



# **UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAPÁ**

Paula Caroline Figueiredo da Conceição

**Sustentabilidade em Unidades de Conservação: Avaliação do uso da fauna de vertebrados de médio e grande porte (com ênfase em quelônios) na Floresta Nacional do Amapá, Brasil.**

Macapá-AP

2013

Paula Caroline Figueiredo da Conceição

**Sustentabilidade em Unidades de Conservação: Avaliação do uso da fauna de vertebrados de médio e grande porte (com ênfase em quelônios) na Floresta Nacional do Amapá, Brasil.**

Trabalho de Conclusão de Curso (TCC) elaborado e apresentado como requisito parcial para obtenção do título de bacharel em Ciências Ambientais da Universidade Federal do Amapá (UNIFAP).

Orientador: Dra. Fernanda Michalski

Co-orientador: MSc. Érico Emed Kauano

Macapá – AP

2013

Paula Caroline Figueiredo da Conceição

**Sustentabilidade em Unidades de Conservação: Avaliação do uso da fauna de vertebrados de médio e grande porte (com ênfase em quelônios) na Floresta Nacional do Amapá, Brasil.**

Trabalho de Conclusão de Curso (TCC) elaborado e apresentado como requisito parcial para obtenção do título de bacharel em Ciências Ambientais da Universidade Federal do Amapá (UNIFAP).

Orientador: Dra. Fernanda Michalski

Co-orientador: MSc. Érico Emed Kauano

Aprovado em: \_\_\_/\_\_\_/\_\_\_\_\_

**BANCA EXAMINADORA**

---

Prof. Dra. Fernanda Michalski  
Universidade Federal do Amapá - UNIFAP

---

Prof. Dra. Roberta Barboza  
Universidade Federal do Amapá - UNIFAP

---

Prof. MSc. Teresa Cristina Castro Dias  
Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos recursos naturais renováveis - IBAMA

Macapá – AP  
2013

## DEDICATÓRIA

Dedico esse trabalho de conclusão de curso primeiramente a Deus que proporcionou vida para realizá-la, depois aos meus pais que sempre me deram todo o apoio do mundo para continuar a estudar e a Wilton (amigo e namorado) que foi uma pessoa que sempre esteve ao meu lado me tranquilizando nos momentos complicados do trabalho e por fim a todos os meus amigos e familiares que me apoiaram.

## **AGRADECIMENTOS**

Gostaria de agradecer a minha orientadora Fernanda Michalski por me ajudar a concretizar esse trabalho, ao meu co-orientador Érico EmedKauano juntamente com o ICMBio o apoio que deram ao trabalho.

A minha amiga Simone Ferreira por toda sua insistência que me incentivou a correr atrás da bolsa na qual proporcionou a chegar nesse TCC.

A minha parceira de campo e amiga de anos Joyce Araújo que em momentos ruins e bons de campo estava junto no trabalho e rindo muito.

A todos os assistentes de campo e trabalhadores da base da Floresta Nacional do Amapá, que trabalharam e me ajudaram a carregar pesos.

As instituições Conservação Internacional do Brasil, The Rufford Small Grants Foundation, Instituto Walmart, ICMBio e UNIFAP que ajudaram financeiramente o projeto.

A todos meus professores que me deram conhecimento para chegar a realizar o trabalho.

A Juliana por ajudar no trabalho de campo e a estruturar esse trabalho.

Ao CNPq que concedeu bolsa de iniciação científica (PIBIC) por 24 meses.

A todos os companheiros do LECOV em especial Lia, Cintia e Bebel.

## SUMÁRIO

LISTA DE ILUSTRAÇÕES .....	vii
LISTA DE TABELAS .....	ix
LISTA DE ANEXOS .....	x
RESUMO.....	xi
ABSTRACT .....	xii
INTRODUÇÃO .....	12
REFERENCIAL TEÓRICO .....	13
1. Áreas protegidas .....	13
2. Uso de recursos em Unidades de Conservação .....	17
3. Biologia, uso e conservação de Podocnemis unifilis.....	18
OBJETIVOS .....	25
Objetivo Geral .....	25
Objetivos Específicos.....	25
MATERIAL E MÉTODOS .....	26
Área de Estudo .....	26
Entrevistas com moradores .....	27
Monitoramento das praias.....	28
Caracterização das praias .....	29
Análise de Dados.....	31
RESULTADOS E DISCUSSÕES .....	32
CONCLUSÕES .....	43

REFERÊNCIAS.....	44
ANEXOS .....	49

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Distribuição geográfica de <i>Podocnemis unifilis</i> (área cinza) nas bacias do Rio Amazonas.....	19
Figura 2 - Percentagem de espécies de quelônios mais consumidos pelos moradores do entorno do Parque Nacional do Araguaia – TO.....	21
Figura 3 - Concentração da desova de tartarugas da Amazônia e o resultado do censo de nidificação desta espécie.....	23
Figura 4 - Localização da área de estudo e imagem Landsat TM (25/10/2009) mostrando os limites da Floresta Nacional do Amapá e as localizações das entrevistas (pontos vermelhos). Áreas verde e rosa representam vegetação nativa e áreas alteradas, respectivamente. ....	27
Figura 5 – Foto da caracterização do percentual (A) 0-25%, (B) 25-50%, (C) 50-75%, e (D) 75-100% de cobertura de vegetação das praias monitoradas de Setembro a Novembro de 2012, no Rio Falsino. ....	30
Figura 6 - Foto obtida em campo durante a delimitação das praias no Rio Falsino. .	31
Figura 7 - Espécies de vertebrados de médio e grande porte reportadas pelos entrevistados como as que eles “mais gostam”, na FLONA do Amapá e entorno no período de 2011-2012. ....	32
Figura 8 - Espécies de vertebrados de médio e grande porte reportadas pelos entrevistados como as que eles “menos gostam”, na FLONA do Amapá e entorno no período de 2011-2012. ....	33
Figura 9 - Localização da área de estudo e imagem Landsat TM (25/10/2009) mostrando localizações dos entrevistados que consumiram de 0 a 2 covas no verão passado (pontos azuis). Áreas verde e rosa representam vegetação nativa e áreas antropizadas, respectivamente.....	35
Figura 10 - Localização da área de estudo e imagem Landsat TM (25/10/2009) mostrando localizações dos entrevistados que consumiram mais de 3 covas no	

verão passado (pontos vermelhos). Áreas verde e rosa representam vegetação nativa e áreas antropizadas respectivamente. ....36

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Lista das Unidades de Conservação e Áreas Protegidas do Amapá com a respectiva jurisdição, categoria da UC (P.I. – Proteção Integral; U.S. – Uso Sustentável; T.I. – Terra Indígena e área total (ha).....	16
Tabela 2 - Número de entrevistados, renda mensal e entrevistados que consumiram tracajás ( <i>P. unifilis</i> ) adultos ou ovos no ano anterior as entrevistas na FLONA do Amapá e entorno de Março de 2011 a Junho de 2012. ....	33
Tabela 3 - Espécies de quelônios mais visualizadas pelo moradores da FLONA do AP e entorno com base em entrevistas realizadas em 2011-2012. ....	37
Tabela 4 - Período em que indivíduos de tracajá são mais visualizados na área de estudo segundo as entrevistas com os moradores da FLONA do AP e entorno.....	37
Tabela 5 - Praias monitoradas com suas respectivas áreas, percentual de cobertura vegetal, classificações de tipos de solos, e quantidades de covas de tracajás identificadas na Floresta Nacional do Amapá. ....	38
Tabela 6 – Resumo da quantidade de praias monitoradas com suas respectivas classificações de tipos de solos e quantidades de covas de tracajás identificadas na FLONA do AP.....	41

## LISTA DE ANEXOS

Anexo 1. Cópia de artigo científico publicado no periódico internacional IUCN Otter Specialist Group Bulletin (CAPES QUALIS B4 na área de Biodiversidade).....	49
Anexo 2. Cópia de artigo científico publicado no periódico nacional Edentata (CAPES QUALIS B4 na área de Biodiversidade).....	62

## RESUMO

A fauna de vertebrados de médio e grande porte na Amazônia, incluindo os representantes de quelônios, como a *Podocnemis unifilis* (tracajá), são espécies que possuem um histórico de exploração por populações locais. No entanto, a super-exploração de fonte protéica como carne e ovos são uma das maiores ameaças para a viabilidade e conservação de populações de vertebrados na Amazônia. O presente trabalho avaliou o uso de vertebrados de médio e grande porte para consumo de subsistência, com ênfase em quelônios (*P. unifilis*) e analisou se houve influência da renda mensal dos entrevistados no consumo de ovos de tracajás. Foram realizadas 51 entrevistas semi-estruturadas, de Março de 2011 a Junho de 2012, em casas ribeirinhas ao longo dos Rios Falsino e Araguari, localizados dentro e no entorno da Floresta Nacional do Amapá (0°55'N, 51°35'W). Simultaneamente, de Setembro a Novembro de 2012, foram monitoradas 41 praias no Rio Falsino, aonde foram quantificados o número de covas de tracajás. As praias foram caracterizadas quanto ao tipo de substrato, percentual de cobertura vegetal e área. As localizações das entrevistas e das praias foram georreferenciadas com o uso de um GPS. Os resultados indicam que a renda mensal dos entrevistados influencia pouco no consumo de ovos de tracajás na área de estudo. Dos total de entrevistados, 44 (86%) confirmaram que se alimentam de ovos de tracajá. Dos entrevistados com renda menor que R\$ 500,00, 88% (n=22) se alimentam de ovos de tracajá (média 34 ovos/ano), enquanto que nos entrevistados com renda maior que R\$ 501,00 ocorre o consumo de ovos em 85% (n=22) (média 40 ovos/ano). Das 41 praias monitoradas foram encontradas 382 covas de tracajás, sendo praias com o solo tipo areia fina e maior percentual de cobertura vegetal tenderam a ter maior número de covas de tracajás. Dessa forma, os resultados obtidos sugerem que a renda familiar tem pouca influência no consumo de ovos na área de estudo e que outros fatores como a tradição cultural pode estar influenciando o consumo de ovos de tracajás. A conservação e manutenção de populações de quelônios na área de estudo e entorno dependem de trabalhos que envolvam educação ambiental e uso sustentável dos recursos naturais.

**Palavras-chave:** Conflito homem-animal; Exploração de recursos naturais; Unidade de Conservação.

## ABSTRACT

Medium and large bodied Amazonian vertebrates, including chelonians such as *Podocnemis unifilis* (Yellow spotted river turtle) are species that have a historic of exploitation by local populations. However, the overexploitation of sources of protein such as meat and eggs are the major threats to the viability and conservation of vertebrates in the Amazon. This study evaluated the medium and large bodied vertebrates uses for subsistence, with an emphasis on chelonians (*P. unifilis*) and examined whether there was an influence of the monthly income of the interviewees in the consumption of yellow spotted river turtle eggs. From March 2011 to June 2012, we conducted 51 semi-structured interviews, in riverside houses along the Falsino and Araguari rivers, located in and around the Amapá National Forest (0°55'N, 51°35'W). Simultaneously, from September to November 2012, 41 beaches in the Falsino River were monitored and yellow spotted river nests were quantified. The beaches were characterized by substrate type, percentage of vegetation cover and area. The locations of the interviews and the beaches were georeferenced using a GPS. The results indicate that the interviewees' monthly income has little influence on turtle eggs consumption in the study area. From all interviewees, 44 (86%) confirmed that feed on turtle eggs. Interviewees with lower income than R\$ 500.00, 88% (n= 22) feed on turtle eggs (mean 34 eggs/year), while the ones with incomes greater than R\$ 501.00 feed on turtle eggs in 85% (n=22) (mean 40 eggs/year). From the 41 beaches monitored, we found 382 turtle nests, and beaches with fine sand soil type and a higher percentage of vegetation cover tended to have the largest number of nests. Thus, the results suggest that family income has little influence on the consumption of eggs in the study area and that other factors such as cultural tradition may be influencing the turtle eggs consumption. The conservation and maintenance of chelonian populations in the study area and surroundings depend on environmental education activities and sustainable use of natural resources.

**Key-words:** Human-wildlife conflict; Natural resources exploitation; Conservation Unit.

## INTRODUÇÃO

Unidades de conservação são criadas com o intuito de proteger o meio ambiente, sendo assim existem dois grandes grupos de unidade de conservação. As unidades de proteção integral que são mais restritas e as de uso sustentável que são menos restritas em relação a utilização das mesmas. Cada um desses grupos tem categorias distintas com suas respectivas peculiaridades e normas (SNUC, 2000).

As categorias pertencentes ao grupo de uso sustentável podem utilizar seus recursos naturais renováveis de maneira moderada, utilizando manejo para tal, e podem ter a presença de moradores. As Florestas Nacionais fazem parte desse grupo assim como a Floresta Nacional do Amapá. A fauna é utilizada de diversas maneiras pelas populações que alí residem. Segundo BRANDÃO; SILVA (2008), a pesca artesanal é importante para o sistema de subsistência das comunidades tradicionais da Floresta Nacional do Amapá, por ser uma das atividades presentes na vida dessa população.

Os quelônios por sua vez, contribuem para o equilíbrio ecológico dos ecossistemas em que ocorrem, além de ser um importante recurso alimentar para essas populações ribeirinhas locais. Dessa forma, tartarugas têm sido caçadas, pescadas e seus ovos colhidos há muitas gerações na Amazônia. A carne é considerada uma iguaria daculinária local (REDFORD; ROBINSON, 1991).

Dessa forma, o presente trabalho avaliou o uso de vertebrados de médio e grande porte com ênfase em quelônios para subsistência, obtendo dados para a região da Floresta Nacional do Amapá (FLONA – AP) e entorno. Estes dados irão auxiliar o plano de manejo da unidade de conservação e poderão auxiliar com diretrizes para o uso sustentável de recursos naturais na área de estudo.

## REFERENCIAL TEÓRICO

### *1. Áreas protegidas*

As áreas naturais tem sofrido uma crescente pressão de ações antrópicas ao longo do tempo. No sentido de minimizar estes impactos estão sendo criadas áreas protegidas. A criação de áreas protegidas, utilizadas como ferramenta para conservação de áreas naturais ameaçadas, vem aumentando em todo o mundo (LANGHOLZ; KRUG, 2004; NAUGHTON-TREVES et al., 2005; LOVEJOY, 2006; PERES, 2011). Estas áreas tem como propósito principal conservar e/ou propiciar o uso adequado dos recursos naturais destas áreas (SNUC, 2000).

“Áreas protegidas que visam à utilização sustentável dos recursos naturais contem seus sistemas naturais não modificados, manejados e protegidos para garantir a preservação da diversidade biológica e ao mesmo tempo viabilizar o fluxo de recursos naturais e serviços de modo a satisfazer necessidade das comunidades locais(DRUMMOND et al., 2008).”

“No Brasil, a atual legislação vigente garante as populações presentes e futuras o direito a um meio ambiente ecologicamente equilibrado (QUINTAS, 2004), e incumbe ao Poder Público, definir em todas as unidades da Federação, espaços territoriais e seus componentes a serem especialmente protegidos (LOUREIRO; CUNHA, 2008). A criação e regulamentação das áreas protegidas, também conhecidas no Brasil como Unidades de Conservação (UC) é realizada por meio de legislação nacional, estadual e/ou municipal, dependendo da esfera de sua criação.”

“Unidades de conservação são áreas especialmente protegidas destinadas primordialmente à conservação da natureza e ao uso sustentável dos recursos naturais. Sua criação representa um passo fundamental para a conservação dos ecossistemas e para a manutenção da qualidade de vida do homem na terra, sendo que o grande desafio para sua implementação é assegurar a efetividade do manejo (IBAMA; WWF-BRASIL, 2007).”

A lei 9.985 regulamenta o art.225 do § 1º da Constituição Federal na qual instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza - SNUC e estabelece as normas de criação, implementação e gestão para unidades de conservação (DRUMMOND et al., 2008). Essa lei tornou-se, a partir de sua

publicação, uma importante ferramenta para a conservação das áreas protegidas do Brasil (COSTA et al., 2004). Os objetivos principais do SNUC são “contribuir para a manutenção da diversidade biológica e dos recursos genéticos no território nacional e nas águas jurisdicionais, proteger as espécies ameaçadas de extinção no âmbito regional e nacional, contribuir para a preservação e a restauração da diversidade de ecossistemas naturais, promover o desenvolvimento sustentável a partir dos recursos naturais, promover a utilização dos princípios e práticas de conservação da natureza no processo de desenvolvimento dentre outros objetivos que contribuam para qualidade e melhoria do meio ambiente” (SNUC, 2000).

A partir da publicação do SNUC as Unidades de Conservação (UCs) foram divididas em dois grupos. O primeiro deles é formado pelas UCs de Proteção Integral, as quais tem suas especificações no art. 7º, § 1º do SNUC. O segundo grupo considera as UCs de Uso Sustentável, com especificações no art. 7º, § 2º da mesma Lei. O grupo de Proteção Integral é composto por cinco categorias de unidades de conservação: I) Estação Ecológica (ESEC), II) Reserva Biológica (REBIO), III) Parque Nacional (PARNA), IV) Monumento Natural (MONA) e V) Refúgio de Vida Silvestre (REVIS). As UCs de Proteção Integral possuem uso mais restrito e por isso apresentam restrições quanto as atividades realizadas em sua área. Uma dessas restrições pode ser proibição da presença de moradores, os quais normalmente fazem uso dos recursos tanto de maneira direta quanto indireta (SNUC, 2000).

Em contrapartida, o grupo de UCs de Uso Sustentável é menos restritivo quanto às atividades permitidas. O objetivo básico das Unidades de Uso Sustentável é compatibilizar a conservação da natureza com o uso sustentável de parcela dos seus recursos naturais (SNUC, 2000). Um exemplo bastante claro da diferença entre as UCs de Proteção Integral e de Uso Sustentável é a possibilidade de permanência de populações tradicionais que a habitam quando de sua criação (SNUC, 2000). Além disso, estas comunidades podem utilizar os recursos naturais desde que seja de forma planejada. As categorias de UCs de Uso Sustentável são: I) Área de Proteção Ambiental (APA), II) Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE), III) Floresta Nacional (FLONA), IV) Reserva Extrativista (RESEX), V) Reserva de Fauna (REFAU), VI) Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS), e VII) Reserva

Particular do Patrimônio Natural (RPPN).

Outras áreas naturais consideradas áreas protegidas, mas que, contudo não estão contempladas no SNUC, são as Terras Indígenas (TI) e Territórios Quilombolas. A primeira sob jurisdição do governo federal, por meio da Fundação Nacional do Índio - Funai (PEREIRA et al., 2007) e as Terras Quilombolas encontram-se sob jurisdição do INCRA, que possuem a competência para a delimitação das terras dos remanescentes das comunidades dos quilombos, bem como a determinação de suas demarcações e titulações. Como nas UCs de Uso Sustentável, as TI e Territórios Quilombolos permitem certas atividades como a moradia de comunidades indígenas e quilombolas respectivamente, e o uso múltiplo dos recursos dessas áreas. Alguns autores ressaltam a relevância dessas áreas quanto ao seu papel para a conservação, além da sua importância histórica e cultural.

“Áreas quilombolas são muito importantes, pois desempenham um papel importante com relação às políticas de conservação da biodiversidade e de Uso Sustentável dos recursos naturais, garantindo o bem-estar da população quilombola e as necessidades de sua reprodução física e cultural(DRUMMOND et al., 2006).”

Para que o objetivo das Unidades de Conservação seja alcançado é preciso que o gerenciamento dos recursos dessas UCs seja elaborado com base em projetos que utilizem os recursos sem degradá-los ou esgotá-los (LOUREIRO; CUNHA, 2008)Comumente, essas diretrizes são impostas pelo Plano de Manejo da UC (LOUREIRO; CUNHA, 2008). A Lei do SNUC (2000) estabelece a obrigatoriedade de que cada UC tenha um plano de manejo e estabelece o prazo de até cinco anos a partir da data de criação para a sua elaboração e publicação. Esse documento deve ser o principal instrumento para o planejamento e a gestão da unidade.

O plano de manejo determina, entre outras condições e restrições, a possibilidade e forma de execução de projetos para o turismo, educação ambiental para a população local e visitantes, manejo florestal, lazer, pesquisas científicas, dentre outros (SNUC, 2000). No Brasil existem 1764 unidades de conservação em diversas categorias de Proteção Integral e Uso Sustentável, e distribuídas nos

níveis Federal, Estadual e Municipal. Deste total, 1217 são de Uso Sustentável, sendo que a maior concentração destas unidades no Brasil está localizada na região Amazônica, que corresponde a 148 (12%) (MMA, 2013).

O Estado do Amapá possui 19 UCs tanto de cunho Federal, Estadual e Municipal (Tabela 1). Destas, 12 são de Uso Sustentável (DRUMMOND et al., 2008).

Tabela 1 - Lista das Unidades de Conservação e Áreas Protegidas do Amapá com a respectiva jurisdição, categoria da UC (P.I. – Proteção Integral; U.S. – Uso Sustentável; T.I. – Terra Indígena e área total (ha).

<b>Nº</b>	<b>NOME DA UC</b>	<b>JURISDIÇÃO</b>	<b>CATEG.</b>	<b>ÁREA (ha)</b>
01	PARNA Cabo Orange	Federal	P. I.	619.000,00
02	REBIO Lago Piratuba	Federal	P. I.	357.000,00
03	ESEC Maracá Jipioca	Federal	P. I.	72.000,00
04	ESEC Jarí	Federal	P. I.	86.653,00
05	FLONA Amapá	Federal	U. S.	412.000,00
06	RESEX Rio Cajari	Federal	P. I.	481.650,00
07	PARNA do Tumucumaque	Federal	P. I.	3.715.534,00
08	RPPN Seringal Triunfo	Federal	U. S.	9.996,16
09	RPPN Retiro Paraíso	Federal	U. S.	46,75
10	RPPN Revecon	Federal	U. S.	17,18
11	RPPN Retiro Boa Esperança	Federal	U. S.	43,01
12	RPPN Aldeia Ekinox	Federal	U. S.	10,87
13	APA Fazendinha	Estadual	U. S.	193,53
14	REBIO Parazinho	Estadual	P. I.	111,32
15	RDS do Rio Iratapuru	Estadual	U. S.	806.184,00
16	APA Curiaú	Estadual	U. S.	21.676,00
17	FLONA Amapá	Estadual	U. S.	2.369.410,00

18	Parque Municipal do Cancão	Municipal	P. I.	370,26
19	RESEX Beija Flor Brilho de Fogo	Municipal	U. S.	68.524,20
20	Terra Indígena Galibi	Federal	T. I.	6.689,20
21	Terra Indígena Juminá	Federal	T. I.	41.601,00
22	Terra Indígena Uaçá	Federal	T. I.	470.164,00
23	Terra Indígena Waiãpi	Federal	T. I.	607.000,00
24	Terra Indígena Tumucumaque	Federal	T. I.	58.384,00

Fonte: adaptado de GOVERNO DO ESTADO DO AMAPÁ et al., 2009.

## **2. Uso de recursos em Unidades de Conservação**

O Brasil possui uma das maiores biodiversidades de fauna e flora do mundo, além de uma grande proporção de espécies endêmicas (MITTERMEIER et al., 1997; FONSECA et al., 1999). Essa grande biodiversidade contribui de diversas maneiras para o homem, principalmente para aqueles que dependem diretamente desses recursos, como as populações tradicionais. Segundo DIEGUES (2005), existem no Brasil duas categorias de populações tradicionais: os povos indígenas e as populações tradicionais não indígenas (pescadores artesanais, jangadeiros, caiçaras, caboclos, quilombolas, entre outros). Esse autor revela ainda que uma das características básicas dessas populações é o fato de viverem em áreas rurais onde a dependência dos recursos naturais, de seus ciclos e de seus produtos é fundamental para a produção e reprodução de seu modo de vida.

O extrativismo da fauna e flora, principalmente para subsistência, ocorre também em áreas protegidas (RIBEIRO et al., 2007). As comunidades tradicionais fazem uso de uma ampla variedade de recursos naturais dentro das UCs (RIBEIRO et al., 2007) seja para infraestrutura, alimentação (ROBINSON; BENNETT 2000), domesticação ou apreciação da fauna (DIEGUES, 2004). Dentre o grupo dos animais, os vertebrados de médio e grande porte são os mais explorados pelas comunidades tradicionais que integram as UCs (VALSECCHI, 2005). Na Reserva de

Desenvolvimento Sustentável Amanã, no médio Amazonas, as espécies mais caçadas pelas populações locais são os mamíferos e aves de grande e médio porte (AMARAL; VASELCCHI, 2009). Esse padrão da escolha das espécies alvo de maior tamanho também pode ser observado em outras partes dos trópicos (ROBINSON; BENNETT, 2000; PERES, 2000).

Contudo, o ritmo sem precedentes de atividades humanas, tais como, destruição e fragmentação de habitat, tráfico de animais (SRBEK-ARAUJO; CHIARELLO, 2008) e o uso sem limites dos recursos da fauna (caça) pode causar sérias consequências sociais e ambientais (MACHADO et al., 2008). Além disso, pode levar a ocorrência de alterações na comunidade desses organismos (REDFORD, 1992). A caça pode também ser indicada como principal causador da extinção local de diversas espécies (REDFORD, 1992; BODMER et al., 1997; PERES, 2001). Adicionalmente, com a preferência da caça sobre os animais de grande porte, os quais normalmente apresentam características de baixas taxas de reprodução, longo tempo de gestação e alta longevidade, estes são especialmente vulneráveis a caça e a eventos de extinção local (PERES, 1999; PERES, 2000; JEROZOLIMSKI; PERES, 2003) afetando o equilíbrio dos ecossistemas.

### ***3. Biologia, uso e conservação de Podocnemis unifilis***

O tracajá tem ampla distribuição na Amazônia (Figura 1) apresentando a maior distribuição geográfica para uma espécie de quelônios de água doce (JUNIOR, 2003). A espécie pode ser encontrada em rios e lagos da bacia do Amazonas, ocorrendo na Colômbia, Venezuela, Equador, Peru, Bolívia, Guiana, Guiana Francesa, Suriname e Brasil. No Brasil ocorre em todos os Estados da região Norte além de Goiás e Mato Grosso (VANZOLINI, 2001).

Figura 1 - Distribuição geográfica de *Podocnemis unifilis* (área cinza) nas bacias do Rio Amazonas.



Fonte: JUNIOR, 2003.

Segundo o projeto Tartarugas da Amazônia (2012) o tracajá (*P. unifilis*) apresenta as seguintes características biológicas e de exploração: as fêmeas e machos podem alcançar em torno de 8 kg e até 68 cm, respectivamente, sendo cerca de 35 cm de comprimento de carapaça (BONIN et al., 1998).

Características da espécie: os machos são menores que as fêmeas e possuem a carapaça mais estreita e cauda mais longa e espessa. Os filhotes e jovens apresentam manchas amarelas na cabeça (RAN, 2010). Fêmeas adultas apresentam uma variação ontogenética no colorido amarelo da cabeça tornando-se marrom ferrugem com o avançar da idade. Em alguns machos o padrão de cor da cabeça pode se perder ao longo do tempo.

1. Habitat: utilizam uma variedade de habitats como, grandes rios, lagos, lagos de meandros, pântanos, brejos e lagoas. Ocorrem nos três tipos de rios

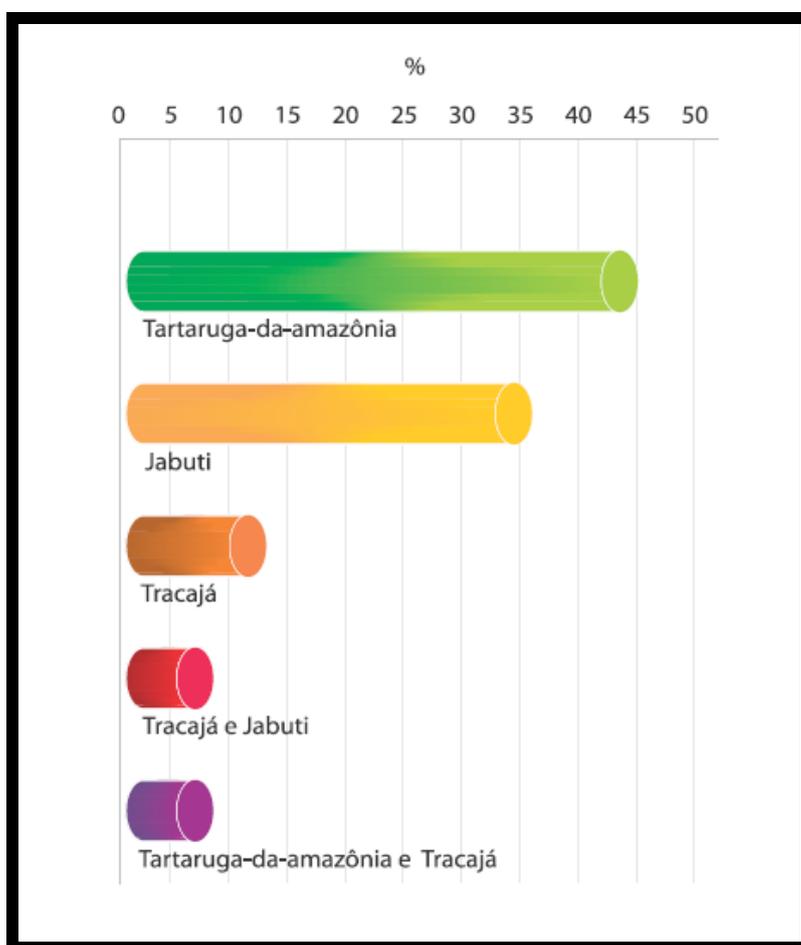
amazônicos, rio de água branca, rio água clara e rio de água preta(JUNIOR, 2003).

2. Dieta: são predominantemente herbívoros, ou seja, se alimentam de plantas (frutos, talos, folhas, sementes e algas).As fêmeas consomem mais sementes e frutos, enquanto os machos comem mais caules de gramíneas (VOGT; GUZZMAN 1988).
3. Reprodução: o período de desova varia ao longo de sua distribuição na Amazônia. A desova é dependente do recuo do nível da água, com isso a estação de desova varia de junho até fevereiro dependendo da localidade. As fêmeas desovam de uma a duas vezes por temporada cerca de 35 a 40 ovos. O sexo dos filhotes é determinado pela temperatura de incubação(JUNIOR, 2003).
4. Exploração: a principal ameaça para a sobrevivência desta espécie é a massiva exploração de adultos, jovens e ovos para consumo e venda. O tracajá esta na lista vermelha da IUCN classificado como vulnerável (NETO, 2008).

A fauna de vertebrados de médio e grande porte na Amazônia apresenta um histórico de exploração por populações locais. Dentre as espécies exploradas existem os representantes de quelônios. Os quelônios sofrem grande pressão antrópica principalmente por ter suas áreas de desova em praias de fácil visualização (Figura 2)(ANDRADE, 2010). O tracajá é bastante apreciado pelas comunidades tradicionais ao longo de muitas gerações devido ao valor nutricional de sua carne e ovos(REBÊLO; PEZZUTI, 2000)

Um trabalho feito por NETO (2008) no parque indígena do Xingu, mato grosso quantificou os ninho por categoria de predação.

Figura 2 - Percentagem de espécies de quelônios mais consumidos pelos moradores do entorno do Parque Nacional do Araguaia – TO.



Fonte: ATAÍDES et al., 2010.

Para analisar a frequência de consumo de quelônios e posicionamentos em relação à utilização de animais silvestres, ATAÍDES et al. (2010) utilizou de informações obtidas em entrevistas com moradores ribeirinhos do Rio Javaés e do Projeto de Assentamento Macaúba em Tocantins.

Além do consumo humano existem também outros predadores naturais que consomem tanto a carne quanto os ovos dos tracajás. Essa predação natural faz com que haja uma baixa eclosão dessas espécies (SALERA JUNIOR et al., 2009). Alguns relatos indicam que as taxas de sobrevivência até a idade reprodutiva de muitas espécies de quelônios amazônicos ficam entre 1% e 2% (FERRI, 2002). Do total anual de desovas de *P. unifilis*, em média 65,98 % são predadas, sendo 41,68 % de forma total e 24,30 % parcialmente (SALERA JUNIOR et al.,

2009).

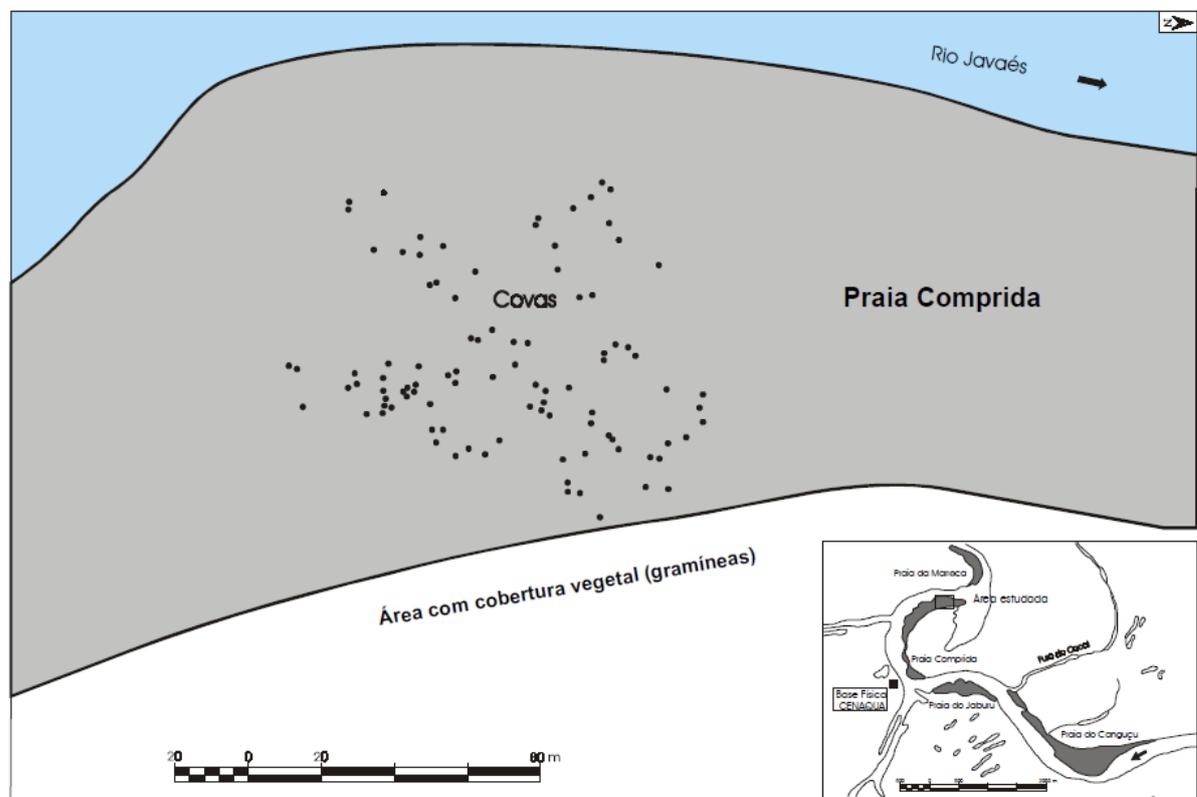
“Há também a predação natural de ovos e filhotes recém eclodidos e pode se dar por uma grande diversidade de animais, dentre as aves, urubus (*Coragyps atratus* e *Cathartes aura*), carcará (*Caracarasplancus*), jaburu (*Jabiru mycteria*); lagartos (*Tupinambisteguixin*), mamíferos de pequeno porte, coati (*Nasuanasua*) e cachorro mato (*Cerdocyonthous*) (SALERA JUNIOR et al., 2009 ).”

A proteção e manejo do local de desova e da espécie possibilitam maximizar a reprodução e sobrevivência desses animais (PEZZUTI, 1998). Além da predação, alterações do habitat utilizados por essas espécies (ex.: fragmentação e poluição das praias onde eles depositam seus ovos) também podem ser apontadas como ameaças para a população desses animais, podendo deixar essas espécies ameaçadas de extinção (TURTLECONSERVATIONFUND, 2002). Neste sentido, a proteção dessas espécies e de seu habitat é de suma importância para a manutenção da população (RAEDER, 2003; FACHÍN-TERÁN et al., 2004). Esta tem sido a ação de manejo selecionada por diversos projetos com intuito de conservar esta espécie de quelônio.

Um desses programas é o Programa Quelônios da Amazônia (PQA) executado e gerenciado pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). O programa foi re-institucionalizado ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA, pela Portaria nº 259, de 21 de março de 2011, publicado no DOU - Diário Oficial da União, seção 2, página 37, onde está vinculado ao RAN (Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Répteis e Anfíbios). O PQA tem sido um instrumento de política de conservação da biodiversidade do governo federal que tem como premissa básica a conservação das espécies de quelônios da Amazônia em seus ambientes naturais de forma sustentável, na perspectiva de fixação do homem no campo, na geração de emprego e renda e, na melhoria do bemestar sócio-econômico-ambiental das comunidades inseridas nas bacias dos rios Amazonas e Araguaia/Tocantins (RAN, 2010).

Trabalhos como de LIMA (2007) o qual monitorou as desovas de tartaruga, tracajá e iaçá na praia do Abufari, durante os períodos de desova dos anos de 1998 a 2004, são importantes para a avaliação das populações de quelônios. Outros trabalhos realizados monitoram as praias e a nidificação de várias espécies de quelônios (Figura 3).

Figura 3 - Concentração da desova de tartarugas da Amazônia e o resultado do censo de nidificação desta espécie.



Fonte: Lima, 2007.

Além dos projetos de conservação, a pesquisa realizada com esses animais, seus habitats e outras variáveis que influenciam sua conservação, podem ajudar no monitoramento e auxiliar no plano de manejo das espécies, além de incluir possivelmente a comunidade local na proteção desses indivíduos. Adicionalmente, o maior conhecimento da fauna e da sociedade que a consome poderiam contribuir para a proteção e o manejo da área, além de localizar problemas locais e tentar solucioná-los (CULLEN et al., 2004).

O monitoramento também permite verificar a existência de flutuações nos parâmetros populacionais, além de possibilitar o acompanhamento de possíveis variações na qualidade do habitat, tais como oferta de recurso alimentar ou disponibilidade de abrigo (BODMER;ROBINSON, 2006; EWERS; DIDHAM, 2006), e até mesmo variações decorrentes de ações de manejo destas mesmas áreas em tempos distintos (MARTINSet al., 2007).

Alguns estudos com quelônios também foram feitos no Amapá, como o de PORTAL et al. (2002), que verificou espécies de vegetais utilizadas na alimentação de *Podocnemisunifilis*, na região do Pracuúba, identificando 35 espécies de vegetais que fazem parte da dieta alimentar dessa espécie. Um outro estudo feito por PORTAL (2005) na região estuarina no Amapá e Pará avaliou o processo de nidificação das espécies *Podocnemisexpansa* e *Podocnemisunifilis*, concluindo que a quantidade média de ovos por desova foi de 103 para *P. expansa* e 22 para *P. unifilis*.

## **OBJETIVOS**

### ***Objetivo Geral***

Avaliar a percepção dos moradores ribeirinhos da Floresta Nacional do Amapá e entorno, em relação ao uso de vertebrados de médio e grande porte, com ênfase em quelônios.

### ***Objetivos Específicos***

- Quantificar o uso de *Podocnemis unifilis* (adultos e ovos) para subsistência de moradores ribeirinhos na área de estudo;
- Quantificar o êxodo reprodutivo de *Podocnemis unifilis* nas praias ao longo do Rio Falsino, relacionando o mesmo a fatores abióticos e bióticos;
- Contribuir com informações para o manejo e conservação de vertebrados de médio e grande porte na Unidade de Conservação e entorno.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### ***Área de Estudo***

O presentetrabalho foi realizado na Floresta Nacional do Amapá (FLONA), localizada nas coordenadas 0°55'N, 51°35'W, e criada pelo Decreto nº. 97.630 de 10 de Abril de 1989(Figura 4) (DRUMMOND et al., 2008).

A UC que de uso sustentável tem 412.000 ha, está localizada na parte central do Estado do Amapá e abrange os municípios de Ferreira Gomes, Pracuúba, e Amapá. Os municípios de Calçoene, Serra do Navio, Pedra Branca do Amaparí, Porto Grande, e Tartarugalzinho, são limítrofes a FLONA (DRUMMOND et al., 2008).

A FLONA do Amapá é delimitada pelos rios Falsino e Araguari onde abriga moradores em suas margens, na porção sul da UC. A pesca é permitida para fins de comercialização somente no Rio Araguari, enquanto no Rio Falsino a pesca é permitida somente para subsistência dos moradores residentes na área e para fins de pesquisa (DRUMMOND et al., 2008).

A UC apresenta uma vegetação em maior proporção de floresta de terra-firme, e em menor proporção de florestas alagadas e afloramentos rochosos. Segundo (APARÍCIO et al., 2009) são três as tipologias vegetais predominantes na área da FLONA do Amapá.

1. Floresta Ombrófila Densa Terras Baixas de Dossel Emergente
2. Floresta Ombrófila Densa Submontanade Dossel Emergente
3. Floresta Ombrófila Densa Submontanade Dossel Uniforme

A fauna que ocorre na FLONA é constituída por várias espécies de aves, mamíferos voadores e não voadores, anfíbios, répteis, peixe e crustáceos. Já sendo

registradas várias dessas espécies em inventários realizados na área.

Figura 4 - Localização da área de estudo e imagem Landsat TM (25/10/2009) mostrando os limites da Floresta Nacional do Amapá e as localizações das entrevistas (pontos vermelhos). Áreas verde e rosa representam vegetação nativa e áreas alteradas, respectivamente.



### ***Entrevistas com moradores***

No período de março de 2011 a maio de 2012 foram realizadas entrevistas através da aplicação de questionários semi-estruturados (MICHALSKI; PERES, 2005) com moradores da FLONA e seu entorno, totalizando 51 entrevistas. Esse número corresponde a todas as residências de ribeirinhos desde o município

de Porto Grande até a Floresta Nacional do Amapá que eram habitadas durante o período das atividades de campo. Para auxiliar nas perguntas foram utilizadas figuras das espécies locais. As entrevistas foram realizadas com os chefes de família ou com os proprietários dos terrenos. Em cada residência além dos questionários realizados, foram obtidas coordenadas geográficas com o auxílio de um GPS. Após, os pontos foram plotados em um mapa da área de estudo.

Para realizar o deslocamento até as casas dos moradores foi utilizado um barco motorizado com motor 25 HP cedido pelo ICMBio. Cada entrevista durava no máximo de 30 a 45 minutos, aonde eram realizadas perguntas sobre dados sócio-econômicos (e.g., grau de escolaridade, idade, principal fonte de renda, número de pessoas residindo na residência, etc) e perguntas sobre uso da fauna de vertebrados de médio e grande porte para subsistência dando ênfase aos quelônios (e.g., quais são os quelônios mais comuns na área, qual o período em que quelônios são mais vistos, qual a melhor técnica para capturar dos animais, se existe consumo de ovos e/ou animais adultos, etc).

### ***Monitoramento das praias***

Dos meses de setembro a novembro de 2012 foram monitoradas 41 praias ao longo do Rio Falsino. Em cada praia localizada foram instaladas placas com uma numeração para identificação da mesma e dos ninhos de tracajás identificados. O monitoramento foi feito com barco motorizado com motor 25 HP.

Nas praias, foram verificados se já havia covas de tracajás, se já estavam predadas ou não, bem como foram obtidos dados do possível predador. Essas praias também foram georreferenciadas, utilizando um GPS para obter as localizações. Estes dados de georreferenciamento foram tabulados juntamente com outros dados das praias (como por exemplo, quantidades dos ninhos, quantidades de ovos, etc). Ao longo desse período duas equipes formadas por comunitários, se revezavam em um período de aproximadamente duas semanas (troca de 15 em 15 dias) pra verificar covas novas, covas predadas e nascimento dos filhotes de tracajá nas 41 praias monitoradas.

### ***Caracterização das praias***

No período de 21 a 24 de novembro foram realizadas as caracterizações do tipo de substrato e do percentual de vegetação presente em cada uma das praias monitoradas. Essas caracterizações foram realizadas de forma visual, com base em escalas de tipo de solo e de percentual de cobertura de vegetação. Os tipos de solos encontrados foram categorizados em seis tipos (1: areia fina, 2: areia grossa, 3: areia fina e grossa, 4: areia fina e seixo, 5: areia grossa e seixo, e 6: areia fina, grossa e seixo). A cobertura de vegetação da praia foi dividida em quatro categorias, baseadas no percentual de cobertura de vegetação da praia, correspondendo a: (1) 0-25%, (2) 25-50%, (3) 50-75%, e (4) 75-100% (Figura 5).

Figura 5—Foto da caracterização do percentual (A) 0-25%, (B) 25-50%, (C) 50-75%, e (D) 75-100% de cobertura de vegetação das praias monitoradas de Setembro a Novembro de 2012, no Rio Falsino.

A



B



C



D



Foto: LECoV.

A determinação da área das praias foi realizada com auxílio de GPS para delimitação do perímetro obtido por meio de atividade de se caminhar ao redor da mesma. Os polígonos formados, referentes ao contorno das praias (Figura 6), foram transferidos para o programa BaseCamp, no qual, foi feito o cálculo da área de cada

praia mapeada em campo.

Figura 6 - Foto obtida em campo durante a delimitação das praias no Rio Falsino.



Foto: LECoV.

### ***Análise de Dados***

Foi utilizado o programa Excel do Microsoft Office para tabulação dos dados e para obtenção do percentual de consumo de ovos e tracajás pelos ribeirinhos entrevistados. Os gráficos sobre a preferência dos moradores referentes aos vertebrados da área, de quelônios mais vistos e qual período esses quelônios foram mais vistos também foram gerados com auxílio do programa Excel.

As análises descritivas dos dados referentes aos tipos de solo e as categorias de percentual de cobertura de vegetação das praias também foram realizadas no programa Excel. A planilha do Excel utilizada possuía 51 linhas correspondente ao número de entrevistas realizadas e 158 colunas, correspondente ao número de variáveis sócio-econômicas e respostas ao questionário sobre uso da

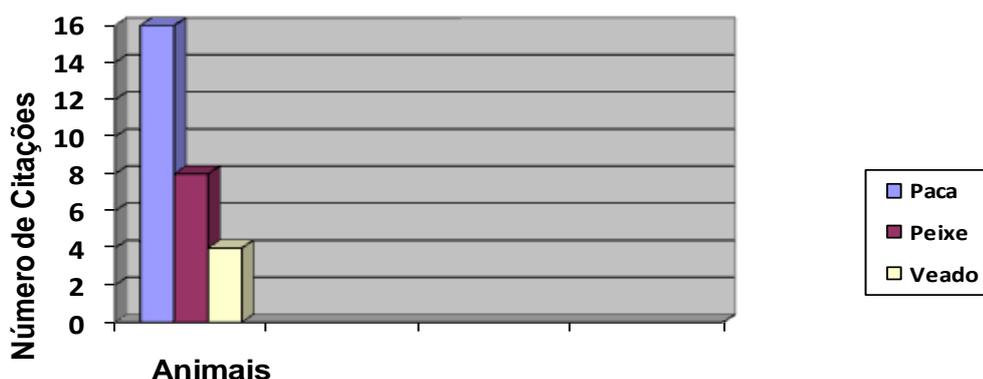
fauna por moradores ribeirinhos.

## RESULTADOS E DISCUSSÕES

O perfil dos moradores mostra que dos 51 entrevistados, 11 (21%) não são alfabetizados, 32 (63%) possuem ensino fundamental e somente 8 (16%) possuem ensino médio. Um estudo feito por ATAÍDE Set al. (2010) no entorno do Parque Nacional do Araguaia, Tocantins sobre a percepção dos moradores sobre consumo de quelônios, também verificou o perfil dos moradores em relação a escolaridade dos mesmos.

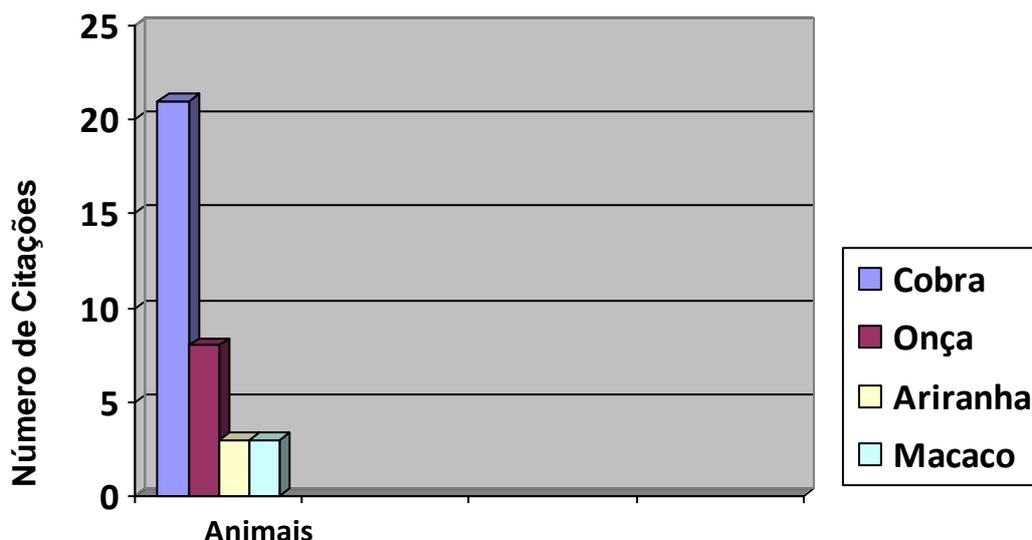
As perguntas que contemplavam os animais que os entrevistados mais gostavam nas respostas foram citados em primeiro lugar, sendo a Paca (*Cuniculus paca*) a espécie mais citada, seguido de peixes no geral, e veados (*Mazamaspp.*) em terceira prioridade de citação (Figura 7).

Figura 7 - Espécies de vertebrados de médio e grande porte reportadas pelos entrevistados como as que eles “mais gostam”, na FLONA do Amapá e entorno no período de 2011-2012.



Foram feitas perguntas também sobre animais que os entrevistados não gostavam, na qual os mais citados foram em geral cobras, onças, ariranhas (*Pteronura brasiliensis*), e macacos em geral (Figura 8).

Figura 8 - Espécies de vertebrados de médio e grande porte reportadas pelos entrevistados como as que eles “menos gostam”, na FLONA do Amapá e entorno no período de 2011-2012.



Dos 51 entrevistados (85%) reportaram que consumiram tracajás (*Podocnemis unifilis*) ou seus ovos no verão anterior a realização das entrevistas (2010 e 2011). O consumo de quelônios ocorreu tanto em ribeirinhos com renda maior que R\$501,00 quanto com renda menor que R\$ 501,00 (Tabela 2).

Tabela 2 - Número de entrevistados, renda mensal e entrevistados que consumiram tracajás (*P. unifilis*) adultos ou ovos no ano anterior as entrevistas na FLONA do Amapá e entorno de Março de 2011 a Junho de 2012.

Nº de Entrevistados	Renda (R\$)	Nº de Entrevistados que consumiram Tracajás ou ovos
26 (51%)	>501	22

25 (49%)	<501	22
----------	------	----

Diferente do estudo de ATAÍDESet al. (2010) que mostra que a maioria dos entrevistados afirmaram não ter consumido quelônios, dos entrevistados da FLONA do Amapá, 85% confirmaram o consumo de quelônios ou de seus ovos na área de estudo.

Através da imagem Landsat TM (25/10/2009) foram gerados mais dois mapas (Figuras 9 e 10) mostrando a distribuição dos 51 moradores entrevistados, onde 32 dos moradores (63%) consumiram 0 a 2 covas e 19 (37%) consumiram mais de 3 covas no verão anterior as entrevistas. Apesar das diferenças nos números de moradores que consumiram de 0 a 2 e mais de 3 covas, os mapas mostram que a distribuição espacial no consumo de ovos é homogênea na área de estudo. Dessa forma, tanto moradores próximos da FLONA como moradores no entorno (próximos da cidade de Porto Grande), consumiram números similares de covas no verão anterior a realização das entrevistas (2010-2011).

Figura 9 - Localização da área de estudo e imagem Landsat TM (25/10/2009) mostrando localizações dos entrevistados que consumiram de 0 a 2 covas no verão passado (pontos azuis). Áreas verde e rosa representam vegetação nativa e áreas antropizadas, respectivamente.

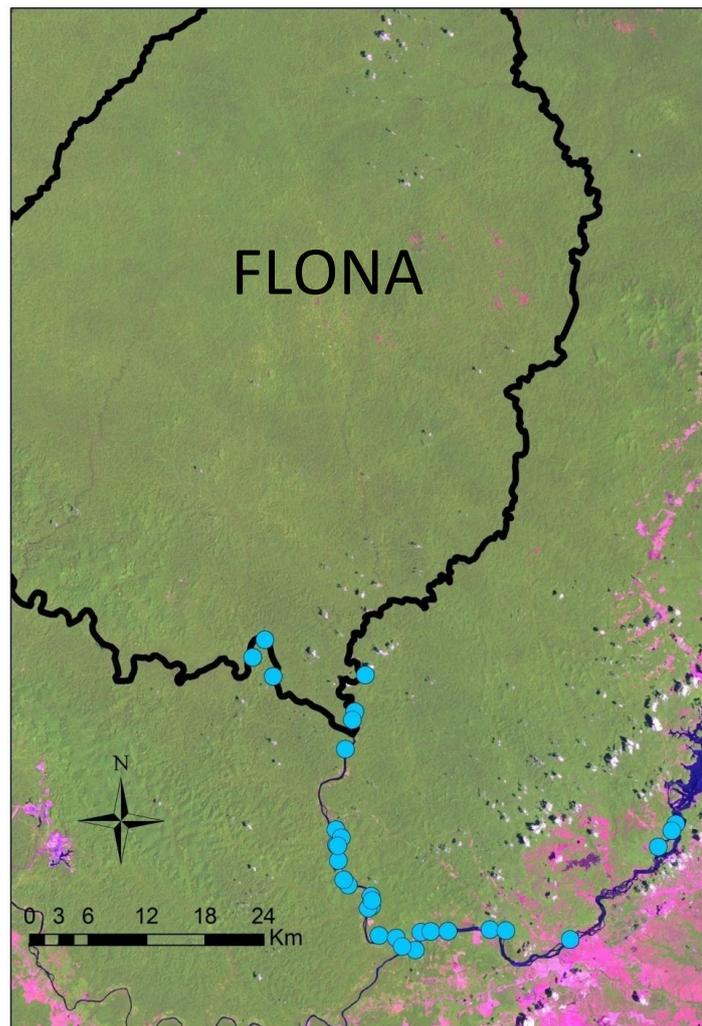
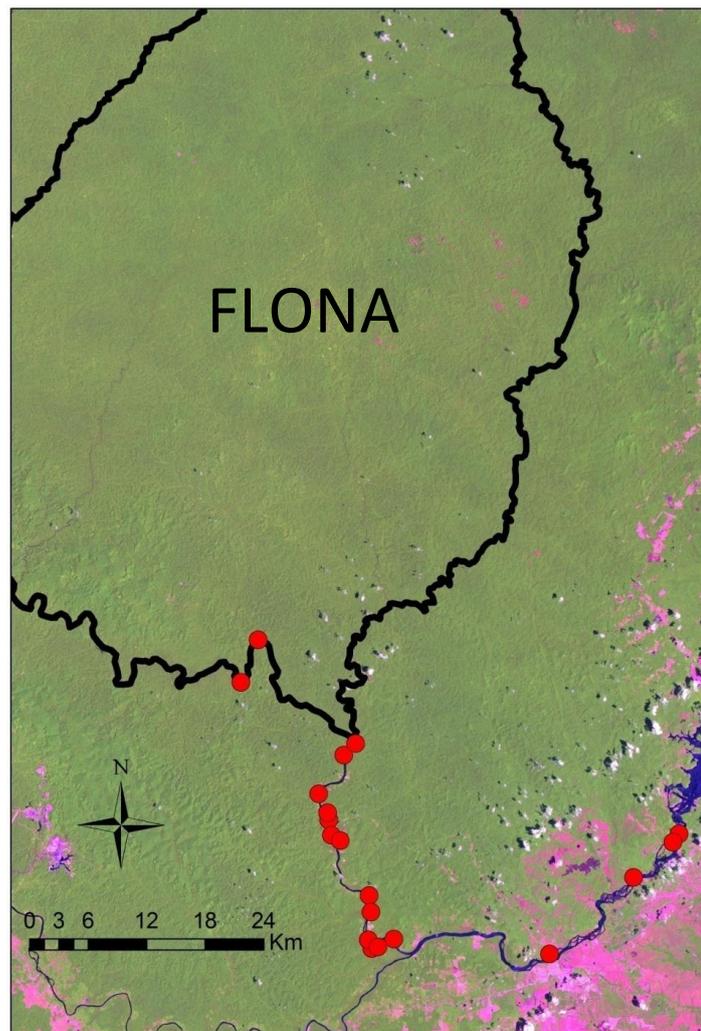


Figura 10 - Localização da área de estudo e imagem Landsat TM (25/10/2009) mostrando localizações dos entrevistados que consumiram mais de 3 covas no verão passado (pontos vermelhos). Áreas verde e rosa representam vegetação nativa e áreas antropizadas respectivamente.



Dos 51 moradores 41 afirmaram que dos quelônios presentes na área de estudo, os tracajássão os mais visualizados, correspondendo a 80% do total dos entrevistados (Tabela 3).

Tabela 3 - Espécies de quelônios mais visualizadas pelo moradores da FLONA do AP e entorno com base em entrevistas realizadas em 2011-2012.

<b>Quelônios</b>	<b>N° de entrevistados</b>	<b>Percentual (%)</b>
Tracajá	41	80
Tracajá e outros quelônios	9	18
Não sabem diferenciar	1	2

Dos 41 (39%) entrevistados que afirmaram que viram mais tracajás na área de estudo, a maioria menciona que visualiza os mesmos no período do verão (Tabela 4).

Tabela 4 - Período em que indivíduos de tracajá são mais visualizados na área de estudo segundo as entrevistas com os moradores da FLONA do AP e entorno.

<b>Período</b>	<b>N° de entrevistados</b>	<b>Percentual (%)</b>
Verão	39	95
Inverno	2	5

A técnica de captura de tracajás mais citada pelos entrevistados é a de anzol, onde 25% em um total de 13 entrevistados afirmam que é a melhor maneira de capturar tracajás. Outras técnicas de capturas citadas pelos entrevistados foram o uso de redes de pesca e a espera de fêmeas que desovam nas praias. Segundo SMITH (1979) a captura de tracajá (*Podocnemis unifilis*), ocorre através do uso de

espinhel que fica suspenso à superfície da água de modo que os anzóis toquem sobre ela.

Das 41 praias monitoradas de setembro a novembro de 2012, foram encontradas 382 covas de tracajás (Tabela 5).

Tabela 5 - Praias monitoradas com suas respectivas áreas, percentual de cobertura vegetal, classificações de tipos de solos, e quantidades de covas de tracajás identificadas na Floresta Nacional do Amapá.

Praia	Área (m <sup>2</sup> )	Vegetação (%)	Tipo de Solo	Número de Covas
1	79,64	2	Areia Fina	1
2	64,78	1	Areia Fina	4
3	12.395,68	4	Areia Fina, Areia Grossa e Seixo	91
4	1.994,57	1	Areia Fina e Areia Grossa	34
5	88,23	1	Areia Fina	2
6	66,69	4	Areia Fina	7
7	2.018,24	4	Areia Grossa e Seixo	48
8	89,06	2	Areia Fina	6
9	73,23	4	Areia Fina	2
10	158,10	3	Areia Grossa	9
11	28,88	1	Areia Fina	3

12	171,73	1	Areia Fina	7
13	993,67	3	Areia Grossa	4
14	86,14	1	Areia Grossa	4
15	6.207,47	2	Areia Fina	11
16	71,38	2	Areia Grossa	1
17	227,53	1	Areia Fina	10
18	567,18	1	Areia Fina	4
19	121,79	1	Areia Fina	1
20	66,22	1	Areia Fina	3
21	83,98	1	Areia Fina	2
22	65,47	1	Areia Fina	6
23	136,59	1	Areia Fina	1
24	284,17	2	Areia Grossa	3
25	158,91	1	Areia Fina	2
26	321,25	1	Areia Fina	2
27	416,59	3	Areia Fina e Seixo	15
28	4.782,55	3	Areia Fina e Areia Grossa	11
29	1.142,02	2	Areia Fina	5
30	1.885,62	2	Areia Fina	4
31	2.039,36	2	Areia Fina e Areia Grossa	10

32	526,61	1	Areia Grossa	10
33	13.081,15	3	Areia Fina, Areia Grossa e Seixo	21
34	1.537,49	2	Areia Grossa e Seixo	13
35	711,26	2	Areia Grossa	4
36	650,76	4	Areia Fina	4
37	20,37	3	Areia Fina	3
38	986,95	3	Areia Grossa e Seixo	4
39	196,42	3	Areia Grossa	3
40	220,19	4	Areia Fina	5
41	85,62	3	Areia Fina	2

Foram encontrados seis tipos de solo nas praias monitoradas, sendo a de areia fina o solo mais encontrado nas praias (Tabelas 5 e 6).

Tabela 6–Resumo da quantidade de praias monitoradas com suas respectivas classificações de tipos de solos e quantidades de covas de tracajás identificadas na FLONA do AP.

<b>N° de praias</b>	<b>Tipo de solo</b>	<b>N° de covas</b>
24	Areia fina	97
8	Areia grossa	38
3	Areia fina e grossa	55
1	Areia fina e Seixo	15
3	Areia grossa e Seixo	65
2	Areia fina, grossa e Seixo	112

Das 41 praias monitoradas somente 21 tiveram nascimentos, mortalidades por predação ou natimortos, avaliados. Nestas 21 praias, foram contabilizadas 95 covas (excluindo as que tiveram ovos translocados para a base da FLONA), onde 76 tiveram mortalidade, predação ou natimortos. Dessas 95 covas foram contabilizados 1056 ovos na qual nasceram 908 filhotes de tracajás. NETO (2008) também fez um estudo na qual obteve-se um alto índice de predação de ovos recorrente no Parque Indígena do Xingu.

Das praias georreferenciadas a menor possuía uma área de 20,37 m<sup>2</sup> e a maior possuía área de 13.081,15 m<sup>2</sup>. A menor praia apresentou apenas 3 covas, e possuía solo classificado como areia fina, areia grossa e seixo e uma vegetação classificada como 3 que corresponde a 50-75% de cobertura de vegetação na praia. Já a maior praia apresentava 21 covas e também apresentava as mesmas

classificações de solo (areia fina, areia grossa e seixo) e de percentual de cobertura vegetal (categoria 3).

Das 41 praias quatro obtiveram o menor número de covas (n=1), sendo que uma tinha como solo areia grossa e as demais areia fina, e suas vegetações variaram de classificação 2 (25-50% de cobertura vegetal) a classificação 1 (0-25% de vegetação presente na praia). A praia que obteve o maior número de covas (n= 91) foi classificada com solo tipo areia fina, areia grossa e seixo e vegetação classificada como classe 4 (75-100% de cobertura vegetal).

Em relação ao solo um estudo feito por NETO (2008) no parque indígena do Xingu, MatoGrosso mostra que a maior parte das desovas ocorre em terrenos arenosos. Essa característica de preferencia dos tracajás foi confirmada na área da FLONA do AP e entorno, pois as praias apresentaram maior numero de covas foram caracterizadas por possuírem na sua grande maioria areia fina.

No que diz respeito a vegetação, as praias que apresentaram maior cobertura vegetal possuíram mais covas, pois das quatro praias que continham mais covas três foram classificadas com percentual alto de vegetação. Duas praias que obtiveram vegetação classificada como 4 (75-100% de cobertura vegetal) possuíam 91 e 48 covas, enquanto que 1 praia classificada como classe 3 (50- 75% de cobertura vegetal) possuía 21 covas de tracajás.

Com base na literatura, sabe-se que a vegetação influencia no período de incubação, pois menores períodos de incubação são obtidos em ninhos construídos em praias de areia com pouca vegetação (SOINI, 1997). Da mesma forma, os maiores períodos de incubação são aqueles construídos em barrancos às margens dos rios, lagos e igarapés, onde há maior umidade no solo e, em muitos casos, a vegetação cobre o ninho (FACHÍN-TERÁN; MÜHLEN, 2006).

## CONCLUSÕES

Osaber tradicional é de suma importância para se obter informações sobre a fauna de vertebrados de médio e grande porte, pois utilizando-se recursos como questionários, podem ser obtidos dados sobre o uso desses animais e a percepção de moradores locais sobre essas espécies.

As informações obtidas dos ribeirinhos juntamente com a literatura, levou a entender que o anzol é a melhor técnica de captura do principal quelônio consumido na região.

Os dados de monitoramento de praias sugerem que o solo tipo areia fina e o maior percentual de cobertura vegetal nas praias resultam em uma maior taxa de natalidade de indivíduos de tracajás.

Medidas de proteção principalmente dos ovos e dos filhotes de tracajás ajudariam na diminuição da taxa de mortalidade desses indivíduos.

Um trabalho de conscientização junto com a comunidade local seria de suma importância para integração desses moradores ribeirinhos com a fauna de vertebrados de médio e grande porte.

As informações obtidas nesse estudo podem ajudar a desenvolver trabalhos de educação ambiental na região da FLONA do Amapá e entorno, bem como podem auxiliar novos projetos que envolvam quelônios e contribuir com informações científicas para trabalhos acadêmicos.

## REFERÊNCIAS

GOVERNO DO ESTADO DO AMAPÁ, SECRETARIA DE DESENVOLVIMENTO RURAL, INSTITUTO ESTADUAL FLORESTAL. **Plano Anual de Outorga Florestal do Amapá - PAOF**. INSTITUTO ESTADUAL FLORESTAL: Macapá, 2009. Disponível em: <<http://biblioteca.stcp.com.br:3005/copies/1194/downloads/new>> Acesso em: 17/03/2013.

AMARAL, V.P; VALSECCHI, J. Perfil da caça e dos caçadores na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã, Amazonas. **Uakari**, v.5, n.2, p. 33-48, 2009.

ANDRADE, C. Sistema de produção de quelônios: espécies, características de abate, comercialização e consumo. **Dissertação de Mestrado**. Universidade Federal de Goiás: Goiânia, 2010. 29 p.

APARÍCIO, P. S.; GALDINO, G.; NETO, C. S. V. **Inventário de produtos florestais madeireiros e não madeireiros na Floresta Nacional do Amapá – FLONA/AP**. Relatório técnico de atividades. ICMBIO: Macapá, 2009. 88 p.

ATAÍDES A. G.; MALVASIO A.; PARENTE T. G.. Percepções sobre o consumo de quelônios no entorno do Parque Nacional do Araguaia, Tocantins: conhecimentos para conservação). *Gaia Scientia*, v.4, n.1, p.7-20, 2010.

BODMER, R. E.; EISENBERG, J. F.; REDFORD, K. H. Hunting and the likelihood of extinction of Amazonian mammals. **Conservation Biology**, v. 11, n. 2, p. 460-466, 1997.

BODMER, R. E.; ROBINSON, J. G. **Análise da sustentabilidade de caça em Florestas Tropicais no Peru – Estudo de caso**. In: CULLEN Jr., L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PÁDUA, R. (Eds.) Métodos de estudos em Biologia da Conservação & Manejo da Vida Silvestre, 2 Ed. Universidade Federal do Paraná: Curitiba, p. 579-616, 2006.

BONIN, F.; DEVAUX, B.; DUPRÉ, A. **Toutes les tortues du monde**. Delachaux et Niestlé S. A.: Paris, 1998. 254 p.

BRANDÃO, F. C.; SILVA, M. A. Conhecimento Ecológico Tradicional dos Pescadores da Floresta Nacional do Amapá. **UAKARI**, v.4, n.2, p. 55-66, 2008.

COSTA, P. C.; CASARIN A. M.; SCHENINI, V. W.; **Unidades de Conservação: Aspectos Históricos e sua Evolução**. In: Congresso Brasileiro de Cadastro Técnico Multifinalitário (COBRAC). UFSC: Florianópolis, 2004.

CULLEN, J.R. L; RUDRAN, R.;VALLADARES-PÁDUA, C. (Orgs).**Métodos de estudos em biologia da Conservação & Manejo da Vida Silvestre**. 2 Ed. Editora UFRP: Curitiba, 2004. 652 p.

DIEGUES, A. C. S. **O Mito Moderno da Natureza Intocada**. Editora Hucitec: São Paulo, 2004. 382 p.

DIEGUES, A.C. S. 2005. **Aspectos Sócio-Culturais e Políticos do Uso da Água**. MMA, Plano Nacional de Recursos Hídricos: São Paulo, 2005. Disponível em: <<http://www.usp.br/nupaub/agua.pdf>> Acesso em: 05/04/2013.

DRUMMOND, J A.;FRANCO, J. L. A.; NINIS, A. B.**O Estado das Áreas Protegidas do Brasil**. Brasília, 2006. 200 p.

DRUMMOND, J. A.;DIAS, T. C. A. C.;BRITO, M. C. **Atlas das Unidades de Conservação do Estado do Amapá**.: MMA/IBAMA; GEA/SEMA: Macapá, 2008, 128 p.

EWERS, R.M.; DIDHAM, R. K. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation.**Biological Reviews**, v. 81, n. 1, p. 117-142, 2006.

FACHÍN-TERÁN, A.; VOGT, R. C.; THORBJARNARSON, J. B. **Patterns of Use and Hunting of Turtles in the Mamirauá Sustainable Development Reserve, Amazonas, Brazil**. In: KIRSTEN, M. S.;BODMER, R. E.; FRAGOSO, J. M. V. (Eds.) *People in Nature: Wildlife Conservation in South and Central America*. Columbia University Press: New York, p. 362-377, 2004.

FACHÍN-TERÁN, A.; MÜHLEN, E. M. Período de Desova e Sucesso Reprodutivo do Tracajá *Podocnemis unifilis* Troschel, 1848 (Testudines: Podocnemididae) na Várzea da RDSM, Médio Solimões, Brasil. **Uakari**, v. 2, n. 1, p. 63-75, 2006.

FERRI, V. **Turtles & Tortoises: A Firefly Guide**. FireflyBooks: New York, 2002. 256p.

FONSECA, G. A. B.; HERRMANN, G.;LEITE, Y.L.R. **Macrogeography of Brazilian mammals**. In: J. F. Eisenberg, J. F.; Redford, K. H. (Eds.) *Mammals of the Neotropics: the central Neotropics*. V. 3, Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil. The University of Chicago Press: Chicago, p. 549-563, 1999.

IBAMA; WWF-BRASIL.**Brasil Efetividade de Gestão das Unidades de Conservação Federais do Brasil**. SCEN: Brasília, 2007. 192 p.

JEROZOLIMSKI, A.; PERES, C. A. Bringing home the biggest bacon: a cross-site analysis of the structure of hunter-kill profiles in Neotropical forests. **Biological Conservation**, v.111, n. 3, p. 415-425, 2003.

JÚNIOR, P. D. F. **Influência dos Processos Sedimentológicos e Geomorfológicos na Edas Areas de nidificação de *Podocnemis Expansa* (Tartaruga-da Amazônia) e *Podocnemis Unifilis* (tracajá), na Bacia do Rio Araguaia.** Tese de Doutorado. Universidade Federal de Ouro Preto: Ouro Preto, 2003. 326 p.

LANGHOLZ, J.A.; KRUG, W. New forms of biodiversity governance: non-state actors and the private protected area action plan. **Journal of International Wildlife Law and Policy**, v. 7, n. 1, p.9-29, 2004.

LIMA, J. P.; **Aspectos da ecologia reprodutiva de *Podocnemis expansa*, *Podocnemis sextuberculata* e *Podocnemis unifilis* (Testudines, Podocnemididae) na Reserva Biológica do Abufari, Amazonas, Brasil.** Dissertação de Mestrado, INPA: Manaus, 2007. 87 p.

LOUREIRO, C. F. B.; CUNHA, C. C. Educação ambiental e gestão participativa de unidades de conservação: elementos para se pensar a sustentabilidade democrática Campinas. **Ambiente & Sociedade**, v.11, n.2, p. 237-253, 2008.

LOVEJOY, T. Protected areas: a prism for a changing world. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 21, n. 6, p.329-333, 2006.

MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G. M.; PAGLIA, A. P. (Eds.) **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção.** V. 1. MMA/Fundação Biodiversitas: Brasília/Belo Horizonte, 2008.

MARTINS, C.R.; HAY, J.D.; VALLS, J.F.M.; LEITE, L.L.; HENRIQUES, R.P.B. Levantamento das gramíneas exóticas do Parque Nacional de Brasília, Distrito Federal, Brasil. **Natureza & Conservação**, v. 5, n. 2, p. 23-30, 2007.

MICHALSKI, F., PERES, C. A. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. **Biological Conservation**, v. 124, n. 3, p.383-396, 2005.

MITTERMEIER, R.A., ROBLES, P.; GIL, C.G. **Mega diversity: earth's biologically wealthiest nations.** CEMEX, Conservation International, Agrupación Sierra Madre: Cidade do México, 1997. 501 p.

MMA. **Cadastro Nacional de Unidades de Conservação**. MMA:Brasília, 2013. Disponível em:<<http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs/consulta-por-uc>>Acessoem: 28/03/2013.

NAUGHTON-TREVES, L., HOLLAND, M.B.; BRANDON, K.The role of protected areas in conserving biodiversity and sustaining local livelihoods.**AnnualReviewofEnvironmentandResources**,v. 30, n. 2, p.219-52,2005.

NETO, J. A. M. **Ecologia Reprodutiva e Manejo Conservacionista do Tracajá *Podocnemis unifilis* Troschel, 1848 (Testudines, Podocnemididae), no Parque Indígena do Xingu, Mato Grosso**. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Federal de Goiás: Goiânia, 2008. 29 p.

PEREIRA, L. A.; SENA, K. S.; SANTOS, M. R.; NETO, S. V.C. Aspectos florísticos da FLONA do Amapá e sua importância na conservação da biodiversidade.**Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, n. 2, p. 693-695, 2007.

PERES, C. A. **The structure of nonvolant mammal communities in different Amazonian forest types**. In: Eisenberg, J. F.; Redford, K. H. (Eds.) *Mammals of the Neotropics: The Central Neotropics - Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil*. University of Chicago Press: Chicago, p. 564-581, 1999.

PERES, C. A. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests.**Conservation Biology**, v. 14, n. 1, p. 240-253, 2000.

PERES, C. A. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates.**Conservation Biology**,v. 15, n. 6, p. 1490-1505, 2001.

PERES, C. A. Conservation in Sustainable-Use Tropical Forest Reserves.**Conservation Biology**,v. 25, n. 6, p.1124-1129,2011.

PEZZUTI, J.C.B. **Ecologia reprodutiva da iaçá, *Podocnemis sextuberculata* (Testudines, Pelomedusidae) na RDSM, Amazonas, Brasil**. Dissertação de Mestrado. INPA: Manaus, 1998. 66 p.

PORTAL, R. R.; LIMA, M. A. S.; LUZ, V. L. F.; BATAUS, Y. S. L.; ISAIAS, J. R. Espécies vegetais utilizadas na alimentação de *Podocnemis unifilis*, Troschel 1948 (REPTILIA, TESTUNIDAE, PELOMEDUSIDAE) na região do Pracuúba, Amapá – Brasil. **Ciência Animal Brasileira**, v. 3, n. 1, p.11-19, 2002.

PORTAL, R. R. Avaliação do processo de nidificação das espécies do gênero Podocnemis: Podocnemis expansa Schweigger, 1812 e Podocnemis unifilis Troschel, 1948 (TESTUNEDINES, PODOCNEMIDAE) na região estuarina do Amapá e Pará. **RAN – Centro de Conservação e Manejo de Répteis e Anfíbios**, v. 1, n. 1, p.5-24, 2005.

QUINTAS, J. S. Educação no processo de gestão ambiental: uma proposta de educação ambiental transformando e emancipatória. In: LAYRARGUES, P. P. (Coord.). Identidades da educação ambiental brasileira. MMA: Brasília, p. 113-140, 2004.

RAEDER, F. **Elaboração de Plano para Manejo e Conservação de Aves e Quelônios na Praia do Horizonte, Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, AM**. Dissertação de Mestrado. INPA: Manaus, 2003, 65 p.

RAN. Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Répteis e Anfíbios. Quelônios. Disponível em: <[http://www4.icmbio.gov.br/ran/index.php?id\\_menu=128](http://www4.icmbio.gov.br/ran/index.php?id_menu=128)>, 2010. Acesso em: 17/03/2013.

REBÊLO, G.H.; PEZZUTI, J.C. B. Percepções sobre o consumo de quelônios na Amazônia, sustentabilidade e alternativas ao manejo atual. **Ambiente e Sociedade**, v. 3, n. 6/7, p. 85-104, 2000.

REDFORD, K.H. The empty forest. **BioScience**, v. 42, n. 6, p. 412-422, 1992.

REDFORD, K.H.; ROBINSON, J.G. **Subsistence and commercial uses of wild-life in Latin America**. In: Robinson, J. G.; Redford, K. H. (Eds.) Neotropical Wildlife use and Conservation. University of Chicago Press: Chicago, p. 6-23, 1991.

RIBEIRO, A. S. S.; PALHA, M. D. C.; TOURINHO, M. M.; WHITEMAN, C. W.; SILVA, A. S. L. Utilização dos recursos naturais por comunidades humanas do Parque Ecoturístico do Guamá, Belém, Pará. **Acta Amazônica**, v.37, n.2, p. 235-240, 2007.

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

SALERA JUNIOR, G.; MALVASIO, A.; PORTELINHA, T. C. G. Avaliação da predação de *Podocnemis unifilis* (Testudines, Podocnemididae) no Rio Javaés, Tocantins. **Acta Amazônica**, v. 39, n. 1, p. 207-214, 2009.

SMITH, N. J. H. **A pesca no rio Amazonas**. CNPq: Manaus, 1979. 154p.

SNUC Sistema Nacional de Unidades de conservação. **Texto da Lei 9.985 de 18 de julho de 2000 e vetos da presidência da República ao PL aprovado pelo congresso Nacional**. 2 Ed. Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica: São Paulo, 2000. 76 p.

SOINI, P. **Biología y manejo de la tortuga Podocnemis expansa** (Testudines, Pelomedusidae). Tratado de Cooperación Amazonica: Caracas, 1997. 47p.

TURTLE CONSERVATION FUND. **A Global Action Plan for Conservation of Tortoises and Freshwater Turtles**. Strategy and Funding Prospectus 2002–2007. Conservation International and Chelonian Research Foundation: Washington, 2002. 30 p.

SRBEK-ARAUJO, A. C.; CHIARELLO, A. G. Domestic dogs in Atlantic Forest reserves of south - eastern Brazil: a camera trapping study on patterns of entrance and site occupancy rates. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 4 p. 771-779, 2008.

VALSECCHI, J. **Diversidade de mamíferos e uso da fauna nas Reservas de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá e Amanã – Amazonas – Brasil**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Pará: Belém, 2005. 16 p.

VANZOLINI, P. E. On the eggs of Brazilian *Podocnemis* (Testudines, Podocnemididae). **Biologia Geral e Experimental**, v. 2, n. 2, p. 3-17, 2001.

VOGT, R. C.; GUZZMAN, S. G. Food partitioning in a neotropical freshwater turtle community. **Copeia**, v. 1988, n. 1, p. 37-47, 1988.

## **ANEXOS**

Anexo 1. Cópia de artigo científico publicado no periódico internacional IUCN Otter Specialist Group Bulletin (CAPES QUALIS B4 na área de Biodiversidade)

ARTICLE

**LOCAL PERCEPTIONS AND IMPLICATIONS FOR GIANT OTTER  
(*Pteronura brasiliensis*) CONSERVATION AROUND PROTECTED  
AREAS IN THE EASTERN BRAZILIAN AMAZON**

Fernanda MICHALSKI<sup>1,2,4,\*</sup>, Paula C. CONCEIÇÃO<sup>1</sup>, Joyce A. AMADOR<sup>1</sup>,  
Juliana LAUFER<sup>1,2</sup>, and Darren NORRIS<sup>1,3</sup>

<sup>1</sup> Laboratório de Ecologia e Conservação de Vertebrados, Universidade Federal do Amapá,  
Rod. Juscelino Kubitschek, km 02, Macapá, AP, 68902-280, Brazil

<sup>2</sup> Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical, Universidade Federal do Amapá,  
Rod. Juscelino Kubitschek, Km 02, Macapá, AP, 68902-280, Brazil

<sup>3</sup> Laboratório de Biologia da Conservação, Departamento de Ecologia, Universidade Estadual Paulista,  
C.P. 199, Rio Claro, SP, 13506-900, Brazil

<sup>4</sup> Instituto Pró-Carnívoros, C.P. 10, Atibaia, SP, 12940-970, Brazil

\* Corresponding author: fmichalski@procarnivoros.org.br



(Received 8<sup>th</sup> January 2012, accepted 2<sup>nd</sup> March 2012)

**Abstract:** The local success of protected areas for effective biodiversity conservation depends largely on ensuring the integration of local communities and the persistence of wildlife species and ecological processes. We investigated the perceptions of riverine residents living around a sustainable-use protected area towards giant otters (*Pteronura brasiliensis*). Between March and December 2011, we conducted 41 interviews with riverine residents in the region of the National Forest of Amapá (AP, Brazil). These interviews revealed a strong negative attitude towards giant otters, highlighted by recent reports of otters being killed in 12.2% of the interviews. Generalized linear models showed that years of education and age weakly predicted attitudes towards otters in the study area (i.e., respondents with the longest time in education and older were less likely to dislike otters and to consider giant otters as damaging income or fishing activities, respectively). These results suggested that to conserve giant otters in this region efforts should focus on environmental education and long-term research projects.

**Keywords:** Brazilian Amazon; Giant otter; human-wildlife conflicts; *Pteronura brasiliensis*

## INTRODUCTION

The rise in the extent of protected areas is a success for global biodiversity conservation (Stokstad, 2010). However, over 86% of all protected areas worldwide permit some form of human use and in the neotropics the prevalence of sustainable-use reserves is greater than in

tropical areas of Africa and Asia (Peres, 2011). Currently, almost 37% of the Brazilian Amazon is protected, but in the current protected area system, 22% are indigenous land and 11% are sustainable-use reserves (e.g., production forests) (Azevedo-Ramos et al., 2006). Therefore, the local success of protected areas for effective biodiversity conservation depends largely on ensuring the integration of local communities with activities aimed at conserving wildlife species and ecological processes.

The increase and expansion of human populations means that biodiversity and species conservation activities are intrinsically associated with the socio-economic context (Marshall et al., 2007; Dickman, 2010). The resolution of human-wildlife conflicts (Dickman, 2010), success of re-introduction (Morzillo et al., 2010), and effectiveness of protected areas (Andam et al., 2008) are all dependent on the local context, which includes the perceptions of stakeholders.

Human perceptions towards carnivores differ with a number of variables including: gender (Campbell and Torres Alvarado, 2011), age (Morzillo et al., 2010; Campbell and Torres Alvarado, 2011), species (Lescureux and Linnell, 2010; Campbell and Torres Alvarado, 2011), knowledge/education (Morzillo et al., 2010; Lescureux et al., 2011), location (Dar et al., 2009; Liu et al., 2011), occupation (Hazzah et al., 2009; Lescureux and Linnell, 2010), frequency of contact (Hazzah et al., 2009; Lescureux and Linnell, 2010; Lescureux et al., 2011; Liu et al., 2011), and religious/belief systems (Hazzah et al., 2009; Liu et al., 2011). This lability in perceptions means that through actions such as environmental education it is possible to modify human perceptions, which can directly influence human behaviours with positive outcomes such as reducing human wildlife conflicts and promoting the conservation of biodiversity (Dickman, 2010) but see (Liu et al., 2011).

As found in other carnivore species, human perceptions towards otters differ depending on the socio-economic context. Perceptions may range from positive when otters can act as tourist attractions capable of generating revenue, neutral in agricultural landscapes where they have no impact on local economies (Norris and Michalski, 2009), to negative where giant otters are perceived as competitors by fisherman (Gómez and Jorgenson, 1999; Recharte et al., 2008). Although some studies report correlations between the perceived or real magnitude of damages (e.g. financial losses) and implementation of lethal control measures (Kloskowski, 2011), there is often considerable disparity between the real and perceived impacts of otters (such as net damage and stock consumption) (Gómez and Jorgenson, 1999; Freitas et al., 2007; Recharte et al., 2008; Rosas-Ribeiro et al., 2011; Vaclavikova et al., 2011). Across the Amazon basin, riverine communities struggle to sustain livelihoods. These communities depend on fish as a source of protein and/or financial income. Therefore any real or perceived losses caused by otters will lead to negative impacts on regional conservation efforts. For example damage to even a single fishing net may result not only in injuries to otters but also significant losses for local communities that struggle to sustain livelihoods. As such understanding and resolving otter-human conflicts is vital for both sustainable socio-economic development and biodiversity conservation.

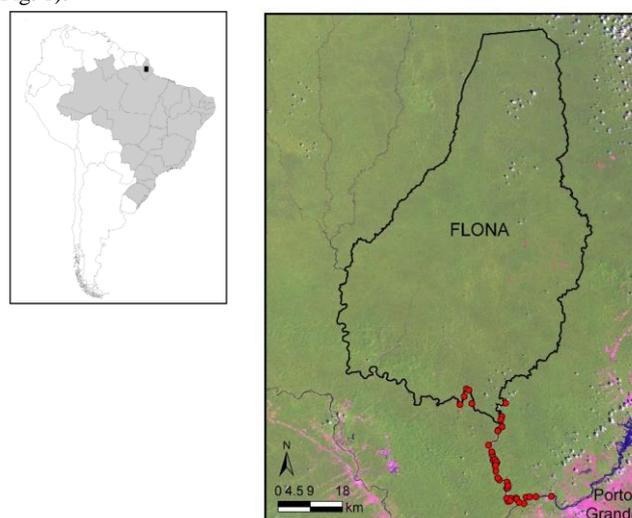
Giant otter populations were decimated throughout their range by the fur trade, for example, 1000–3000 pelts were exported annually from the Brazilian Amazon during the 1950–60's (Smith, 1980). Additionally, habitat destruction (Michalski and Peres, 2005), and illegal hunting are recognised as principal threats to the remaining giant otter populations (Carter and Rosas, 1997; Duplaix et al., 2008). Due to their piscivorous diet, giant otters are widely perceived as competitors by fisherman across the Amazon basin (Gómez and Jorgenson, 1999; Recharte et al., 2008; Rosas-Ribeiro et al., 2011). Therefore, developing effective mitigation strategies for human-otter conflicts is necessary to prevent local communities in the remaining giant otter strongholds from adopting lethal control in

retaliation for perceived and/or real losses. We investigated attitudes of riverine residents towards giant otters in a poorly studied region of the Brazilian Amazon. We evaluated several socio-economic variables in order to determine their influence on local perceptions and to identify possible conflicts between local residents and giant otters.

## MATERIAL AND METHODS

### Study area

This study was conducted in the region of the National Forest of Amapá (FLONA), Amapá State, eastern Brazilian Amazon ( $0^{\circ}55'29''\text{N}$ ,  $51^{\circ}35'45''\text{W}$ , Fig. 1). FLONA is a 412,000 ha sustainable-use reserve, adjacent to continuous undisturbed forest areas and maintains the full community of medium and large bodied vertebrates. This protected area experiences low levels of anthropogenic perturbations, in part because only eight families live on the reserve border, and the nearest city (Porto Grande) is located 46 km by river from the area (Fig. 1).



**Figure 1.** Location of the study area in Amapá State, eastern Brazilian Amazon. A Landsat TM image (227/67, 25 October 2009) shows the location of the 41 interviews (red circles) conducted between March and December 2011, and the nearest urban centre (Porto Grande). The black line shows the limits of the National Forest of Amapá (FLONA). Green, pink, and blue areas represent forest, non-forest, and open-water cover, respectively.

### Data collection

From March to December 2011 we used pre-elaborated questionnaires to interview all local riverine residents along the Araguari and Falsino Rivers from Porto Grande municipality to the nearest protected area (FLONA; Fig. 1). The interviews were conducted on a one to one basis with researchers asking questions and taking notes of the responses.

As a key prerequisite, all riverine residences that we visited were associated with one local informant (long-term resident and or landowner), who was (1) willing to be interviewed, (2) had local information regarding the study area and fishing practices, (3) had knowledge of the local wild fauna, and (4) had been living in the property or close to it for at least one year (mean  $\pm$  SD =  $16.1 \pm 13.5$  years, range = 1.5 – 51 years; n = 41 respondents). To understand attitudes towards giant otters we focused on replies to six questions (i.e., response variables):

- 1) List five wild animal species they liked, with species ranked according to the order in which they were mentioned (e.g. first mentioned species was the most liked);
- 2) List five wild animal species that they disliked, with species ranked according to the order in which they were mentioned (e.g. first mentioned species was the most disliked);
- 3) Which five wild animal species damage family income, with species ranked according to the order in which they were mentioned (e.g. first mentioned species was the most damaging to income);
- 4) Which five wild animal species damage (directly or indirectly) fishing activity, with species ranked according to the order in which they were mentioned (e.g. first mentioned species was the most damaging);
- 5) Whether they had experienced a problem with giant otters (e.g., ripped fishing net) in the past five years, recorded as a single yes or no answer;
- 6) Whether giant otters had been killed in the region close to their house in the past five years, recorded as a single yes or no answer.

Our pre-elaborated questionnaires were also used to obtain information from the respondent, such as age, years of school education, and the principal source of income, all of which can influence perceptions towards giant otters (i.e., predictor variables).

#### **Data analysis**

All analyses were performed in R (R Development Core Team, 2010). To examine if the protected area influenced respondents perceptions towards giant otters we compared responses between i) two classes: within and outside of the protected area and ii) between three classes representing three zones delineated based on proximity to the protected area (near: up to 3 km, intermediate: from 8 to 25 km, and far: from 27 to 43 km). Responses to all six questions were transformed to a binary (yes or no) variable. For example all respondents who mentioned giant otters as one of the disliked species were “yes” and those who did not “no”. We then compared the proportion of respondents who replied yes between the classes (protected area and proximity) using the R function “prop.test”, which tests the null that the proportions (probabilities of success) in several groups are the same.

We used generalized linear models (GLMs – family = binomial, link=logit) to investigate predictors of the perceptions of riverine residents towards giant otters. Perceptions towards giant otters were defined by four responses: “Dislike” (binary response of whether respondents mentioned giant otter as a disliked animal), “Problem” (binary response of whether respondents had ever encountered a problem with giant otters such as damage to fishing nets), “Damage income” (binary response of whether respondents mentioned giant otters as damaging the family income), “Damage fish” (binary response of whether respondents mentioned giant otters as species that damaged fishing activities).

As predictors of interviewee responses we used age (as a continuous variable), the years of school education (split into three classes: illiterate, one to five years, and six to ten years of schooling), distance to FLONA (measured from the Landsat image by following the river channel from the residence to the southeast border of the protected area for all interviews conducted outside FLONA and labelled as zero for all residences located on the border of the protected area), and the principal source of income of the interviewee (three classes: agriculture, fishing, and other). The influence of these predictors on the response variables was tested with separate GLMs to understand how these predictors could affect the perceptions towards giant otters. We adopted a backwards stepwise selection (R function “step”) applying the program defaults to arrive at a most parsimonious (i.e. “best”) model. We compared variable slope estimates in both the full and the “best” model selected, which

enables us to avoid well known issues of stepwise approaches (e.g., inflated Type 1 error rates) (Mundry and Nunn, 2009).

## RESULTS

We conducted 41 interviews with riverine residents located along the Araguari and Falsino Rivers (Fig. 1). The Euclidian nearest neighbour distance between all interviews was on average 13.4 km ( $\pm$  SD = 9.2 km, range = 0.1-38.4 km, n=820 pairwise comparisons). The principal source of income for the majority of respondents was from agriculture (68.3%, n=28), followed by fishing (21.9%, n=9). Although the majority did not necessarily depend financially on fishing, all respondents went fishing frequently (i.e. at least monthly), with the majority (53.6%, n=22) fishing daily. Fish was an important food item, with all families eating at least 250 grams of fish per week and the majority (80.4%, n = 33) consuming more than 2 kg of fish per week.

None of the interviewees cited giant otters as a “Liked” species, with responses generally neutral i.e. 87.8% (n = 36) interviewees did not mention giant otters as a “Liked” or “Disliked” species. However, considering responses to all questions asked (Table 1) there were clearly strong negative perceptions towards giant otters throughout the region (Fig. 2). The majority of respondents identified giant otters as a species that “caused problems” (e.g. ripped fishing nets) and “damaged fishing activities” (73.2 and 75.6% respectively). When questioned about the top five animals that most damage monthly family income giant otters were cited by six respondents (14.6%) and not mentioned by the remaining 35 residents (85.4%) (Table 1; Fig. 2B).

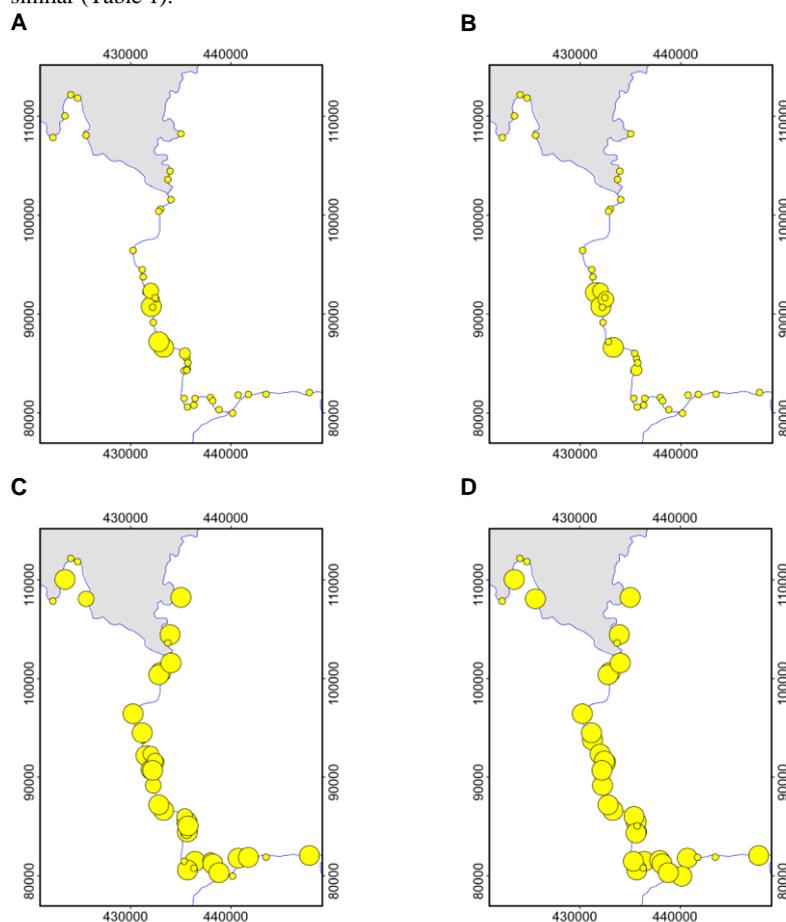
When asked if interviewees had ever killed giant otters in the past five years in the study area, five (12.2%) confirmed that giant otters had been killed (Table 1) as a result of fear (n=2), anger or simple retaliation during fishing activities (n=3). Although interviewees did not provide exact dates of when the giant otters were killed, the most recent report was one year before our interview. These reports occurred throughout all the classes of proximity from FLONA (n=1, 3, 1, near, intermediate, and far, respectively).

**Table 1.** Responses from riverine residents interviewed along the Araguari and Falsino rivers. The proportion (expressed as % in the table) of responses were compared i) between two classes: within and outside of the protected area and ii) between three classes representing three zones delineated based on proximity to the protected area. Bold typeface denotes statistically different proportions of responses between classes ( $\alpha=0.05$ ). Proportions were calculated from the number of respondents who cited giant otters as a “Liked animal”, “Disliked animal”, “Caused problems”, “Damaged income”, “Damage fishing activities” and reported the occurrence of giant otters being killed. Proportions calculated from total number of respondents in each class (column sample sizes).

	All (n=41)	Within Protected Area		Proximity to Protected Area		
		Outside FLONA (n=33)	In FLONA (n=8)	Near (n=11)	Intermediate (n=18)	Far (n=12)
Liked animal	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Dislike animal	12.2	15.2	0.0	<b>0.0</b>	<b>27.8</b>	<b>0.0</b>
Cause problems	73.2	78.8	50.0	63.6	77.8	75.0
Damage income	14.6	18.2	0.0	<b>0.0</b>	<b>33.3</b>	<b>0.0</b>
Damage fishing activities	75.6	81.8	50.0	63.6	88.9	66.7
Giant otter killed	12.2	12.1	12.5	9.1	16.7	8.3

Visual inspection revealed that negative perceptions of giant otters as a problem species (Fig. 2D) and a species that damaged fishing activities (Fig. 2C) occurred throughout the region. However, perceptions of dislike (Fig. 2A) and damaging income (Fig. 2B) were clustered within a 15.8 km stretch of river (“intermediate zone”) between the town of Porto Grande and FLONA. Although residents bordering the protected area tended to have less

negative perceptions towards giant otters (Table 1) when compared with those living outside, this difference in perceptions was not significant. However, responses did differ significantly between residents when classified into the three “proximity” zones. Respondents living at intermediate distances from the protected area were generally most frequently negative in their perceptions of giant otters (Table 1) and a greater proportion (27.8%) cited giant otters as a “Disliked” species and one that “Damaged income” (33.3%). However, the proportions of negative responses of interviewees living near to and far from the protected area were very similar (Table 1).



**Figure 2.** Spatial distribution of riverine perceptions towards giant otters in the study area, showing extent to which respondents: (A) disliked giant otters, (B) perceived that giant otters damaged income, (C) perceived that giant otters damaged fishing activity, and (D) had a problem with giant otters (e.g., ripped fishing net). Increasing symbol size represents more negative perceptions based on the order giant otters were cited in the list of five animals (A, B, and C) or whether they were cited as a problem (D). Grey polygon shows the limits of the National Forest of Amapá (FLONA) and the blue line shows the centre of the major rivers in the study area.

Our GLMs showed that perceptions towards giant otters were hard to predict. Our four predictors were most adequate when used to model when respondents disliked giant otters, however they explained only 28.8 % of this model deviance and the most parsimonious model which retained “Education” (where respondents with the longest time in education were less likely to dislike giant otters) was only marginally significant ( $P=0.054$ ) (Table 2). The most parsimonious models predicting whether respondents considered that giant otters damaged income and fishing activities both retained only age, with older respondents less likely to consider giant otters as damaging income or fishing activities (deviance explained 8.3 and 4.6% damage income and fishing respectively), however neither model was statistically significant ( $P=0.093$  and  $P=0.146$ , damage income and fishing activity respectively) (Table 2).

## DISCUSSION

As far as we are aware this study is the first to quantify perceptions of riverine residents towards giant otters in the eastern Brazilian Amazon. Our findings show that giant otters are (1) negatively perceived throughout the study region, (2) more positively perceived by respondents with the longest time in education, (3) less likely to be considered as damaging income or fishing activities by older respondents, and (4) have been killed recently in the area. Our findings reinforce the importance of studies with human-wildlife conflicts in and around sustainable-use reserves in the Brazilian Amazon, in order to ensure the long-term persistence of endangered species.

Conflicts between Amazon fishermen and giant otters have been reported from Colombia (Gómez and Jorgenson, 1999), Peru (Recharte et al., 2008), and Brazil (Rosas-Ribeiro et al., 2011). The primary reason for these conflicts was the overlap in space and time of resource use between humans and giant otters. Fish is an important food resource among Amazonian riverside people (Boischoio and Henshel, 2000; Dorea, 2003), and riverine communities have been heavy consumers of fish due to their plentiful availability, and difficulties of acquiring alternative protein sources (e.g., via raising cattle) (Hiraoka, 1992). Similarly, in our study region, all respondents went fishing frequently (at least monthly), with 80% of the people interviewed consuming more than 2 kg of fish per week. This dependence on fish is very similar with that of the giant otter, which are primarily piscivorous and can eat up to 10% of their body weight per day (Duplaix, 1980; Rosas et al., 1999). Therefore, it is not surprising that giant otters are negatively perceived throughout our study region, and that 76% of respondents perceive otters as damaging fishing activities.

Despite well documented fishermen-giant otter conflicts (Duplaix, 1980; Bisbal, 1993; Gómez and Jorgenson, 1999; Recharte et al., 2008; Rosas-Ribeiro et al., 2011) there are no studies reporting socio-economic (such as education level and age) influences on perceptions towards giant otters in riverine communities. Although inference from our sample of 41 riverine residents is limited, the sample included all permanent residents in and around FLONA. As such, our results present a complete representation of the riverine population in the study area.

Our results suggested that older respondents and those with the longest time in education were less likely to dislike otters and to consider giant otters as damaging income or fishing activities. However, these variables were not strong predictors of perceptions in our analyses. We believe that this is partly explained by the profile of the respondents who were in general very similar (i.e., all male, principal income generators, and frequent fishers). These similarities mean that we would not expect to find strong differences in perceptions towards giant otters in the study area. The most surprising result was the widespread negative perceptions and the intensity of kills of giant otters. Based on our interview data, we found

Table 2 – Predictors of perceptions towards giant otters. GLM model results (coefficients with associated Z values in parenthesis) of perceptions towards giant otters from 41 interviews with riverine residents in the eastern Brazilian Amazon. Perceptions represented by 4 binary response variables i) “Dislike”, (whether respondents mentioned giant otter as a disliked animal), ii) “Problem” (whether respondents had ever encountered a problem with giant otters such as damage to fishing nets), iii) “Damage income” (whether respondents mentioned giant otters as damaging the family income), iv) “Damage fish” (whether respondents mentioned giant otters as species that damaged fishing activities).

	Dislike		Problem		Damage income		Damage fishing	
	Full	Best	Full	Best	Full	Best	Full	Best
Age (years)	-0.066 (-1.38)		0.006 (0.203)		-0.060 (-1.54)		-0.052 (-1.35)	
Distance to FELONA (km)	-0.027 (0.60)		0.012 (0.394)		-0.001 (-0.03)		0.031 (0.91)	
Education (compared with illiterate)								
5 or less years	1.861 (0.01)	1.821 (0.01)	-0.558 (-0.57)		0.342 (0.25)		-0.672 (-0.65)	
6 to 10 years	0.178 (0.00)	-0.000 (0.00)	-1.540 (-1.35)		0.492 (0.30)		-2.142 (-1.67)	
Principal income (compared with fishing)								
Agriculture	0.825 (0.53)		-0.121 (-0.09)		1.253 (0.87)		-1.726 (-1.41)	
Other	-0.858 (-0.66)		0.477 (0.48)		0.535 (0.47)		0.853 (0.69)	
Model Deviance explained (%)	28.81	19.21	4.84	0.26	11.33	8.28	16.98	4.64
Model AIC	35.64	30.56	59.38	51.56	44.27	35.31	51.82	47.44
Model significance	0.188	0.054	0.889	0.724	0.695	0.093	0.258	0.146

that a minimum of 0.6 giant otters per 10 km of river had been killed in the past five years in a relatively short river stretch (ca. 86.1 km).

For a long lived species such as giant otters (Carter and Rosas, 1997) with a complex social structure (Duplaix, 1980; Davenport, 2010), human induced mortalities may strongly influence (both directly and indirectly) the long-term persistence of the species in the area. In an area of the Peruvian Amazon where the giant otter population was increasing, hunters and fishermen rarely hunted the species due to limited markets and/or uses (Recharte Uscamaita and Bodmer, 2010). In our study area, we have no published historical or recent data on the giant otter population. Thus, further studies must be conducted in order to evaluate if the giant otter population is increasing, stable or decreasing and the potential impact of the kills around the protected area.

Previous studies have demonstrated that inappropriately managed tourism can threaten giant otter populations within protected areas (Schenck and Staib, 1992). Tourism does not occur in our study area and our results suggested that the activities of local residents within and around the protected area (FLONA) are the major threats to giant otter populations. Proximity to the protected area did not strongly influence perceptions towards giant otters in the study area. Additionally, reported kills of giant otters were also widely distributed. Although the protected area does not appear to influence negatively the perceptions towards giant otters, it is also not increasing the positive answers of the interviewees.

The protected area (FLONA) is a sustainable-use reserve, which is supposed to be sustainable for both people and wildlife species. Considering the regional socio-economic context (all riverine residents have a low income and, in general, low education level), a positive management action for FLONA would be a closer engagement with the human population particularly to encourage and support the adoption of sustainable activities (e.g., extraction of non-timber products) within and around FLONA. If such activities were coupled with environmental education we believe that a truly sustainable co-existence between local community and giant otters could be achieved.

More standardized studies that apply detailed questionnaires are needed throughout the species range. For example based on questions involving lists of most liked and disliked animals in another study region in the Brazilian Amazon, Norris and Michalski (2009), found that landowners had neutral attitudes towards giant otters. However, here we showed that the simple question generating a list of animals that were liked and disliked on its own is not sufficient to assess perceptions. Although we believe that conclusions from Norris and Michalski (2009) are valid as landowners in the same region never cited giant otters as a species that damaged income in a larger set of interviews (n=236, Michalski et al., 2006), future studies should adopt more detailed questions such as those presented here.

With the expansion of human settlements across the Amazon, our conclusions highlight the importance of detailed studies that could provide information in order to focus conservation efforts in areas with potential human-otter conflicts. This detailed information is required to inform the development and application of environmental education activities and facilitate the sustainable development of livelihoods and local communities within and around the expanding network of sustainable-use reserves.

**Acknowledgements** - This research was supported by Conservation International - Brazil, and the Walmart Institute – Brazil through the project “Support to the implementation of the Amapá National Forest”, and The Rufford Small Grants for Nature Conservation. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBIO) and the Universidade Federal do Amapá provided logistical support. PCC and JAA were funded by a National Council for Scientific and Technological

Development (CNPq) PIBIC studentships, JL was funded by a Brazilian Ministry of Education (CAPES) PhD studentship, and DN was funded by a CNPq PhD studentship. We are deeply indebted to the riverine residents that contributed to this study and to Alvino Pantoja and Dinael Soares for field assistance. This article resulted from the PPBio/CENBAM Workshop conducted by William Magnusson.

## REFERENCES

- Andam, K.S., Ferraro, P.J., Pfaff, A., Sanchez-Azofeifa, G.A., Robalino, J.A. (2008). Measuring the effectiveness of protected area networks in reducing deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **105**: 16089-16094.
- Azevedo-Ramos, C., do Amaral, B.D., Nepstad, D.C., Soares Filho, B., Nasi, R. (2006). Integrating ecosystem management, protected areas, and mammal conservation in the Brazilian Amazon. *Ecology and Society*, **11**.
- Bisbal, F.J. (1993). Human impact on the carnivores of Venezuela. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, **28**: 145-156.
- Boischo, A.A.P., Henshel, D. (2000). Fish consumption, fish lore, and mercury pollution - Risk communication for the Madeira river people. *Environmental Research Section A*, **84**: 108-126.
- Campbell, M.O.N., Torres Alvarado, M.E. (2011). Public perceptions of jaguars *Panthera onca*, pumas *Puma concolor* and coyotes *Canis latrans* in El Salvador. *Area*, **43**: 250-256.
- Carter, S.K., Rosas, F.C.W. (1997). Biology and conservation of the giant otter *Pteronura brasiliensis*. *Mammal Review*, **27**: 1-26.
- Dar, N.I., Minhas, R.A., Zaman, Q., Linkie, M. (2009). Predicting the patterns, perceptions and causes of human-carnivore conflict in and around Machiara National Park, Pakistan. *Biological Conservation*, **142**: 2076-2082.
- Davenport, L.C. (2010). Aid to a Declining Matriarch in the Giant Otter (*Pteronura brasiliensis*). *Plos One*, **5**.  
[<http://www.plosone.org/article/info%3Adoi%2F10.1371%2Fjournal.pone.0011385> Accessed 1 June 2012]
- Dickman, A.J. (2010). Complexities of conflict: the importance of considering social factors for effectively resolving human-wildlife conflict. *Animal Conservation*, **13**: 458-466.
- Dorea, J.G. (2003). Fish are central in the diet of Amazonian riparians: should we worry about their mercury concentrations? *Environmental Research*, **92**: 232-244.
- Duplaix, N. (1980). Observations on the ecology and behavior of the giant river otter *Pteronura brasiliensis* in Suriname. *Terre Et La Vie-Revue D Ecologie Appliquee*, **34**: 495-620.
- Duplaix, N., Waldemarin, H.F., Groenedijk, J., Evangelista, E., Munis, M., Valesco, M., Botello, J.C. (2008). In *IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2*.
- Freitas, D., Gomes, J., Luis, T.S., Madruga, L., Marques, C., Baptista, G., Rosalino, L.M., Antunes, P., Santos, R., Santos-Reis, M. (2007). Otters and fish farms in the Sado estuary: ecological and socio-economic basis of a conflict. *Hydrobiologia*, **587**: 51-62.
- Gómez, J.R., Jorgenson, J.P. (1999). An overview of the giant otter-fisherman problem in the Orinoco Basin of Colombia. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin*, **16**: 90 - 96.
- Hazzah, L., Mulder, M.B., Frank, L. (2009). Lions and warriors: social factors underlying declining African lion populations and the effect of incentive-based management in Kenya. *Biological Conservation*, **142**: 2428-2437.
- Hiraoka, M. (1992). Caboclo and ribereño resource management in Amazonia: a review. In K.H. Redford and C. Padoch (eds): *Conservation of Neotropical Forests* Columbia University Press, New York.
- Kloskowski, J. (2011). Human-wildlife conflicts at pond fisheries in eastern Poland: perceptions and management of wildlife damage. *European Journal of Wildlife Research*, **57**: 295-304.
- Lescureux, N., Linnell, J.D.C. (2010). Knowledge and Perceptions of Macedonian Hunters and Herders: The Influence of Species Specific Ecology of Bears, Wolves, and Lynx. *Human Ecology*, **38**: 389-399.
- Lescureux, N., Linnell, J.D.C., Mustafa, S., Melovski, D., Stojanov, A., Ivanov, G., Avukatov, V., von Arx, M., Breitenmoser, U. (2011). Fear of the unknown: local knowledge and perceptions of the Eurasian lynx *Lynx lynx* in western Macedonia. *Oryx*, **45**: 600-607.
- Liu, F., McShea, W.J., Garshelis, D.L., Zhu, X., Wang, D., Shao, L. (2011). Human-wildlife conflicts influence attitudes but not necessarily behaviors: Factors driving the poaching of bears in China. *Biological Conservation*, **144**: 538-547.
- Marshall, K., White, R., Anke, F. (2007). Conflicts between humans over wildlife management: on the diversity of stakeholder attitudes and implications for conflict management. *Biodiversity and Conservation*, **16**: 3129-3146.

- Michalski, F., Boulhosa, R.L.P., Faria, A., Peres, C.A. (2006). Human-wildlife conflicts in a fragmented Amazonian forest landscape: determinants of large felid depredation on livestock. *Animal Conservation*, **9**: 179-188.
- Michalski, F., Peres, C.A. (2005). Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *Biological Conservation*, **124**: 383-396.
- Morzillo, A.T., Mertig, A.G., Hollister, J.W., Garner, N., Liu, J. (2010). Socioeconomic factors affecting local support for black bear recovery strategies. *Environmental Management*, **45**: 1299-1311.
- Mundry, R., Nunn, C.L. (2009). Stepwise model fitting and statistical inference: turning noise into signal pollution. *American Naturalist*, **173**: 119-123.
- Norris, D., Michalski, F. (2009). Are otters an effective flagship for the conservation of riparian corridors in an Amazon Deforestation Frontier? *IUCN Otter Specialist Group Bulletin*, **26**: 73-77.
- Peres, C.A. (2011). Conservation in sustainable-use tropical forest reserves. *Conservation Biology*, **25**: 1124-1129.
- R Development Core Team (2010). R Foundation for Statistical Computing, Vienna, R Foundation for Statistical Computing, ISBN 3-900051-07-0.
- Recharte, M., Bowler, M., Bodmer, R. (2008). Potential conflict between fishermen and giant otter (*Pteronura brasiliensis*) populations by fishermen in response to declining stocks of Arowana fish (*Osteoglossum bicirrhosum*) in Northeastern Peru. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin*, **25**: 89 - 93.
- Recharte Uscamaita, M., Bodmer, R. (2010). Recovery of the Endangered giant otter *Pteronura brasiliensis* on the Yavari-Mirin and Yavari Rivers: a success story for CITES. *Oryx*, **44**: 83-88.
- Rosas-Ribeiro, P.F., Rosas, F.C.W., Zuanon, J. (2011). Conflict between fishermen and giant otters *Pteronura brasiliensis* in Western Brazilian Amazon. *Biotropica*, DOI: 10.1111/j.1744-7429.2011.00828.x.
- Rosas, F.C.W., Zuanon, J.A.S., Carter, S.K. (1999). Feeding ecology of the giant otter, *Pteronura brasiliensis*. *Biotropica*, **31**: 502-506.
- Schenck, C. and Staib, E. (1992). Giant otters in Peru. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin*, **7**: 24-26.
- Smith, N.J.H. (1980). Caimans, capybaras, otters, manatees, and man in Amazonas. *Biological Conservation*, **19**: 177-187.
- Stokstad, E. (2010). Despite progress, biodiversity declines. *Science*, **329**: 1272-1273.
- Vaclavikova, M., Vaclavik, T., Kostkan, V. (2011). Otters vs. fishermen: Stakeholders' perceptions of otter predation and damage compensation in the Czech Republic. *Journal for Nature Conservation*, **19**: 95-102.

## RÉSUMÉ

### PERCEPTIONS ET IMPLICATIONS LOCALES POUR LA CONSERVATION DE LA LOUTRE GEANTE (*Pteronura brasiliensis*) AUTOUR D'AIRES PROTEGEES BRÉSILIENNES DE L'EST DE L'AMAZONE

Le succès des aires protégées pour la conservation de la biodiversité dépend en grande partie de l'intégration des communautés locales et de la persistance d'espèces sauvages et de processus écologiques. Nous avons étudié les perceptions de résidents riverains d'une zone protégée pour les loutres géantes (*Pteronura brasiliensis*). Entre Mars et Décembre 2011, nous avons mené 41 interviews dans la région de la Forêt Nationale de l'Amapá (AP, Brésil). Ces dernières ont révélé une forte attitude négative à l'égard des loutres géantes, soutenu par le rapport de loutres tuées dans 12,2% des conversations. Les modèles linéaires généralisés ont montré que des années d'éducation et l'âge des personnes concernées limitent les attitudes néfastes envers la Loutre dans la zone d'étude (les personnes sondées ayant une éducation avancée et plus âgées étaient moins susceptibles de ne pas aimer les loutres et d'envisager des loutres géantes comme non préjudiciables pour leurs revenus ou pour les activités de pêche). Ces résultats suggèrent que pour conserver des loutres géantes dans cette

région, les efforts devraient se concentrer sur l'éducation environnementale et les projets de recherche à long terme.

## RESUMEN

### PERCEPCIONES LOCALES E IMPLICACIONES PARA LA CONSERVACION DEL LOBO DE RIO (*Pteronura brasiliensis*) ALREDEDOR DE ÁREAS PROTEGIDAS EN LA AMAZONIA ORIENTAL DEL BRASIL

El éxito local de áreas protegidas para la conservación de la biodiversidad depende en gran parte en asegurar la integración de comunidades locales y la persistencia de la vida silvestre y procesos ecológicos. Investigamos percepciones de gente local viviendo alrededor de un área protegida de uso-sostenible hacia el lobo de río (*Pteronura brasiliensis*). Entre Marzo y Noviembre 2011, llevamos a cabo 41 entrevistas con los residentes ribereños de la región del Bosque Nacional de Amapá (AP, Brasil). Estas entrevistas revelaron una fuerte actitud negativa hacia el Lobo de Río, resaltado por los informes recientes que nutrias fueron asesinadas en un 12,2% de las entrevistas. Modelos lineales generalizados mostró que los años de la educación y la edad predice débilmente las actitudes hacia las nutrias en la zona de estudio (es decir, los encuestados con más tiempo en la educación y los mayores de edad eran menos propensos a rechazar las nutrias y considerar a lobos de río como perjudicial a sus ingresos o las actividades de pesca, respectivamente). Estos resultados sugieren que para conservar el lobo de río en la región se debe enfocar en la educación ambiental y proyectos de investigación a largo plazo.

Anexo 2. Cópia de artigo científico publicado no periódico nacional Edentata (CAPES QUALIS B4 na área de Biodiversidade)



Edentata 13 (2012): 56–60  
Electronic version: ISSN 1852-9208  
Print version: ISSN 1413-4411  
<http://www.xenarthrans.org>

SHORT COMMUNICATION

Use of boat surveys to provide complementary data on the ecology of *Bradypus tridactylus* (Pilosa: Bradypodidae) from northern Amazonia

JULIANA LAUFER<sup>A,B</sup>, JOYCE A. AMADOR<sup>A</sup>, PAULA C. CONCEIÇÃO<sup>A</sup>,  
DARREN NORRIS<sup>A,C</sup> AND FERNANDA MICHALSKI<sup>A,B,D,1</sup>

<sup>A</sup>Laboratório de Ecologia e Conservação de Vertebrados, Universidade Federal do Amapá, Rod. Juscelino Kubitschek, km 02, 68902-280, Macapá, AP, Brazil. E-mail: lauferjuliana@gmail.com  
<sup>B</sup>Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical, Universidade Federal do Amapá, Rod. Juscelino Kubitschek, Km 02, 68902-280, Macapá, AP, Brazil.  
<sup>C</sup>Laboratório de Biologia da Conservação, Departamento de Ecologia, Universidade Estadual Paulista, C.P. 199, 13506-900, Rio Claro, SP, Brazil. E-mail: dnorris75@gmail.com  
<sup>D</sup>Instituto Pró-Carnívoros, C.P. 10, 12940-970, Atibaia, SP, Brazil. E-mail: fmichalski@procarnivoros.org.br  
<sup>1</sup>Corresponding author

**Abstract** Here we present new data on relative abundance and diet of *Bradypus tridactylus* Linnaeus, 1758 resulting from 2,505 km of river based surveys conducted in northern Amazonia. Our sampling effort using a motorized boat provided a low number of *B. tridactylus* detections (n = 4, relative abundance of 0.02 individuals/10 km surveyed). Our observations provide the first record of *Parkia velutina* Benoist (Leguminosae – Mimosoideae) consumption for *B. tridactylus*. We contribute with recommendations of standardized complementary survey techniques that can be used to provide data on relative abundance of arboreal mammals such as sloths in tropical forests.

**Keywords:** Amazonia, *Bradypus tridactylus*, diet, relative abundance, sloths

**Uso de levantamentos em barcos motorizados para fornecer dados complementares sobre a ecologia de *Bradypus tridactylus* (Pilosa: Bradypodidae) na Amazônia Oriental**

**Resumo** Neste estudo apresentamos novos dados sobre a abundância relativa de *Bradypus tridactylus* Linnaeus, 1758 e de sua dieta, obtidos a partir de observações realizadas em 2505 km ao longo de rios no norte da Amazônia. O esforço amostral utilizando um barco motorizado resultou em um baixo número de detecções de *B. tridactylus* (n = 4, abundância relativa de 0,02 indivíduos/10 km percorridos). As observações forneceram o primeiro registro do consumo de *Parkia velutina* Benoist (Leguminosae – Mimosoideae) para *B. tridactylus*. Nós apresentamos informações de técnicas de amostragem padronizadas e complementares que podem fornecer dados sobre abundância de mamíferos arbóreos em florestas tropicais, como as preguiças.

**Palavras-chave:** abundância relativa, Amazônia, *Bradypus tridactylus*, dieta, preguiças

Sloths are folivorous, arboreal mammals that are currently classified in the order Pilosa and suborder Folivora (Wilson & Reeder, 2005). Despite their wide distribution across Neotropical forests, few studies describe the ecology and behavior of sloths (but see Carvalho, 1960; Montgomery & Sunquist, 1975; Queiroz, 1995; Chiarello, 1998; Taube *et al.*,

1999; Taube *et al.*, 2001; Bezerra *et al.*, 2008; Cassano *et al.*, 2011). One reason for this relative scarcity of information is the difficulty human observers experience in detecting sloths that often remain stationary and obscured from vision in the forest canopy (Brattstrom, 1966).

*Bradypus tridactylus*, the pale-throated three-toed sloth, occurs in the northern Neotropics in Venezuela, Guyana, Suriname, French Guiana, and northeastern Brazil from the delta of the Orinoco River to north of the Amazon River and east of Negro River (Hayssen, 2009; Moraes-Barros *et al.*, 2010; Chiarello & Moraes-Barros, 2011). Due to the camouflage provided by the pelage color of *B. tridactylus* (Hayssen, 2009) and the general behavior of moving very slowly in trees, thus avoiding predation largely by preventing detection (Brattstrom, 1966) it is difficult to discern *B. tridactylus* during terrestrial field surveys (e.g., line-transect census). Thus, the majority of studies available for *B. tridactylus* come from captivity and museum specimens and have focused on physiology, metabolism, morphology, and molecular phylogeny (Foley *et al.*, 1995; Gilmore *et al.*, 2000; Green, 2009; Moraes-Barros *et al.*, 2011).

Studies reporting abundance and density estimates of *B. tridactylus* are scarce. For example, in a total line transect census effort of 1,739.6 km in the southern Amazonia, sloths were not detected (Michalski & Peres, 2007) and only three observations of *B. tridactylus* were made during 2,192 km of census in Varzea and Terra Firme forests in central-western Amazonia (Haugaasen & Peres, 2005). Density estimates were reported from Guyana (31 individuals/km<sup>2</sup>) (Beebe, 1926) and from a rescue operation in French Guiana (Taube *et al.*, 1999). From this rescue operation Taube *et al.* (1999) provide a density estimate considering the entire study area (1.7 individuals/km<sup>2</sup>) and a corrected estimate considering only the area surveyed (9.0 individuals/km<sup>2</sup>).

Additionally, behavioral data are also lacking for this species. For example, there is only one study with observations on the diet of this species that was conducted in an urban park in Pará, Brazil (Carvalho, 1960). Currently, most of the knowledge on the behavior of *B. tridactylus* is inferred from its Amazonian congener *B. variegatus* (Emmons & Feer, 1997), which is considered to have similar biology and behavior (Eisenberg & Redford, 1999).

In this study, we present new information on the relative abundance and diet of *B. tridactylus* observed along waterways in a continuous forest area in northern Amazonia. We also contribute with discussion of standardized survey techniques that can be used to complement ecological studies of sloths.

The study was conducted around the Floresta Nacional do Amapá (FLONA), a protected area of 412,000 ha designated for sustainable use, located in northern Amazonia (0°55'29"N, 51°35'45"W; FIG. 1). FLONA is adjacent to continuous undisturbed forests and maintains the complete community of medium and large bodied vertebrates. This protected area experiences low levels of anthropogenic perturbations (e.g. subsistence hunting), in part because

only thirteen families live on the reserve border, and the nearest city is located 46 km away by river (Brandão & Silva, 2008).

From March 2011 to February 2012 we conducted surveys of mid to large bodied vertebrates along waterways (Araguari and Falsino Rivers) in a motorized boat using a standardized boat census protocol (Pitman *et al.*, 2011). To optimize detections the boat was piloted along the center of the rivers at a low speed (mean velocity±SD = 11.9±3.3 km/h, range = 3–20). At least three observers (range = 3–5) searched for vertebrates in the river (aquatic species), on the border of the river (terrestrial species), and along the tree line / canopy (arboreal species), with the help of binoculars. To avoid detection bias due to differences in observer experience, all field surveys were conducted with a local field assistant who had lived for more than 30 years in the study area and was trained to identify vertebrates, and one researcher with a minimum of 6 years experience with Neotropical vertebrate censuses. All censuses took place in rainless weather during the morning (08:00–11:59 hr) or afternoon (13:00–18:00 hr).

Here we present a subset of the data that provides information on the abundance and behavior of *B. tridactylus*. We analyzed boat census data in terms of individuals detected per 10 km travelled, which enables our data to be compared with other surveys in the Amazon (Haugaasen & Peres, 2005; Michalski & Peres, 2007; Pitman *et al.*, 2011).

In total, our census effort covered 2,505 km, including 1,677 km along the Araguari and 828 km along the Falsino rivers. Our sampling effort resulted in a low number of detections of *B. tridactylus* (n=4), and a relative abundance of 0.02 individuals/10 km surveyed. Two *B. tridactylus* individuals were observed on 10 July 2011, at the end of the rainy season, when the river water levels in the study area were still high. The other two *B. tridactylus* were observed during the dry season (02 and 15 November 2011), when the river water levels were lower.

The first observation of a solitary *B. tridactylus* occurred at 10:13 hr on 10 July 2011 along the Araguari River. The individual was observed eating leaves (FIG. 2) in the upper stratum of a low canopy tree at a height of 24 m (estimated visually from the boat at a perpendicular distance of 20 m). During the 12 min of observation the sloth was first seen at the upper stratum of the tree canopy, eating leaves, but after 3 min it descended and disappeared into the dense under canopy vegetation at a height of ca. 15 m. This individual was identified as a male by the characteristic dorsal orange-yellow patch with a broad, tapering, black central streak and a black spot (Hayssen, 2009) (FIG. 2). The tree was identified as *Parkia velutina* (Leguminosae - Mimosoideae) (voucher deposited at the Instituto de Pesquisas

Científicas e Tecnológicas do Amapá – IEPA, Herbarium number: HAMAB-18234).

The second observation occurred at 14:56 hr on 10 July 2011. We observed another *B. tridactylus* individual at the edge of the Araguari River supported between vines at a height of 0.5 m above the water line. We remained in the boat at a distance of approximately 15 m from the individual, which did not alter its behavior as a result of our presence. We observed this individual for a total of 7 min during which the animal climbed slowly through the vines until it disappeared into the forest.

The third observation occurred at 14:11 hr on 02 November 2011, when we observed a male *B. tridactylus* swimming across the Araguari River in the direction of the protected area. We observed this individual for a total of 13 min during which the animal reached the river bank and climbed a canopy tree.

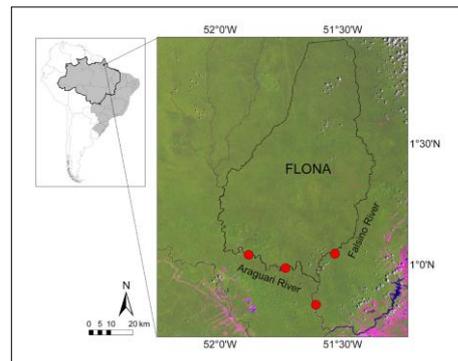
The fourth observation occurred at 12:23 hr on 15 November 2011 along the Falsino River. We observed another *B. tridactylus* male along the border of FLONA at a height of 20 m above the water line (estimated visually from the boat at a perpendicular distance of 12 m). This individual was climbing a canopy tree and after 8 min of observation disappeared into the dense canopy vegetation.

As far as we are aware this study is the first to provide information on the relative abundance and diet of *B. tridactylus* in a continuous forest area in the northern Amazonia. In general, density estimates for sloths vary greatly between studies, depending on forest type and census method, and it appears to be difficult to obtain reliable estimates of sloth densities (Taube *et al.*, 1999).

The relative abundance of *B. tridactylus* detected in our study area was similar to those reported in unflooded (*Terra Firme* – 0.02 individuals/10 km transect), and slightly higher than the abundance in flooded forests (*Varzea* – 0.01 individuals/10 km transect) in central-western Amazonia (Haugaasen & Peres, 2005). However, these figures are likely underestimates due to limited visibility along transects. Our abundance estimate for the study area is also probably an underestimate.

Wildlife rescue operations such as the one conducted by Taube *et al.* (1999) will always provide a better estimate of sloth densities as the majority of animals are seen and rescued. Thus, animal records obtained from rescue operations will tend to be higher (Taube *et al.*, 1999) than those observed on census surveys with no capture (Haugaasen & Peres, 2005; Michalski & Peres, 2007; Pitman *et al.*, 2011). However, due to their sporadic nature estimates from rescue operations are unlikely to provide sufficient data for comparative analysis across Neotropical forests.

Obtaining reliable abundance estimates for sloths is challenging and there is currently no single technique that can provide cost effective data for comparative studies. Line transect census is widely used to study arboreal species such as primates in the Neotropics (Peres, 1999). However, issues of detectability mean that this technique is less effective for sloths. The majority of Amazon forests are accessible by boat (Peres & Terborgh, 1995), and we suggest that boat surveys should be used to complement more focused line transect and behavioral studies. Yet caution needs to be taken as results obtained by



**FIGURE 1.** Location of the study region around the Floresta Nacional do Amapá (FLONA), state of Amapá, eastern Brazilian Amazon. Inset shows Legal Amazon (bold black line), and the polygon within the main figure shows the limits of FLONA. A Landsat TM image (226/59, 25 October 2009) shows locations of *Bradypus tridactylus* (red circles) detected via motorized boat surveys. Green, pink, and blue areas represent forest, non-forest, and open-water cover, respectively.



**FIGURE 2.** Male *Bradypus tridactylus* eating leaves of a *Parkia velutina* tree (Leguminosae: Mimosoideae) observed during boat surveys along the Araguari River on the border of the Floresta Nacional do Amapá (FLONA), state of Amapá, eastern Brazilian Amazon.

boat surveys may tend to underestimate sloth abundances and should therefore be used to complement other techniques.

Although boat surveys can cause potential biases by failing to detect species that avoid rivers, are difficult to observe due to cryptic behavior, and that are spooked by the noise of boats, the method has a high data-to-cost ratio and a high potential for long-term monitoring. Additionally, this technique is capable of detecting a broad range of species, ranging from small cryptic (e.g., *Saimiri boliviensis*) to large bodied vertebrates (e.g., *Panthera onca*) (Pitman *et al.*, 2011). A particular advantage of boat surveys compared with terrestrial forest survey techniques such as line transect census is that the canopy is visible. Such advantages combined with the fact that researchers often use boats to access Amazonian study areas means that standardized boat surveys have the potential to provide a cost effective source of complementary data on sloth ecology.

As well as abundance estimates, our results show that boat surveys can also contribute with data on species natural history and behavior. We provided data on displacement (swimming) across rivers, which is a rarely documented behavior. We also provided the first observation on the consumption of leaves of the genus *Parkia* and the species *P. velutina* (Leguminosae – Mimosoideae) for *B. tridactylus*. The only previous description of the diet of wild *B. tridactylus* comes from an urban park in Belém (Pará State, Brazil) where this species was recorded eating leaves of *Hevea viridis* Huber. (Euphorbiaceae), *Elizabetha paraense* Ducke. (Leguminosae – Mimosoideae), and *Ceiba summauna* Schum. (Bombacaceae) (Carvalho, 1960). In our study area, Leguminosae is the dominant family accounting for 23.9% of the species surveyed in a 1.9 ha forest plot (Pereira *et al.*, 2007). Yet there are no studies available to enable insights into the relative generality or selectivity of *B. tridactylus* feeding patterns.

Considering the lack of knowledge of this species and other sloths there is clearly a need to implement complementary field techniques that can be incorporated into current studies with a minimal increase in time and costs to improve the quantity and quality of existing data. This is especially true in remote Amazonian areas where access for researchers is provided by boat travel and terrestrial census and trap studies are more expensive (Pitman *et al.*, 2011).

We suggest that by integrating boat surveys with existing survey techniques it may be possible to cost-effectively generate broad scale comparative data on the distribution and abundance of sloths across Amazonia. Boat surveys can be conducted by people from the local community trained to identify sloths and other vertebrate species (Danielsen *et al.*, 2009). These people could combine the census

technique with other activities (e.g., displacement to fish), thereby ameliorating the logistical constraints of time and money. This strategy could increase the number of sloths observed, sampling effort, and the data-to-cost ratio in long-term projects (Pitman *et al.*, 2011) as well as provide data on natural history of poorly studied sloth species.

#### ACKNOWLEDGEMENTS

This research was supported by Conservation International – Brazil and the Walmart Institute – Brazil through the project “Support to the implementation of the Amapá National Forest”, and The Rufford Small Grants for Nature Conservation. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) and the Universidade Federal do Amapá provided logistical support. JL was funded by a Brazilian Ministry of Education (CAPES) PhD studentship, JAA and PCC were funded by a National Council for Scientific and Technological Development (CNPq) PIBIC studentships, and DN was funded by a CNPq PhD scholarship. We thank IBAMA for authorization to conduct research in FLONA (IBAMA/SISBIO permit n° 26653-1). We are deeply indebted to Alvino Pantoja for field assistance and to Ivone Nishi, Nigel Pitman, and Fabiano Cesarino for botanic identification.

#### REFERENCES

- Beebe, W. 1926. The three-toed sloth (*Bradypus cuculliger cuculliger* Wagler). *Zoologica* 7: 1–67.
- Bezerra, B. M., A. S. Souto, L. G. Halsey & N. Schiel. 2008. Observation of brown-throated three-toed sloths: mating behaviour and the simultaneous nurturing of two young. *Journal of Ethology* 26: 175–178.
- Brandão, F. C. & L. M. A. Silva. 2008. Conhecimento ecológico tradicional dos pescadores da Floresta Nacional do Amapá. *Uakari* 4: 55–66.
- Brattstrom, B. H. 1966. Sloth behavior. *Journal of Mammalogy* 47: 348.
- Carvalho, C. T. 1960. Notes on the three-toed sloth, *Bradypus tridactylus*. *Mammalia* 24: 155–156.
- Cassano, C. R., M. C. M. Kierulff & A. G. Chiarello. 2011. The cacao agroforests of the Brazilian Atlantic forest as habitat for the endangered maned sloth *Bradypus torquatus*. *Mammalian Biology* 76: 243–250.
- Chiarello, A. G. 1998. Activity budgets and ranging patterns of the Atlantic forest maned sloth *Bradypus torquatus* (Xenarthra : Bradypodidae). *Journal of Zoology* 246: 1–10.
- Chiarello, A. & N. Moraes-Barros. 2011. *Bradypus tridactylus*. in: IUCN 2011. IUCN Red List of

- Threatened Species 2011.2. <www.iucnredlist.org/>. Downloaded on 28 July 2011.
- Danielsen, F., N. D. Burgess, A. Balmford, P. F. Donald, M. Funder, J. P. G. Jones, P. Alviola, D. S. Balete, T. Blomley, J. Brashares, B. Child, M. Enghoff, J. Fjeldsa, S. Holt, H. Hubertz, A. E. Jensen, P. M. Jensen, J. Massao, M. M. Mendoza, Y. Ngaga, M. K. Poulsen, R. Rueda, M. Sam, T. Skielboe, G. Stuart-Hill, E. Topp-Jorgensen & D. Yonten. 2009. Local participation in natural resource monitoring: a characterization of approaches. *Conservation Biology* 23: 31–42.
- Eisenberg, J. F. & K. H. Redford. 1999. *Mammals of the Neotropics*. Volume 3. The Central Neotropics: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil. The University of Chicago Press, Chicago. 609 pp.
- Emmons, L. H. & F. Feer. 1997. *Neotropical rainforest mammals: a field guide*. The University of Chicago Press, Chicago. 307 pp.
- Foley, W. J., W. V. Engelhardt & P. Charles-Dominique. 1995. The passage of digesta, particle-size, and in-vitro fermentation rate in the 3-toed sloth *Bradypus tridactylus* (Edentata, Bradypodidae). *Journal of Zoology* 236: 681–696.
- Gilmore, D. P., C. P. Da-Costa & D. P. F. Duarte. 2000. An update on the physiology of two- and three-toed sloths. *Brazilian Journal of Medical and Biological Research* 33: 129–146.
- Green, J. L. 2009. Intertooth variation of orthodontine microwear in armadillos (Cingulata) and tree sloths (Pilosa). *Journal of Mammalogy* 90: 768–778.
- Haugaasen, T. & C. A. Peres. 2005. Mammal assemblage structure in Amazonian flooded and unflooded forests. *Journal of Tropical Ecology* 21: 133–145.
- Hayssen, V. 2009. *Bradypus tridactylus* (Pilosa: Bradypodidae). *Mammalian Species* 839: 1–9.
- Michalski, F. & C. A. Peres. 2007. Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in Amazonian forest fragments. *Conservation Biology* 21: 1626–1640.
- Montgomery, G. G. & M. E. Sunquist. 1975. Impact of sloths on neotropical forest energy flow and nutrient cycling. Pp. 69–98 in: *Tropical ecology systems: trends in terrestrial and aquatic research* (F. B. Golley & E. Medina, eds). Springer-Verlag, Berlin.
- Moraes-Barros, N., A. P. Giorgi, S. Silva & J. S. Morgante. 2010. Reevaluation of the geographical distribution of *Bradypus tridactylus* Linnaeus, 1758 and *B. variegatus* Schinz, 1825. *Edentata* 11: 53–61.
- Moraes-Barros, N., J. A. B. Silva & J. S. Morgante. 2011. Morphology, molecular phylogeny, and taxonomic inconsistencies in the study of *Bradypus* sloths (Pilosa: Bradypodidae). *Journal of Mammalogy* 92: 86–100.
- Pereira, L. A., K. S. Sena, M. R. Santos & S. V. C. Neto. 2007. Aspectos florísticos da FLONA do Amapá e sua importância na conservação da biodiversidade. *Revista Brasileira de Biociências* 5: 693–695.
- Peres, C. A. 1999. General guidelines for standardizing line-transect surveys of tropical forest primates. *Neotropical Primates* 7: 11–16.
- Peres, C. A. & J. W. Terborgh. 1995. Amazonian nature reserves: An analysis of the defensibility status of existing conservation units and design criteria for the future. *Conservation Biology* 9: 34–46.
- Pitman, N. C. A., D. Norris, J. M. Gonzalez, E. Torres, F. Pinto, H. Collado, W. Concha, R. Thupa, E. Quispe, J. Pérez & J. C. F. del Castillo. 2011. Four years of vertebrate monitoring on an upper Amazonian river. *Biodiversity and Conservation* 20: 827–849.
- Queiroz, H. L. 1995. Preguiças e guaribas, os mamíferos folívoros arborícolas do Mamirauá. CNPq e Sociedade Civil Mamirauá. Brasília – DF, Tefé – AM. 176 pp.
- Taube, E., J. C. Vié, P. Fournier, C. Genty & J. M. Duplantier. 1999. Distribution of two sympatric species of sloths (*Choloepus didactylus* and *Bradypus tridactylus*) along the Sinnamary River, French Guiana. *Biotropica* 31: 686–691.
- Taube, E., J. Keravec, J. C. Vié & J. M. Duplantier. 2001. Reproductive biology and postnatal development in sloths, *Bradypus* and *Choloepus*: review with original data from the field (French Guiana) and from captivity. *Mammal Review* 31: 173–188.
- Wilson, D. E. & D. M. Reeder. 2005. *Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference*. Johns Hopkins University Press, Baltimore. 2142 pp.

Received: 15 March 2012; Accepted: 1 June 2012