ayres & Ayres 1979, Ayres *et al.* 1991), mas também pela vinculação destas comunidades a mercados externos (Bodmer *et al.* 2004), pela presença de fontes alternativas de proteína e renda (Mena *et al.* 2000, Rowcliffe *et al.* 2005) e pelo grau de aculturação (Jorgenson 2000). O consumo seletivo das espécies pode também estar relacionado à existência de comércio (Bodmer *et al.* 2004). Caçadores mestiços, por exemplo, podem consumir grandes primatas para sua subsistência e reservar espécies mais valorizadas (ungulados) (Redford & Robinson 1987) para comercializar em mercados locais (Bodmer *et al.* 2004). Em regiões que mantêm comunidades intactas e populações ainda abundantes, caçadores têm um estreito espectro de presas, concentrado-se nos grandes primatas, roedores e ungulados. Conforme as presas de porte se tornam escassas, o espectro de espécies consumidas se amplia englobando maiores quantidades de espécies de pequeno e médio porte (Jerzolimski & Peres 2003). A idade avançada dos caçadores e a existência de outras fontes de renda, fatores que poderiam levar caçadores a optarem por outras práticas de subsistência, parecem não reduzir a preferência pelo abate de animais silvestres. Em um experimento econômico em comunidades rurais que subsistem da caça, foi frequente a preferência por armas de fogo e munição em oposição a alimentos e artefatos que subsidiem criações de animais domésticos (Sirén *et al.* 2006).

Na Amazônia brasileira áreas livres do acesso de caçadores são raras (Peres & Lake 2003). Nesta região, áreas de caça são potencialmente maiores do que se esperaria pelo tamanho de população local devido à alta capacidade de locomoção nas florestas de várzea amazônica, principalmente no período úmido (Peres & Lake 2003). Apenas 1,16% das áreas protegidas na Amazônia brasileira são de fato inacessíveis a caçadores (Peres & Lake 2003). Há também uma relação inversa entre a distância do ponto de acesso e a densidade de espécies preferidas

por caçadores (Peres & Lake 2003), sugerindo que o processo de caça de subsistência cria um 'dreno' para populações de grandes mamíferos nas regiões de acesso mais fácil (Hill *et al.* 1997, Naranjo *et al.* 2004, Naranjo & Bodmer 2007).

A caça de espécies selvagens pode ser classificado em cinco categorias, a saber: de subsistência, voltado para pequenos mercados locais, comercial, em fazendas de forma intensiva ou para práticas recreativas (Caughley 1977, Redford & Robinson 1991, Robinson & Redford 1991b, Bodmer 1995a). A exploração intensiva destas populações (Bodmer *et al.* 2004) em um mundo cada vez mais populoso (Brook *et al.* 2006) e fragmentado (Fearnside 2005) tem fomentado um acalorado debate sobre o quão sustentável pode ser a caça (Robinson & Redford 1991a, Robinson & Bennett 2000a, Hutton & Leader-Williams 2003). Embora alguns estudos apontem a não depleção de populações-presa (Hurtado-Gonzalez & Bodmer 2004, Novaro *et al.* 2005), outros demonstram sobrecaça e extinção de espécies utilizadas (Peres 1990, 1996, Alvard *et al.* 1997). A princípio, o que garante a manutenção da exploração 'sustentável' é a baixa densidade de populações humanas (inferior a um indivíduo por km²), ausência ou pequena utilização de armas de fogo e a não vinculação de suas espécies-presa ao comércio intensivo (Bennett & Robinson 2000, Robinson & Bennett 2000a).

Estudos no Paraguai (Hill *et al.* 1997, 2003, Hill & Padwe 2000), sul do México (Naranjo *et al.* 2004) e Peru (Bodmer & Robinson 2004, Hurtado-Gonzalez & Bodmer 2004) encontraram taxas de extração inferiores ao restabelecido pelo recrutamento e/ou dispersão de novos indivíduos, não encontrando sinais de depleção para a maioria das espécies. Alguns estudos evidenciam um consumo relativo à disponibilidade de presas, com alto consumo das espécies mais abundantes (Hill *et al.* 2003, Naranjo *et al.* 2004). Na Reserva Mbaracayu no Paraguai, o queixada, que normalmente figura entre as espécies mais importantes em biomassa entre as caçadas por grupos indígenas (Townsend 2000, Puertas & Bodmer 2004), não ultrapassou 5,3% (Hill & Padwe 2000) e 8,4% (Hill *et al.* 2003) do total da biomassa consumida por índios Aché. É sintomático que grupos humanos que praticam a caça de subsistência em regiões já empobrecidas ampliem

seu espectro de presas de modo a incluir espécies menores anteriormente ignoradas (Jerzolimski & Peres 2003).

A baixa produtividade e disponibilidade de recursos para grandes herbívoros em florestas tropicais, assim como o baixo potencial reprodutivo das espécies cinegéticas mais importantes, induzem a baixa resiliência das populações (Robinson & Bennett 2004), principalmente quando comparado a outros biomas (Eisenberg *et al.* 1979, Eisenberg 1980, Robinson & Bennett 2004). Em muitos casos a sustentabilidade da exploração é descrita em função da permanência das espécies mais resilientes e do desaparecimento do subconjunto de espécies mais vulneráveis (Balmford 1996). Além disso, espécies que possuem baixa probabilidade de persistir em ambientes com alta pressão humana, como predadores de topo de cadeia e grandes ungulados, podem liberar recursos para caçadores humanos e para espécies habitat-generalistas com alto potencial reprodutivo, respectivamente.

A capivara (*H. hydrochaeris*), uma espécie já utilizada em criações comerciais (Nogueira-Filho & Nogueira 2004), é pouco caçada em regiões florestadas (Peres 2000a, 2000b, Zapata-Ríos *et al.* 2009, Endo *et al.* 2010). Ela pode ser uma alternativa às espécies atualmente exploradas (Maldonado-Chaparro & Blumstein 2008). Ao inverso do que ocorre para primatas, características filogenéticas determinam maior potencial reprodutivo do que o esperado pelo seu peso (Kleiman *et al.* 1979, Robinson & Redford 1986a, 1986b). Além disso, seu hábito alimentar herbívoro possibilita altas densidades em paisagens modificadas antropicamente (Ojasti 1991), principalmente onde seus predadores naturais foram extintos.

A caça de subsistência extrai altos valores de biomassa (Peres 2000b, Townsend 2000, Bodmer *et al.* 2004, Franzen 2006), enquanto a caça profissional e recreativa podem ser mais seletivas, pois tendem a explorar populações independente de sua abundância na natureza. Em toda região neotropical, estudos têm descrito redução de populações de mamíferos e apontado possíveis mudanças ecológicas advindas deste processo. A exploração comercial de pequena escala e de subsistência demonstra-se ser sustentável apenas sob condições que tendem a tornar-se cada

vez mais raras (Brook *et al.* 2006). Isto ocorre, principalmente, devido ao acelerado ritmo crescimento populacional, destruição de florestas, rompimento com práticas tradicionais de caça, substituição do uso de tecnologias tradicionais de caça por métodos modernos e venda de animais ou parte destes para grandes mercados externos (Robinson & Bennett 2000a, Stearman 2000, Fearnside 2005).

A EXPLORAÇÃO SUSTENTÁVEL DE POPULAÇÕES EXISTE?

Embora muitos estudos (Bodmer 1995b, Alvard *et al.* 1997, Townsend 2000, Bennett & Robinson 2000, Hurtado-Gonzales & Bodmer 2004, Naranjo *et al.* 2004) sugiram que pelo menos uma espécie de presa é explorada de forma não sustentável, este fato refere-se, principalmente, a espécies de grande porte, com grande longevidade e baixo potencial reprodutivo (Bodmer *et al.* 1997). Apesar de desempenharem importantes funções ecológicas (Terborgh 1988), compreendem uma pequena parcela da diversidade de vertebrados das florestas neotropicais. A manutenção da caça em regiões de floresta contínua ou pouco fragmentada da Bacia Amazônica, sul do México e parte da América Central ainda não têm promovido declínio significativo em populações de espécies de médio e pequeno porte (Bodmer 1995b, Fa *et al.* 2002, Ohl-Schacherer *et al.* 2007). Fatores como a existência de grandes extensões de floresta não fragmentadas, onde a população humana ainda ocorre em densidades inferiores a um indivíduo por km² (Mittermeier 1991, Bennett & Robinson 2000), alta produtividade primária de florestas aluviais e de várzea (Peres 1999, 2000a) e a alta densidade de recursos chave (Fragoso 1998, Jorge & Peres 2005), ainda possibilitam a existência de populações estáveis nestas regiões. Países como Equador, Peru, Bolívia, Suriname e Guiana Francesa ainda têm grandes extensões de floresta e baixas densidades demográficas em seus territórios. Estas condições podem ‘tamponar’ o efeito da caça de subsistência (Mittermeier 1991, Vickers 1991, Bodmer *et al.* 2004, Franzen 2006), permitindo a dependência praticamente exclusiva de comunidades rurais e indígenas de populações de grandes mamíferos silvestres. De fato, se de toda riqueza de mamíferos da região neotropical

apenas uma pequena proporção pode ser considerada ameaçada direta e exclusivamente por sobrecaça.

Na Reserva da Biosfera dos Montes Azuis, no México, análises de sustentabilidade utilizando cinco diferentes modelos encontraram resultados conflitantes para algumas espécies de ungulados (Naranjo *et al.* 2004, Naranjo & Bodmer 2007). Enquanto a anta (*T. bairdii*) foi considerada superexplorada em todos os modelos utilizados, o mesmo não ocorreu com o veado-mateiro (*Mazama americana*). A população do veado foi considerada localmente superexplorada, na proximidade das vilas (Naranjo *et al.* 2004). É possível que o veado-mateiro não seja caçado em excesso em escala regional. A espécie pode dispersar eficientemente de áreas fonte para o de entorno das vilas e se beneficiar pelo incremento de recursos provenientes de lavouras estabelecidas próximo a áreas de floresta. Contudo, a anta, e provavelmente também o queixada (*T. pecari*), mostraram-se sob risco. A resiliência destas populações nas proximidades dos assentamentos humanos parece ser fortemente influenciada pela dispersão de indivíduos de áreas fonte (Naranjo *et al.* 2004; Naranjo & Bodmer 2007).

Populações de índios Siona-Secoya no Equador parecem explorar populações de grandes mamíferos sem sinal de depleção: espécies mais intensivamente procuradas por caçadores mantiveram um mesmo padrão de produtividade por unidade de esforço de caça, durante 10 anos não consecutivos (Vickers 1991). Populações de raposa-culpea (*Pseudalopex culpaeus*) na patagônia Argentina têm sido exploradas de forma a não depletar a população, principalmente devido ao equilíbrio entre as proporções de habitats fonte e dreno (Novarro *et al.* 2005). A mesma viabilidade da caça de subsistência pode ser encontrada na exploração de ungulados no Peru (Bodmer 1995a, Bodmer & Robinson 2004).

É possível que exista uma dinâmica de variação na captura das espécies de acordo com sua abundância na natureza. Quando espécies mais sensíveis à sobrecaça declinam, espécies com maior potencial reprodutivo e mais abundantes podem substituí-las temporariamente, até que essas possam ser caçadas novamente. O padrão de captura das espécies oscilaria de acordo sua abundância ou capturabilidade no ambiente, mas esta oscilação só pode ser percebida em estudos de longo prazo (Vickers 1991, Naranjo *et al.* 2004).

... OU NÃO?

A principal garantia de sustentabilidade da exploração de populações silvestres é a manutenção de densidades humanas inferiores a um habitante por km² (Bennett & Robinson 2000), principalmente onde grupos humanos subsistem exclusivamente através da caça. O aumento da densidade humana, a abertura de estradas e o acelerado desenvolvimento agroindustrial em regiões de floresta tropical têm aumentado a pressão sobre a fauna em regiões antes sujeitas a baixo impacto antrópico (Laurance *et al.* 2004). O fácil acesso também promove contato de culturas isoladas com novos mercados consumidores, permitindo rápida aquisição de tecnologias modernas de caça e mudança nos padrões de vida e consumo (Stearman 2000).

O declínio de populações tem sido observado principalmente para espécies de maior porte (Bennett & Robinson 2000, Fragoso *et al.* 2000, Townsend 2000, Peres & Nascimento 2005, Peres & Palácios 2007). Em regiões onde aldeamentos humanos garantem sua ingestão de proteína através da caça de subsistência, grandes primatas atelídeos, cervídeos, antas, tatu canastra (*P. maximus*) e grandes carnívoros são geralmente explorados acima da capacidade de suas populações recrutarem novos indivíduos (Bodmer 1995a, Bodmer *et al.* 1997, Fragoso *et al.* 2000, Leeuwenberg & Robinson 2000, Zapata-Ríos 2001, Zapata-Ríos *et al.* 2009). Este quadro tem proporcionado o declínio (Peres 2000b, Parry *et al.* 2009a, Zapata-Ríos *et al.* 2009) e extinção de várias populações (Peres 1990, 1996, Cullen Jr *et al.* 2001, Ulloa *et al.* 2004, Altrichter 2005).

Este quadro sugere que estratégias de preservação da biodiversidade, baseadas na inserção do ambiente natural em cadeias de produção econômica, podem desperdiçar esforço humano e recursos financeiros. Uma queda na capacidade do ecossistema (ou da população silvestre) em gerar recursos financeiros, poderá proporcionar queda no valor de conservação. Por exemplo, a sustentabilidade da caça da raposa culpea (*P. culpaeus*), na Patagônia argentina, é determinada pela proporção de fazendas que criam gado bovino ou ovino. Estas manchas de habitat estabelecem áreas fonte-dreno bastante conspícuas, pois em áreas de criação de ovelhas as raposas são regularmente abatidas por sua pele, estimuladas

também pelo receio de predação do rebanho ovino. Já em propriedades que criam gado bovino, há pouca predação humana sobre a espécie, pois a mesma contribui para reduzir o sobrepastoreio promovido por lebres exóticas na forragem utilizada pelo gado (Novaro *et al.* 2005). Entretanto, caso haja mudança no mercado que reduza o valor comercial da carne bovina, ou mesmo se a pecuária de *Bos taurus* tornar-se inviável economicamente por qualquer praga ou doença, é possível que a proporção entre o número de propriedades com os dois tipos de gado seja desbalanceada a favor de criações de ovelha, comprometendo a sustentabilidade da exploração da espécie.

Grande parte dos modelos utilizados para avaliar a sustentabilidade da caça tendem a produzir superestimativas da produtividade secundária nas florestas neotropicais (Robinson & Redford 1994, Robinson & Bodmer 1999, Robinson 2000, Milner-Gulland & Akçakaya 2001). Apesar da caça de espécies de pequeno porte ser frequentemente considerada viável (Bodmer *et al.* 1988, Peres 2000a), a sustentabilidade pode ser artefato do processo seletivo de extinção por sobrecaça (Balmford 1996). Espécies mais vulneráveis geralmente são rapidamente extintas ou mantidas em densidades muito baixas. A manutenção da caça nestas regiões empobrecidas pode dar a impressão de que o processo está estabilizado ecologicamente, quando na verdade o próprio desfalque da comunidade demonstra de fato a insustentabilidade da exploração (Balmford 1996). O processo de extinção de espécies mais vulneráveis pode também liberar recursos ou mesmo aumentar a densidade de espécies cinegéticas devido à ausência de seus predadores. O ecossistema poderá manter produtividade, mas certamente terá pouca semelhança com o original.

Florestas neotropicais, mesmo as mais produtivas, apresentam baixa densidade e biomassa de espécies cinegéticas, quando comparadas a mosaicos de savanas e florestas decíduas (Madhusudan & Karanth 2000, Robinson & Bennett 2000b, Mandujano & Naranjo 2010). Existe um número extenso de consequências ecológicas apenas recentemente questionadas (Terborgh 1988, Dirzo & Miranda 1990, Terborgh *et al.* 2001) que não são levadas em consideração nos estudos de sustentabilidade (Cowlshaw *et al.* 2005, Endo *et al.* 2010). Será que a exploração sustentável pressupõe também a manutenção das interações

ecológicas diretas e indiretas entre populações? Existe uma ampla gama de consequências ecológico-comportamentais frequentemente não previstas com o impacto da caça, como a disrupção de padrões comportamentais associados a tamanho de bandos, perda de processos ecológicos como dispersão de sementes, manutenção da heterogeneidade do microhabitat de plântulas, perda de habitats reprodutivos para anuros (Zimmerman & Bierregaard 1986) e comprometimento da capacidade suporte do habitat para grandes felinos (Leite & Galvão 2002). Estas ameaças podem ser apenas algumas poucas já apontadas perto do número das que ainda podem emergir (Janzen 1980).

AGRADECIMENTOS: Aos Drs. Fernando A. S. Fernandez, Adriano G. Chiarello, Laury Cullen Jr., Carlos Eduardo Viveiros Grelle, Marcus Vinicius Vieira e aos revisores anônimos, pelas valiosas contribuições na elaboração do manuscrito. Ao Dr. Luke Parry pelos manuscritos cedidos. Agradeço a Marilisa Travassos de Freitas, Ana Cecília Travassos de Freitas, Márcia Fernandes e Júlio César Travassos de Freitas pelo suporte com a impressão das figuras. A CAPES pela concessão da bolsa de mestrado.

REFERÊNCIAS

- ALTRICHTER, M. 2005. The sustainability of subsistence hunting of peccaries in the Argentine Chaco. *Biological Conservation*, 126: 351-362.
- ALTRICHTER, M. & ALMEIDA, R. 2002. Exploitation of white-lipped peccaries *Tayassu pecari* (Artiodactyla: Tayassuidae) on the Osa Peninsula, Costa Rica. *Oryx*, 36: 126-132.
- ALTRICHTER, M. & BOAGLIO, G.I. 2004. Distribution and relative abundance of peccaries in the Argentine Chaco: associations with human factors. *Biological Conservation*, 116: 217-225.
- ALVARD, M. 1995. Intraspecific prey choice by Amazonian hunters. *Current Anthropology*, 36: 789-818.
- ALVARD, M.; ROBINSON, J.G., REDFORD, K.H. & KAPLAN, H. 1997. The sustainability of subsistence hunting in the neotropics. *Conservation Biology*, 11: 977-982.
- ALVES, R.R.N.; MENDONÇA, L.E.T.; CONFESSOR, M.V.A.; VIEIRA, W.L.S. & LOPEZ, L.C.S. 2009. Hunting strategies used in the semi-arid region of northeastern Brazil. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 5: 1-16, doi: 10.1186/1746.4269.5.12

- ANDERSEN, E. 2002. Primary seed dispersal by red howler monkeys and the effect of defecation patterns on the fate dispersed seeds. *Biotropica*, 34: 261-272.
- ARANDA, M. 1991. Wild mammals skin trade in Chiapas, Mexico. Pp. 174-177. In: J.G. Robinson & K.H. Redford (eds.). Neotropical Wildlife Use and Conservation. The University Chicago Press, Chicago and London, GL. 538p.
- ARANDA, M. 2002. Importancia de los peccaries para la conservación de jaguar en México. Pp. 101-106. In: R. A. Medellín, C. Equihua, C.L.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw Jr., A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson. E.W. Sanderson & A.B. Taber (eds.). El Jaguar en el Nuevo Milenio. Fondo de cultura económica, Universidad Nacional Autónoma de México, Wildlife Conservation Society, Ciudad de México, DF. 648p.
- ASQUITH, N.M.; WRIGHT S.J. & CLAUSS, M.J. 1997. Does mammal community composition control recruitment in neotropical forests? Evidence from Panama. *Ecology*, 78: 941-946.
- AYRES, J.M. & AYRES, C. 1979. Aspectos da caça no Alto Rio Aripuanã. *Acta Amazônica*, 9: 287-298.
- AYRES, J.M.; LIMA, D.M.; MARTINS, E.S. & BARREIROS, J.L.K. 1991. On the track of the road: changes in subsistence hunting in a Brazilian Amazonian village. Pp. 82-92. In: J.G. Robinson & K.H. Redford (eds.). Neotropical Wildlife Use and Conservation. The University Chicago Press, Chicago and London, GL. 538p.
- BALMFORD, A. 1996. Extinction filters and current resilience: the significance of past selection pressures for conservation biology. *Trends in Ecology and Evolution*, 11: 193-196.
- BECKMAN, N.G. & MULLER-LANDAU, H.C. 2007. Differential effects of hunting on pre-dispersal seed predation and primary and secondary seed removal of two neotropical tree species. *Biotropica*, 39: 328-339.
- BENNETT, E.L. 2002. Is there a link between wild meat and food security? *Conservation Biology*, 16: 590-592.
- BENNETT, E.L. & ROBINSON, J.G. 2000. Hunting for wildlife in tropical forests-implications for biodiversity and forest peoples. Environment Department Papers, toward environmentally and socially sustainable development. *Biodiversity series*, 76.
- BENNETT, E.; EVES, H., ROBINSON, J. & WILKIE, D. 2002. Why is eating bushmeat a biodiversity crisis? *Conservation in Practice*, 3: 28-29.
- BODMER, R.E. 1991. Strategies of seed dispersal and seed predation in amazonian ungulates. *Biotropica*, 23: 255-261.
- BODMER, R.E. 1995a. Managing amazonian wildlife: biological correlates of game choice by detribalized hunters. *Ecological Applications*, 5: 872-877.
- BODMER, R.E. 1995b. Priorities for the conservation of mammals in the peruvian Amazon. *Oryx*, 29: 23-28.
- BODMER, R.E.; FANG, T.G. & IBANEZ, L.M. 1988. Primates and ungulates: A comparison of susceptibility to hunting. *Primate Conservation*, 9: 79-83.
- BODMER, R.E.; EISENBERG, J.F. & REDFORD, K.H. 1997. Hunting and likelihood of extinction of amazonian mammals. *Conservation Biology*, 11: 460-466.
- BODMER, R.E.; LOZANO, E.P. & FANG, T.G. 2004. Economic analysis of wildlife use in the peruvian Amazon. Pp. 191-207. In: K.M. Silvius, R.E. Bodmer & J.M.V. Fragoso (eds.). People in Nature: Wildlife Conservation in South and Central America. Columbia University Press, New York, NY. 464p.
- BODMER, R.E. & ROBINSON, J.G. 2004. Evaluating the sustainability of hunting in the Neotropics. Pp. 299-323. In: K.M. Silvius, R.E. Bodmer & J.M.V. Fragoso (eds.). People in Nature: Wildlife Conservation in South and Central America. Columbia University Press, New York, NY. 464p.
- BREWER, S.W.; REJMANEK, M.; JOHNSTONE, E.E. & CARO, T.M. 1997. Top-down control in tropical forests. *Biotropica*, 29: 364-367.
- BROOK, B.W.; BRADSHAW, C.J.A.; KOH, L.P. & SODHI, N.S. 2006. Momentum drives the crash: mass extinction in the tropics. *Biotropica*, 38: 302-305.
- BROOKS, T.M.; PIMM, S.L. & OYUGI, J.O. 1999. Time lag between deforestation and bird extinction in tropical forest fragments. *Conservation Biology*, 13: 1140-1150.
- BROOKS, T.M.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; RYLANDS, A.B.; KONSTANT, W.R.; FLICK, P.; PILGRIM, J.; OLDFIELD, S.; MAGIN, G. & HILTON-TAYLOR, C. 2002. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation Biology*, 16: 909-923.
- CALOURO, A.M. 2005. Análise do manejo florestal de “baixo impacto” e da caça de subsistência sobre uma comunidade de primatas na Floresta Estadual de Antimary (Acre, Brasil). *Tese de Doutorado*. Universidade Federal de São Carlos. São Carlos, SP, Brasil. 80p.
- CARDILLO, M.; PURVIS, A.; SECHREST, W.; GITTLEMAN, J.L.; BIELBY, J. & MACE, G.M. 2004. Human population density and extinction risk in the world's carnivores. *Plos Biology*, 7: 0909-0914.

- CARRILLO, E.; WONG, G. & CUARÓN, A.D. 2000. Monitoring mammal populations in Costa Rican protected areas under different hunting restrictions. *Conservation Biology*, 14:1580-1591.
- CARRILLO, E.; SAENZ, J.C. & FULLER, T.K. 2002. Movement and activities of white-lipped peccaries in Corcovado National Park, Costa Rica. *Conservation Biology*, 108: 317-324.
- CAUGHLEY, G. 1977. *Analysis of vertebrate populations*. John Wiley & Sons, New York, NY. 234p.
- CHIARELLO, A.G. 1997. Mammalian community and vegetation structure of Atlantic Forest fragments in south-eastern Brazil. *Philosophy Doctor Thesis*. Cambridge University, Cambridge, CG. 134p.
- CHIARELLO, A.G. 1999. Effects of fragmentation of the atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation*, 89: 71-82.
- CHIARELLO, A.G. 2000a. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic Forest. *Conservation Biology*, 14: 1649-1657.
- CHIARELLO, A.G. 2000b. Influência da caça ilegal sobre mamíferos e aves das matas de tabuleiro do norte do estado Espírito Santo. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão*, 11/12: 379-396.
- COWLISHAW, G.; MENDELSON, S. & ROWCLIFFE, M. 2005. Evidence for post-depletion sustainability in a mature bushmeat market. *Journal of Applied Ecology*, 42: 460-468.
- CRAMPTON, W.G.R.; VIANA, J.P.; CASTELLO, L. & DAMASCENO, J.M.B. 2004. Fisheries management in the Mamirauá Sustainable Development Reserve. Pp. 99-122. In: K.M. Silvius, R.E. Bodmer & J.M.V. Fragoso (eds.). *People in Nature: Wildlife Conservation in South and Central America*. Columbia University Press, New York, NY. 464p.
- CRAWSHAW Jr, P.G.; MÄHLER, J.K.; INDRUSIAK, C.; CAVALCANTI, S.M.C.; LEITE-PITMAN, M.R.P. & SILVIUS, K.M. 2004. Ecology and conservation of the Jaguar (*Panthera onca*) in Iguazu National Park, Brazil. Pp. 271-285. In: K.M. Silvius, R.E. Bodmer & J.M.V. Fragoso (eds.). *People in Nature: Wildlife Conservation in South and Central America*. Columbia University Press, New York, NY. 464p.
- CROOKS, K.R. & SOULÉ, M.E. 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature*, 400: 563-566.
- CULLEN Jr, L. 1997. Hunting and biodiversity in Atlantic forest fragments, São Paulo, Brazil. *Master of Science Dissertation*. University of Florida. Florida, FL, United States of America. 134p.
- CULLEN Jr, L.; BODMER, R.E. & VALLADARES-PÁDUA, C. 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the atlantic forests, Brazil. *Biological Conservation*, 95: 49-56.
- CULLEN Jr, L.; BODMER, R.E. & VALLADARES-PÁDUA, C. 2001. Ecological consequences of hunting in Atlantic Forest patches, São Paulo, Brazil. *Oryx*, 35: 137-144.
- CULLEN Jr, L.; BODMER, R.E.; VALLADARES-PÁDUA, C. & BALLOU J.D. 2004. Mammalian densities and species extinctions in Atlantic Forest fragments: the need for population management. Pp. 211-226. In: K.M. Silvius, R.E. Bodmer & J.M.V. Fragoso (eds.). *People in Nature: Wildlife Conservation in South and Central America*. Columbia University Press, New York, NY. 464p.
- DAILY, G.C.; CEBALLOS, G.; PACHECO, J.; SUZÁN, G. & SANCHES-AZOFEIFA, A. 2003. Countryside biogeography of neotropical mammals: conservation opportunities in agricultural landscapes of Costa Rica. *Conservation Biology*, 17: 1-11.
- DI BITETTI, M.S.; PAVIOLO, A.; FERRARI, C.A.; ANGELO, C.D. & BLANCO Y.D. 2008. Differential responses to hunting in two sympatric species of brocket deer (*Mazama Americana* and *M. nana*). *Biotropica*, 40: 636-645.
- DIRZO, R. & MIRANDA, A. 1990. Contemporary neotropical defaunation and forest structure, function and diversity - a sequel to Jonh Terborgh. *Conservation Biology*, 4: 444-447.
- DIRZO, R. & MIRANDA, A. 1991. Altered patterns of herbivory and diversity in the forest understory: a case study of the possible consequences of contemporary defaunation. Pp. 273-287. In: P.W. Price, P.W. Lewinsohn, G.W. Fernandes & W.W. Benson (eds.). *Plant-animal interactions: evolutionary ecology in tropical and temperate regions*. Wiley, New York, NY. 639p.
- DIRZO, R.; MENDOZA, E. & ORTIZ, P. 2007. Size-related differential seed predation in a heavily defaunated neotropical rain forest. *Biotropica*, 39: 355-362.
- EISENBERG, F.J. 1980. The density and biomass of tropical mammals. Pp. 35-55. In: M.E. Soulé & B.A. Wilcox (eds.). *Conservation Biology: an evolutionary-ecological perspective*. Mass Sinauer, Sunderland, MA. 395p.
- EISENBERG, F.J.; O'CONNELL, M.A. & AUGUST, P.V. 1979. Density, productivity, and distribution of mammals in two venezuelan habitats. Pp. 187-207. In: J.F. Eisenberg (ed.). *Vertebrate Ecology in the Northern Neotropics*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC. 271p.

- ENDO, W.; PERES, C.; SALAS, E.; MORI, S.; SANCHEZ-VEGA, J.L.; SHEPARD, G.H.; PACHECO, V. & YU, D.W. 2010. Game vertebrate densities in hunted and nonhunted forest sites in Manu National Park, Peru. *Biotropica*, 42: 251-261, doi: 10.1111/j.1744-7429.2009.00546.x
- ESCAMILLA, A.; SANVICENTE, M.; SOSA, M. & GALINDO-LEAL, C. 2000. Habitat mosaic, wildlife availability, and hunting in the tropical forest of Calakmul, México. *Conservation Biology*, 14: 1592-1601.
- FA, J.E.; JUSTE, J.; DEL VAL, J.P. & CASTROVIEJO, J. 1995. Impact of market hunting on mammal species in Equatorial Guinea. *Conservation Biology*, 9: 1107-1115.
- FA, J.E.; PERES, C.A. & MEEUWIG, J. 2002. Bushmeat exploitation in Tropical Forests: an intercontinental comparison. *Conservation Biology*, 16: 232-237.
- FA, J.E.; RYAN, S.F. & BELL, D.J. 2005. Hunting vulnerability, ecological characteristics and harvest rates of bushmeat species in afro-tropical forests. *Biological Conservation*, 121: 167-176.
- FEARNSIDE, P.M. 2005. Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates and consequences. *Conservation Biology*, 19: 680-688.
- FERRAZ, G.; RUSSELL, G.J.; STOUFFER, P.C.; BIERREGAARD Jr., R.O.; PIMM, S.L. & LOVEJOY, T.E. 2003. Rates of species loss from Amazonian forest fragments. *PNAS*, 100: 14069-14073.
- FITZGIBBON, C.D.; MOGAKA, H. & FANSHAW, J.H. 2000. Threatened mammals, subsistence harvesting, and high human population densities: a recipe for disaster? Pp. 154-167. In: J.G. Robinson & E.L. Bennett (eds.). *Hunting for Sustainability in Tropical Forests*. Columbia University Press, New York, NY. 582p.
- FONSECA, G.A.B. & ROBINSON, J.G. 1990. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biological Conservation*, 53: 265-294.
- FRAGOSO, J.M.V. 1991. The effect of hunting on tapirs in Belize. Pp. 154-162. In: J.G. Robinson & K.H. Redford (eds.). *Neotropical Wildlife use and Conservation*. The University Chicago Press, Chicago and London, GL. 538p.
- FRAGOSO, J.M.V. 1998. Home range and movement patterns of white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) herds in the northern Brazilian Amazon. *Biotropica*, 30: 45-469.
- FRAGOSO, J.M.V. 2004. A long-term study of white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) population fluctuations in northern Amazonia: anthropogenic vs. "natural" causes. Pp. 286-296. In: K.M. Silvius, R.E. Bodmer & J.M.V. Fragoso (eds.). *People in Nature: Wildlife Conservation in South and Central America*. Columbia University Press, New York, NY. 464p.
- FRAGOSO, J.M.V.; SILVIUS, K.M. & PRADA, M.V. 2000. *Manejo de fauna na Reserva Xavante Rio das Mortes, MT. Cultura Indígena e Método Científico Integrados para Conservação*. Série Técnica Volume 4. World Wild Fund (WWF- BRASIL), Brasília, DF. 68p.
- FRANZEN, M. 2006. Evaluating the sustainability of hunting: a comparison of harvest profiles across three Huaorani communities. *Environmental Conservation*, 33: 36-45, doi: 10.1017/S0376892906002712
- GABOR, T.M. & HELLGREN, E.C. 2000. Variation in peccary populations: landscape composition or competition by an invader? *Ecology*, 81: 2509-2524.
- GALETTI, M. 2001. Indians within conservation units: lessons from the Atlantic Forest. *Conservation Biology*, 15: 798-799.
- GALETTI, M.; DONATTI, C.; PIRES, A.S.; GUIMARÃES Jr., P. R. & JORDANO, P. 2006. Seed survival and dispersal of an endemic Atlantic forest palm: the combined effects of defaunation and forest fragmentation. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 151: 141-149.
- GAVIN, M.C. 2007. Foraging in the fallows: hunting patterns across a successional continuum in the peruvian Amazon. *Biological Conservation*, 134: 64-72.
- GLANZ, W.E. 1991. Mammalian densities at protected versus hunted sites in central Panama. Pp. 163-173. In: J.G. Robinson & K.H. Redford (eds.). *Neotropical Wildlife use and Conservation*. The University Chicago Press, Chicago and London, GL. 538p.
- GROSS, D.R. 1975. Protein capture and cultural development in the Amazon Basin. *American Anthropologist*, 77: 526-549.
- HENRY, O. 1999. Frugivory and the importance of seeds in the diet of the orange-rumped agouti (*Dasyprocta leporina*) in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology*, 15: 291-300.
- HILL, K. & PADWE, J. 2000. Sustainability of Aché hunting in the Mbaracayu Reserve, Paraguay. Pp. 79-105. In: J.G. Robinson & E.L. Bennett (eds.). *Hunting for Sustainability in Tropical Forests*. Columbia University Press, New York, NY. 582p.
- HILL, K.; PADWE, J.; BEJYVAGI, C.; BEPURANGI, A.; JAKUGI, F.; TYKUARANGI, R. & TYKUARANGI, T. 1997. Impact of hunting on large vertebrates in the Mbaracayu reserve, Paraguay. *Conservation Biology*, 11: 1339-1353.
- HILL, K., McMILLAN, G. & FARIÑA, R. 2003. Hunting-related changes in game encounter rates from 1994 to 2001 in

- the Mbaracayu Reserve, Paraguay. *Conservation Biology*, 17: 1312-1323.
- HOLDAWAY, R.N. & JACOMB, C. 2000. Rapid extinction of the moas (aves: dinornithiformes): model, test and implications. *Science*, 287: 2250-2254.
- HOWE, H.F. 1977. Bird activity and seed dispersal of a tropical wet forest tree. *Ecology*, 58: 539-550.
- HURTADO-GONZALES, J.L. & BODMER, R.E. 2004. Assessing the sustainability of brocket deer hunting in the Tamshiacu-Tahuayo communal reserve, northeastern Peru. *Biological Conservation*, 116: 1-7, doi: 10.1016/s0006-3207(03)00167-8
- HUTTON, J.M. & LEADER-WILLIAMS, N. 2003. Sustainable use and incentive-driven conservation: realigning human and conservation interests. *Draft paper for Oryx*, 2: 215-216.
- JANZEN D.H. 1980. The eternal external threat. Pp. 286-308. *In: M.E. Soulé & B.A. Wilcox (eds.) Conservation Biology: An evolutionary-ecological perspective*. Mass Sinauer, Sunderland, MA. 395p.
- JEROZOLIMSKI, A. & PERES, C.A. 2003. Bringing home the biggest bacon: a cross-site analysis of the structure of hunter-kill profiles in neotropical forests. *Biological Conservation*, 111: 415-425.
- JONHSON, C.N. 2009. Ecological consequences of late quaternary extinctions of megafauna. *Proceedings of Royal Society B*, 276: 2509-2519.
- JORGE, M.S.P. & PERES, C.A. 2005. Population density and home range size of red-rumped agoutis (*Dasyprocta leporina*) within and outside a natural Brazil nut stand in southeastern Amazonia. *Biotropica*, 37: 317-321.
- JORGENSEN, J.P. 2000. Wildlife Conservation and the game harvest by Maya hunters in Quintana Roo, México. Pp. 251-256. *In: J.G. Robinson & E.L. Bennett (eds.) Hunting for Sustainability in Tropical Forests*. Columbia University Press, New York, NY. 582p.
- KEUROGHLIAN, A.; EATON, D.P. & LONGLAND, W.S. 2004. Area use by white-lipped and collared peccaries (*Tayassu pecari* and *Tayassu tajacu*) in a tropical forest fragment. *Biological Conservation*, 120: 411-425.
- KLEIMAN, D.G.; EISENBERG, J.F. & MALINIAK, E. 1979. Reproductive parameters of caviomorph rodents. Pp. 173-183. *In: J.F. Eisenberg (ed.) Vertebrate Ecology in the Northern Neotropics*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC. 271p.
- KOSTER, J. 2008. The impacts of hunting with on wildlife harvest in the Bosawas Reserve, Nicaragua. *Environmental Conservation*, 35: 211-220.
- LAURANCE, W.F. 1991. Ecological correlates of extinction proneness in the Australian tropical rain forest mammals. *Conservation Biology*, 5: 79-89.
- LAURANCE, W.F.; ALBERNAZ, A.K.M., FEARNSIDE, P.M.; VASCONCELOS, H.L. & FERREIRA, L.V. 2004. Deforestation in Amazonia. *Science*, 304: 1109.
- LEEUWENBERG, F.J. & ROBINSON, J.G. 2000. Traditional management of hunting in a Xavante Community in central Brazil: the search for sustainability. Pp. 375-394. *In: J.G. Robinson & E.L. Bennett (eds.) Hunting for Sustainability in Tropical Forests*. Columbia University Press, New York, NY. 582p.
- LEITE, M.R.P. & GALVÃO, F. 2002. El jaguar, el puma y el hombre em três áreas protegidas del Bosque Atlántico costero de Paraná, Brasil. Pp. 237-250. *In: R. A. Medellín, C. Equihua, C.L.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw Jr., A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, E.W. Sanderson & A.B. Taber (eds.) El Jaguar en el Nuevo Milenio*. Fondo de cultura económica, Universidad Nacional Autónoma de México, Wildlife Conservation Society, Ciudad de México, DF. 648p.
- LEITE, M.R.P.; BOULHOSA, R.L.P.; GALVÃO, F. & CULLEN Jr., L. 2002. Conservación del jaguar em las áreas protegidas del Bosque Atlántico de la costa de Brasil. Pp. 25-42. *In: R. A. Medellín, C. Equihua, C.L.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw Jr., A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, E.W. Sanderson & A.B. Taber (eds.) El Jaguar en el Nuevo Milenio*. Fondo de cultura económica, Universidad Nacional Autónoma de México, Wildlife Conservation Society, Ciudad de México, DF. 648p.
- LOPES, M.A. & FERRARI S.F. 2000. Effects of human colonization on the abundance and diversity of mammals in eastern Brazilian Amazonia. *Conservation Biology*, 14: 1658-1665.
- MADHUSUDAN, M.D. & KARANTH, K.U. 2000. Hunting for an answer: is local hunting compatible with large mammal conservation in India? Pp. 339-355. *In: J.G. Robinson & E.L. Bennett (eds.) Hunting for Sustainability in Tropical Forests*. Columbia University Press, New York, NY. 582p.
- MAGNUSSON, W. & MOURÃO, G. 2003. *Estatística sem matemática: a ligação entre as questões e a análise*. Editora Planta, Londrina, PR. 126p.

- MALDONADO-CHAPARRO, A. & BLUMSTEIN, D.T. 2008. Management implications of capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) social behavior. *Biological Conservation*, 141: 1945-1952.
- MANDUJANO, S. & NARANJO, E.J. 2010. Ungulate biomass across a rainfall gradient: a comparison of data from neotropical and palaeotropical forests and local analyses in Mexico. *Journal of Tropical Ecology*, 26: 13-23, doi: 10.1177/so.266467409990411
- MENA, P.V.; STALLINGS, J.R.; REGALADO, J.B. & CUEVA, R.L. 2000. The sustainability of current hunting practices by the Huaorani. Pp. 57-78. In: J.G. Robinson & E.L. Bennett (eds.). *Hunting for Sustainability in Tropical Forests*. Columbia University Press, New York, NY. 582p.
- MICHALSKI, F. & PERES, C.A. 2005. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *Biological Conservation*, 124: 383-396, doi:10.1016/j.biocon.2005.01.045
- MILNER, J.M.; NILSEN, E.B. & ANDREASSEN, H.P. 2007. Demographic side effects of selective hunting in ungulates and carnivores. *Conservation Biology*, 21: 36-47.
- MILNER-GULLAND, E.J. & AKÇAKAYA, H.R. 2001. Sustainability indices for exploited populations. *Trends in Ecology and Evolution*, 16: 686-692.
- MILNER-GULLAND, E.J.; BENNETT, E.L. & SCB, T. 2003. Wild meat: the bigger picture. *Trends in Ecology and Evolution*, 18: 351-357.
- MITTERMEIER, R.A. 1991. Hunting and its effects on wild primate populations in Suriname. Pp. 93-107. In: J.G. Robinson & K.H. Redford (eds.). *Neotropical Wildlife use and Conservation*. The University Chicago Press, Chicago and London, GL. 538p.
- NARANJO, E.J. & BODMER, R.E. 2007. Source-sink systems and conservation of hunted ungulates in the Lacandon Forest, Mexico. *Biological Conservation*, 138: 412-420.
- NARANJO, E.J.; BOLAÑOS, J.E.; GUERRA, M.M. & BODMER, R.E. 2004. Hunting sustainability of ungulate populations in the Lacandon Forest, México. Pp. 324-343. In: K.M. Silvius, R.E. Bodmer & J.M.V. Fragoso (eds.). *People in Nature: Wildlife Conservation in South and Central America*. Columbia University Press, New York, NY. 464p.
- NAUGHTON-TREVES, L.; MENA, J.L.; TREVES, A.; ALVAREZ, N. & RADELOFF, V.C. 2003. Wildlife survival beyond parks boundaries: the impact of slash-and-burn agriculture and hunting on mammals in Tamboapata, Peru. *Conservation Biology*, 17: 1106-1117.
- NOGUEIRA-FILHO, S.L.G. & NOGUEIRA, S.S.C. 2004. Captive breeding programs as an alternative for wildlife conservation in Brazil. Pp. 171-190. In: K.M. Silvius, R.E. Bodmer & J.M.V. Fragoso (eds.). *People in Nature: Wildlife Conservation in South and Central America*. Columbia University Press, New York, NY. 464p.
- NOVACK, A.J.; MARTIN, M.B.; SUNQUIST, M.E. & LABISKY, R.F. 2005. Foraging ecology of jaguar (*Panthera onca*) in hunted and non-hunted sites within the Maya Biosphere Reserve, Guatemala. *Journal of Zoology*, 267: 167-178.
- NOVARO, A.J. 2004. Implications of the spatial structure of game populations for the sustainability of hunting in the neotropics. Pp. 390-399. In: K.M. Silvius, R.E. Bodmer & J.M.V. Fragoso (eds.). *People in Nature: Wildlife Conservation in South and Central America*. Columbia University Press, New York, NY. 464p.
- NOVARO, A.J.; REDFORD, K.H. & BODMER, R.E. 2000. Effect of hunting in source and sink systems in the neotropics. *Conservation Biology*, 14: 713-721.
- NOVARO, A.J.; FUNES, M.C. & WALKER, R.S. 2005. An empirical test of source-sink dynamics induced by hunting. *Journal of Applied Ecology*, 42: 910-920.
- NUNEZ-ITURRI, G.; OLSSON, O. & HOWE, H.F. 2008. Hunting reduces recruitment of primate-dispersed trees in Amazonian Peru. *Biological Conservation*, 141: 1536-1546, doi: 10.1016/j.biocon.2008.03.020
- OHL-SCHACHERER, J.; SHEPARD Jr.; KAPLAN, H.; PERES, C.; LEVI, T. & YU, D.W. 2007. The Sustainability of subsistence hunting by Mastigenka native communities in Manu National Park, Peru. *Conservation Biology*, 21: 1174-1185, doi: 10.1111/j.1523-1739.2007.00759.x
- OJASTI, J. 1991. Human exploitation of capybara. Pp. 236-252. In: J.G. Robinson & K.H. Redford (eds.). *Neotropical Wildlife use and Conservation*. The University Chicago Press, Chicago and London, GL. 538p.
- OLIVEIRA, T.G. 2002. Ecología comparativa de la alimentación del jaguar y del puma em el Neotrópico. Pp. 265-288. In: R. A. Medellín, C. Equihua, C.L.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw Jr., A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson. E.W. Sanderson

- & A.B. Taber (eds.). El Jaguar en el Nuevo Milenio. Fondo de cultura económica, Universidad Nacional Autónoma de México, Wildlife Conservation Society, Ciudad de México, DF. 648p.
- OLMOS, F.; SÃO BERNARDO, C.S. & GALETTI, M. 2004. O impacto dos Guarani sobre unidades de conservação em São Paulo. Pp. 246-261. In: F. Ricardo (org.). Terras indígenas e unidades de conservação da natureza: o desafio das sobreposições. Instituto Sócio Ambiental, São Paulo, SP. 687p.
- PARRY, L.; BARLOW, J. & PERES, C. 2009a. Hunting for sustainability in tropical secondary forests. *Biological Conservation*, doi: 10.1111/j.1523-1739.2009.01224.x
- PARRY, L.; BARLOW, J. & PERES, C. 2009b. Allocation of hunting effort by amazonian smallholders: implications for conserving wildlife in mixed-use landscapes. *Biological Conservation*, 142: 1777-1786, doi: 10.1016/j.biocon.2009.03.018
- PATTERSON, B.D. 1987. The principle of nested subsets and its implications for biological conservation. *Conservation Biology*, 1: 323-334.
- PERES, C.A. 1990. Effects of hunting on western amazonian primate communities. *Biological Conservation*, 54: 47-59.
- PERES, C.A. 1996. Population status of white-lipped *Tayassu pecari* and collared peccaries *T. tajacu* in hunted and unhunted amazonia forests. *Biological Conservation*, 77: 115-126.
- PERES, C.A. 1999. Effects of subsistence hunting and forest types on the structure of amazonian primate communities. Pp. 268-282. In: J.G. Feagle, C. Jason & K.E. Reed (eds.). Primate Communities. Cambridge University Press, Cambridge, CG. 339p.
- PERES, C.A. 2000a. Evaluating the impact and sustainability of subsistence hunting at multiple amazonian forest sites. Pp. 31-56. In: J.G. Robinson & E.L. Bennett (eds.). Hunting for Sustainability in Tropical Forests. Columbia University Press, New York, NY. 582p.
- PERES, C.A. 2000b. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in amazonian forests. *Conservation Biology*, 14: 240-253.
- PERES, C.A. 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on amazonian forest vertebrates. *Conservation Biology*, 15: 1490-1505.
- PERES, C.A. & DOLMAN, P. M. 2000. Density compensation in neotropical primate communities: evidence from 56 hunted and nonhunted Amazonian forests of varying productivity. *Oecologia*, 122: 175-189.
- PERES, C.A. & LAKE, I.R. 2003. Extent of nontimber resource extraction in tropical forests: accessibility to game vertebrates by hunters in the Amazon Basin. *Conservation Biology*, 17: 521-535.
- PERES, C.A. & NASCIMENTO, H.S. 2005. Impact of game hunting by Kayapó of south-eastern Amazonia: implications for wildlife conservation in tropical forest indigenous reserves. *Biodiversity and Conservation*, 00: 1-27, doi: 10.1007/s10531.005.5406.9
- PERES, C.A. & PALACIOS, E. 2007. Basin-wide effects of game harvest on vertebrate population densities in Amazonian forests: implications for game animal-mediated seed dispersal. *Biotropica*, 39: 304-315.
- PERES, C.A.; BARLOW, J. & LAURANCE, W.F. 2006. Detecting anthropogenic disturbance in tropical forest. *Trends in Ecology and Evolution*, 21: 227-229.
- PINTO, L.P.S.; COSTA, C.M.R.; STRIER, K. & FONSECA, G.A.B. 1993. Habitat, density and group size of primates in a Brazilian tropical forest. *Folia Primatologica*, 61: 135-143.
- PIZO, M.A.; SILVA, W.R.; GALETTI, M. & LAPS, R. 2002. Frugivory of the Atlantic Forest of the southeast Brazil. *Ararajuba*, 10: 177-185.
- PRICE, S.A. & GITTLEMAN, J.L. 2007. Hunting to extinction: biology and regional economy influence extinction risk and the impact of hunting in artiodactyls. *Proceedings of Royal Society*, 274: 1845-1851.
- PUERTAS, P.E. & BODMER, R.E. 2004. Hunting effort as a tool for community-based wildlife management in Amazonia. Pp. 123-135. In: K.M. Silvius, R.E. Bodmer & J.M.V. Fragoso (eds.). People in Nature: Wildlife Conservation in South and Central America. Columbia University Press, New York, NY. 464p.
- REDFORD, K.H. 1992. The empty forest. *Bioscience*, 42: 412-422.
- REDFORD, K.H. & ROBINSON, J.G. 1987. The game of choice of Indian and colonist hunting in the neotropics. *American Anthropologist*, 89: 650-667.
- REDFORD, K.H. & ROBINSON, J.G. 1991. Subsistence and commercial uses of wildlife in Latin America. Pp. 6-23. In: J.G. Robinson & K.H. Redford (eds.). Neotropical Wildlife use and Conservation. The University Chicago Press, Chicago and London, GL. 538p.
- REYNA-HURTADO, R. & TANNER, G.W. 2005. Habitat preferences of ungulates in hunted and nonhunted areas in the Calakmul forest, Campeche, Mexico. *Biotropica*, 37: 646-685.

- REYNA-HURTADO, R.; NARANJO, E.; CHAPMAN, C.A. & TANNER, G.W. 2009. Hunting and conservation of a social ungulate: the white-lipped peccary *Tayassu pecari* in Calakmul, Mexico. *Oryx*, doi: 10.1017/s003060530999064
- RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J. & HIROTA, M.M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 141: 1142-1153, doi: 10.1016/j.biocon.2009.02.021
- RICHARD-HANSEN, C. & HANSEN, E. 2004. Hunting and wildlife management in French Guiana: current aspects and future prospects. Pp. 400-409. In: K.M. Silvius, R.E. Bodmer & J.M.V. Fragoso (eds.). People in Nature: Wildlife Conservation in South and Central America. Columbia University Press, New York, NY. 464p.
- ROBINSON, J.G. 2000. Calculating maximum sustainable harvests and percentage offtakes. Pp. 521-524. In: J.G. Robinson & E.L. Bennett (eds.). Hunting for Sustainability in Tropical Forests. Columbia University Press, New York. 582p.
- ROBINSON, J.G. & BENNETT, E.L. 2000a. *Hunting for Sustainability in Tropical Forests*. Columbia University Press, New York, NY. 582p.
- ROBINSON, J.G. & BENNETT, E.L. 2000b. Carrying capacity limits to sustainable hunting in tropical forests. Pp. 13-30. In: J.G. Robinson & E.L. Bennett (eds.). Hunting for Sustainability in Tropical Forests. Columbia University Press, New York, NY. 582p.
- ROBINSON, J.G. & BENNETT, E.L. 2004. Having your wildlife and eating it too: an analysis of hunting sustainability across tropical ecosystems. *Animal Conservation*, 7: 397-408, doi: 10.1017/s1367943004001532
- ROBINSON, J.G. & BODMER, R.E. 1999. Towards wildlife management in tropical forests. *The Journal of Wildlife Management*, 63: 1-13.
- ROBINSON, J.G. & REDFORD, K.H. 1986a. Intrinsic rate of natural increase in neotropical forests mammals: relationship to phylogeny and diet. *Oecologia*, 68: 516-520.
- ROBINSON, J.G. & REDFORD, K.H. 1986b. Body size, diet, and population density of neotropical forest mammals. *The American Naturalist*, 128: 665-680.
- ROBINSON, J.G. & REDFORD, K.H. 1991a. *Neotropical Wildlife use and Conservation*. The University Chicago Press, Chicago and London, GL. 538p.
- ROBINSON, J.G. & REDFORD, K.H. 1991b. The used and conservation of wildlife. Pp. 3-5. In: J.G. Robinson & K.H. Redford (eds.). Neotropical Wildlife use and Conservation. The University Chicago Press, London, GL. 538p.
- ROBINSON, J.G. & REDFORD, K.H. 1991c. Sustainable harvest of neotropical forest animals. Pp. 415-429. In: J.G. Robinson & K.H. Redford (eds.). Neotropical Wildlife use and Conservation. The University Chicago Press, London, GL. 538p.
- ROBINSON, J.G. & REDFORD, K.H. 1994. Measuring the sustainability of hunting in tropical forests. *Oryx*, 28: 249-256.
- ROLDÁN, A.I. & SIMONETTI J.A. 2001. Plant-mammal interactions in tropical bolivian forests with different hunting pressures. *Conservation Biology*, 15: 617-623.
- ROWCLIFFE, M. 2002. Bushmeat and the biology of conservation. *Oryx*, 36: 331.
- ROWCLIFFE, J.M.; MILNER-GULLAND, E.J. & COWLISHAW, G. 2005. Do bushmeat consumers have other fish to fry? *Trends in ecology and Evolution*, 20: 274-276.
- RUSHTON, J.; VISCARRA, R.; VISCARRA, C.; BASSET, F.; BAPTISTA, R. & BROWN, D. 2005. How important is bushmeat consumption in South America: now and in future? *Odi Wildlife Policy Briefing*, 11.
- SÁENZ, J.C. & CARRILLO, E. 2002. Jaguares depredadores de ganado e Costa Rica: ¿um prolema sin solución? Pp. 127-137. In: R. A. Medellín, C. Equihua, C.L.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw Jr., A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, E.W. Sanderson & A.B. Taber (eds.). El Jaguar en el Nuevo Milenio. Fondo de cultura económica, Universidad Nacional Autónoma de México, Wildlife Conservation Society, Ciudad de México, DF. 648p.
- SÃO BERNARDO, C.S. 2004. Abundância, densidade populacional e tamanho populacional de aves e mamíferos cinegéticos no Parque Estadual Ilha do Cardoso. *Dissertação de Mestrado*. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP, Brasil. 152p.
- SÃO BERNARDO, C.S. & GALETTI, M. 2004. Densidade e tamanho populacional de primatas em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 21: 827-32.
- SILMAN, M.R.; TERBORGH, J.W. & KILTIE, R.A. 2003. Population regulation of a dominant rain forest tree by a major seed predator. *Ecology*, 84: 431-438.
- SILVA, J.M.C. & CASTELETTI, C.H.M. 2005. Estado da biodiversidade da mata atlântica brasileira. Pp. 43-59. In: C.

- Galindo-Leal & I. G. Câmara (eds.). *Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas*. Fundação SOS Mata Atlântica & Conservação Internacional, Belo Horizonte, MG. 471p.
- SILVIUS, K.M.; BODMER, R.E. & FRAGOSO, J.M.V. 2004. *People in nature: wildlife conservation in South and Central America*. Columbia University Press, New York, NY. 464p.
- SIRÉN, A.H.; CARDENAS, J.C. & MACHOA, J.D. 2006. The relation between income and hunting in tropical forests: an economic experiment in the field. *Ecology and Society*, 11: 44.
- SMITH, N.J.H. 1976. Utilization of game along Brazil's transamazon highway. *Acta Amazônica*, 6: 455-466.
- SOUZA-MAZUREK, R.R.; PEDRINHO, T.; FELICIANO, X.; HILÁRIO, W.; GEÔNCIO, S. & MARCELO, E. 2000. Subsistence hunting among the Waimiri Atroari Indians in central Amazônia, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 9: 579-596.
- STEARMAN, A.M. 2000. A pound of flesh: social Change and modernization as factors in hunting sustainability among neotropical indigenous societies. Pp. 233-250. In: J.G. Robinson & E.L. Bennett (eds.). *Hunting for Sustainability in Tropical Forests*. Columbia University Press, New York, NY. 582p.
- STONER, K.E.; VULINEC, K.; WRIGHT, S.J. & PERES, C.A. 2007. Hunting and plant community dynamics in tropical forests: a synthesis and future directions. *Biotropica*, 39: 385-392.
- STRIER, K.B. 2000. Population viabilities and conservation implications for muriquis (*Brachyteles arachnoides*) in Brazil's Atlantic Forest. *Biotropica* 32: 903-913.
- TABARELLI, M. & PERES, C.A. 2002. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. *Biological Conservation*, 106: 165-176.
- TERBORGH, J. 1986. Keystone plant resources in the neotropical forest. Pp. 320-344. In: M.E. Soulé (ed.). *Conservation Biology, the science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, MA. 548p.
- TERBORGH, J. 1988. The big things that run the world – a sequel to E.O. Wilson. *Conservation Biology*, 2: 402-403.
- TERBORGH, J. 1992. Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica*, 24: 283-292.
- TERBORGH, J. 1999. *Requiem for nature*. Island Press. Washington, DC. 234p.
- TERBORGH, J. & WRIGHT, S.J. 1994. Effects of mammalian herbivores on plant recruitment in two neotropical forests. *Ecology*, 75: 1829-1833.
- TERBORGH, J.; LOPEZ, L.; NUNEZ, P.V.; RAO, M.; SHAHABUDDIN, G.; ORIHUELA, G.; RIVEROS, M.; ASCANIO, R.; ADLER, G.H.; LAMBERT, T.D. & BALBAS. 2001. Ecological meltdown in tropical predator-free forest fragments. *Science*, 294: 1923-1925.
- THOISY, B.; RENOUX, F. & JULLIOT, C. 2005. Hunting in northern French Guiana and its impact on primate communities. *Oryx*, 39: 149-157.
- TOWNSEND, W.R. 2000. The sustainability of subsistence hunting by the Siriono Indians of Bolivia. Pp. 267-281. In: J.G. Robinson & E.L. Bennett (eds.). *Hunting for Sustainability in Tropical Forests*. Columbia University Press, New York, NY. 582p.
- ULLOA, A.; RUBIO-TORGLER & CAMPOS-ROZO, C. 2004. Conceptual basis for selection of wildlife management strategies by the Embera people in Utría National Park, Chocó, Colombia. Pp. 11-36. In: K.M. Silvius, R.E. Bodmer & J.M.V. Fragoso (eds.). *People in Nature: Wildlife Conservation in South and Central America*. Columbia University Press, New York, NY. 464p.
- VAUGHAN, C. & RODRIGUEZ, M. 1991. White-tailed deer management in Costa Rica. Pp. 288-299. In: J.G. Robinson & K.H. Redford (eds.). *Neotropical Wildlife use and Conservation*. The University Chicago Press, London, GL. 538p.
- VICKERS, W.T. 1991. Hunting yields and the game composition over ten years in an Amazon Indian territory. Pp. 53-81. In: J.G. Robinson & K.H. Redford (eds.). *Neotropical Wildlife use and Conservation*. The University Chicago Press, London, GL. 538p.
- VIVEIROS DE CASTRO, E.B. & FERNANDEZ, F.A.S. 2004. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic Forest fragments in Brazil. *Biological Conservation*, 119: 73-80.
- WRIGHT, S.J. & DUBER, H.C. 2001. Poachers and forest fragmentation alter seed dispersal, seed survival, and seedling recruitment in the palm *Attalea butyraceae*, with implications for tropical tree diversity. *Biotropica*, 33: 583-595.
- WRIGHT & MULLER-LANDAU. 2006. The future of tropical forest species. *Biotropica*, 38: 1-15.

WRIGHT, S.J.; GOMPPER, M.E. & DELEON, B. 1994. Are large predators keystone species in the Neotropical forests? The evidence from Barro Colorado Island. *Oikos*, 71: 279-294.

WRIGHT, S.J.; ZEBALLOS, H.; DOMÍNGUEZ, I.; GALLARDO, M.M.; MORENO, M.C. & IBÁÑEZ, R. 2000. Poachers alter mammal abundance, seed dispersal and seed redation in a neotropical forest. *Conservation Biology*, 14: 227-239.

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

ZAPATA-RÍOS, G.Z. 2001. Sustentabilidad de la cacería de subsistència: el caso de cuatro comunidades quichuas em la Amazonía nororiental ecuatoriana. *Mastozoologia Neotropical*, 8: 59-66.

ZAPATA-RÍOS, G.; URGILÉS, C. & SUÁREZ, E. 2009. Mammal hunting by the Shuar of the Ecuadorian Amazon: is it sustainable? *Oryx*, 43: 375-385, doi: 10.1017/s0030605309001914

ZIMMERMAN, B.L. & BIERREGAARD, R.O. 1986. Relevance of the equilibrium theory of island biogeography and species-area relations to conservation with a case from Amazonia. *Journal of Biogeography*, 13: 13-143.

Submetido em 28/07/2010

Aceito em 25/05/2011