UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

Helbert Medeiros Prado

**O IMPACTO DA CAÇA *VERSUS* A CONSERVAÇÃO DE
PRIMATAS NUMA COMUNIDADE INDÍGENA GUAJÁ**

**São Paulo
2007**

Versão Revisada

Helbert Medeiros Prado

**O IMPACTO DA CAÇA *VERSUS* A CONSERVAÇÃO DE
PRIMATAS NUMA COMUNIDADE INDÍGENA GUAJÁ**

Dissertação apresentada ao Instituto de
Biociências da Universidade de São Paulo
para a obtenção do título de Mestre em
Ecologia de Ecossistemas Terrestres e
Aquáticos

Orientador:
Prof^o. Dr^o. Walter Alves Neves

São Paulo
2007

Ficha Catalográfica

Prado, Helbert Medeiros

**O IMPACTO DA CAÇA *VERSUS* A CONSERVAÇÃO DE
PRIMATAS NUMA COMUNIDADE INDÍGENA GUAJÁ**

2007

98 páginas

Dissertação de Mestrado – Instituto de Biociências da
Universidade de São Paulo – Departamento de Ecologia

1. Primatas 2. Sociedade Guajá
3. Sustentabilidade

Comissão Julgadora

Prof. (a) Dr (a)

Prof. (a) Dr (a)

Prof. (a) Dr (a)

Prof. (a) Dr (a)

Prof^o. Dr^o. Walter Alves Neves
Orientador

Agradecimentos

Esse estudo não seria possível sem o suporte financeiro concedido pela FAPESP (Processo 04/11486-2). O apoio logístico foi fornecido pelo Laboratório de Estudos Evolutivos Humanos (LEEH) (IB-USP), coordenado por Walter Neves.

Um agradecimento especial ao antropólogo Louis Carlos Forline por dividir comigo grande parte da sua experiência com a sociedade Guajá, por disponibilizar sua tese de doutorado, pelas dezenas de e-mails que fizeram toda a diferença no transcorrer da pesquisa, e finalmente, por ter me propiciado uma viagem de reconhecimento junto à comunidade Awá, o que considero como uma experiência para a vida toda.

Quanto ao professor Renato Kipnis, ele esteve tão envolvido durante todo o desenvolvimento da pesquisa que, na verdade, o considero como co-autor do trabalho. Valeu Renato!

Um agradecimento a todo o pessoal do LEEH. Os colegas da sala 244, com os quais eu convivi mais, além de terem contribuído com sugestões e discussões pertinentes, foram responsáveis por tornar o ambiente de trabalho agradável e divertido. Valeu Marcos, Max, Victor (Fofa) e Cassiana.

A exemplo da situação vivida durante o trabalho de conclusão de curso (ainda na graduação) mais uma vez Vânia não mediu esforços para tornar minha vida mais tranquila e feliz. O valor da sua presença certamente se refletiu no bom andamento do meu trabalho. Agradeço também à sua (minha) família que sempre nos apóia.

Agradeço também ao pessoal da secretaria do Departamento de Genética e Biologia Evolutiva, do Departamento de Ecologia, e da seção de pós-graduação. Dentre eles, um agradecimento especial à Elenice, Bernadete, Dalva, Érika e Helder.

Sobre o apoio da minha família, desde a saída de Bauru e os primeiros meses na cidade de São Paulo, o que eu tenho a dizer é que se não fossem eles não haveria como ter ingressado no curso de pós-graduação. Nunca esquecerei a maneira com que me encorajaram a buscar o meu caminho.

Índice

Resumo

Abstract

1. INTRODUÇÃO	9
1.1 “Nobre Selvagem”: Um Conceito Insustentável	11
1.2 Diagnósticos de Sustentabilidade	14
1.3 Armas de Fogo e Sustentabilidade de Caça	20
1.4 Modelos sobre sustentabilidade de caça	21
1.4.1 Modelo de Exploração	22
1.4.2 Modelo de Estoque	23
1.4.3 Comparações de Abundância, densidade ou Biomassa	25
1.4.4 Modelo de Tentativa	26
1.4.5 Modelo de Fonte-Destino	27
1.5 Sociedade Guajá e comunidade Awá	28
1.5.1 Caça, Coleta e Horticultura no Contexto Guajá.....	33
1.5.2 Primeiros Estudos Sobre Caça no Contexto Guajá.....	39
2. OBJETIVOS	43
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	44
3.1 Estimativa do Número Mínimo de Indivíduos (NMI)	45
3.2 Classificação de Sexo e Idade	46
3.3 Idade Relativa por Desgaste Dentário	47
3.4 Análise de Sutura Craniana	49
3.5 Modelos de Sustentabilidade	49
3.5.1 Modelo de Estrutura Etária	50
3.5.2 Análise do Padrão Intra-Específico de Abate	51
3.5.3 Modelo de Produção	52
4. RESULTADOS.....	57
4.1 Caracterização Geral dos Primatas da Coleção	57
4.2 Número Mínimo de Indivíduos (NMI)	59
4.3 Modelo de Estrutura Etária	60
4.3.1 Análise de Sutura Craniana.....	61
4.4 Padrão Intra-Específico de Abate	63
4.5 Modelo de Produção	67
5. DISCUSSÃO.....	70
5.1 Padrão Intra-Específico de Abate	70

5.1.1 Padrão de Abate Intra-Específico e Sustentabilidade de Caça.....	72
5.2 Modelo de Estrutura Etária.....	74
5.3 Modelo de Produção	76
6. CONCLUSÃO	80
7. REFERÊNCIAS	82
8. APÊNDICES	91
9. PRANCHAS	94

RESUMO

Reservas Indígenas têm tido um papel imprescindível na manutenção de áreas florestais na região neotropical. Existe na Amazônia uma clara associação entre estas reservas e a presença de cobertura florestal. Por outro lado, a simples presença de uma vegetação contínua não é garantia de conservação da biodiversidade, sobretudo em contextos onde a caça é presente. Este estudo analisou a pressão de caça sobre Macaco-prego (*Cebus apella*) e Bugio (*Alouatta belzebul*), realizada pelos índios Guajá, da comunidade Awá (Maranhão, Brasil). A análise se baseou no conjunto de crânios e mandíbulas de indivíduos consumidos no local no final dos anos 1980. A análise de sustentabilidade se baseou em dois métodos principais, no *Modelo de Produção* e na análise do padrão intra-específico de abate. A aplicação do *modelo de produção* indicou uma caça acima dos níveis sustentáveis para as duas espécies, numa área efetiva de caça de 78,5 km². Mesmo com a incorporação de uma área fonte, que resultou numa área total de 314 km², o modelo continuou indicando uma caça não sustentável de Bugio. A análise do padrão intra-específico de abate, realizada somente para Bugio, indicou uma proporção de machos e adultos na amostra de Bugios abatidos significativamente maior do que aquela esperada para o gênero *Alouatta*, o que indica um padrão de caça não aleatório. Conjugando a análise quantitativa com os fatores locais de ordem demográfica e sócio-cultural foi possível verificar a presença de fatores positivos e negativos à sustentabilidade no local. A ausência de caça comercial, o fato das duas espécies não serem naturalmente raras, a prática de expedições de caça de longa duração, e evidências de baixa proporção de fêmeas entre os Bugios abatidos se configuram como fatores positivos à sustentabilidade. Já os fatores que comprometem a manutenção das duas espécies na área são: a proximidade com centros urbanos e acesso a armas de fogo, o crescimento da população indígena, a baixa taxa intrínseca de crescimento natural dos primatas e a alta susceptibilidade de Bugio à caça. As previsões geradas neste estudo parecem estar corretas uma vez que é consenso entre os Guajá da comunidade Awá que há um processo de diminuição na disponibilidade de primatas, entre outras espécies de mamíferos de médio e grande porte, nos arredores do assentamento. O declínio de presas nas proximidades do assentamento tem aumentado a frequência de retiros de caça de longa duração. Atualmente na comunidade Awá, estes retiros parecem reproduzir uma maior mobilidade existente antes do contato e conseqüente fixação. Essa dinâmica demonstra a importância do estabelecimento de Reservas Indígenas de tamanho adequado, oferecendo condições para que as comunidades assentadas possam se ajustar às flutuações locais de presas antes que o impacto local na fauna seja irreversível.

ABSTRACT

Indigenous lands have a crucial role in the preservation of Neotropical forests. In the Amazon there is clear association between indigenous land and forest cover. However, the simple presence of continuous vegetation doesn't guarantee the conservation of biodiversity, especially in the context where hunting is practiced. The present study analyzed hunting pressure on capuchin (*Cebus apella*) and howler monkeys (*Alouatta belzebul*) caused by Guajá indigenous people from Awá community (Maranhão state, Brazil). The analysis was based on a set of skulls and mandibles from individual monkeys consumed at the Guajá settlement in the late 80's. Sustainability analyses were based on two models, the *Production Model*, and the *Intraspecific Prey Choice*. The development of the *production model* predicted hunting above sustainable levels for the two species, within an effective hunting area of 78,5 km². Even with the incorporation of a source-area, which resulted in a total area of 314 km², the model predicted unsustainable hunting for howler monkey. The *intraspecific prey choice* analysis, done only for howler monkey, resulted in statistically significant higher proportion of males and adults in the sample than the one expected for the genus *Alouatta* if howler monkeys were hunted randomly. When quantitative analysis and local demographic and social-cultural factors were taken into consideration, it was possible to observe positive and negative aspects to local sustainability. The lack of marketable hunting, the fact that both species are not naturally rare, the practice of long-distance hunting, and the evidence of low proportion of howler monkey females killed, are all positive factors for sustainability. On the other hand, the proximity to urban centers, easy access to shot-guns, demographic growth of indigenous population, the low intrinsic reproductive level of howler monkeys, the high susceptibility of howler monkey to hunting, and the high proportion of adults killed, are all negative factors for sustainability. The predictions the present study generated seem to be corrected, for it is a consensus among the Guajá from Awá community that there is a current process of decreasing primate availability, among other large- and medium-sized mammals within the surrounding areas. One of the consequences of game-decrease in the proximity of the Awá settlement has been the increase in the frequency of long-distance hunting. Presently, this mobility pattern among Awá community seems to mimic pre-contact high mobility pattern. This dynamic demonstrates the importance of creating indigenous lands of adequate size that offers conditions for sustainable traditional subsistence patterns.

1. INTRODUÇÃO

Atualmente as Reservas Indígenas têm tido um papel imprescindível na manutenção de áreas florestais na região neotropical. Diante de um mapa de Reservas Indígenas na Amazônia, existe uma clara associação entre estas e a presença de cobertura florestal. Em algumas regiões, existem ilhas de florestas rodeadas por áreas urbanas que só permaneceram como tal por serem Reservas Indígenas. De fato, cerca de 20% de toda a área da Amazônia consiste em Reservas Indígenas (PERES & HILTON 2006). Por outro lado, a presença de cobertura florestal *per se* não é sinônimo de conservação efetiva da biodiversidade (REDFORD 1992).

Mesmo que as espécies ainda ocorram num determinado local, a caça excessiva geralmente diminui suas populações a contingentes muito baixos tornando-as “ecologicamente extintas”, uma vez que não mais apresentam interações significativas num dado ecossistema (REDFORD 1992). Uma caça sustentável, portanto, além de oferecer benefícios de longo prazo às comunidades locais que dela dependem, promove a conservação de espécies direta e indiretamente relacionadas (SWANSON & BARBIER 1992, FREESE 1997).

As atividades de caça podem ser divididas em algumas categorias como caça de subsistência, quando restrita às situações em que as populações exploram recursos naturais para consumo próprio; caça voltada ao mercado local e em larga escala, quando as pessoas se utilizam da biodiversidade para comercializar em mercados locais ou de maior abrangência; e caça esportiva, principalmente realizada em propriedades privadas (ROBINSON & REDFORD, 1991).

Na maioria das florestas tropicais, a maior proporção da carne explorada por caçadores provém de um número relativamente pequeno de espécies de grande

porte (REDFORD & ROBINSON 1987, REDFORD 1992). Essas espécies são normalmente ungulados e primatas (ROBINSON & BENNETT, 2000). Um caso extremo é o dos Huaroanis, no Equador, pois cerca de 44% da biomassa coletada por essa sociedade corresponde somente a 2 espécies (*Lagothrix lagothricha*/Macaco Barrigudo e *Tayassu tajacu*/Caititus) (MENA *et al.* 2000).

Outros estudos (HILL & PADWE 2000, KIPNIS 2002), entretanto, indicam que em algumas situações, tanto no passado como no presente, a quantidade consumida de biomassa de mamíferos médios e pequenos pode exceder aquela dos de maior porte, em função de parâmetros ecológicos. Por exemplo, em um dos raros estudos que têm certa profundidade temporal, HILL & PADWE (2000), baseados em 16 anos de investigações, mostram que 63,8% (10.413 kg) de um total de 16.314 kg caçados pelos Aché do Paraguai provêm somente de três espécies de mamíferos, *Dasypus novemcinctus* (tatu galinha) e *Cebus apella* (macaco prego) cujos indivíduos pesam em média menos que 4 kg, e *Agouti paca* (paca) cujos indivíduos pesam em média 6,7 kg.

Com relação ao contexto em que ocorre a caça na região amazônica, este está associado às comunidades indígenas e de colonos. As comunidades indígenas caçam uma diversidade maior de espécies e com maior intensidade (em termos do número de animais abatidos/pessoa/ano) em relação aos colonos REDFORD & ROBINSON (1987).

Vários seriam os fatores que explicariam essa diferença, sendo eles de ordem biológica e cultural. Os fatores biológicos que explicariam essa diferença seriam: (1) disponibilidade (presença/ausência) de espécies e (2) densidade das mesmas nos diferentes contextos (i.e. indígena e de colonos). Outra parte da explicação estaria

em diferenças culturais como, por exemplo, o maior acesso, por parte dos colonos, a fontes alternativas de alimentação.

No contexto indígena, embora a caça seja intensa em termos do número de animais abatidos/pessoa/ano, o impacto da caça sobre as espécies é menor comparado com aquele causado pelos colonos, principalmente pelo fato dos grupos indígenas serem menores que os de colonos.

Outras características dos grupos indígenas que explicam esse padrão seriam o menor acesso a armas de fogo, que normalmente está associado a extinções locais; menos tempo de permanência numa mesma área, o que pode evitar o declínio populacional e possíveis extinções locais de espécies; além do menor envolvimento com venda de carne de animais selvagens, o que evita uma pressão de caça excessiva (ROBINSON & BENNETT 2000).

1.1 “Nobre Selvagem”: Um Conceito Insustentável

Durante algum tempo, na antropologia e na ecologia humana, predominou a idéia de que grupos humanos pré-históricos e populações indígenas contemporâneas viviam em equilíbrio com os recursos naturais dos quais dependiam para sua sobrevivência. O paradigma do “selvagem ecologicamente nobre”, que deriva do conceito mais geral do “nobre selvagem” desenvolvido Jean Jacques Rousseau, tem sido defendido por parte de antropólogos e conservacionistas. Em síntese, esse conceito sugere que a economia de povos nativos, por meio de instituições culturais e costumes, se mantêm em harmonia com o meio ambiente (ALVARD 1993).

Muitos autores, entretanto têm questionado a idéia de que povos nativos agem ativamente como conservacionistas (ALVARD 1993, REDFORD 1991, ALVARD 1995, 1998). Por exemplo, ALVARD (1993) argumenta que os exemplos de grupos

humanos que exploram os recursos naturais de maneira sustentável resultam mais de um contexto de baixa densidade populacional e alta abundância de recursos do que de uma agenda definida para a manutenção dos recursos numa perspectiva de longo prazo. Alguns autores se referem a esse tipo de conservação como um subproduto (ou um epifenômeno) do contexto local mais do que uma busca ativa pelo equilíbrio entre oferta e demanda (ALVARD 1993).

ALVARD (1993) defende que um comportamento conservacionista não deve ser caracterizado apenas pelo resultado, mas sim pelas escolhas que são feitas durante as atividades de subsistência, como a caça. Dessa maneira, o mesmo autor defende que um comportamento conservacionista se caracteriza por assumir custos no curto prazo para que haja benefícios no futuro. Esta noção, no entanto, é contrária às premissas da Teoria do Forrageio Ótimo, pela qual os caçadores tendem a maximizar o retorno energético no curto prazo.

A Teoria do Forrageio Ótimo é um ramo da Teoria Evolutiva geralmente utilizada para investigar o comportamento de subsistência em vários táxons, incluindo humanos. Em tese, a garantia do acesso a recursos alimentares aumenta a fertilidade e a sobrevivência, enquanto que a minimização de tempo gasto no forrageio permite o engajamento em outras atividades tidas como adaptativas (STEPHENS & KREBS 1986).

De acordo com esse corpo teórico, os caçadores tenderiam a ser maximizadores de energia no curto prazo enquanto indivíduos que apresentassem comportamento conservacionista, evitando, por exemplo, recursos de alta qualidade nutritiva pra fins de conservação, seriam substituídos através da seleção natural por caçadores com maior eficiência na caça (ALVARD 1993).

Nesse sentido, os objetivos relacionados com uma estratégia inserida na Teoria do Forrageio Ótimo contrasta com aquelas de um conservacionista. Partindo dessa oposição, ALVARD (1993) testou a idéia do “selvagem ecologicamente nobre” no contexto da comunidade Piro, do Peru. Para tanto, o autor utilizou-se das premissas da Teoria do Forrageio Ótimo a fim de investigar se naquele contexto os caçadores estavam agindo de acordo com interesses de curto (otimizadores de energia) ou de longo prazo (conservacionistas).

Para testar sua hipótese, ALVARD (1993) partiu da premissa que num comportamento conservacionista espera-se que os caçadores evitem abater espécies mais vulneráveis (definidas pelo autor como aquelas que apresentam menor taxa de recrutamento populacional) mesmo que sejam de alto retorno calórico. Seus resultados sugerem que o padrão de caça na comunidade Piro é predominantemente influenciado por interesses nutricionais de curto prazo, ao invés de motivações conservacionistas, questionando assim a noção do “selvagem ecologicamente nobre”.

Além da investigação sobre a escolha inter-específica de presas, neste mesmo contexto etnográfico também foi observado o padrão de escolha intra-específica de presas, com relação ao sexo e à idade dos animais (ALVARD 1995). Neste caso, o autor assume que caçadores conservacionistas dariam preferência aos indivíduos jovens e velhos, que apresentam baixo valor reprodutivo (definido pelo autor como a relação entre a probabilidade de gerar prole e a taxa de sobrevivência naquela classe de idade específica), em detrimento aos adultos, que, em tese, contribuem de maneira mais direta com a taxa de reposição populacional da espécie.

Por outro lado, caçadores interessados no retorno calórico de curto prazo, dariam preferência aos adultos, com maior quantidade de biomassa em relação aos jovens, e maior qualidade nutritiva em relação aos velhos.

Com relação ao sexo, espera-se de um comportamento conservacionista uma preferência por machos em relação às fêmeas, que teoricamente contribuem mais diretamente para o recrutamento populacional da espécie. Estes mesmos caçadores, se motivados pela maximização do retorno nutricional no curto prazo, abateriam machos e fêmeas na mesma proporção que ocorrem no ambiente, já que a maioria das espécies caçadas na comunidade Piro (e na região neotropical de maneira geral) apresenta baixo dimorfismo sexual, com exceção dos primatas. Seus resultados mais uma vez questionam a idéia do “bom selvagem” e sugere um padrão de escolha intra-específica determinado pela maximização do retorno calórico no momento da caça (ALVARD 1995).

1.2 Diagnósticos de Sustentabilidade

De acordo com o que alguns autores têm demonstrado, em muitos casos comunidades tradicionais extraem das florestas quantidades significativas de biomassa, causando consideráveis diminuições nas populações das espécies caçadas (MENA *et al.* 2000), dados que também contradizem o mito popular do “selvagem ecologicamente nobre” (VICKERS, 1994). De fato, vários estudos sobre o impacto de caça nos Neotrópicos têm sido feitos nas últimas décadas, principalmente na Amazônia, onde populações locais têm causado o declínio na abundância de muitas espécies (EMMONS 1984, BODMER *et al.* 1988, GLANZ 1991).

REDFORD (1992), por exemplo, apresenta dados sobre a intensidade da caça comercial e de subsistência na região amazônica. Além de disponibilizar vários exemplos de caça excessiva naquela região, o autor ainda discute o padrão

geralmente observado de baixa porcentagem de espécies caçadas (do total das espécies do ambiente) e a alta proporção da biomassa total da comunidade que essas espécies cinegéticas representam.

O autor conduziu estimativas do número de animais mortos anualmente pela caça de subsistência no conjunto dos estados brasileiros da região amazônica. Em 1980 foi estimado um número de 2.847.000 pessoas vivendo fora das cidades numa área de 3.581.180 km², incluindo colonos e indígenas. O número de consumidores então foi multiplicado pelo consumo anual *per capita* derivado de estudos sobre comunidades rurais (ROBINSON & REDFORD 1987). As estimativas indicaram um abate anual de 14 milhões de mamíferos. Incluindo aves e répteis, este número chegaria a 19 milhões de vertebrados. Esta estimativa ainda seria conservadora já que a quantidade de animais fatalmente feridos e de fato abatidos no momento da caça poderia chegar a 57 milhões a cada ano.

Considerando uma estimativa de 4 milhões de vertebrados mortos anualmente pela caça comercial, o número total de animais mortos anualmente em decorrência da caça de subsistência e comercial ultrapassaria os 60 milhões de indivíduos (REDFORD 1992). Segundo o autor, esses valores ainda estariam subestimados, dado o aumento da população humana na Amazônia brasileira desde 1980.

Esse estudo foi um dos primeiros a salientar o fato que apenas uma cobertura vegetal vigorosa e ampla não garante a conservação da biodiversidade num contexto de caça. A perda da fauna ainda tem sido associada a mudanças na estrutura e diversidade de plantas, sobretudo quando a fauna caçada atua na predação e na dispersão de sementes e na predação de plantas, como é o caso da grande parte das espécies de mamíferos e aves de médio e grande porte da região

neotropical (STONER *et al.* 2007). Mesmo que as espécies ainda ocorram num determinado local, a caça geralmente diminui suas populações a contingentes muito baixos tornando-as “ecologicamente extintas”, uma vez que não mais apresentam funções significativas num dado ecossistema.

Durante a última década, vários estudos avaliaram a sustentabilidade da caça de animais selvagens nos Neotrópicos (VICKERS 1991, OJASTI 1991, FITZGERALDI *et al.* 1991, BODMER, 1994, TOWNSEND 2000, PERES 2000, MENA *et al.* 2000, HILL & PADWE 2000, ALVARD 1998, LEEUWENBERG & ROBINSON 2000). Muitos destes mostram que a caça de algumas espécies não está sendo realizada de maneira sustentável. Por outro lado, em áreas onde há manejo e a caça é limitada, espécies podem ser exploradas de maneira sustentável (OJASTI 1991, ALVARD 1998, BODMER & PUERTAS 2000).

Sabe-se hoje que a caça sustentável oferece benefícios de longo prazo às comunidades locais que vivem dela, além de promover a conservação das espécies e dos ecossistemas relacionados (SWANSON & BARBIER 1992, FREESE 1997). De maneira sintética, o uso sustentável da vida selvagem implica um nível de exploração que garanta o uso dos mesmos recursos por gerações futuras (ALLEN & EDWARDS 1995).

Estudos realizados em locais submetidos a diferentes pressões de caça (PERES, 2000) sugerem que espécies de grande porte são afetadas mais intensamente do que mamíferos pequenos e médios. Adicionalmente, BODMER *et al.* (1997) mostram que outros fatores, além do tamanho, interferem na vulnerabilidade das espécies caçadas. Esses autores demonstram que espécies com taxas menores de crescimento populacional, maior longevidade (medida como idade da última reprodução) e maior tempo de geração (medida como a idade da primeira

reprodução) são mais vulneráveis (à caça) em relação àquelas com altas taxas de recrutamento, menor longevidade e menor tempo de geração.

No Neotrópico, mamíferos particularmente sensíveis à caça incluem espécies de Artiodactila (*Tayassu pecari*, *Tayassu tajacu*, *Mazama americana* e *Mazama gouazoubira*), de Perissodactila (*Tapirus terrestris*) e dos três gêneros de primatas pertencentes à subfamília Atelinae da Amazônia (*Brachyteles*, *Ateles* e *Lagothrix*) (PERES 2000).

A importância da caça de primatas em particular (grupo abordado no presente estudo) varia de um local para outro, dependendo de alguns fatores socioecológicos como tradições locais de caça, preferências, tabus, disponibilidade de outras fontes de proteína, entre outros fatores. As espécies maiores (*Ateles*, *Alouatta*, *Chiropotes* e *Cebus*) são caçadas com maior frequência, enquanto que as de menor porte, como *Saguinus* e *Saimiri*, apresentam baixa frequência de caça, provavelmente devido a tabus e por serem de difícil obtenção por parte das populações tradicionais (MITTERMEIER 1991).

O potencial de recrutamento dos primatas em áreas caçadas depende, em parte, da biologia reprodutiva das espécies exploradas. Primatas pertencentes à família Cebidae, por exemplo, apresentam baixas taxas anuais de nascimento, longo período de desenvolvimento infantil, longo período entre nascimentos, e uma idade avançada para primeira reprodução (ROBINSON & REDFORD 1986). Esses aspectos da vida dos Cebidae os fazem extremamente sensíveis à pressão de caça (MENA *et al.* 2000).

Estudos sobre os impactos ambientais oriundos da caça podem gerar prognósticos futuros e, junto com as comunidades locais, deflagrar uma discussão em busca de alternativas sustentáveis no nível local. Num estudo com os índios

Kaiapós da comunidade A'Ukre, PERES (2006), ao comparar a eficiência de caça e a densidade de espécies de mamíferos entre uma área intensamente usada para caça e outra com pouca pressão de caça, sugeriu que uma maneira de evitar a extinção local das espécies mais vulneráveis seria o uso da área sem caça, como uma forma de diluir os abates entre as áreas com e sem caça.

Esse estudo foi feito sob uma abordagem paisagística no sentido de não se restringir apenas às reservas indígenas, mas também às limitações e potencialidades das áreas do entorno dessas reservas. Infelizmente, esse tipo de abordagem ainda é raro nos estudos de sustentabilidade de caça (NAVARO *et al.* 2000).

Estudos dessa natureza ainda podem averiguar o deslocamento da fauna entre áreas adjacentes e auxiliar na preservação, por exemplo, de áreas fora das reservas indígenas, mas que fornecem quantidade significativa de biomassa para ela através do deslocamento de animais de áreas fonte para os locais de caça. Em muitos casos, grande parte dos nascimentos em populações caçadas ocorre fora das reservas indígenas, em áreas adjacentes que mantém uma continuidade florestal com elas (NAVARO *et al.* 2000). Desse modo, além das reservas indígenas em si, áreas adjacentes também devem ser protegidas como esforço para a manutenção da diversidade biológica de uma determinada região.

Exemplos de caça sustentável também são verificados. A partir de estudos realizados na comunidade Siona-Secoya, no Equador, VICKERS (1988) apresentou evidências que contradizem os estudos que indicam uma diminuição da disponibilidade de fauna ao longo do tempo por conta da exploração e um conseqüente declínio populacional dos animais cinegéticos. Especificamente, o autor critica a idéia de que as baixas densidades populacionais e a alta mobilidade

observada em comunidades indígenas amazônicas seriam adaptações às limitações protéicas determinadas por uma fauna que ocorre naturalmente em baixas densidades e é extremamente vulnerável a uma mínima pressão de caça.

Nesse estudo, VICKERS (1988) reuniu dados de monitoramento de quase dez anos sobre a eficiência da caça na comunidade Siona-Secoya. No fim desse período, a comunidade havia completado seu ciclo de estabelecimento e estava iniciando a sua transferência para outra área de moradia. Vale ressaltar que à época da transferência a comunidade apresentava um dos maiores contingentes populacionais da última década (cerca de 180 indivíduos contra 100 indivíduos na década anterior). Dado esse contexto, o autor pôde verificar se o “declínio do assentamento” e a mudança daquela comunidade estavam associados à escassez de fauna e se havia uma relação entre o aumento no tamanho populacional e a diminuição na disponibilidade da fauna no ambiente. Seus resultados mostraram que essas relações não existiam, pois a eficiência da caça em 1973 (comunidade com 100 indivíduos) e 1981 (180 indivíduos) apresentou índices semelhantes (cerca de 5kg/pessoa-hora).

Alternativamente ao modelo de “depreciação da fauna”, o autor sugeriu que a mudança de acampamento estaria relacionada com outros fatores ambientais como, por exemplo, a escassez de uma espécie de árvore utilizada pelos índios do local para construção de canoas (VICKERS 1988).

Esse tipo de monitoramento de longa duração contribui de maneira significativa para entender o efeito real da caça em espécies selvagens, além de contribuir com questões teóricas relacionadas com o tamanho populacional e a complexidade social em ambientes de floresta tropical, mais especificamente na região amazônica. O debate existente sobre o tema da limitação protéica,

inicialmente protagonizado por GROSS (1975) e BECKERMAN (1979) e que deu início a toda uma linha de pesquisa em ecologia humana de populações amazônicas, é uma questão para a qual estudos de longa duração sobre padrões de caça podem contribuir.

1.3 Armas de Fogo e Sustentabilidade de Caça

Estudos sobre sustentabilidade de caça ainda são importantes pelo fato de que atualmente as populações indígenas têm cada vez mais acesso a novas tecnologias de caça como armas de fogo, que tornam suas expedições de caça mais eficientes, sobretudo numa época em que o crescimento populacional dentro das terras indígenas é evidente.

Lançando mão de dados empíricos, o efeito do uso de armas de fogo sobre a eficiência de caça e no número de abates de mamíferos é evidente, em especial de espécies arborícolas, como é o caso dos primatas (ALVARD 1995, ALVARD & KAPLAN 1991, HAMES 1979, HAMES & VICKERS 1982, HILL & HAWKES 1983, MENA *et al.* 2000, STEARMAN 2000, YOST & KELLEY 1983). Vale ressaltar que não existe necessariamente uma relação direta entre o uso de armas de fogo e caça excessiva. ALVARD (1995), a partir de uma análise comparativa entre duas comunidades indígenas caçadoras-horticultoras do sudeste do Peru, concluiu que, embora as armas de fogo tornem a caça mais eficiente, o seu uso, por si só, não determina taxas insustentáveis de abate.

Naquele estudo, o autor investigou a pressão de caça entre a comunidade Piro, formada por 250 pessoas, com uma forte influência da cultura ocidental em termos assistência médica e inclusão em mercados locais, e com uma taxa de crescimento populacional de 4,7%; e a comunidade Machiguenga, com 100 pessoas, pouca influência ocidental e uma taxa de crescimento de 1,2%. Na

comunidade Piro, o uso de armas de fogo era comum, enquanto que na Machiguenga apenas tecnologias tradicionais eram utilizadas na caça (ALVARD 1995).

Ao comparar as duas comunidades, o autor não verificou diferenças significativas entre o consumo *per capita* das duas comunidades. A diferença na quantidade total de caça abatida em cada comunidade foi proporcional à diferença do tamanho populacional entre elas. Alvard então sugere que outros fatores como tamanho da população e caça comercial devem ter um papel mais importante do que apenas o acesso a armas de fogo. Segundo o mesmo autor, quando a caça se tornou mais eficiente na comunidade Piro, ao invés de haver um aumento na quantidade de carne consumida por cada indivíduo da comunidade, o esforço de caça diminuiu e os indivíduos passaram a utilizar o tempo em outras atividades diárias da comunidade.

1.4 Modelos sobre sustentabilidade de caça

Estudos recentes têm indicado a importância de dados quantitativos para gerar parâmetros sobre espécies potencialmente caçadas em excesso com o intuito de auxiliar no desenvolvimento de políticas e de programas de conservação e sustentabilidade (BODMER *et al.* 1994, BODMER *et al.* 1997, TOWNSEND 2000, PERES 2000). De fato, existem vários modelos de sustentabilidade através dos quais o efeito de caça pode ser examinado quantitativamente. Dentre estes se destacam os modelos de *comparações de biomassa*, de *estoque*, de *tentativa*, de *estrutura de idade*, de *exploração*, *modelo unificado de exploração*, de *produção* e de *fonte-destino* (BODMER & ROBINSON 2004, ROBINSON & BENNETT 2000).

Como cada um desses modelos apresenta suas limitações, um diagnóstico de sustentabilidade será tanto melhor quanto maior o número de modelos utilizados.

Infelizmente, poucas são as ocasiões em que o contexto da pesquisa favorece a aplicação de mais de um modelo de sustentabilidade aos dados. Em função disso, é desejável que novos modelos sejam desenvolvidos e/ou que os que já existem sejam aprimorados.

1.4.1 Modelo de Exploração

O Modelo de Exploração se baseia na comparação entre a produção, que representa a capacidade reprodutiva da espécie, e a exploração, que indica a pressão de caça (indivíduos/km²/ano). O sentido dessa comparação está em verificar se existe produção suficiente para a exploração vigente na área de estudo (BODMER 1994). A maior diferença em relação ao Modelo de Produção é que o de Exploração não utiliza a taxa máxima de crescimento populacional $\lambda_{\text{máx}}$, que é teórica, mas sim estimativas da taxa reprodutiva da espécie com base em dados sobre o número de gestações anuais da espécie e o número médio de filhotes gerados por cada fêmea do local de estudo.

Além de estimativas do índice reprodutivo local, dados de densidade da espécie na área também são obtidos. A densidade é estimada através de censos de campo e os parâmetros reprodutivos são obtidos basicamente através do registro do número de jovens por fêmeas examinadas. O cálculo da produção local da espécie se faz da seguinte maneira:

$$P = (0,5D)(Y*g)$$

onde:

Y é o número de jovens documentados por fêmea (capacidade reprodutiva bruta); **g** é o número médio de gestações por ano e **D** é a densidade da população deduzindo 50% que é a proporção média de fêmeas na população.

Como no Modelo de Produção, o cálculo da taxa de crescimento populacional não inclui taxas de mortalidade em indivíduos adultos, assim, apenas uma proporção da produção pode ser caçada para que as populações não declinem em direção à extirpação local.

A proporção da produção é definida em função do tempo de vida das espécies. Assim, para que ocorra um nível de caça sustentável, no máximo 60% da produção pode ser retirada em se tratando de espécies de vida muito curta, 40% em espécies de vida curta e 20% para as de vida longa (ROBINSON & REDFORD 1991, BODMER 1994).

1.4.2 Modelo de Estoque

Nas espécies que têm crescimento dependente da densidade existe um tamanho populacional específico no qual a produção (numero de indivíduos acrescidos na população num determinado intervalo de tempo) é máxima. Partindo do ponto zero a taxa reprodutiva aumenta em função do tamanho populacional até atingir o ponto de produção máxima, que na maioria das espécies se localiza em torno de 60% de K, que é a capacidade suporte (ROBINSON & REDFORD 1991). A partir do ponto de produção máxima populacional, a relação se inverte e quanto mais a população aumenta menor é sua taxa de crescimento, até que a população pára de crescer e se estabiliza no nível K.

O modelo de estoque se baseia em modelos de população dependente da densidade que usam estimativas de Rendimento Sustentável Máximo (RSM), tamanho populacional no qual a produção é máxima e se localiza a máxima exploração sustentável da espécie. Neste modelo, a definição de níveis de caça sustentáveis depende das relações entre taxa de crescimento e tamanho da

população. A maior população base se encontra em K e a menor encontra-se na extirpação (0).

Exploração de espécies em RSM ou abaixo deste ponto é considerada de alto risco, pois uma caça levemente excessiva (exploração um pouco maior que a produção) levaria a um impacto negativo na população-base do ano seguinte. Caso esse nível de caça se mantenha, ele incidirá numa população de menor tamanho e com uma taxa de reposição ainda menor, podendo levar à extirpação local da população num curto intervalo de tempo.

Por outro lado, a exploração de espécies em populações-base numerosas, acima do RSM, é tida como uma estratégia segura. Caso uma caça levemente excessiva incidir sobre a população-base, o seu tamanho populacional diminuirá, porém a taxa de reposição da espécie aumentará na população-base do ano seguinte. Desse modo, sob o mesmo nível de caça a produção se igualaria à exploração. Assim, a população se estabilizaria e não diminuiria mais adiante.

Em termos práticos, as estimativas da capacidade suporte (K) da espécie são feitas com base em levantamentos populacionais dirigidos em ambientes relativamente íntegros e na ausência de caça, enquanto que o RSM é obtido da literatura (ROBINSON & REDFORD 1991). A partir disso, levantamentos populacionais são realizados no contexto de caça (N). Com base nessas três variáveis, pode-se indicar se a caça se configura como arriscada ou segura, dependendo se N/K é maior ou menor que o valor de RSM.

A título de exemplificação, BODMER e ROBINSON (2004) consideraram que a caça de catetos da Reserva Tamshiyacu-Tahuayo (Peru) era segura, uma vez que o valor de MRS fixado para a espécie foi de 60% de K e suas populações no local estavam a 87% de K. Já as populações de anta do local estavam a 45% de K, valor

abaixo do RSM estimado de 80% de K, o que se configurou como uma caça de alto risco.

1.4.3 Comparações de Abundância, densidade ou Biomassa

Outra maneira de realizar um estudo de sustentabilidade de caça é através do registro das mudanças na densidade, na biomassa ou na abundância de espécies entre locais com diferentes níveis de caça (BODMER *et al.* 1997, PERES 2000). Dados sobre abundância de espécies em áreas efetivas de caça e áreas adjacentes sem pressão de caça podem revelar se há um impacto significativo e o grau de vulnerabilidade das espécies exploradas num determinado local. Essas informações são valiosas para a elaboração de diagnósticos de sustentabilidade (BODMER & ROBINSON 2004).

Nessa metodologia assumi-se que, ao comparar duas áreas, as diferenças na abundância representam diferenças no tamanho populacional das espécies. Para que as mudanças na abundância, na densidade ou na biomassa possam ser atribuídas ao efeito da caça, outras variáveis do ambiente devem ser “controladas”. Situações nas quais as áreas amostradas são adjacentes e pertencem ao mesmo contexto ecológico local permitem que as mudanças registradas sejam atribuídas aos diferentes níveis de caça, e não às outras variáveis do ambiente.

Nessa metodologia, para cada espécie analisada, a caça é considerada como não sustentável quando se verifica em áreas efetivas de caça uma abundância significativamente menor em comparação com áreas ausentes de caça (BODMER & ROBINSON 2004). Essa técnica também pode ser utilizada para verificar mudanças de abundância ao longo do tempo. Neste caso, a caça é tida como não sustentável quando se verifica uma diminuição na abundância das espécies ao longo do tempo.

A abundância das espécies de interesse é estimada geralmente por meio de técnicas de levantamento de fauna como *transectos lineares* (EISENBERG *et al.* 1979, EMMONS 1984, BODMER *et al.* 1997, CULLEN JR. & RUDRAN 2004) e *registros por pegadas* (DIRZO & MIRANDA, 1990; PARDINI *et al* 2004), que são as mais comuns. Vale ressaltar que a conjugação dessas duas técnicas, ainda pouco explorada em estudos sobre pressão caça, pode aumentar a eficiência do registro de mamíferos de médio e grande porte.

Em geral os *transectos lineares* favorecem o registro de espécies conspícuas no ambiente, que são diurnas e que apresentam sinalizações sonoras características, enquanto que o registro por pegadas caracteriza-se como um método mais eficiente em se tratando de espécies pouco conspícuas e noturnas (PARDINI *et al* 2004).

1.4.4 Modelo de Tentativa

O Modelo de Tentativa geralmente utiliza um índice de captura para cada tentativa realizada para fazer inferências a respeito da sustentabilidade de caça. Essa metodologia é mais comumente aplicada por antropólogos, pois exige quantidade considerável de informação a respeito das atividades diárias de caçadores para registrar o esforço de caça realizado (VICKERS 1991).

Este modelo se baseia na premissa que mudanças na relação esforço/captura podem indicar alterações na densidade das espécies caçadas. Nesse sentido, uma diminuição na captura para cada tentativa indica uma fauna em declínio e, portanto, caça excessiva. Uma relação esforço/captura constante pode estar indicando uma população estável e um aumento de captura para cada tentativa sugere uma população crescente.

O Modelo de Tentativa pode ser aplicado de modo que a relação esforço/captura seja comparada entre áreas com diferentes níveis de caça, ou numa mesma área ao longo do tempo. Comparações entre áreas, no entanto, devem ser realizadas em áreas bastante similares do ponto de vista ecológico, para que as diferenças entre elas possam ser explicadas apenas, ou predominantemente, pelos diferentes níveis de caça entre elas. O monitoramento temporal numa mesma área também requer a verificação de outros fatores, inclusive de ordem cultural, que também podem explicar alterações na eficiência da caça ao longo do tempo. O acesso a armas de fogo para a caça, por exemplo, pode explicar um aumento momentâneo da eficiência, e não necessariamente um aumento populacional da fauna que está sendo caçada (BODMER & ROBINSON 2004).

1.4.5 Modelo de Fonte-Destino

Eventuais diagnósticos de caça não sustentável oriundos do emprego dos modelos de sustentabilidade acima descritos devem ser cuidadosamente interpretados, já que nos locais de estudo áreas adjacentes, fonte de animais, podem existir no local e suprir, através de emigrações, aquelas submetidas a pressão de caça intensa (NAVARO *et al.* 2000).

Portanto, uma maneira adicional de acessar a questão da sustentabilidade de caça é associar aos modelos disponíveis uma abordagem típica dos estudos de ecologia da paisagem. Essa abordagem pode ser incorporada a modelos que são tipicamente de população fechada, como é o caso do Modelo de Produção e de Exploração. Uma maneira de se fazer isso é conjugar a área efetiva de caça (destino) com possíveis áreas fontes de animais (fonte) (NAVARO *et al.* 2000).

Se num determinado contexto os animais são abatidos em excesso em áreas de destino, a área fonte-destino (que seria a conjugação das áreas de cobertura

florestal com e sem caça) ainda pode estar sendo explorada de maneira sustentável, desde que a área fonte seja adjacente, ou pelo menos apresente uma matriz altamente permeável para as espécies em questão, e esteja efetivamente suprimindo a área submetida a uma pressão de caça excessiva.

Os diferentes modelos apresentados empregam diferentes técnicas e metodologias, assim como pressupostos teóricos distintos no sentido de caracterizar quantitativamente a pressão de caça sob a perspectiva da sustentabilidade. De fato, estudos recentes têm indicado a importância de dados quantitativos para gerar parâmetros sobre espécies potencialmente caçadas em excesso com o intuito de auxiliar no desenvolvimento de políticas e programas de conservação e sustentabilidade (BODMER *et al.* 1994, BODMER *et al.* 1997, TOWNSEND 2000, PERES 2000). Como cada um desses modelos apresenta suas limitações, um diagnóstico de sustentabilidade será tanto melhor quanto maior o número de modelos utilizados. No presente estudo, dois modelos foram empregados (*modelo de estrutura etária* e *modelo de produção*) e estão descritos em “material e métodos”. Além disso, uma análise do padrão de abate intra-específico em relação ao sexo e idade, abordagem ainda pouco explorada em estudos dessa natureza, também foi utilizada.

1.5 Sociedade Guajá e comunidade Awá

Entre as populações indígenas neotropicais, a sociedade Guajá talvez seja um dos últimos povos entre os quais a coleta, a pesca e a caça de produtos silvestres ainda são partes importantes de sua estratégia de subsistência (QUEIROZ & KIPNIS 1990, FORLINE 1997).

Nimuendaju (1949), através do relato dos índios Tembé, descreveu os Guajá como uma sociedade nômade e que evitava o contato com outros grupos indígenas, que apresentava uma cultura material simples, sem adornos faciais, e sem

vestimenta exceto pela fibra de *tucum* (*Astrocaryum vulgare*). Outros registros ainda indicavam a ausência de agricultura, um modo de subsistência baseado na caça e na coleta e uma dependência considerável da fruta do babaçu (*Attalea speciosa*) (FORLINE 1997). Uma grande quantidade de animais de estimação, principalmente de Bugio (*Alouatta belzebul*), também teria sido reportada (FORLINE 1997).

Acredita-se que os índios Guajá, que se auto-denominam Awá (significa pessoa, homem ou povo), sejam originários do baixo rio Tocantins no estado do Pará, onde formavam com outros grupos indígenas, como os Parakanã, Assurini, Urubu-Ka'apor, Amanajó, Anambé e Tenetehara, além de outros grupos que já extintos, um conjunto maior da família lingüística Tupi-Guarani naquela região (BALEÉ 1994).

Em decorrência das pressões exercidas pela expansão colonial esses grupos teriam se fragmentado. Localizados anteriormente no estado do Pará, é provável que a sociedade Guajá tenha iniciado uma migração para leste, no sentido do estado do Maranhão, durante o conflito da Cabanagem, que ocorreu entre os anos de 1835 e 1840 (FORLINE 1997).

Migração similar foi realizada pelos Urubu-Ka'apor durante o mesmo período. Essas migrações resultaram numa série de conflitos territoriais entre as duas etnias, durante os quais os Guajá sempre se mostraram mais vulneráveis por conta de sua desvantagem numérica em relação aos Urubu-Ka'apor (FORLINE 1997).

Gomes (1989) sugere que por volta de 1950 talvez todos os índios Guajá residiam na porção leste do rio Gurupi, no estado do Maranhão, e que esse padrão de assentamento talvez seja resultado do extermínio e da incapacidade de resistir à expansão da sociedade nacional e de outros grupos indígenas na parte oeste do rio Gurupi, no estado do Pará.

Atualmente os índios Guajá se distribuem em três Terras Indígenas, dentro das quais existem cinco comunidades aldeadas pela Fundação Nacional do Índio (FUNAI). As Terras Indígenas são: Alto Turiaçu (530.525 ha), onde se localiza a comunidade do Posto Indígena Guajá; Caru (172.667 ha), onde se encontram as comunidades dos Postos Indígenas Awá e Juriti; e Awá (118.000 ha), que foi homologada recentemente (ISA 2004). Neste estudo, foi analisada apenas o padrão de caça da comunidade Awá, que se encontra nos limites da TI Caru.

A TI Caru (3°46'38.72"S, 46° 8'48.17"W; área de 172.667 ha) localiza-se no noroeste do estado do Maranhão, região conhecida como Amazônia Oriental, e forma com mais três Terras Indígenas e a Reserva Biológica do Gurupi, um conjunto de áreas protegidas legalmente que somam aproximadamente 1.400.000 ha (Figura 1).

Quatro grandes rios ocorrem na região, os rios Turiaçu, Caru, Pindaré e Gurupi. Na TI Caru, área de maior interesse neste estudo, estão presentes os rios Caru e Pindaré. A TI Caru é delimitada pelo rio Pindaré a leste, pela Reserva Biológica a sudoeste e a noroeste pela TI Awá. Grande parte do limite norte, parte da porção sul e todo o limite leste da TI Caru são adjacentes a áreas antropizadas (agricultura, pecuária e áreas urbanas) (ISA 2004) (Figura 1).

O ambiente de terra-firme, áreas não inundáveis e normalmente compostas por florestas primárias, predomina nesse conjunto de Terras Indígenas. Rios, lagos, igapós, vegetação secundária, além de outras feições, também compõem a complexidade ambiental na área. Nessa região, há o predomínio de floresta tropical sazonal. O clima caracteriza-se por apresentar duas estações bem definidas durante o ano, uma chuvosa (entre dezembro e maio) e outra seca (de junho a novembro). A

média pluviométrica anual do local se encontra entre 1.500 e 2.500 milímetros (FORLINE 1997).

A região também se caracteriza pela presença de cocais de babaçu (*Attalea speciosa*), espécie de palmeira que predomina na sucessão ecológica em áreas já utilizadas para roças. Provavelmente, a alta densidade de babaçu na área seja resultado de um longo processo de antropização da paisagem na região (BALÉE 1994). Por atrair uma variedade de espécies de mamíferos, os babaçuais ainda se caracterizam como áreas propícias às expedições de caça (FORLINE 1997).

Dentre as comunidades Guajá, a do Posto Awá é a que se apresenta como a mais susceptível a invasões de terra por posseiros e caçadores ilegais, muito em função das povoações criadas ao longo da ferrovia Carajás que corre ao sul da TI Caru e que é parte do Projeto Grande Carajás (FORLINE 2002). A comunidade Awá está bastante próxima a centros urbanos, o que pode facilitar o acesso a novas tecnologias.

Entre a comunidade Awá existe um aumento geral do sedentarismo (QUEIROZ & KIPNIS 1990, FORLINE comunicação pessoal), o que limita a sua mobilidade e pode contribuir para o declínio populacional da fauna levando até a extinções locais em função da caça (BENNETT & ROBINSON 2000).

Tem se verificado na comunidade Awá um aumento da população indígena (FORLINE comunicação pessoal). Apesar de parte de seu território ser limitado por áreas antropizadas, a área da TI Caru é relativamente grande (172.667 ha) em comparação com outros territórios indígenas. Outro aspecto positivo é que a TI Caru forma com mais três Terras Indígenas e uma Reserva Biológica, um conjunto de áreas relativamente contíguas que somam aproximadamente 1.400.000 ha.

Complexo de Terras Indígenas Guajá no Maranhão e Áreas Adjacentes Brasil

Figura 1. Complexo de terras indígenas Guajá no estado do Maranhão e áreas adjacentes.

Em termos de estratégias de caça, na comunidade Awá ainda são comuns as expedições que duram alguns meses (FORLINE comunicação pessoal). Esse tipo de estratégia distribui a pressão de caça em áreas mais amplas, compreendendo grande parte da paisagem. De acordo com FORLINE (comunicação pessoal) quase todos os caçadores da comunidade Awá usam armas de fogo (espingardas de calibres .20 e .28). Eles também têm acesso, mesmo que de maneira restrita, a munições, lanternas, entre outras tecnologias que facilitam a caça.

Segundo KIPNIS (comunicação pessoal), no final da década de 1980 a comunidade Awá tinha acesso a apenas duas espingardas, e munição bastante limitada. Essa situação parece ter mudado rapidamente, aumentando a eficiência de caça e influenciando no padrão de subsistência local.

1.5.1 Caça, Coleta e Horticultura no Contexto Guajá

Especula-se que no passado os Guajá teriam sido agricultores até adotarem uma vida nômade por conta das pressões exercidas por outros grupos indígenas. Até o período de contato permanente com a sociedade nacional, que ocorreu em 1973, os Guajá ainda eram nômades subsistindo da caça e da coleta de produtos florestais. Atualmente esses índios praticam a agricultura itinerante, de onde provêm quantidades significativas de calorias à sua dieta. Mesmo assim, o tempo dedicado à caça predomina entre as atividades de subsistência dessa sociedade (FORLINE 1997).

A agricultura itinerante praticada pelos Guajá se configura num ciclo anual de atividades que envolvem grande parte da comunidade. Essas atividades incluem a limpeza de uma área onde será a futura roça, com o corte das árvores, a queima do material cortado, o plantio e a colheita (FORLINE 1997).

Uma grande variedade de produtos é cultivada por esses índios, dos quais a mandioca é o mais importante em termos do tempo e do esforço investido na produção, do tamanho da área dedicado a essa cultura e da sua importância na dieta. Além da mandioca, produtos como, milho, arroz, banana, melão, feijão, batata doce, entre outros, são colhidos das roças. Os Guajá ainda têm acesso à manga, laranja, banana, cacau, maracujá, entre outras frutas cultivadas nos pomares da FUNAI (FORLINE 1997).

A coleta de recursos silvestres entre os Guajá é uma atividade que envolve a participação de praticamente toda a comunidade, incluindo indivíduos de ambos os sexos e de várias idades. Os índios Guajá coletam produtos comestíveis provenientes de áreas florestais e ribeirinhas, além de recursos utilizados como combustíveis e na confecção de outros materiais (FORLINE 1997). Os locais mais frequentemente visitados e que fornecem uma grande variedade de produtos para a coleta são manchas de florestas secundárias, que se estabeleceram sobre antigas roças. Dentre os produtos oriundos da coleta, o babaçu, fruto da palmeira *Attalea speciosa* talvez seja o mais importante. O babaçu é um importante elemento na segurança alimentar Guajá em tempos de escassez de recursos, além de ser utilizado em atividades cerimoniais (FORLINE 1997).

Ainda que a pesca não seja uma atividade nova para os Guajá, na última década tem se tornado cada vez mais importante em termos de produtividade. Antes do contato, os Guajá viviam próximos de pequenos cursos de água, próximos de cabeceiras de rios. Desse modo, o acesso aos recursos dos rios era limitado e os peixes na maioria das vezes eram capturados com a utilização de arco e flecha (FORLINE 1997).

Atualmente os Guajá estão situados às margens dos principais rios do estado do Maranhão (Pindaré, Caru e Turiaçu) e pescam com anzóis, tarrafas, arpões, arco-e-flecha, canoas, armadilhas, lanternas, entre outros instrumentos. Com isso, os Guajá passaram a explorar de maneira mais intensa os recursos provenientes de ecossistemas ribeirinhos e lacustres (FORLINE 1997).

Vários são os métodos de caça adotados pelos Guajá, como a caça do tipo “*Watá*” (andar), caminhadas no interior da floresta que duram, em média, entre seis e sete horas. Esse tipo de caça pode ser individual, porém na maioria das vezes dois ou mais caçadores o realizam. Em algumas situações, as famílias acompanham o caçador. Nestas ocasiões, as esposas e crianças coletam frutas, fibras e outros produtos vegetais, além de se envolver no processamento inicial e no transporte de animais abatidos. O grupo de caçadores geralmente retorna para a vila entre o fim da tarde e o início da noite (FORLINE 1997).

Outro tipo de estratégia empregada pelos índios Guajá é a caça noturna. Entrevistas com estes índios indicam que essa estratégia não era utilizada no passado e que foi introduzida por funcionários da FUNAI. Esse tipo de caça é comum em toda a região amazônica, empregada principalmente por caboclos que se referem a essa atividade como “Caça de Espera”, ou “*mutá*” (FORLINE 1997).

Na “Caça de Espera” o caçador arma uma rede numa árvore frutífera e espera o animal munido de espingarda e lanterna. Essa estratégia normalmente é adotada em noites sem lua e com maior frequência na estiagem. Os animais frequentemente abatidos são pacas e cotias e, eventualmente, cervídeos e antas também são caçados nessas ocasiões. As redes para a “Caça de Espera” geralmente são montadas a uma distância que varia entre 1km e 3km da aldeia (FORLINE 1997).

Outra técnica de caça é a “Badogue”, uma armadilha com espingarda de cartucho disparada pelo animal contra si mesmo ao tropeçar num fio amarrado ao gatilho da arma. O “Badogue” é normalmente armado mais próximo da aldeia do que a “Caça de Espera”. A armadilha é preferencialmente armada ao entardecer, permanecendo no local durante toda a noite. Ao amanhecer, o caçador volta ao local do “Badogue” e verifica quais animais foram abatidos. As espécies abatidas pelo “Badogue” são praticamente as mesmas obtidas por meio da “Caça de Espera” (FORLINE 1997).

A caça de “Tocaia”, uma camuflagem normalmente feita com folhas de babaçu (*Attalea speciosa*), é realizada durante o dia, mas, em algumas situações, os caçadores saem ainda de madrugada. Assim como a “Caça de Espera”, a “Tocaia” também é armada próxima de árvores frutíferas, e o caçador permanece no interior da camuflagem, com arco e flecha ou espingarda, à espera do animal. Esse tipo de caça pode ser realizada nas proximidades da aldeia (perto das roças existentes no local) ou mais distantes, variando entre 1km e 5km da aldeia (FORLINE 1997).

A caça de “Tocaia” também é realizada de maneira que a camuflagem seja feita sobre as árvores; esse tipo de estratégia é quase exclusivamente empregado para o abate de aves. De acordo com FORLINE (1997), essa estratégia foi registrada apenas na comunidade Awá durante a estação chuvosa, quando a fruta da árvore *maçaranduba* se torna abundante e atrai grande quantidade de tucanos (FORLINE 1997).

A caça à beira dos rios, que é realizada à noite, pode ser feita a pé, mas na maioria das vezes se faz com canoas. Nessas ocasiões, muitos animais se deslocam para a beira dos rios durante a noite à procura de água e alimentos e se tornam um alvo relativamente fácil para o caçador. Esse tipo de caça também pode

ser adotado em ocasiões que se realiza uma pesca noturna, nas quais os índios levam suas espingardas, além de tarrafas e outros materiais utilizados na pesca, no que se configura como uma caça oportunista. Nessas ocasiões, os jacarés se tornam bastante vulneráveis, por conta do brilho de seus olhos na escuridão (FORLINE 1997).

Outros tipos de caça, considerados ainda mais oportunistas, ocorrem nas situações em que mulheres e crianças saem da aldeia para coletar frutas, mel, e outros produtos silvestres, e cruzam com animais de médio e pequeno porte, como pacas, cotias e tatus. Os cachorros domésticos ajudam a cercar os animais, enquanto as mulheres e as crianças os abatem com o auxílio de um machado ou facão (FORLINE comunicação pessoal).

Uma grande variedade de técnicas, tanto tradicionais como novas, são utilizadas pelos índios Guajá em suas atividades de caça. Essas tecnologias ainda podem ser empregadas de maneira individual ou combinadas. Em termos da taxa de retorno (kg/tempo de caça) a combinação de armas de fogo com o uso de cachorros é a que produz os melhores resultados. Em segundo lugar está o uso apenas de cachorros e a terceira maior taxa de retorno provém da combinação entre arco e flecha e o uso de cachorros. Além dessas mais eficientes existem mais cerca de 20 técnicas de caça (FORLINE 1997).

Além da importância de cachorros na eficiência da caça entre os Guajá, a combinação da variedade de armas utilizadas pode resultar em menos tempo investido na captura de presas. Adicionalmente, a combinação de armas tradicionais com novas tecnologias abre espaço para uma maior variedade de estratégias e maior disponibilidade de recursos a serem explorados no local (FORLINE 1997).

No caso específico da comunidade Awá a classe dos primatas (grupo de maior interesse no presente estudo) é a segunda em termos de frequência e a terceira em termos de peso bruto e biomassa assimilada (peso bruto menos o peso correspondente das partes do corpo do animal não consumidas) durante a estação seca. Na estação chuvosa, ainda que os primatas passem para o quarto lugar na hierarquia de frequência e peso bruto, ainda se mantêm em terceiro em termos de biomassa assimilada (Tabelas II e III) (FORLINE 1997).

Entre os Guajá, os primatas geralmente são caçados por dois ou mais caçadores. Os primatas são caçados com a utilização com arco e flecha ou armas de fogo. Quando o abate é realizado com arco e flecha, enquanto um indivíduo sobe numa árvore buscando a melhor posição para o “disparo”, outros membros do grupo de caçadores permanecem no chão e tentam cercar o grupo de primatas por todos os lados. Dessa maneira, eles evitam a dispersão e fuga desses animais. Quando a caça é realizada com armas de fogo o disparo é feito do próprio chão (FORLINE 1997).

Quando o animal é atingido e cai da árvore, os indivíduos que permaneceram no chão buscam pelo animal abatido e conferem se o mesmo foi morto. Nas ocasiões em que o animal ainda continua vivo, os mesmos são atingidos por novos “disparos”, por golpes na cabeça ou são pegos pelo rabo e golpeados contra um tronco de árvore. (FORLINE 1997). O autor ainda salienta que os Guajá são excelentes escaladores de árvores e talvez seja um dos melhores caçadores nesse tipo de técnica, ao lado da sociedade Ache do Paraguai.

1.5.2 Primeiros Estudos Sobre Caça no Contexto Guajá

Alguns estudos envolvendo o registro da caça já foram desenvolvidos no local. O estudo conduzido por QUEIROZ & KIPNIS (1990) foi a primeira tentativa de caracterizar o padrão e a intensidade da caça vigente na comunidade Awá. Naquela ocasião, uma amostra de ossos da fauna caçada e consumida nesta comunidade no início dos anos 1990 foi coletada. O estudo resultou numa coleção óssea (composta por mais de 19 mil elementos ósseos de vertebrados) que hoje se encontra no Laboratório de Estudos Evolutivos Humanos do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo.

A partir dessa coleção, QUEIROZ e KIPNIS (1990) calcularam que os primatas representavam quase 60% dos indivíduos abatidos e cerca de 35% do peso de animais ingeridos pelos Guajá naquela época. Os primatas ainda representavam 68,8% dos mamíferos abatidos e 35,2% da biomassa de mamíferos ingeridos. Ainda assim, foi proposto que a caça de primatas era realizada de maneira sustentável, com base principalmente na observação de que os Guajá ainda utilizavam tecnologias tradicionais de abate “pouco eficientes”.

FORLINE (1997), investigando as mudanças sócio-culturais apresentadas por essa sociedade, examinou os efeitos do contato em três comunidades Guajá (Awá, Juriti e Guajá). Para tanto, o autor analisou as mudanças na utilização de recursos naturais, na dieta e no *status* nutricional dessas três comunidades. Segundo o autor, a sociedade Guajá se caracteriza como caçadora-coletora-horticultora, principalmente em função da influência da Fundação Nacional do Índio (FUNAI).

Ainda segundo FORLINE (1997), atualmente esses índios praticam a agricultura itinerante, de onde provêm quantidades significativas de calorias à sua dieta. Mesmo assim, o tempo dedicado à caça predomina entre as suas atividades

de subsistência. Vale ressaltar que o mesmo autor conduziu um registro sistemático dos animais caçados na comunidade Awá durante um período de seis meses, compreendendo as duas principais estações anuais (seca e chuvosa) no local. A lista de animais caçados correspondente ao período de pesquisa de Forline (1997) e uma hierarquização das espécies em termos de importância podem ser verificados nas tabelas I, II e III.

Tabela I - Lista dos animais capturados pelos índios Guajá entre 1992 e 1994 (adaptado de Forline, 1997).

CLASSE/FAMÍLIA	NOME COMUM	NOME CIENTÍFICO
<u>MAMÍFEROS</u>		
Erethizontidae	Quando	<i>Coendu prehensilis</i>
Agoutidae	Paca	<i>Agouti paca</i>
Dasyproctidae	Cutia	<i>Dasyprocta prymnolopha</i>
	Cutia	<i>Dasyprocta agouti</i>
Dasypodidae	Tatu Canastra	<i>Priodontes maximus</i>
	Tatu	<i>Dasypus novemcinctus</i>
	Tatu Rabo de Couro	<i>Cabassous unicinctus</i>
	Tatu	<i>Tatu septemcinctus</i>
	Tatu	<i>Dasypus Kappleri</i>
Cebidae	Macaco da Noite	<i>Aotus sp.</i>
Cebidae	Macaco Mão Dourada	<i>Saimiti sciureus</i>
	Macaco Prego	<i>Cebus apella</i>
	Cairara	<i>Cebus Kaapori</i>
	Cuxiu	<i>Chiropotes satanus</i>
	Cuxiu	<i>Chiropotes sp.</i>
	Guariba/Capelão	<i>Alouatta belzebul</i>
Callitrichidae	Tamarim	<i>Saguinas midas</i>
Bradypodidae e Megalonychidae	Preguiça	<i>Bradypus variegatus</i>
	Preguiça	<i>Choloepus didactylus</i>
Myrmecophagidae	Tamanduá Bandeira	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>
	Tamanduá Mambira	<i>Tamandua tetradactyla</i>
Procyonidae	Quati	<i>Nasua nasua</i>
	Jupará	<i>Potos flavus</i>
Mustelidae	Ariranha	<i>Lutra longicaudis</i>
	Papa mel	<i>Eira barbara</i>

Tabela I	<i>Continuação</i>	Tabela I
CLASSE/FAMÍLIA	NOME COMUM	NOME CIENTÍFICO
Mustelidae	Papa mel	<i>Galictus vittata</i>
Felidae	Maracajá	<i>Felis wiedii</i>
	Maracajá	<i>Felis pardalis</i>
	Onça Vermelha	<i>Felis concolor</i>
Cervidae	Foboca	<i>Mazama rufina</i>
	Veado	<i>Mazama americana</i>
Hydrochaeridae	Capivara	<i>Hydrochaeris hydrochaeris</i>
Tayassuidae	Queixada	<i>Tayassu pecari</i>
Tayassuidae	Cateto	<i>Tayassu tajacu</i>
Tapiridae	Anta	<i>Tapirus terrestres</i>
RÉPTEIS	Jaboti Amarelo	<i>Geochelone sp.</i>
	Jaboti Vermelho	<i>Geochelone sp.</i>
	Jacaré	<i>Cayman sp.</i>
ARTRÓPODA		
Crustáceos	Carangueijo	?

Tabela II - Animais capturados no Posto Indígena Awá durante a estação seca de 1993 (período de observação de 42 dias) e hierarquização por frequência, peso total e peso líquido (adaptado de Forline, 1997).

FREQUÊNCIA			PESO TOTAL (P.T.) (kg)			PESO LIQ (P.L.) (Kg)		
ANIMAL	FREQ	RANK	ANIMAL	P.T.	RANK	ANIMAL	P.L.	RANK
Peixes	158	1	Pacas	197	1	Peixes	136.9	1
Primatas	62	2	Peixes	182.6	2	Pacas	128.1	2
Aves	61	3	Primatas	141.7	3	Primatas	92.1	3
Quelônios	38	4	Quelônios	68.1	4	Jacarés	40.2	4
Pacas	32	5	Jacarés	61.9	5	Cervídeos	33.9	5
Cutias	20	6	Cervídeos	52.5	6	Cutias	29.7	6
Ratos	13	7	Cutias	46.7	7	Porcos	24.2	7
Jacarés	7	8	Porcos	37.3	8	Tatus	17.3	8
Tatus	6	9	Tatus	26.7	9	Preguiças	14.8	9
Coatis	5	10	Preguiças	22.8	10	Aves	10.6	10

Peso Líq. se refere à proporção do peso total que é ingerido (peso total do animal menos o peso das partes não consumidas como pele, ossos, entre outras).

Tabela III - Animais capturados no Posto Indígena Awá durante a estação chuvosa de 1994 (período de observação de 36 dias) e hierarquização por frequência, peso total e peso líquido (adaptado de Forline, 1997).

FREQUÊNCIA			PESO TOTAL (P.T.) (kg)			PESO LIQ (P.L.) (Kg)		
ANIMAL	FREQ	RANK	ANIMAL	P.T.	RANK	ANIMAL	P.L.	RANK
Aves	486	1	Porcos	297.4	1	Porcos	193.3	1
Peixes	73	2	Aves	153.9	2	Aves	103.1	2
Quelônios	48	3	Quelônios	104	3	Primatas	64.5	3
Primatas	38	4	Primatas	99.2	4	Cutias	45.2	4
Cutias	32	5	Cutias	69.4	5	Quelônios	36.3	5
Tatus	10	6	Pacas	49.7	6	Pacas	32.3	6
Porcos	8	7	Peixes	42.1	7	Peixes	31.6	7
Pacas	7	8	Cervídeos	36.2	8	Cervídeos	23.5	8
Preguiças	6	9	Tatus	29.9	9	Tatus	19.4	9
Cobras	6	9	Preguiças	29.4	10	Preguiças	19.1	10

Peso Líq. se refere à proporção do peso total que é ingerido (peso total do animal menos o peso das partes não consumidas como pele, ossos, entre outras).

2. OBJETIVOS

Este estudo teve como objetivo investigar a sustentabilidade da caça de Macaco-prego (*Cebus apella*) e Bugio (*Alouatta belzebul*), realizada pelos índios Guajá, da comunidade Awá (Maranhão, Brasil), numa perspectiva de longo prazo.

De maneira mais específica os objetivos foram:

(1) Verificar se a estrutura etária das amostras populacionais das duas espécies estudadas apresenta evidências de caça excessiva, como o predomínio de jovens na população. Para tal objetivo foi utilizado o *Modelo de Estrutura Etária* (BODMER *et al.* 1994, BODMER 1994, ROBINSON & REDFORD 1994, LEEUWENBERG e ROBINSON 2000).

(2) Investigar se o abate foi aleatório ou seletivo, em termos das razões machos/ fêmeas e adultos/jovens, e apontar se o padrão intra-específico de abate registrado se configura como um fator positivo ou negativo à sustentabilidade das espécies em questão.

(3) Verificar se os níveis de abate estavam abaixo ou acima da capacidade de reposição populacional das espécies, empregando para isso o *Modelo de Produção* (ROBINSON & REDFORD 1991).

3. MATERIAL E MÉTODOS

A abordagem mais comumente empregada para levantar dados a respeito da quantidade de animais caçados num determinado intervalo de tempo é o registro *in situ*, através de um levantamento diário dos animais abatidos em cada expedição de caça. Neste estudo, porém, um método de registro incomum foi aplicado, a análise em laboratório (*ex situ*) de esqueletos de animais abatidos durante um determinado intervalo de tempo.

Os ossos que compõem a coleção foram encontrados dispersos sobre a superfície do solo e enterrados em uma lixeira adjacente ao assentamento (QUEIROZ & KIPNIS 1990). Essa vala apresentava proporções de aproximadamente 2,5m de largura, 4,0m de comprimento e cerca de 1,0m de profundidade. Durante os meses de agosto e setembro de 1990 o assentamento foi mapeado, e o material faunístico na superfície foi coletado através de um registro espacial onde foram feitas cerca de 650 quadrículas de 1m x 1m (áreas de alta densidade óssea) e 55 quadras de 5m x 5m (áreas de baixa densidade óssea).

Na ocasião, uma amostra de ossos da fauna caçada e consumida na comunidade Awá, entre os anos de 1987 e 1990, foi coletada. A afirmação de que o material coletado corresponde às atividades de caça realizadas entre 1987 e 1990 se deve ao fato de que no momento da coleta (em 1990) fazia três anos que o assentamento Awá havia se estabelecido no local.

Essa coleta resultou numa coleção óssea composta por mais de 19 mil elementos ósseos de vertebrados, que hoje se encontra no Laboratório de Estudos Evolutivos Humanos do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo.

Com a finalidade de separar os elementos anatômicos de primatas, foi necessário um investimento inicial na identificação anatômica e taxonômica de

milhares de fragmentos de osso presentes na coleção. Na maioria dos casos, os elementos ósseos foram classificados até o nível de família e, quando possível, de gênero e espécie. Os táxons registrados foram: peixes, quelônios, jacarés, cobras, pequenos roedores, cutia, paca, tatus, primatas, tamanduá, porcos, anta, cervídeos, carnívoros e aves. A partir dessa triagem inicial, os primatas foram sistematicamente analisados quanto à identificação anatômica, simetria, de sexo e idade.

3.1 Estimativa do Número Mínimo de Indivíduos (NMI)

O número mínimo de indivíduos (NMI) presentes na coleção foi gerado a partir da análise de crânios para as quatro espécies de primatas da coleção. O NMI, método muito utilizado em arqueologia (GRAYSON 1984, LYMAN 1994, KLEIN & CRUZ-URIBE 1984), é uma contagem conservadora feita a partir de um conjunto de procedimentos que visam anular a possibilidade de contar um mesmo indivíduo mais de uma vez. Para as espécies *C. satanas* e *S. sciureus*, a contagem do NMI foi facilitada pela baixa representatividade dessas duas espécies na coleção. Já para *C. apella* e *A. belzebul*, dado o volume de material analisado, alguns testes foram feitos no sentido de encontrar um NMI mais adequado.

O critério utilizado para o cálculo do NMI foi a análise direta das peças (bancada) em detrimento às estimativas através apenas de informações sobre simetria presentes em planilhas. Pela bancada, foi possível fazer uma contagem mais conservadora na medida em que fragmentos pequenos, que poderiam ser parte de alguma outra peça pouco fragmentada e já contabilizada, não foram considerados.

Por exemplo, dois pequenos fragmentos de hemimandíbula direita poderiam ser contados como pertencente a indivíduos distintos apenas pelo fato de pertencerem ao mesmo lado. No entanto, uma observação detalhada das duas

peças poderia mostrar que havia a possibilidade daqueles dois pequenos fragmentos pertencerem a um mesmo indivíduo. Desse modo, a contagem de um mesmo indivíduo duas vezes foi evitada.

Por outro lado, peças de lados opostos de indivíduos distintos que poderiam ser contabilizadas como pertencentes a um mesmo indivíduo pela análise através da planilha puderam ser contabilizados corretamente através de uma análise mais pormenorizada. A observação direta dos elementos ósseos tornou possível a verificação de diferenças como tamanho, textura, porção presente, desgaste dentário, entre outras, que indicaram claramente indivíduos diferentes. Por exemplo, uma hemimandíbula direita e outra esquerda, que seriam conservadoramente consideradas como de um mesmo indivíduo pela análise da planilha, puderam ser, de maneira inequívoca, classificadas como pertencentes a dois indivíduos pelas características acima mencionadas.

3.2 Classificação de Sexo e Idade

A idade de um animal no momento da sua morte é freqüentemente determinada pelo estágio de fusão epifisária (não fusionado, fusionando, ou epífise fusionada) e/ou por características da dentição (estágio de erupção e grau de desgaste dentário) (DAVIS 1987, KLEIN & CRUZ-URIBE 1984, O'CONNOR 2000).

Dado que o material analisado provém da coleta de superfície e de uma vala presente na comunidade Awá, optou-se por utilizar os dentes como base para a definição das categorias de idade. De fato, os dentes são menos susceptíveis à destruição por processos pós-deposicionais do que os ossos, especialmente aqueles com epífises não fusionadas (KLEIN & CRUZ-URIBE 1984, HILLSON 1986).

Os indivíduos foram separados em duas categorias etárias, adulto (presença de dentição permanente completa) e jovem (dentição descídua ou permanente

incompleta), determinadas com base na análise de erupções dos dentes e da robustez do crânio, numa combinação com as informações sobre o sexo dos indivíduos. A identificação do sexo de cada indivíduo foi possível a partir da morfometria dos crânios, uma vez que as espécies em questão apresentam dimorfismo sexual acentuado (NEVILLE *et al.* 1988, SCHULTZ 1960, THORINGTON *et al.* 1979).

Dentre as medidas craniométricas disponíveis na literatura, aquela referente à largura do canino foi adotada para a classificação sexual, já que é tida como a que melhor expressa o dimorfismo sexual do gênero *Alouatta* (SCHULTZ, 1960). De fato, outras medidas foram aplicadas e não se mostraram adequadas para esse fim (Apêndices II e III). As medidas foram tomadas em milímetros através da utilização de um paquímetro digital (Digimess – Stainless Steel). No caso dos macacos-prego da coleção, nenhuma das medidas craniométricas se mostrou adequada.

3.3 Idade Relativa por Desgaste Dentário

Os indivíduos da coleção também foram agrupados em três categorias de idade (classes I, II e III) criadas a partir da análise de desgaste dentário, assumindo que este ocorre de maneira constante ao longo da vida e que, portanto, reflita a idade do animal (JONES *et al.* 2000) (Figuras 2 e 3). As idades médias de cada classe foram calculadas com base na expectativa de vida das espécies em questão (NOWAK & PARADISO 1983). Desse modo, as classes de idade de *A. belzebul* e *C. apella* indicam, respectivamente, idades entre 0 e 6 e 0 e 15 (classe I), 6 e 12 e 15 e 30 (classe II) e 12 e 18 e 30 e 45 (classe III).

Figura 2. Níveis de desgaste dentário em *A. belzebul*. As figuras A, B e C representam, respectivamente, as classes de idade I, II e III.

Figura 3. Níveis de desgaste dentário em *C. apella*. As figuras A, B e C representam, respectivamente, as classes de idade I, II e III.

3.4 Análise de Sutura Craniana

Dado o teor subjetivo da classificação etária por desgaste, uma análise de suturas cranianas foi conduzida com o intuito de averiguar a validade das classes de idade geradas pela análise de desgaste dentário. Dados não métricos do estado de fusão de suturas foram gerados a partir de crânios de *C. apella* e *A. belzebul*. As suturas examinadas foram coronal, sagital, lambdóide, esquamozal, zigomático-temporal, zigomático-maxilar e intermaxilar.

De acordo com seu aspecto, cada sutura foi denominada de “aberta” (condição imatura), “intermediária” (entre aberta e fechada), “fechada” (bordas da sutura fisicamente unidas) ou “obliterada” (fechada e o seu curso predominantemente obscuro). A essas condições, foram atribuídos valores de 1 (sutura aberta) à 4 (obliterada) (JONES *et al.* 2000).

Uma média dos valores (1-4) atribuídos para os diferentes estados de fusão de uma sutura foi obtida para cada classe de idade criada pela análise de desgaste dentário. Essa média foi útil para verificar se havia uma associação entre classe de idade gerada por desgaste dentário e as idades relativas estimadas por meio da análise de sutura craniana. Se a classificação por desgaste estivesse correta, era de se esperar que a classe III tivesse a maior média (maior frequência de suturas “fechadas” e “obliteradas” em relação às aquelas “intermediárias” e “abertas”) em relação às classes I e II.

3.5 Modelos de Sustentabilidade

Neste estudo, três métodos foram utilizados para discutir a sustentabilidade da caça de Bugio e Macaco- prego pelos índios Guajá. Não foi possível utilizar outros modelos de sustentabilidade pela natureza dos dados utilizados na pesquisa (i.e. análise em laboratório do material osteológico)

3.5.1 Modelo de Estrutura Etária

O Modelo de Estrutura de Idade visa examinar se os abates interferem na dinâmica das populações caçadas. Muitos estudos comparativos têm mostrado diferenças na estrutura etária de populações intensamente caçadas em relação àquelas com baixa ou nenhuma pressão de caça (LEEUEWENBERG & ROBINSON, 2000, BODMER & ROBINSON, 2004). De modo geral, a caça, mesmo que aleatória, tende a interferir na estrutura etária de modo a aumentar a frequência de jovens na população e, mesmo entre os adultos, as categorias mais jovens normalmente predominam nas áreas com pressão de caça intensa (BODMER *et al.* 1994, BODMER 1994, ROBINSON & REDFORD 1994, LEEUEWENBERG e ROBINSON 2000).

Os indivíduos analisados foram agrupados em três categorias de idade (classes I, II e III) criadas a partir da análise de desgaste dentário. As idades médias de cada classe foram calculadas com base na expectativa de vida das espécies em questão (NOWAK & PARADISO 1983). Desse modo, as classes de idade de *A. belzebul* e *C. apella* indicam, respectivamente, idades entre 0 e 6 e 0 e 15 (classe I), 6 e 12 e 15 e 30 (classe II) e 12 e 18 e 30 e 45 (classe III).

Sabe-se, no entanto, dos problemas envolvidos no uso de uma população caçada em estudos de estrutura etária, como uma provável vulnerabilidade diferencial de determinadas classes de idade, provavelmente devido ao uso de técnicas e tecnologias específicas e abates seletivos (CAUGHLEY 1977). A possibilidade de alguma classe de idade ser abatida de maneira seletiva pode gerar um viés significativo na análise, o que limita a sua capacidade de representar a estrutura populacional de maneira adequada. Por conta disso, este modelo se baseia na premissa de que os animais foram abatidos de maneira aleatória.

3.5.2 Análise do Padrão Intra-Específico de Abate

Estudos envolvendo a associação entre seletividade e sustentabilidade de caça geralmente se concentram no nível inter-específico de preferência, mais especificamente com relação ao peso das espécies de presas envolvidas. Estes estudos geralmente demonstram uma preferência por animais de médio e grande porte, que também são mais vulneráveis à caça por apresentarem taxas reprodutivas ($r_{\text{máx}}$) menores e ocorrerem em menor densidade que espécies de menor porte (BODMER 1995). JEROZOLIMSKI & PERES (2003) sugerem uma dinâmica no padrão de caça entre grupos indígenas e colonos neotropicais marcado pela seleção de poucas espécies de presas de maior porte, em agrupamentos humanos recentes, e caça mais diversificada com a prevalência de espécies de menor porte em assentamentos mais antigos. Este tipo de mudança no padrão de caça decorreria da alta susceptibilidade à caça de espécies de maior porte e seu conseqüente declínio populacional. Essa abordagem, portanto, pode indicar se um padrão de preferência está associado a espécies de baixo ou alto grau de vulnerabilidade num determinado local.

Já os estudos abordando os efeitos de um padrão intra-específico de abate são menos freqüentes (ALVARD 1995, BODMER *et al* 1994), embora já se tenha bases teóricas consistentes indicando quais classes etárias e sexuais têm um papel mais importantes na taxa de reposição populacional em mamíferos (ALVARD 1995). A abordagem intra-específica pode, portanto, investigar o abate desproporcional de classes de idade ou sexo com diferentes contribuições à taxa de recrutamento populacional da espécie. Sabe-se, por exemplo, que indivíduos adultos contribuem mais para o crescimento populacional do que jovens e velhos. Entre os sexos, a dinâmica populacional de uma espécie depende muito mais da quantidade de

fêmeas do que de machos (CAUGHLEY 1977, FISHER 1958, FOWLER 1981, HARRIS & KOCHER 1981, NELSON & PEEK 1982).

No presente estudo, com base na classificação sexual e etária, as razões macho/fêmea e adulto/jovem da amostra de animais abatidos foram comparadas aos dados sobre estrutura social do gênero *Alouatta* (Apêndice I). Desse modo, a razão macho/fêmea para cinco espécies do gênero *Alouatta*, a partir de um total de 29 estudos, foi compilada. A partir disso, uma média geral da relação macho/fêmea para o gênero *Alouatta* foi calculada e utilizada como representativa da estrutura social da espécie *A. belzebul*. Tal procedimento se configura como uma estratégia alternativa para investigar o padrão intra-específico de abate na ausência de dados sobre a estrutura social da espécie abordada. Limitações presentes na amostra de *Cebus* impossibilitou o emprego desta análise no conjunto de macacos-prego da coleção.

3.5.3 Modelo de Produção

Em linhas gerais, o Modelo de Produção (ROBINSON & REDFORD 1991) permite um acesso preliminar à sustentabilidade na ausência de informações detalhadas sobre a estrutura demográfica das populações caçadas, utilizando dados sobre o crescimento populacional das espécies. Este modelo indica se a exploração vigente num determinado local é inferior ou supera a capacidade de reposição populacional da espécie. Produção é definida como a adição de indivíduos à população (por nascimentos e imigrações) num determinado intervalo de tempo (BANSE & MOSHER 1980). A produção da espécie é calculada da seguinte maneira:

$$P_{\text{máx}}(D) = (D \times \lambda_{\text{máx}}) - D$$

onde:

$P_{\text{máx}}$ é a produção anual máxima numa dada densidade, D é a densidade observada, e $\lambda_{\text{máx}}$ é a taxa reprodutiva máxima da população, que é o exponencial da taxa intrínseca de crescimento natural ($r_{\text{máx}}$).

Esse cálculo assume a premissa de que populações selvagens caçadas em florestas tropicais têm a capacidade de exibir a taxa máxima de crescimento ($\lambda_{\text{máx}}$), o que não é improvável, considerando que as mesmas normalmente são reduzidas para densidades em que a competição intrapopulacional não limita a taxa de crescimento da população.

Mesmo na ausência de informações detalhadas sobre a densidade de uma população caçada, o modelo ainda pode estimar a produção anual máxima assumindo que a produção máxima é atingida quando a densidade da população se encontra em $0,6K$, onde K representa a capacidade suporte do ambiente. Essa densidade é obtida da literatura, através de levantamentos feitos na ausência de caça (ROBINSON & REDFORD, 1986). Nesse caso, a produção máxima é calculada com valores de densidade no ponto máximo de produção:

$$P_{\text{máx}} = (0,6K \times \lambda_{\text{máx}}) - 0,6K$$

Se numa situação hipotética a exploração (nº de indivíduos abatidos/km²) exceder o valor da produção máxima da espécie, então se pode dizer que a caça não é sustentável. Visto que esse método de calcular a taxa de crescimento populacional não inclui taxas de mortalidade de indivíduos adultos, ROBINSON & REDFORD (1991) sugerem que apenas uma proporção da produção deva ser caçada

para que as populações cinegéticas não declinem em direção à extirpação local, e que essa proporção seja definida em função do tempo de vida das espécies.

Desse modo, em espécies de vida muito curta, que apresentam alta taxa de mortalidade natural, uma maior proporção da produção pode ser explorada. Nesse caso, grande parte dos animais abatidos morreria de qualquer modo, e o nível de exploração não teria uma interferência significativa na estrutura populacional ao longo dos anos.

Para que ocorra um nível de caça sustentável, no máximo 60% da produção deve ser retirado em se tratando de espécies de vida muito curta (idade da última reprodução menor que cinco anos), 40% em espécies de vida curta (idade da última reprodução entre cinco e 10 anos) e 20% para as de vida longa (idade da última reprodução maior que 10 anos).

Uma limitação inerente ao Modelo de Produção é o fato dele indicar somente a não-sustentabilidade de uma exploração e não avaliar se a exploração se encontra em níveis sustentáveis. Por exemplo, se a quantidade de biomassa caçada estiver abaixo do valor da produção máxima da espécie, não se pode afirmar categoricamente que a caça é sustentável, já que a densidade local da espécie pode não corresponder àquela característica da produção máxima da espécie (*i.e.* 0,6K).

Em termos hipotéticos, mesmo que se tivesse acesso ao valor exato da densidade local da espécie, e com isso aplicar a fórmula $P_{\text{máx}}(D) = (D \times \lambda_{\text{máx}}) - D$, ainda assim existiria a possibilidade de a *taxa máxima de crescimento populacional* utilizada no modelo ($\lambda_{\text{máx}}$) não ser exibida pela espécie no local de estudo. Por conta de haver diferenças entre densidade e taxa de crescimento teóricas e aquelas que de fato as populações exibem, é provável que na maioria das vezes o valor da produção é superestimado, posicionando o valor de exploração em níveis

sustentáveis, ou seja, abaixo da produção. Por esse motivo, mesmo quando o modelo indica uma exploração abaixo da produção a caça não pode ser considerada sustentável.

Por outro lado, como o modelo tende a superestimar a produção (e esse é o motivo pelo qual se estima a produção máxima), níveis de exploração acima da produção máxima certamente serão insustentáveis.

3.5.3.1 Procedimento Adotado para Aplicação do *Modelo de Produção*

Na ausência de uma estimativa de densidade de Bugio e Macaco prego na comunidade Awá, três valores de densidade poderiam ser adotadas para cálculo da produção: (1) densidade teórica no nível *K* disponibilizada por ROBINSON & REDFORD (1991) e mais comumente usada nos estudos envolvendo sustentabilidade de caça, (2) uma densidade média em ambiente de terra-firme na Amazônia com baixa ou nenhuma pressão de caça (PERES 2000) e (3) a densidade em terra-firme com pressão de caça de moderada a alta (PERES 2000).

As densidades das espécies no ponto K, disponibilizadas por ROBINSON & REDFORD (1986) são teóricas, pois foram geradas a partir de uma regressão linear entre massa corpórea e densidade em espécies neotropicais separadas por categorias de dieta. PERES (2000) atenta para o fato que a densidade de primatas, particularmente de *Cebus* e *Alouatta*, varia consideravelmente em função da heterogeneidade dos habitats em que eles ocorrem. Em média, a densidade em ambiente de terra-firme é menor do que em ambientes de várzea na Amazônia. Por conta disso, a produtividade e a máxima exploração sustentável em terra-firme tendem a ser menores em relação aos outros habitats amazônicos (PERES 2000).

As densidades obtidas em ambientes de terra-firme com pressão de caça intensa não foram utilizadas, já que para isso seria necessário assumir *a priori* que na área de estudo a caça seja intensa. Os valores de densidade utilizados neste estudo, portanto, advêm de um conjunto de levantamentos conduzidos em ambientes de terra-firme na Amazônia, na ausência de caça (*Alouatta seniculus* = 4,3 indivíduos/km² e *Cebus apella* = 16,9 indivíduos/km²) (PERES 2000). Neste caso, *A. seniculus* foi usado como parâmetro para *A. belzebul*. O uso dessas densidades se justifica como um modo alternativo à utilização de densidades geradas pelos modelos teóricos de ROBINSON & REDFORD (1986), que tendem a superestimar a densidade real e, conseqüentemente, a máxima exploração sustentável das espécies.

Para a estimativa da área efetiva de caça utilizada pela comunidade Awá, as distâncias das diferentes modalidades de caça presentes no local foram consideradas. Assim, foi adotada uma distância média do assentamento de 5km utilizada para caça (FORLINE, comunicação pessoal). A partir dessa distância, uma área circular de 78,5 km² foi calculada e adotada como a área efetiva de caça no local. Um segundo procedimento ainda foi empregado no sentido de incluir uma área fonte na análise. O cálculo da área fonte-destino se baseou num raio de 10km do assentamento, o que resultou numa área de 314 km².

A quantidade de Bugios e Macacos-prego abatidos no local foi estimada com base no MNI (ver seção 2.1), numa estimativa do material que não pôde ser coletado na aldeia, e outra estimativa do número de indivíduos abatidos em expedições de caça distantes da aldeia, indivíduos esses que não retornam para o assentamento QUEIROZ & KIPNIS (1990).

4. RESULTADOS

4.1 Caracterização Geral dos Primatas da Coleção

Durante a separação dos elementos ósseos de primatas da coleção Guajá foi averiguado, anatômica e taxonomicamente, um total de 19.348 fragmentos ósseos de vertebrados, incluindo aves, répteis, peixes e mamíferos. Os ossos de primatas totalizaram 6.691 (31,2% do total). Dentre os primatas, foram registrados 1.295 fragmentos cranianos (19,4% do total de primatas) e 5.388 pós-craniais (80,6%). Entre os fragmentos cranianos, foram registrados 860 fragmentos do crânio e 357 entre mandíbulas e hemimandíbulas.

Entre os elementos pós-craniais de primatas, as costelas foram as mais abundantes, com 1.332 (24,7% do total). Os fragmentos menos comuns foram vértebras, ulnas, úmeros, escápulas, fêmures e pélvis, com cada uma correspondendo a cerca de 5% do total, além de fíbulas (191/3,5%), tíbias (98/1,8%) e falanges (61/1%) (Tabela IV).

Tabela IV – Ocorrência dos fragmentos anatômicos de primatas da coleção Guajá por ordem decrescente de ocorrência.

Parte Anatômica	Ocorrência Absoluta	Ocorrência Relativa
Crânio	860	12,9%
Osso Longo	820	12,3%
Costela E	651	9,7%
Costela D	530	7,9%
Mandíbula	260	3,9%
Fíbula NI	229	3,4%
Úmero D	172	2,6%
Ulna E	170	2,5%
Úmero E	158	2,4%
Ulna D	154	2,3%
Vértebra Torácica	153	2,3%
Costela NI	151	2,3%
Fêmur D	148	2,2%
Fêmur E	144	2,1%
Coxal D	143	2,1%
Escápula D	142	2,1%
Escápula E	140	2,1%
Coxal E	139	2,1%

Parte Anatômica	Ocorrência Absoluta	Ocorrência Relativa
Metapódio NI	135	2,0%
Rádio NI	134	2,0%
Ulna NI	129	1,9%
Vértebra Caudal	128	1,9%
Vértebra Lombar	105	1,6%
Rádio E	95	1,4%
Rádio D	86	1,3%
Vértebra Cervical	81	1,3%
Caixa Vocal	78	1,2%
Tíbia D	64	0,9%
Tíbia E	62	0,9%
Hemimandíbula D	51	0,7%
Fêmur NI	50	0,7%
Clavícula	50	0,7%
Tíbia NI	44	0,7%
Hemimandíbula E	43	0,7%
Atlas	35	0,5%
Úmero NI	30	0,5%
Vértebra Coccígea	29	0,4%
Áxis	28	0,4%
Calcâneo	20	0,3%
Falange NI	15	0,2%
Sacro	14	0,2%
Talo	5	0,07%
Escápula NI	3	0,04%
Hemimandíbula NI	3	0,04%
Coxal NI	2	0,03%

Nota - *E*, lado esquerdo; *D*, lado direito; *NI*, lado não identificado; *Ossos longos*, parte anatômica não identificada.

A classificação taxonômica dos primatas se baseou somente nos fragmentos cranianos. Esta análise resultou na identificação de quatro espécies: Bugio (*Alouatta belzebul*), Macaco-prego (*Cebus apella*), Cuxiú (*Chiropotes satanás*) e Mico de cheiro (*Saimiri sciureus*) (Figura 4). Foi contabilizado um total de 752 fragmentos cranianos de Bugio (58,1% do total de 1295 fragmentos craniais de primatas), 182 (14%) fragmentos pertencentes a Macaco-prego, 51 (4%) de Cuxiú e 32 (2,5%) elementos ósseos de Macaco de cheiro.

Figura 4. Crânios e mandíbulas das quatro espécies de primatas presentes na coleção Guajá

4.2 Número Mínimo de Indivíduos (NMI)

Três estimativas do NMI de *A. belzebul* foram obtidas, uma a partir do crânio e duas com base na contagem de mandíbulas (análise de bancada e contagem pela planilha). No caso de *C. apella*, foram gerados quatro NMIs, dois a partir de crânio e dois com base em mandíbulas (Tabelas V e VI).

Com base nas justificativas já mencionadas, a análise de bancada (observação direta das peças) foi adotada como a mais apropriada para a estimativa do NMI. Desse modo, para *A. belzebul* obteve-se um NMI de 198 indivíduos a partir da contagem de mandíbulas e hemimandíbulas. A análise de bancada de fragmentos cranianos de *A. belzebul* não foi feita. A grande quantidade de material impossibilitou um registro confiável das peças que não remontavam com alguma outra da coleção. Para *C. apella*, o NMI adotado foi de 74 indivíduos, com base na contagem de crânios (Tabelas V e VI).

Tabela V. Valores de NMI gerados para *A. belzebul* e *C. apella*.

	<i>A. belzebul</i>		<i>C. apella</i>	
	Crânio	Mandíbula	Crânio	Mandíbula
Planilha	146	207	55	34
Bancada	-	198	74	34

Tabela VI – Fragmentos ósseos e número mínimo de indivíduos (MNI) correspondentes aos primatas da coleção.

Espécie	Fragmentos Cranianos	MNI
<i>Alouatta belzebul</i>	752	198
<i>Cebus apella</i>	182	74
<i>Chiropotes satanas</i>	51	10
<i>Saimiri sciureus</i>	32	4

Das quatro espécies de primatas presentes na coleção, apenas Bugio e Macaco-prego foram consideradas na análise de sustentabilidade. As outras duas espécies não se apresentaram em quantidades suficientes para tal fim.

4.3 Modelo de Estrutura Etária

Com base no grau de desgaste dentário, as três classes de idade das duas espécies foram definidas e quantificadas. Tanto em *A. Belzebul* como em *C. Apella*, os indivíduos da classe II predominaram na amostra, seguidos pelos da classe I e III, respectivamente (Tabela VII e Figura 3).

É interessante notar que a frequência de indivíduos por classe é semelhante entre as duas espécies (Figura 5). Estatisticamente a frequência de indivíduos da classe 1 entre *A. Belzebul* e *C. Apella* é a mesma, o mesmo ocorrendo para as classes 2 e 3.

Figura 5. Frequência das classes de idade em *A. belzebul* e *C. apella*.

A Figura 5 ainda mostra que aparentemente não há uma tendência para o aumento de indivíduos mais jovens nas populações de *A. belzebul* e *C. apella* sob efeito de caça. Ao contrário, existe um número menor de indivíduos da classe I em relação àqueles da classe II para as duas espécies analisadas, padrão esse que não indica uma caça excessiva.

4.3.1 Análise de Sutura Craniana

4.3.1.1 Análise de Sutura Craniana em *Alouatta belzebul*

Considerando as sete suturas cranianas que foram analisadas, a classe I apresentou um valor médio menor que II, e que por sua vez teve uma média menor que a da classe III (Tabela II). Mesmo considerando as médias de cada sutura em separado, para todas as suturas houve um aumento no valor médio do estado da sutura da classe I para a classe III (Tabela III). A análise mostrou, portanto que há uma associação positiva entre valores de sutura e idade por desgaste dentário, o que aumenta a confiabilidade da análise de desgaste.

Tabela VIII. Estatísticas descritivas dos valores de sutura (1-4) para cada classe de idade (desgaste). Todas as suturas combinadas.

	Média	Desvio Padrão	Erro Padrão	Total	Mínimo	Máximo
Classe I	2,26	0,77	0,09	75	1	4
Classe II	3,16	0,84	0,05	275	1	4
Classe III	3,71	0,51	0,06	66	2	4

Tabela IX. Valores médios de cada sutura por classe de idade (desgaste).

	Coronal	Sagital	Lambdóide	Esquamoza	Zigomático-temporal	Zigomático-maxilar	Intermaxilar
Classe I	2,2	2,25	s/média	2,5	1,4	2,6	2,4
Classe II	3,5	3,5	3,5	3,3	2,4	3,15	3,2
Classe III	3,8	3,8	3,8	3,6	3,1	3,8	4

4.3.1.2 Análise de Sutura Craniana em *Cebus apella*

No caso de *C. apella*, considerando as sete suturas cranianas que foram analisadas, a classe I apresentou um valor médio significativamente menor que as classes II e III (classes I e II $U = 1274,00$, $p = 0,0027$; classes I e III $U = 319,500$, $p = 0,0576$). Estas apresentaram médias similares sem diferenças significativas (II e III $U = 770,00$, $p = 0,9298$ (Tabela IV). Ao considerar as médias de cada sutura em separado, apenas para a sutura coronal houve um aumento no valor médio do estado da sutura da classe I para a classe III (Tabela V).

Tabela X. Estatística descritiva dos valores de sutura (1-4) para cada classe de idade (desgaste). Todas as suturas combinadas.

	Média	Desvio Padrão	Erro Padrão	Total	Mínimo	Máximo
Classe I	2,35	0,48	0,07	48	2	3
Classe II	2,70	0,68	0,07	78	1	4
Classe III	2,75	0,78	0,17	20	2	4

Tabela XI .Valores médios de cada sutura por classe de idade (desgaste).

Coronal	Sagital	Lambdóide	Esquamoal	Zigomático-temporal	Zigomático-maxilar	Intermaxilar	Coronal
Classe I	2,1	S/M	3,3	3	2	2,6	2,3
Classe II	2,7	S/M	3	3,1	2,1	2,7	2,7
Classe III	S/M	S/M	S/M	S/M	S/M	2,4	3,4

A análise de sutura em *C. apella* não corroborou a de desgaste dentário. Isso, no entanto, não invalida a classificação etária por desgaste, visto que discrepâncias entre as duas análises parecem estar mais relacionada com as limitações do registro de suturas. Além de o tamanho amostral ser bem menor em relação a *A. belzebul*, em *C. apella* houve certa dificuldade em registrar o estado da maioria das suturas por conta da ausência de muitas porções do crânio dessa espécie, o que pode ser claramente visualizado na Tabela V. Desse modo, a classificação etária por desgaste não pôde ser testada em *C. apella* de maneira satisfatória.

4.4 Padrão Intra-Específico de Abate

Com base na estimativa do NMI, foram registrados 198 Bugios na coleção. Em se tratando da determinação do sexo, a distribuição dos valores correspondentes à largura do canino mostrou dois agrupamentos de indivíduos, o que foi tomado como resultado do dimorfismo sexual acentuado presente na espécie (Figura 6) (apenas os adultos foram considerados).

Figura 6 – Distribuição de frequência dos valores da largura (em milímetros) do canino superior de *A. belzebul*.

Esse tipo de classificação adotado condiz com os valores médios e amplitude de variação da largura do canino em machos e fêmeas de *A. palliata*, obtidos a partir de amostras populacionais do Panamá, Costa Rica, Nicarágua, Guatemala e México (SCHULTZ 1960). Desse modo foi possível classificar 99 indivíduos adultos quanto ao sexo, 57 machos e 42 fêmeas, e 106 indivíduos quanto a idade, sete jovens e 99 adultos.

No caso da razão macho/fêmea, a maioria dos estudos levantados na literatura registrou uma maior quantidade de fêmeas em relação aos machos (razão macho/fêmea < 1) nos grupos sociais de *Alouatta* (Tabela XII e Figura 7). Excluindo dois estudos que registraram valores acima de 1, considerados *outliers*, todos os demais (27 estudos) mostraram um maior número de fêmeas em relação aos machos em grupos sociais de *Alouatta*. Sobre a razão adulto/jovem em *Alouatta* obtida da literatura, observa-se que, em se excluindo os *outliers*, as razões variam entre aproximadamente 1,2 e 3 (Tabela XIII e Figura 7).

Tabela XII – Estatísticas descritivas da razão macho/fêmea para as diferentes espécies do gênero *Alouatta*. Referências em Apêndice I.

	Média	Desvio Padrão	Erro Padrão	Total	Mínimo	Máximo
<i>Alouatta caraya</i>	0,8	0,3	0,17	3	0,52	1,13
<i>Alouatta pigra</i>	0,86	0,09	0,7	2	0,79	0,93
<i>Alouatta palliata</i>	0,45	0,11	0,2	14	0,27	0,73
<i>Alouatta seniculus</i>	0,8	0,19	0,6	8	0,6	1,21
<i>Alouatta fusca</i>	0,52	0,03	0,2	2	0,5	0,55
Espécies Combinadas	0,62	0,23	0,4	29	0,27	1,21

Tabela XIII – Estatísticas descritivas da razão adultos/jovens para as diferentes espécies de *Alouatta*. Referências em Apêndice I.

	Média	Desvio Padrão	Erro Padrão	Total	Mínimo	Máximo
<i>Alouatta caraya</i>	3,21	1,58	0,91	3	1,75	4,90
<i>Alouatta pigra</i>	1,32	0,31	0,22	2	1,10	1,54
<i>Alouatta fusca</i>	1,89	1,03	0,72	2	1,16	2,62
<i>Alouatta palliata</i>	1,93	0,63	0,16	14	1,26	3,55
<i>Alouatta seniculus</i>	1,73	0,37	0,13	8	1,05	2,28
Espécies Combinadas	1,96	0,80	0,15	29	1,05	4,90

A

B

Figura 7. Razões de gênero (A) e idade (B) para *Alouatta*. Dados da literatura (ver Apêndice I).

A estrutura social de bugio registrada na coleção se mostrou distinta daquela observada na literatura. A razão macho/fêmea da coleção foi de 1,36 (57 machos para 42 fêmeas), enquanto que a razão adulto jovem foi de 14,1 (99 adultos para 7 jovens).

Um teste de comparação de freqüências também foi aplicado, no qual as razões adulto/jovem (14,1) e macho/fêmea (1,36) da coleção foram comparadas com aquelas derivadas da literatura (adulto/jovem = 1,97; macho/fêmea = 0,62). Os dados da literatura foram adotadas como parâmetros da estrutura etária e sexo de populações de *Alouatta*.

A análise estatística indicou que a proporção de machos e adultos da coleção é significativamente maior do que aquela esperada com base na literatura (razão macho/fêmea *observada x esperada*, $\chi^2 = 15,41$; $gl = 1$; $p < 0,0000$; razão adulto/jovem *observada x esperada*, $\chi^2 = 35,37$; $gl = 1$; $p < 0,0000$) (Tabela XIV e Figura 8).

Tabela XIV – Freqüências observadas (coleção) e esperadas (literatura) de machos, fêmeas, adultos e jovens em *Alouatta*.

	Machos	Fêmeas	Adultos	Jovens
Esperado (literatura)	38	61	70	36
Observado (coleção)	57	42	99	7

Figura 8. Frequências observadas e esperadas de gênero e idade em Bugio.

4.5 Modelo de Produção

Com base na estimativa do NMI, foram registrados 198 Bugios e 74 Macacos-prego. Estimativas realizadas por QUEIROZ & KIPNIS (1990) do material não escavado (Bugio = 60 e Macaco-prego = 15) e aquele proveniente de expedições de caça de longa duração, onde os indivíduos são consumidos longe do assentamento residencial, (Bugio = 54 e Macaco-prego = 19) foram adotadas. Considerando que a amostra de animais abatidos utilizada neste estudo corresponde a três anos de caça, a *exploração anual* estimada para o local, no final dos anos 1980, foi de 104 Bugios e 36 Macacos-prego (Tabela XV).

Tabela XV. Variáveis utilizadas para a estimativa de caça anual na comunidade Awá.

	NMI	Material não escavado	Expedição de Caça de Longa Duração	Total de Abate em 3 anos	Taxa Anual de Abate
Macaco-prego	74	15	19	108	36
Bugio	198	60	54	312	104

Desse modo, o número de indivíduos abatidos anualmente/km² foi calculado: Bugio = 1,32 ind/km²/ano e Macaco-prego = 0,46 ind/km²/ano. Comparando a exploração anual com os valores de exploração máxima sustentável para as duas espécies pode se verificar que a caça de Bugio se encontrava num nível de mais de dez vezes superior àquele indicado como sustentável pelo modelo. No caso de Macaco-prego, uma caça acima da sustentável, ainda que em menor grau, também foi verificada (Tabela XVI).

Tabela XVI. Estimativa da produção máxima, máxima exploração sustentável, e exploração vigente, considerando área efetiva de caça (78,5 km²) e área fonte-destino (314 km²).

	Bugio	Macaco prego
Densidade (ind/km²)	4,3	19,6
$\lambda_{\text{máx}}$	1,17	1,15
Produção Máxima (ind/km²/ano)	0,44	1,76
Proporção da Produção (%)	20	20
Exploração Sustentável (ind/km²/ano)	0,09	0,35
Exploração (78,5 km²) (ind/km²/ano)	1,32	0,46
Exploração (314 km²) (ind/km²/ano)	0,33	0,11

Mesmo com a incorporação de uma suposta área fonte, o que resultou numa área total de 314 km², o nível da caça de Bugio continuou acima do sustentável (0,33 ind/km²/ano em relação ao nível sustentável de 0,09 ind/km²/ano). No caso de Macaco-prego, o modelo indicou uma caça sustentável (0,11 ind/km²/ano em relação ao nível sustentável de 0,35 ind/km²/ano) (Tabela XVI e Figura 9).

Figura 9 – Diferença entre exploração sustentável indicada pelo *modelo de produção* e a exploração vigente na comunidade Awá, considerando uma área efetiva de caça e outra fonte-destino.

5. DISCUSSÃO

5.1 Padrão Intra-Específico de Abate

Para inferir a estrutura social de *A. Belzebul*, num primeiro momento, se optou por adotar a estrutura social da espécie filogeneticamente mais próxima. No entanto, essa estratégia se revelou inaquedada, pois ainda não há um consenso, entre sistematas, sobre as relações filogenéticas dentro do gênero. De fato, filogenias baseadas em dados citogenéticos, moleculares e morfológicos têm apresentado topologias divergentes entre si (GREGORIN 2006). Sendo assim, a estrutura social de *A. Belzebul* foi inferida a partir da média do gênero *Alouatta*, calculada com base em dados de cinco espécies (Apêndice I).

Antes de discutir o padrão intra-específico de abate, a simples representatividade de indivíduos adultos e jovens na amostra caçada permite algumas especulações a respeito da sustentabilidade da caça local. Uma maior proporção de adultos em relação aos jovens pode ser um indicativo de caça sustentável. Sabe-se, por exemplo, que quando a caça é excessiva, aumenta a proporção de jovens caçados por conta da baixa densidade de adultos causada, provavelmente, por caça excessiva no passado (BODMER *et al.* 1994, BODMER 1994, ROBINSON & REDFORD 1994, LEEUWENBERG & ROBINSON 2000).

Uma característica relevante desse processo é que leva certo tempo para que o efeito da caça reflita-se na estrutura etária da população. Por conta disso, a constatação de que ainda havia quantidades suficientes de indivíduos adultos disponíveis para a caça está mais relacionada com um padrão de caça do passado, que possibilitou a permanência de indivíduos adultos, do que uma caça sustentável no momento do registro. Pode-se dizer então que o padrão de caça vigente no final

dos anos 1980, mesmo que excessivo, talvez não tenha tido tempo suficiente para se refletir na estrutura etária da população à época do registro (1990).

No caso da comunidade Awá, portanto, mesmo que a alta proporção de adultos não sugira caça excessiva em períodos anteriores ao do registro, o impacto da caça conduzida no início dos anos 1990 ainda é desconhecido. Há, no entanto, evidências indiretas de que algumas mudanças negativas em termos de sustentabilidade teriam ocorrido e modificado o padrão de caça vigente até o início dos anos 1990.

De acordo com FORLINE (comunicação pessoal) quase todos os caçadores da comunidade Awá usavam armas de fogo (espingardas de calibres .20 e .28) por volta de 1993. Eles também tinham acesso, mesmo que de maneira restrita, a munições, lanternas, entre outras tecnologias que facilitam a caça. Segundo KIPNIS (comunicação pessoal), em 1990 a comunidade Awá tinha acesso a apenas duas espingardas, e munição bastante limitada. Essa situação parece ter mudado rapidamente, aumentando a eficiência e provavelmente tornando o efeito da caça na estrutura etária das populações mais intenso. Atualmente, a comunidade Awá é composta por 150 indivíduos, sendo 70 caçadores, todos armados com espingardas.

De fato, a introdução de armas de fogo geralmente se configura como um fator negativo à sustentabilidade, uma vez que são extremamente eficientes no abate de animais (ALVARD 1995b, ALVARD & KAPLAN 1991, HAMES 1979, HAMES & VICKERS 1982, HILL & HAWKES 1983, MENA *et al.* 2000, STEARMAN 2000, YOST & KELLY 1983), em especial de espécies arborícolas, como é o caso do Bugio. Dados atuais sobre a estrutura populacional da espécie seriam úteis para que um diagnóstico mais adequado do impacto da caça vigente no início dos anos 1990 pudesse ser gerado.

5.1.1 Padrão de Abate Intra-Específico e Sustentabilidade de Caça

Os resultados sugerem que as razões macho/fêmea e adulto/jovem na amostra de animais abatidos são significativamente maiores do que aquelas esperadas com base na literatura. Uma possível explicação para o padrão observado é que os índios Guajá da comunidade Awá fazem uma caça seletiva de *A. belzebul*, dando preferência aos indivíduos de maior biomassa, o que resulta numa quantidade maior de adultos e machos caçados, uma vez que esta espécie apresenta alto grau de dimorfismo sexual (NEVILLE *et al.* 1988, SCHULTZ 1960, THORINGTON *et al.* 1979). De fato, alguns estudos têm sugerido que os padrões de caça observados em contextos indígenas correspondem às expectativas da Teoria do Forrageio Ótimo, segundo a qual os caçadores tendem a maximizar o retorno energético no curto prazo (ALVARD 1993, 1995; HAWKES & O'CONNELL 1985, HILL *et al.* 1983).

Em decorrência de ainda não haver um registro etnográfico sobre a questão, para o caso da comunidade Awá, ainda não há maneiras de afirmar que há uma seleção consciente de machos em função do retorno energético. Sabe-se, por exemplo, que entre muitos mamíferos, os machos são menos coesos que as fêmeas, tornando-se assim mais susceptíveis à caça (*apud* ALVARD 1995a). Entre os primatas neotropicais em particular, a periferização de machos é comum (MITTERMEIER 1981). A predominância de machos entre os Bugios abatidos também pode, portanto, ser explicada por sua maior susceptibilidade ao abate.

Já a prevalência de adultos no conjunto de Bugios caçados no local resulta de um padrão seletivo de abate, embora não se explique apenas por razões energéticas. Entre os Guajá, quando um grupo de primatas é cercado para o abate, se há filhotes no grupo estes serão capturados e criados como filhos pelas mulheres do caçador (CORMIER, 2003). Quando adultos, estes animais são soltos na mata, embora alguns

permaneçam nos arredores do assentamento. Isto pode explicar a grande diferença no número de adultos (99) e jovens (7) presentes na amostra de animais abatidos.

Em termos de conservação, qual a influência do padrão intra-específico de abate observado na sustentabilidade da caça de Bugio do local?

Para a maioria das espécies de mamíferos o sucesso reprodutivo de machos é mais incerto do que nas fêmeas, em especial, nas espécies que apresentam sistemas poligínicos ou promíscuos de acasalamento, nos quais poucos machos têm acesso a fêmeas e produzem grande parte dos filhotes na população. Nesses casos, uma porção considerável de machos não contribui de maneira significativa ao crescimento populacional da espécie. As fêmeas, através do cuidado parental, ainda diminuem o risco de morte dos filhotes. Pelo fato de contribuir mais com a taxa reprodutiva e com a diminuição da mortalidade dos filhotes, o grau de impacto ocasionado pela remoção de fêmeas de uma população é maior do que com a retirada de machos (CAUGHLEY 1977, FOWLER 1981, HARRIS & KOCHER 1981, NELSON & PEEK 1982).

Com relação à classe etária, sabe-se que indivíduos adultos têm maior *valor reprodutivo* e, portanto, contribuem mais para o crescimento populacional do que jovens e velhos (CAUGHLEY 1977, FISHER 1958, FOWLER 1981, HARRIS & KOCHER 1981, NELSON & PEEK 1982). O *valor reprodutivo* é uma combinação entre a quantidade potencial de filhos que ainda serão gerados por uma fêmea de uma dada idade e taxa de sobrevivência nesta mesma idade específica (FISHER 1958). Para a maioria das espécies de mamíferos o valor reprodutivo é moderado no nascimento, aumenta até a idade reprodutiva e em seguida declina.

A alta taxa de mortalidade entre os jovens os define como uma classe etária de baixo *valor reprodutivo*. O aumento da taxa de mortalidade com a idade,

associado à diminuição do potencial reprodutivo do indivíduo, contribui para o baixo *valor reprodutivo* de indivíduos velhos (ALVARD 1995a). Já os indivíduos adultos, além de estarem na fase reprodutiva, apresentam a menor taxa de mortalidade, fazendo dessa classe a de maior *valor reprodutivo*. A alta proporção de adultos registrada entre os Bugios abatidos na comunidade Awá, se configura, portanto, num fator negativo à permanência da espécie no local.

5.2 Modelo de Estrutura Etária

Muitos estudos comparativos têm mostrado diferenças na estrutura etária de populações intensamente caçadas em relação àquelas com baixa ou nenhuma pressão de caça (LEEUWENBERG & ROBINSON 2000, BODMER & ROBINSON 2004). De modo geral a caça, mesmo que aleatória, tende a interferir na estrutura etária de modo a aumentar a frequência de jovens na população e, mesmo entre os adultos, as categorias mais jovens normalmente predominam nas áreas com pressão de caça intensa (BODMER *et al.* 1994, BODMER 1994, ROBINSON & REDFORD 1994, LEEUWENBERG & ROBINSON 2000).

Com base na observação desses padrões, o *modelo de estrutura etária* passou a ser utilizado em estudos sobre sustentabilidade de caça. Uma das principais limitações do método, no entanto, é o fato dessa análise ser geralmente aplicada sobre a estrutura etária da amostra de animais abatidos. O principal problema envolvido no uso de animais abatidos é o fato de haver uma provável vulnerabilidade diferencial de determinadas classes de idade, em função do uso de técnicas específicas e/ou abates seletivos (CAUGHLEY 1977). A possibilidade de alguma classe de idade ser abatida de maneira não aleatória gera um viés significativo na análise, o que limita a sua capacidade de representar a estrutura populacional da espécie em seu hábitat de maneira adequada.

Uma questão fundamental a ser resolvida antes da interpretação dos resultados oriundos do modelo de estrutura etária é se a caça em questão é seletiva ou aleatória (BODMER & ROBINSON 2004). Quando a caça é seletiva ela não representa a estrutura etária da população no ambiente. Por exemplo, se há uma preferência por indivíduos de maior biomassa (adultos), a população provavelmente apresentará uma tendência para os indivíduos mais jovens, enquanto que na amostra de animais abatidos os adultos predominarão. Apesar de haver essa ressalva, é recorrente na literatura especializada inferir o efeito da caça a partir da amostra caçada sem que haja um esforço adicional no sentido de definir se o padrão de caça é ou não aleatório.

Mesmo que não haja possibilidades de determinar se uma caça é ou não aleatória é fácil supor que quando a caça é ativa existe uma considerável probabilidade de que classes de idade com maior biomassa (adultos) sejam preferidas em detrimento de indivíduos menores (jovens) (ALVARD, 1993, 1995a). Essa consideração, por si só, impõe limitações importantes à aplicação do *modelo de estrutura etária* na ausência de informações detalhadas sobre a natureza da caça.

O *modelo de estrutura etária* gerado com base nos dados de Bugios abatidos na comunidade Awá não indicou um predomínio de jovens em detrimento dos adultos (indivíduos entre 0 e 6 anos, 36,3%; entre 6 e 12 anos, 46,3%; entre 12 e 18, 17,4%) Segundo o modelo, tal resultado seria interpretado como uma pressão de caça de nível baixo ou moderado. Entretanto, o principal requisito do método, de haver um padrão de abate aleatório, parece não ocorrer na comunidade Awá (razão macho/fêmea *observada x esperada*, $\chi^2 = 15,41$; $gl = 1$; $p < 0,0000$; razão adulto/jovem *observada x esperada*, $\chi^2 = 35,37$; $gl = 1$; $p < 0,0000$). Essa constatação

sinaliza que, em diagnósticos de sustentabilidade de caça baseados no *modelo de estrutura etária*, um esforço adicional seja feito no sentido de investigar os padrões intra-específicos de abate, e os limites que estes padrões de caça estabelecem à aplicação de tal modelo.

5.3 Modelo de Produção

O modelo de produção indicou uma caça acima dos níveis sustentáveis para as duas espécies, numa área efetiva de caça de 78,5 km². Apesar dessa evidência de não sustentabilidade da caça vigente no final dos anos 1980, informações atuais coletadas no local (observação pessoal) indicam que o Bugio ainda contribui de maneira significativa para a dieta da comunidade Awá, sobretudo na estação chuvosa.

Sob a suspeita de que uma área fonte poderia estar suprimindo a área efetiva de caça e mantendo as populações caçadas no local, outro procedimento foi adotado no sentido de incluir uma área fonte na análise. Essa abordagem acrescenta à análise uma perspectiva mais ampla ao considerar a dispersão da fauna pelo ambiente, o que geralmente ocorre entre áreas adjacentes com diferentes níveis de caça (NAVARO *et al.* 2000).

Mesmo com a incorporação de uma área fonte, que resultou numa área total de 314 km², o modelo continuou indicando uma caça não sustentável de Bugio (0,33 ind/km²/ano em relação ao nível sustentável de 0,09 ind/km²/ano). Para que o nível de caça observado fosse sustentável seria necessária a existência de uma área fonte-destino no interior da TI Caru de aproximadamente 1100km² (mais de 60% da TI Caru) com condições ambientais adequadas para o amplo deslocamento dessa espécie no seu interior. No interior da TI Caru, no entanto, existem algumas porções antropizadas FORLINE (comunicação pessoal), o que pode tornar a existência dessa

área fonte-destino de 1100km² menos provável. Com a combinação das áreas fonte-destino, o modelo indicou uma caça sustentável de Macaco-prego (0,11 ind/km²/ano em relação ao nível sustentável de 0,35 ind/km²/ano).

Aparentemente, a exploração anual aqui adotada está subestimada. FORLINE (1997), entre 1993 e 1994, registrou um abate de 62 primatas, em 42 dias de registro na estação seca, e de 38 primatas em 36 dias de coleta durante a estação chuvosa. Uma estimativa com base nesses dados indica uma *exploração anual* de cerca de 450 primatas entre 1993 e 1994. Pelas estimativas adotadas no presente estudo, considerando todos os primatas caçados na comunidade Awá, chega-se a um número de 460 indivíduos caçados em três anos, correspondendo a um abate anual de 153 indivíduos. Mesmo assim, o *modelo de produção* indicou uma caça não sustentável de Bugio, inclusive com o acréscimo da área fonte, e uma caça não sustentável de Macaco-prego na área efetiva de caça.

Dentre as comunidades Guajá, a do Posto Awá é a que se apresenta como a mais susceptível a invasões de terra por posseiros e caçadores ilegais, muito em função dos povoamentos criados ao longo da ferrovia Carajás que corre ao sul da TI Caru e que é parte do Projeto Grande Carajás (FORLINE 2002). Existe um consenso geral de que quanto maior a proximidade de comunidades indígenas com centros urbanos, maior o acesso a novas tecnologias, que torna a caça mais eficiente e provavelmente insustentável (LEEUEWENBERG & ROBINSON 2000). Essa proximidade tende também a dar origem ou a aumentar a caça comercial. No caso da comunidade Awá, existe uma grande proximidade com centros urbanos, o que de fato facilita o acesso a algumas tecnologias de caça. Por outro lado, não há evidências de caça comercial por integrantes dessa comunidade.

Um fator que pode amenizar a exploração de espécies selvagens é o padrão de deslocamento de grupos forrageadores. Mudanças de acampamentos podem ocorrer antes que o impacto negativo da caça seja irreversível. Já o aumento do sedentarismo é frequentemente associado com a perda de sustentabilidade local (BENNETT & ROBINSON 2000). Apesar da comunidade Awá estar assentada, os Guajá do local mantêm expedições de caça de longa duração (que chegam a durar alguns meses), que ao distribuírem a pressão de caça ao longo da paisagem contribuem com a sustentabilidade da caça.

As previsões geradas neste estudo pelo *modelo de produção*, a partir dos dados do final dos anos 1980, parecem estar corretas uma vez que se verifica atualmente na comunidade Awá uma necessidade crescente de percorrer distâncias maiores em relação ao assentamento (observação pessoal). É consenso entre os Guajá do local que há um processo de diminuição na disponibilidade de Bugios, entre outras espécies de mamíferos de médio e grande porte, nos arredores do assentamento.

Aparentemente, o declínio de presas nas proximidades do assentamento tem aumentado a frequência de retiros de caça de longa duração em detrimento à outra estratégia de caça na qual o retorno se dá no mesmo dia (observação pessoal). Atualmente na comunidade Awá, os retiros de longa duração parecem mimetizar uma maior mobilidade existente antes do contato e conseqüente fixação. Essa dinâmica demonstra a importância do estabelecimento de Reservas Indígenas de tamanho adequado, oferecendo condições para que as comunidades assentadas possam se ajustar às flutuações de presas antes que o impacto local na fauna seja irreversível.

Um fator geralmente associado a não sustentabilidade de caça é o aumento demográfico, o que também têm se verificado na comunidade Awá. FORLINE (1997) reportou em 1993 uma população de 94 Guajás na comunidade Awá. Atualmente, a mesma é composta por 150 pessoas. Considerando que no início dos anos 1990 o nível de abate de Bugio e Macaco-prego próximo do assentamento já havia superado a exploração máxima sustentável, é provável que o crescimento demográfico registrado desde aquela época tenha resultado numa intensificação da caça e acelerado o processo de declínio populacional de presas no local.

6. CONCLUSÃO

A utilização de uma coleção óssea para abordar a questão da sustentabilidade de caça apresenta limitações e vantagens que devem ser consideradas. Se, por um lado, perde-se um refinamento inerente à observação direta, por outro se ganha com a incorporação temporal, dada a dificuldade de se permanecer no campo durante um longo período de tempo e de se monitorar e registrar todas as atividades de caça no local.

Algumas generalizações sobre a sustentabilidade de caça na comunidade Awá podem ser feitas com base nas análises conduzidas nesta pesquisa. Em síntese, é possível verificar a presença de fatores positivos e negativos à sustentabilidade na comunidade Awá. A ausência de caça comercial, o fato das duas espécies não serem naturalmente raras, a prática de expedições de caça de longa duração, que distribui a pressão de caça numa área mais ampla, e evidências de baixa proporção de fêmeas entre os Bugios abatidos, configuram-se como fatores positivos à sustentabilidade no local.

Já os fatores que comprometem a manutenção na área das duas espécies de primatas são: o registro de um nível de caça superior à produção máxima para ambas as espécies, o acesso a armas de fogo, o crescimento da população indígena no local, a baixa taxa intrínseca de crescimento natural dos primatas, a alta susceptibilidade de Bugio à caça e indícios de alta proporção de adultos entre os indivíduos abatidos, aos quais se atribui o maior *valor reprodutivo* na população.

Considerando que o último estudo quantitativo sobre a caça no local foi realizado entre 1993 e 1994 (FORLINE 1997), um registro atual possibilitaria o acesso à dinâmica de caça numa perspectiva de longo prazo. O acesso às mudanças no padrão de caça em termos qualitativos (a exclusão ou a inclusão de novas espécies

na dieta da comunidade) e quantitativos (mudança na representatividade do conjunto das espécies caçadas) poderia gerar informações úteis ao monitoramento da caça e de suas conseqüências em termos de conservação da fauna.

Ainda se faz necessário um levantamento detalhado da pressão atual de caça no local, incluindo outros grupos de fauna além dos primatas. Informações a respeito da biomassa adquirida da pesca, da coleta de quelônios e da captura de aves poderiam auxiliar na interpretação das eventuais mudanças no padrão de subsistência ocorridas a partir dos anos 1993 e 1994.

Um estudo no local ainda possibilitaria a aplicação de outros modelos de sustentabilidade como os de *comparações de abundância* e de *tentativa*. Além disso, as análises realizadas através dos modelos de *produção* e *estrutura etária*, bem como investigações a respeito da seletividade no abate poderiam ser refeitas a partir de dados atualizados e coletados *in situ*.

7. REFERÊNCIAS

- Allen, C.M., and Edwards, S.R. (1995). The sustainable-use debate: observations from the IUCN. *Oryx* 29: 92-8.
- Alvard, M., and Kaplan, H. (1991). Procurement technology and prey mortality among indigenous neotropical hunters, p.79-104. In: M.C. Stiner, M.C. (ed.), *Human Predators and Prey Mortality*, Boulder, Westview Press, pp. 79-104.
- Alvard, M.S. (1993). Testing the “Ecologically Noble Savage” Hypothesis: Interspecific Prey Choice by Piro Hunters of Amazonian Peru. *Human Ecology* 21(4): 355-387.
- Alvard, M.S. (1995a). Intraspecific Prey Choice by Amazonian Hunters. *Current Anthropology* 36 (5): 789-818.
- Alvard, M.S. (1995b). Shotguns and sustainable hunting in the Neotropics. *Oryx* 29(1): 58-66.
- Alvard, M. (1998). Indigenous hunting in the Neotropics: Conservation or optimal foraging? In: Caro, T.M. (ed.) *Behavioral Ecology and Conservation Biology*, Oxford Oxford, pp. 474-500.
- Balée, W.L. (1994). *Footprints of the forest: Ka’apor ethnobotany - The historical ecology of plant utilization by an Amazonian people*, New York, Columbia University Press.
- Banse, K., and Mosher, S. (1980). Adult body mass and annual production/biomass relationships of field populations. *Ecological Monographs* 50: 355-79.
- Bennett, E., and Robinson, J. (2000). Hunting for sustainability: the start of a synthesis. In: Robinson, J., and Bennett, E. (eds.), *Hunting for sustainability in Tropical Forest*, New York, Columbia University Press, pp. 499-521.

- Bodmer, R.E., Fang, T.G., and Moya, L. (1988). Primates and ungulates: A comparison of susceptibility to hunting. *Primate Conservation* 9: 79-83.
- Bodmer, R.E. (1994). Managing wildlife with local communities in the Peruvian amazon: The case of the Reserva Comunal Tamshiacu –Tahuayo. In Western, D., Wright, R.M., and Strun, S. (eds.), *Natural Conections*, Washington, Island Press, pp.113-134.
- Bodmer, R.E., Fang, T.G., Moya, L., and Gill, R. (1994). Managing Wildlife to conserve Amazonian forest: population biology and economic considerations of game hunting. *Biological Conservation* 69: 29-35.
- Bodmer, R.E., Eisenberg, J.F., and Redford, K.H. (1997). Hunting and the likelihood of extinction of Amazonian mammals. *Conservation Biology* 11: 460-466.
- Bodmer, R.E., and Puertas, P. (2000). Community based co-management of wildlife in the Peruvian Amazon. In: Robinson, J., and Bennett, E. (eds.). *Hunting for sustainability in Tropical Forest*, Columbia University Press, New York, pp. 395-409.
- Bodmer, R.E., and Robinson, J.G. (2004). Análise da sustentabilidade de caça em florestas tropicais no Peru – Estudo de caso. In: Cullen Jr, L., Pudran, R., and Valladares-Pádua, C. (ed.), *Métodos de Estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre*, Curitiba, Universidade Federal do Paraná, pp.593-629.
- Caughley, G. (1977). *Analysis of vertebrate populations*. New York, John Wiley & Sons.
- Cormier, L. (2003). *Kinship with Monkeys: The Guajá Foragers of Eastern Amazonia*. New York, Columbia University Press.

- Cormier, L. (2006). A Preliminary Review of Neotropical Primates in the Subsistence and Symbolism of Indigenous Lowland South American Peoples. *Ecological and Environmental Anthropology* 2: 14-32.
- Cullen, Jr., and Rudran, R. (2004). Transectos lineares na estimative de densidade de mamíferos e aves de médio e grande porte. In: Cullen Jr, L., Pudran, R., and Valladares-Pádua, C. (eds.). *Métodos de Estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre*. Curitiba, Universidade Federal do Paraná, pp.169-180.
- Davis, S.J.M. (1987). *The archaeology of animals*, Yale University Press, New Haven.
- Dirzo, R., and Miranda, A. (1990). Contemporary neotropical defaunation and the forest structure, function, and diversity – a sequel to John Terborgh. *Conservation Biology* 4: 444-447.
- Eisenberg, J.F., O'Connel, M.A., August, P.V. (1979). Density, productivity, and distribution of mammals in two Venezuelan habitats. In: J.F. Eisenberg, J.F. (ed.), *Vertebrate ecology in Northern Neotropics*. Smithsonian Institution Press, Washington, p. 187-207.
- Emmons, L.H. (1984). Geographic variation of densities and diversity of non-flying mammals in Amazon. *Biotropica* 163: 210-22.
- Fitzgerald, L.A., Chani, J.M., Donadío, O.E. (1991) Tupinambis lizards in Argentina: Implementing management of a traditionally exploited resource. In: Robinson, J., and Redford, K. (eds.), *Neotropical Wildlife Use and Conservation*, University of Chicago Press, Chicago, pp.303-16.

- Forline, L.C. (1997). The persistence and cultural transformation of the Guajá indians: foragers of Maranhão state, Brazil. *Doctoral Dissertation*, Gainesville, University of Florida.
- Forline, L. (2002). Guajá. *Instituto Socioambiental*, Enciclopédia dos Povos Indígenas, <http://www.isa.org.br/pib/epi/guaja/guaja.shtm>, acessado em 18/01/2007.
- Freese, C.H. (1997). *Harvesting Wild Species: Implications for Biodiversity Conservation*, Jhon Hopkins University Press, Balrimore.
- Glans, W. (1991). Mammalian densities at protected vs. hunted sites in Central Panama. In: Robinson, J., and Redford, K. (eds.), *Neotropical Wildlife Use and Conservation*, University of Chicago Press, Chicago, pp.163-73.
- Grayson, D.K. (1984). *Quantitative Zooarchaeology*, New York, Academic Press.
- Gregorin, R. (2006). Taxonomia e variação geográfica das espécies do gênero *Alouatta* Lacépède (Primates, Atelidae) no Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 23(1): 641-44.
- Isa. (2004). Mapa Oficial do Instituto Socioambiental. Organização da Sociedade Civil de Interesse Público (Oscip).
- Hames, R.B. (1979). A comparison of the efficiencies of the shotgun and bow in neotropical forest hunting. *Human Ecology* 7(3): 219-252.
- Hames, R., and Vickers, W. (1982). Optimal diet breadth theory as a model to explain variability in Amazonian hunting. *American Ethnologist* 9: 358-378.
- Harris, L., and Kochel, I. (1981). A decision-making framework for population management. In: Fowler, C., and Smith, T. (eds.), *Dynamics of large mammal population*, pp.221-239.

- Hawkes, Kristen & J. F. O'Connell (1985). Optimal Foraging Models and the Case of the !Kung. *American Anthropologist* 87:401-405.
- Hill, K., and Hawkes, K. (1983). Neotropical Hunting among the Aché of Eastern Paraguay. In: R.B. Hames, R.B, and Vickers, W.T. (eds.), *Adaptive Responses of Native Amazonians*, New York, Academic Press, pp.139-188.
- Hill, K., and Padwe, J. (2000). Sustainability of Aché Hunting in the Mbaracayu Reserve, Paraguay. In: Robinson, J., and Bennett, E.L (eds.), *Hunting for sustainability in Tropical Forests*, New York, Columbia University Press, pp.79-105.
- Hillson, S. (1986). *Teeth*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hurtado-Gonzales, J.L., and Bodmer, R.E. (2004). Assessing the sustainability of brocket deer hunting in the Tamshiyacu-Tahuayo Comunal Reserve, northeastern Peru. *Biological Conservation* 116: 1-7.
- Hill, Kim, H. Kaplan, K. Hawkes & and A.M. Hurtado (1987). Foraging Decisions Among Aché Hunter-Gatherers: New Data and Implications for Optimal Foraging Models. *Ethology and Sociobiology* 8:1-36.
- Jones, A.L., Degusta, D., Turner, S.P., Campbell, C.J., and Milton, K. (2000). Craniometric variation in a population of manthled howler monkeys (*Alouatta palliata*): evidence of size selection in females and growth in dentally mature males. *American Journal of Physical Anthropology* 113: 411-434.
- Kipnis, R. (2002). Foraging societies of Eastern Central Brazil: An evolutionary ecological study of subsistence strategies during the terminal Pleistocene and Early/Middle Holocene. *PhD Dissertation*, The University of Michigan, Ann Arbor.

- Klein, R.G., and Cruz-Urbe, K. (1984). *The analysis of animal bones from archaeological sites*, Chicago, University of Chicago Press.
- Leeuwenberg, F., and Robinson, J. (2000). Traditional management of hunting in a Xavante community in central Brazil: The search for sustainability. In: Robinson, J., and Bennett, E. (eds.), *Hunting for sustainability in Tropical Forest*, New York, Columbia University, pp.375-394.
- Lyman, R. L. (1994). *Vertebrate Taphonomy*. Cambridge, Cambridge University Press.
- Mena, P., Stallings, J.R., Regalado, J., and Cueva, R. (2000). The Sustainability of Current Hunting Practices by Huaorani. In: Robinson, J., and Bennett, E. (eds.), *Hunting for sustainability in Tropical Forest*, New York, Columbia University, pp.57-78.
- Mittermeier, R.A., Coimbra-Filho, A.F. (1981). *Ecology and Behaviour of Neotropical Primates*, Academia Brasileira de Ciências.
- Mittermeier, R.A. (1991). Hunting and its effects on wild primate populations in Suriname. In: Robinson, J., and Redford, K. (eds.), *Neotropical Wildlife Use and Conservation*, University of Chicago Press, Chicago, pp.93-107.
- Navaro, A., Redford, K, and Bodmer, R. (2000). Effect of hunting in source-sink systems in the Neotropics. *Conservation Biology* 14: 713-721.
- Nelson, L., and Peek, J. (1982). Effect of survival and fecundity on rate of increase of elk. *Journal of Wildlife Management* 46: 535-540.
- Neville, Melvin, K., Glander, K.E., Francisco, B., and Rylands, A.B. (1988). The howling monkeys, Genus *Alouatta*. Mittermeier, R.A., Rylands, A.B., Coimbra-Filho, A.F., and Fonseca, G.A.B. (eds.), *Ecology and behaviour of neotropical primates*. Washington, World Wildlife Fund, pp.349-453.

- Nowak, R.M., and Paradiso, J.L. (1983). *Walker's mammals of the world*, London, John Hopkins University Press.
- O'Connor T. (2000). *The archaeology of animal bone*, Sutton Publishing, Great Britain.
- Ojasti, J. (1991). Human exploitation of Capybara. In: Robinson, J., and Redford, K. (eds.), *Neotropical Wildlife Use and Conservation*, University of Chicago Press, Chicago, pp.236-52.
- Pardini, R., Ditt, E.H., Cullen Jr., L., Bassi, C., and Rudran, R. (2004). Levantamento rápido de mamíferos terrestres de médio e grande porte, p.181-2002. In: Cullen Jr., L., Rudran, R., Valladares-Pádua, C. (eds). *Métodos de Estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre*. Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, Curitiba, pp.181-202.
- Peres, C. (2000). Evaluating the impact and sustainability of subsistence hunting at multiple Amazonian forest sites, p.31-56. In: Robinson, J., and Bennett, E. (eds.), *Hunting for sustainability in Tropical Forest*, New York, Columbia University, pp.31-56
- Peres, C., and Hilton, S.N (2006). Impact of game hunting by the Kayapó of south-eastern of Amazonia: implications for wildlife conservation in tropical forest indigenous reserves. *Biodiversity and Conservation* 5: 2627-2653.
- Prous, A. (1997). O Povoamento da América Visto do Brasil: Uma Perspectiva Arqueológica. *Dossiê Surgimento do Homem na América, Revista USP* 34: 10-21.
- Queiroz, H.L., and Kipnis, K. (1990). Os índios Guajá e os primatas da Amazônia maranhense: um caso de sustentabilidade de caça. *A Primatologia no Brasil*. Belém, Universidade Federal do Pará 5: 81-94.

- Redford K.H, and Robinson, J.G. (1987). The game of choice: Patterns of Indian and colonist hunting in the Neotropics. *American Anthropology* 89: 650-67.
- Redford, K. (1991). The Ecologically Noble Savage. *Orion* 9: 24-29.
- Redford, K. 1992. The Empty Forest. *BioScience* 42(6): 412-422.
- Robinson, J.G., and Redford, K.H. (1986). Intrinsic rate of natural increase in neotropical forest mammals: Relationship to phylogeny and diet. *Oecologia* 68: 516-20.
- Robinson, J.G., and Redford, K.H. (1991). *Neotropical Wildlife Use and Conservation*, Chicago, University of Chicago Press.
- Robinson, J.G., and Redford, K.H. (1994). Measuring the sustainability of hunting in tropical forests. *Oryx* 28: 249-56.
- Robinson J., and Bennett, E. (2000). *Hunting for sustainability in Tropical Forest*, New York, Columbia University Press.
- Schultz, H.A. (1960). Age Changes and Variability in the Skulls and Teeth of the Central American Monkeys *Alouatta*, *Cebus*, and *Ateles*. *Proceedings of Zoological Society of London* 133:377-390.
- Sokal, R., and Rohlf, F.J. (1969) *Biometry: The principles of practice of statistics in biological research*. W.H. Freeman and Company, San Francisco.
- Stearman, A.M. (2000). A Pound of Flesh: Social Change and Modernization as Factors in Hunting Sustainability Among Neotropical Indigenous Societies. In: Robinson, J., and Bennett, E. (eds.), *Hunting for sustainability in Tropical Forest*, New York, Columbia University Press, pp.233-250.
- Stephens, D., and Krebs, J. (1986). *Foraging Theory*, Princeton: Princeton University Press.

- Stoner, E.K., Vulinek, K., Wright, S.J., and Peres, C.A. (2007). Hunting and Plant Community Dynamic in Tropical Forests: A Synthesis and Future Directions. *Biotropica* 39(3):385-392.
- Swanson, T.M., and Barbier, E.B. (1992). *Economics for the Wilds: Wildlife, Diversity and Development*, Island Press, Washington, D.C.
- Thorington Jr., R., Rudran, W.R., and Mack, D. (1979). Sexual Dimorphism of *Alouatta seniculus* and Observations on Capture Techniques. In: Eisenberg, J.F. (ed.), *Vertebrate Ecology in the Northern Neotropics* *Vertebrate Ecology in the Northern Neotropics*, Washington, Smithsonian Institution Press, pp.97-106.
- Townsend, W. (2000). The sustainability of subsistence hunting by the Sirinó Indians of Bolívia, p.267-81. In: Robinson, J., and Bennett, E (eds.), *Hunting for sustainability in Tropical Forest*, New York, Columbia University Press, pp.267-281.
- Vickers, W.T. (1988). Game Depletion Hypothesis of Amazonian Adaptation: Data from a Native Community. *Science* 139: 1521-1522.
- Vickers, W. (1991). Hunting yields and game composition over ten years in a Amazon Indian Territory. In: Robinson, J., and Redford, K. (eds.), *Neotropical Wildlife Use and Conservation*, University of Chicago Press, Chicago, pp.53-81.
- Vickers, W. (1994). From opportunism to nascent conservation: The case of the Siona-Secoya. *Human Nature* 5: 307-37.
- Yost, J.A., and Kelley, P. (1983). Shotguns, blowguns and Spears: The analysis of technological efficiency. In: Hames, R.B., and Vickers, W.T. (eds.), *Adaptive Responses of native Amazonians*, New York, Academic Press, pp.198-224.

8. APÊNDICES

Apêndice I - Dados da literatura referentes às espécies dos quatro gêneros que ocorrem na coleção Guajá.

Fonte	Espécie	P(kg)	D	M	F	J	M/F	A/J
Peres 1994	<i>A. belzebul</i>	6,5						
Robinson&Redford 1986	<i>A. caraya</i>	6,5	42,2					
Mittermeier 1981	<i>A. caraya</i>			3,2	2,8	2	1,13	3,0
Mittermeier 1981	<i>A. caraya</i>			2,1	2,8	1	0,76	4,9
Mittermeier 1981	<i>A. caraya</i>			1,9	3,7	3,2	0,52	1,8
Eisenberg&Redford 1999	<i>A. palliata</i> F	6,6						
Eisenberg&Redford 1999	<i>A. palliata</i> M	7,8						
Robinson&Redford 1986	<i>A. pigra</i>	6,5	12					
Mittermeier 1981	<i>A. pigra</i>			1,1	1,1	2	0,93	1,1
Mittermeier 1981	<i>A. pigra</i>			1,6	2,1	2,4	0,79	1,5
Mittermeier 1981	<i>A. fusca</i>			1,8	2,4	1,6	0,55	2,6
Mittermeier 1981	<i>A. fusca</i>			1,2	2,3	3	0,5	1,2
Mittermeier 1981	<i>A. fusca</i>		117					
Robinson&Redford 1986	<i>A. palliata</i>	6,7	47,6					
Mittermeier 1981	<i>A. palliata</i>			2,7	7,4	7,1	0,34	1,4
Mittermeier 1981	<i>A. palliata</i>			2,9	6,9	7,6	0,43	1,3
Mittermeier 1981	<i>A. palliata</i>			3,3	7	7,9	0,47	1,3
Mittermeier 1981	<i>A. palliata</i>			1,2	4,7	2,3	0,27	2,6
Mittermeier 1981	<i>A. palliata</i>			3,3	9,1	6,1	0,36	2,0
Mittermeier 1981	<i>A. palliata</i>			3,3	6	5,4	0,56	1,7
Mittermeier 1981	<i>A. palliata</i>			2,9	7	3,9	0,42	2,5
Mittermeier 1981	<i>A. palliata</i>			3,2	5,8	7,1	0,54	1,3
Mittermeier 1981	<i>A. palliata</i>			3,8	7,7	6,7	0,49	1,7
Mittermeier 1981	<i>A. palliata</i>			3,9	8	7,1	0,49	1,7
Mittermeier 1981	<i>A. palliata</i>			1,4	3,2	2,6	0,45	1,8
Mittermeier 1981	<i>A. palliata</i>			2,4	5,5	3,6	0,44	2,2
Mittermeier 1981	<i>A. palliata</i>			2,3	5,5	3,8	0,42	2,1
Mittermeier 1981	<i>A. palliata</i>			3	4,1	2	0,73	3,6
Mittermeier 1981	<i>A. palliata</i>		31					
Mittermeier 1981	<i>A. palliata</i>		15					
Mittermeier 1981	<i>A. palliata</i>		60-82					
Mittermeier 1981	<i>A. palliata</i>		52-66					
Mittermeier 1981	<i>A. palliata</i>		1050					
Mittermeier 1981	<i>A. palliata</i>		131					
Mittermeier 1981	<i>A. palliata</i>		23					
Eisenberg&Redford 1999	<i>A. seniculus</i> F	4,5						
Eisenberg&Redford 1999	<i>A. seniculus</i> M	6,5						
Peres 1990	<i>A. seniculus</i>	6	5,1					
Robinson&Bennett 2000	<i>A. seniculus</i>	6	30					
Robinson&Redford 1986	<i>A. seniculus</i>	6,2	29,3					
Peres 1993	<i>A. seniculus</i>	6,5	5,7					
Peres 1994	<i>A. seniculus</i>	6,5						
Peres 1997	<i>A. seniculus</i>	6,5						
Bodmer et al 1997	<i>A. seniculus</i>	8						
Mittermeier 1981	<i>A. seniculus</i>			3,5	2,9	2,8	1,21	2,3
Mittermeier 1981	<i>A. seniculus</i>			2,5	2,8	3,2	0,87	1,7
Mittermeier 1981	<i>A. seniculus</i>			2,8	3,4	3,4	0,82	1,8
Mittermeier 1981	<i>A. seniculus</i>			2,3	2,8	3,6	0,82	1,4

Fonte	Espécie	P(kg)	D	M	F	J	M/F	A/J
Mittermeier 1981	<i>A.seniculus</i>			1,7	2,5	4	0,68	1,1
Mittermeier 1981	<i>A.seniculus</i>			1,8	3	2,8	0,6	1,7
Mittermeier 1981	<i>A.seniculus</i>			1,6	2,6	2,1	0,64	2,0
Mittermeier 1981	<i>A.seniculus</i>			1,9	2,4	2,2	0,79	2,0
Mittermeier 1981	<i>A.seniculus</i>		114					
Mittermeier 1981	<i>A.seniculus</i>		60-110					
Mittermeier 1981	<i>A.seniculus</i>		177					
Mittermeier 1981	<i>A.seniculus</i>		176					
Mittermeier 1981	<i>A.seniculus</i>		231					
Mittermeier 1981	<i>A.seniculus</i>		190					
Mittermeier 1981	<i>A.seniculus</i>		27					
Mittermeier 1981	<i>A.seniculus</i>		38					
Peres 1990	<i>A.seniculus</i>		5,7					
Peres 1990	<i>A.seniculus</i>		30					
Peres 1990	<i>A.seniculus</i>		3,3					
Peres 1997 (T.F.)	<i>A.seniculus</i>		9,2					
Peres 1997 (T.F.)	<i>A.seniculus</i>		2,6					
Peres 1997 (T.F.)	<i>A.seniculus</i>		4,6					
Peres 1997 (T.F.)	<i>A.seniculus</i>		1					
Peres 1997 (T.F.)	<i>A.seniculus</i>		5,3					
Peres 1997 (T.F.)	<i>A.seniculus</i>		5,5					
Peres 1997 (T.F.)	<i>A.seniculus</i>		4,7					
Peres 1997 (T.F.)	<i>A.seniculus</i>		1					
Peres 1997 (T.F.)	<i>A.seniculus</i>		8,4					
Peres 1997 (V)	<i>A.seniculus</i>		24,7					
Peres 1997 (V)	<i>A.seniculus</i>		35,7					
Peres 1997 (V)	<i>A.seniculus</i>		89,7					
Peres 1997 (V)	<i>A.seniculus</i>		15,6					
Peres 1997 (V)	<i>A.seniculus</i>		35,7					
Peres 2000	<i>A.seniculus</i>		4,3					
Eisenberg&Redford 1999	<i>A.caraya</i> F	4,8						
Eisenberg&Redford 1999	<i>A.caraya</i> M	6,9						
Eisenberg&Redford 1999	<i>Alouatta</i> F	4,5-6,6						
Eisenberg&Redford 1999	<i>Alouatta</i> M	6,5-7,8						
Emmons 1984	<i>Alouatta</i>	7						

Nota – *P* é o peso em quilogramas; *D* é densidade em ind/km²; *M* é o número de machos no bando; *F* é o número de fêmeas; *J* é o número de infantes mais juvenis no bando; *M/F* é a razão entre machos e fêmeas; *A/J* é a razão entre adultos e jovens; *T.F.* refere-se aos dados obtidos em ambiente de terra-firme na Amazônia; *V* refere-se à várzea amazônica.

Apêndice II – Estatísticas descritivas de medidas craniométricas para machos e fêmeas de *A. belzebul*.

	Macho						Fêmea					
	Média	Desvio Padrão	Erro Padrão	Total	Mínimo	Máximo	Média	Desvio Padrão	Erro Padrão	Total	Mínimo	Máximo
Interorbital	13,76	1,65	0,27	37	10,48	17,14	11,10	1,00	0,20	25	9,00	13,01
N.-Prosthion	50,38	3,15	0,56	31	43,42	55,58	38,95	1,82	0,43	18	35,42	42,70
Biorbital	58,76	3,46	0,79	19	50,47	64,72	53,07	2,00	0,63	10	50,18	56,21
L. Órbita	23,65	1,19	0,19	39	21,48	25,98	21,88	1,12	0,19	32	19,53	24,82
A. Órbita	23,82	1,15	0,18	38	21,82	26,88	21,55	0,95	0,16	32	19,85	23,69
Canino	8,26	0,62	0,08	57	6,87	9,53	5,42	0,33	0,05	42	4,90	6,15

Apêndice III – Definição das Medidas Craniométricas e Dentárias.

Largura Interorbitária - Menor largura entre as paredes mediais da órbita no rebordo orbital.¹

Altura Nasion-prosthion - Distancia entre estes dois pontos¹.

Largura do canino superior - Maior diâmetro sagital do colo do canino superior.¹

Largura da órbita - Distância entre os pontos Maxillo-Frontale e Ektokonchion.²

Altura da órbita - Maior altura, tomada na perpendicular à largura da órbita.²

Largura biorbital - Distancia Bi-Ektokonchion².

1 – Schultz (1960); 2 - Pereira & Alvin (1979); 3 – Medida adaptada para esse estudo.

9. PRANCHAS

ASSENTAMENTO E ACAMPAMENTO GUAJÁ

Foto 1.

Mostra o aspecto geral da comunidade Awá. Verifica-se que atualmente as casas são de pau-a-pique, uma maneira de construir moradias adquirida sob a influência da cultura ocidental. Verifica-se também um poste de luz elétrica, instalado em 2007, pelo programa “luz para todos” do governo federal.

Foto 2.

Mostra um acampamento construído durante um retiro de caça de longa duração. Esses retiros são compostos por algumas famílias, e podem durar de algumas semanas até meses. Durante os retiros os índios subsistem da caça, coleta e de farinha e arroz que são trazidos do assentamento central. O acampamento é semelhante ao ambiente residencial dos Guajá antes do contato.

AGRICULTURA DE COIVARA ENTRE OS ÍNDIOS GUAJÁ

Foto 1.

Índio Guajá derrubando uma árvore durante a abertura de uma nova roça, que se dá durante a estação seca. Após a derrubada, todo o material é queimado antes do plantio (agricultura de coivara ou de corte e queima).

Foto 2.
Uma roça Guajá localizada nas proximidades do assentamento principal da comunidade Awá.

CAPTURA E PROCESSAMENTO DA CAÇA ENTRE OS GUAJÁ

Foto 1.

Captura de um cervídeo. Nesta ocasião, dois veados foram abatidos por um indivíduo durante à noite e deixados no interior da mata. No dia seguinte, outro Guajá ficou responsável por buscar a caça e prepará-la.

Foto 2.

Retirada da pelagem do animal, “sapecando” o mesmo na fogueira.

Foto 3.

Limpeza do animal, retiradando suas vísceras, que depois serão cozidas e servirão de alimento.

Foto 4.

Processo de assamento (ou “muquiamento”) do animal numa grelha feita com caules de embaúba.

CONSUMO DE PRIMATAS EM RETIROS DE CAÇA

As fotos mostram as partes de um Macaco-prego (*Cebus apella*) assados (ou muquiados, termo comumente utilizado naquela região quando o animal é assado sem a retirada do couro).

O muquiamento do animal também é uma forma de conservar a carne em bom estado durante alguns dias. Nos retiros de caça, ocasião na qual as fotos foram tiradas, o consumo de primatas é mais comum do que no assentamento central.

ANIMAIS DE ESTIMAÇÃO NO CONTEXTO GUAJÁ

Entre os Guajá é comum a criação de espécies selvagens como animais de estimação. Geralmente, quando uma caça carrega um filhote no momento do abate, o mesmo é entregue à esposa do caçador, que o criará como um filho.