

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL
NÍVEL MESTRADO

ÉVERTON RENAN DE ANDRADE MELO

**O IMPACTO DA CAÇA SOBRE A COMUNIDADE DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E
GRANDE PORTE EM NOVO PARAÍSO, RORAIMA, NORTE DA AMAZÔNIA
BRASILEIRA**

Recife
2012

ÉVERTON RENAN DE ANDRADE MELO

**O IMPACTO DA CAÇA SOBRE A COMUNIDADE DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E
GRANDE PORTE EM NOVO PARAÍSO, RORAIMA, NORTE DA AMAZÔNIA
BRASILEIRA**

Dissertação apresentada como requisito parcial para
a obtenção do título de mestre em Biologia Animal
pelo Programa de Pós-Graduação em Biologia
Animal da Universidade Federal de Pernambuco.

Orientador: Antonio Rossano Mendes Pontes, PhD

Recife
2012

Catálogo na Fonte
Elaine Barroso
CRB 1728

Melo, Éverton Renan de Andrade

O impacto da caça sobre a comunidade de mamíferos de médio e grande porte em Novo Paraíso, Roraima, Norte da Amazônia brasileira/ Éverton Renan de Andrade Melo– Recife: O Autor, 2012.

75 folhas : il., fig., tab.

Orientador: Antonio Rossano Mendes Pontes

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Ciências Biológicas. Biologia Animal, 2012.

Inclui bibliografia e anexos

- 1. Mamífero 2. Caça 3. Amazônia I. Pontes, Antonio Rossano Mendes II. Título**

599

CDD (22.ed.)

UFPE/CCB- 2012- 203

ÉVERTON RENAN DE ANDRADE MELO

**O IMPACTO DA CAÇA SOBRE A COMUNIDADE DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E
GRANDE PORTE EM NOVO PARAÍSO, RORAIMA, NORTE DA AMAZÔNIA
BRASILEIRA**

Dissertação apresentada como requisito parcial para
a obtenção do título de mestre em Biologia Animal
pelo Programa de Pós-Graduação em Biologia
Animal da Universidade Federal de Pernambuco.

Aprovado em ____/____/____

BANCA EXAMINADORA

PhD. Antonio Rossano Mendes Pontes - UFPE

PhD. Mauro Galetti Rodrigues - UNESP

Dr. Eduardo Martins Venticinque - UFRN

Dr. Severino Mendes de Azevedo Júnior - UFPE

PhD. Diego Astúa de Moraes - UFPE

PhD. Marcelo Tabarelli - UFPE

AGRADECIMENTOS

A Deus, por ter me dado proteção, saúde e disposição para a realização deste trabalho.

A minha esposa Natália, por estar comigo sempre na difícil jornada da vida.

A minha mãe Egles, meu pai João José e meu irmão João Erik pelo amor incondicional e pelo constante apoio.

A todos os meus familiares e amigos, que contribuíram direta ou indiretamente para o meu desenvolvimento.

Ao orientador e amigo Antonio Rossano, por ter investido e acreditado em meu potencial, e também pela paciência e tempo dispensados.

Aos colegas e amigos Ramon, Vivian e Antonio, pela amizade e auxílio no campo e no laboratório.

À Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza, pelo financiamento do projeto.

Ao Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste (CEPAN), pela administração dos recursos do projeto.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), por ter me fornecido uma bolsa de mestrado.

Ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, pelo auxílio financeiro ao projeto e pela contribuição intelectual através das disciplinas oferecidas.

Aos moradores do assentamento Novo Paraíso, por gentilmente aceitarem contribuir com este projeto.

Aos membros da banca examinadora, por terem aceito nosso convite e nos agraciado com suas contribuições.

RESUMO

A Amazônia abriga uma grande diversidade de mamíferos, os quais são importantes fontes de alimento para seus habitantes. A caça, entretanto, pode ter forte impacto negativo sobre a mastofauna. O presente estudo comparou a taxa de avistamento, a abundância e a biomassa relativas e o tamanho médio de grupo dos mamíferos de médio e grande porte, bem como caracterizou e quantificou a pressão de caça, em duas áreas do Estado de Roraima, o Parque Nacional do Viruá (protegida) e o assentamento Novo Paraíso (caçada). Foram registradas 33 espécies, sendo 25 no assentamento Novo Paraíso e 21 no Parque Nacional do Viruá. Não houve diferença significativa entre as taxas de avistamento, as abundâncias e biomassas relativas e os tamanhos de grupo de mamíferos entre as duas áreas, embora os valores totais tenham sido maiores em Viruá devido à abundância mais alta de *Tayassu pecari*, o qual não foi registrado em Novo Paraíso. Isso indica que *Tayassu pecari* pode estar em vias de extinção local, principalmente por ter sido a espécie mais caçada no assentamento. Através de entrevistas com 50 caçadores, estimamos que, em 37 anos, 31.458 mamíferos de 42 espécies foram caçados. Houve correlação positiva significativa entre a biomassa caçada e a biomassa relativa de mamíferos, indicando que a caça é direcionada principalmente às espécies de maior porte e também àquelas mais abundantes. Entretanto, nossos resultados indicam que a intensidade da caça em Novo Paraíso é sustentável a curto prazo (exceto para *T. pecari*), mas que a diminuição histórica da eficiência da caça revela que a abundância de mamíferos pode já ter sido maior. Isso evidencia a necessidade de medidas que mantenham a exploração da caça em níveis sustentáveis.

Palavras-chave: Amazônia. Mamíferos. Caça. Assentamento. Conservação.

ABSTRACT

The Amazonia holds a high diversity of mammals, which are an important source of food for their inhabitants. Hunting, however, can have a strong negative impact upon the mammal community. The current study compared sighting rates, relative abundances and biomasses and group sizes of medium-sized and large mammals, as well as characterized and quantified hunting pressure, in two sites of the state of Roraima, Viruá National Park (protected) and Novo Paraíso human settlement (hunted). We recorded 33 species, of which 25 were in the Novo Paraíso human settlement and 21 in the Viruá National Park. There were no significant differences on sighting rates, relative abundances and biomasses and group sizes of mammals between the two areas, although the totals have been higher in Viruá due to the higher abundance of *T. pecari*, which was not recorded in Novo Paraíso settlement. This suggests that *T. pecari* may be in the brink of local extinction, mainly for having been the most hunted species in the settlement. Through interviews with 50 hunters we estimated that, in 37 years, 31,458 mammals of 42 species were harvested. There was a positive significant relationship between the hunted biomass and the relative biomass, which suggests that hunting is directed towards larger species and also to the most abundant ones. However, our results also suggest that hunting intensity in Novo Paraíso settlement is sustainable in the short term (except for *T. pecari*), but that the historic decline in hunting efficiency indicates that abundances could have been higher in the past. This highlights the need for measures that maintain hunting activities in sustainable levels.

Keywords: Amazonia. Mammals. Hunting. Settlement. Conservation.

SUMÁRIO

1	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	7
2	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	16
3	ARTIGO A SER SUBMETIDO AO PERIÓDICO “BIODIVERSITY AND CONSERVATION”	22
	RESUMO	23
	INTRODUÇÃO.....	24
	METODOLOGIA.....	26
	RESULTADOS.....	34
	DISCUSSÃO	40
	CONCLUSÃO.....	48
	LISTA DE REFERÊNCIAS	48
	TABELAS	56
	LEGENDA DAS FIGURAS.....	63
	FIGURAS.....	64
	ANEXOS.....	72

1 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

A Amazônia brasileira representa mais de um terço de toda a floresta tropical da Terra, grande parte da qual ainda permanece remota e inexplorada (PERES, 2000). No entanto, áreas contínuas de floresta nativa estão se tornando cada vez mais raras na Amazônia, principalmente próximo a regiões altamente povoadas (LAURANCE, 1998). Vastas extensões de floresta primária estão sendo degradadas pelo desmatamento, fragmentação, efeitos de borda, corte seletivo, incêndios, mineração ilegal e outras atividades prejudiciais (LAURANCE; PERES, 2006). Como resultado, grande parte da cobertura vegetal restante ocorre em manchas de floresta primária circundadas por habitats modificados, tais como pastagens, campos de agricultura e florestas secundárias (STONE *et al*, 2009).

Florestas tropicais secundárias podem sustentar uma alta abundância de vida selvagem (PARRY *et al*, 2007), no entanto, o valor de conservação de habitats em mosaicos pode ser severamente comprometido pelas práticas de caça dos povos locais (PERES; PALACIOS, 2007). Animais selvagens são uma importante parte da dieta de muitos habitantes da Floresta Amazônica, porém, a caça pode ter forte impacto negativo sobre as populações de vertebrados (PERES, 1990; ALVARD, 1994; BODMER, 1994; ALVARD *et al*, 1997). Além disso, estudos sugerem que muitos povos amazônicos têm se tornado mais sedentários (VICKERS, 1991; STEARMAN; REDFORD, 1995) e a crescente disponibilidade de armas de caça e meios de transporte mais eficientes intensifica a pressão de caça, resultando no declínio da abundância de vertebrados nas áreas próximas a aglomerações humanas (SOUZA-MAZUREK *et al*, 2000). Nesse contexto, grandes mamíferos, tais como antas, porcos e macacos, estão entre as espécies

mais caçadas (REDFORD; ROBINSON, 1987; ALVARD, 1994; BODMER, 1995; FRAGOSO *et al*, 2000; PERES, 2000).

Em relação à legislação de caça no Brasil, a Lei 5.197 de 1967 proíbe esta prática, com exceção de situações nas quais peculiaridades regionais comportem tal prática. Essas situações foram regulamentadas pela Lei 9.605 de 1998, que, em seu artigo 37, traz o seguinte texto:

Art. 37. Não é crime o abate de animal, quando realizado:

I - em estado de necessidade, para saciar a fome do agente ou de sua família;

II - para proteger lavouras, pomares e rebanhos da ação predatória ou destruidora de animais, desde que legal e expressamente autorizado pela autoridade competente;

III - (VETADO)

IV - por ser nocivo o animal, desde que assim caracterizado pelo órgão competente.

Assim sendo, a caça, quando de subsistência, é permitida no Brasil.

O Brasil é o país com maior diversidade de mamíferos da Terra (MITTERMEIER *et al*, 1997). Atualmente, são conhecidas 688 espécies de mamíferos no país, das quais 69 encontram-se ameaçadas de extinção. Somente na Amazônia brasileira ocorrem 350 espécies de mamíferos, sendo 41 endêmicas e 21 ameaçadas de extinção (MMA, 2008; REIS *et al*, 2011). Os mamíferos desempenham um importante papel na manutenção e regeneração das florestas tropicais. Eles proveem serviços ecológicos vitais para a estruturação das comunidades biológicas, tais como predação e dispersão de sementes, polinização, folivoria, frugivoria e como predadores de topo (TERBORGH, 1992; CUARÓN, 2000). Além disso, muitos mamíferos, tais como primatas e grandes felinos, são espécies carismáticas e têm sido usadas como espécies bandeira ou servido como guarda-chuvas, promovendo a conservação nas regiões tropicais (CUARÓN, 2000). Entretanto, os mamíferos são geralmente o grupo favorito

dos povos nativos, seja para alimentação e uso das partes (pele, dentes, ossos), seja como animais de estimação (ROBINSON; REDFORD, 1991).

A mortalidade animal em uma paisagem antropizada está fortemente relacionada à distribuição espacial do esforço de caça (SIRÉN *et al*, 2004). No geral, áreas de caça próximas a vilas e assentamentos na Amazônia são usadas mais frequentemente pelos caçadores do que áreas mais distantes, resultando na redução da abundância das espécies cinegéticas em áreas próximas às aglomerações humanas. Consequentemente, as taxas de encontro de presas são normalmente mais baixas nessas áreas do que naquelas mais remotas e levemente caçadas (ALVARD, 1994). Em áreas de floresta contínua, no entanto, a caça pode não ser tão deletéria quando se considera a ocorrência da dinâmica fonte-dreno, onde a persistência de populações em um habitat dreno de baixa qualidade depende da imigração a partir de um habitat fonte de alta qualidade (PULLIAM, 1988).

Dinâmicas fonte-dreno são frequentemente citadas em estudos sobre a caça (ALVARD *et al*, 1997; PERES, 2001; SIRÉN *et al*, 2004; NOVARO *et al*, 2005; PERES; NASCIMENTO, 2006; NARANJO; BODMER, 2007) e recomendações de manejo da fauna cinegética regularmente incluem o estabelecimento de áreas de reserva, as quais servem como refúgios para as populações de presas (FRAGOSO *et al*, 2000; BODMER; ROBINSON, 2004). Tais refúgios estabilizam a dinâmica predador-presa e acredita-se fortemente que sejam a chave para a persistência das espécies caçadas por toda a Amazônia (PERES, 2001). Nesse sentido, a implantação de reservas florestais seria uma boa alternativa para garantir a persistência da biodiversidade a longo prazo, por meio da proteção integral e do desenvolvimento sustentável por elas proporcionados (PERES, 2000).

As reservas estão geralmente incrustadas em uma matriz florestal benigna e extensa o suficiente para suportar um conjunto completo de espécies e os processos ecológicos em uma escala de paisagem (PERES, 2000, 2005). Dessa forma, o principal papel das unidades de conservação seria o de evitar os efeitos negativos das atividades humanas, tais como a exploração indiscriminada de recursos (incluindo a caça) e mudanças na paisagem, além de conservar as características naturais e culturais dessas áreas (CARRILLO *et al*, 2000).

No intuito de avaliar se as unidades de conservação realmente atendem aos objetivos para os quais foram criadas, vários estudos têm sido desenvolvidos nos neotrópicos. Carrillo *et al* (2000) observaram que as espécies de mamíferos mais caçadas na Costa Rica apresentaram maiores abundâncias nas áreas protegidas, revelando que o estabelecimento de unidades de conservação claramente tem efeito positivo sobre as populações de algumas espécies. Peres e Nascimento (2006) encontraram uma densidade de vertebrados caçados de 94 ind/km² numa reserva indígena no sudeste da Amazônia brasileira, enquanto que, numa área próxima mas não caçada, a abundância das mesmas espécies foi de 223 ind/km², concluindo ainda que 16 das 18 espécies registradas têm sido consideravelmente prejudicadas pela caça.

Lopes e Ferrari (2000) também relataram maior taxa de avistamento de mamíferos em uma unidade de conservação do que em quatro áreas caçadas no extremo oeste da Amazônia, havendo forte correlação negativa entre a abundância das espécies caçadas e a pressão de caça. Mesmo resultado encontraram Endo *et al* (2010), ao registrarem maiores abundância e biomassa de vertebrados em cinco unidades de conservação do que em duas áreas caçadas na Amazônia peruana. Em estudo no Panamá, Glanz (1991) registrou, em florestas sujeitas a pressão de caça, abundâncias de mamíferos que variaram de 7 a 64% dos valores encontrados na floresta não caçada da

ilha de Barro Colorado. Todos esses resultados, portanto, nos levam a concluir que as unidades de conservação livres da caça desempenham papel fundamental na preservação das comunidades de mamíferos.

Semelhantemente, áreas de floresta primária distantes de aglomerações humanas podem ser tão ou mais eficientes na manutenção da biodiversidade quanto as áreas de reserva, mesmo sem serem oficialmente protegidas. Em estudo realizado na Amazônia central brasileira, Peres *et al* (2003) registraram 35 espécies de vertebrados em uma área não caçada distante de populações humanas e em áreas caçadas adjacentes, das quais 24 apresentaram abundâncias menores nas áreas caçadas e 11 não diferiram significativamente entre as áreas. Segundo Alvard (1994), a depleção local na população das presas pode ser indicada por baixas taxas de encontro próximo às vilas. Porém, Alvard *et al* (1997), em estudo realizado no Peru, averiguaram que apenas a abundância dos grandes primatas variou significativamente em função da distância da vila, apresentando menores valores nas áreas mais próximas e mais caçadas. As demais espécies de presas não apresentaram diferença significativa nas taxas de encontro em função da distância para a vila.

Peres (2000) encontrou uma densidade de mamíferos ligeiramente menor em seis áreas não caçadas (227,6 ind/km²) do que em 19 áreas caçadas na Amazônia (245,43 ind/km²), embora em termos de biomassa as áreas não caçadas tenham superado consideravelmente as caçadas (723,7 e 467,13 ind/km², respectivamente). Segundo o autor, isso ocorreu porque a pressão de caça é muito maior sobre as espécies de grande porte, o que reduz sua abundância e a biomassa total nas áreas caçadas. As espécies de pequeno porte, entretanto, tiveram maiores abundâncias nos locais mais caçados, o que resultou numa abundância total mais alta nessas áreas. Uma possível explicação para isso é que as espécies de pequeno porte seriam liberadas da competição e da predação

por espécies direta ou indiretamente suprimidas em áreas caçadas, entrando em um processo de compensação parcial de densidade (PERES; DOLMAN, 2000; ENDO, 2010).

Embora sejam conhecidos os efeitos benéficos das áreas fontes, uma alta taxa de dispersão da fonte para o dreno pode custar à população fonte a diminuição de sua viabilidade (“risco-fonte”), ou até mesmo ocasionar a sua extinção (AMARASEKARE, 2004). Dessa forma, para cada espécie localmente explorada pela caça, a taxa de retirada em um determinado espaço de tempo não deveria exceder a taxa de imigração a partir da fonte e a taxa reprodutiva. Isso implica que somente seria possível compensar o custo biológico da caça se a ocupação humana ao redor dos assentamentos fosse estabilizada, mesmo com a população em crescimento (SIRÉN *et al*, 2004). Entretanto, simples modelos fonte-dreno podem não funcionar quando meios de transporte motorizados estão disponíveis e a distância não age como forte barreira à locomoção dos caçadores (SOUZA-MAZUREK *et al*, 2000).

Ao compararmos as abundâncias de espécies caçadas em diferentes áreas, a qualidade do habitat, incluindo estrutura florestal, fertilidade dos solos, disponibilidade de alimento e densidade de sítios de reprodução, podem ser mais determinantes do que o impacto da caça (PERES, 2000; PERES; PALACIOS, 2007). No entanto, comparações entre áreas com diferentes níveis de caça, mas com características ambientais similares, sugerem que a caça tem grande impacto negativo sobre os estoques de presas, sendo também a abundância correlacionada com a história de vida das espécies, o que inclui taxa intrínseca de crescimento, longevidade e tempo de geração (BODMER *et al*, 1997; PERES; NASCIMENTO, 2006). Nesse sentido, espécies levemente caçadas atualmente podem o ser devido a uma combinação de baixa

preferência de caça e baixa abundância natural, ao invés de terem sido depletadas a partir de uma alta abundância prévia (OHL-SCHACHERER *et al*, 2007).

Da mesma forma que a composição espacial da paisagem é um fator capaz de influenciar as preferências de habitat dos caçadores, as distâncias a serem percorridas também influenciam a escolha do habitat pelos predadores, sejam eles animais ou humanos (MATTHIOPOULOS, 2003; PARRY *et al*, 2009). Caçadores preferem minimizar os custos de deslocamento e muitas comunidades estão mais próximas de habitats de plantações em repouso do que da floresta primária, favorecendo, desse modo, a caça direcionada a habitats perturbados (SMITH, 2008; PARRY *et al*, 2009). Esses ambientes antropizados abertos podem ser sítios de caça bastante produtivos (ROBINSON; BENNETT, 2004; WILKIE; LEE, 2004) devido à alta produção de brotos no solo e à baixa biomassa de lenhosas não comestíveis (PARRY *et al*, 2009).

Segundo Alvard *et al.* (1997), aproximadamente 87% dos animais consumidos por uma comunidade nativa do Peru foram caçados dentro de um raio de 10 km a partir da vila, e esse parece ser o padrão geral da caça nos neotrópicos. Todavia, a longo prazo, a sobrecaça contribui para a redução da abundância das espécies cinegéticas próximo às áreas antropizadas, de tal forma que os caçadores têm que ir cada vez mais longe para conseguir capturá-las (OHL-SCHACHERER *et al*, 2007).

Peres e Palacios (2007) relataram que, das 30 espécies de vertebrados registradas em 101 áreas na Amazônia, 22 apresentaram abundâncias significativamente menores nas áreas mais caçadas, sendo os mamíferos de maior porte os que declinaram mais rapidamente. Essas áreas mais caçadas geralmente estão próximas a vilarejos e assentamentos, o que resulta na diminuição da abundância das presas em tais áreas. Souza-Mazurek *et al.* (2000) observaram que o sucesso de captura (especialmente de grandes mamíferos como *Tapirus terrestris*, *Pecari tajacu* e *Ateles paniscus*) foi muito

maior nos sítios de caça mais distantes da vila, mesmo com a maioria das caçadas ocorrendo dentro de um raio de 10 km, o que indica possível sobrecaça na área próxima à vila. Segundo os autores, o uso de meios de transporte motorizados possibilitou uma eficiência de caça muito maior, tanto por facilitar o acesso a áreas mais distantes, quanto por aumentar a capacidade de transporte de presas.

Semelhantemente, Fragoso *et al.* (2000) relataram que os índios Xavantes do cerrado brasileiro caçam com muito mais frequência nas áreas próximas às aldeias, acarretando diminuição gradual da eficiência da caça como resultado da redução das densidades de grandes mamíferos no entorno dessas aldeias. Porém, nas caçadas realizadas longe das aldeias, a eficiência da caça era maior.

Parry *et al.* (2009), em estudo no norte da Amazônia, relataram que 71% dos abates de presas em três vilas foram realizados em florestas primárias e a maior parte dos esforços de caça foi dirigida a estes habitats. No entanto, a taxa de captura por unidade de esforço nessas florestas foi menor do que a alcançada em campos abandonados. Neste mesmo estudo, constatou-se também que a eficiência da caça foi maior nas áreas localizadas a até 1 quilômetro da vila. Alvard *et al.* (1997), por outro lado, não encontraram relação significativa entre a taxa de encontro de presas e a distância para vilas na Amazônia peruana, exceto apenas para *Ateles paniscus*, que apresentou maiores taxas em áreas longe das vilas.

A teoria do forrageamento ótimo (EMLEN, 1966; MACARTHUR; PIANKA, 1966) prediz que a busca de alimento por um organismo é feita de forma a maximizar a sua absorção de energia por unidade de tempo, de maneira que ele consiga o máximo de calorias no menor espaço de tempo possível. Contudo, quando as espécies preferidas estão exauridas, a amplitude de espécies caçadas torna-se maior, uma vez que os caçadores são forçados a aceitar presas menos apreciadas (ALVARD, 1994; BODMER

et al, 1997; JEROZOLIMSKI; PERES, 2003; ROWCLIFFE *et al*, 2003). Nesse contexto, a existência de tabus e preferências de caça restringe a diversidade de espécies caçadas, podendo também funcionar como um mecanismo para a conservação por reduzir a pressão de caça sobre algumas espécies de mamíferos (MCDONALD, 1977; COLDING, 1998).

Os termos “tabu alimentar” ou “tabu de caça” referem-se basicamente a preferências alimentares espécie-específicas particularmente aplicadas à espécie humana, uma vez que envolvem não apenas preferências de paladar, mas também fatores religiosos (principalmente em comunidades indígenas) e socioculturais (mitologias, crendices e superstições) (DESCOLA, 1986; MEYER-ROCHOW, 2009). Embora a mera “evitação” de uma potencial fonte alimentar não signifique por si só um tabu alimentar, essa evitação pode tornar-se tão regular que venha a se transformar em uma tradição e por fim em um tabu (SIMOONS, 1994). Tais tabus, quando impostos aos indivíduos pelos próprios integrantes do grupo, podem agir como fatores de coesão e de identidade dentro das comunidades, estreitando os laços de afinidade entre seus membros (MEYER-ROCHOW, 2009).

Nesse sentido, os diferentes aspectos culturais de cada população exercem impactos em várias escalas sobre a vida selvagem. As espécies escolhidas ou evitadas, a forma de extração (técnicas de caça), a quantidade extraída e o motivo ou finalidade são alguns dos fatores fundamentais para compreender o grau de impacto da caça sobre a fauna local e regional (TRINCA; FERRARI, 2006), bem como para subsidiar ações de manejo sustentável e conservação.

Os trabalhos sobre mamíferos no Estado de Roraima são relativamente recentes e se concentraram principalmente na Estação Ecológica de Maracá (*e.g.*, FRAGOSO, 1998, 2004; MENDES PONTES, 1997, 1999, 2004; MENDES PONTES *et al*, 2007),

nas Reservas Indígenas Waimiri-Atroari (*e.g.*, SOUZA-MAZUREK *et al*, 2000), Ianomami e Macuxi (*e.g.*, FRAGOSO, 2004), sendo ausentes em áreas de assentamento recentemente colonizadas. Em face da limitada quantidade de estudos desenvolvidos, a diversidade de mamíferos e o impacto da caça sobre eles, assim como de todos os tipos de uso da vida selvagem pelas populações humanas de Roraima, permanecem ainda praticamente desconhecidos.

2 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVARD, M. S. Conservation by native peoples: Prey choice in a depleted habitat. **Human Naturalist**, n. 2, p. 127–154, 1994.
- ALVARD, M. S. *et al*. The sustainability of subsistence hunting in the Neotropics. **Conservation Biology**, n. 11, p. 977–982, 1997.
- AMARASEKARE, P. The role of density-dependent dispersal in source–sink dynamics. **Journal of Theoretical Biology**, n. 226, p. 159–168, 2004.
- BODMER, R. E. Managing wildlife with local communities in the Peruvian Amazon. In: WESTERN, D.; WRIGHT, R. M. (Eds.) **Natural Connections. Perspectives in Community-based Conservation**. Washington: Island Press, 1994.
- BODMER, R. E. Managing Amazonian wildlife: biological correlates of game choice by detribalized hunters. **Ecological Applications**, n. 5, p. 872–877, 1995.
- BODMER, R. E.; EISENBERG, J. F.; REDFORD, K. H. Hunting and the likelihood of extinction of Amazonian mammals. **Conservation Biology**, n. 11, p. 460–466, 1997.
- BODMER, R. E.; ROBINSON, J. G. Evaluating the sustainability of hunting in the Neotropics. In: SILVIUS, K. M; BODMER, R. E.; FRAGOSO J. M. V. (Eds.) **People in Nature: wildlife conservation in South and Central America**. New York: Columbia University Press, 2004. p. 299–323.
- CARRILLO, E.; WONG, G.; CUÁRON, A. D. Monitoring mammal populations in Costa Rica protected areas under different hunting restrictions. **Conservation Biology**, n. 14, p. 1580–1591, 2000.

- COLDING, J. Analysis of hunting options by the use of general food taboos. **Ecological Modelling**, n. 110, p. 5–17, 1998.
- CUARÓN, A. D. A global perspective on habitat disturbance and tropical rainforest mammals. **Conservation Biology**, n. 14, v. 6, p. 1574–1579, 2000.
- DESCOLA, P. La Nature Domestique. Symbolisme et Praxis dans l'écologie des Achuar. Reprinted in Cambridge University Press 1994 as in the Society of Nature. **A Native Ecology in Amazonia**. Cambridge: Cambridge University Press, 1986.
- EMLEN, J. M. The role of time and energy in food preference. **American Naturalist**, n. 100, p. 611–617, 1966.
- ENDO, W. *et al.* Game vertebrate densities in hunted and nonhunted forest sites in Manu National Park, Peru. **Biotropica**, n. 42, v. 2, p. 251–261, 2010.
- FRAGOSO, J. M. V. Home range and movement patterns of white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) herds in the northern Brazilian Amazon. **Biotropica**, n. 30, p. 458–469, 1998.
- FRAGOSO, J. M. V. A long-term study of white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) population fluctuation in northern Amazonia. In: SILVIUS, K.; BODMER, R. E.; FRAGOSO, J. M. V. (Eds.) **People in nature: wildlife conservation in South and Central America**. New York: Columbia University Press, 2004. p. 286–296.
- FRAGOSO, J. M. V.; SILVIUS, K. M.; PRADA VILLALOBOS, M. **Manejo de Fauna na Reserva Xavante Rio das Mortes: Cultura Indígena e Método Científico Integrados para Conservação**. Brasília: WWF Brasil, v. 4, 68pp, 2000.
- GLANZ, W. E. Mammalian densities at protected versus hunted sites in central Panama. In: ROBINSON, J. G.; REDFORD, K. H. (Eds.) **Neotropical wildlife use and conservation**. Chicago: University of Chicago Press, 1991, p. 163–173.
- HURTADO-GONZALES, J.; BODMER, R. E. Assessing the sustainability of brocket deer hunting in the Tamshiyacu-Tahuayo Communal Reserve, northeastern Peru. **Biological Conservation**, n. 116, p. 1–7, 2004.
- JEROZOLIMSKI, A.; PERES, C. A. Bringing home the biggest bacon: a cross-site analysis of the structure of hunter-kill profiles in Neotropical forests. **Biological Conservation**, n. 111, p. 415–425, 2003.

- LAURANCE, W. F. A crisis in the making: responses of Amazonian forests to land use and climate change. **Trends in Ecology and Evolution**, n. 13, p. 411–415, 1998.
- LAURANCE, W. F.; PERES, C. A. (Eds.) **Emerging Threats to Tropical Forests**. Chicago: University of Chicago Press, 2006.
- LOPES, M. A., FERRARI, S. F. Effects of human colonization on the abundance and diversity of mammals in Eastern Brazilian Amazonia. **Conservation Biology**, n. 14, p. 1658–1665, 2000.
- LOURIVAL, R. F. F.; FONSECA, G. A. B. Análise da sustentabilidade do modelo de caça tradicional, no Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, MS. In: VALLADARES-PADUA, C.; BODMER, R. E. (Eds.) **Manejo e Conservação de Vida Silvestre no Brasil**. Belém: Sociedade Civil Mamirauá, MCT-CNPq, 1997, p. 123–172.
- MACARTHUR, R. H.; PIANKA, E. R. On optimal use of patchy environment. **American Naturalist**, n. 100, p. 603–609, 1966.
- MCDONALD, D. R. Food taboos: A primitive environmental protection agency (South America). **Anthropos**, n. 72, p. 734–748, 1977.
- MATTHIOPOULOS, J. The use of space by animals as a function of accessibility and preference. **Ecological Modelling**, n. 159, p. 239–268, 2003.
- MENDES PONTES, A. R. Habitat partitioning among primates in Maracá Island, Roraima, northern Brazilian Amazonia. **International Journal of Primatology**, n. 18, p. 131–157, 1997.
- MENDES PONTES, A. R. Environmental determinants of primate abundance in Maracá Island, Roraima, Brazilian Amazonia. **Journal of Zoology**, n. 247, p. 189–199, 1999.
- MENDES PONTES, A. R. Ecology of a community of mammals in a seasonally dry forest in Roraima, Brazilian Amazon. **Mammalian Biology**, n. 69, p. 319–336, 2004.
- MENDES PONTES, A. R.; CHIVERS, D.J.; LEE, P. C. Effect of biomass on assemblages of large mammals in a seasonally dry forest in the Brazilian Amazonia. **Journal of Zoology**, n. 271, p. 278–287, 2007.
- MENDES PONTES, A. R.; DANTAS, M.; MAGNUSSON, W. E. Low Primate Diversity and Abundance in Northern Amazonia and Its Implications for Conservation. **Biotropica**. No prelo.
- MEYER-ROCHOW, V. B. Food taboos: origins and purposes. **Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine**, n. 5, p. 18, 2009.

- MITTERMEIER, R. A.; GIL, P. R.; MITTERMEIER, C. G. (Eds.) **Megadiversity: Earth's Biologically Wealthiest Nations**. Mexico City: Conservation International, CEMEX/Agrupacion Sierra Madre, 1997.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. Mamíferos. In: _____ (Eds.) **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Biodiversidade 19. Brasília, DF. Disponível em: http://www.mma.gov.br/estruturas/179/_arquivos/vol_ii_mamferos.pdf. Acesso em: 31 de ago. 2011
- NARANJO, E. J.; BODMER, R. E. Source-sink systems and conservation of hunted ungulates in the Lacandon Forest, Mexico. **Biological Conservation**, n. 138, p. 412–420, 2007.
- NOVARO, J. A.; FUNES, M. C.; WALKER, R. S. An empirical test of source-sink dynamics induced by hunting. **Journal of Applied Ecology**, n. 42, p. 910–920, 2005.
- OHL-SCHACHERER, J. *et al.* The sustainability of subsistence hunting by Matsigenka native communities in Manu National Park, Peru. **Conservation Biology**, n. 21, p. 1174–1185, 2007.
- PARRY, L.; BARLOW, J.; PERES, C. A. Large-vertebrate assemblages of primary and secondary forests in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology**, n. 23, p. 653–662, 2007.
- PARRY, L.; BARLOW, J.; PERES, C. A. Allocation of hunting effort by Amazonian smallholders: Implications for conserving wildlife in mixed-use landscapes. **Biological Conservation**, n. 142, p. 1777–1786, 2009.
- PERES, C. A. Effects of hunting on western Amazonian primate community. *Biological Conservation*, n. 54, p. 47–59, 1990.
- PERES, C. A. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. **Conservation Biology**, n. 14, p. 240–253, 2000.
- PERES, C. A., DOLMAN, P. Density compensation in neotropical primate communities: evidence from 56 hunted and non-hunted Amazonian forests of varying productivity. **Oecologia**, n. 122, p. 175–189, 2000.
- PERES, C. A. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. **Biological Conservation**, n. 15, p. 1490–1505, 2001.
- PERES, C. A. Why we need mega-reserves in Amazonian forests. **Conservation Biology**, n. 19, p. 728–733, 2005.

- PERES, C. A.; NASCIMENTO, H. S. Impact of game hunting by the Kayapó of southeastern Amazonia: implications for wildlife conservation in tropical forest indigenous reserves. **Biodiversity and Conservation**, n. 15, p. 2627-2653, 2006.
- PERES, C. A.; PALACIOS, E. Basin-wide effects of game harvest on vertebrate population densities in Amazonian forests: implications for animal-mediated seed dispersal. **Biotropica**, n. 39, p. 304–315, 2007.
- PULLIAM, H. R. Sources, sinks, and population regulation. **American Naturalist**, n. 132, p. 652–661, 1988.
- REDFORD, K. H.; ROBINSON, J. G. The game of choice: patterns of Indian and colonist hunting in the Neotropics. **American Anthropologist**, n. 89, p. 650–667, 1987.
- REIS, N. L. *et al.* (Eds.) **Mamíferos do Brasil**. 2 ed. Londrina: Edição do autor, 2011.
- ROBINSON, J. G.; BENNETT, E. L. Having your wildlife and eating it too: an analysis of hunting sustainability across tropical ecosystems. **Animal Conservation**, n. 7, p. 397–408, 2004.
- ROBINSON, J. G.; REDFORD, K. H. Sustainable harvest of Neotropical forest mammals. In: ROBINSON, J. G.; REDFORD, K. H. (Eds.) **Neotropical wildlife use and conservation**. Chicago: University of Chicago Press, 1991, p. 415–429.
- ROWCLIFFE, J. M.; COWLISHAW, G.; LONG, J. A model of human hunting impacts in multi-prey communities. **Journal of Applied Ecology**, n. 40, p. 872–889, 2003.
- SIMOONS, F. J. **Eat not this flesh: food avoidances from prehistory to the present**. 2. Ed. Madison: University of Wisconsin Press, 1994.
- SIRÉN, A.; HAMBACK, P.; MACHOA, J. Including spatial heterogeneity and animal dispersal when evaluating hunting: a model analysis and an empirical assessment in an Amazonian community. **Conservation Biology**, n. 18, p. 1315–1329, 2004.
- SMITH, D. A. The spatial patterns of indigenous wildlife use in western Panama: Implications for conservation management. **Biological Conservation**, n. 141, p. 925–937, 2008.
- SOMBROEK, W. Spatial and Temporal Patterns of Amazon Rainfall. **Ambio**, n. 30, v. 7, p. 388–396, 2001.
- SOUZA-MAZUREK, R. R. *et al.* Subsistence hunting among the Waimiri Atroari Indians in central Amazonia, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, n. 9, p. 579–596, 2000.

- STEARMAN, A. M.; REDFORD, K. H. Game management and cultural survival: the Yuqui Ethnodevelopment Project in lowland Bolívia. **Oryx**, n. 29, v. 1, p. 29–34, 1995.
- STONE, A. I. *et al.* Non-volant mammalian diversity in fragments in extreme eastern Amazonia. **Biodiversity and Conservation**, n. 18, p. 1685–1694, 2009.
- TERBORGH, J. Maintenance of diversity in tropical forests. **Biotropica**, n. 24, p. 283–292, 1992.
- TRINCA, C. T.; FERRARI, S. F. Caça em assentamento rural na Amazônia mato-grossense. In: JACOBI, P. R.; FERREIRA, L. C. (Eds.) **Diálogos em ambiente e sociedade no Brasil**. Pinheiros, SP, Brasil: Annablume Editora, 2006.
- VICKERS, W. T. Hunting yields and game composition over ten years in an Amazon Indian village territory. In: ROBINSON, J. G.; REDFORD, K. H. (Eds.) **Neotropical Wildlife Use and Conservation**. Chicago: University of Chicago Press, 1991. p. 53–81.
- WILKIE, D. S; LEE, R. J. Hunting in agroforestry systems and landscapes: conservation implications in West-Central Africa and Southeast Asia. In: SCHROTH, G.; DA FONSECA, G. A. B.; HARVEY, C. A.; VASCONCELES, H. L.; IZAC, A-M. N. (Eds.) **Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes**. Washington DC: Island Press, 2004. p. 346–370.

3 ARTIGO A SER SUBMETIDO AO PERIÓDICO “BIODIVERSITY AND CONSERVATION”

Editora: Springer (Holanda)

Fator de Impacto (2010): 2,146

Qualis CAPES: AI (Ciências Biológicas I)

Normas de submissão: Anexo 2

O impacto da caça sobre a comunidade de mamíferos de médio e grande porte em Novo Paraíso, Roraima, norte da Amazônia brasileira

ÉVERTON RENAN DE ANDRADE MELO¹, ANTONIO ROSSANO MENDES PONTES¹.

1. Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Ciências Biológicas, Departamento de Zoologia, Laboratório de Estudo e Conservação da Natureza. R. Prof. Moraes Rego, 1235, Cidade Universitária, Recife, PE, Brazil. CEP. 50740-620.

E-mail para correspondência: everton.renan.am@gmail.com. Telefone/fax: 00.55.81.21268353

RESUMO

A Amazônia abriga uma grande diversidade de mamíferos, os quais são importantes fontes de alimento para seus habitantes. A caça, entretanto, pode ter forte impacto negativo sobre a mastofauna. O presente estudo comparou a taxa de avistamento, a abundância e a biomassa relativas e o tamanho médio de grupo dos mamíferos de médio e grande porte, bem como caracterizou e quantificou a pressão de caça, em duas áreas do Estado de Roraima, o Parque Nacional do Viruá (protegida) e o assentamento Novo Paraíso (caçada). Foram registradas 33 espécies, sendo 25 no assentamento Novo Paraíso e 21 no Parque Nacional do Viruá. Não houve diferença significativa entre as taxas de avistamento, as abundâncias e biomassas relativas e os tamanhos de grupo de mamíferos entre as duas áreas, embora os valores totais tenham sido maiores em Viruá devido à abundância mais alta de *Tayassu pecari*, o qual não foi registrado em Novo Paraíso. Isso indica que *Tayassu pecari* pode estar em vias de extinção local, principalmente por ter sido a espécie mais caçada no assentamento. Através de entrevistas com 50 caçadores, estimamos que, em 37 anos, 31.458 mamíferos de 42 espécies foram caçados. Houve correlação positiva significativa entre a biomassa caçada e a biomassa relativa de mamíferos, indicando que a caça é direcionada principalmente às espécies de maior porte e também àquelas mais abundantes. Entretanto, nossos resultados indicam que a intensidade da caça em Novo Paraíso é sustentável a curto prazo (exceto para *T. pecari*), mas que a diminuição histórica da eficiência da caça revela que a abundância de mamíferos pode já ter sido maior. Isso evidencia a necessidade de medidas que mantenham a exploração da caça em níveis sustentáveis.

Palavras-chave: Amazônia. Mamíferos. Caça. Assentamento. Conservação.

INTRODUÇÃO

A Amazônia brasileira representa mais de um terço de toda a floresta tropical da Terra (Peres 2000), entretanto, vastas extensões de floresta primária estão sendo degradadas pelo desmatamento, fragmentação, incêndios, mineração ilegal e outras atividades prejudiciais (Laurance e Peres 2006). Como resultado, grande parte da cobertura vegetal restante ocorre em manchas de floresta primária circundadas por habitats modificados, tais como pastagens, campos de agricultura e florestas secundárias (Stone et al. 2009).

Florestas tropicais secundárias podem sustentar uma alta abundância de vida selvagem (Parry et al. 2007), no entanto, o valor de conservação de habitats em mosaicos pode ser severamente comprometido pelas práticas de caça dos povos locais (Peres e Palacios 2007). Animais selvagens são uma importante parte da dieta de muitos habitantes da Floresta Amazônica, mas a caça pode ter forte impacto negativo sobre as populações de vertebrados (Peres 1990; Alvard et al. 1997). Além disso, os povos amazônicos têm se tornado mais sedentários (Vickers 1991) e a crescente disponibilidade de armas e meios de transporte mais eficientes intensifica a pressão de caça (Souza-Mazurek et al. 2000). Nesse contexto, os grandes mamíferos estão entre as espécies mais caçadas (Redford e Robinson 1987; Bodmer 1995; Peres 2000).

A mortalidade animal em uma paisagem antropizada está fortemente relacionada à distribuição espacial do esforço de caça (Sirén et al. 2004). No geral, áreas de caça próximas a vilas e assentamentos na Amazônia são usadas mais frequentemente pelos caçadores do que áreas mais distantes. Segundo Alvard et al. (1997), aproximadamente 87% dos animais consumidos por uma comunidade nativa são caçados em um raio de 10 km a partir da vila, e esse parece ser o padrão nos neotrópicos (*e.g.*, Vickers 1984;

Alvard 1992; Ohl-Schacherer et al. 2007; Parry et al. 2009). Em decorrência disso, a abundância das espécies cinegéticas próximo às áreas antropizadas é gradualmente reduzida, de tal forma que os caçadores têm que ir cada vez mais longe para conseguir capturá-las (Ohl-Schacherer et al. 2007).

Em áreas de floresta contínua, no entanto, a caça pode não ser tão deletéria quando se considera a dinâmica fonte-dreno, onde a persistência de populações em um habitat dreno de baixa qualidade depende da imigração a partir de um habitat fonte de alta qualidade (Pulliam 1988). Neste sentido, recomendações de manejo da fauna cinegética geralmente incluem o estabelecimento de áreas de reserva, as quais servem como refúgios para as populações de presas (Fragoso et al. 2000; Bodmer e Robinson 2004). Tais refúgios estabilizam a dinâmica predador-presa e acredita-se fortemente que eles sejam a chave para a persistência das espécies caçadas por toda a Amazônia (Peres 2001). Semelhantemente, áreas de floresta primária distantes de aglomerações humanas podem ser tão ou mais eficientes na manutenção da biodiversidade quanto as áreas de reserva, mesmo sem serem oficialmente protegidas (Souza-Mazurek et al. 2000; Peres et al. 2003; Peres e Palacios 2007).

De acordo com a teoria do forrageamento ótimo (Emlen 1966; MacArthur e Pianka 1966), a busca de alimento por um organismo é feita visando maximizar a absorção de energia por unidade de tempo, de forma que o melhor retorno costuma ser obtido através do consumo de presas maiores. Contudo, quando as espécies preferidas estão exauridas, a amplitude de espécies caçadas torna-se maior, uma vez que os caçadores são forçados a aceitar presas menos apreciadas (Alvard 1994; Jerozolinski e Peres 2003). Nesse contexto, entretanto, a existência de tabus e preferências de caça restringe a diversidade de espécies caçadas, podendo funcionar como um mecanismo

para a conservação por atenuar a pressão de caça sobre algumas espécies de mamíferos (McDonald 1977; Colding 1998).

Nesse sentido, os diferentes aspectos culturais de cada população exercem impactos em várias escalas sobre a vida selvagem. As espécies escolhidas ou evitadas, a forma de extração (técnicas de caça), a quantidade extraída e o motivo ou finalidade são alguns dos fatores fundamentais para compreender o grau de impacto da caça sobre a fauna local e regional (Trinca e Ferrari 2006), bem como para subsidiar ações de conservação e manejo sustentável.

Os trabalhos sobre mamíferos no Estado de Roraima são relativamente recentes e se concentraram principalmente na Estação Ecológica de Maracá (*e.g.*, Fragoso 1998, 2004; Mendes Pontes 1997, 1999, 2004; Mendes Pontes et al. 2007), nas Reservas Indígenas Waimiri-Atroari (*e.g.*, Souza-Mazurek et al. 2000), Ianomami e Macuxi (*e.g.*, Fragoso 2004), sendo praticamente ausentes em áreas de assentamento recentemente colonizadas. Em face da limitada quantidade de estudos desenvolvidos, a diversidade de mamíferos e o impacto da caça sobre eles, assim como de todos os tipos de uso da vida selvagem pelas populações humanas de Roraima, permanecem ainda praticamente desconhecidos.

Este trabalho, portanto, teve por objetivo comparar a diversidade de mamíferos de médio e grande porte em duas áreas do estado de Roraima, sendo uma protegida e outra impactada pela caça, além de caracterizar e quantificar a pressão de caça, visando avaliar a sua influência sobre a comunidade de mamíferos.

METODOLOGIA

ÁREA DE ESTUDO

Este trabalho foi realizado em dois cenários de Floresta Amazônica: o Parque Nacional do Viruá e o assentamento Novo Paraíso, localizados no centro e sudeste do Estado de Roraima, respectivamente, e ambos situados no município de Caracaraí. O clima das áreas é classificado como Equatorial e Tropical Zona Equatorial (IBGE 2005a), cujas temperaturas média e máxima anuais ficam em torno de 26°C e 40°C, respectivamente (Sombroek 2001). A pluviosidade média anual é de 1.500 mm e a estação chuvosa ocorre entre abril e agosto, sendo que durante os sete meses da estação seca a pluviosidade fica abaixo dos 100 mm (Sombroek 2001).

Assentamento Novo Paraíso

O assentamento Novo Paraíso (01°13'24.59"N; 60°23'6.27"O) (Figura 1) foi fundado no ano de 1982 (Governo do Estado de Roraima 2005) e sua população é composta predominantemente por colonos não-indígenas advindos do Norte e Nordeste do Brasil, os quais foram atraídos pela oferta gratuita de terras pelo Governo Federal, como parte de um programa de colonização da Amazônia no final da década de 70. Localizado à altura do km 500 da BR 174, o assentamento possui área de 92,84 km² (Governo do Estado de Roraima 2005) e aproximadamente 120 famílias residentes no seu núcleo urbano, a Vila Novo Paraíso. No entanto, dezenas de famílias que moram em lotes nas BR's 432, 210 e 174 e vicinais adjacentes dependem dessa vila para aquisição de suprimentos e acesso a serviços de saúde e educação.

A população é de baixa renda, e tem como principal fonte de sustento a pecuária e a agricultura familiar. Em razão disso, são feitos constantes desmatamentos e queimadas de floresta dentro e fora dos lotes objetivando a formação de campos de

pastagem e plantio. Devido a esses lotes serem demarcados dentro da floresta, o acesso à caça é facilitado e esse recurso acaba igualmente por contribuir para o sustento dos colonos (obs. pes.).

As áreas florestadas dessa região caracterizam-se por um grande mosaico vegetacional formado por extensas áreas de Campina, Campinarana e Floresta Ombrófila (IBGE 2005c). Essas áreas situam-se no compartimento de relevo denominado Depressão da Amazônia Meridional/ Setentrional (IBGE 2005b), sendo a região caracterizada por terrenos relativamente planos com altitudes que variam entre 89 e 122 metros (Google Earth 2010). Os solos dessa região são dos tipos espossolo, plintossolo e planossolo (IBGE 2003).

Parque Nacional do Viruá

Localizado 70 km a noroeste do assentamento Novo Paraíso, o Parque Nacional do Viruá (sede: 01°42'25"N; 61°10'24"O) (Figura 1) é uma unidade de conservação federal criada através do Decreto s/n de 29 de abril de 1998 e administrada pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). Com área total de 2.270,11 km² (ICMBio 2011), o Parque situa-se em uma região de terrenos relativamente planos e sua área compreende dois diferentes compartimentos de relevo: Depressão de Boa Vista e Planícies Fluviais e/ou Fluvio-lacustres (IBGE 2005b). As altitudes em Viruá variam entre 45 e 326 metros (Google Earth 2010), mas as áreas amostradas no presente estudo apresentam relevo praticamente plano.

Viruá contém uma grade completa de um Sítio PELD de 25 km² do Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio) do Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT) do Brasil, a qual consiste em 12 trilhas com 5 km de extensão, sendo seis na direção norte-

sul e seis na direção leste-oeste (grade: 01°28'13.75"N; 61°0'16.63"O) (Figura 1). As trilhas possuem marcações metálicas alfa-numéricas a cada 50 metros e são limpas regularmente pela administração do parque.

O Parque Nacional do Viruá também é caracterizado por um grande mosaico vegetacional onde ocorrem áreas de Campina, Campinarana e Floresta Ombrófila, resultando em uma alta heterogeneidade ambiental (IBGE 2005b; Mendes Pontes et al. 2012 – no prelo). Os solos dessa região são dos tipos esposolo, plintossolo e gleissolo (IBGE 2003).

LEVANTAMENTOS DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE

Os levantamentos de mamíferos de médio e grande porte foram realizados através do método de transecto em linha (Burnham et al. 1980; Buckland et al. 1993; Mendes Pontes e Magnusson 2007), considerado o melhor método para levantamentos de mamíferos em florestas tropicais (Emmons 1984).

Em Novo Paraíso, foram abertas três trilhas (Figura 1) com largura aproximada de 50 centímetros, sendo uma com 5 quilômetros, uma com 4 e outra com 3,75 quilômetros de extensão. As trilhas foram abertas em três lotes, após obtida a permissão dos respectivos proprietários, diretamente a partir da borda da floresta. Elas tiveram a direção assumida Leste-Oeste, disposição paralela e distância aproximada de três quilômetros entre si, sendo abertas e varridas com a ajuda de assistentes de campo locais. Ao longo das trilhas foram feitas marcações a cada 50 metros para facilitar a determinação do local exato de cada registro.

Em Viruá, foram escolhidas para a realização dos levantamentos as trilhas N1, N2 e N3 (Figura 1) por possuírem representatividade de todos os tipos vegetacionais

presentes na área de Novo Paraíso. Essa padronização das formações vegetais amostradas foi necessária para evitar que o fator vegetação se tornasse fonte de variação na abundância dos mamíferos, deixando como variável explicativa apenas o fator caça.

Os levantamentos diurnos foram realizados entre as 07:00 e as 17:30h, sendo percorridos em média 10 quilômetros por dia a uma velocidade média de 1 km/h. Já os levantamentos noturnos, foram realizados entre as 18:30 e as 04:30h, percorrendo-se em média 8 quilômetros por noite a uma velocidade média de 1,25 km/h. Durante os levantamentos noturnos, foram utilizadas lanternas de cabeça para iluminar a trilha e lanternas de mão de longo alcance para a visualização dos animais.

Em Novo Paraíso, os levantamentos de mamíferos foram realizados durante os meses de dezembro de 2009 e janeiro de 2010, numa amostragem por trilha de 100 quilômetros andados no período diurno e 40 quilômetros no período noturno, totalizando 420 quilômetros andados na área. Em Viruá, os levantamentos foram feitos nos meses de março e outubro de 2011 e a amostragem também foi de 420 quilômetros.

Para cada animal ou grupo de animais visualizado durante os censos, foram registradas em uma ficha de campo as seguintes informações: espécie, tamanho de grupo, distância perpendicular, hora e local na trilha, tipo de vegetação no local, dentre outros dados. A nomenclatura zoológica seguiu Wilson e Reeder (2005).

Para a composição da lista de espécies de mamíferos de cada área, também foram considerados registros indiretos realizados fora dos censos, a saber: animais visualizados em estradas, áreas abertas ou mesmo na floresta durante a abertura das trilhas; carcaças, peles e ossadas de animais encontrados na floresta ou abatidos por caçadores.

Os levantamentos de mamíferos em Viruá foram realizados sob a autorização SISBIO nº 25277-1, emitida em 22/12/2010.

ENTREVISTAS COM CAÇADORES E IMPACTO DA CAÇA

Entre os meses de janeiro e fevereiro de 2011 foram realizadas entrevistas com 50 caçadores residentes no assentamento Novo Paraíso, no intuito de caracterizar e quantificar a pressão de caça exercida sobre a comunidade de mamíferos. A escolha dos caçadores entrevistados foi feita com o auxílio de um morador local, que serviu como intermediador e testemunha da realização das entrevistas.

A cada caçador entrevistado foi aplicado um questionário semi-estruturado (Anexo I) visando obter as seguintes informações referentes à atividade de caça: tempo de caça (anos), número de consumidores, duração de cada caçada (horas), frequência (caçadas por mês), distância máxima (km), estratégias utilizadas (tipo de arma, tipo de caçada, uso de cães), motivos da caça, quantidade de animais caçados, importância da caça para o sustento familiar e a possível existência de tabus ou fatores culturais que influenciem a atividade de caça. A identificação das espécies pelos caçadores foi feita através de um guia ilustrado baseado em Emmons e Feer (1997), Reid (1997) e Eisenberg e Redford (1999). Foi solicitada aos entrevistados a leitura e assinatura (em duas vias) do Termo de Consentimento Livre e Esclarecido, garantindo o anonimato do participante.

A partir dos dados coletados nas entrevistas, foram calculados, para cada caçador e para o assentamento como um todo: abrangência da caça (km) – média das distâncias máximas alcançadas nas caçadas; esforço de caça (h) – soma da duração média de todas as caçadas; taxa de captura por unidade de esforço (CPUE, *Capture per Unity of Effort*) (kg/h) – biomassa de animais caçados por unidade de tempo (Souza-Mazurek et al. 2000; Parry et al. 2009; Sirén et al. 2004; Fleck 2004); taxa de coleta *per*

capita (HR, *Harvest Rate*) (indivíduos/consumidor ano) – número de indivíduos caçados por espécie dividido pelo número de consumidores multiplicado pelo período de tempo estudado (um ano) (Redford e Robinson 1987; Souza-Mazurek et al. 2000; Sirén et al. 2004; Gavin 2007).

ANÁLISE DE DADOS

A partir dos dados coletados durante os levantamentos, foram calculados para cada espécie, por área: taxa de avistamento (registros/10 km andados) (Chiarello 1999), abundância relativa (indivíduos/10 km andados) (Silva Júnior e Mendes Pontes 2008; Galetti et al. 2009) e tamanho médio de grupo (número total de indivíduos dividido pelo número de registros). Para estes cálculos, foram considerados como quilômetros andados para cada espécie apenas aqueles correspondentes ao seu período de atividade (diurno, noturno ou catemeral) constante na literatura (Eisenberg e Redford 1999; Emmons e Feer 1997; Reid 1997; Reis et al. 2011). No presente estudo, optamos por utilizar parâmetros taxa de avistamento e abundância relativa porque Buckland et al. (1993) recomenda 40 registros por espécie como um valor mínimo para possibilitar o cálculo de densidades (indivíduos/km²), o qual não foi alcançado pela maioria das espécies.

Em seguida, foi calculada a biomassa relativa (kg/10 km andados) de cada espécie por área, multiplicando-se a sua massa corpórea pela sua abundância relativa, como em Galetti et al. (2009). A massa corpórea de cada espécie foi considerada como a média aritmética dos valores apresentados por Eisenberg e Redford (1999), Emmons e Feer (1997), Reid (1997) e Reis et al. (2011). A normalidade dos dados foi avaliada por meio do teste de Shapiro-Wilk (W), o qual constatou que todas as variáveis analisadas

possuíam distribuição não-paramétrica. As análises estatísticas (não-paramétricas) foram executadas por meio do programa *Statistica 10.0*.

Para analisar o efeito da caça sobre os mamíferos, as variáveis de caça quantificadas através das entrevistas (quantidade de indivíduos caçados ao longo de 37 anos e no ano de 2010, e biomassa dos indivíduos caçados no total e no ano de 2010) foram correlacionadas às variáveis populacionais dos mamíferos obtidas através dos levantamentos na área impactada (taxa de avistamento, abundância relativa e biomassa relativa). Para tal, foi utilizado o coeficiente de correlação de Spearman (r_s), totalizando 24 correlações. Nesta análise, os valores das variáveis populacionais foram multiplicados pela constante 10^2 no intuito de aproximar a ordem de grandeza dessas variáveis àquelas da caça, mas sem influência no resultado do teste estatístico.

Para as correlações, foram consideradas, num primeiro momento, apenas as espécies registradas nos censos, atribuindo-se '0' ao valor correspondente às variáveis de caça para as espécies que foram registradas nos censos, mas que não foram caçadas. Em seguida, as correlações foram executadas novamente, desta vez considerando-se também as espécies caçadas, mas não registradas nos censos, às quais foi atribuído o valor '0' nas variáveis populacionais.

Para avaliar se as variáveis populacionais divergiram entre as áreas impactada e protegida, os dados foram comparados através do teste t de Wilcoxon (Z) (nível de significância: 0,05), pareando-se os valores de cada espécie nas duas áreas e atribuindo-se '0' às espécies ausentes em uma das áreas. Adicionalmente, com o propósito de analisar a variação individual na abundância de cada espécie entre as áreas, foram calculadas razões de abundância populacional (R_d) que consistem em comparações pareadas das estimativas de abundância relativa espécie-específicas entre duas populações expostas a diferentes níveis de pressão de caça (Peres e Palacios 2007).

RESULTADOS

AMOSTRAGEM DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE

Após um esforço amostral de 840 quilômetros andados nas duas áreas, foram registradas 29 espécies durante os censos, além de quatro espécies cuja ocorrência foi confirmada através de registros fora dos censos, totalizando uma riqueza de 33 espécies pertencentes a sete ordens (Tabela 1).

Em Novo Paraíso, foram feitos 209 registros de mamíferos de médio e grande porte pertencentes a 25 espécies (Tabela 2). Foram ainda registradas outras sete espécies através de registros indiretos, totalizando uma riqueza de 32 espécies (Tabela 1). A taxa de avistamento total de Novo Paraíso foi de 7,07 registros/10 km, enquanto que a abundância relativa total foi de 22,72 indivíduos/10 km. Já para a biomassa relativa, Novo Paraíso apresentou valor de 126,08 kg/10 km (Tabela 2).

A espécie que apresentou as maiores taxa de avistamento e abundância relativa na área impactada foi *Cebus apella*, com 1,77 registros/10 km e 8,7 indivíduos/10 km, respectivamente. Já as espécies que apresentaram os menores valores para ambas as variáveis foram *Panthera onca*, *Speothos venaticus*, *Dasypus novemcinctus* e *D. kappleri* (0,02 registros/10 km e 0,02 indivíduos/10 km, respectivamente). A espécie que apresentou a maior biomassa relativa foi *Tapirus terrestris* (39,4 kg/10 km), enquanto que a menor biomassa foi a de *Sciurus aestuans* (0,04 kg/10 km). Em relação ao tamanho médio de grupo, *Saimiri sciureus* foi a espécie que apresentou o maior valor (10,5 indivíduos/grupo) (Tabela 2).

Em Viruá, foram feitos 231 registros de mamíferos de médio e grande porte pertencentes a 21 espécies (Tabela 2). A taxa de avistamento total de Viruá foi de 7,62 registros/10 km, enquanto que a abundância relativa total foi de 54,05 indivíduos/10 km. Já para a biomassa relativa, Viruá apresentou valor de 490,54 kg/10 km (Tabela 2).

Semelhantemente à área impactada, *Cebus apella* foi a espécie com maior taxa de avistamento (2,68 registros/10 km) e abundância relativa (18,5 indivíduos/10 km) em Viruá. Já os menores valores para ambas as variáveis foram os de *Cerdocyon thous*, *Panthera onca*, *Dasyus novemcinctus* e *Tapirus terrestris* (0,02 registros/10 km e 0,02 indivíduos/10 km, respectivamente). Em relação à biomassa relativa, *Tayassu pecari* obteve o maior valor (350,1 kg/10 km), enquanto que o menor foi o de *Sciurus aestuans* (0,07 kg/10 km). *Tayassu pecari* também apresentou o maior tamanho médio de grupo (34,54 indivíduos/grupo) (Tabela 2).

COMPARAÇÃO ENTRE AS ÁREAS

Em relação às taxas de avistamento, não houve diferença significativa entre as duas áreas ($n=27$; $Z=0,4204$; $p=0,6742$), o mesmo ocorrendo em relação à abundância relativa ($n=27$; $Z=1,75$; $p=0,0799$), à biomassa relativa ($n=27$; $Z=0,00$; $p=1,00$) e ao tamanho médio de grupo ($n=26$; $Z=0,91$; $p=0,3624$). Da mesma forma, quando foram comparadas as áreas levando em consideração apenas as 10 espécies mais caçadas, também não houve diferença significativa entre elas em relação à taxa de avistamento ($n=9$; $Z=0,3554$; $p=0,7223$), à abundância relativa ($n=9$; $Z=0,0592$; $p=0,9528$), à biomassa relativa ($n=9$; $Z=0,0592$; $p=0,9528$) e ao tamanho médio de grupo ($n=8$; $Z=0,14$; $p=0,8886$).

A partir da análise das razões de abundância populacional, verificou-se que 10 espécies foram significativamente mais abundantes na área impactada pela caça e nove tiveram maior abundância relativa na área protegida, enquanto que 10 apresentaram abundâncias praticamente iguais nas duas áreas (Tabela 3). As espécies que apresentaram maior variação na abundância relativa entre as duas áreas foram *Tayassu pecari*, que foi mais abundante em Viruá ($Rd=-2,0330$), e *Pithecia pithecia*, mais abundante em Novo Paraíso ($Rd=0,4138$).

CARACTERIZAÇÃO E QUANTIFICAÇÃO DA CAÇA NO ASSENTAMENTO NOVO PARAÍSO

Por meio das entrevistas realizadas com 50 caçadores do assentamento Novo Paraíso foi relatada a caça de 42 espécies de mamíferos durante 37 anos (tempo de atividade do caçador mais antigo), num total de 31.458 ($DP\pm 1.992$) indivíduos abatidos e correspondendo a uma biomassa estimada em 587.466,787 ($DP\pm 45.685$) kg. A espécie mais caçada foi *Tayassu pecari*, com 7.471 ($DP\pm 408,31$) indivíduos abatidos (Tabela 4). Ao longo desses 37 anos, a quantidade de caçadores ativos não foi constante, e sim gradualmente maior, conforme apresentado na figura 2.

A caça em Novo Paraíso é feita sempre com armas de fogo, a saber: espingarda calibres 16 ($n=12$), 20 ($n=28$), 28 ($n=7$), 32 ($n=1$), 36 ($n=4$) e rifle calibre 22 ($n=1$), salvo raras exceções onde foi relatado o uso de armadilha ($n=1$), laço ($n=2$) ou facão ($n=2$). Em relação às estratégias de caça, a mais utilizada foi espera sem isca ($n=36$) e a menos relatada foi laço/armadilha ($n=3$) (Figura 3). As caçadas por meio de espera, laço e armadilha são realizadas durante a noite, enquanto que as caçadas por meio de caminhadas e com o uso de cães são feitas durante o dia.

Em relação aos motivos para a caça, todos os caçadores afirmaram que praticam essa atividade para alimentação (n=50), porém, apenas 6% (n=3) deles consideram a carne da caça como a principal fonte de proteína animal da sua família, enquanto que para os outros 94% (n=47) a carne de animais domésticos (boi, porco, bode, galinha, pato e peru) possui maior representatividade na alimentação familiar. O segundo motivo mais citado foi a proteção da criação contra predadores (n=19), a qual é direcionada à ordem Carnívora, a saber: *Panthera onca* (n=50 indivíduos abatidos), *Puma concolor* (n=37), *Cerdocyon thous* (n=71), *Eira barbara* (n=32) e pequenos felídeos (*Leopardus* spp.) (n=55). A finalidade de caça menos citada foi o uso das partes (pele e gordura) (n=1) (Figura 4).

Desde o início da atividade de caça no assentamento, foram realizadas 27.277 (DP±793) caçadas, num esforço total de 139.400 (DP±3.516) horas de caça, o qual, considerando a biomassa caçada, resultou em uma eficiência (CPUE) de 4,215 kg/h. A quantidade média de caçadas realizadas por caçador por mês foi 4 (DP±2,55), embora alguns caçadores (n=4) tenham afirmado que elas podem ser irregularmente distribuídas ao longo do ano devido à influência sazonal das chuvas. A duração média de cada caçada foi de 6,48 (DP±4,08) horas, a distância média percorrida em cada caçada foi de 3,21 (DP±2,96) e a máxima de 5,4 (DP±4,5) quilômetros.

Considerando apenas o ano anterior ao da realização das entrevistas (2010), 20 espécies de mamíferos foram caçadas (Tabela 5), num total de 541 (DP±41,54) indivíduos abatidos e uma biomassa estimada em 8.517 (DP±739) kg. A espécie mais caçada foi *Dasybus novemcinctus*, com 122 (DP±5,61) indivíduos abatidos e que, consequentemente, apresentou a maior taxa de coleta (0,506 indivíduos/consumidor ano). Nesse período de um ano, foram realizadas 849 (DP±21,24) caçadas, resultando num esforço de caça de 4.575 (DP±127) horas. Considerando a biomassa caçada e o

esforço realizado, a eficiência da caça (CPUE) foi de 1,87 kg/h, representando uma queda de 55,63% em relação ao período total de 37 anos. Ainda em comparação ao geral, houve também uma redução de 64,75% na quantidade de caçadas realizadas por mês, que foi de 1,41 (DP $\pm$ 1,75). O total de consumidores da caça para os 50 caçadores entrevistados foi de 241 pessoas, resultando em um valor médio de 4,82 (DP $\pm$ 2,84) consumidores para cada caçador e uma taxa de coleta *per capita* (HR) de 2,2445 indivíduos/consumidor ano.

TABUS CULTURAIS E PREFERÊNCIAS DE CAÇA

A atividade de caça no assentamento Novo Paraíso é influenciada por tabus culturais e preferências de caça, os quais foram mencionados por todos os entrevistados (n=50) (Figura 5). Para algumas espécies, a influência desses tabus é positiva, uma vez que os caçadores evitam caçá-las por acreditarem que matar esses animais “trás má sorte”. Nesse caso, a espécie mais citada foi *Priodontes maximus* (n=36), e, como exemplo, vários caçadores afirmaram ter acontecido casos de doença grave, acidente ou morte em suas famílias logo após alguém ter matado um indivíduo dessa espécie. A ordem Primates (n=6) e as espécies *Myrmecophaga tridactyla* (n=2), *Choloepus didactylus* e *Bradypus tridactylus* (n=1) também se enquadram nesse caso, embora bem menos citados.

Há ainda caçadores que evitam matar certas espécies por acharem seu sabor desagradável, como é o caso de *Tapirus terrestris* (n=1), *Choloepus didactylus* e *Bradypus tridactylus* (n=1). Mamíferos de pequeno porte também são evitados (n=14), em razão do baixo retorno que representam aos esforços de caça. Os primatas também são evitados por alguns caçadores (n=5) em decorrência de sua “semelhança com os

humanos”, seja por empatia ou por superstição. A caça de fêmeas grávidas (n=48), filhotes (n=48) ou fêmeas acompanhadas por filhotes (n=47) também é evitada, tanto pelo pequeno tamanho, com também por empatia ou por consciência de que a morte desses indivíduos trará um maior prejuízo à espécie ou à disponibilidade futura da caça (Figura 5).

Por outro lado, há casos em que os fatores culturais atuaram negativamente, aqui se enquadrando a caça direcionada a predadores no intuito de defender criações de animais domésticos. Nesse caso, foram citadas *Panthera onca* (n=12), *Puma concolor* (n=10), *Cerdocyon thous* (n=12), *Eira barbara* (n=6) e os pequenos felídeos (*Leopardus* spp.) (n=23). Houve, inclusive, relatos de caçadores que são pagos por criadores de gado para matar onças que estão atacando ou mesmo apenas rondando seus rebanhos (caça de retaliação).

No assentamento Novo Paraíso, o hábito de matar animais considerados “perigosos” tem raízes culturais e familiares, uma vez que, geração após geração, é disseminada a idéia que esses animais devem ser mortos. Esse tipo de caça também pode ser classificada como predatória, uma vez que não é feita diretamente com fins alimentares.

RELAÇÃO ENTRE O IMPACTO DA CAÇA E A ABUNDÂNCIA DE MAMÍFEROS

Considerando-se apenas as espécies registradas durante os censos, as únicas variáveis que se correlacionaram (correlação positiva significativa) foram a biomassa caçada no geral e a biomassa relativa ($r_s=0,4104$; $p=0,04$), indicando que as demais variáveis da caça (biomassa caçada em 2010 e indivíduos abatidos no geral e em 2010) não tiveram relação com qualquer das variáveis populacionais (Figura 6).

DISCUSSÃO

DIVERSIDADE DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE

No presente estudo, foram registradas 33 espécies de mamíferos de médio e grande porte, o que corresponde a 68,75% do total de espécies esperadas para as áreas amostradas (48 espécies, segundo Mendes Pontes et al. 2010). Em Novo Paraíso, foram registradas 32 espécies de mamíferos (66,67% do esperado), enquanto que, em Viruá, a riqueza encontrada foi de 21 espécies, correspondendo a 43,75% das espécies esperadas.

Assim sendo, a área mais rica em mamíferos foi aquela sujeita à ação da caça (assentamento), o que está diretamente relacionado a *Tayassu pecari*, pois essa espécie foi a mais caçada e não foi registrada durante os censos em Novo Paraíso. Consequentemente, a sua ausência (ou, mais provavelmente, abundância abaixo de um valor detectável) pode ter favorecido a proliferação de espécies que exploram recursos semelhantes (*e.g.*, *M. americana*, *M. nemorivaga*, *D. cristata*), num possível processo de compensação (Peres e Dolman 2000; Endo et al. 2010). Além disso, a persistência de *M. americana* e *M. nemorigava* em áreas perturbadas também está ligada ao fato destas espécies usarem florestas secundárias, clareiras naturais ou artificiais, áreas agrícolas e vastas áreas de vegetação pioneira para alimentação, como observado para *M. americana* por Vogliotti (2008), o que não acontece com *T. pecari*, que depende essencialmente de florestas primárias preservadas para sobreviver (Peres 2001).

Em Viruá, por outro lado, *Tayassu pecari* atua como competidor superior no seu nível trófico, uma vez que possui maior abundância e tamanho corpóreo em relação aos seus competidores diretos, além de apresentar comportamento de enfrentamento (obs.

pes.), podendo afugentar competidores inferiores, como os veados (*Mazama* spp.) (Mendes Pontes e Chivers 2007), os quais não foram registrados nessa área.

Apesar de não ter havido diferenças significativas entre as abundâncias relativas e nem entre as biomassas relativas das áreas estudadas, os valores totais destas variáveis foram consideravelmente maiores em Viruá. Isso também se deve à abundância relativamente maior de *Tayassu pecari* nesta área do que em Novo Paraíso, uma vez que se trata de uma espécie extremamente sensível ao efeito da caça e que muitas vezes desaparece em áreas caçadas. No entanto, em áreas sem caça, a alta taxa reprodutiva e o hábito de formar grandes grupos (Peres 1996; Naranjo e Bodmer 2007; Reyna-Hurtado e Tanner 2007) fazem de *Tayassu pecari* a espécie que geralmente mais contribui para a composição da abundância e da biomassa totais dessas áreas, elevando-as consideravelmente.

Do total da biomassa calculada para Viruá, *Tayassu pecari* representou 71,37%. Essa proporção é bem maior do que a registrada em outras unidades de conservação na Amazônia, como em Lopes e Ferrari (2000) (18,45%), Mendes Pontes (2004) (43,99%), Peres e Nascimento (2006) (19,4%) e Endo et al. (2010) (40,55%), o que sugere que a população da espécie em Viruá está acima de um valor de equilíbrio ecológico (superpopulação).

Outro grupo que também apresentou abundância e biomassa relativas bem maiores em Viruá foi o dos primatas. Apesar de não serem espécies muito caçadas, menores abundância e biomassa na área impactada sugerem que, a longo prazo, espécies de maior porte mais sensíveis ao efeito da caça (e.g., *Ateles paniscus*) podem ser afetadas caso essa atividade persista (Peres e Dolman 2000). Em relação ao tamanho médio de grupo, também não houve diferença significativa entre as áreas, o que indica que a caça não exerce influência considerável sobre esta variável.

A CAÇA NO ASSENTAMENTO NOVO PARAÍSO

Ao longo de pelo menos 37 anos, a comunidade de mamíferos que habita as florestas adjacentes ao assentamento Novo Paraíso tem sido submetida aos efeitos da caça. Nesse período, a demanda de caça da população humana (HR) foi de 2,24 indivíduos/consumidor ano, valor abaixo do encontrado por Redford e Robinson (1987) (7,5), Peres (2000) (~7,0), Souza-Mazurek et al. (2000) (5,77), Fleck (2004) (2,57) e Parry et al. (2009) (4,75). Isso mostra que o assentamento Novo Paraíso apresenta uma baixa taxa de consumo *per capita* (HR) quando comparado aos referidos estudos, o que, aliado ao fato de a abundância lá encontrada ter sido bastante semelhante à de Viruá, indica que a caça provavelmente não tem trazido maiores prejuízos à comunidade de mamíferos na área do assentamento.

Em Novo Paraíso, a caça tem perdido importância como fonte de proteína animal, o que é evidenciado pela redução da quantidade média de caçadas mensais e pela queda na eficiência da caça. Isso é resultado da melhoria das condições socioeconômicas dos colonos, a qual proporciona maior acesso à carne de animais domésticos. Adicionalmente, a quantidade de presas preferidas está diminuindo, pois, segundo os caçadores, tem sido necessário um esforço de caça cada vez maior para obter sucesso na captura das espécies de maior porte, o que acaba reduzindo a eficiência da caça e também desestimulando os caçadores.

Esta caça direcionada principalmente às espécies de maior porte, evidenciada através da correlação positiva entre biomassa caçada total e biomassa relativa, tem sido observada também em outros trabalhos (Redford e Robinson 1987; Alvard 1994; Bodmer 1995; Fragoso et al. 2000; Peres 2000; Peres e Palacios 2007) e está de acordo

com a teoria do forrageamento ótimo (Emlen 1966; MacArthur e Pianka 1966), uma vez que a caça de animais de grande porte acaba por trazer um maior retorno aos esforços de caça. Além disso, de forma geral, as espécies mais abundantes estão também entre as mais caçadas, uma vez que, estando em maior número no ambiente, são mais facilmente encontradas e abatidas.

Entretanto, a queda histórica da eficiência da caça indica que este cenário atual de Novo Paraíso pode estar mudando em direção à realidade que Peres (2000) mostrou, na qual a caça passará a ter um impacto mais profundo e negativo sobre os grandes mamíferos. Neste cenário final, estando os animais maiores praticamente ausentes, a caça passa a ser voltada para as espécies mais abundantes independentemente do seu tamanho.

Se por um lado, o abate de presas com um grande tamanho corpóreo traz um retorno mais compensador, por outro lado, um tamanho muito grande também é visto por alguns caçadores como um desestímulo à caça, uma vez que dificulta o transporte, como é o caso de *Tapirus terrestris*, fato constatado no presente estudo e também por Reyna-Hurtado e Tanner (2007). Dessa forma, tanto por motivos logísticos, quanto por apresentar baixa abundância natural, *Tapirus terrestris* acabou sendo apenas a nona espécie mais caçada em Novo Paraíso ao longo dos últimos 37 anos.

Mamíferos de menor porte, como *Sciurus aestuans* e a maioria do primatas (exceto *Ateles paniscus* e *Alouatta macconnelli*), também são evitados por alguns caçadores, pois não trazem um retorno satisfatório aos investimentos (custos com aquisição e manutenção da arma, munição e transporte) e ao esforço de caça. Em razão disso, estas espécies apresentaram abundâncias consideráveis mesmo na área caçada.

Em relação à abrangência da caça em Novo Paraíso (aproximadamente 5,4 km), o valor encontrado é um dos mais baixos já registrados em áreas caçadas (Vickers 1984:

8,5 km; Alvard 1992: 9,5 km; Ohl-Schacherer et al. 2007: 10,0 km; Parry et al. 2009: 10,0 km; Peres e Nascimento 2006: 25,0 km). Para os interesses da conservação, essa abrangência espacial relativamente limitada da caça pode ter implicações positivas ou negativas.

Se, por um lado, uma abrangência restrita trás impactos apenas em uma pequena área, mantendo preservadas áreas mais distantes, por outro lado, as consequências da caça podem ser bem mais devastadoras quando sua ação é concentrada a uma escala populacional local (Alvard 1994). Quando a caça tem um maior raio de ação, seus efeitos são mais “diluídos”, de forma que o risco de extinção local é menor. Assim sendo, para que a caça em áreas restritas seja sustentável, é necessário um eficiente balanço fonte-dreno, no intuito de garantir o constante repovoamento das áreas caçadas (Pulliam 1988). Esse parece ser o caso de Novo Paraíso, uma vez que as baixas taxas de caça e as consideráveis abundâncias de mamíferos encontradas são fortes indícios de que as áreas fonte que circundam o assentamento têm cumprido o papel de recolonização da área dreno.

Entretanto, simples modelos fonte-dreno podem não funcionar quando meios de transporte motorizados estão disponíveis e a distância não age como forte barreira ao acesso dos caçadores (Souza-Mazurek et al. 2000). Em Novo Paraíso, foi constatado o uso de motocicletas para o transporte de animais abatidos, o que, a longo prazo, constitui um possível agravante da situação da caça no assentamento, uma vez que o alcance e a intensidade da caça podem aumentar caso esse tipo de transporte seja mais utilizado.

Os diferentes aspectos culturais de cada população influenciam de várias formas a vida selvagem (Trinca e Ferrari 2006). No pantanal, Lourival e Fonseca (1997) relataram a ocorrência de tabus direcionados: aos felídeos (especialmente *Panthera*

onca) – para proteção e por status; a *Euphractus sexcinctus* (tatu-peba) – por danos provocados por seus buracos; e a *Myrmecophaga tridactyla* – por superstição. Já DeScola (1986), refere que o grupo dos carnívoros, *Hydrochoeris hydrochaeris* (ambos pelo sabor desagradável), *Mazama americana* e *Tapirus terrestris* (ambos por superstição) são evitados pelo grupo nativo Achuar, na Amazônia equatoriana. Numa reserva na Amazônia peruana, o fato de *Mazama nemorivaga* ser evitado levou essa espécie a apresentar maior densidade na área caçada, por se beneficiar da redução da abundância de seu principal competidor, *Mazama americana*, que é regularmente caçado (Hurtado-Gonzales e Bodmer 2003).

IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO

Ao longo de 37 anos, *Tayassu pecari* foi o mamífero mais caçado em Novo Paraíso. No entanto, considerando apenas os indivíduos caçados no ano de 2010, a espécie passou a ser a quinta espécie mais caçada, o que aponta para uma redução histórica na sua abundância. A *Rd* de *Tayassu pecari* (-2,033) indica uma abundância relativa cerca de 100 vezes maior na área protegida, sugerindo que a espécie tem sido caçada além de um nível sustentável.

Devido à extrema sensibilidade de *Tayassu pecari* aos efeitos da caça, esta espécie muitas vezes encontra-se extinta local ou regionalmente em áreas caçadas próximas a aglomerações humanas (Peres 1996; Naranjo e Bodmer 2007; Reyna-Hurtado e Tanner 2007). Peres (2001) constatou a extinção local de *Tayassu pecari* em seis áreas como resultado da caça. No caso de Novo Paraíso, entretanto, não podemos falar que houve extinção local da espécie, já que observamos um indivíduo abatido por

um caçador, provando que a espécie ainda está presente na área. Porém, diante dos fatos apresentados, há fortes indícios de que a espécie esteja em vias de extinção local.

Entretanto, alguns autores alegam que os grupos de *Tayassu pecari* podem desaparecer por longos períodos devido a se deslocarem por grandes distâncias dentro de suas extensas áreas de vida (Fragoso 1998; Peres 1996; Vickers 1991; Silman et al. 2003; Endo et al. 2010) ou devido à ocorrência de epidemias (Fragoso 1998, 2004; Silman et al. 2003). Contudo, a despeito destas possibilidades, é certo que a caça contribuiu nesse processo, uma vez que ela é o único fator que sem dúvida esteve presente no assentamento ao longo dos últimos 37 anos.

Em face do exposto, são necessárias medidas urgentes no intuito de recuperar a população de *Tayassu pecari* de Novo Paraíso e reverter o provável processo de extinção local pelo qual a espécie está passando. A primeira e ideal medida nesse sentido seria suspender a caça de *Tayassu pecari* por tempo suficiente para que sua população se recupere (Leeuwenberg 1997; Fragoso et al. 2000). Porém, segundo os mesmos autores, essa proposta costuma encontrar resistência da população, uma vez que *Tayassu pecari* é uma das espécies mais apreciadas pelos consumidores.

Uma segunda alternativa proposta pelos mesmos autores seria o estabelecimento de refúgios não caçados através da divisão do espaço em zonas de caça. Dessa forma, as áreas mais caçadas (no caso aquelas mais próximas ao assentamento – áreas dreno), ficariam livres da caça por alguns anos, somente sendo permitida a sua prática nas áreas mais distantes (áreas fonte). Após a recuperação da população de *Tayassu pecari* nas áreas dreno, a caça voltaria a ser permitida nas mesmas, mas com o estabelecimento de cotas máximas de retirada por caçador, garantindo assim a sustentabilidade da caça e a viabilidade populacional da espécie a longo prazo.

Conforme já mencionado, Novo Paraíso dispõe de uma vasta área fonte, e a intensidade da caça atualmente praticada aparenta ser menor do que as taxas de recolonização de presas, já que a abundância de mamíferos encontrada foi alta. Em decorrência disso, e considerando ainda o perfil da população consumidora, podemos afirmar que a caça de mamíferos (exceto *Tayassu pecari*) atualmente praticada no assentamento Novo Paraíso é sustentável.

Entretanto, para haver um controle mais preciso, essa avaliação deve ser feita ao menos uma vez por ano e individualmente para cada espécie. Uma ferramenta para avaliar a sustentabilidade da caça é a CPUE, a qual permite que a própria população analise a abundância das espécies caçadas e indique se estão ou não sendo super-exploradas (Sirén et al. 2005). Uma redução da CPUE aponta superexploração e uma população decrescente (devendo ser considerada a suspensão do abate da espécie), enquanto que o aumento da CPUE indica que a população encontra-se estável ou em crescimento e que a caça é sustentável (Puertas e Bodmer 2004; Rist et al. 2010). Dessa forma, os caçadores poderiam continuar a retirar a caça de que necessitam ao mesmo tempo em que promovem a conservação (Puertas e Bodmer 2004).

Em locais onde há baixa disponibilidade de carne de animais domésticos, a pressão de caça é muito mais elevada e tende-se a perder a seletividade, provocando reduções notáveis nas densidades de várias espécies de vertebrados (Lourival e Fonseca 1997). Em Novo Paraíso, entretanto, é grande a disponibilidade de animais domésticos para consumo, o que tem um reflexo notavelmente positivo para a conservação dos mamíferos e para a sustentabilidade da caça, uma vez que ocasiona redução nas taxas de coleta de animais selvagens em decorrência da maior comodidade e segurança proporcionada pelo consumo de animais domésticos.

Mesmo que os níveis de caça atuais sejam considerados sustentáveis, caçadores alegaram que a abundância de mamíferos cinegéticos tem diminuído, uma vez que a CPUE do ano de 2010 caiu 55,84% em relação aos 37 anos como um todo. Nesse sentido, são necessárias, mesmo que em caráter preventivo, medidas que visem a controlar os efeitos da caça. Essas medidas devem obrigatoriamente partir das autoridades ambientais competentes e serem acompanhadas de ações educativas e de intensa fiscalização, inclusive para que a legislação ambiental vigente seja cumprida.

Nesse intuito, é fundamental ouvir e entender as necessidades da população que explora a caça e os demais recursos da floresta, buscando sempre conscientizá-la da importância da conservação dos mamíferos. Assim sendo, toda e qualquer medida deve ocorrer de forma integrada com os próprios habitantes, no sentido de tornar claros os benefícios que a conservação trará.

CONCLUSÃO

A caça de mamíferos no assentamento Novo Paraíso, atualmente, pode ser considerada sustentável. A abundância de mamíferos relativamente alta, a existência de extensas áreas fonte e os baixos níveis de caça encontrados dão suporte a essa conclusão. Porém, a diminuição gradual da eficiência da caça e a ausência de *Tayassu pecari* na área alertam para a necessidade de tomar medidas preventivas que visem manter a exploração da caça em níveis sustentáveis, além de controlar o abate de *Tayassu pecari* por tempo suficiente para que sua população se recupere.

LISTA DE REFERÊNCIAS

Alvard M (1992) Searching for and transporting prey by a group of central place foragers. Am J Phys Anthropol 87:23

- Alvard MS (1994) Conservation by native peoples: Prey choice in a depleted habitat. *Hum Nat* 2:127–154
- Alvard MS, Robinson JG, Redford KH, Kaplan H (1997) The sustainability of subsistence hunting in the Neotropics. *Conserv Biol* 11:977–982
- Bodmer RE (1995) Managing Amazonian wildlife: biological correlates of game choice by detribalized hunters. *Ecol Appl* 5:872–877
- Bodmer RE, Robinson JG (2004) Evaluating the sustainability of hunting in the Neotropics. In: Silvius KM, Bodmer RE, Fragoso JMV (eds) *People in Nature: wildlife conservation in South and Central America*. Columbia University Press, New York, pp 299–323
- Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP, Laake JL (1993) Distance sampling. Estimating abundance of bio-logical populations. Chapman & Hall, London
- Burnham KP, Anderson DR, Laake JL (1980) Estimation of density from line transect sampling of biological populations. *Wildlife Monogr* 72:1–202
- Carrillo E, Wong G, Cuáron AD (2000) Monitoring mammal populations in Costa Rica protected areas under different hunting restrictions. *Conserv Biol* 14:1580–1591
- Chiarello AG (1999) Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biol Conserv* 89:71–82
- Colding J (1998) Analysis of hunting options by the use of general food taboos. *Ecol Model* 110: 5–17
- Cuarón AD (2000) A global perspective on habitat disturbance and tropical rainforest mammals. *Conserv Biol* 14(6):1574–1579
- DeScola P (1986) *La Nature Domestique. Symbolisme et Praxis dans l'écologie des Achuar*. Reprinted in Cambridge University Press 1994 as in the *Society of Nature. A Native Ecology in Amazonia*. Cambridge University Press, Cambridge
- Eisenberg JF, Redford KH (1999) *Mammals of the Neotropics, v3: The Central Neotropics: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil*. University of Chicago Press, Chicago
- Emlen JM (1966) The role of time and energy in food preference. *Am Nat* 100:611–617
- Emmons LH (1984) Geographic variation in densities and diversities of non-flying mammals in Amazonia. *Biotropica* 16:210–222
- Emmons LH, Feer F (1997) *Neotropical Rainforest mammals, a field guide*. University of Chicago Press, Chicago

- Endo W, Peres CA, Salas E, Mori S, Sanchez JL, Shepard GH, Pacheco V, Yu DW (2010) Game vertebrate densities in hunted and nonhunted forest sites in Manu National Park, Peru. *Biotropica* 42(2):251–261
- Fa JE, Peres CA (2001) Game vertebrate extraction in African and Neotropical forests: an intercontinental comparison. In: Reynolds J, Mace GM, Redford KH, Robinson JG (eds) *Conservation of Exploited Species*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp 202–241
- Fleck LC (2004) Wildlife use and conservation in the Boa Esperança community, Amanã Reserve, Amazon. M.Sc. Thesis, University of Kent, UK, 102pp
- Fragaszy DM, Visalberghi E, Fedigan L (2004) *The Complete Capuchin: The Biology of the Genus Cebus*. Cambridge University Press, Cambridge, UK
- Fragoso JMV (1998) Home range and movement patterns of white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) herds in the northern Brazilian Amazon. *Biotropica* 30:458–469
- Fragoso JMV (2004) A long-term study of white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) population fluctuation in northern Amazonia: Anthropogenic vs. “natural” causes. In: Silvius K, Bodmer RE, Fragoso JMV (eds) *People in nature: wildlife conservation in South and Central America*. Columbia University Press, New York, pp 286–296
- Fragoso JMV, Silvius KM, Prada Villalobos M (2000) *Manejo de Fauna na Reserva Xavante Rio das Mortes: Cultura Indígena e Método Científico Integrados para Conservação*. WWF Brasil, Brasília, v4, 68pp
- Gavin MC (2007) Foraging in the fallows: Hunting patterns across a successional continuum in the Peruvian Amazon. *Biol Conserv* 134:64–72
- Galetti M (2009) Priority areas for the conservation of Atlantic forest large mammals. *Biol Conserv* 142:1229–1241
- Governo do Estado de Roraima (2005) *Estrutura agrária do Estado de Roraima*. Secretaria de Estado da Agricultura e Abastecimento de Roraima, Instituto de Terras e Colonização do Estado de Roraima -ITERAIMA.
- http://www.senado.gov.br/sf/comissoes/cre/ap/AP_20071121_EstruturaAgrariaRoraima.pdf.
- Acessado 15 de Abril de 2011
- Hurtado-Gonzales J, Bodmer RE (2004) Assessing the sustainability of brocket deer hunting in the Tamshiyacu-Tahuayo Communal Reserve, northeastern Peru. *Biol Conserv* 116:1–7

- IBGE (2003) Mapa de solos. ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapas_tematicos/pedologia/unidades_federacao/rr_pedologia.pdf. Acessado em 11 de Setembro de 2011.
- IBGE (2005a) Mapa de climas. <http://mapas.ibge.gov.br/clima/viewer.htm>. Acessado 19 de Junho de 2011
- IBGE (2005b) Mapa dos compartimentos de relevo. <http://mapas.ibge.gov.br/relevo/viewer.htm>. Acessado 19 de Junho de 2011
- IBGE (2005c) Mapa de vegetação. <http://mapas.ibge.gov.br/vegetacao/viewer.htm>. Acessado 19 de Junho de 2011
- ICMBio (2011) PARNA do Viruá. <http://www.icmbio.gov.br/biodiversidade/unidades-de-conservacao/biomas-brasileiros/amazonia/unidades-de-conservacao-amazonia/389-parna-do-virua>. Acessado 26 de Junho de 2011
- Jerozolinski A, Peres CA. (2003) Bringing home the biggest bacon: a cross-site analysis of the structure of hunter-kill profiles in Neotropical forests. *Biol Conserv* 111:415–425
- Laurance WF, Peres CA (eds) (2006) *Emerging Threats to Tropical Forests*. University of Chicago Press, Chicago
- Leeuwenberg F (1997) Manejo de fauna cinegética na Reserva Indígena Xavante de Pimentel Barbosa, Estado de Mato Grosso, Brasil. In: Valladares-Padua C, Bodmer RE (eds) *Manejo e Conservação de Vida Silvestre no Brasil*. MCT-CNPq, Sociedade Civil Mamirauá, Belém, pp 233–238
- Lopes MA, Ferrari SF (2000) Effects of human colonization on the abundance and diversity of mammals in Eastern Brazilian Amazonia. *Conserv Biol* 14:1658–1665
- Lourival RFF, Fonseca GAB (1997) Análise da sustentabilidade do modelo de caça tradicional, no Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, MS. In: Valladares-Padua C, Bodmer RE (eds) *Manejo e Conservação de Vida Silvestre no Brasil*. MCT-CNPq, Sociedade Civil Mamirauá, Belém, pp 123–172
- MacArthur RH, Pianka ER (1966) On optimal use of patchy environment. *Am Nat* 100:603–609
- McDonald DR (1977) Food taboos: A primitive environmental protection agency (South America). *Anthropos* 72:734–748
- Mendes Pontes AR (1997) Habitat partitioning among primates in Maracá Island, Roraima, northern Brazilian Amazonia. *Int J Primatol* 18:131–157

- Mendes Pontes AR (1999) Environmental determinants of primate abundance in Maracá Island, Roraima, Brazilian Amazonia. *J Zool* 247:189–199
- Mendes Pontes AR (2004) Ecology of a community of mammals in a seasonally dry forest in Roraima, Brazilian Amazon. *Mamm Biol* 69:319–336
- Mendes Pontes AR, Magnusson WE (2007) Mamíferos de médio e grande porte da Amazônia: base de dados para o PPBio e padronização dos métodos. Apresentação do desenho espacial, protocolo de coleta & recomendações. <http://ppbio.inpa.gov.br/Port/inventarios/ducke/PPBioMamifProto.pdf>. Acessado 10 de dezembro de 2011
- Mendes Pontes AR, Chivers DJ, Lee PC (2007) Effect of biomass on assemblages of large mammals in a seasonally dry forest in the Brazilian Amazonia. *J Zool* 271:278–287
- Mendes Pontes AR, Layme VM, Magnusson WE, Marigo LC (2010) Mamíferos de médio e grande porte de Roraima, extremo norte da Amazônia brasileira. In: Barbosa RI, Valdinar VF (eds) Roraima: homem, meio ambiente e ecologia. FEMACT. Boa Vista, pp 603-619
- Mendes Pontes AR, Dantas M, Magnusson WE (2012). Low Primate Diversity and Abundance in Northern Amazonia and Its Implications for Conservation. *Biotropica* (aceito para publicação)
- MMA – Ministério do Meio Ambiente (2008) Mamíferos. Em: Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Biodiversidade 19. Brasília, DF. http://www.mma.gov.br/estruturas/179/_arquivos/vol_ii_mamferos.pdf. Acessado 31 de agosto de 2011
- Naranjo EJ, Bodmer RE (2007) Source–sink systems and conservation of hunted ungulates in the Lacandon Forest, Mexico. *Biol Conserv* 138:412–420
- Nepstad D, Schwartzman S, Bamberger B, Santilli M, Ray D, Schlesinger P, Lefebvre P, Alencar A, Prinz E, Fiske G, Rolla A (2006) Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and indigenous lands. *Conserv Biol* 20:65–73
- Ohl-Schacherer J, Shepard Jr. GH, Kaplan H, Peres CA, Levi T, Yu DW (2007) The sustainability of subsistence hunting by Matsigenka native communities in Manu National Park, Peru. *Conserv Biol* 21:1174–1185
- Parry L, Barlow J, Peres CA (2007) Large-vertebrate assemblages of primary and secondary forests in the Brazilian Amazon. *J Trop Ecol* 23:653–662

- Parry L, Barlow J, Peres CA (2009) Allocation of hunting effort by Amazonian smallholders: Implications for conserving wildlife in mixed-use landscapes. *Biol Conserv* 142:1777–1786
- Peres CA (1990) Effects of hunting on western amazonian primate community. *Biol Conserv* 54:47–59
- Peres CA (1996) Population status of white-lipped *Tayassu pecari* and collared peccaries *T. tajacu* in hunted and unhunted Amazonian forest. *Biol Conserv* 77: 115–123
- Peres CA (2000) Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conserv Biol* 14:240–253
- Peres CA (2001) Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. *Biol Conserv* 15:1490–1505
- Peres CA, Dolman P (2000) Density compensation in neotropical primate communities: evidence from 56 hunted and non-hunted Amazonian forests of varying productivity. *Oecologia* 122:175–189
- Peres CA, Barlow J, Hugaasen T (2003) Vertebrate responses to surface wildfires in a central Amazonian forest. *Oryx* 37:97–109
- Peres CA, Nascimento HS (2006) Impact of game hunting by the Kayapó of southeastern Amazonia: implications for wildlife conservation in tropical forest indigenous reserves. *Biodivers Conserv* 15: 2627–2653
- Peres CA, Palacios E (2007) Basin-wide effects of game harvest on vertebrate population densities in Amazonian forests: implications for animal-mediated seed dispersal. *Biotropica* 39:304–315
- Puertas PE, Bodmer RE (2004) Hunting effort as a tool for community-based wildlife management in Amazonia. In: Silvius KM, Bodmer RE, Fragoso JMV (eds) *People in nature: wildlife conservation in South and Central America*. Columbia University Press, New York, pp 123–136
- Redford KH, Robinson JG (1987) The game of choice: patterns of Indian and colonist hunting in the Neotropics. *Am Anthropol* 89:650–667
- Reid F (1997) *A Field Guide to the Mammals of Central America and Southeast Mexico*. Oxford University Press, New York
- Reis NL, Peracchi AL, Pedro WA, Lima IP (eds) (2011) *Mamíferos do Brasil*. 2nd edn. Londrina: 439pp
- Reyna-Hurtado R, Tanner GW (2007) Ungulate relative abundance in hunted and non-hunted sites in Calakmul Forest (Southern Mexico). *Biodivers Conserv* 16:743–756
- Rist J, Milner-Gulland EJ, Cowlishaw G, Rowcliffe M (2010) Hunter Reporting of Catch per Unit Effort as a Monitoring Tool in a Bushmeat-Harvesting System. *Conserv Biol* 24(2):489–499

- Robinson JG, Redford KH (1991) Sustainable harvest of Neotropical forest mammals. In: Robinson JG; Redford KH (eds) Neotropical wildlife use and conservation. University of Chicago Press, Chicago, pp 415–429
- Rosas GKC, Drumond PM (2007) Caracterização da caça de subsistência em dois seringais localizados no Estado do Acre (Amazônia, Brasil). Embrapa Acre. Documentos, 109, Rio Branco, AC, 31pp
- Silman MR, Terborgh JW, Kiltie RA (2003) Population regulation of a dominant rain-forest tree by a major seed predator. *Ecology* 84:431–438
- Silva Júnior AP, Mendes Pontes AR (2008) The effect of a mega-fragmentation process on large mammal assemblages in the highly-threatened Pernambuco Endemism Centre, northeastern Brazil. *Biodivers Conserv* 17(6):1455–1464
- Sirén A, Hamback P, Machoa J (2004) Including spatial heterogeneity and animal dispersal when evaluating hunting: a model analysis and an empirical assessment in an Amazonian community. *Conserv Biol* 18:1315–1329
- Sombroek W (2001) Spatial and Temporal Patterns of Amazon Rainfall. *Ambio* 30(7):388–396
- Souza-Mazurek RR, Temehe P, Xinymy F, Waraié H, Synapyty G, Ewepe M (2000) Subsistence hunting among the Waimiri Atroari Indians in central Amazonia, Brazil. *Biodivers Conserv* 9:579–596
- Stone AI, Lima EM, Aguiar GFS, Camargo CC, Flores TA, Kelt DA, Marques-Aguiar SA, Queiroz JAL, Ramos RM, Silva Júnior JS (2009) Non-volant mammalian diversity in fragments in extreme eastern Amazonia. *Biodivers Conserv* 18:1685–1694
- Terborgh J (1992) Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica* 24:283–292
- Trinca CT, Ferrari SF (2006) Caça em assentamento rural na Amazônia mato-grossense. In: Jacobi PR, Ferreira LC (eds) Diálogos em ambiente e sociedade no Brasil. Annablume Editora, Pinheiros, SP, Brasil
- Veloso HP, Góes Filho L (1982) Fitogeografia brasileira-classificação fisionômica-ecológica da vegetação neotropical. *Boletim Técnico Radam-Brasil (série vegetação)* 1:1–80
- Vickers WT (1984) The faunal components of lowland South American hunting kills. *Interciencia* 9: 366–376
- Vickers WT (1991) Hunting yields and game composition over ten years in an Amazon Indian village territory. In: Robinson JG, Redford KH (eds) Neotropical Wildlife Use and Conservation. University of Chicago Press, Chicago, pp 53–81

Vogliotti A (2008) Partição de hábitat entre cervídeos do Parque Nacional do Iguaçu. Tese, Universidade de São Paulo

Wilson DE, Reeder DAM (eds) (2005) Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference, 3rd edn. Smithsonian Institution Press, Washington, DC

Zimmerman B, Peres CA, Malcolm JR, Turner T (2001) Conservation and development alliances with the Kayapó of south-eastern Amazonia, a tropical forest indigenous people. *Environ Conserv* 28:10–

TABELAS

Tabela 1: Espécies de mamíferos de médio e grande porte de ocorrência esperada (segundo Mendes Pontes et al. 2010) no assentamento Novo Paraíso e no Parque Nacional do Viruá, Roraima, norte da Amazônia Brasileira, e suas respectivas formas de registro no presente estudo.

Espécie	Assentamento Novo Paraíso	Parque Nacional do Viruá
Artiodactyla		
Cervidae		
<i>Mazama americana</i>	VE	
<i>Mazama nemorivaga</i>	VCE	
Tayassuidae		
<i>Pecari tajacu</i>	VFCE	VF
<i>Tayassu pecari</i>	CE	VF
Carnivora		
Canidae		
<i>Cerdocyon thous</i>	FE	V
<i>Speothos venaticus</i>	VE	
Felidae		
<i>Leopardus pardalis</i>	CE	
<i>Leopardus tigrinus</i>	E	
<i>Leopardus wiedii</i>	E	
<i>Puma concolor</i>	CE	
<i>Puma yagouaroundi</i>	E	
Mustelidae		
<i>Eira barbara</i>	VCE	V
<i>Galictis vittata</i>		
<i>Lontra longicaudis</i>	E	
<i>Pteronura brasiliensis</i>	VE	
Procyonidae		
<i>Bassaricyon beddardi</i>	CE	
<i>Nasua nasua</i>	VFE	VF
<i>Panthera onca</i>	VCE	VF
<i>Potos flavus</i>	VE	
<i>Procyon cancrivorus</i>	E	
Cingulata		
Dasypodidae		
<i>Cabassous unicinctus</i>	E	
<i>Dasypus kappleri</i>	VE	
<i>Dasypus novemcinctus</i>	VE	V
<i>Priodontes maximus</i>	FE	
Lagomorpha		
Leporidae		
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	E	
Perissodactyla		

Tapiridae		
<i>Tapirus terrestris</i>	VCE	V
Pilosa		
Bradypodidae		
<i>Bradypus tridactylus</i>		
Cyclopedidae		
<i>Cyclopes didactylus</i>		
Megalonychidae		
<i>Choloepus didactylus</i>	VFE	
Myrmecophagidae		
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	E	
<i>Tamandua tetradactyla</i>	E	V
Primates		
Callitrichidae		
<i>Saguinus midas</i>	VF	V
Cebidae		
<i>Alouatta macconnelli</i>	VE	VF
<i>Aotus trivirgatus</i>	VE	VF
<i>Ateles paniscus</i>	VCE	VF
<i>Cebus apella</i>	VFE	VF
<i>Cebus olivaceus</i>	E	
<i>Saimiri sciureus</i>	VE	V
Pitheciidae		
<i>Chiropotes chiropotes</i>	VE	VF
<i>Pithecia pithecia</i>	VE	V
Rodentia		
Agoutidae		
<i>Cuniculus paca</i>	CE	VF
<i>Dasyprocta cristata</i>	VE	
<i>Dasyprocta leporina</i>	VFE	VF
<i>Myoprocta acouchy</i>	VCE	V
Erethizontidae		
<i>Coendou prehensilis</i>	E	
Hydrochaeridae		
<i>Hydrochoeris hydrochaeris</i>	E	
Sciuridae		
<i>Sciurus aestuans</i>	VE	V
<i>Sciurus igniventris</i>		

(V) visualização durante os censos; (F) visualização fora dos censos; (C) carcaça, pele ou ossada;
(E) entrevistas.

Tabela 2: Abundância dos mamíferos de médio e grande porte registrados nos levantamentos no assentamento Novo Paraíso (NP) e no Parque Nacional do Viruá (V), Roraima, norte da Amazônia Brasileira.

Espécie	Registros		Taxa de avistamento (registros/10 km)		Abundância relativa (ind/10 km)		Biomassa relativa (kg/10 km)		Tamanho médio de grupo (ind/grupo)	
	NP	V	NP	V	NP	V	NP	V	NP	V
Artiodactyla										
<i>Mazama americana</i>	4	–	0,09	–	0,09	–	2,66	–	1	–
<i>Mazama nemorivaga</i>	3	–	0,07	–	0,07	–	1,25	–	1	–
<i>Pecari tajacu</i>	15	5	0,36	0,12	0,88	0,95	19,99	21,58	2,47	8
<i>Tayassu pecari</i>	–	13	–	0,31	–	10,69	–	350,1	–	34,54
Carnivora										
<i>Cerdocyon thous</i>	–	1	–	0,02	–	0,02	–	0,13	–	1
<i>Eira barbara</i>	5	2	0,17	0,07	0,23	0,1	1,4	0,61	1,4	1,5
<i>Nasua nasua</i>	1	2	0,07	0,03	0,17	0,33	0,97	1,89	2,5	10
<i>Panthera onca</i>	1	1	0,02	0,02	0,02	0,02	1,93	1,93	1	1
<i>Potos flavus</i>	1	–	0,08	–	0,08	–	0,24	–	1	1
<i>Pteronura brasiliensis</i>	2	–	0,07	–	0,1	–	3,08	–	1,5	–
<i>Speothos venaticus</i>	1	–	0,02	–	0,02	–	0,12	–	1	–
Cingulata										
<i>Dasybus kappleri</i>	1	–	0,02	–	0,02	–	0,19	–	1	–
<i>Dasybus novemcinctus</i>	1	1	0,02	0,02	0,02	0,02	0,08	0,08	1	1
Peryssodactyla										
<i>Tapirus terrestris</i>	6	1	0,14	0,02	0,17	0,02	39,4	4,64	1,17	1
Pilosa										
<i>Choloepus didactylus</i>	2	–	0,04	–	0,04	–	0,25	–	1	–

<i>Tamandua tetradactyla</i>	–	2	–	0,05	–	0,05	–	0,315	–	1
Primates										
<i>Alouatta macconnelli</i>	13	10	0,43	0,33	1,3	1,05	8,81	7,11	3	3,2
<i>Aotus trivirgatus</i>	8	4	0,67	0,35	0,75	0,61	0,73	0,59	1,13	1,75
<i>Ateles paniscus</i>	6	12	0,2	0,39	0,67	1,08	6,2	9,99	3,33	2,75
<i>Cebus apella</i>	53	82	1,77	2,68	8,7	18,5	25,67	54,58	4,92	6,9
<i>Chiropotes chiropotes</i>	5	18	0,17	0,59	0,9	6,86	2,7	20,58	5,4	11,67
<i>Pithecia pithecia</i>	13	6	0,43	0,2	1,43	0,49	2,75	0,94	3,31	2,5
<i>Saguinus midas</i>	25	15	0,83	0,49	4,9	2,94	2,4	1,44	5,88	6
<i>Saimiri sciureus</i>	2	11	0,07	0,36	0,7	8,69	0,68	8,43	10,5	24,18
Rodentia										
<i>Cuniculus paca</i>	–	1	–	0,09	–	0,09	–	0,77	–	1
<i>Dasyprocta cristata</i>	3	–	0,1	–	0,1	–	0,27	–	1	–
<i>Dasyprocta leporina</i>	28	33	0,93	1,08	0,93	1,08	4,03	4,69	1	1
<i>Myoprocta acouchy</i>	4	2	0,13	0,07	0,2	0,07	0,24	0,08	1,5	1
<i>Sciurus aestuans</i>	5	10	0,17	0,28	0,23	0,28	0,04	0,07	1,4	1,2
TOTAL	209	231	7,07	7,62	22,72	54,05	126,08	490,54		

Tabela 3: Razões de abundância populacional (R_d) das espécies de mamíferos registradas no assentamento Novo Paraíso e no Parque Nacional do Viruá, Roraima, norte da Amazônia Brasileira. $R_d \leq -0,15$: maior abundância na área não caçada; $-0,15 < R_d < 0,15$: abundâncias iguais; $R_d \geq 0,15$: maior abundância na área caçada.

Espécie	R_d	Espécie	R_d
Artiodactyla		Pilosa	
<i>Mazama americana</i>	0,2788	<i>Choloepus didactylus</i>	0,1461
<i>Mazama nemorivaga</i>	0,2304	<i>Tamandua tetradactyla</i>	-0,1761
<i>Pecari tajacu</i>	-0,0300	Primates	
<i>Tayassu pecari</i>	-2,0330	<i>Alouatta macconnelli</i>	0,0854
Carnivora		<i>Aotus trivirgatus</i>	0,0782
<i>Cerdocyon thous</i>	-0,0792	<i>Ateles paniscus</i>	-0,1854
<i>Eira barbara</i>	0,2175	<i>Cebus apella</i>	-0,3250
<i>Nasua nasua</i>	-0,2021	<i>Chiropotes chiropotes</i>	-0,8426
<i>Panthera onca</i>	0,0000	<i>Pithecia pithecia</i>	0,4138
<i>Potos flavus</i>	0,2553	<i>Saguinus midas</i>	0,2161
<i>Pteronura brasiliensis</i>	0,3010	<i>Saimiri sciureus</i>	-1,0409
<i>Speothos venaticus</i>	0,0792	Rodentia	
Cingulata		<i>Cuniculus paca</i>	-0,2788
<i>Dasypus kappleri</i>	0,0792	<i>Dasyprocta cristata</i>	0,3010
<i>Dasypus novemcinctus</i>	0,0000	<i>Dasyprocta leporina</i>	-0,0590
Peryssodactyla		<i>Myoprocta acouchy</i>	0,2467
<i>Tapirus terrestris</i>	0,3010	<i>Sciurus aestuans</i>	-0,1717

Tabela 4: Espécies e quantidade de mamíferos abatidos durante 37 anos por 50 caçadores do assentamento Novo Paraíso, Roraima, norte da Amazônia Brasileira.

Espécie	Nome comum	Massa corpórea (kg)	Indivíduos abatidos	Biomassa (kg)
<i>Tayassu pecari</i>	queixada	32,75	7.471	244.675
<i>Pecari tajacu</i>	caititu	22,715	7.306	165.956
<i>Cuniculus paca</i>	paca	8,583	6.855	58.836
<i>Dasytus novemcinctus</i>	tatu-galinha	4,017	3.855	15.486
<i>Dasyprocta leporina</i>	cutia-laranja	4,338	3.795	16.463
<i>Mazama americana</i>	veado-mateiro	29,5	698	20.591
<i>Mazama nemorivaga</i>	veado-fuboca	17,825	366	6.524
<i>Dasytus kappleri</i>	tatu-quinze-quilos	9,663	188	1.817
<i>Tapirus terrestris</i>	anta	231,75	188	43.569
<i>Dasyprocta cristata</i>	cutia-preta	2,65	104	276
<i>Cebus apella</i>	macaco-prego	2,95	92	271
<i>Hydrochoeris hydrochaeris</i>	capivara	47,75	74	3.533
<i>Cerdocyton thous</i>	raposa	6,575	71	467
<i>Nasua nasua</i>	quati	5,725	52	298
<i>Panthera onca</i>	onça-pintada	96,33	50	4.816
<i>Alouatta macconnelli</i>	guariba	6,775	42	285
<i>Puma concolor</i>	onça-parda	57,15	37	2.115
<i>Eira barbara</i>	irara	6,09	32	195
<i>Leopardus pardalis</i>	jaguaririca	10,59	32	339
<i>Myoprocta acouchy</i>	cutiara	1,2	21	25
<i>Ateles paniscus</i>	macaco-aranha	9,25	18	167
<i>Leopardus wiedii</i>	gato-maracajá	4,25	12	51
<i>Leopardus tigrinus</i>	gato-do-mato	2,338	11	26
<i>Chiroptes chiroptes</i>	cuxiú	3	11	33
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	coelho-tapeti	1,041	8	8
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	tamanduá-bandeira	37,75	7	264
<i>Tamandua tetradactyla</i>	mambira	6,3	7	44
<i>Cabassous unicinctus</i>	tatu-rabo-de-couro	3,242	6	19
<i>Sciurus aestuans</i>	esquilo	0,176	6	1
<i>Saimiri sciureus</i>	macaco-de-cheiro	0,97	5	5
<i>Coendou prehensilis</i>	coandú	4,263	4	17
<i>Lontra longicaudis</i>	lontra	9,605	4	38
<i>Bassaricyon beddardi</i>	gogó-de-sola	1,195	4	5
<i>Puma yagouaroundi</i>	jaguarundi	5,213	4	21
<i>Speothos venaticus</i>	cachorro-do-mato	6	4	24
<i>Pithecia pithecia</i>	parauacú	1,925	4	8
<i>Cebus olivaceus</i>	caiarara	2,95	3	9
<i>Aotus trivirgatus</i>	macaco-da-noite	0,975	3	3
<i>Pteronura brasiliensis</i>	ariranha	30,75	3	92
<i>Procyon cancrivorus</i>	guaxinim	5,725	2	11
<i>Priodontes maximus</i>	tatu-canastra	39,05	2	78
<i>Choloepus didactylus</i>	preguiça-de-dois-dedos	6,225	1	6
TOTAL			31.458	587.467
Desvio Padrão			1.992	45.685

Tabela 5: Quantidade de mamíferos abatidos em um ano e taxa de consumo *per capita* (indivíduos/consumidor ano) no assentamento Novo Paraíso, Roraima, norte da Amazônia Brasileira.

Espécie	Nome comum	Quantidade	HR
<i>Dasybus novemcinctus</i>	tatu-galinha	122	0,5062
<i>Cuniculus paca</i>	paca	98	0,4066
<i>Pecari tajacu</i>	caititu	94	0,39
<i>Dasyprocta leporina</i>	cutia-laranja	85	0,3527
<i>Tayassu pecari</i>	queixada	80	0,332
<i>Dasybus kappleri</i>	tatu-quinze-quilos	14	0,0581
<i>Mazama americana</i>	veado-mateiro	10	0,0415
<i>Mazama nemorivaga</i>	veado-fuboca	8	0,0332
<i>Dasyprocta cristata</i>	cutia-preta	6	0,0249
<i>Eira barbara</i>	irara	6	0,0249
<i>Tapirus terrestris</i>	anta	5	0,0207
<i>Alouatta macconnelli</i>	guariba	2	0,0083
<i>Ateles paniscus</i>	macaco-aranha	2	0,0083
<i>Leopardus pardalis</i>	jaguaritica	2	0,0083
<i>Puma concolor</i>	onça-parda	2	0,0083
<i>Myoprocta acouchy</i>	cutiara	1	0,0041
<i>Procyon cancrivorus</i>	guaxinim	1	0,0041
<i>Bassaricyon beddardi</i>	gogó-de-sola	1	0,0041
<i>Panthera onca</i>	onça-pintada	1	0,0041
<i>Nasua nasua</i>	quati	1	0,0041
TOTAL		541	2,2445
Desvio Padrão		41,54	

LEGENDA DAS FIGURAS

Figura 1: Localização das duas áreas de estudo, em Roraima, norte da Amazônia brasileira: (1) Parque Nacional do Viruá (PARNA Viruá) (evidenciando a grade do Programa de Pesquisas em Biodiversidade – PPBio); (2) Assentamento Novo Paraíso. Os transectos onde foi realizado este estudo estão representados por linhas pontilhadas. As imagens das áreas foram obtidas através do programa *Google Earth* versão 6.1.

Figura 2: Curva de acumulação mostrando a quantidade de caçadores ativos (dentre os 50 entrevistados) ao longo de 37 anos no Assentamento Novo Paraíso, Roraima, norte da Amazônia Brasileira.

Figura 3: Tipos e estratégias de caça utilizadas por 50 caçadores do assentamento Novo Paraíso, Roraima, norte da Amazônia Brasileira.

Figura 4: Motivos alegados para a caça por 50 caçadores do assentamento Novo Paraíso, Roraima, norte da Amazônia Brasileira.

Figura 5: Espécies e grupos de mamíferos cujo abate é evitado por caçadores do assentamento Novo Paraíso, Roraima, norte da Amazônia Brasileira.

Figura 6: Correlações entre as variáveis populacionais e as variáveis da caça sobre os mamíferos registrados no assentamento Novo Paraíso, Roraima, norte da Amazônia Brasileira. (s) significativo para $\alpha=0,05$; (ns) não significativo para $\alpha=0,05$; Todas as espécies: correlações consideraram as espécies citadas nas entrevistas e as registradas nos censos; Espécies registradas: correlações consideraram apenas as espécies registradas nos censos.

FIGURAS

Figura 1

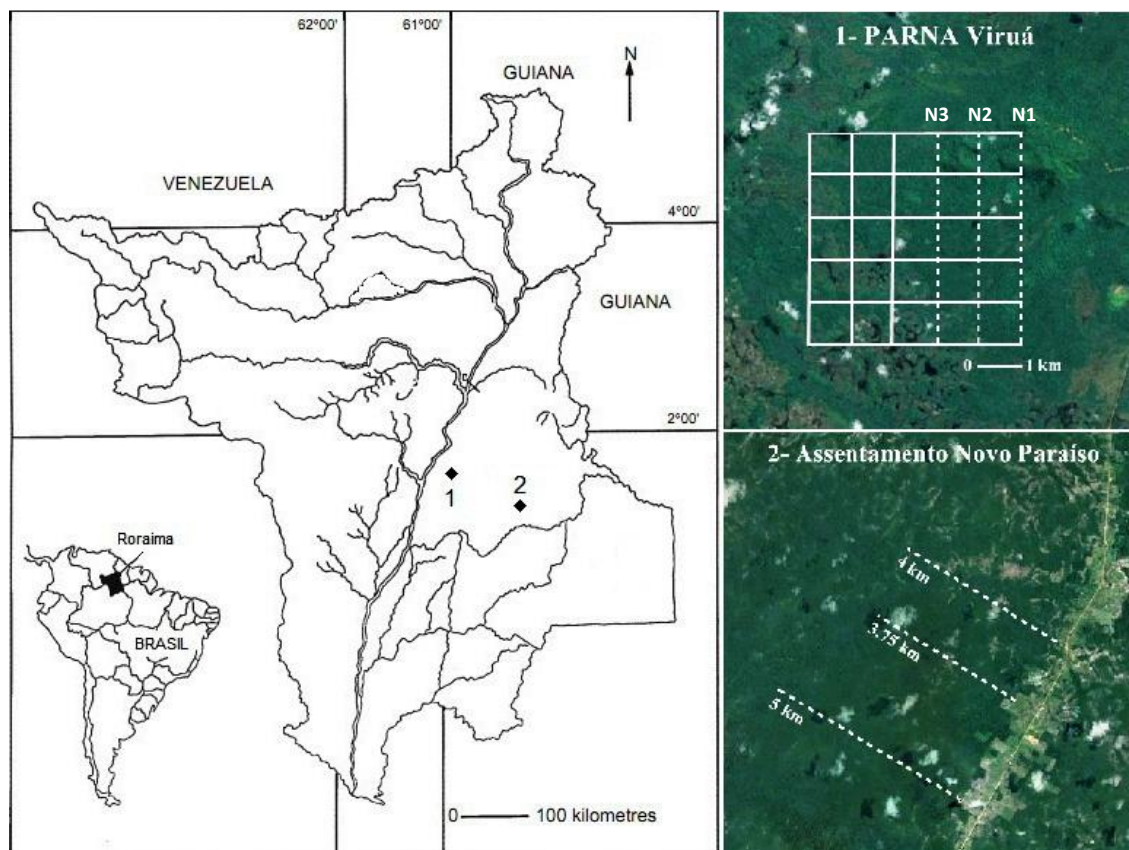


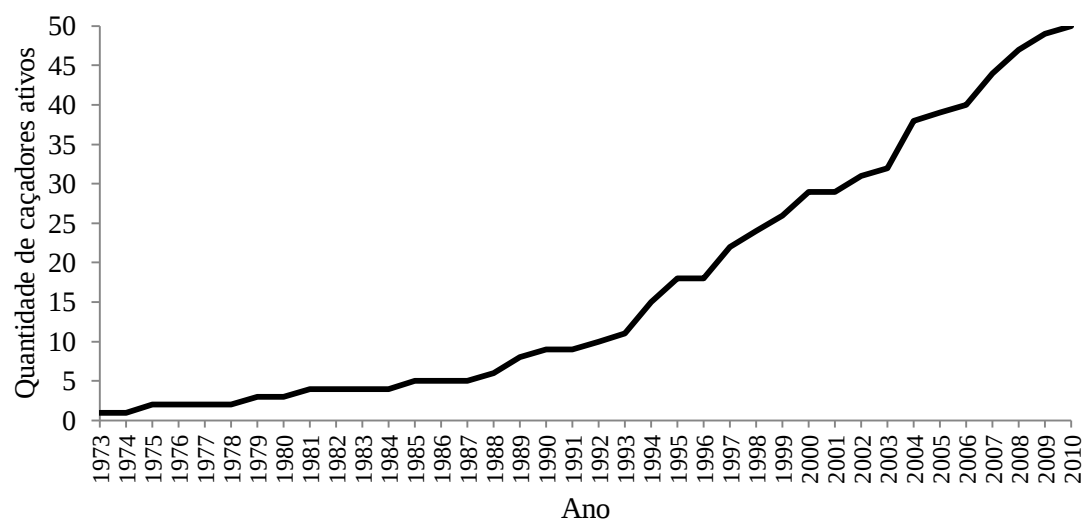
Figura 2

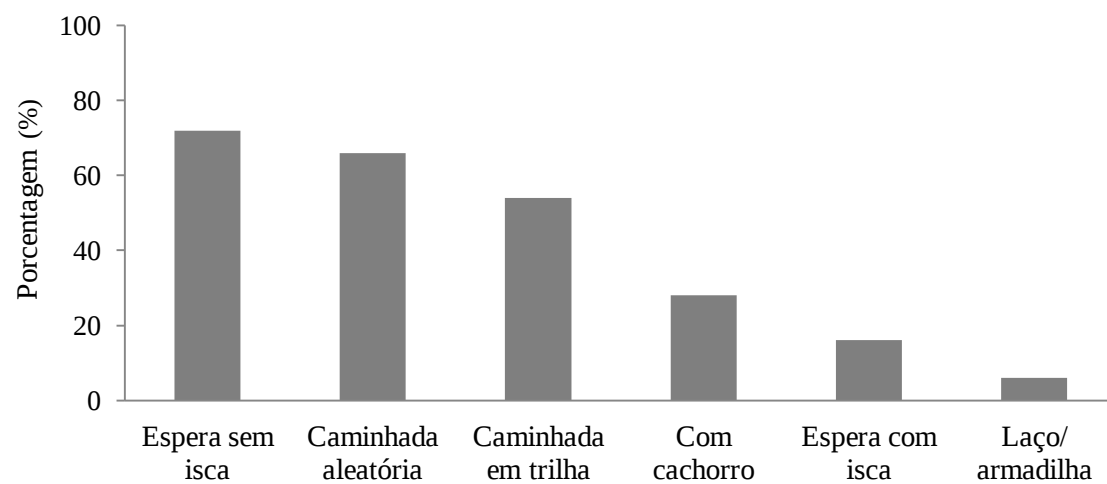
Figura 3

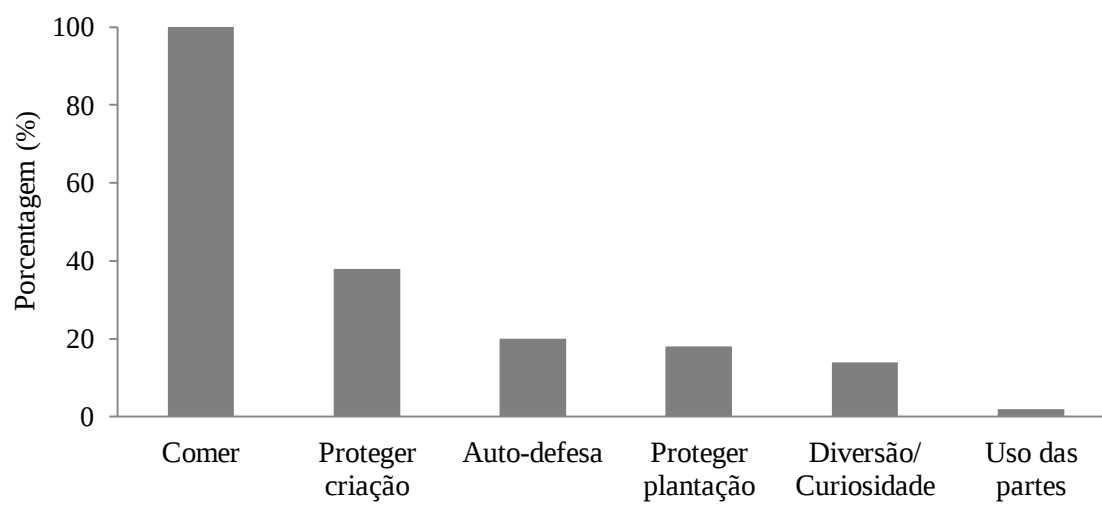
Figura 4

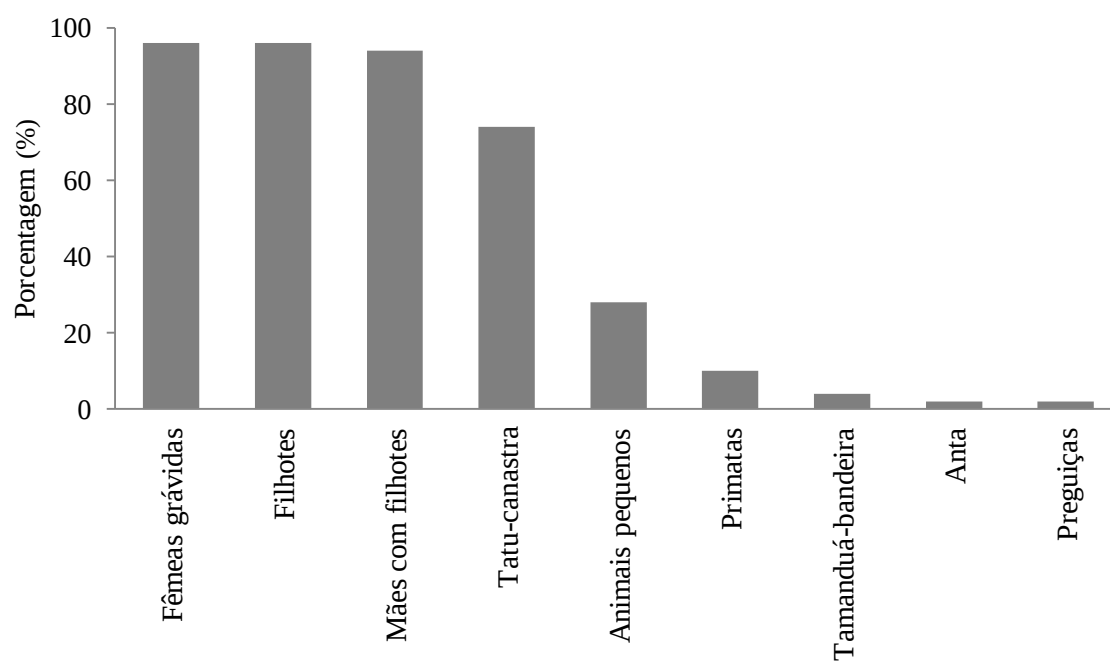
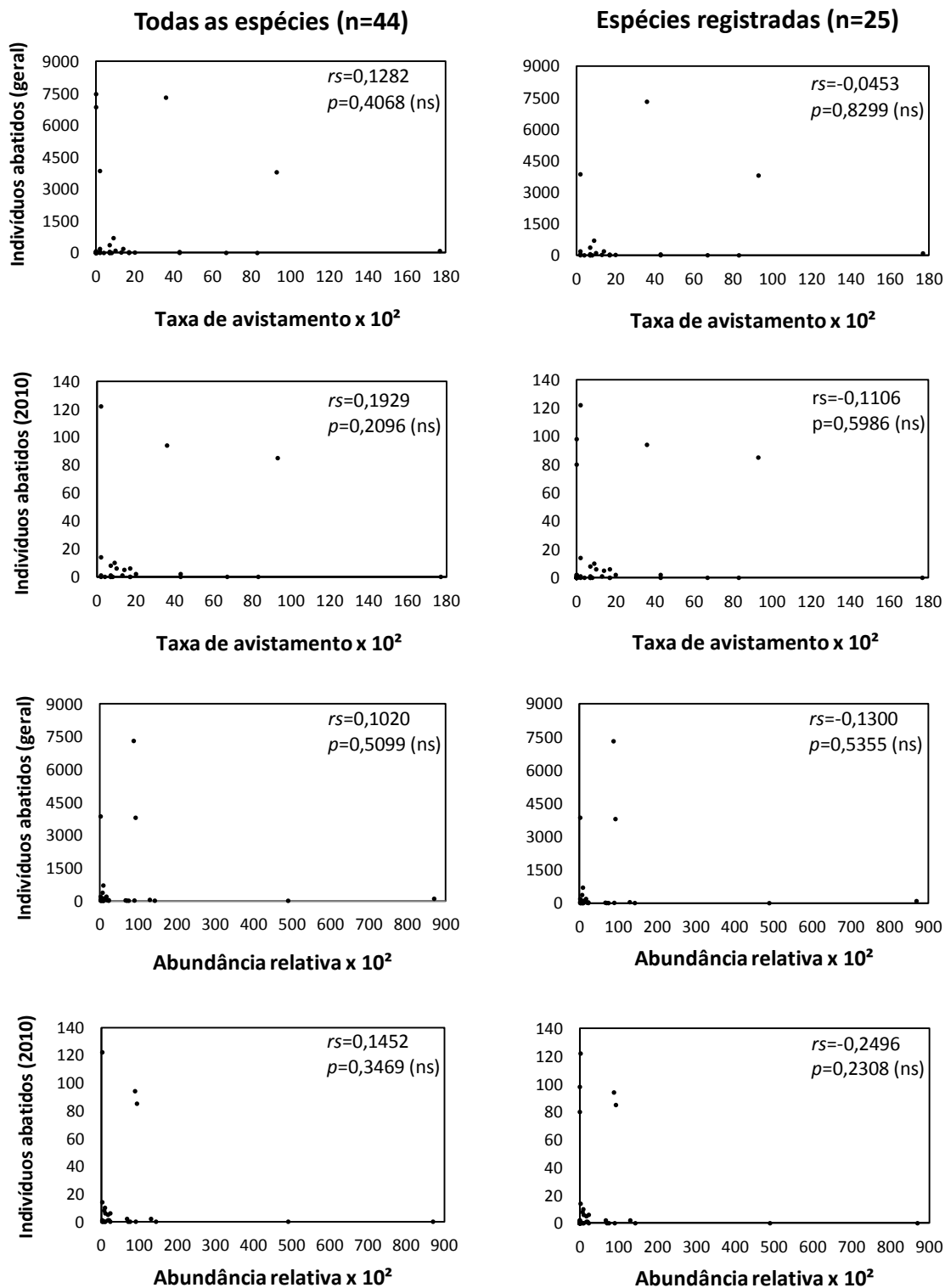
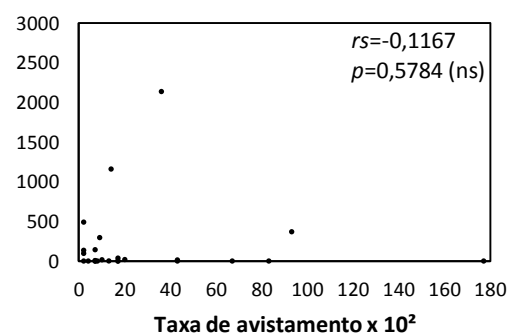
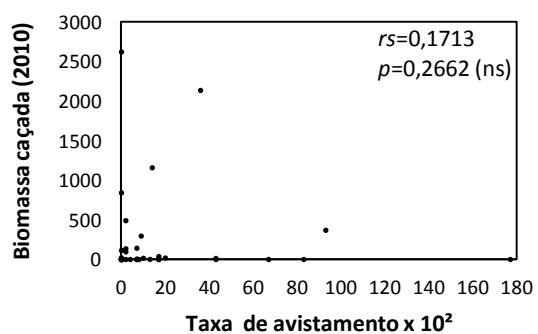
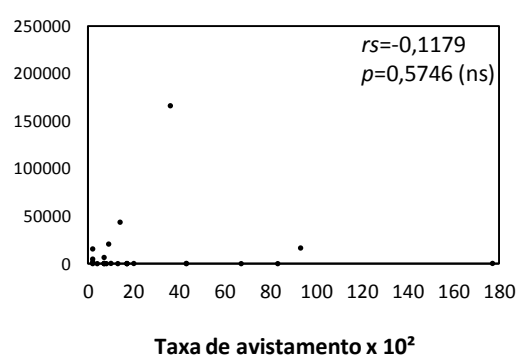
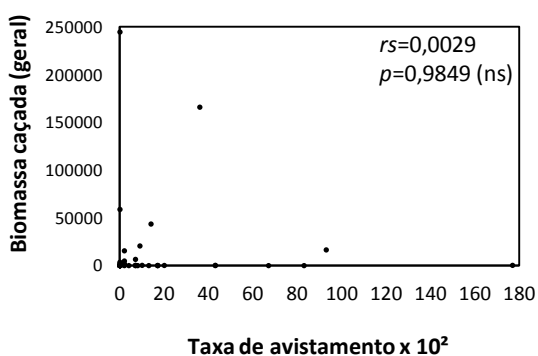
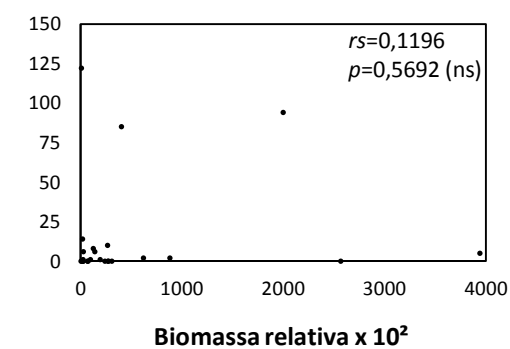
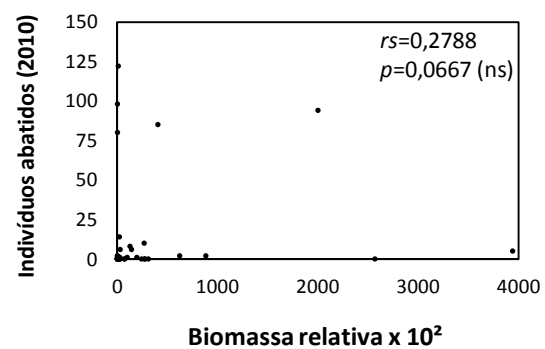
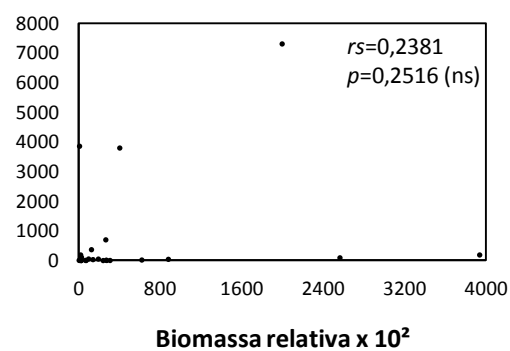
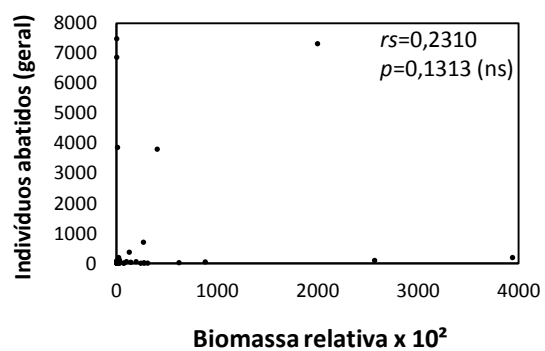
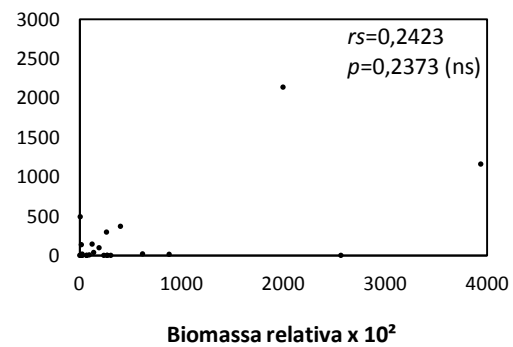
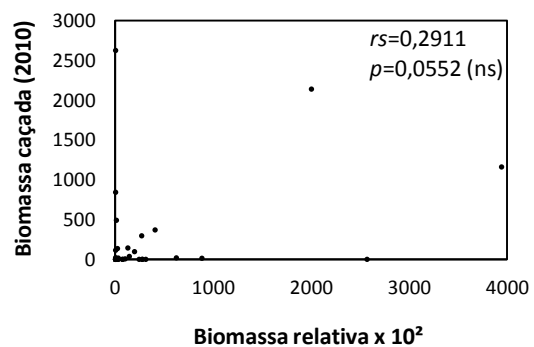
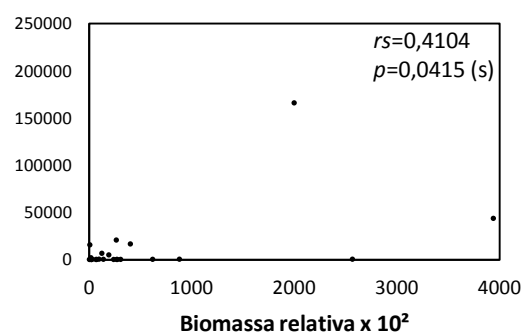
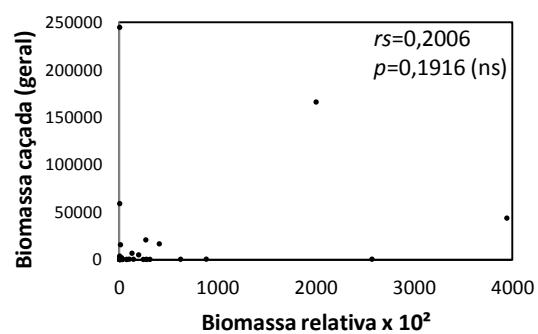
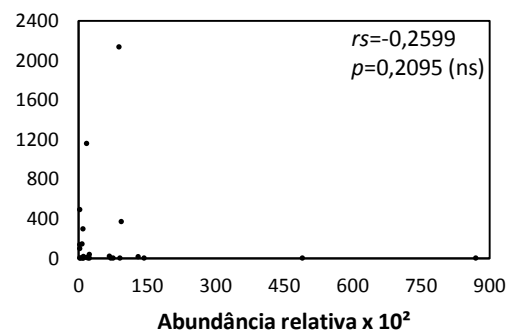
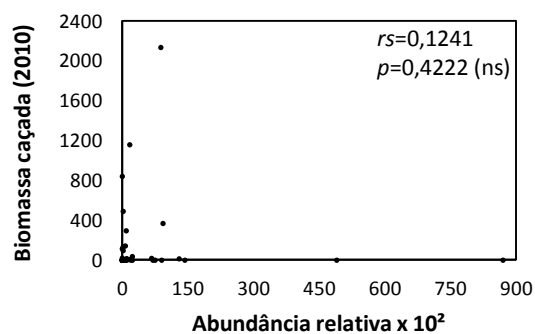
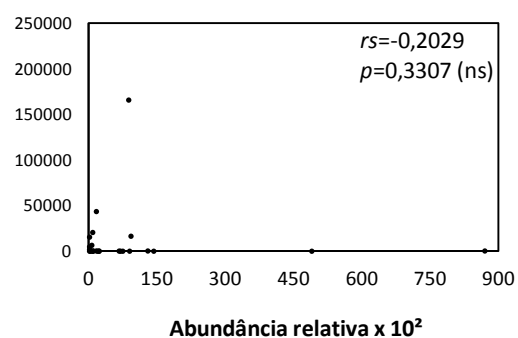
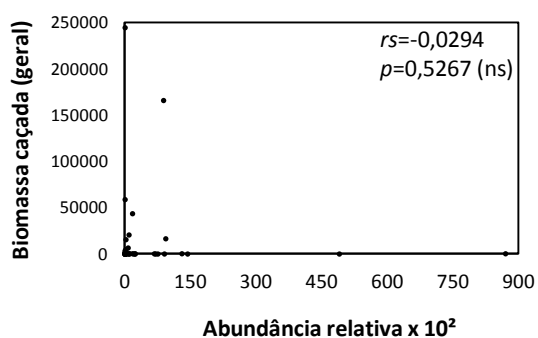
Figura 5

Figura 6







ANEXOS

Anexo I

Questionário semi-estruturado utilizado para a realização das entrevistas com caçadores do assentamento Novo Paraíso, Roraima.

Data:	Estado civil:
Nome (opcional):	Tempo no lote:
Idade:	Tempo de caça:
Endereço:	Ocupação:
Escolaridade:	Número de consumidores:

1. Quais e quantos mamíferos você já caçou? (com auxílio do guia ilustrado)
2. Quais animais você caçava, mas não caça mais? Por quê?
3. Quais animais você não caça? Por quê?
4. Quais desses, você evita caçar? (jovens/ filhotes/ fêmeas grávidas/ fêmeas com filhotes)
5. Quantas caçadas você faz por mês?
6. Quantas horas você gasta em cada caçada?
7. No máximo quantos animais você pega em cada caçada?
8. Em que período do dia você costuma caçar? (manhã/ tarde/ noite)
9. Caça sempre no mesmo local ou varia?
10. Qual a distância média de cada caçada?
11. Qual a distância máxima que você já foi em uma caçada?
12. Como você caça?
 - a. Caminhada aleatória
 - b. Trilha
 - c. Espera com isca ou ceva
 - d. Espera sem isca ou ceva
 - e. Com cachorros (quantos?)
 - f. Laço/armadilha
13. Que armas você usa?
14. Caça sozinho ou acompanhado? Em média com quantas pessoas?
15. Cria animais selvagens? Qual motivo?
16. Compra carne (boi, frango, porco, etc.)? Quantas vezes (ou kg) por mês?
17. Cria animais domésticos para consumo?
18. Qual a principal fonte de carne: caçada ou comprada/criada?
19. Você tem licença de caça do Governo (carteira de caçador)?
20. Quantas caçadas foram feitas no último ano (2010)? Quantos e quais animais pegou nessas caçadas?

Anexo II

Normas de submissão de artigos científicos do periódico *Biodiversity and Conservation*.

Instructions for authors

1 General

1.1 Language

The journal's language is English. British English or American English spelling and terminology may be used, but either one should be followed consistently throughout the article. Authors are responsible for ensuring the language quality prior to submission. Is there an existing module for this? It should probably be made clear on submission to all journals.

1.2 Spacing

Please Double-space all material, including notes and references.

1.3 Nomenclature

The correct names of organisms conforming with the international rules of nomenclature must be used. Descriptions of new taxa should not be submitted unless a specimen has been deposited in a recognized collection and it is designated as a type strain in the paper. Biodiversity and Conservation uses the same conventions for the genetics nomenclature of bacteria, viruses, transposable elements, plasmids and restriction enzymes as the American Society for Microbiology journals.

1.4 Article types

The journal publishes original research, and also Editorials, Comments and Research notes. These types of articles should be submitted to the Journals Editorial Office in the usual way, but authors should select whether they are Original Research, Editorials, Comments or Research notes.

2 Manuscript submission

2.1 Manuscript Submission

Submission of a manuscript implies: that the work described has not been published before; that it is not under consideration for publication anywhere else; that its publication has been approved by all co-authors, if any, as well as by the responsible authorities – tacitly or explicitly – at the institute where the work has been carried out. The publisher will not be held legally responsible should there be any claims for compensation.

2.2 Permissions

Authors wishing to include figures, tables, or text passages that have already been published elsewhere are required to obtain permission from the copyright owner(s) for both the print and online format and to include evidence that such permission has been granted when submitting their papers. Any material received without such evidence will be assumed to originate from the authors.

2.3 Online Submission

Authors should submit their manuscripts online. Electronic submission substantially reduces the editorial processing and reviewing times and shortens overall publication times. Please follow the hyperlink "Submit online" on the right and upload all of your manuscript files following the instructions given on the screen.

3 Title Page

3.1 Title Page

The title page should include:

- The name(s) of the author(s)
- A concise and informative title
- The affiliation(s) and address(es) of the author(s)
- The e-mail address, telephone and fax numbers of the corresponding author

3.2 Abstract

Please provide an abstract of 150 to 250 words. The abstract should not contain any undefined abbreviations or unspecified references.

3.3 Keywords

Please provide 4 to 6 keywords which can be used for indexing purposes.

4 Text

4.1 Text Formatting

Manuscripts should be submitted in Word.

- Use a normal, plain font (e.g., 10-point Times Roman) for text.
- Use italics for emphasis.
- Use the automatic page numbering function to number the pages.
- Do not use field functions.
- Use tab stops or other commands for indents, not the space bar.
- Use the table function, not spreadsheets, to make tables.
- Use the equation editor or MathType for equations.
- Save your file in docx format (Word 2007 or higher) or doc format (older Word versions).
- Manuscripts with mathematical content can also be submitted in LaTeX.

4.2 Headings

Please use no more than three levels of displayed headings.

4.3 Abbreviations

Abbreviations should be defined at first mention and used consistently thereafter.

4.4 Footnotes

Footnotes can be used to give additional information, which may include the citation of a reference included in the reference list. They should not consist solely of a reference citation, and they should never include the bibliographic details of a reference. They should also not contain any figures or tables. Footnotes to the text are numbered consecutively; those to tables should be indicated by superscript lower-case letters (or asterisks for significance values and other statistical data). Footnotes to the title or the authors of the article are not given reference symbols. Always use footnotes instead of endnotes.

4.5 Acknowledgments

Acknowledgments of people, grants, funds, etc. should be placed in a separate section before the reference list. The names of funding organizations should be written in full.

5 References

5.1 Citation

Cite references in the text by name and year in parentheses. Some examples:

- Negotiation research spans many disciplines (Thompson 1990).
- This result was later contradicted by Becker and Seligman (1996).
- This effect has been widely studied (Abbott 1991; Barakat et al. 1995; Kelso and Smith 1998; Medvec et al. 1993).

5.2 Reference list

The list of references should only include works that are cited in the text and that have been published or accepted for publication. Personal communications and unpublished works should only be mentioned in the text. Do not use footnotes or endnotes as a substitute for a reference list.

Reference list entries should be alphabetized by the last names of the first author of each work.

- Journal article

Gamelin FX, Baquet G, Berthoin S, Thevenet D, Nourry C, Nottin S, Bosquet L (2009) Effect of high intensity intermittent training on heart rate variability in prepubescent children. *Eur J Appl Physiol* 105:731-738. doi: 10.1007/s00421-008-0955-8

Ideally, the names of all authors should be provided, but the usage of “et al” in long author lists will also be accepted:

Smith J, Jones M Jr, Houghton L et al (1999) Future of health insurance. *N Engl J Med* 341:325–329

- Article by DOI

Slifka MK, Whitton JL (2000) Clinical implications of dysregulated cytokine production. *J Mol Med.* doi:10.1007/s001090000086

- Book

South J, Blass B (2001) *The future of modern genomics*. Blackwell, London

- Book chapter

Brown B, Aaron M (2001) The politics of nature. In: Smith J (ed) *The rise of modern genomics*, 3rd edn. Wiley, New York, pp 230-257

- Online document

Cartwright J (2007) Big stars have weather too. IOP Publishing PhysicsWeb. <http://physicsweb.org/articles/news/11/6/16/1>. Accessed 26 June 2007

- Dissertation

Trent JW (1975) *Experimental acute renal failure*. Dissertation, University of California

Always use the standard abbreviation of a journal’s name according to the ISSN List of Title Word Abbreviations, see www.issn.org/2-22661-LTWA-online.php

For authors using EndNote, Springer provides an output style that supports the formatting of in-text citations and reference list.

6 Tables

- All tables are to be numbered using Arabic numerals.
 - Tables should always be cited in text in consecutive numerical order.
 - For each table, please supply a table caption (title) explaining the components of the table.
 - Identify any previously published material by giving the original source in the form of a reference at the end of the table caption.
 - Footnotes to tables should be indicated by superscript lower-case letters (or asterisks for significance values and other statistical data) and included beneath the table body.
-