

Renato Torres Pinheiro
(ORGANIZADOR)

BIODIVERSIDADE NA REGIÃO DA ILHA DO BANANAL/CANTÃO

Renato Torres Pinheiro
(Organizador)

BIODIVERSIDADE NA REGIÃO DA ILHA DO BANANAL/CANTÃO



PALMAS-TO
2019

**Reitor**

Luis Eduardo Bovolato

Vice-reitora

Ana Lúcia de Medeiros

Conselho Editorial

Cynthia Mara Miranda (Presidenta)

Danival José de Souza

Idemar Vizolli

Ildon Rodrigues do Nascimento

Nilton Marques de Oliveira

Ruhena Kelber Abrão Ferreira

Pró-Reitor de Administração e Finanças (PROAD)

Jaasiel Nascimento Lima

Pró-Reitor de Assuntos Estudantis e Comunitários (PROEST)

Kherlley Caxias Batista Barbosa

Pró-Reitora de Extensão e Cultura (PROEX)

Maria Santana Ferreira Milhomem

Pró-Reitora de Gestão e Desenvolvimento de Pessoas (PROGEDEP)

Elisabeth Aparecida Corrêa Menezes

Pró-Reitora de Graduação (PROGRAD)

Vânia Maria de Araújo Passos

Pró-Reitor de Pesquisa e Pós-Graduação (PROPESQ)

Raphael Sanzio Pimenta

Prefeitura Universitária

João Batista Martins Teixeira

Procuradoria Jurídica

Marcelo Morais Fonseca

Projeto Gráfico/Diagramação

Mota Produções

Imagens

<https://br.freepik.com>

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Agência Brasileira do ISBN - Bibliotecária Priscila Pena Machado CRB-7/6971

B615 Biodiversidade na região da ilha do Bananal/Cantão [recurso eletrônico] / Renato Torres Pinheiro. — Tocantins : EDUFT, 2019.

Dados eletrônicos (e-Pub).

150 p.

ISBN 978-85-60487-79-0

1. Ilha do Bananal (TO) - Meio ambiente. 2. Biodiversidade - Conservação - Brasil. I. Pinheiro, Renato Torres. II. Título.

CDD 577.64098117

SUMÁRIO

1. Medidas micrometeorológicas e de ciclo atmosférico de CH ₄ e CO ₂ em uma floresta de inundação na região da Ilha de Bananal, Tocantins	7
2. Monitoramento e caracterização da qualidade da água do rio Javaés.....	31
3. Biodiversidade e distribuição da apifauna (hymenoptera: apoidea) em uma área de reserva na região ecotonal Amazônia/Cerrado, Pium/TO	45
4. Estado do conhecimento da fauna de aracnídeos da região da Ilha do Bananal/cantão.....	61
5. Biologia populacional e reprodutiva de <i>Podocnemis Expansa</i> e <i>Podocnemis Unifilis</i> no Parque Nacional do Araguaia, Tocantins: um histórico entre os anos de 2004 e 2012	77
6. Crocodilianos da Ilha do Bananal: Um enfoque sobre a estrutura populacional	103
7. Da exploração ao crime: do retrato histórico na Ilha do Bananal ao diagnóstico atual da caça predatória de jacarés no Tocantins	125

1

MEDIDAS MICROMETEOROLÓGICAS E DE CICLO ATMOSFÉRICO DE CH₄ E CO₂ EM UMA FLORESTA DE INUNDAÇÃO NA REGIÃO DA ILHA DE BANANAL, TOCANTINS

Gabriel Brito Costa, Humberto Ribeiro Da Rocha, Erich Collicchio, Hélber Custódio de Freitas, Laura de Simone Borma

Doutor, Universidade Federal do Oeste do Pará, gabriel.costa@ufopa.edu.br; Doutor, Universidade de São Paulo, humberto.rocha@iag.usp.br; Doutor, Universidade Federal do Tocantins, collicchio.e@gmail.com; Doutor, Universidade Estadual Paulista, helber.freitas@fc.unesp.br; Doutora, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais; laura.borma@inpe.br

Resumo

Este artigo faz uma revisão sobre as mudanças climáticas e o papel das florestas tropicais quanto ao equilíbrio climático global, com ênfase nos padrões microclimáticos, de fluxos de energia, CH₄ e CO₂ em uma floresta em planície de inundação da Ilha do Bananal (Parque estadual do Cantão - TO), com ênfase nos efeitos da inundação sazonal nas variáveis atmosféricas e na produtividade do ecossistema, além de estimativas de fluxos aquáticos evasivos de CO₂ e CH₄. Para esta descrição das interações biosfera atmosfera no local, foram utilizadas técnicas micrometeorológicas de vórtices turbulentos, estimativas de armazenamento vertical de CO₂ e dados medidos em uma torre micrometeorológica, no período de 2004 a 2014, além de campanhas específicas para medidas de fluxos evasivos. Embora existam ciclos sazonais bem definidos de precipitação, temperatura do ar e umidade na região, controlados pela oferta radiativa, esta não explica diretamente as variações na evapotranspiração quando se busca explicá-la pelo aumento da disponibilidade energética. O particionamento da energia disponível aponta para um domínio do calor latente em comparação ao sensível, durante períodos de decaimento do saldo de radiação, configurando um padrão peculiar não reportado na literatura. O particionamento da energia disponível mostrou um fechamento do balanço de energia similar aos valores encontrados em outros sítios de floresta de terra firme. O albedo da região é superior ao reportado em outros sítios de floresta da Amazônia, sendo que os dados de temperatura do ar, precipitação pluviométrica, fluxos turbulentos de CO₂ e fluxos energéticos (LE e H) mostraram uma possível influência das secas que ocorreram no lado oeste da região, também neste sítio experimental do leste. Os anos de 2005 e 2010 foram mais quentes, pouco chuvosos e mais secos que os demais anos da série de dados, e em 2010 ocorreu a menor produtividade líquida da estação seca. A inundação mostrou ter um papel importante nos fluxos de CO₂, fazendo com que a produtividade bruta, a respiração do ecossistema e a produtividade líquida diminuam, somando-se os efeitos esperados pelo

controle radiativo. A produtividade líquida respondeu aos efeitos da inundação semanas antes desta iniciar na torre, persistindo seus efeitos até algumas semanas depois, com a diminuição da produtividade. Já a respiração do ecossistema e a produtividade primária bruta mostraram ser mais sensíveis ao início da estação seca, com uma interrupção no declínio atribuído à inundação, provavelmente devido ao favorecimento da decomposição de matéria orgânica suspensa na água. Os resultados dos fluxos de carbono sugerem uma alta assimilação de CO_2 pela floresta, o que requer corroboração através de medidas biométricas, não sendo, contudo, descartada a confiabilidade dos resultados. Os resultados da campanha para medidas de fluxos evasivos mostraram que o rio é uma fonte de CO_2 para a atmosfera, e tanto o rio quanto a superfície vegetada atuam como fonte de CH_4 para a atmosfera, com maior contribuição da superfície vegetada. As concentrações de metano e carbono na água foram superiores às amostragens da atmosfera, o que já era esperado conforme os estudos existentes na literatura. Estes resultados mostram uma grande importância da adoção de políticas públicas de conservação deste ecossistema, tido como de funcionamento peculiar, e que possui importante papel na manutenção do ciclo hidrológico e equilíbrio climático regional.

Introdução

Há décadas vêm se intensificando as discussões sobre as mudanças climáticas dentro da comunidade científica, fazendo com que em 1998 a World Meteorological Organization (WMO), órgão das Nações Unidas, e a United Nations Environment Programme (UNEP) criassem o Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), que é constituído por um grupo grande de pesquisadores das mais diversas nacionalidades com o intuito de desenvolver o conhecimento científico acerca das mudanças climáticas e dos seus impactos para a sociedade.

É consenso que o aumento da concentração de gases do efeito estufa (GEE) é causado principalmente devido à queima de combustíveis fósseis e alterações no uso da terra, como o desmatamento. Estas e outras atividades humanas são responsáveis pelas mudanças climáticas (IPCC, 2007). O alerta para estas mudanças promoveu várias linhas de pesquisa dentro das ciências climáticas para se debater e criar entendimento sobre o ciclo dos GEE e de que forma o homem estaria influenciando neste ciclo. A concentração de dióxido de carbono (CO_2), que é o segundo principal gás estufa, atingiu na atmosfera valores muito superiores aos que possivelmente ocorreram nos últimos 800 mil anos, tendo ultrapassado os 405 ppm de concentração (WMO, 2018) e seus valores atuais vêm crescendo a cada década, assim como metano (CH_4) e outros gases estufa.

Uma maneira prática para a mitigação dos efeitos das mudanças climáticas, seria o aumento da cobertura vegetal em áreas de terra firme, tanto através do replantio de grandes coberturas florestais a fim de capturar o CO_2 atmosférico, quanto pelo efeito das florestas no ciclo hidrológico. Com o emergente comércio de créditos de carbono no mercado global, existem diversos empreendimentos beneficiados através do reflorestamento de áreas de grande extensão territorial e margens de represas de geração de energia hidrelétrica. Apesar

do comércio de crédito de carbono ser acusado de ser uma forma ineficaz de mitigação para emissões de CO₂, pelo fato de alguns pagarem para continuar poluindo, esta seria uma forma vantajosa de transição para uma economia com matriz energética limpa, principalmente em um país como o nosso, com extensas áreas de floresta tropical.

Deste modo, seria economicamente mais vantajosa a preservação de florestas intocadas do que sua devastação para exploração madeireira ou iniciar empreendimentos agropecuários de retorno imediato. Porém, os prognósticos para a floresta amazônicas relacionados ao aquecimento global não são muito bons: O aquecimento global deverá aumentar as temperaturas nessa região, o que pode deixar o clima mais seco, provocando a savanização dessa floresta, ou seja, partes das florestas devem ser alteradas, mudando sua estrutura e se aproximando à fisionomia do Cerrado.

Os níveis dos rios podem apresentar grande redução, e o ar deve se tornar mais seco nos períodos de estiagem, o que aumenta os riscos de incêndios. Aliado a isso, o avanço da fronteira agrícola, se mantido nos níveis atuais, deverá reduzir a cobertura florestal a 53% da original em 2050. O número de estudos sobre a resposta de espécies da flora e da fauna Amazônica e do Cerrado às mudanças climáticas é ainda reduzidíssimo, mas eles indicam que com o aumento de 02 °C a 03 °C na temperatura média, até 25% das árvores do Cerrado e cerca de 40% de árvores da Amazônia poderiam desaparecer até o final deste século (NOBRE et al., 2008, p. 27). Para que a temperatura do planeta não ultrapassasse um aumento de 1,5 °C e, desta forma, evitar drásticas alterações no clima, serão necessárias “mudanças rápidas, vastas e sem precedentes” em nível global, alertou um relatório divulgado em 08/10/2018 pelo IPCC da ONU.

No presente não há evidências firmes que a Amazônia absorve mais CO₂ do que emite para a atmosfera, e, em especial para as planícies de inundação da Amazônia, que correspondem a aproximadamente 17% da área da bacia (MELLACK et al., 2004, p. 538). Buscam-se estimativas da emissão de metano e CO₂, seja na área aquática ou na área com vegetação permanente, em vista de uma potencial contribuição expressiva no balanço regional de carbono (MOREIRA-TURCQ et al., 2003).

Estudos neste sentido foram realizados desde os anos 1980 até o experimento LBA (Experimento de Grande Escala da Biosfera-Atmosfera na Amazônia ou *Large Scale Biosphere-Atmosphere Experiment in Amazon*) (KELLER et al., 2010). Na floresta amazônica, Wofsy et al., (1988, p. 1385) mostraram que altas concentrações de CO₂ no início da manhã ocorrem devido à respiração do ecossistema em uma camada atmosférica estável noturna.

Alguns trabalhos apontavam na floresta amazônica um potencial sumidor de CO₂ atmosférico (ARAÚJO et al., 2002; GRACE et al., 1995; MALHI et al., 1998) com medidas micrometeorológicas. Saleska et al., (2003) compararam estimativas micrometeorológicas e medidas biométricas em Santarém- PA e reportaram uma fonte de CO₂ para a atmosfera de 1,3 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹, associado à prevalência de emissões por decomposição de necromassa em episódios precedentes de alta mortalidade de árvores na região. Miller et al. (2004) reportou fluxos do ecossistema levemente positivos, de 0,4 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹, mais próximo à neutralidade, corroborado por medidas biométricas. Espírito Santo et al. (2014) combinaram estimativas de satélite e dados de campo para sugerir que a absorção por árvores vivas

supera a emissão por árvores mortas, reforçando evidências da floresta de terra firme agir como um sumidor de carbono na biomassa aérea. Recentes estudos (PANGALA et al., 2017) mostraram que as emissões de galhos de árvores e folhas juntos são a fonte dominante de evasão de CH_4 do solo das planícies de inundação da Amazônia (44% a 65%), enquanto que a contribuição das superfícies aquáticas é a segunda fonte mais importante, representando 27% a 41% do fluxo total de CH_4 .

Nota-se, portanto, que existe a necessidade em se criar um melhor entendimento sobre os ciclos biogeoquímicos dos gases mencionados e de fluxos energéticos na região amazônica para tentar responder estas e outras questões centrais sobre o controle climático da floresta sobre o clima e as emissões destes gases, linha de pesquisa esta onde se enquadra este estudo, cujos principais resultados serão discutidos a seguir.

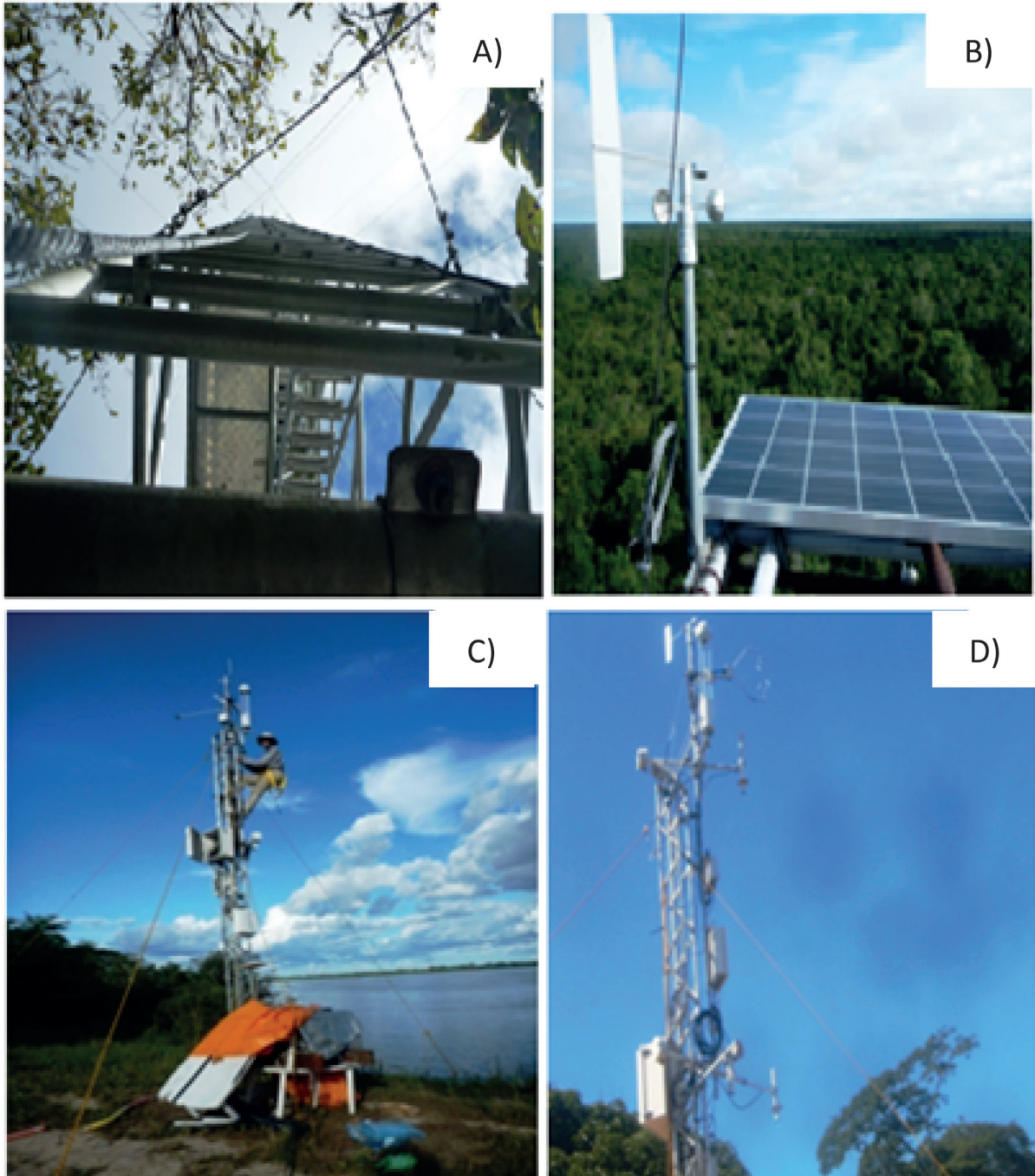
Aquisição dos dados e resultados

A torre micrometeorológica foi monitorada pelo Laboratório de Clima e Biosfera do IAG/USP. A plataforma instrumental foi montada em uma estrutura de 40 m de altura, formada por escadas e plataformas de ferro galvanizado, com seção horizontal de 1 x 2 m, localizada a 2 km a leste do Rio Araguaia, nas coordenadas (9° 49' 27.9" S, 50° 08' 92.8" W), a 120 m de altitude. O sistema de energia elétrica foi composto por painéis solares localizados acima do dossel e um conjunto de baterias estacionárias de ciclo profundo (12 VDC), alojadas em dois módulos de madeira anexos à torre, a 12 m de altura.

O início do monitoramento dos dados foi em 27 de outubro de 2003 e o sítio experimental ficou em monitoramento até o ano de 2018, sob coordenação local do escritório LBA-TO na UFT. O projeto teve como base logística as instalações do Centro de Pesquisa do Canguçu (CPC) do Instituto Ecológica/UFT, a 20 km ao sul da torre micrometeorológica (OLIVEIRA, 2006). A aquisição dos dados micrometeorológicos foi feita por dois coletores de dados (*datalogger*): um CR5000 (Campbell Sci.) para o sistema de *eddy covariance*, e outro CR10X (Campbell Sci.) para a estação meteorológica automática.

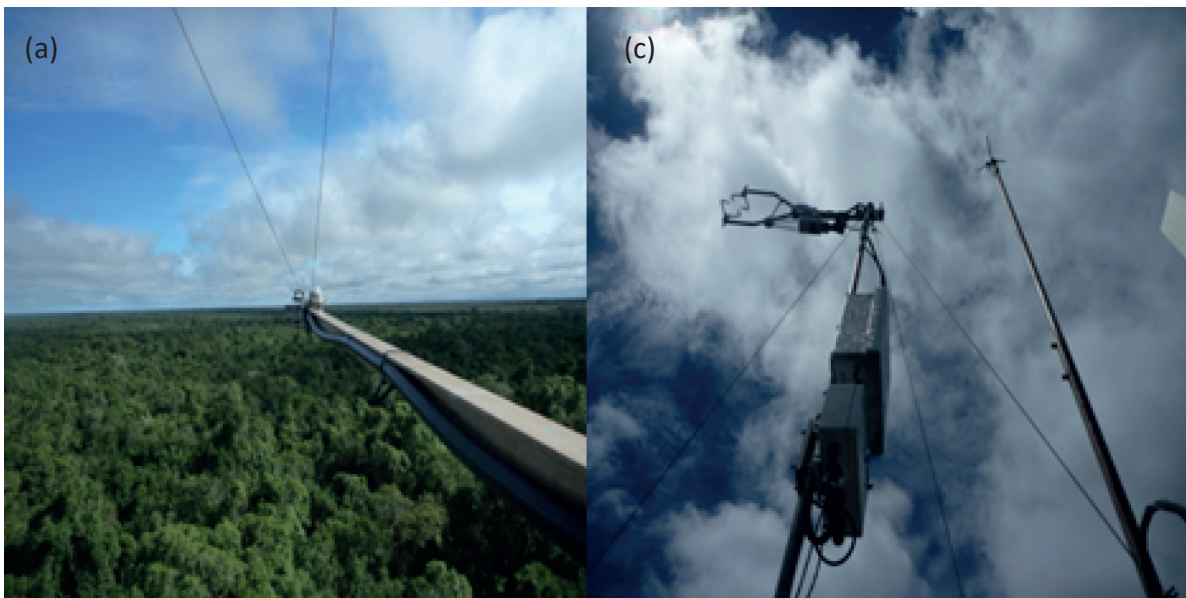
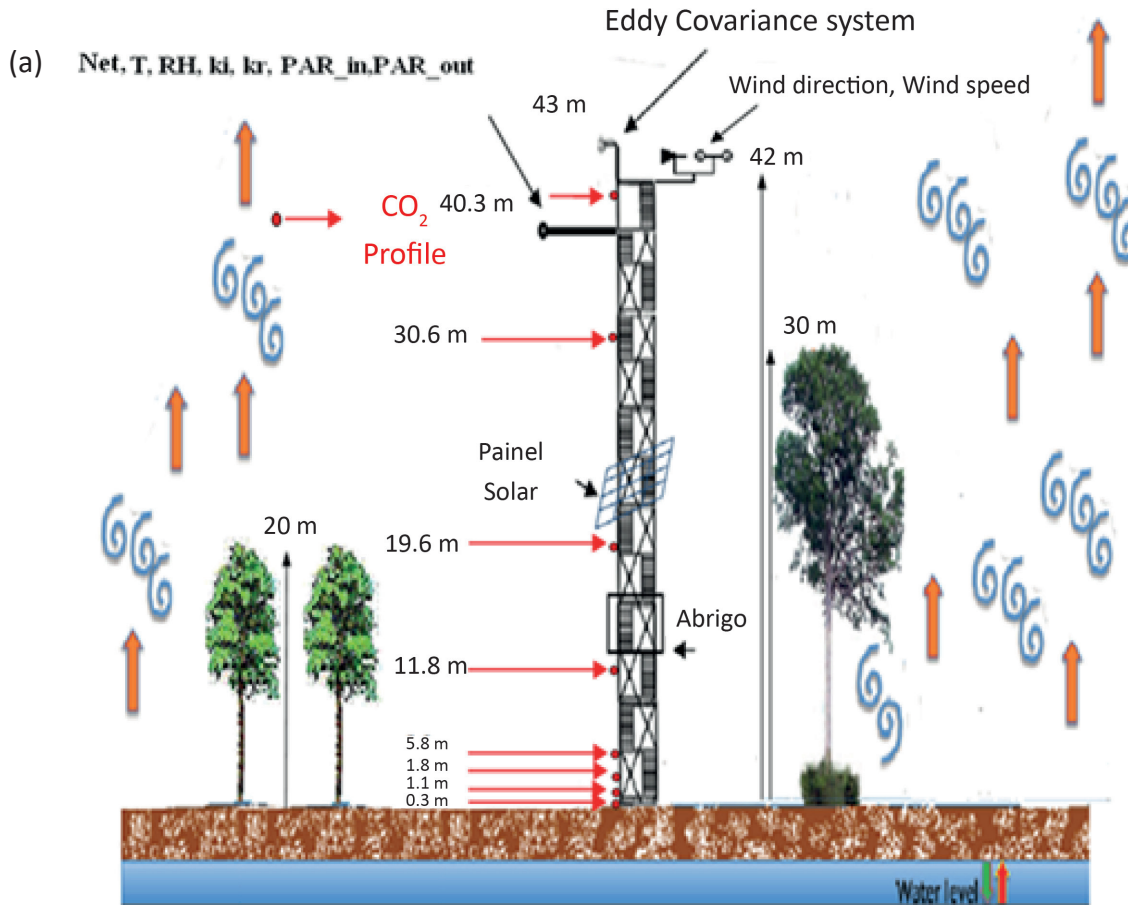
Adicionalmente foi feita uma campanha de medição de fluxos turbulentos no Rio Araguaia, no perímetro da fazenda Fartura (09°54'13" S; 50°16'08"W), Santa Terezinha-MT, às margens do rio Araguaia e cerca de 20 km a sudoeste da torre micrometeorológica do Javaezinho. Utilizou-se uma treliça de alumínio com 6m de comprimento, a 6 m do rio, para medidas contínuas de variáveis meteorológicas e concentrações de CO_2 , H_2O e CH_4 . O sistema de EC na torre do Rio Araguaia foi posicionado 1m acima do topo da torre, a 7 m de altura, em conjunto com a medição da temperatura e umidade do ar a 1,5 m e 5 m de altura. Os dados climáticos foram gravados com médias de 10 minutos. Os dados de EC tiveram aquisição de 20 Hz, com concentrações de CO_2 e H_2O com analisador de gás LICOR 7500, e anemômetro sônico CSAT-3 para medidas tridimensionais do vento. Neste sistema ainda se mediu a concentração de CH_4 por um analisador de gás LICOR 7700 (de caminho aberto) e por um analisador *Fast Methane Analyzer* (de caminho fechado, daqui em diante chamado de FMA), com tomada de ar no mesmo nível do sensor LICOR 7700, sendo o período das medições de 12 a 27 de fevereiro de 2011. As Figuras 1c e 1d mostram a configuração da torre às margens do rio e a disposição dos sensores utilizados, as Figuras 1a e 1b mostram a torre micrometeorológica do LBA e alguns sensores instalados acima do dossel vegetativo. A descrição dos sensores e medidas está na Figura 2.

Figura 1. (a) Vista de base da torre micrometeorológica do LBA no parque estadual do Cantão-TO; (b) visão do topo da torre micrometeorológica do LBA, com anemômetro e painéis solares; (c) visão geral da torre às margens do rio, na fazenda Fartura – Santa Terezinha-MT; (d) Detalhes das disposições dos sensores da torre.



Fonte: Costa, 2015.

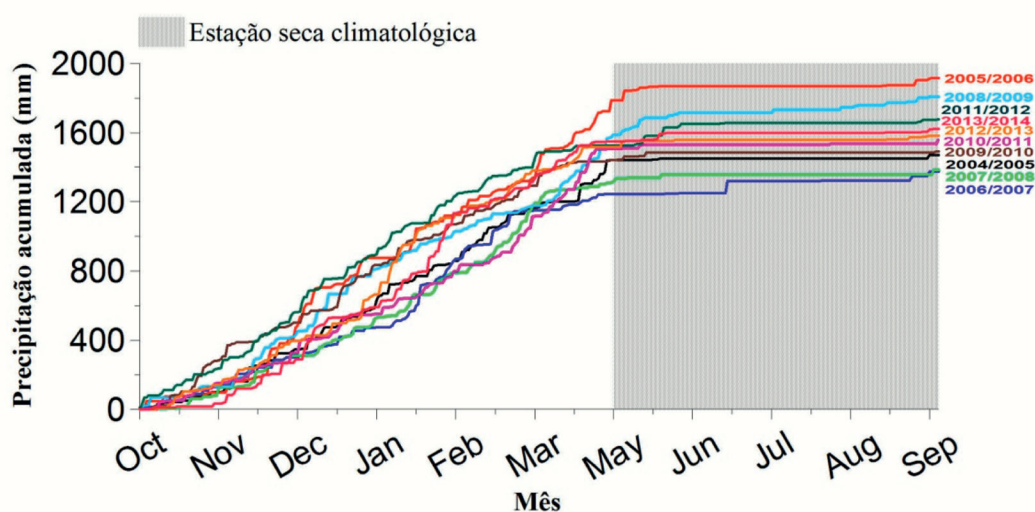
Figura 2. (a) Desenho esquemático da plataforma instrumental, que mede dados de saldo de radiação (Net), temperatura do ar (T), umidade relativa do ar (RH), irradiância solar incidente e refletida (Ki e Kr), radiação fotossinteticamente ativa incidente e refletida (PAR_in e PAR_out), velocidade e direção do vento (Wind speed e Wind direction); (b) piranômetros solar, global e saldo-radiômetro no setor Norte da torre; (c) anemômetro sônico e analisador CO₂/H₂O a 43 m de altura.



Fonte: Costa, 2015.

No que concerne aos padrões de precipitação do local (ano hidrológico de outubro a abril), notou-se uma variabilidade entre 1300 e 1900 mm (Figura 3), com uma estação seca bem definida entre os meses de maio e setembro. Em comparação com o intervalo da média anual de precipitação na bacia Amazônica, que varia de aproximadamente 2000 mm/ano na metade sul (onde se encontra a área de estudo) a 3000 mm/ano no quadrante noroeste (LIEBMANN et al., 2001), os extremos observados no sítio experimental situaram-se mais próximos do limite inferior, o que não é uma surpresa para uma região de transição climática entre o bioma da Amazônia e do Cerrado.

Figura 3. Precipitação acumulada (em mm ano⁻¹) nos anos de 2004 a 2014 (ano hidrológico).



A área hachurada em cinza delimita a estação seca climatológica (de 01 de maio a 30 de setembro).

Ocorreram na Amazônia duas grandes secas históricas nas últimas décadas, em 2005 e depois em 2010, sendo que esta última foi considerada a maior dos últimos 40 anos (MARENGO et al. 2000, 2011; 2012), e que aparentemente também influenciaram a área experimental. O ano hidrológico de 2005/2006 foi o mais chuvoso da série medida, que ocorreu após a intensa seca da Amazônia no início de 2005, manifestada principalmente nos setores oeste e sudoeste (MARENGO et al., 2008; LEWIS et al., 2011; SALESKA et al., 2007). O ano hidrológico 2004/2005 foi um dos mais secos da série (1471 mm) (Figura 6), próximo também do período 2009/2010 (1491 mm), que foram apenas levemente superados nos anos 2006/2007 (1376 mm) e 2007/2008 (1384 mm).

O período de duração das estações secas a cada ano (Figura 4), estabelecido pelos critérios de Sugahara (1991) e Stern e Coe (1982), está representado por barras verticais hachuradas em cinza em várias Figuras mostradas a seguir, descrito como “estação seca do ano”, que é diferente de “estação seca climatológica” citada em outras figuras. A duração da estação seca dos anos foi maior em 2010 (média de 207 dias), seguida de 2005 (média de 195 dias), reforçando os indícios de que as grandes secas recentes da Amazônia influenciaram também a região experimental a leste. Para identificar os anos mais quentes das medidas, calcularam-se a temperatura média diária e a precipitação, respectivamente para a estação seca de cada ano e para a estação chuvosa (Figura 5). O ano de 2010 apresentou a maior temperatura na estação seca e chuvosa, além da menor precipitação tanto na época seca quanto na chuvosa, enquanto que o ano de 2005 teve a segunda maior temperatura na estação chuvosa. Estes indícios corroboram a influência das grandes secas na área experimental.

Figura 4. Número de dias de duração da estação seca de cada ano, pelos critérios de Sugahara (1991 barras cinza) e Stern e Coe (1982 barras pretas).

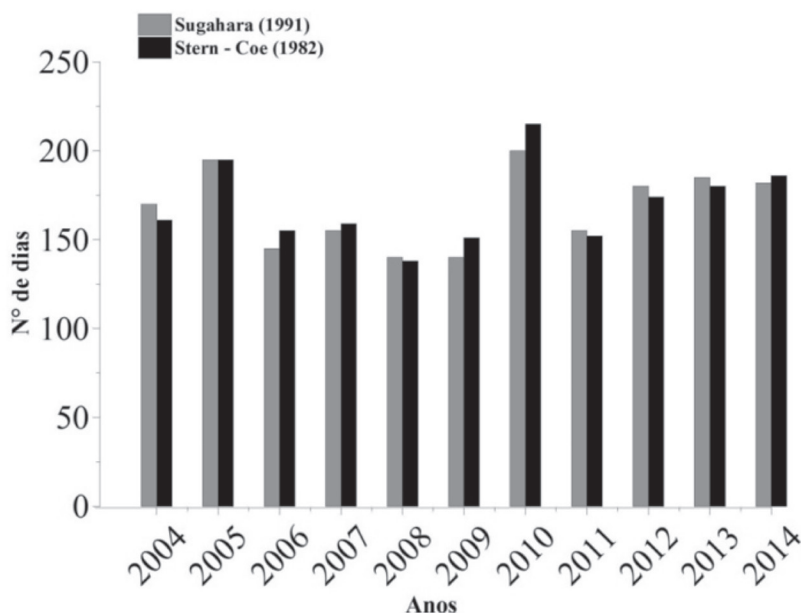
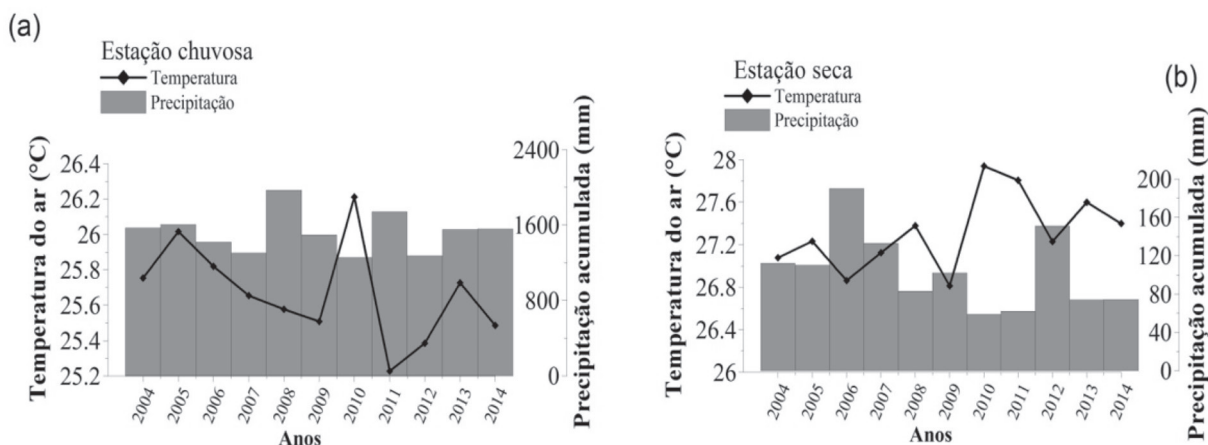


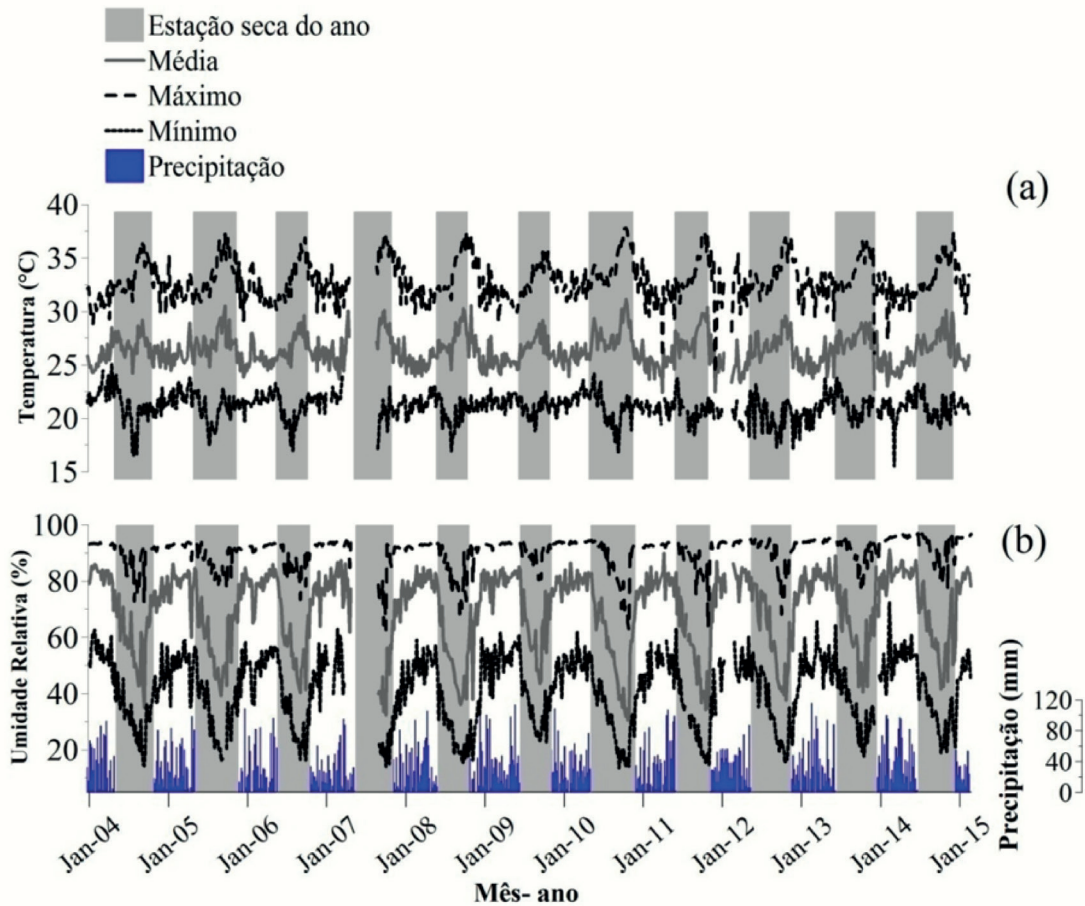
Figura 5. (a) Médias anuais de temperatura média diária (°C), para a estação chuvosa; (b) médias anuais de temperatura média diária (°C) para a estação seca.



As médias pentadais de temperatura do ar (Figura 6a) variaram de 22 °C a 31 °C, tendo o ano de 2010 à máxima da série (31 °C). As médias pentadais de umidade relativa do ar (Figura 6b) variaram de 30% a 91%, e as médias mensais de precipitação estão bem relacionadas com a umidade relativa do ar, sendo o mês de fevereiro o mais chuvoso e o trimestre junho, julho e agosto o mais seco. O máximo de temperatura média mensal do ar ocorre na transição da estação seca para chuvosa, em setembro, precedido pelo mínimo de umidade relativa do ar média mensal em agosto, enquanto o mínimo de temperatura ocorre em plena estação chuvosa em fevereiro, acompanhada do máximo da umidade relativa do ar. Em termos de amplitude do ciclo diurno, tanto as mínimas como as máximas temperaturas do ar ocorrem em plena estação seca, no trimestre JJA. A máxima favorecida pelo padrão de subsidência de grande escala no inverno, e a mínima pela grande perda radiativa noturna de onda longa

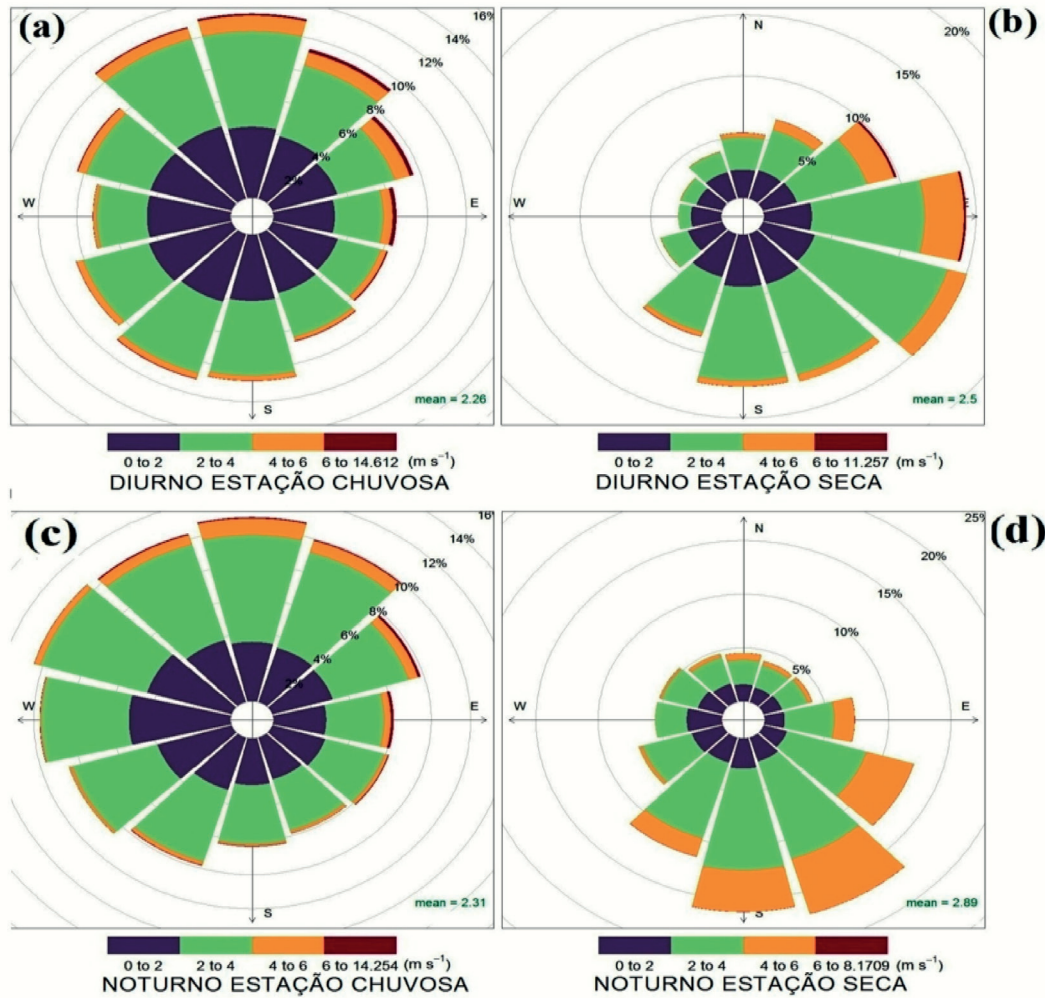
da superfície devido o céu claro. Também por isso, a maior amplitude térmica diária é no trimestre JJA, e a menor, no trimestre DJF. Este último, muito parecido com o trimestre MAM e ambos caracterizados por maior umidade específica e umidade relativa do ar.

Figura 6. Variação pentadal no período de 2004 a 2014: médias, máximos e mínimos de (a) temperatura do ar (°C); (b) umidade relativa do ar (%).



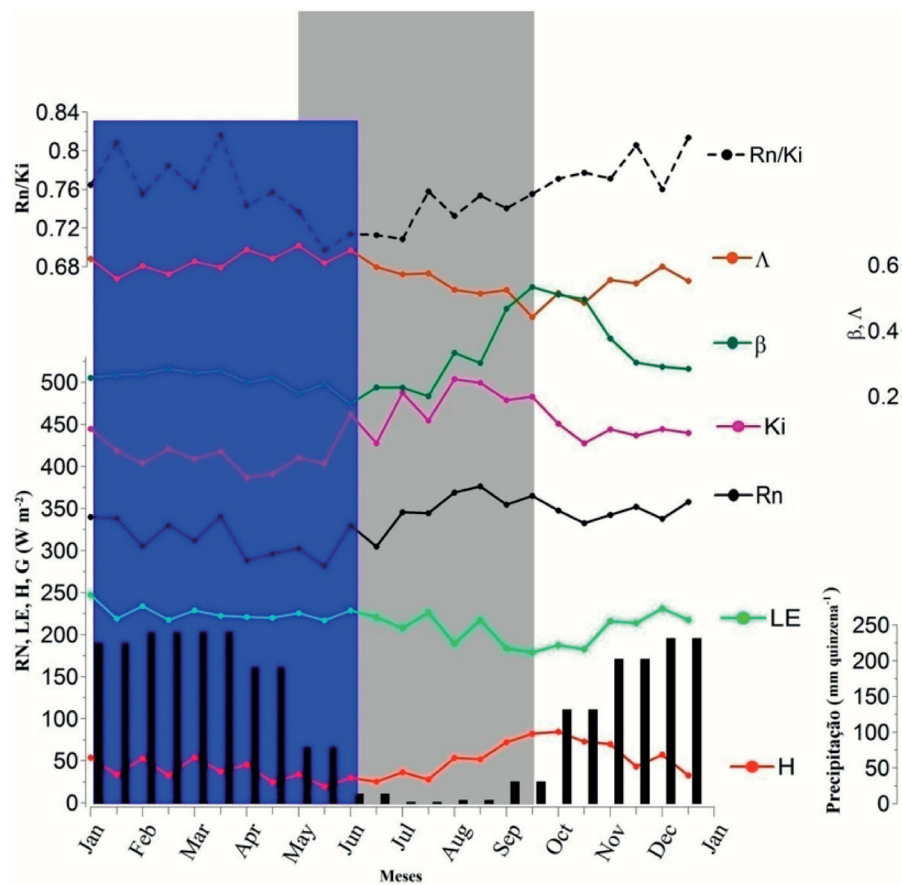
No padrão da velocidade do vento horizontal médio horário (Figura 7) separados em período diurno e noturno, nota-se a predominância de vento de direção Sul – Leste na estação seca (Figuras 7b e 7d). Na estação chuvosa a direção é dominante de Norte – Oeste (Figuras 7a e 7c) no período noturno e também no período diurno, apesar do último caso ter maior variabilidade das direções. Este padrão em resumo mostra na estação seca uma direção dominante de Sudeste, que na estação chuvosa inverte-se girando de Nordeste (mais evidente à noite). Isso decorre dos diferentes fenômenos meteorológicos que influenciam a circulação, onde na estação chuvosa a zona de convergência de massa nos baixos níveis da região tropical da América do Sul (MARENGO, 2000) se associa ao escoamento em superfície com componente predominante de Norte-Nordeste sobre o Centro-Oeste; no outono e no inverno, com a estação seca e a migração da célula de Hadley-Walker para o hemisfério Norte, na região define-se o escoamento em grande escala dominante de Leste à superfície.

Figura 7. Anemograma (médias de 30 minutos): (a) Diurno estação chuvosa; (b) diurno estação seca; (c) noturno estação chuvosa; (d) noturno estação seca.



A variação sazonal nos fluxos médios de energia, na fração evaporativa e na razão de Bowen é mostrada na Figura 8. O mínimo do saldo de radiação R_n é entre os meses de abril e maio, com o máximo no auge da estação seca em agosto, acompanhando os padrões de variação da irradiância solar incidente K_i . Apesar da evolução em aparente fase de R_n e K_i , a razão R_n/K_i variou temporalmente, decrescendo de uma média aproximada de 0,80 durante a estação chuvosa, e passando pelo mínimo aproximado de 0,70 em maio, a partir do que recuperou-se durante a estação seca. Este mínimo explica-se em parte pelos máximos do albedo solar e do albedo da RFA no início da estação seca. Também poderia se sugerir uma participação maior da componente de onda longa incidente no período chuvoso, devido à maior umidade do ar e nebulosidade.

Figura 8. Médias quinzenais dos fluxos de energia (Rn, LE, H e G, em $W m^{-2}$), razão de Bowen (β), fração evaporativa (Λ) e razão entre o saldo de radiação e a irradiância solar incidente (Rn/Ki).



A barra hachurada em cinza indica a estação seca climatológica, a barra hachurada em azul claro indica o período médio de inundação e a barra hachurada em preto indica o acumulado médio mensal de precipitação.

Durante a progressão da estação seca, o saldo de radiação mostra tendência de elevação, enquanto simultaneamente o fluxo de calor latente LE mostra tendência de declínio e o fluxo de calor sensível H tendência de aumento, explicando o pico da razão de Bowen no final da estação seca de aproximadamente 0,55. O declínio da evapotranspiração na estação seca pode ser explicado pelo forte deplecionamento da umidade do solo, sugerindo que há senescência das árvores, ilustrado também pelo mínimo da fração evaporativa em setembro.

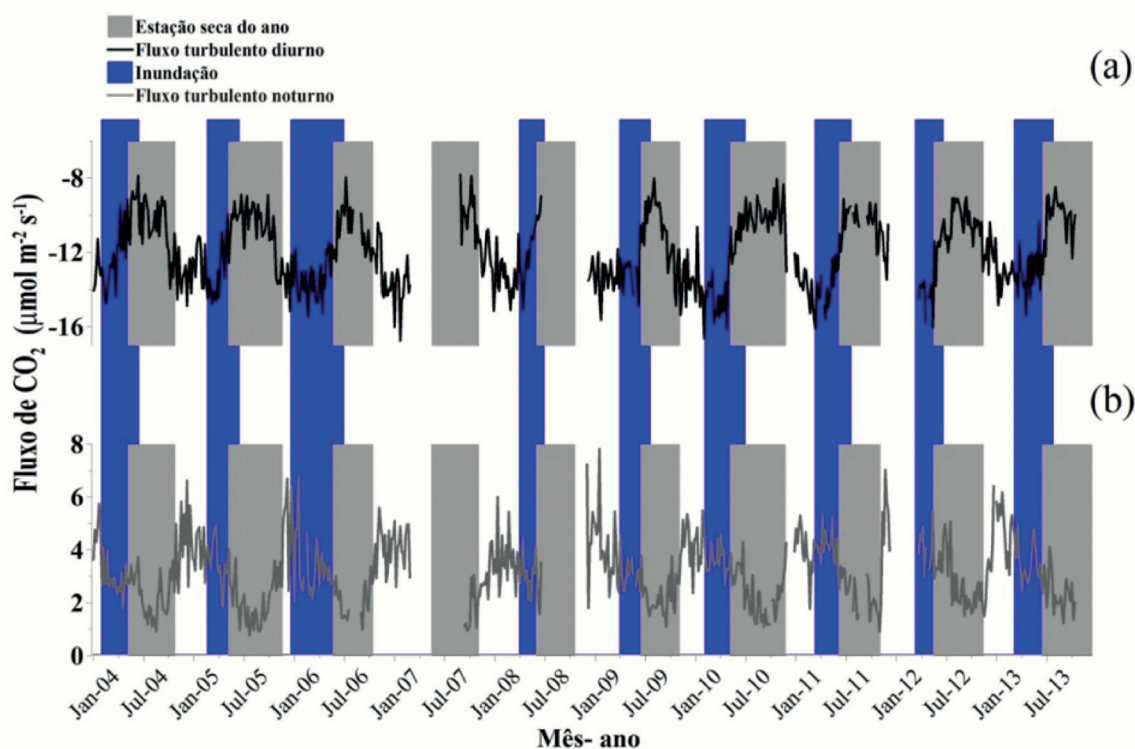
Com o início da estação chuvosa, o termo LE tende a aumentar, definindo o mínimo da razão de Bowen durante a estação chuvosa, mas principalmente nos meses da inundação. A presença de corpos d'água na superfície durante a inundação parece controlar a partição de energia, forçando a razão de Bowen diminuir para $\approx 0,2$, e, mesmo com o início da estação seca, continua baixa até julho devido ao prolongamento do efeito da inundação. Estes resultados denotam uma singularidade de padrão funcional dos fluxos de energia, muito distinto dos outros sítios experimentais de floresta na Amazônia. O mínimo da razão de Bowen de aproximadamente 0,2 é comparável com as médias anuais medidas sobre uma floresta tropical de terra firme na Amazônia oriental ($\sim 0,17$) (ROCHA et al., 2004). Estes valores mostram-se semelhantes aos de estudos para florestas tropicais úmidas e Cerradão na Amazônia (AGUIAR, 2005; GALVÃO, 1999; PRIANTE FILHO et al., 2004; VOURLITIS et al., 2002).

Os anos de 2005 e 2010 tiveram os máximos do termo H, em torno de 110 W m^{-2} , e os mínimos do termo LE, próximos a 100 W m^{-2} , além do máximo da razão de Bowen (0,8). Este é mais um indício da influência da seca que ocorreu nestes anos, com impacto direto nos fluxos de energia, tornando a atmosfera mais quente e mais seca, assim como sugerido pelo padrão de extremos da temperatura e umidade do ar. Observa-se então, um padrão muito diferente do reportados para florestas tropicais de terra firme na Amazônia e de cerrado restrito (ROCHA et al., 2009), consistindo em um padrão inversamente proporcional entre LE e Rn em estações distintas, com forte influência da umidade do solo na variabilidade de LE e com controle da inundação sobre o processo evaporativo.

Nos Cerrados, no início da estação chuvosa, há rebrota das folhas verdes, o que aumenta a capacidade fotossintética do ecossistema, e concorre para que a partição de energia favoreça a evapotranspiração, em relação ao fluxo de calor sensível (ROCHA et al., 2002). De forma diferente, os dados deste trabalho mostram que o máximo de LE não ocorre neste período, mas na inundação e, em alguns anos, no início da estação seca ainda com memória da inundação.

Dada às limitações físicas do método, devido a baixa turbulência noturna, correções no fluxo turbulento de CO_2 (Fc) se fazem necessárias (RESTREPO-COUBE et al., 2013). Os padrões de médias pentadais de fluxos turbulentos de CO_2 diurno (Figura 9a) mostram ano a ano claramente máximos de absorção (valores mais negativos) na estação chuvosa, e uma recorrente diminuição temporal da absorção já no início da estação seca, quando então atinge os mínimos (valores mais positivos). No caso dos fluxos noturnos (Figura 9b) também se mostra uma clara sazonalidade, com mínimos de perdas (valores menos positivos) na estação seca, e máximos na estação chuvosa, e nesta última com a peculiaridade de uma recorrente tendência de queda das perdas com o início da inundação.

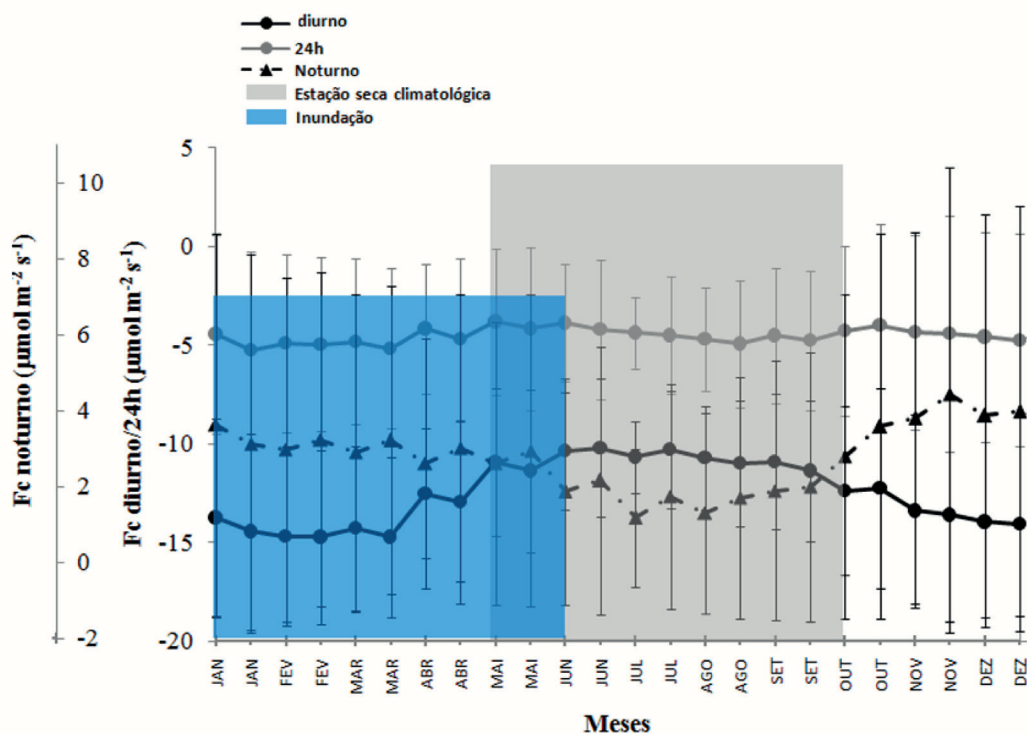
Figura 9. Ciclos anuais das médias pentadais dos fluxos turbulentos de CO_2 ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) (a) diurnos; e (b) noturnos.



Os períodos de inundação e estação seca do ano estão indicados pelas áreas hachuradas em azul e cinza, respectivamente.

A figura 10 mostra a média quinzenal do termo de fluxo turbulento F_c , com dados diurnos (06:00 às 18:00), das médias noturnas (19:00 às 05:00) e médias de 24h. O termo F_c diurno mostra a uma variação sazonal muito bem definida: o máximo de absorção (mais negativos) centrado na estação chuvosa, com elevação no início e queda a partir de meados da época de inundação; e o mínimo de absorção (mais positivos) centrado na estação seca; O termo F_c noturno mostra uma variação sazonal defasada de aproximadamente 6 meses do termo F_c diurno. O mínimo centrado na estação seca e o máximo na estação chuvosa, quando ocorrem as maiores perdas para a atmosfera, sendo que ao longo da inundação manifestou-se uma tendência suave de queda das perdas. O termo médio de 24h não mostra sazonalidade aparente, mostrando-se estacionário em torno de aproximadamente $-4,5 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, o que sugere fortemente a marcante compensação da defasagem de oscilação entre os termos noturno e diurno ao longo do ano. Durante a estação chuvosa a queda da absorção (segundo o termo F_c diurno) manifestou-se a partir de março, o que indica como a inundação pode estimular a queda dos padrões de absorção e, portanto, da produtividade vegetal e também influenciar na respiração do ecossistema por meio da redução lenta e gradual ao longo da inundação.

Figura 10. Médias quinzenais de F_c diurno (06:00 às 18:00h), noturno (19:00 às 05:00h) e F_c (24h) com desvio padrão, em $\mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, para o período de 2004 a 2014.

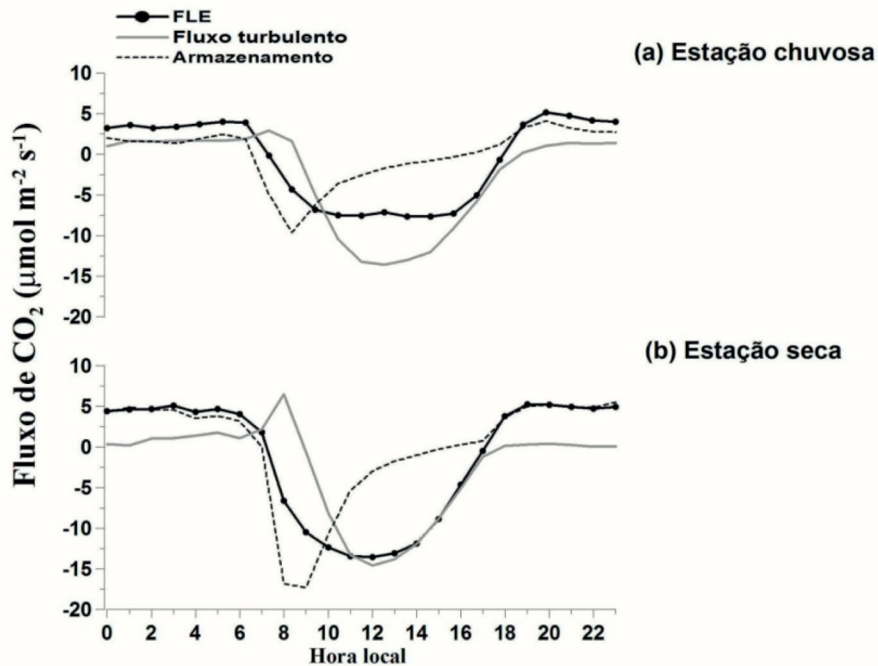


A área hachurada em azul indica a inundação média e a área hachurada em cinza indica a estação seca climatológica.

A figura 11 mostra o ciclo diário médio dos fluxos de CO_2 turbulento, da variação do armazenamento vertical e do fluxo líquido do ecossistema (FLE). Na estação seca a respiração noturna média foi de 96% pelo armazenamento e 4% pelos fluxos turbulentos, enquanto que no período chuvoso foi de 60% pelo armazenamento e 40% pelos fluxos turbulentos, conforme indica a proximidade do termo FLE e do termo de armazenamento. Este maior armazenamento noturno na estação seca resulta no pico acentuado do fluxo turbulento no amanhecer, devido à grande remoção de CO_2 noturno armazenado. Este padrão de pico no início da manhã já foi observado em outras florestas tropicais amazônicas (ARAÚJO et al., 2002), e ocorre

concorrentemente com o deplecionamento do armazenamento, ou variação negativa, conforme ocorreu nas observações aqui. Na estação chuvosa há também no início da manhã um pico e redução do armazenamento, mas muito mais expressivos do que na estação seca.

Figura 11. Padrões médios diários de FLE (linha preta), fluxo turbulento (linha cinza) e variação do armazenamento vertical (linha tracejada) para as estações: (a) chuvosa e (b) seca.



A influência da inundação nos padrões de CO_2 também pode ser notada nas figuras 12, 13 e 14, que mostram que as maiores concentrações ocorrem na estação seca (Figura 12), seguida pela estação chuvosa (Figura 13) e pelos períodos inundados (Figura 14), onde há um claro padrão homogêneo das concentrações de CO_2 com a altura, o que não acontece na estação seca, onde há períodos do dia com maior concentração de CO_2 .

Figura 12. Perfil médio de concentração de CO_2 (ppm) durante a estação seca do sítio.

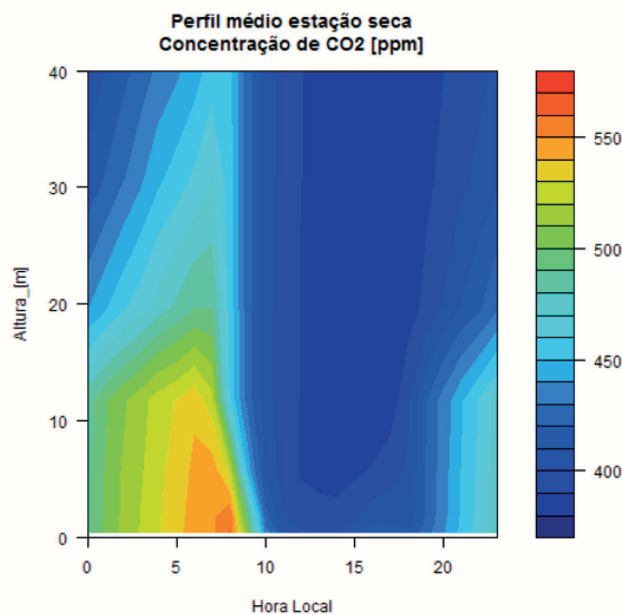


Figura 13. Perfil médio de concentração de CO₂ (ppm) durante a estação chuvosa do sítio.

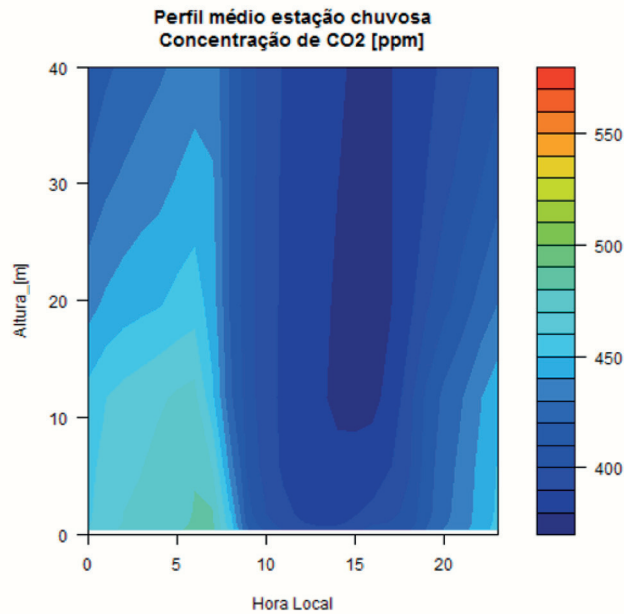
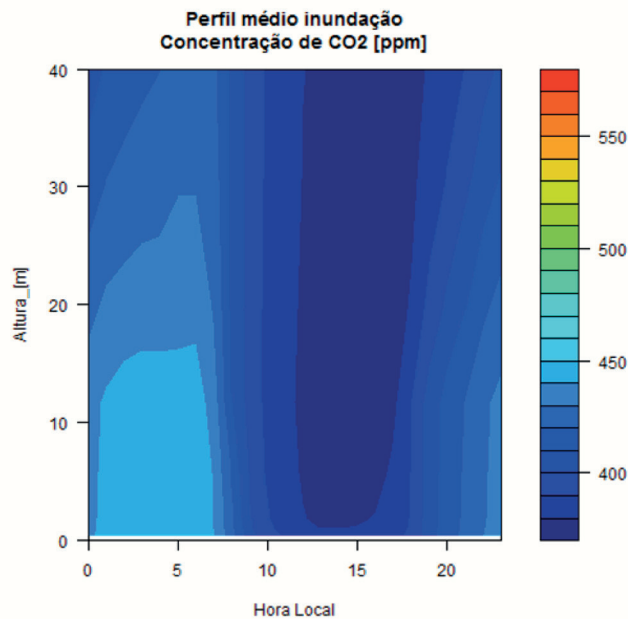
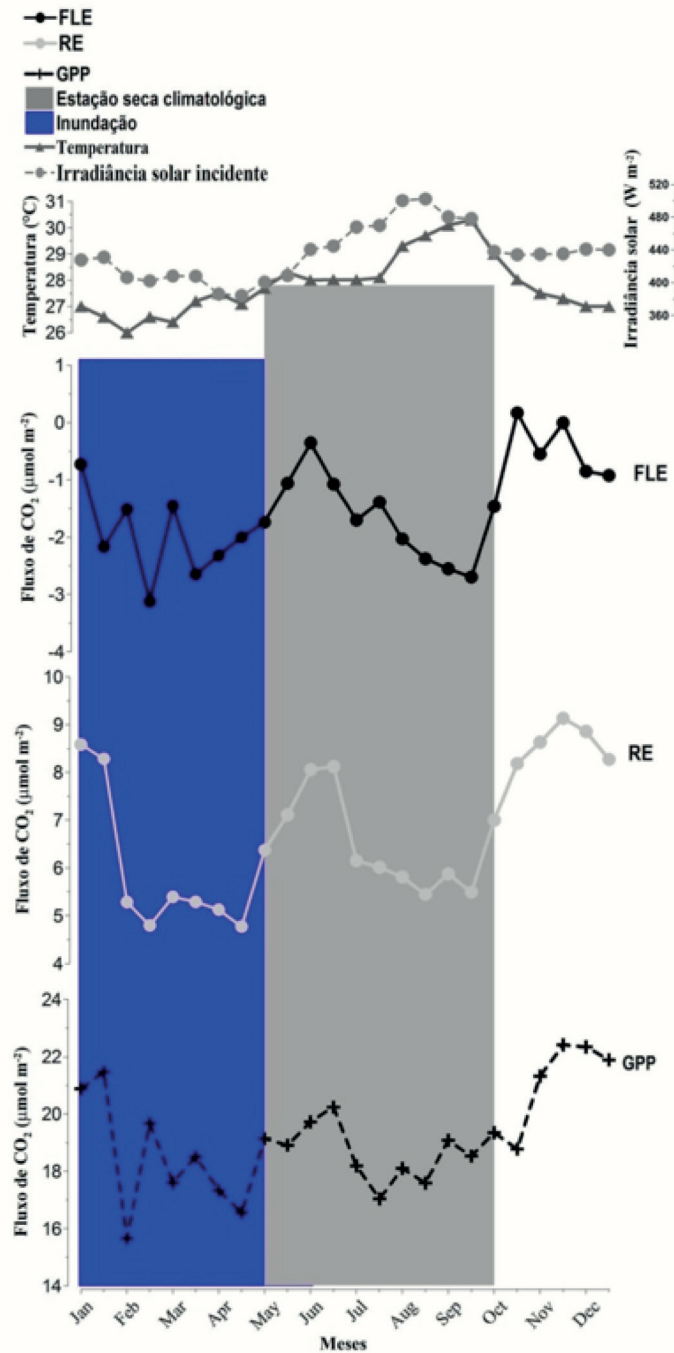


Figura 14. Perfil médio de concentração de CO₂ (ppm) durante a fase inundada do sítio.



Os máximos e mínimos anuais de produtividade primária bruta (GPP) e Respiração do Ecossistema (RE), em vista das informações aqui discutidas, têm provavelmente dois grandes controles de que dependem (Figura 15). O primeiro é a variação anual da irradiância solar e radiação fotossinteticamente ativa incidente, que tem oscilação bimodal com máximos em janeiro e agosto e mínimos em abril e outubro, o que coincide muito com os picos destes fluxos de carbono. Esta oferta de energia está muito associada ao estímulo da fotossíntese, portanto também à respiração autotrófica, e que por sua vez contribui para o termo RE. A sazonalidade da temperatura, por sua vez, tem apenas um máximo e um mínimo bem definidos, e explicam parcialmente as oscilações dos fluxos de carbono. Entre o final da inundação até meados da estação seca, há concorrentemente elevação da radiação solar, da temperatura e também de GPP e RE.

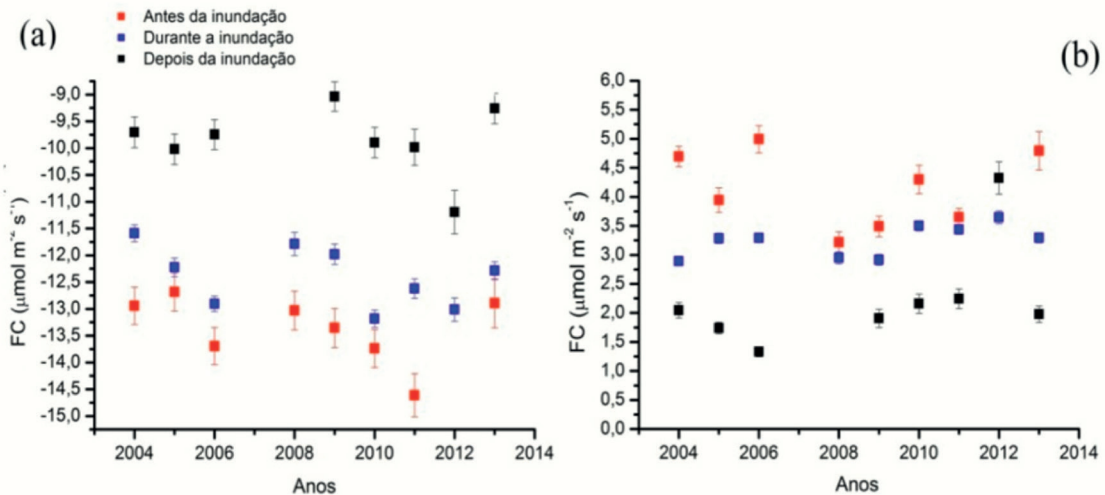
Figura 15. Médias quinzenais de FLE, RE e GPP, em $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (anos de 2011 a 2013).



Para destacar a oscilação dos padrões dos fluxos de CO_2 em torno do evento da inundação, a figura 16 mostra os fluxos turbulentos médios (diurno) noturnos, calculados em distintos segmentos temporais durante 2004 a 2014: quatro semanas antes, durante, e quatro semanas após a inundação. Nestes casos na média o fluxo turbulento diurno $F_o \approx -13 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1} (\pm 0,5 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1})$ antes, $\sim -12 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1} (\pm 0,2 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1})$ durante e $\sim -10 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1} (\pm 0,4 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1})$ após a inundação, respectivamente, o que mostra a tendência de declínio da absorção de CO_2 centrada no evento da inundação. A diminuição na atividade metabólica da floresta poderia ter unicamente um controle climático pela temperatura do ar, radiação solar ou precipitação, como relatado em Araújo et al., (2002); Grace et al., (1995); Goulden et al., (2006) e Malhi et al., (1998), porém o fenômeno da inundação aparentemente está limitando a produtividade

vegetal, cuja causa candidata pode ser o estresse por anóxia ou redução da disponibilidade de oxigênio devido ao solo inundado.

Figura 16. Médias anuais dos fluxos turbulentos de CO₂ ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) (a)- diurno e (b) – noturno para o período de quatro semanas antes da inundação, durante a inundação e quatro semanas depois do final da inundação.



As barras verticais indicam o erro médio padrão.

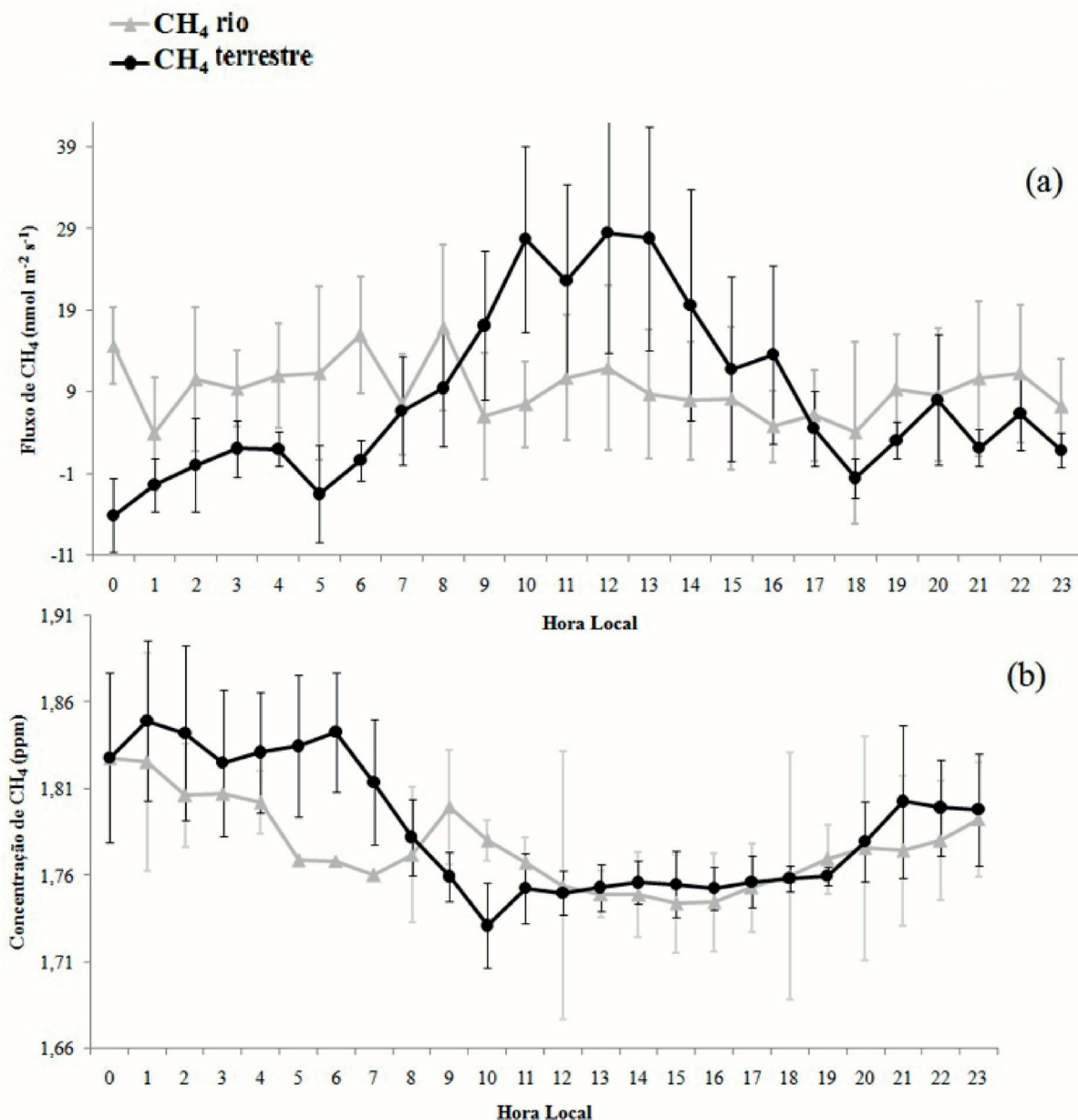
Mais além, analisando os fluxos noturnos (o que exclui a fotossíntese) o padrão segue a mesma tendência dos fluxos diurnos, com médias de $\sim 4 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ antes, $\sim 3 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ durante e $\sim 2 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ após a inundação, respectivamente, o que indica que a inundação exerce um controle no balanço de carbono por meio da redução das perdas para a atmosfera. Estas perdas têm origem possivelmente autotrófica, uma vez que os fluxos diurnos mostraram declínio pela inundação. Mas pode ser igualmente heterotrófica, ainda incerto em qual proporção, devido à presença da cobertura de água líquida na interface com a atmosfera.

Apesar das delimitações de início e término da inundação ter como parâmetro medidas pontuais de umidade do solo feitas próximo a torre, os padrões apresentados mostram que a área de influência do 'fetch' da torre micrometeorológica a inundação se inicia antes daquela data, pois há áreas com cotas mais baixas que a torre (entre 1 a 2 m) que podem explicar os padrões de declínio da produtividade e respiração semanas antes da inundação.

É uma característica típica dos Cerrados o aumento da capacidade fotossintética do sistema com o início e durante a estação chuvosa (VOURLITIS e ROCHA, 2010), o que não ocorreu nesta planície de inundação. Dentre meados ao final da estação chuvosa, e em muitos anos adentrando a estação seca, sugere-se a influência da inundação, além da própria queda de energia solar, o que notavelmente diminuiu as taxas de assimilação de CO₂ do ecossistema.

Sobre a campanha experimental de medidas de fluxos evasivos, a Figura 17b mostra as médias horárias da concentração de CH₄ medida pelo FMA, discriminado por direção da fonte, terrestre ou fluvial. A concentração de CH₄ foi maior da direção terrestre durante à noite, e sem diferença expressiva durante o dia. As faixas de concentração medidas estão próximas às de Querino et al., (2011) em floresta de terra firme na Amazônia, entre 1,79 e 1,84 ppm. A figura 17a mostra as médias horárias dos fluxos de metano, com um padrão predominantemente positivo, maior do rio à noite, e maior terrestre diurno. Esta comparação é provavelmente mais sólida na condição terrestre diurna devido às incertezas do método à noite.

Figura 17. Médias horárias de: (a) - Fluxo de CH₄ (nmol m⁻² s⁻¹); e (b) concentração de CH₄ (ppm) do sensor FMA.



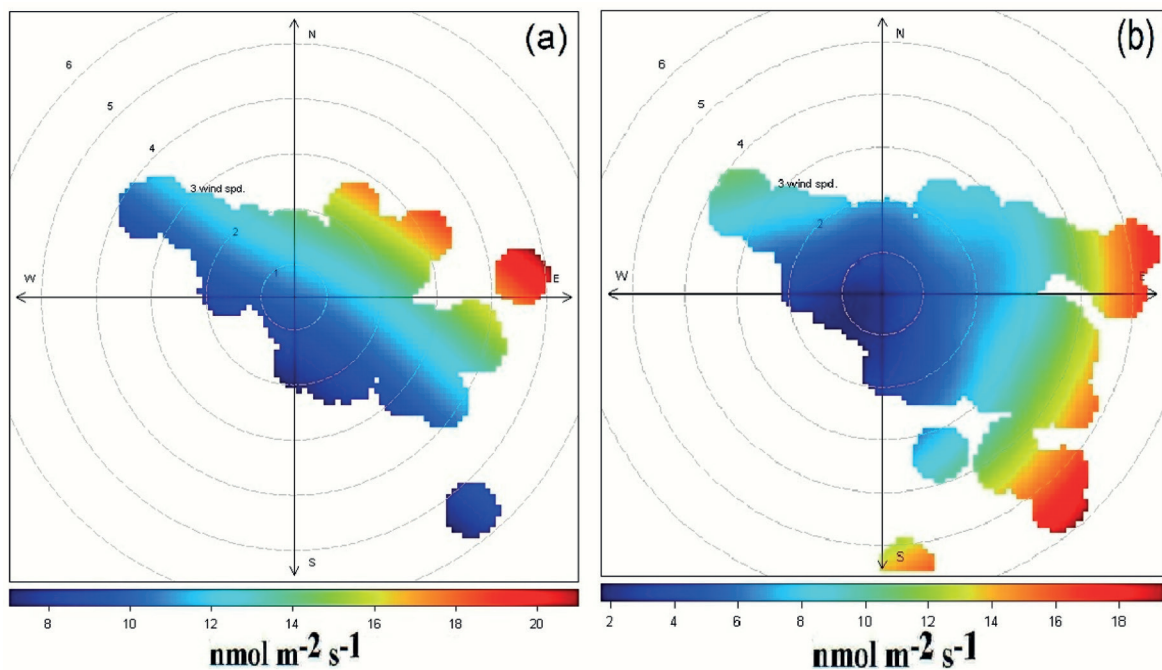
A fonte fluvial é praticamente constante diuturnamente ($\sim 5 \text{ nmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$), enquanto a fonte terrestre aparentemente tem máximos diurnos de $\sim 30 \text{ nmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ por volta de 12h enquanto reduz-se à zero ou fluxos levemente negativos à noite. O fluxo médio diário terrestre de CH₄ foi de $8,5 \text{ nmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, enquanto o fluxo fluvial foi de $9 \text{ nmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, indicando emissões semelhantes diárias. O fluxo fluvial evasivo corresponde a $\sim 12 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$, próximo do estimado por Basso (2014) com um método de integração da coluna atmosférica com coletas por avião, que estimou uma emissão biogênica de $9,5$ a $13,28 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ para área em Rio Branco- AC, de $9,1$ a $13,8 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ para Alta Floresta - MT e de $10,8$ a $17,38 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ para Tabatinga - AM. Sawakuchi et al., (2014) reportaram fluxos de CH₄ com câmara flutuante, e estimaram no Rio Xingú $48,16 \pm 114,24 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$, e no Rio Tapajós $2,24 \pm 14,08 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$, ou seja, uma emissão 22 vezes maior no Rio Xingú, o que sugere grande variabilidade em poucos dados da literatura. Estes estudos também mostraram que os

fluxos de rios amazônicos tendem a ser menores durante a estação chuvosa (um fluxo médio de $14,4 \pm 20,8 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ para todos os locais de estudo, de escalas comparáveis aos deste estudo.

As medições no Rio Araguaia sugerem a área de pastagem como uma fonte não desprezível de metano, dadas outras referências em áreas nativas na floresta Amazônica interpretadas como fonte de CH_4 . A região Amazônica é conhecida por extensa área alagável que produz grandes quantidades de CH_4 (BARTLETT et al., 1990; MELACK et al., 2004). Os dados aqui sugerem que a área não alagada também pode ser uma fonte considerável de CH_4 , como encontrou Querino et al., (2011) em área de floresta de terra firme na Amazônia. A figura 17 b mostra as médias horárias da concentração de CH_4 medida pelo LICOR 7700, discriminado por direção da origem. O padrão médio horário de concentração de CH_4 corrobora os padrões mostrados pelo FMA, com maiores concentrações noturnas, e maiores concentrações da direção terrestre noturnas, enquanto diurnamente não houve diferença expressiva. As médias horárias dos fluxos de CH_4 do LICOR 7700 também corroboram o padrão o FMA (Figura 17a), fluxos predominantemente positivos, e picos da direção terrestre de aproximadamente $20 \text{ nmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ no período diurno, e uma fonte aproximadamente constante da direção do rio em torno de $6 \text{ nmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$.

A figura 18 mostra com clareza a diferença de fluxos de CH_4 fluvial e terrestre, com dados do sensor LICOR 7700 (Figura 18a) e do sensor FMA (Figura 18b). Quando comparados os fluxos dos dois sensores, existe boa associação entre ambos, com medidas pontuais de até $40 \text{ nmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, sendo as médias diárias em torno de $22 \text{ nmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. Ambos reforçam que as fontes fluviais correspondem a praticamente o dobro da fonte terrestre.

Figura 18. Médias diárias de fluxo de CH_4 ($\text{nmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) por direção do vento com dados do sensor (a) FMA; (b) LI7700.



Conclusões

Nosso planeta tem um enorme desafio frente às alterações ambientais e climáticas correntes, dependendo o equilíbrio climático do planeta da forte resiliência de certos ecossistemas impactados. Neste contexto, estudos sobre ciclagem biogeoquímica são de fundamental importância para compreender controles ambientais e fatores críticos de perturbação do meio. Nossas observações indicam que os padrões dos fluxos atmosféricos de energia e dos fluxos de CO_2 na área de floresta em uma planície de inundação na Ilha do Bananal, possuem particularidades que não se comparam exatamente nem com as medidas em ecossistemas de floresta amazônica de terra firme e nem em cerrado restrito. Os termos do balanço de energia e em especial os fluxos de calor sensível e fluxo de calor latente, tem variação sazonal controlada pela oferta radiativa, no que se assemelha àqueles ecossistemas onde há uma forte correlação dos fluxos turbulentos com a energia disponível. Todavia, aqui sobressaem quebras nessa correlação, que se crê ocorrem devido a alguns fatores: a inundação sazonal, que mostra efeitos no intervalo de meados até pouco além do final da estação chuvosa, onde um meio aquático exerce um controle sobre um meio antes aeróbico; o fato de que as medidas atmosféricas na realidade apenas capturam o sinal decorrente ora de um meio de solo e outro de vegetação e ambos secos e anaeróbicos, e ora de dois compartimentos distintos, ou sejam, o meio aquático e o meio da vegetação acima da água. Nesta última situação os fluxos medidos são uma mistura do que se manifestaria sobre um meio aquático, adicionados à uma resposta direta da vegetação aérea e possivelmente limitada pela inundação somada à uma resposta apenas indireta de um solo alagado. Ou seja, as duas situações são caracterizadas por meios ou compartimentos bastante distintos.

Por esta razão, a hipótese central mostra alguns indícios de confirmação, embora uma comprovação mais plena esteja ainda além de ser atingida. A inundação mostra uma certa tendência de declínio da eficiência de evapotranspiração, e da produtividade líquida e bruta do ecossistema, o que pode ter se ancorado bastante na resposta da vegetação e não somente da contribuição individual do meio aquático no fluxo medido. Na soma anual os fluxos de CO_2 indicam uma assimilação líquida no meio como um todo, mas certamente esta análise é preliminar e não conclusiva. Aqui não foi feita uma análise de sensibilidade de limiares mais restritivos para a utilização dos fluxos atmosféricos noturnos, que trazem outra fração de incerteza à estimativa, em que os erros acumulados das medidas podem ser da ordem de grandeza da própria medida. Aqui também não foram feitas comparações com estimativas de outras técnicas, que possam complementar a informação dos processos nos compartimentos individuais, entre elas as seguintes: os transportes fluviais laterais, a variação de biomassa aérea com medidas biométricas diretas, trocas gasosas na escala da folha.

A produtividade do ecossistema mostra uma dependência interessante com a temperatura do ar, em que nos anos mais secos e quentes houve queda da fixação de CO_2 e maiores perdas por respiração noturna. Estes resultados decorreram dos anos anômalos de 2005 e 2010, mas cuja conclusão ainda está limitada pelas mesmas circunstâncias discutidas para a análise da variação sazonal, e ainda por certo, conflito com resultados obtidos em áreas de várzeas amazônicas onde a produtividade da biomassa aérea aumenta nos anos mais secos dos episódios quentes de El Niño.

Referências

- AGUIAR, R. G.; RANDON, C. V.; PRIANTE FILHO, N.; MANZI, A. O.; AGUIAR, L. J. G.; CARDOSO, F. L. **Fluxos de massa e energia em uma floresta tropical no sudoeste da Amazônia**. Revista Brasileira de Meteorologia, p. 248 – 257, 2005.
- ARAÚJO, A. C.; NOBRE, A. D.; KRUIJT, B.; ELBERS, J. A.; DALLAROSA, R.; STEFANI, P.; VON RANDOW, C.; MANZI, A. O.; CULF, A. D.; GASH, J. H. C.; VALENTINI, R. **Comparative measurements of carbon dioxide fluxes from two nearby towers in a central Amazonian rainforest: The Manaus LBA site**. Journal of Geophysical Research, vol. 107, p. 1 –20, 2002.
- BARTLETT, K. B.; CRILL, P. M.; BONASSI, J. A.; RICHEY, J. E.; HARRIS, R. C. **Methane flux from the Amazon River floodplain: emissions during rising water**. Journal of Geophysical Research, p. 1773 – 1788, 1990.
- BASSO, L.S. **Determinação da emissão de metano da bacia amazônica**. Tese (Doutorado em Energia Nuclear), Universidade de São Paulo, 2014.
- COSTA, G. B. **Fluxos de energia, CO₂ e CH₄ sobre a floresta em planície de inundação da ilha do Bananal**. 2015. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, ESALQ/USP, 2015.
- ESPÍRITO-SANTO, F. D. B.; GLOOR, M.; KELLER, M.; MALHI, Y.; SAATCHI, S.; NELSON, B.; OLIVEIRA JUNIOR, R. C. **Size and frequency of natural forest disturbances and the Amazon forest carbon balance**. Nature Communications, p. 3434, 2014.
- GALVÃO, J. A. C. **Estudo observacional do balanço de energia em áreas de floresta e pastagens**. Revista Brasileira de Geografia Física, p. 226, vol. 17 (2,3), 1999.
- GRACE, J. **Carbon dioxide uptake by an undisturbed tropical rain forest in southwest Amazonia**. Science, p. 778 – 780, 1995.
- GOULDEN, M. L.; MILLER, S. D.; DA ROCHA, H. R. **Nocturnal cold air drainage and pooling in a tropical forest**. Journal of Geophysical Research-Atmospheres, p. 1 – 14, vol. 111, 2006.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. **Climate change 2007: the physical science basis**. Geneva: Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007.
- KELLER, M.; BUSTAMANTE, J. G.; SILVA DIAS, P. **Amazonia and Global Change**. American Geophysical Union, p.222-231. 2010.
- LEWIS, S. L.; BRANDO, P. M.; PHILLIPS, O. L.; VAN DER HEIJDEN, G. M. F.; NEPSTAD, D. C. **The 2010 Amazon drought**. Science, p. 554, 2011.
- LIEBMANN, B.; MARENGO, J. A. **Interannual variability of the rainy season and rainfall in the Brazilian Amazon Basin**. Journal of Climate, p. 4308 – 4318, 2001.
- MALHI, Y. **Carbon dioxide transfer over a Central Amazonian rain forest**. Journal of Geophysical Research-Atmospheres, p. 593 – 612, 1998.

MARENGO, J. A.; DIAS, P. L. S. **Mudanças climáticas globais e seus aspectos nos recursos hídricos.** Águas doces no Brasil: Capital ecológico, uso e conservação, p. 63 – 109, 2000.

MARENGO J.A; NOBRE C.A; TOMASELLA, J; CARDOSO, M. F; OYAMA, M.D. **Hydro-climatic and ecological behaviour of the drought of Amazonia in 2005.** Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences, Washington, v.363, p.1773–1778. 2008.

MARENGO, J. A.; TOMASELLA, J.; ALVES, L.; SOARES, W.; RODRIGUEZ, D. A. **“The Drought of 2010 in the Context of Historical Droughts in the Amazon Region”.** Geophysical Research Letters, p. 1 – 5, 2011.

MARENGO, J. A.; COELHO, C. A. S.; CAVALCANTI, I. A. F.; COSTA, S. M. S.; FREITAS, S. R.; ITO, E.; LUZ, G. **Climate diagnostics of three major drought events in the Amazon and illustrations of their seasonal precipitation predictions.** Meteorological Applications (Print), p. 237 – 255, 2012.

MELACK, J.; HESS, L.; GASTIL, M.; FORSBERG, B.; HAMILTON, S.; LIMA, I.B.; NOVO, E. M. L. M. **Regionalization of methane emissions in the Amazon Basin with microwave remote sensing.** Global Change Biology, p. 530 – 544, 2004.

MILLER, S. D.; GOULDEN, M. L.; MENTON, M. C.; DA ROCHA, H. R.; de FREITAS, H. C.; FIGUEIRA, A. M. S.; SOUSA, C. A. D. **Biometric and micrometeorological measurements of tropical forest carbon balance.** Ecological Applications, p. S114 – S126, 2004.

MOREIRA-TURCQ, P. F.; SEYLER, P.; GUYOT, J. L.; ETCHEBER, H. **Exportation of organic carbon from the Amazon river and its main tributaries.** Hydrological Processes Oxford, v.17, p. 1329 – 1344, 2003.

NOBRE, C.; SAMPAIO, G.S. **Mudanças climáticas** In: **Mudanças climáticas e mudanças socioambientais globais: reflexões sobre alternativas de futuro.** Brasília: UNESCO, IBECC, 15-31, 2008.

OLIVEIRA, L. S. **Fluxos atmosféricos de superfície sobre uma área de ecótono na Ilha do Bananal.** 2006. Tese (Doutorado em Meteorologia) - Universidade de São Paulo/ USP, São Paulo, 2006.

PANGALA, S. R.; ENRICH-PRAST, A.; BASSO, L. S.; PEIXOTO, R. B.; BASTVIKEN, D.; HORNIBROOK, E. R. C.; ET AL. **Large emissions from floodplain trees close the Amazon methane budget.** Nature, p. 230 – 234, 2017.

PRIANTE FILHO, N.; VOURLITIS, G. L.; HAYASHI, M. M. S.; NOGUEIRA, J.S.; CAMPELO JR, J. H.; NUNES, P. C.; SANCHES, L.; COUTO, E. G.; HOEGER, W.; RAITER, F.; TRIENWEILER, J. L.; MIRANDA, E. J.; PRIANTE, P. C.; PEREIRA, L. C.; BIUDES, M. S.; FRITZEN, C. L.; LACERDA, M.; SULI, G. S.; SHIRAIWA, S.; SILVEIRA, M. **Comparison of the mass and energy exchange of a pasture and a mature transitional tropical forest of the southern Amazon Basin during a seasonal transition.** Global Change Biology, p. 863 – 876, 2004.

QUERINO, C. A. S.; SMEETS, C. J. P. P.; VIGANO, I.; HOLZINGER, R.; MOURA, V.; GATTI, L. V.; MARTINEWSKI, A.; MANZI, A. O.; DE ARAÚJO, A. C.; RÖCKMANN, T. **Methane flux, vertical**

gradient and mixing ratio measurements in a tropical forest. Atmospheric Chemistry and Physics Discussion (Online), p. 5313 – 5350, 2011.

RESTREPO-COUBE, N.; DA ROCHA, H. R.; HUTYRA, L. R.; DA ARAUJO, A. C.; BORMA, L. S.; CHRISTOFFERSEN, B.; ET AL. **What drives the seasonality of photosynthesis across the Amazon basin? A cross-site analysis of eddy flux tower measurements from the Brasil flux network.** Agricultural and Forest Meteorology, p. 128 – 144; 182 – 183, 2013.

ROCHA, H. R.; FREITAS, H. C.; ROSOLEM, R.; JUAREZ, R. I. N.; TANNUS, R. N.; LIGO, M. A.; CABRAL, O. M. R.; DIAS, M. A. F. S. **Medidas de fluxos de CO₂ em um Cerrado Sensu stricto no sudeste do Brasil.** Biota Neotropica, p. 1, 2002.

ROCHA, H. R.; FREITAS, H. C.; PINTO, L. D. V. O.; MENTON, M.; GOULDEN, M.; MILLER, S.; FIGUEIRA, M. **Seasonality of water and heat fluxes over a tropical forest in eastern Amazonia.** Ecological applications, p. S22 – S32, 2004.

ROCHA, H. R.; MANZI, A. O.; CABRAL, O. M.; MILLER, S. D.; GOULDEN, M. L.; SALESKA, S. R.; COUBE, N. R. **Patterns of water and heat flux across a biome gradient from tropical forest to savanna in Brazil.** Journal of Geophysical Research, p. 1 – 8, 2009.

SALESKA, S. R. S. R.; MILLER, S. D.; MATROSS, D. M.; GOULDEN, M. L.; WOFSEY, S. C.; ROCHA, H. R.; CAMARGO, P. B.; CRILL, P.; DAUBE, B. C.; FREITAS, H. C.; HUTYRA, L.; KELLER, M.; KIRCHHOFF, V.; MENTON, M.; MUNGER, J. W.; PYLE, E. H.; RICE, A. H.; SILVA, H. **Carbon in Amazon forests: Unexpected seasonal fluxes and disturbance-induced losses.** Science, p. 1554 – 1557, 2003.

SAWAKUCHI, H. O.; BASTVIKEN, D.; SAWAKUCHI, A.; KRUSCHE, A. V.; BALLESTER, M. V. R.; RICHEY, J. E. **Methane emissions from Amazonian Rivers and their contribution to the global methane budget.** Global Change Biology, v. 20, p. 2829 – 2840, 2014.

STERN, R. D.; COE, R. **The use of rainfall models in agricultural planning.** Agricultural and Forest Meteorology, p. 35 – 50, 1982.

SUGAHARA, S. **Flutuações interanuais, sazonais e intrasazonais da precipitação no estado de São Paulo.** 1991. 140 f. Tese (Doutorado em Meteorologia), Universidade de São Paulo/USP, São Paulo, 1991.

VOURLITIS, G. L.; PRIANTE FILHO, N.; HAYASHI, M. M. S.; NOGUEIRA, J. S.; CASEIRO, F. T.; CAMPELO JR, J. H. **Seasonal variations in the evapotranspiration of a transitional tropical forest of Mato Grosso, Brazil.** Water Resources Research, p. 45 – 57, 2002.

VOURLITIS, G. L.; ROCHA, H. R. Flux dynamics in the cerrado and cerrado-forest transition of Brazil. In: HILL, M. J.; HANAN, N. P. **Ecosystem function in global savannas: measurement and modeling at landscape to global scales.** CRC Press, p. 97 – 116, 2010.

WMO GREENHOUSE GAS BULLETIN - GHG BULLETIN - No. 14 : **The State of Greenhouse Gases in the Atmosphere Based on Global Observations through 2017.** 2018.

WOFSEY, S. C.; HARRISS, R. C.; KAPLAN, W. A. **Carbon dioxide in the atmosphere over the Amazon Basin.** Journal of Geophysical Research, p. 1377 – 1387, 1988.

2

MONITORAMENTO E CARACTERIZAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO JAVAÉS

Sandro Estevan Moron ^{*a}, Liana Bezerra Dias de Lima ^a, Laiza Pereira Lacerda Vieira ^a,
Paula Benevides de Moraes ^c, Ricardo Lopes Tortorela de Andrade ^b

Resumo

O rio Javaés é um importante ecossistema aquático e corrobora com a alimentação das comunidades ribeirinhas e indígenas. A qualidade da água do rio está sendo ameaçada pela exploração do solo e da água pelo agronegócio. Objetivou-se avaliar os parâmetros físico-químicos da água e *Podocnemis, expansa* como bioindicadora da qualidade ambiental. Os valores para pH, nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal, se enquadram nos valores para Águas Doces de Classe 1. A média das concentrações de Cu, Cr e Mn nos pontos coletados excederam os valores para rios de Classe 1. Avaliação genotóxica demonstrou baixa frequência de micronúcleos. Hemoparasitas do gênero Haemogregarina foram identificados no sangue.

Palavras-chave: Rio Javaés. Concentração de metais, Micronúcleo, Hemoparasitas, *Podocnemis expansa*

Introdução

O uso indiscriminado de insumos agrícolas, bem como o manejo do solo, aliado a falta de consciência da população na proteção do solo e da água, aumenta a probabilidade de poluição ambiental (RHEINHEIMER et al., 2003, p.88). A agricultura representa uma das

a Laboratório de Morfofisiologia e Bioquímica de Peixes Neotropicais, Universidade Federal do Tocantins, BR-153, Km 112, s/n, 77804-970, Araguaína, Tocantins, Brasil.

c Laboratório de Microbiologia Ambiental, Universidade Federal do Tocantins, Av. NS 15, ALCNO 14, 109 Norte, 77001-090, Palmas, Tocantins, Brasil.

b Laboratório Integrado de Pesquisas Químicas, Universidade Federal do Mato Grosso, Avenida Alexandre Ferronato Nº 1.200, Setor Industrial, 78557-267, Sinop, Mato Grosso, Brasil.

* Autor correspondente: E-mail: sandromoron@uft.edu.br

mais importantes fontes não pontuais de poluição por metais em corpos d'água, sendo que, principais fontes liberadoras desses elementos são os fertilizantes (Cd, Cr, Pb, Zn), os pesticidas (Cu, Pb, Mn, Zn) e os preservativos de madeira (Cu, Cr) (PEDROZO; LIMA, 2001, p.58; SANTOS et al., 2002, p.280).

Em rios, a carga total de elementos-traço depende das características geológicas e ecológicas das bacias de drenagem e do tipo de atividade humana nelas presentes (ESTEVEZ, 1998, p.77). Como os metais pesados não podem ser degradados, eles são depositados, assimilados ou incorporados na água, nos sedimentos e animais aquáticos, podendo acumular na carne de peixes e se concentrar nos altos níveis tróficos (RAHMAN et al., 2012, p.1850; STORELLI et al., 2013, p.120; ELNABRIS et al., 2013, p.50). Sua toxicidade é devida à sua capacidade de interferir em processos enzimáticos e na sua pouca mobilidade no organismo em função do pequeno tamanho e das cargas duplas/triplas, onde esta baixa mobilidade faz com que os elementos se acumulem, provocando modificações no metabolismo que podem resultar na morte do organismo afetado (ESTEVEZ, 1998, p.120).

A Bacia do Rio Javaés pertence à Bacia do Rio Araguaia, localizada no Estado do Tocantins, na Região Norte do Brasil. O Rio Javaés, também conhecido como Braço Menor do Araguaia, nasce da defluência do Rio Araguaia; a partir desta defluência é formada a Ilha do Bananal, que é a maior ilha fluvial do mundo. Praticamente todos os rios que nascem dentro da ilha fluem para a margem esquerda do Rio Javaés; na margem direita deste, o mais importante tributário é o Rio Formoso (FLEISCHMANN et al., 2017, p.5045). A área de estudo pertence à região do Médio Araguaia e está localizada no ecótono amazônia-cerrado, sendo predominante as características do bioma cerrado, composto por fisionomias como "cerradão", cerrado típico, campo cerrado, campo sujo de cerrado e campo limpo. A precipitação anual é em torno de 1700 mm, e o período de estiagem compreende os meses de junho a agosto, nos quais os totais pluviométricos mensais são inferiores a 10 mm (MMA, 2009).

No Tocantins, no Vale dos rios Javaés e Formoso, está implantado um projeto de agricultura irrigada, o Projeto Javaés/Formoso, cujas principais culturas, entre temporárias e permanentes, estão o arroz, soja, feijão, melancia, banana e milho, sendo o maior produtor de arroz irrigado do estado do Tocantins (IBGE, 2013). A altitude da área está em torno de 200 m e o relevo tem inclinação menor que 0,05%, o que favorece as inundações periódicas (SANTOS e RABELO, 2004, p.23). Lima (2010, p.100) observou a utilização de mais de 70 compostos químicos diferentes nas lavouras de Lagoa da Confusão, sendo a maioria herbicida e inseticida. Além disso, 31% dos princípios ativos utilizados na bacia Araguaia – Tocantins tem alto potencial de contaminação para águas superficiais (PRADO, 2013, p.88).

Os répteis, especificamente os quelônios, podem apresentar alguma forma de contaminação já que muitos organismos desse grupo pertencem a níveis tróficos elevados. Frequentemente os quelônios são usados como bioindicadores da qualidade ambiental (SCHNEIDER et. al., 2013, p.120). Quelônios podem servir como modelos biológicos para estudos de contaminação devido aos seus atributos ecológicos e sua história de vida, que incluem sua ampla distribuição geográfica, a variação nos tipos de hábitat que utilizam e a gama de níveis tróficos as quais pertencem. Além disso, tartarugas são animais que apresentam alta longevidade, permitindo a exposição aos contaminantes por longo prazo (HOPKINS et. al., 2013, p166.; YU et. al., 201, p;1810). A *Podocnemis expansa*, tartaruga-da-amazônia, foi escolhida como bioindicadora devido ser parte da dieta humana, com frequência de consumo e valor cultural para comunidades ribeirinhas e indígenas.

O rio Javaés representa um dos principais ecossistemas aquáticos da região para peixes, aves e répteis e corrobora com a alimentação das comunidades ribeirinhas e indígenas. A qualidade da água do rio está sendo ameaçada pela exploração do solo e da água por projetos relacionados ao agronegócio. Objetivou-se avaliar a qualidade de água utilizando análise de parâmetros físico-químicos e *Podocnemis expansa* como bioindicadora da qualidade ambiental do rio Javaés.

Material e métodos

Área de estudo e coletas

As coletas de água e dos exemplares de *Podocnemis expansa* (Testudines, Podocnemididae) ocorreram no período de 13 meses na região sudoeste do Estado do Tocantins. Foram realizadas duas coletas, sendo uma no período de estiagem e outra no período de cheia ao longo do rio Javaés. Localizado no município de Pium, é considerado como local de referência, pois trata-se de uma Área de Proteção Ambiental (APA) – Parque Nacional do Araguaia (latitude 10°26'33" S e longitude 49°10'56" W). É uma área composta de fragmentos típicos de floresta amazônica e de ambiente de cerrado, uma área com formação de ecótonos, onde observa-se uma vegetação de transição entre os dois biomas. O ambiente é nitidamente caracterizado pela sazonalidade climática com estação seca que ocorre geralmente entre os meses de junho a novembro, tendo seu ápice nos meses de agosto e setembro, e estação chuvosa de cheia do rio que vai de dezembro a junho (SEPLAN, 2001, p. 120; 2005, p.45).

Os valores de referência para os parâmetros físico-químicos e de concentração de metais na água foram baseados na resolução CONAMA 357 para águas doces de Classe 1. Os quelônios (comprimento entre 14 a 25 cm, $\pm 1,5$ Kg) foram coletados por meio de linha e isca artificial. Capturou-se um total 20 exemplares. As coletas foram autorizadas pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, por meio da licença SISBIO número 40542-2.

Análises da água

O pH, oxigênio dissolvido (OD) e a temperatura foram medidas nos locais de coleta (3 pontos ao longo do rio) com o analisador multiparâmetro Horiba modelo U-22XD. As amostras foram coletadas imersas a ± 30 cm, em uma distância aproximada de 2 m da margem e armazenadas em frascos de polietileno de 1000 mL previamente lavadas com HNO₃ 1 mol/L e água destilada, mantidas em gelo (4°C) dentro de uma caixa de isopor até o momento da análise. Os parâmetros de nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal e fósforo total foram analisados no espectrofotômetro Hach modelo DR500.

Para análise de metais Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Mn, e Zn, as amostras foram inicialmente concentradas com ácido nítrico em placas aquecedoras e mantidas refrigeradas (4°C) até o momento da leitura em espectrofotômetro de Absorção Atômica Varian (modelo AA140). Toda a vidraria utilizada permaneceu previamente em imersão por no mínimo 24 horas em HNO₃ a 10%, com a finalidade de evitar a contaminação por metais e lavadas com água destilada antes da utilização.

Avaliação genotóxica – Teste do Micronúcleo (MN)

A possível ação dos estressores químicos na biota local foi verificada a partir do teste de frequência de micronúcleo nos eritrócitos periféricos dos quelônios, no intuito de verificar a presença de potenciais efeitos genotóxicos.

O teste do micronúcleo seguiu a metodologia descrita por Grisolia *et.al.* (2009, p.141). Utilizou-se uma gota sangue para confecção da distensão sanguínea em lâmina, em triplicata para cada animal. Os esfregaços sanguíneos secaram a temperatura ambiente por 24 horas. Após secas, as lâminas foram fixadas em Metanol absoluto por 15 minutos e coradas com Giemsa 5% por 20 minutos. Um total de 3.000 eritrócitos foram examinados para cada peixe, ao microscópio de luz com aumento de 100x. Os micronúcleos, considerados os corpúsculos, apresentaram em relação ao núcleo, aproximadamente 1/3 do seu tamanho, estando nitidamente próximos, mas separados, com bordas distinguíveis, mesma cor e refringência. A frequência de micronúcleos foi calculada de acordo com Nwani *et. al.* (2011, p.319).

Avaliação Hemoparasitas

As amostras de sangue foram colhidas por punção do seio occipital, de acordo com a técnica descrita por Martínez-Silvestre *et al.* (2002, p.32). Imediatamente após a colheita foram preparados dois esfregaços sanguíneos, com o sangue de cada animal para pesquisa direta de hemoparasitas. Após a coloração com Giemsa, o esfregaço foi analisado em microscópio de luz.

Análises estatísticas

Os dados foram apresentados como a média \pm erro padrão da média. Foi realizado o Teste *t* de Student através do programa estatístico software GraphPad Instat v 3.00 para Windows 95® (GRAPHPAD INSTAT, 1998). Para diferenças significativas, foi considerada a probabilidade de $p < 0,05$.

Resultados

Análises de água

Os resultados dos parâmetros físico-químicos e concentração de metais na água estão apresentados na Tabela 1. Temperatura, pH, OD, fósforo total, nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal dos locais de coleta, não apresentaram diferenças significativas em relação ao período de seca e chuva. A concentração de nitrito apresentou valor zero em uma faixa de detecção de leitura $> 0,002 \text{ mg.L}^{-1}$. Os resultados de pH apresentaram-se ligeiramente ácidos com variação de 5,6 a 7,3. Os valores obtidos para pH, nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal, se enquadram nos valores recomendados para Águas Doces de Classe 1 segundo a resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005).

Os dados de concentração de metais na água mostraram que as diferenças entre as concentrações de metais pesados por local de amostragem, não foram significativas em relação ao período de seca e chuva. Cd e Pb apresentaram concentrações abaixo do nível de detecção do aparelho. A média das concentrações de Cu, Cr e Mn nos pontos coletados excederam os valores para rios de Classe 1 pela resolução 357 do CONAMA, que são 0,009 mg.L⁻¹ para o cobre, 0,05 mg.L⁻¹ para o cromo e 0,1 mg.L⁻¹ para o manganês.

Tabela 1. Parâmetros físico-químicos e concentração de metais na água nos diferentes pontos de coleta – rio Javaés – Pium. V.M.P é o valor de referência baseado na resolução CONAMA 357. Dados são a média. (*) diferença significativa em relação ao período de seca e chuva.

Parâmetros	Período Seca	Período Cheia	V.M.P
Temperatura (°C)	29,8	29,0	-
pH	6,5	6,7	6,0 - 9,0
OD (mg.L ⁻¹)	5,6	5,7	≥ 6 (mg.L ⁻¹)
Fósforo total (mg.L ⁻¹)	0,07	0,03	0,1 (mg.L ⁻¹)
Nitrito (mg.L ⁻¹)	0	0	1 (mg.L ⁻¹)
Nitrato (mg.L ⁻¹)	0,16	0,1	10 (mg.L ⁻¹)
Nitrogênio Amoniacal (mg.L ⁻¹)	0,15	0,13	3,7 (mg.L ⁻¹)
Cu	0,02	0,03	0,009 (mg.L ⁻¹)
Cr	0,33	0,30	0,05 (mg.L ⁻¹)
Mn	0,97	0,95	0,1 (mg.L ⁻¹)
Ni	0,01	0,01	0,025(mg.L ⁻¹)
Zn	0,02	0,02	0,18 (mg.L ⁻¹)

Avaliação genotóxica

Os resultados de frequência de micronúcleos observados em *Podocnemis expansa* nos períodos de seca e chuva são apresentados na Tabela 2. O teste estatístico demonstrou que não houve diferença significativa na frequência de micronúcleos em relação ao período de seca e chuva.

Tabela 2. Frequência de micronúcleo (MN) de *Podocnemis expansa* nos períodos de seca e chuva – rio Javaés/Pium. Dados são média ± desvio padrão.

Períodos de coleta	%MN	Nº de animais
Seca	0.23 ± 0.25	10
Chuva	0.28 ± 0.31	10

Avaliação parasitária

Nos esfregaços sanguíneos, observou-se hemoparasitas nas hemácias, isto é, presença de gametócitos típicos do gênero *Haemogregarina* (Figura 1). O período de cheia apresentou uma média superior de indivíduos em relação ao período de seca. Todos os exemplares apresentavam hemoparasitas e o que apresentou menor quantidade, continha 28 gametócitos no esfregaço sanguíneo (Tabela 3).

Figura 1. Formas parasitárias de *Haemogregarina* sp. em *Podocnemis expansa*. Gametócitos (seta) intraeritrocitários. Bar = 10µm. Coloração: Giensa.

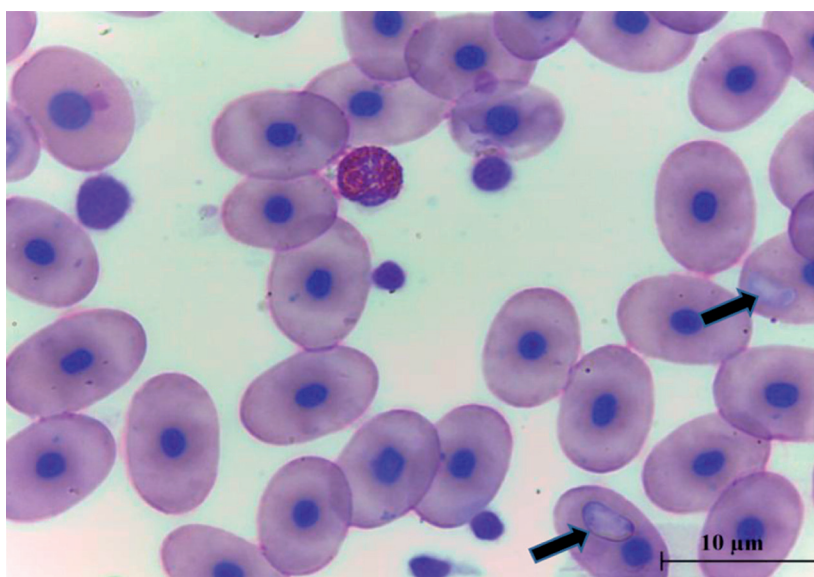


Tabela 3. Frequência de hemoparasitas de *Podocnemis expansa* nos períodos de seca e chuva – rio Javaés/Pium. Dados são média \pm desvio padrão. (a) = ($p < 0,05$) diferença significativa em relação.

Períodos de coleta	Média Parasita	Nº de animais
Seca	51.0 \pm 24.5	10
Chuva	94.8 \pm 31.5 a	10

Discussão

Parâmetros como temperatura, oxigênio dissolvido (OD), pH, nitrogênio e fósforo influenciam no metabolismo, desenvolvimento dos organismos, disponibilidade de nutrientes, toxicidade de contaminantes e produtividade do ecossistema aquático (MORO et al., 2013, p.279). Os parâmetros físico-químicos são influenciados por processos naturais e antrópicos (MALIK et al., 2010, p.270). Os valores obtidos para pH, nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal estão dentro da faixa adequada para o desenvolvimento normal da maioria dos peixes (RODRIGUES et al., 2013, p.370). Esses valores também são adequados para quelônios.

Dos metais analisados, o cobre, cromo, manganês e zinco são essenciais aos seres vivos, em pequenas concentrações, pois tem papel importante no metabolismo dos organismos aquáticos, uma vez que participam dos processos fisiológicos, porém em altas concentrações podem apresentar toxicidade. Por outro lado, níquel não tem função biológica conhecida e é geralmente tóxico para maioria dos organismos (HEATH, 1995, p.266; ESTEVES, 1998, p.87). A média das concentrações de Cu, Cr e Mn nos pontos coletados excederam os valores para rios de Classe 1 pela resolução 357 do CONAMA. Pesquisas revelam que a lixiviação das águas superficiais e a infiltração da água intersticial para rios e lagos podem introduzir nutrientes a partir de fertilizantes e agrotóxicos nos corpos d'água em áreas onde se desenvolvem atividades de agricultura (ABEL, 1996, p.47; ZAGATTO e BERTOLETTI, 2006, p.255). Ferreira (2009, p.239) ao estudar o acúmulo de metais pesados em água ao longo da Baía de Sepetiba (RJ), impactada por atividades de indústria e agricultura, registrou valores acima do limite máximo permitido pela legislação onde o cromo obteve uma concentração de 0,0532 mg.L⁻¹ e o cobre de 0,0364 mg.L⁻¹ em pontos que não apresentam boas condições de saneamento, impactando significativamente o meio ambiente. No Brasil pesquisas têm verificado diversas fontes de contaminação de corpos hídricos em função de entrada de poluentes de origem antrópica como a descarga de efluentes urbanos, domésticos, industriais (SANTANA e BARRONCAS, 2007, p.113; FERREIRA et. al, 2010, p.27; GOMES et. al., 2013,p.37) e de atividades de agropecuária pelo uso intensivo de agrotóxicos (PORTO e ETHUR, 2009, p.2515). Os corpos hídricos vêm apresentando níveis preocupantes de metais, evidenciando o potencial dos efeitos biológicos adversos nos diferentes níveis tróficos, o que sinaliza para a saúde dos organismos aquáticos e para população. As concentrações acima do nível permitido pela legislação, registradas no presente estudo, podem estar relacionadas com as atividades econômicas que são desenvolvidas na região. As atividades agrícolas no Brasil tem aumentado o consumo dos agrotóxicos, tornando-se necessários mais estudos de monitoramento para verificar possível contaminação dos recursos hídricos por essas substâncias químicas. Britto et.al (2012, p.395) também verificaram a presença de herbicidas na Sub-bacia do Rio Poxim, que abastece a cidade de Aracaju (SE), constatando que a qualidade da água está sendo influenciada pelo uso de herbicidas na região. Filizolla et al. (2002, p.667) observaram a contaminação de águas superficiais por pesticidas utilizados na agricultura no ribeirão Jardim que abastece a cidade de Guaíra (SP).

No Tocantins, Prado (2013, p.97) em um estudo sobre a susceptibilidade de contaminação dos recursos hídricos na Bacia Araguaia-Tocantins, verificou que nas águas superficiais de áreas agrícolas podem ocorrer 28 diferentes compostos químicos dissolvidos. Lima (2010, p.144) constatou a utilização de mais de 70 compostos químicos, principalmente herbicidas e inseticidas, utilizados por produtores rurais na região de Lagoa da Confusão, nos projetos de agricultura irrigada. Além disso, os valores de pH em torno de 6,3, tal como registrados na água dos rio Javaés, propicia a existência de um ambiente redutor e facilita uma maior mobilidade dos metais no sistema hídrico (SILVA et al., 2004, p.60).

Os dados dos parâmetros físicos – químicos encontram-se próximas ou dentro da faixa prevista para água doce de Classe 1. Por outro lado, os teores dos metais pesados (Cu, Cr e Mn) na água do rio Javaés, foram registrados acima do limite permitido para águas doces de Classe 1 da resolução CONAMA 357, o que pode indicar uma contaminação em função dos agrotóxicos e/ou fertilizantes utilizados, sendo necessário futuros monitoramentos

e estudos mais específicos para determinação de quais compostos de origem agroquímica estão presentes nos diferentes compartimentos do ecossistema (ar, água, solo, sedimento, e nos diversos níveis tróficos) e em quais concentrações, para se conhecer melhor sobre sua biodisponibilidade e possíveis riscos de contaminação para população humana.

A avaliação da genotoxicidade possibilita identificar as alterações na estrutura geral ou disposição dos cromossomos (clastogenicidade) ou na sequência de pares de bases do DNA (mutagenicidade) por exposição a agentes tóxicos (AL-SABTI; METCALFE, 1995, p.130). Apesar dos resultados obtidos no presente estudo terem revelado uma baixa frequência de micronúcleo no sangue periférico em *Podocnemis expansa* coletados, um monitoramento periódico na região deve ser realizado devido à importância do rio Javaés para a reprodução e bem estar dos quelônios.

A investigação sobre a fauna parasitária, sua distribuição espacial e interação entre hospedeiros é crescente nas últimas décadas principalmente devido a importância de temas como proteção e conservação de ecossistemas e uso sustentável de recursos naturais e a proteção da saúde das populações residentes (ROSA e CRESPO, 2012, p.7). As hemogregarinas são parasitas intraeritrocitários mais comumente observadas em répteis (GARCIA-NAVARRO e PACHALY,1994, p.150; WOSNIAK e TELFORD, 1994, p.108). O gênero *Haemogregarina* possui como hospedeiros intermediários os vertebrados aquáticos, e as sanguessugas como os hospedeiros definitivos (SIDALL e DESSER,1992, p.127; SIDALL, 1995,p. 1163; SIDALL e DESSER, 2001,p.1217). Os hemparasitas observados apresentavam gametócitos, no entanto, a precisão na identificação só é possível com a combinação da descrição dos estágios esporogonia no vetor (DVOŘÁKOVÁ et.a al., 2015,p.820). O presente estudo não classificou por não observar o ciclo biológico. O diagnóstico dessas parasitoses é feito pela técnica do esfregaço sanguíneo (CAMPBELL,1996,p. 380; O'DWYER, 2003,p. 310). Entretanto, diagnósticos mais modernos incluem a avaliação do sangue pela técnica de reação em cadeia de polimerase (PCR) (WOSNIAK E TELFORD, 1994,p.107). As hemogregarinas (*Haemogregarina*) seguem o ciclo de vida padrão do filo Apicomplexa, com reprodução sexuada no vetor, que no caso de *P. expansa*, provavelmente, é o grupo dos hirudíneos (sanguessuga), e reprodução assexuada no hospedeiro vertebrado, o quelônio (CARVALHO et. al., 2017,p. 7). Pessoa et. al (2016,p.9) revelou ocorrência de infecção por hemogregarinas em espécies *P. expansa* e *P. geoffroanus* em lago da fundação zoológico de Brasília. Picelli et. al (2015) relataram a presença de ectoparasitas e hemoparasitas pertencentes ao gênero *Haemogregarina* em criatório comercial e também em população silvestre do rio Javaés.

Compreender a ocorrência dos diferentes parasitos e sua transmissão, pode reduzir as fatalidades e insucessos no manejo da fauna e seus efeitos sobre a saúde humana, uma vez que o homem é suscetível a diversas infecções parasitárias, compartilhadas por outros animais. Entender as relações do homem e o ambiente na qual está inserido é fundamental para buscar estratégias para o manejo sustentável das espécies ameaçadas e sua reintegração como protagonista no processo de conscientização e educação ambiental (CARVALHO et. al., 2017,p.8).

Conclusão

Os níveis de metais Cu, Cr e Mn na água acima do que é permitido pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente, indica a necessidade em monitorar o rio Javaés, apresentando assim, risco de contaminação aos diferentes compartimentos do ecossistema (bióticos e abióticos).

O uso de *Podocnemis expansa*, espécie nativa, como bioindicadora para o monitoramento ambiental é uma importante ferramenta, uma vez que esse animal faz parte da alimentação das comunidades ribeirinhas e indígenas da região e, portanto, pode apresentar riscos potenciais à saúde pública.

A análise integrada dos parâmetros bióticos e abióticos neste estudo, sugere a necessidade de ocorrer monitoramento periódico, devido ao crescente aumento das áreas para atividades do agronegócio e como consequência, utilização de agrotóxicos que podem interferir na biodiversidade do rio Javaés.

Torna-se importante que a sociedade e os governantes conscientizem-se sobre a necessidade de estudos científicos para conservação da qualidade da água dos corpos hídricos, para que sejam utilizados para a manutenção e recuperação destes ecossistemas que abrigam a biodiversidade de espécies.

Agradecimentos

Universidade Federal do Tocantins - Centro de Pesquisas Canguçu, pela disponibilização da infraestrutura e corpo técnico para as coletas.

Esse trabalho faz parte do projeto Casadinho, financiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - Cnpq.

Referências

ABEL, P. D. **Water Pollution Biology**. 2.ed. Taylor & Francis. p.280.1996.

AL-SABTI, K., METCALFE, C. D. **Fish micronuclei for assessing genotoxicity**. Water Mutation Research , v. 343, p.121–135, 1995.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Alterada pela Resolução 410/2009 e pela Resolução 430/2011. Brasília, 2005.

BRITTO, F. B.; VASCO, A.N.; PEREIRA, A.P.S; MELLO, A.V.JR; NOGUEIRA, L.C. **Herbicidas no alto rio Poxim, Sergipe e os riscos de contaminação dos recursos hídricos**. Revista de Ciência Agronômica. v.43, n.2, p. 390-398, 2012.

CAMPBELL T.W. **Hemoparasites**. In: Mader D.R. (Ed). Reptile Medicine and Surgery. Philadelphia: W.B. Saunders Co., pp.379-381.1996.

CARVALHO, A. V.; VASCONCELOS, L. L. P. M.; LOPES, T. K. M.; MALVASIO, A. **Tartaruga-da-Amazônia e Tracajá: uma revisão bibliográfica acerca do parasitismo e das relações socioambientais**. Natural Resources, v.7, n.2, p.1-10, 2017.

DVOŘÁKOVÁ N., KVI EROVÁ J., HOSTOVSKÝ M. & ŠIROKÝ P. **Haemogregarines of freshwater turtles from Southeast Asia with a description of Haemogregarina sacaliae sp. n. and a redescription of Haemogregarina pellegrini Laveran and Pettit, 1910**. Parasitology. 142: 816-826.2015.

ELNABRIS, K.; MUZYED, S. K.; EL-ASHGAR, N. M. **Heavy metal concentrations in some commercially important fishes and their contribution to heavy metals exposure in Palestinian people of Gaza Strip (Palestine)**. Journal of the Association of Arab Universities for Basic and Applied Sciences, v.13,p. 44–51, 2013.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2.ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FLEISCHMANN, A.S.; MATTIUZI, C.D.P.; KICH, E.M.K; GONDIM, G.; PAIVA. A.R.R. **Avaliação da seca de 2016 do Rio Javaés (bacia do Rio Araguaia) com uso de dados de múltiplos satélites**. XVII Anais Simpósio Brasileiros de Sensoramento Remoto, p.5033-5040, 2017. Disponível:<https://proceedings.science/sbsr/papers/avaliacao-da-seca-de-2016-do-rio-javaes--bacia-do-rio-araguaia--com-uso-de-dados-de-multiplos-satelites?lang=pt-br>

FERREIRA, A. P. **Avaliação das concentrações de metais pesados no sedimento, água e em *Leucopternis lacernulata* (gavião-pomba)**. Estudo de caso: Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. Gaia Scientia. v. 3, n. 2, p. 23-31, 2009.

FERREIRA, A. P.; HORTA, M. A.; CUNHA, C. L. N. **Avaliação das concentrações de metais pesados no sedimento, na água e nos órgãos de *Nycticorax nycticorax* (Garça-da-noite) na Baía de Sepetiba, RJ, Brasil**. Revista da Gestão Costeira Integrada. v.10, n.2, p. 229-241, 2010.

FILIZOLA, H. F.; SANS, L.M.A; GOMES. M.A.F; FERREIRA, C.J.F. **Monitoramento e avaliação do**

risco de contaminação por pesticidas em água superficial e subterrânea na região de Guaira. Pesquisa Agropecuaria Brasileira. Brasília, v.37, n.5, p. 659-667, 2002.

GARCIA-NAVARRO, C.E.K. ; PACHALY, J.R. . **Manual de hematologia veterinária.** São Paulo: Livraria Varela, 169p. 1994.

GOMES, O. V. O.; MARQUES, E. D.; SOUZA, M. D. C.; SILVA-FILHO, E. V.. **Influência antrópica nas águas superficiais da cidade de Três Rios, (RJ).** Geochimica Brasiliensis, v. 27, n. 1, p. 77-86, 2013.

GRISOLIA, C. K.; RIVERO, C. L. G.; STARLING, F. L. R. M.; SILVA, I. C. R. da; BARBOSA, A. C.; DOREA, J. G. **Profile of micronucleus frequencies and DNA damage in different species of fish in a eutrophic tropical lake.** Genetics and Molecular Biology. v. 32, n. 1, p. 138-143, 2009.

HEATH, A. G. **Water Pollution and Fish Physiology.** 2. ed. C.R.C. Press, Lewia Publishers. 342 p.1995.

HOPKINS, B.C.; HEPNER, M. J.; HOPKINS, W.A. **Non-destructive techniques for biomonitoring os spatial, temporal, and demographic patterns of mercury bioaccumulation and maternal transfer in turtles.** Environmental Pollution. 177: p.164- 170.2013.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Produção Agrícola Municipal 2011 - 2013.** Disponível: [//www.cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=171190](http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=171190)>. Acesso em: 29 de jan. de 2015.

LIMA, R. A. M. **Avaliação da contaminação de *Leptodactylus ocellatus*, ocasionada por agrotóxicos, na sub-bacia do rio Urubu – TO. Palmas, 2010. 176f.** Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciências do Ambiente da Universidade Federal do Tocantins, Palmas (TO), 2010.

MALIK, N.; BISWAS, A. K.; QURESHI, T. A.; BORANA, K.; VIRHA, R.. **Bioaccumulation of heavy metals in fish tissues of a freshwater lake of Bhopal.** Environ Monit Assess, v. 160, p. 267–276, 2010.

MARTINEZ-SILVESTRE A.; PERPIÑÁN, D.; MARCO ,I.; LAVIN, S.. **Venipuncture Technique of the Occipital Venous Sinus in Freshwater Aquatic turtles.** Journal of Herpetological Medicine and Surgery. 12(4): 31-32. 2002.

Ministério do Meio Ambiente. **Plano Estratégico da Bacia Hidrográfica dos Rios Tocantins e Araguaia. 2009.**

Disponível:https://www.senado.gov.br/comissoes/CDR/AP/AP20090528_ANAJos%C3%A9LuizZobiRioTocantins-Araguaia.pdf

MORO, G. V.; TORATI, L. S.; LUIZ, D. B.; MATOS, F. T. **Monitoramento e manejo da qualidade da água em pisciculturas.** In: Piscicultura de água doce: multiplicando conhecimentos. Editores Técnicos: Rodrigues, A. P. O.; Lima, A. F.; Alves, A. L.; Rosa, D. K.; Torati, L. S.; Santos, V. R. V.. Brasília – DF: Embrapa, 2013. 440 p.

NWANI, C. D.; NAGPURE, N. S.; KUMAR, R.; KUSHWAHA, B.; KUMAR, P.; LAKRA, W. S. **Mutagenic and genotoxic assessment of atrazine-based herbicide to freshwater fish *Channa punctatus* (Bloch) using micronucleus test and single cell gel electrophoresis.** Environmental Toxicology

and Pharmacology, v. 31, p. 314–322, 2011.

O'DWYER, L.H.; MOÇO, T.C.; BARELLA, T.H.; VILELA, F.C.; SILVA, R.J. **Prevalence of Hepatozoon spp. (Apicomplexa, Hepatozoidae) among recently captured Brazilian snakes.** Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia. 55: 309-314.2003.

PESSOA, L.M.B.; SCALON, M.C.; CARNEIRO, F.T.; LIMA, M.G.M.; SILVA, T.F.; MONTEIRO, R.V.; PALUDO, G.R.. **Ocorrência de hemogregarina em duas espécies de cães brasileiros.** Acta Scientiae Veterinariae. 44: 1381. 2016.

PRADO, G. L. **Avaliação da susceptibilidade à contaminação de corpos hídricos, em áreas de cultivo e do entorno (Reservas Indígenas), pelo uso de agrotóxicos.** Palmas, 2013. 103f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciências do Ambiente da Universidade Federal do Tocantins, Palmas (TO), 2013.

PEDROZO; M. F. M.; LIMA, I. V. **Ecotoxicologia do cobre e seus compostos.** Salvador: CRA. 128 p.2001.

PORTO, L. C. S.; ETHUR, E. M. **Elementos traço na água e em vísceras de peixes da Bacia Hidrográfica Butuí-Icamaquã, Rio Grande do Sul, Brasil.** Ciência Rural, Santa Maria, v.39, n.9, p. 2512-2518, 2009.

RAHMAN, M. S.; MOLLA, A. H.; SAHA, N.; RAHMAN, A. **Study on heavy metals levels and its risk assessment in some edible fishes from Bangshi River, Savar, Dhaka, Bangladesh.** Food Chemistry. n. 134, p. 1847-1854, 2012.

RHEINHEIMER, D .S.; GONCALVEZ, C. S.; PELLEGRINI, J. B. R. **Impacto das atividades agropecuarias na qualidade da agua.** Ciência & Ambiente. Santa Maria, v, 27, n 2, p. 85-96, 2003.

RODRIGUES, A. P. O.; LIMA, A. F.; ALVES, A. L.; ROSA, D. K.; TORATI, L. S.; SANTOS, V. R. V. **Piscicultura de água doce: multiplicando conhecimentos.** Editores Técnicos: Brasília – DF: Embrapa, 440 p.2013.

ROSA, F.; CRESPO, M.V. **Diversidade parasitária em animais domésticos e silvestres na Guiné-Bissau: os últimos 22 anos.** Instituto de investigação Científica Tropical, v.1, n.1, p.1-10, 2012.

SANTANA, G.P.; BARRONCAS, P.S.R. **Estudo de metais pesados (Co, Cu, Fe, Cr, Ni, Mn, Pb e Zn) na Bacia do Tarumã-Açu Manaus – (AM).** Acta Amazônica, Manaus, AM, v.37, n.1, p.111-118, 2007.

SANTOS, A.; ALONSO, E.; CALLEJÓN, M.; JIMÉNEZ, C. **Distribution of Zn, Cd, Pb and Cu metal in groundwater of the Guadamar River Basin.** Water, Air, and Soil Pollution. v. 134, p. 275–286, 2002.

SANTOS, A. B. dos; RABELO, R. R. **Cultivo do Arroz irrigado no Estado do Tocantins.** In: Embrapa Arroz e Feijão – Sistemas de Produção. Versão eletrônica. n. 3. ISSN 1679-8869. nov.2004. Disponível em: < <http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Arroz/ArrozIrrigadoTocantins/#topo>>. Acesso em: 18 jun. 2013.

SCHNEIDER, L.; MAHER, W.; GREEN, A.; VOGT, C. **Mercury contamination in reptiles: an**

emerging problem with consequences for wild life and human health. In: Mercury: sources, applications and health impacts. Ed. Ki-Hyun Kim. New Science Publishers, Inc.2013.

SEPLAN – Secretaria de Planejamento e Meio Ambiente. **Plano de manejo: Parque Estadual do Cantão**, Palmas: SEPLAN, 183 p.,2001.

SEPLAN – Secretaria de Planejamento e Meio Ambiente. **Atlas do Tocantins: Subsídios ao planejamento da gestão territorial**. 4ª ed,Palmas: SEPLAN. 54 p., 2005.

SILVA, A. G. **Alterações histopatológicas de peixes como biomarcadores da contaminação aquática**. Londrina, 2004. 80f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação Mestrado em Ciências Biológicas – Zoologia e Botânica da Universidade Estadual de Londrina. Londrina, 2004.

SIDDALL, M.E.; DESSER, S.S.. **Prevalence and intensity of *Haemogregarina balli* (Apicomplexa, Adeleina, Haemogregarinidae) in three turtle species from ontario, with observations on intraerythrocytic development**. *Canadian Journal of Zoology*. 70: 123-128. 1992.

SIDDALL, M.E.; DESSER, S.S.. **Transmission of *Haemogregarina balli* from painted turtles to snapping turtles through the leech *Placobdella ornata***. *Journal of Parasitology*. 87: 1217-1218. 2001.

SIDDALL, M.E. **Phylogeny of Adeleid blood parasites with a partial systematic revision of the haemogregarine complex**. *The Journal of Eukaryotic Microbiology*. 24: 1161-1165. 1995.

STORELLI, M. M.; BARONE, G.; PERRONE, V. G.; STORELLI, A. **Risk characterization for polycyclic aromatic hydrocarbons and toxic metals associated with fish consumption**. *Journal of Food Composition and Analysis*, v. 31, p. 115–119, 2013.

YU, S.; HALBROOK, R.S.; SPARLING, D.W.; Colombo, R. 2011. **Metal accumulation and evaluation of effects in a freshwater turte**. *Ecotoxicology*. 20: p.1801–1812.

WOSNIAK E.J., MCLAUGHLIN G.L. & TELFORD S.R. **Description of the vertebrate stages of a *Hemogregarine* species naturally infecting Mojave desert sidewinders (*Crotalus cerastes cerastes*)**. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*. 25(1): 103-110.1994.

ZAGATTO, P.A.; BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia aquática: princípios e aplicações**. São Carlos: RIMA, . 478p.,2006.

3

BIODIVERSIDADE E DISTRIBUIÇÃO DA APIFAUNA (HYMENOPTERA: APOIDEA) EM UMA ÁREA DE RESERVA NA REGIÃO ECOTONAL AMAZÔNIA/CERRADO, PIUM/TO

*Simone Santos Oliveira Barros¹ Nadilla Gonçalves Andrade²
Angela Jemmima Silveira Raul² Waldesse Piragé de Oliveira Júnior³ Flavízia
Freitas de Oliveira⁴ Marcos Antonio Lima Bragança⁵*

BIODIVERSITY AND DISTRIBUTION OF APIFAUNA (HYMENOPTERA: APOIDEA) IN RESERVE AREA IN AMAZONIA / CERRADO ECOTONAL REGION, PIUM / TO

Resumo

O Cerrado abriga uma grande variedade de ecossistemas que proporcionam uma diversidade de nichos para as abelhas sem ferrão. A sobrevivência das espécies presentes nesse bioma, depende da sua conservação e preservação. Dessa forma, o presente estudo teve como objetivo apresentar a distribuição de espécies de abelhas que ocorrem em uma área dentro da Reserva Particular de Patrimônio Natural (RPPN) Canguçu e seu entorno imediato, enfatizando a riqueza da fauna apícola local e sua importância para a conservação da biodiversidade regional. Armadilhas do tipo Malaise, coleta ativa e PET atrativa com solução açucarada foram utilizadas como métodos de coleta em área de fragmento de Cerrado, de agosto a novembro de 2018. Das amostras, foram separados os espécimes da ordem Hymenoptera e encaminhadas para identificação. Foram identificadas ao todo 70 abelhas distribuídas em 13 gêneros e 29 espécies pertencentes a família Apidae (SuperFamília: Apoidea), todas de ocorrência conhecida para o Brasil. A espécie com maior abundância encontrada foi *Trigona pallens*. A maior diversidade encontrada foi o gênero *Centris*. Os gêneros com maior riqueza foram *Centris* (9), *Trigona* (2), *Tetragona* (2), *Melipona* (2), *Xylocopa* (2), *Paratetrapedia* (2), *Exomalopsis* (1), *Frieseomelitta* (1), *Oxytrigona* (1), *Partamona* (1), *Plebeia* (1), *Scaura* sp.1 (1). Das espécies encontradas,

- 1 Médica Veterinária, Msc., Doutoranda em Biodiversidade e Biotecnologia, Bionorte, Universidade Federal do Tocantins, Quadra 109 Norte, Av Ns 15, Alcno 14 S/N, CEP 77001-090, Palmas (TO), Brasil. simone_sb@uft.edu.br
- 2 Graduanda do curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Tocantins. nadilla.andrade@uft.edu.br/ ajemmima@gmail.com
- 3 Biólogo, Dr., Professor do curso de Engenharia Ambiental, Laboratório de Biotecnologia, Universidade Federal do Tocantins, Quadra 109 Norte, Av Ns 15, Alcno 14 S/N, CEP 77001-090, Palmas (TO), Brasil. waldessejunior@uft.edu.br
- 4 Bióloga, Dra., Professora do curso de Biologia, Laboratório de Bionomia, Biogeografia e Sistemática de Insetos (BIOSIS) Curadoria de Invertebrados Terrestres - Museu de História Natural / Zoologia - MHNBA/MZUFBA, Instituto de Biologia, Universidade Federal da Bahia, Barão de Jeremoabo, número 668, Campus Universitário de Ondina, CEP: 40170-115, Salvador - Bahia - Brasil. favizia.freitas@ufba.br
- 5 Biólogo, Dr., Professor do curso de Biologia, Laboratório de Entomologia, Universidade Federal do Tocantins, Quadra 109 Norte, Av Ns 15, Alcno 14 S/N, CEP 77001-090, Palmas (TO), Brasil. marcosbr@uft.edu.br

algumas como *Melipona compressipes*, *Melipona flavolineata* e *Trigona pallens* demonstram que a biodiversidade da região é grande, uma vez que essas espécies são mais exigentes para a nidificação que ocorrem em árvores de grande porte, além de serem espécies mais sensíveis à mudanças ambientais, sendo, dessa forma, utilizadas como bioindicadores de qualidade ambiental. A continuidade dos estudos poderá aumentar o conhecimento sobre a riqueza local.

Palavras-chave: Abelhas nativas; conservação; ecótonos; Tocantins.

Abstract

The Cerrado harbors a wide variety of ecosystems that provide a diversity of niches for stingless bees. The survival of the species present in this biome depends on its conservation and preservation. Thus, the present study had as objective to present the distribution of bee species that occur in a fragment within the Canguçu Research Center and its immediate surroundings, emphasizing the richness of the local bee fauna and its importance for the conservation of regional biodiversity. Malaise traps, active collection and attractive PET with sugary solution were used as collection methods in a Cerrado fragment area, from August to November 2018. From the samples, the specimens belonging to the order Hymenoptera were sent for identification. A total of 70 bees were identified in 13 genera and 29 species belonging to the family Apidae (Superfamily: Apoidea), all known to occur in Brazil. The species with the greatest abundance was *Trigona pallens*. The greatest diversity found was the genus *Centris*. The genera with the greatest wealth were *Centris* (9), *Trigona* (2), *Tetragona* (2), *Melipona* (2), *Xylocopa* (2), *Paratetrapedia* (2), *Exomalopsis* (1), *Frieseomelitta* (1), *Oxytrigonae*, *Paramone* (1), *Plebeia* (1), *Scaura* sp.1 (1). Of the species found, some such as *Melipona compressipes*, *Melipona flavolineata* and *Trigona pallens* show that the biodiversity of the region is great, since these species are more demanding for nesting that occur in large trees, besides being more sensitive to changes, thus being used as bioindicators of environmental quality. Continuing studies may increase knowledge of local wealth.

Keywords: Stingless bees; conservation; ecotone; Tocantins.

Introdução

Identificar a diversidade de espécies de uma área é fundamental para a compreensão da natureza, conservação de recursos naturais ou até mesmo para a recuperação dos ecossistemas degradados, permitindo restabelecer os serviços ecossistêmicos anulados pelos impactos ambientais (MELO, 2008). No Brasil, iniciativas têm sido realizadas no intuito de identificar e caracterizar a estrutura das comunidades. No entanto, os estudos ainda são bastantes incipientes devido às grandes dimensões do país e sua elevada biodiversidade (MITTERMEIER et al., 2005).

As abelhas pertencem à ordem dos himenópteros e à família dos apídeos. Dentre os apídeos, a tribo Meliponini é comumente observada em regiões tropicais e subtropicais (MOURE URBAN e MELO, 2007), com 417 espécies presentes na região neotropical até a última atualização do catálogo de abelhas do Moure (CAMARGO e PEDRO, 2007, 2013). Atualmente no Brasil, a fauna de abelhas sem ferrão é pouco conhecida, incluindo registros geográficos por estados brasileiros, em um total de 244 espécies válidas, colocadas em 29 gêneros (PEDRO,

2014). Apesar dos esforços para o conhecimento da fauna de Apoidea, as abelhas brasileiras ainda são pouco conhecidas e estudadas (PIOKER-HARA, DRUMMOND e KLEINERT, 2014).

Considerado como um dos hotspots mundiais de biodiversidade, o Cerrado apresenta extrema abundância de espécies endêmicas. De acordo com estimativas recentes, o Cerrado é o refúgio de 35% das abelhas presentes no território brasileiro (BRASIL, 2018) e, segundo Silberbauer-Gottsberger e Gottsberger (1988) mais de 80% das plantas do cerrado produzem recursos florais que atraem abelhas e terminam sendo polinizadas primariamente ou secundariamente por estes insetos e, mesmo que estas abelhas não sejam os polinizadores mais eficientes dessas plantas, os recursos florais disponibilizados podem ser vitais para a persistência das populações de abelhas no cerrado (SILVA, ARAÚJO e OLIVEIRA, 2012).

As abelhas também representam o grupo mais importante de polinizadores do Cerrado (BIESMEIJER et al., 2005; GOTTSBERGER e SILBERBAUER-GOTTSBERGER, 2006), e as abelhas sem ferrão podem representar a maior biomassa de insetos que visitam flores em áreas onde ocorrem. Isto deve-se às suas grandes colônias, consistindo de muitos trabalhadores que podem ser recrutados para reunir recursos (MICHENER, 2007).

O Centro de Pesquisa Canguçu localizado ao norte da Ilha do Bananal, município de Pium, no centro-oeste do estado do Tocantins (PINHEIRO e DORNAS, 2009), está situado dentro do Parque Estadual do Cantão. A Reserva Particular de Patrimônio Natural (RPPN) Canguçu, totaliza uma área de 65,10 ha, inserido em um agregado de áreas protegidas formadas pelo Parque Nacional do Araguaia, Parque Estadual do Cantão e APA Bananal-Araguaia, situando-se na confluência de dois grandes biomas, Floresta Amazônica e Cerrado. Cercada por uma formação vegetal Floresta Estacional Semidecidual Aluvial, a região apresenta inúmeros ambientes, rios, lagos e o regime de enchentes criam uma infinidade de ecossistemas, garantindo a localidade de elevada biodiversidade (PEC, 2016; BRASIL, 2019; ALVES, 2016).

Visando conhecer e gerar conhecimento sobre a apifauna do Estado do Tocantins e sobre as áreas de transição entre o Cerrado e a Amazônia, o presente trabalho apresenta a distribuição de espécies de abelhas, inventariada no segundo semestre de 2018, que ocorrem em um fragmento dentro do Centro de Pesquisa Canguçu e seu entorno imediato, enfatizando a riqueza da fauna apícola local e sua importância para a conservação da biodiversidade regional.

Material e métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado na Reserva Particular de Patrimônio Natural (RPPN) Canguçu, localizado no sudoeste do Tocantins nas confluências do Parque Nacional do Araguaia, na Ilha do Bananal localizado no município de Pium-TO, (9°58'44" S 50°02'11" O). A região estudada é um ecótono complexo, formado pela confluência de dois grandes biomas, Floresta Amazônica e Cerrado. O clima do Tocantins, de acordo com Köppen, é do tipo AW – Tropical de verão úmido e período de estiagem no inverno, sendo o mês mais chuvoso janeiro e o mais seco agosto, onde a precipitação média anual apresenta variação em torno de 1.500 a 2.100 mm (PEC, 2016; BRASIL, 2019; ALVES, 2016).

Metodologias de Amostragem

Foram realizadas três coletas no período de agosto a dezembro de 2018 em uma área da Reserva Particular de Patrimônio Natural (RPPN) Canguçu. O transecto de amostragem percorreu três diferentes ambientes: o primeiro caracterizado por deposição de sedimentos no decorrer de algumas áreas do corpo hídrico, formando praias de areias quartzosas margeando o rio Javaés; o segundo ambiente caracterizado por ser uma Floresta Estacional Semidecidual e possuir árvores de grande porte e vegetação arbustiva. O terceiro ambiente foi no entorno da RPPN caracterizado pela exposição de solo em perfis (“Barranco”) com espécies arbustivas em contato direto com o corpo hídrico, sendo esse último perfil exposto em determinadas épocas do ano.

As amostras foram obtidas por meio de três métodos, sendo dois ativos e um passivo, descritos a seguir:

- *Censo em flores com rede entomológica* – consistiu na captura e observação de abelhas sobre as flores com o auxílio de redes entomológicas. As coletas foram realizadas por 2 coletores por trilha (em condições atmosféricas favoráveis) com revezamento de turno, das 6:30h às 10:00h e das 13:30h às 17:30h, perfazendo um total de 8h de coleta. Os coletores, percorreram simultaneamente um transecto de 1000 m em cada uma das duas trilhas, perfazendo um total de 2000 m por região estudada. As abelhas capturadas foram sacrificadas com Acetato de Etila em frascos mortíferos e a seguir transferidas para recipientes com etiquetas de papel vegetal contendo os dados de captura: data, local, horário e nome do coletor. As abelhas que se encontraram em vôo, forrageando em areia e barranco também foram capturadas.
- *Malaise trap* modelo Townes – é uma armadilha interceptadora de voo, posicionadas em locais mais abertos e com maior quantidade de plantas floríferas na proximidade, o frasco coletor foi orientado no sentido de maior luminosidade, seguindo recomendações de Cruz (2009).
- *PET Atrativa* – consiste em uma armadilha que contém substância açucarada. Devido a isso é considerada atrativa ou ativa (NAKANO e LEITE, 2000) e quando colocadas dentro de uma garrafa PET, os insetos são atraídos pela sacarose. As PET's foram colocadas a 1,50 m do solo e deixadas durante uma semana em campo.

No laboratório, os insetos foram triados por ordem e as abelhas montadas com alfinetes entomológicos e secas em estufa a 46°C por 3 dias. As amostras foram encaminhadas a UFBA (Universidade Federal da Bahia), no Laboratório de Bionomia, Biogeografia e Sistemática de Insetos, para identificação taxonômica e confirmação da espécie pela especialista Dra. Favízia Freitas de Oliveira. As amostras obtidas e identificadas compõem a Coleção Entomológica de Abelhas do Tocantins que está disponível na Universidade Federal do Tocantins, no Laboratório de Entomologia sob a supervisão do professor Dr. Marcos Bragança e duplicatas foram doadas ao Museu de História Natural / Zoologia da UFBA (MHNBA/MZUFBA) a especialista que colaborou com a identificação das espécies.

Resultados e discussão

Foram identificadas ao todo 70 abelhas distribuídas em 13 gêneros e 29 espécies pertencentes a família Apidae (SuperFamília: Apoidea), todas já previamente registradas no Brasil conforme a última atualização do catálogo de abelhas do Moure (CAMARGO e PEDRO, 2007, 2013) e o Catálogo Taxonômico da Fauna do Brasil (Tabela 1).

Tabela 1. Espécies de abelhas amostradas na Reserva Particular de Patrimônio Natural (RPPN) Canguçu, TO, entre agosto e dezembro/2018. Número de indivíduos coletados através das metodologias utilizadas: ML (Malaise), rede (rede entomológica) e PET (Pet Atrativa). Mês de amostragem e número total de abelhas. F = fêmeas, M = machos.

Espécie	Sexo		ML	PET	Rede	Meses
	F	M				
<i>Apis mellifera</i>	2				2	Set, Nov
<i>Centris aenea</i>	6				6	Ago, Set
<i>Centris bicornuta</i>	1	1			2	Ago, Nov
<i>Centris decolorata</i>	2	2			4	Set, Nov
<i>Centris dentata</i>	1				1	Ago
<i>Centris flavifrons</i>	2				2	Ago, Nov
<i>Centris longimana</i>	2				2	Ago
<i>Centris sp.1</i>	1	1			2	Nov
<i>Centris sp.2</i>		1			1	Nov
<i>Centris tarsata</i>		1			1	Set
<i>Exomalopsis analis</i>	1		1			Ago
<i>Frieseomelitta longipes</i>	1				1	Ago
<i>Melipona compressipes</i>	2		1		1	Nov
<i>Melipona flavolineata</i>	2		1		1	Nov
<i>Oxytrigona flaveola</i>	1				1	Set
<i>Paratetrapedia flaveola</i>		2	2			Ago, Set
<i>Paratetrapedia connexa</i>		1			1	Nov
<i>Partamona sp1</i>		4	2	1	1	Set, Nov
<i>Plebeia minima</i>	2		1	1		Ago, Set
<i>Plebeia sp.1</i>	5		1	3	1	Ago, Set
<i>Scaura sp.1</i>	1				1	Set
<i>Tetragona clavipes</i>	1		1			Set
<i>Tetragona sp.1</i>	3				3	Set, Nov
<i>Tetragona sp.2</i>	1				1	Nov
<i>Trigona guianae</i>		1	1			Ago
<i>Trigona pallens</i>		13	6	1	6	Ago, Set, Nov
<i>Xylocopa dimidiata</i>	1				1	Ago
<i>Xylocopa muscaria</i>	3	1			4	Ago
TOTAL	42	28	18	6	46	

Quanto ao sexo, verificou-se que 60% das espécies são pertencentes ao gênero feminino e 40% ao gênero masculino; isto deve-se ao fato das operárias irem em busca de recursos florais fora dos ninhos. Em relação ao método de coleta utilizado, a rede entomológica (Coleta Ativa) mostrou-se eficaz tanto na riqueza de espécies, quanto na representatividade de número de indivíduos (n = 46) quando comparado ao método de coleta com Malaise trap (n = 18) e PET atrativa (n = 6). Resultados semelhantes foram obtidos por Krug e Alves dos Santos (2008) que observaram que a coleta em flores com rede entomológica demonstrou ser imprescindível na amostragem, pois sozinha, representou 79% das espécies e 78% das abelhas amostradas. Para Pinheiro-Machado & Silveira (2006) o melhor método de captura pode variar de acordo com o local e a logística, mas melhores resultados em número de espécies são alcançados quando vários métodos são empregados. O presente estudo mostra que algumas espécies só foram capturadas em determinado tipo de armadilha, o que está de acordo com os estudos de Krug & Alves dos Santos (2008) que afirmam que o emprego de mais de uma técnica de coleta pode complementar a amostragem.

Quanto ao período do ano, o mês de agosto obteve os melhores resultados quando comparado aos meses de setembro e novembro. Este resultado pode estar relacionado ao fato de no Estado do Tocantins ocorrer dois períodos climáticos bem definidos, o primeiro aluvial. O clima do Tocantins, de acordo com Köppen, é do tipo AW – Tropical de verão úmido, onde há um período com alta precipitação e inundação de boa parte do Parque (outubro até abril/maio), restando apenas os terrenos mais altos (torrões)(PEC, 2016). Esta característica faz com que espécies de plantas arbustivas polinizadas por abelhas fiquem submersas. Dessa forma, abelhas que fazem forrageamento de plantas arbustivas são mais difíceis de serem amostradas nesse período.

Analisando a distribuição das espécies, *Trigona pallens* (n = 13) foi a espécie com maior abundância encontrada (Tabela 1). Mesquita et al. (2018) em seu levantamento de ninhos, encontrou *T. pallens* nidificadas em ocos de árvores a uma variação de altura de 0,2 a 1,02 m e no solo. Frazão e Silveira (2003) a encontraram em raízes, indicando preferência por locais mais baixos. Essas características retratam o porquê da presença dessa espécie em todos os meses coletados e em todos os ambientes estudados. Na trilha, caracterizada em sua maior parte pelo ambiente florestal, houve uma grande representatividade de diferentes gêneros, porém com destaque para o gênero *Trigona*.

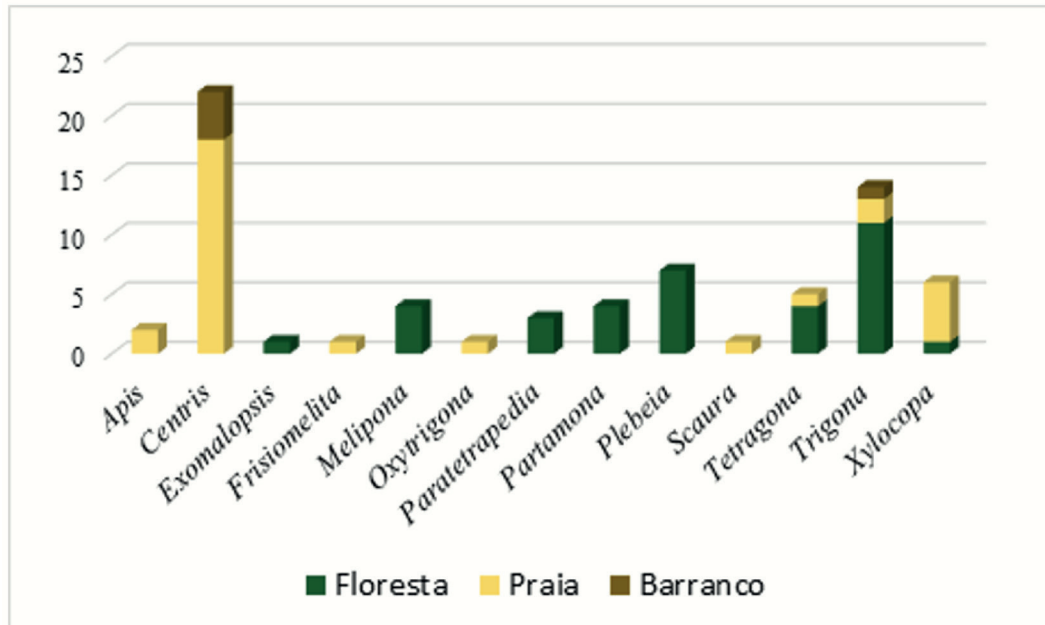
O gênero *Centris* foi o mais representado em número de espécies, principalmente nas áreas de praia, com nove espécies identificadas. Isso se deve ao fato de alguns subgêneros de *Centris* necessitarem de areia para construção de seus ninhos (VINSON et al., 2010). O gênero *Centris* também foi observado ao longo dos barrancos formados após o recuo do rio Javaés (Gráfico 1), enquanto os gêneros *Melipona*, *Paratetrapedia*, *Partamona*, *Plebeia* e *Exomalopsis* foram encontrados apenas no ambiente de floresta. Segundo Kerr, Carvalho e Nascimento (1994) o gênero *Melipona*, por exemplo, é constituído por abelhas maiores, que necessitam de árvores de grande porte para nidificação, o que explica sua presença nesse ambiente.

Os gêneros *Trigona*, *Centris*, *Paratetrapedia* e *Xylocopa* encontrados no presente trabalho, já foram registrados por Santos, Carvalho e Silva (2004) em uma área de transição Cerrado-Amazônia no Bico do Papagaio no Estado do Tocantins.

Nossas amostragens revelaram uma comunidade de abelhas caracterizada por um número elevado de espécies com poucos indivíduos, como por exemplo *Frieseomelitta longipes* e *Oxytrigona flaveola*, (Tabela 1), enquanto um número reduzido de espécies foi representado por muitos espécimes, como por exemplo *Centris aenea* e *Trigona pallens*

(Tabela 1). Resultados semelhantes foram encontrados por Santos, Carvalho e Silva (2004) em uma área de transição Cerrado-Amazônia no Bico do Papagaio no Estado do Tocantins.

Gráfico 1. Relação do número de indivíduos por gêneros encontrados e os seus ambientes.



Os resultados obtidos neste tipo de estudo permitem apenas uma abordagem descritiva da comunidade e não devem ser considerados conclusivos, uma vez que o método de amostragem pode contribuir para a ausência de algumas espécies nas coletas (VIANA, KLEINERT e IMPERATRIZ-FONSECA, 1997). Apesar das limitações, Sakagami et al. (1967) consideraram que a amostragem da comunidade de abelhas que visitam as flores em áreas restritas, fornece uma estimativa considerável da abundância relativa das espécies e famílias dentro da comunidade.

Lista e caracterização dos gêneros de Apidae encontrados na área do CPC

Apis Linnaeus, 1758

O gênero *Apis* ocorre por toda a Região Neotropical (Minussi e Alves-dos-Santos, 2007). O hábito alimentar generalista adotado pela espécie *Apis mellifera* proporciona amplas alternativas alimentares, permitindo que a espécie se adeque às variações na oferta de alimentos, inclusive na presença de competidores (FREITAS, 2001). Contudo, Oliveira e Cunha (2005) utilizaram diversos atrativos na região Amazônica, tanto em florestas contínuas quanto em fragmentos florestais e não obtiveram nenhuma visita de *Apis mellifera*. Ocorreram visitas somente em áreas desmatadas e em baixíssimo número, apontando para a pouca abundância dessa espécie na região. O fato de que a região do Cantão possui vegetação típica de florestas densas e com características fitofisionômicas semelhantes à Amazônia, pode explicar a pouca quantidade de exemplares de *Apis mellifera* amostradas neste trabalho.

Centris Fabricius, 1804

Pertencentes a tribo Centridini, reúnem aproximadamente 176 espécies que se distribuem principalmente nas regiões tropicais das Américas e presente em todo o território brasileiro (MICHENER 2000, SILVEIRA, MELO e ALMEIDA, 2002). Segundo Vinson et al. (2010) esse gênero utiliza areia para formação de seus ninhos. Foram encontradas abelhas dos subgêneros *C. (Trachina)*, *C. (Centris)*, *C. (Heterocentris)* e *C. (Hemisiella)* tanto em praias como em barrancos. Em trabalho realizado no norte do estado do Tocantins, apenas os subgêneros *C. (Trachina)*, *C. (Centris)* foram relatados. No ambiente de estrato florestal não se constatou sua presença, perante o uso dos métodos de captura utilizados.

Exomalopsis Spinola, 1853

As espécies presentes em território brasileiro são: *E. diminuta* (Silveira, 1996) [SP], *dubia* (Silveira e Almeida, 2009) [PR], *pilosa* (Smith, 1854) [BR], 51 espécies pertencentes ao subgênero *Exomalopsis* (Spinola, 1853) [AL, AM, BA, CE, DF, ES, GO, MA, MT, MS, MG, PR, PB, PA, PE, RS, RJ, RO, SC, SE, SP], o subgênero *Phanomalopsis* (Michener e Moure, 1957) possui 12 espécies [BA, DF, ES, MG, PR, RS, RR, SC, SP], 2 espécies pertencem ao subgênero *Diomalopsis* (Michener & Moure, 1957) [PR, SP]. As *Exomalopsis* são abelhas solitárias que nidificam no solo, onde indivíduos fornecem recursos para o desenvolvimento de suas larvas (NORDEN, KROMBEIN e BATRA, 1994). Não foram encontrados relatos científicos no estado do Tocantins da espécie encontrada no presente estudo, *Exomalopsis analis*.

Frieseomelitta Ihering, 1912

No Brasil tem-se relatos de 12 espécies do gênero *Frieseomelitta* (CATALOGUE MOURE, 2013), entre as quais, *Frieseomelitta longipes* teve registro no Pará. As espécies são moderadamente agressivas e nidificam em cavidades em árvores vivas ou mortas (secas), ou qualquer pequeno espaço protegido. A entrada para o ninho não é maior que 0,3 a 0,5 cm de diâmetro, o que permite apenas uma abelha de cada vez para entrar ou sair. Segundo Pioker-Hara et al. (2014) há relatos de *Frieseomelitta longipes* no bioma Cerrado. Em geral, aparentemente não estão bem adaptados a ambientes antropogênicos, com poucos registros originados em áreas urbanas, com exceção de *Frieseomelitta trichocerata* Moure, 1988, que é bastante comum em Manaus, Brasil. Espécies deste gênero são conhecidas comumente como garotinhas negras, rendeiras, zamboque, breu, abreu, pernas longas, marmelada preta, marmelada branca, asas brancas, garotas brancas ou gravatas nêgo (PATRICIO et. al, 2001; BANKOVA et. al, 2000; OLIVEIRA, URBAN e ENGEL, 2011). A espécie encontrada no presente estudo ainda não tinha relatos científicos no Tocantins.

Melipona Illiger, 1806

O gênero *Melipona* no Brasil ocorre, dependendo da adaptabilidade da espécie, em todo o território. São visitantes importantes em flores das espécies vegetais nos trópicos e participam do equilíbrio e da manutenção das vegetações naturais através dos serviços de polinização sendo bem importantes na agricultura (RAMALHO et al., 1989; RAMALHO, 2004; HARTER et al., 2002). Utilizam terra misturada com resinas, em partes específicas do ninho, como na estrutura de entrada e batume (CAMARGO, SILVA e PEDRO, 2003). As espécies deste gênero, quando visitam as flores, têm o comportamento de polinização por vibração, sendo favorável à polinização de espécies vegetais que possuem anteras poricidas (CRUZ e CAMPOS, 2009). São representadas por indivíduos de tamanho corpóreo maior, produzem mais mel quando comparada com as demais espécies de meliponíneos que foram encontrados no presente estudo. No Estado do Tocantins, a espécie *Melipona compressipes* também foi descrita por Santos, Carvalho e Silva (2004) em estudo de mesma característica ambiental.

Oxytrigona Cockerell, 1917

As espécies encontradas no Brasil são: *. flaveola* (Friese, 1900) [ES], *O. ignis* (Camargo, 1984) [AM, MA, PA], *O. mulfordi* (Schwarz, 1948) [AC, RO], *O. obscura* (Friese, 1900) [AP, AM, PA, RO], *O. tataira* (Smith, 1863) [BH, ES, MS, MG, PR, RJ, SC, SP]. São abelhas que possuem uma substância fórmica excretada em sua mordida, nidifica em troncos ocos. As espécies mais agressivas, geralmente são aquelas com ninhos expostos, quanto mais expostos mais agressivos. Uma secreção das mesmas glândulas é usada por esta espécie, bem como por outros pontos de odor comunicativo que levam a fontes de alimento (MICHENER, 1974). Até o momento, não havia relatos científicos da sua presença no Tocantins.

Paratetrapedia Moure, 1941

No Brasil há relatos de sua presença nos estados de Acre, Amapá, Amazonas, Bahia, Distrito Federal, Espírito Santo, Goiás, Maranhão, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Paraná, Paraíba, Pará, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Sul, Rio de Janeiro, Rondônia, Roraima, Santa Catarina, São Paulo e Tocantins. As abelhas deste gênero são consideradas coletoras de óleos florais. De acordo com Aguiar e Melo (2007) são relacionadas a áreas de floresta com algumas poucas espécies relacionadas a áreas abertas de cerrado, características estas semelhantes ao Centro de Pesquisa Canguçu, formado por áreas florestais de cerrado e floresta amazônica, onde foram encontrados representantes deste gênero em extratos florais arbustivos. Existem ainda registros de agregações de machos de *Paratetrapedia* sp. presos a folhagens para passar a noite (ALVES DOS SANTOS et al. 2009). Em estudo realizado em área de transição cerrado amazônia no norte do estado do Tocantins, Santos, Carvalho e Silva (2004) relataram a presença das espécies *Paratetrapedia gigantea* (Schrottky, 1909), *P. hypoleuca* (Moure, 1999), *P. lineata* (Spinola, 1851), *P. testacea* (Smith, 1854), *P. velutina* (Friese, 1910). No presente estudo, duas novas espécies ainda não relatadas no Tocantins foram encontradas a *Paratetrapedia flaveola* e *Paratetrapedia connexa*.

***Partamona* Schwarz, 1939.**

Este gênero possui cerca de 33 espécies, que estão distribuídas do Sul do México ao Sul do Brasil (CAMARGO, SILVA e PEDRO, 2003). Dentre os Meliponini, as espécies de *Partamona* são as construtoras dos ninhos mais formidáveis que se conhece, especialmente em relação às estruturas de entrada. Não há nada comparável à diversidade de desenhos e ornamentos que estas produzem junto às entradas dos ninhos. Nidificam em uma variedade de substratos: sob musgos e raízes de samambaias em montículos no solo, barrancos junto a raízes de árvores, sob raízes de epífitas, fendas em construções humanas, como casas, muros e pontes (CAMARGO, SILVA e PEDRO, 2003). Como não foi possível coletar um exemplar feminino do gênero, a espécie a que os indivíduos coletados pertencem, permanece indefinida. Já existe relato das espécies *Partamona* sp. e *Partamona ailyae* (Camargo, 1980) no Tocantins (SANTOS, CARVALHO e SILVA, 2004).

***Plebeia* Schwarz, 1938**

Constitui um grupo bastante diversificado e amplamente distribuído na região Neotropical e presente em diversas regiões do Brasil (CAMARGO e PEDRO, 2013). Segundo Witter et al. (2007) são espécies de abelhas que, apesar de produzirem pouco mel, sendo consideradas promissoras como polinizadoras e produtoras de própolis. São rústicas, mansas e de fácil manejo. As colônias podem ter de 2.000 a 3.000 indivíduos (LINDAUER e KERR, 1960). Entre os recursos florais explorados por este grupo, destacam-se as famílias botânicas do Solanaceae, Palmae, Anacardiaceae Myrtaceae, (VIANA, KLEINERT e IMPERATRIZ-FONSECA, 1997). A espécie já foi encontrada no estado do Tocantins relatada por Santos, Carvalho e Silva (2004) em estudo com mesma característica ambiental, transição cerrado-amazônica.

A diferença observada tanto na abundância quanto na riqueza de abelhas nas três áreas de estudo, provavelmente está relacionada ao tipo de vegetação. Como o ambiente Floresta é caracterizada por um trecho contínuo de mata, algumas espécies estão favorecidas pela maior disponibilidade de locais de nidificação, especialmente as que fazem seus ninhos em cavidades pré-existentes, como é o caso das abelhas sem ferrão, do gêneros *Plebeia*. No ambiente Praia, entretanto, por ser caracterizada por extensões de areias quartzosas, a vegetação é mais esparsa e com maior ocorrência de arbustos do que de árvores. Assim, representantes de *Plebeia* estão ausentes (TRUYLIO e HARTER-MARQUES, 2007). Devido a todos os fatores já citados estas deveriam que ser muito valorizada, para fins ambientais e agrícolas (WITTER et. al, 2007). O gênero já possui relatos no estado do Tocantins. Santos, Carvalho e Silva (2004) em pesquisa no norte do estado, entre os anos de 1999 e 2000, identificaram *Plebeia* sp.

***Scaura* Schwarz, 1938**

O gênero *Scaura* é pouco diversificado e as espécies apresentam ampla distribuição. Todas as três espécies tradicionalmente reconhecidas estão presentes no Brasil: *latitarsis* (Friese, 1900) [AM, AP, ES, MG, MT, PA, RO, RR, SP], *longula* (Lepelletier, 1836) [AM, AP, GO,

MG, MT, PA, SP] e *tenuis* (Ducke, 1916) [AM, MT, PA]. São abelhas pequenas (comprimento do corpo varia de 4 a 5,5 mm) de coloração escura, que não apresentam agressividade na defesa do ninho (MICHENER, 2007). No Estado do Tocantins não há relatos científicos da sua presença, sendo o presente estudo o primeiro a identificar o gênero.

***Tetragona* Lepeletier & Serville, 1828**

As espécies encontradas no Brasil são: *clavipes* (Fabricius, 1804) [AC, AM, AP, BA, ES, GO, MA, MG, MS, MT, PA, PR, RJ, SP], *dorsalis* (Smith, 1854) [AM, AP, PA, TO], *essequiboensis* (Schwarz, 1940) [AM], *goettei* (Friese, 1900) [AM], *handlirschii* (Friese, 1900) [AM, AP, PA], *kaieteurensis* (Schwarz, 1938) [AM], *truncata* Moure, 1971 [AM, GO] e *ziegleri* (Friese, 1900) [AM, AP, MA, PA]. Há uma pequena quantidade de conhecimentos sobre as características biológicas do gênero *Tetragona* na bibliografia (NOGUEIRA-NETO, 1970; MONTEIRO, 2001). E, do pouco que é documentado, os relatos convergem para o fato de esta espécie ter uma produção de mel grande comparada as demais espécies de abelhas sem ferrão. No estudo de Nogueira-Ferreira e Augusto (2007), também tiveram a presença em uma área de Cerrado de *Tetragona clavipes*. Santos, Carvalho e Silva (2004) também identificaram em área de transição cerrado-amazônia no estado do Tocantins a espécie *Tetragona quadrangula* Lepeletier (1836).

***Trigona* Jurine, 1807**

No Brasil, este gênero possui uma ampla distribuição e abrange quase todo o território nacional (SILVEIRA, MELO e ALMEIDA 2002). As espécies de *Trigona* utilizam uma infinidade de substratos para a construção de seus ninhos, desde cavidades em árvores (*Trigona truculenta* Almeida, 1984), no solo (*T. recursa* Smith, 1863), algumas espécies constroem ninhos aéreos em locais geralmente pouco acessíveis, como a espécie *T. spinipes* (Fabricius, 1793) (RASMUSSEN e CAMARGO, 2008). Apresentam porte médio, são escuras e muito agressivas, podendo atacar outras espécies de abelhas nas flores. Também apresentam o costume de enrolar no cabelo humano quando o ninho é molestado. Nos trabalhos de Santos, Carvalho e Silva (2004), realizado no norte do estado do Tocantins, no mesmo tipo de ambiente verificou uma constância da espécie *Trigona pallens*, o que também se obteve nesse estudo.

***Xylocopa* Latreille, 1802**

O gênero *Xylocopa* ocorre principalmente nas regiões tropicais e subtropicais e menos de 10% das espécies são encontradas em zonas temperadas (GERLING et al., 1989) Possui distribuição em todo o território brasileiro. A maioria das abelhas do gênero *Xylocopa* possui atributos como longevidade prolongada das fêmeas, sobreposição de gerações e tolerância à presença de co-específicos no ninho, considerados como requisitos para a evolução da eusocialidade (MICHENER, 1974). Santos, Carvalho e Silva (2004) também obtiveram relatos da presença de *Xylocopa* em ambiente cerrado- amazônico no norte do estado do Tocantins em estudo nos anos de 1999 e 2000.

Conclusão

Este estudo apresenta novos dados sobre a ocorrência de espécies de abelhas da tribo Meliponini para o estado do Tocantins. Os resultados mostram a importância da conservação e preservação da Reserva Particular de Patrimônio Natural (RPPN) Canguçu, pois revela a grande riqueza de espécies de abelhas presentes neste ambiente, sendo estas importantes polinizadoras das plantas nativas da região. Dessa forma, a presença desses insetos garantirá a presença de espécies da flora do bioma Cerrado-Amazônia característico da região estudada. Como trata-se de um estudo preliminar, novos métodos e estudos estão sendo continuados na região e espera-se que a riqueza seja ainda maior, pois outros métodos de captura como Moericke e armadilhas atrativas utilizando essência, estão sendo utilizados como métodos adicionais a fim de se caracterizar bem o ambiente de estudo.

Referências

- AGUIAR, A.J.C. e MELO, G.A.R. **Systematics and biogeography of the bee genus *Paratetrapedia* s.l.** (Hymenoptera, Apidae, Tapinotaspidini): Cerrado as a composite area. *Darwiniana*, v.45, p.58-60, 2007.
- ALVES, T.D.C.V. **Análise de desempenho de estações de tratamento de esgoto visando condições de outorga e enquadramento de corpos hídricos: o caso das ETEs Aurenny e Prata**, Palmas – TO. Palmas: CIP-UFT, 2016. CDD 628.
- ALVES DOS SANTOS, I., GAGLIANONE, M.C., NAXARA, S.R.C. & ENGEL, M.S. 2009. **Male Sleeping Aggregations of some solitary, oil-collecting bees in Brazil** (Hymenoptera: Apidae). *Genetics and Molecular Research*. v.8, n.2, p.515-524, 2009.
- BANKOVA, V.S., DE CASTRO, S.L., MARCUCCI, M.C. **Propolis: recent advances in chemistry and plant origin**. *Apidologie*, v.31, p.3–15, 2000.
- BIESMEIJER, et al. **Connectance of Brazilian social bee — food plant networks is influenced by habitat, but not by latitude, altitude or network size**. *Biota Neotropica*, Campinas, v.5, n.1, p.85-93, 2005.
- BRASIL. Portaria nº 19 de 5 de março de 2004. Diário Oficial da União, Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF, 8 mar. 2004. Seção 1.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **O Bioma Cerrado**. <http://www.mma.gov.br/biomas/cerrado>. Acesso em: 18/07/2018 as 10:16.
- CAMARGO, J.M.F. & PEDRO, S.R.M, 2013. **Meliponini Lepeletier, 1836**. In Moure, J. S., Urban, D. & Melo, G. A. R. (Orgs). *Catalogue of Bees (Hymenoptera, Apoidea) in the Neotropical Region* - online version. Available at <http://www.moure.cria.org.br/catalogue>. Accessed Jul/18/2018
- CAMARGO, J.M.F. e PEDRO, S.R.M. (2007). **Meliponini Lepeletier, 1836**. In J.S. Moure; D. Urban & G.A.R. Melo (Orgs.), *Catalogue of Bees (Hymenoptera, Apoidea) in the Neotropical Region* (pp. 272-578). Curitiba: Sociedade Brasileira de Entomologia, 2007.

CAMARGO, J. M. F., SILVIA R. M. & PEDRO, S. R. M. **Meliponini neotropicais: o gênero Partamona Schwarz, 1939 (Hymenoptera, Apidae, Apinae) - bionomia e biogeografia.** Revista Brasileira de Entomologia, v.47, n.3, p. 311-372, 2003.

CRUZ, A. H. S. **Manual Simplificado de Coleta de Insetos e Formação de Insetário.** Universidade Federal de Goiás, 2009. 46p.

CRUZ, D.O. e CAMPOS, L.A.O. **Polinização por abelhas em cultivos protegidos.** Revista Brasileira Agrociência, Pelotas, v.15, n.1-4, p.5-10, jan-dez, 2009.

FREITAS, G. S. de. **Levantamento de ninhos de meliponíneos (Hymenoptera, Apidae) em área urbana: Campus da USP.** 2001. 84 f. Dissertação de Mestrado - Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto/SP, 2001

FRAZÃO, R. F.; SILVEIRA, O. T. **Levantamento Preliminar das Abelhas “Sem Ferrão” das Ressacas de Macapá e Santana para um Aproveitamento Sustentável (Hymenoptera, Apidae, Meliponinae).** In: Diagnóstico das ressacas do estado do Amapá: bacias do Igarapé da Fortaleza e Rio Curiaú. Macapá: CPAQ/IEPA e DGEO/SEMA, 2003.

GAGLIANONE, M.C., AGUIAR, A.J.C., VIVALLO, F. & ALVES-DOS-SANTOS, I. **Checklist of oil bees from São Paulo State, Brazil. Biota Neotropica** 11(1a): <http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1a/en/abstract?i>. Disponível em: <<https://www.redalyc.org/html/1991/199120113022/>>. Acesso em 14 de Junho de 2019.

GERLING, D.; VELTHUIS, W. H. D. & HEFETZ, A. **Bionomics of the large carpenter bee of the genus *Xylocopa*.** Annual Review of Entomology, Palo Alto, n.34, p.163-190, 1989.

GOTTSBERGER, G.; SILBERBAUER-GOTTSBERGER, I. **Life in the Cerrado: a South American Tropical Seasonal Vegetation, Vol. II. Pollination and seed dispersal.** Reta Verlag, 2006, 383pp.

HARTER, B.; LEISTIKOW, C.; WILMS, W.; TRUYLIO, B. & ENGELS, W. **Bees Collecting Pollen from Flowers with Poricidal Anthers in a South Brazilian Araucaria forest: a Community Study.** Journal of Apicultural Research, v.41, n.1-2, p. 9-16, 2002.

KERR, W. E.; CARVALHO, G. A.; NASCIMENTO, V. A. **Há salvação para os Meliponíneos?** In: Anais do I Encontro sobre Abelhas, Ribeirão Preto, SP, p. 60-65, 1994.

KRUG, C. e ALVES DOS SANTOS, I. **O Uso de Diferentes Métodos para Amostragem da Fauna de Abelhas (Hymenoptera: Apoidea), um Estudo em Floresta Ombrófila Mista em Santa Catarina.** Neotropical Entomology, v. 37, n.3, p. 265-278, 2008.

LINDAUER, M. e KERR, W. E. **Communication between the workers of stingless bees.** Bee World, v.41, n.2, fevereiro 1960.

MELO, A. S. & HEPP, L. U. **Ferramentas estatísticas para análises de dados provenientes de biomonitoramento.** Oecologia Brasiliensis, v.12, n.3, p.463-486, 2008.

MESQUITA, N. DOS S.; SANTOS, G. C. DOS; MESQUITA, N.S.; MESQUITA, R.S.; MESQUITA, F.S.; RODE, R.; RIBEIRO, R.S.; SILVA, A.S.L. **Diagnóstico da relação entre a arborização e a**

diversidade de abelhas sem ferrão (Apidae: Meliponini) no Campus Tapajós e no Bosque Mekdece localizados em Santarém, PA. Revista Agroecossistemas, v. 9, n. 2, p. 130-147, 2018.

MICHENER, C. D. 1974. **The social behavior of the bees: a comparative study.** Cambridge & Massachusetts, Harvard University. p.404.

MICHENER, D. C. **The Bees of the World, Baltimore and London: Johns Hopkins University Press.** 2ed. 2007.

MINUSSI, L. C., ALVES-DOS-SANTOS, I. **ABELHAS NATIVAS VERSUS Apis mellifera LINNAEUS, ESPÉCIE EXÓTICA (Hymenoptera: Apidae).** Biocience Journal, Uberlândia, v. 23, Supplement 1, p. 58-62, Nov. 2007.

MITTERMEIER, R. A.; FONSECA, G. A. B.; RYLANDS, A. B. & BRANDON, K. **Uma breve história da conservação da biodiversidade no Brasil.** Megadiversidade, v.1, n.1, p. 14-21, 2005.

MOURE, J.S.; URBAN D. e MELO G.A.R. (orgs.). **Catalogue of the bees (Hymenoptera, Apoidea) in the Neotropical Region.** Curitiba, Sociedade Brasileira de Entomologia, 1058p, 2007.

NAKANO, O.; LEITE, C.A. **Armadilhas para insetos: pragas agrícolas e domésticas.** Piracicaba: FEALQ, p.76, 2000.

NOGUEIRA-FERREIRA, F. H., AUGUSTO, S. C. **Amplitude de nicho e similaridade no uso de recursos florais por abelhas eussociais em uma área de Cerrado.** Bioscience Journal, Uberlândia, v. 23, Supplement 1, p.45-51, Nov. 2007.

NORDEN, B.B., KROMBEIN, K.V. e BATRA, S.W.T. **Ninhos e inimigos de Exomalopsis (Phanamalopsis) solani Cockerell (Hymenoptera: Apoidea, Mutillidae; Diptera: Asilidae).** Proceedings of the Royal Entomological Society. Wash v.96, n.2, p.350-356, 1994.

OLIVEIRA, F. F. de, URBAN, D., ENGEL, M. S. **The identity of the Neotropical stingless bee Frieseomelitta meadewaldoi (Cockerell, 1915) (Hymenoptera, Apidae).** ZooKeys v.111, p: 19–31, 2011.

OLIVEIRA, M. L. de; CUNHA, J. A. **Abelhas africanizadas Apis mellifera scutellata Lepeletier, 1836 (Hymenoptera: Apidae: Apinae) exploram recursos na floresta amazônica.** Acta Amazônica, v. 35, n.3, p. 389-394, 2005.

PATRICIO, E.F.L.R.A., CRUZ-LÓPEZ, L., MAILE, R., TENTSCHERT, J. , JONES, G. R. MORGAN, E. D. David Morgan. **The propolis of stingless bees: terpenes from the tibia of three Frieseomelitta species.** Journal of Insect Physiology v.48, p.249–254, 2002.

PEDRO, S. R. M. **The Stingless Bee Fauna In Brazil (Hymenoptera: Apidae).** Sociobiology, v. 61, n. 4, p. 348-354, dez. 2014.

PIOKER-HARA, F.C.; DRUMMOND, M.S.; KLEINERT, A.M.P. **The Influence of the Loss of Brazilian Savanna Vegetation on the Occurrence of Stingless Bees Nests (Hymenoptera: Apidae: Meliponini).** Sociobiology, v. 61, n. 4, p. 393-400, dez. 2014.

Plano de Manejo do Parque Estadual do Cantão. Disponível em: <http://gesto.to.gov.br/site_media/upload/plano_manejo/Plano_de_Manejo_-_PEC_-_2016.pdf>. Acessado em 06 de março de 2019.

PINHEIRO, R.T.; DORNAS, T. **Novos registros ornitológicos para o Parque Estadual do Cantão: distribuição e conservação da avifauna do ecótono Amazônia-Cerrado**. Revista Brasileira de Ornitologia, v.17, n.1, p.73-76, março de 2009.

RAMALHO, M. **Stingless Bees and Mass Flowering Trees in the Canopy of Atlantic Forest: a Tight Relationship**. Acta Botânica Brasileira, v.18, n.1, p.37-47, 2004.

RAMALHO, M.; KLEINERT-GIOVANNINI, A. & IMPERATRIZ-FONSECA, V. L. **Utilization of Floral Resources by Species of Melipona (Apidae, Meliponinae) – Floral Preferences**. Apidologie, v.20, n.3, p.185-195, 1989.

RASMUSSEN, C., CAMARGO, J. M. **A molecular phylogeny and the evolution of nest architecture and behavior in *Trigona s.s.*** (Hymenoptera: Apidae: Meliponini). Apidologie, v.39, n.1, p.102-118, 2008.

ROZEN JUNIOR, JG 1984. **Biologia comparativa de nidificação da tribo de abelhas *Exomalopsini* (Apoidea, Anthophoridae)**. Sou. Mus. Novit. 2798: 1-37.

SANTOS, F. M., CARVALHO, C. A. L., SILVA, R. F. **Diversidade de abelhas (Hymenoptera: Apoidea) em uma área de transição Cerrado-Amazônia1**. Acta Amazonica, v.34, n.2, p.319 - 328, 2004.

SILBERBAUER-GOTTSBERGER, I.; GOTTSBERGER, G. **A polinização das plantas do Cerrado**. Revista Brasileira de Biologia, v. 48, p.651-653, 1988.

SILVA, C. I.; ARAÚJO, G.; OLIVEIRA, P. E. A. M. de. **Distribuição vertical dos sistemas de polinização bióticos em áreas de cerrado sentido restrito no Triângulo Mineiro, MG, Brasil**. Acta Botanica Brasilica, v. 26, n. 4, p. 748-760, 2012.

SILVEIRA, F. A., MELO, G. A., ALMEIDA, E. A. (2002). **Abelhas brasileiras: sistemática e identificação** (p. 253). Belo Horizonte (MG, Brazil): Fernando A. Silveira.

TRUYLIO, B. & HARTER-MARQUES, B. A. **Comunidade de abelhas (Hymenoptera, Apoidea) em áreas florestais do Parque Estadual de Itapuã (Viamão, RS): diversidade, abundância relativa e atividade sazonal**. Iheringia Série Zoologia, Porto Alegre, v.97, n.4, p.392-399, 30 de dezembro de 2007.

VIANA, B.F.; KLEINERT, A.M.P. & IMPERATRIZ-FONSECA, V.L. **Abundance and flower visits of bees in a cerrado of Bahia, tropical Brazil**. Studies on Neotropical Fauna and Environment, v.32, n.4, p.212-219, 1997.

VINSON, S. B.; FRANKIE, G. W. & WILLIAMS, H. J. **Chemical ecology of bees of the genus *Centris* (Hymenoptera: Apidae)**. Florida Entomologist, v.79, n.2, p.109-129, 1996.

WITTER, S.; BLOCHTEIN, B.; ANDRADE, F.; WOLFF, L. F.; IMPERATRIZ-FONSECA, V. L. **Meliponicultura no Rio Grande do Sul: Contribuição sobre a biologia e conservação de *Plebeia nigriceps* (FRIESE 1901) (Apidae, Meliponini)**. Bioscience Journal, Uberlândia, v. 23, Supplement 1, p. 134-140, Nov. 2007.

4

ESTADO DO CONHECIMENTO DA FAUNA DE ARACNÍDEOS DA REGIÃO DA ILHA DO BANANAL/CANTÃO

Lidiane Salvatierra

Universidade Federal do Tocantins, Campus Araguaína.

Resumo

O conhecimento sobre a fauna de invertebrados em diversos corredores ecológicos do Cerrado ainda é incipiente. Dessa forma, e devido à falta de informação faunística organizada que fundamentem projetos de conservação e outros estudos ecológicos, é apresentada aqui uma lista dos táxons de aracnídeos registrados para a Região da Ilha do Bananal/Cantão. A lista apresentada compreende seis ordens de aracnídeos, e 64 espécies distribuídas em 15 famílias. Os resultados apontam a necessidade de realização de estudos faunísticos, com ampliação das áreas amostradas e de esforços de coleta para todos os grupos taxonômicos de aracnídeos no sentido de completar as imensas lacunas detectadas.

Palavras-chave: Cerrado; Arachnida; Invertebrados; Lista faunística; Tocantins.

Introdução

O Cerrado é a segunda maior formação vegetal do país, alcançando 25% de cobertura fitogeográfica brasileira, precedido apenas pela Floresta Amazônica (RIBEIRO & WALTER, 2008). Essa formação savânica abrange os estados do Amapá, Maranhão, Piauí, Rondônia, Distrito Federal, Goiás, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, São Paulo, Tocantins e Bahia.

O bioma do Cerrado possui reconhecida importância ecológica devido à grande biodiversidade reportada e estimada, presença de espécies endêmicas e ameaçadas de extinção, sendo esta última característica causada pelos intensos e constantes prenúncios de destruição da vegetação natural e modificações de diversos fatores bióticos e abióticos ordinários via interferência antropológica (OLIVEIRA; BRESOVIT; SANTOS, 2017).

No decorrer da última década houve um aumento significativo de estudos ecológicos e esforços de conservação do Cerrado, porém o conhecimento sobre a real biodiversidade alocada dentro desse complexo ecossistema, ainda é incipiente e escasso (BRANDÃO; CANCELLO; YAMAMOTO, 2000). Essa lacuna de informações biológicas é ainda mais evidente quando examinados certos grupos megadiversos de animais, como é o caso dos invertebrados.

Até pouco tempo atrás, os estudos focados na investigação da biodiversidade e ecologia de invertebrados recebiam pouca ênfase e fomento, o que impactava diretamente na presença desses animais em programas de conservação em diversas regiões brasileiras. Porém, mais recentemente, observou-se uma mudança positiva com a inclusão dos invertebrados em estudos de análise faunística, especialmente devido à sua categorização como potenciais organismos de monitoramento ambiental.

Dentre os invertebrados, vários táxons têm sido utilizados como bioindicadores das alterações ambientais (OLIVEIRA et al. 2014). Os aracnídeos, em especial, destacam-se como ferramentas práticas de diagnóstico ambiental pela (a) relativa facilidade de identificação taxonômica até os níveis de família e gênero, (b) raio amplo de distribuição espacial e temporal, (c) rápida responsividade às mudanças ambientais em pequena e larga escala, e (d) facilidade na coleta de amostras em campo (BUCHHOLZ, 2010; BORCHARD et al. 2014).

Arachnida é um grupo altamente diverso e muito bem sucedido nos mais diferentes habitats, com representantes distribuídos por todo o mundo. A classe compreende 11 ordens de aracnídeos, mais de 570 famílias, 9.000 mil gêneros e mais de 94.000 mil espécies descritas (ADIS; HARVEY, 2000). Acari é a ordem mais diversa com cerca de 55.000 mil espécies, seguida por Araneae com mais de 40.000 mil espécies descritas (WORLD SPIDER CATALOG, 2019). Araneae e Acari juntas são responsáveis por cerca de 90% da diversidade de aracnídeos. Já Opiliones, Pseudoescorpiones, Scorpiones e Solifugae são mesodiversas possuindo entre 2 mil e 10 mil espécies nomeadas. Schizomida, Amblypygi, Uropygi, Palpigradi e Ricinulei, por sua vez, correspondem às ordens microdiversas, possuindo menos de 2 mil espécies descritas (HARVEY, 2002).

Para o Brasil, o número oficial de espécies de aracnídeos registrados está majoritariamente desatualizado, porém é estimada uma alta diversidade da ordem, especialmente para a Floresta Amazônica e Mata Atlântica que são as formações florestais melhores amostradas no país.

Os dados disponíveis reportam para o país: cerca de 3.200 mil espécies de aranhas (BRESCOVIT; OLIVEIRA; SANTOS, 2011); 576 espécies de ácaros oribatídeos (OLIVEIRA et al. 2017) e 72 espécies de carrapatos (GIANIZELLA et al. 2018); 1.008 mil espécies de opiliões (KURY, 2019); 166 espécies de pseudoescorpiões (HARVEY, 2013); 160 espécies de escorpiões (TORREZ et al. 2019); 30 espécies de amblipígios (HARVEY, 2013; MIRANDA et al. 2016); 14 espécies de solífugos (BOTERO-TRUJILLO; OTT; CARVALHO, 2017); cerca de 20 espécies de esquizomídeos (HARVEY, 2013; SALVATIERRA, 2018); 11 espécies de ricinulídeos (SALVATIERRA; TOURINHO; GIRIBET, 2013); 12 espécies de palpígrados (SOUZA; FERREIRA, 2016); e 7 espécies de uropígios (HARVEY, 2013).

Porém, apesar da grande diversidade de aracnídeos reportados e estimados para o Brasil, e de o Cerrado ser mundialmente considerado um *hotspot* de biodiversidade (MYERS et al. 2000), poucos são os registros de ocorrência desse grupo no bioma em questão.

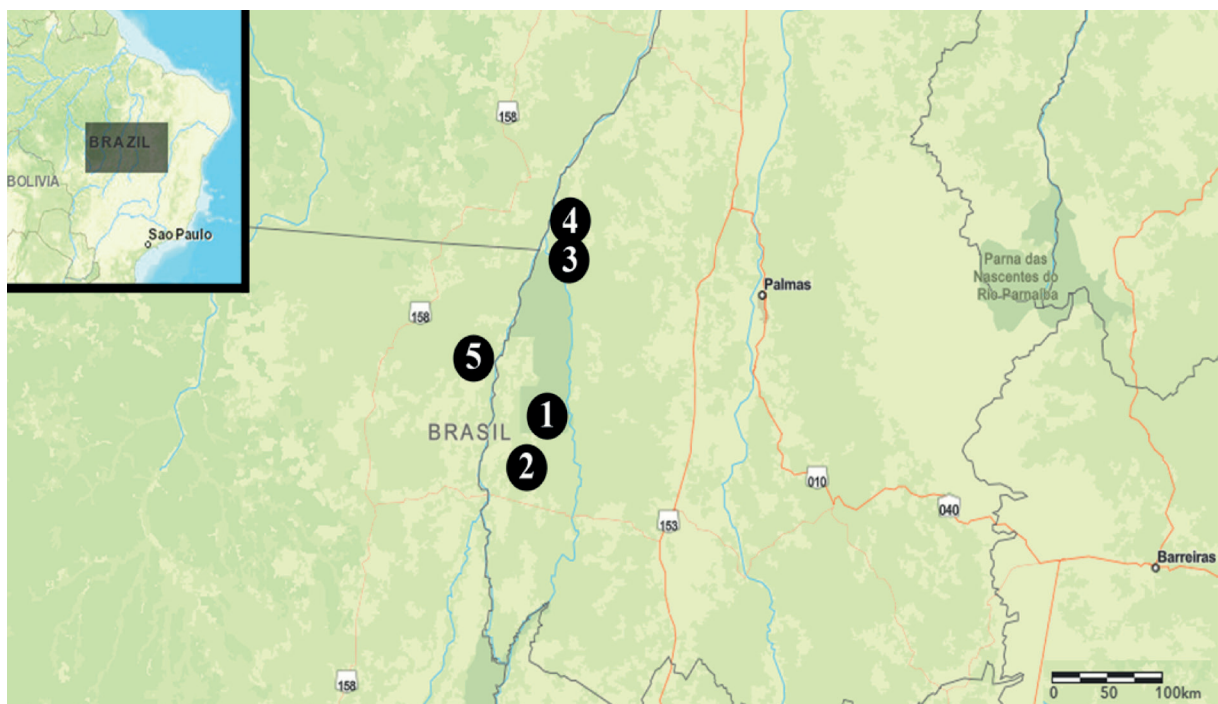
Dessa forma, considerando as lacunas no conhecimento de aracnídeos do Cerrado, em especial nos corredores ecológicos já estabelecidos, e tendo em vista a relevância dessa fauna e seu potencial uso como bioindicadores para diagnóstico faunístico e monitoramento de conservação, o presente trabalho apresenta um levantamento de aracnídeos registrados na abrangência do Cerrado da região da Ilha do Bananal/Cantão. Ademais, o capítulo também discute as principais implicações do status de conhecimento atual e as necessárias ações que fundamentem estratégias de conservação da fauna na região.

Coleta de dados

Para a elaboração da listagem de espécies, foram utilizados dados primários, obtidos de projetos de pesquisa desenvolvidos na abrangência da Ilha do Bananal/Cantão, e dados secundários obtidos através de levantamento bibliográfico e repositórios de informações de coleções científicas. O levantamento bibliográfico incluiu artigos em periódicos recuperados através das bases bibliográficas correntes (ISI - *Institute for Scientific Information - Web of Science*; *Scientific Electronic Library Online - SciELO*; Periódicos Capes). Os dados primários de coleções científicas foram recuperados através do *speciesLink* que é um sistema distribuído de informação que integra em tempo real, dados dos acervos de coleções nacionais e internacionais, e também através da rede global *GBIF (Global Biodiversity Information Facility)*.

Cinco pontos de amostragem/áreas de abrangência da região da Ilha do Bananal/Cantão apresentaram registros de coletas de aracnídeos (Figura I): Ilha do Bananal ($10^{\circ}55'56.2''S$ $50^{\circ}10'29.2''W$), Lagoa da Confusão ($11^{\circ}20'56.2''S$ $50^{\circ}25'29.2''W$), Reserva Particular do Patrimônio Natural Canguçu - RPPN Canguçu ($9^{\circ}58'43.2''S$ $50^{\circ}02'13.3''W$), Parque Estadual do Cantão - PE Cantão ($9^{\circ}40'38.9''S$ $50^{\circ}05'13.5''W$), e Barra do Tapirapé - Santa Terezinha ($10^{\circ}38'21.8''S$ $50^{\circ}43'35.9''W$).

Figura I. Pontos de amostragem de aracnídeos registrados para a região da Ilha do Bananal. Legenda: Ponto 1 (Ilha do Bananal); Ponto 2 (Lagoa da Confusão); Ponto 3 (Reserva Particular do Patrimônio Natural Canguçu - RPPN Canguçu); Ponto 4 (Parque Estadual do Cantão - PE Cantão); e Ponto 5 (Barra do Tapirapé - Santa Terezinha).



Aracnofauna da ilha do bananal/cantão

A lista de aracnídeos (Tabela I) apresenta os nomes das ordens, famílias, gêneros e espécies encontradas para a região da Ilha do Bananal/Cantão incluindo o local de ocorrência e as referências bibliográficas de registro.

Tabela I. Composição dos aracnídeos que ocorrem na região da Ilha do Bananal/Cantão organizado por ordem, família e espécie. Legenda dos locais de coleta: IB (Ilha do Bananal), LC (Lagoa da Confusão), RPPN Canguçu (Reserva Particular do Patrimônio Natural Canguçu), PE Cantão (Parque Estadual do Cantão), e BT (Barra do Tapirapé – Santa Terezinha). Autoria: Lidianne Salvatierra

ORDEM ACARI	Local de Coleta	Referências
Família Ixodidae		
<i>Amblyomma cajennense</i> (Fabricius, 1787)	IB	GBIF - Instituto Butantan
<i>Amblyomma parvum</i> Aragão, 1908	IB	GBIF - Instituto Butantan
<i>Amblyomma</i> sp.	IB	GBIF - Instituto Butantan
<i>Rhipicephalus (Boophilus) microplus</i> Canestrini, 1887	IB	GBIF - Instituto Butantan
ORDEM AMBLYPYGI	Local de Coleta	Referências
Amblypygi Gen. Sp.	LC	Silva, 2006
ORDEM ARANEAE	Local de Coleta	Referências
Família Araneidae		
<i>Abapeba</i> sp.	RPPN Canguçu	Bonaldo, 2018
<i>Acacesia benigna</i> Glueck, 1994	RPPN Canguçu	Bonaldo, 2018
<i>Acacesia cornigera</i> Petrunkevitch, 1925	RPPN Canguçu	Bonaldo, 2018
<i>Actinosoma pentacanthum</i> (Walckenaer, 1841)	RPPN Canguçu	Bonaldo, 2018
<i>Alpaida</i> sp.	RPPN Canguçu	Bonaldo, 2018
Araneidae Gen. Sp.	LC	Silva, 2006
<i>Araneus</i> sp.	PE Cantão	Bonaldo, 2018
<i>Argiope argentata</i> (Fabricius, 1775)	PE Cantão	Bonaldo, 2018
<i>Dubiepeira dubitata</i> (Soares & Camargo, 1948)	RPPN Canguçu	Bonaldo, 2018

ORDEM ACARI	Local de Coleta	Referências
<i>Eustala</i> sp.	RPPN Canguçu; PE Cantão	Bonaldo, 2018
<i>Manogea porracea</i> (C. L. Koch, 1838)	RPPN Canguçu	Bonaldo, 2018
<i>Metazygia ipanga</i> Levi, 1995	RPPN Canguçu; PE Cantão	Bonaldo, 2018
<i>Metazygia isabelae</i> Levi, 1995	IB	Levi, 1995
<i>Metazygia voluptifica</i> (Keyserling, 1892)	RPPN Canguçu	Bonaldo, 2018
<i>Metazygia yobena</i> Levi, 1995	PE Cantão	Bonaldo, 2018
<i>Micrathena acuta</i> (Walckenaer, 1841)	RPPN Canguçu	Bonaldo, 2018
<i>Micrathena cornuta</i> (Taczanowski, 1873)	PE Cantão	Bonaldo, 2018
<i>Micrathena evansi</i> Chickering, 1960	RPPN Canguçu; PE Cantão	Bonaldo, 2018
<i>Micrathena excavata</i> (C. L. Koch, 1836)	RPPN Canguçu	Bonaldo, 2018
<i>Micrathena picta</i> (C. L. Koch, 1836)	RPPN Canguçu; PE Cantão	Bonaldo, 2018
<i>Micrathena plana</i> (C. L. Koch, 1836)	RPPN Canguçu; PE Cantão	Bonaldo, 2018
<i>Micrathena triangularis</i> (C. L. Koch, 1836)	RPPN Canguçu	Bonaldo, 2018
<i>Ocrepeira</i> sp.	PE Cantão	Bonaldo, 2018
<i>Ocrepeira covillei</i> Levi, 1993	RPPN Canguçu	Bonaldo, 2018
<i>Parawixia kochi</i> (Taczanowski, 1873)	PE Cantão	Bonaldo, 2018
<i>Verrucosa</i> sp.	RPPN Canguçu	Bonaldo, 2018
Família Corinnidae		
<i>Castianeira</i> sp.	RPPN Canguçu; PE Cantão	Bonaldo, 2018
<i>Corinna</i> sp.	PE Cantão	Bonaldo, 2018
<i>Myrmecium ricettii</i> Candiani & Bonaldo, 2017	RPPN Canguçu	Bonaldo, 2018
<i>Simonestus</i> sp.	PE Cantão	Bonaldo, 2018
Família Ctenidae		
<i>Ancylometes rufus</i> (Walckenaer, 1837)	RPPN Canguçu; PE Cantão	Höfer & Brescovit, 2000

ORDEM ACARI	Local de Coleta	Referências
<i>Centroctenus ocelliventer</i> (Strand, 1909)	RPPN Canguçu	Bonaldo, 2018
<i>Ctenus maculisternis</i> Strand, 1909	RPPN Canguçu; PE Cantão	Bonaldo, 2018
<i>Enoploctenus</i> sp.	LC	Silva, 2006
<i>Nothroctenus</i> sp.	RPPN Canguçu	Bonaldo, 2018
<i>Phoneutria reidyi</i> (F. O. Pickard-Cambridge, 1897)	RPPN Canguçu	Bonaldo, 2018
Família Deinopidae		
<i>Deinopis biaculeata</i> Simon, 1906	IB	Mello-Leitão, 1943
<i>Oxyopes salticus</i> Hentz, 1845	LC	Santos, 2017
Família Pholcidae		
Pholcidae Gen. Sp.	LC	Silva, 2006
Família Salticidae		
<i>Amphidraus draconicaudatus</i> Salgado & Ruiz, 2017	RPPN Canguçu	Bonaldo, 2018
<i>Neonella gyrinus</i> Salgado & Ruiz, 2018	PE Cantão	Bonaldo, 2018
Família Sicariidae		
<i>Loxosceles amazonica</i> Gertsch, 1967	IB	Gertsch, 1967 Silveira, 2015
Família Theraphosidae		
<i>Umbyquyra tucurui</i> Gargiulo, Brescovit & Lucas, 2018	IB	Gargiulo, Brescovit & Lucas, 2018
Família Thomisidae		
<i>Strophius</i> sp.	PE Cantão	Bonaldo, 2018
<i>Epicadus</i> sp.	PE Cantão	Bonaldo, 2018
<i>Bucranium taurifrons</i> (O. Pickard-Cambridge, 1881)	PE Cantão	Bonaldo, 2018
<i>Titidius</i> sp.	RPPN Canguçu; PE Cantão	Bonaldo, 2018
<i>Titidius quinquenotatus</i> Mello-Leitão, 1929	PE Cantão	Bonaldo, 2018
<i>Misumenops</i> sp.	PE Cantão	Bonaldo, 2018

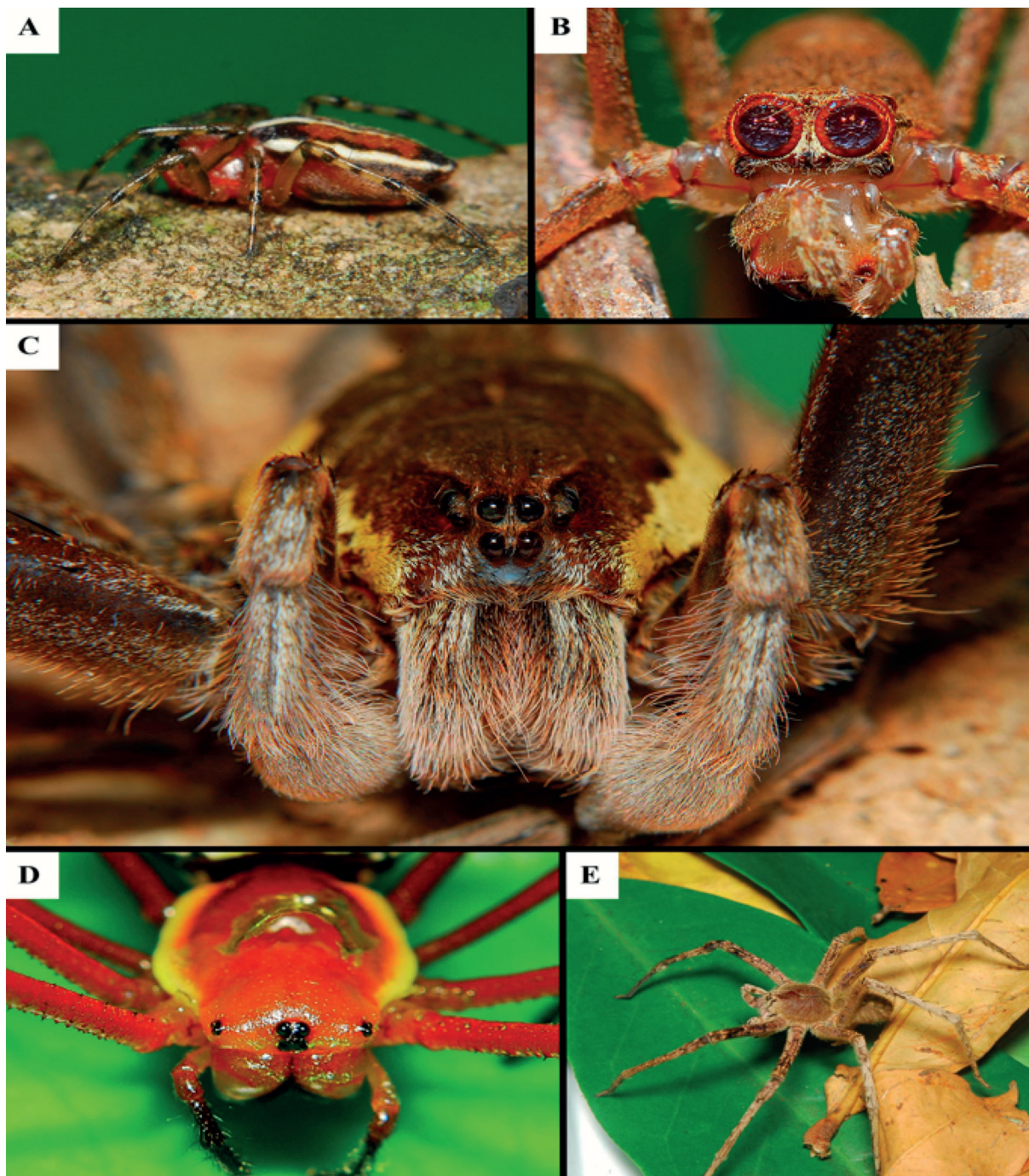
ORDEM ACARI	Local de Coleta	Referências
ORDEM PSEUDOCORPIONES	Local de Coleta	Referências
Família Chenertidae		
Chenertidae Gen. Sp.	LC	Silva, 2006
ORDEM OPILIONES SUNDEVALL, 1833	Local de Coleta	Referências
Família Gonyleptidae		
<i>Amazochroma carvalhoi</i> Mello-Leitao, 1941	BT	Carvalho & Kury, 2018
<i>Ypsilonurus mutilatus</i> Mello-Leitão, 1933 ^a	IB	Kury et al. 2010
Família Sclerosomatidae		
<i>Corderobunus vittatus</i> Mello-Leitão 1939	IB	Kury et al. 2010
ORDEM SCORPIONES	Local de Coleta	Referências
Família Bothriuridae		
<i>Bothriurus araguayae</i> Vellard, 1934	IB	Vellard, 1934
Família Buthidae		
<i>Ananteris mariaterezae</i> Lourenço, 1982	IB	Lourenço, 2002
<i>Tityus acutidens</i> Mello-Leitão, 1933b	IB	Mello-Leitão, 1933b
<i>Tityus mattogrossensis</i> Borelli, 1901	IB	Vellard, 1934; Lourenço et al. 2006
<i>Tityus paraguayensis</i> Kraepelin, 1895	IB	Bücherl, 1959
<i>Tityus thelyacanthus</i> Mello-Leitão, 1933b	IB	Mello-Leitão, 1933b

A fauna arachnida na região da ilha do bananal/cantão

A lista de espécies demonstra a escassez de esforços de coleta que foram concentrados em apenas cinco pontos amostrais na região da Ilha do Bananal/Cantão: na área mais central da Ilha do Bananal, Lagoa da Confusão, Reserva Particular do Patrimônio Natural Canguçu, Parque Estadual do Cantão e Barra do Tapirapé em Santa Terezinha.

A composição faunística de aracnídeos para a região da Ilha do Bananal/Cantão é apresentada na Tabela I e consta a ocorrência de seis ordens de aracnídeos, e 64 espécies (Figura II) distribuídas em 15 famílias, com dados atualizados para esta listagem até o primeiro semestre de 2019.

Figura II. Exemplos de aranhas da região da Ilha do Bananal/Cantão: A) *Alpaida* O. P.-Cambridge, 1889; B) *Deinopis* MacLeay, 1839; C) *Ancylometes rufus* (Walckenaer, 1837); D) *Micrathena* Sundevall, 1833; E) *Phoneutria* Perty, 1833. Fotos: Sidclay Dias.



No Brasil, as 11 ordens de aracnídeos existentes são reportadas, com registro de todas também para o Cerrado, porém na região investigada cinco (45,5%) não tiveram registro de ocorrência: Schizomida, Solifugae, Uropygi, Palpigradi e Ricinulei.

Das seis ordens reportadas, Araneae apresentou o maior número de famílias, gêneros e espécies com 9, 38 e 49 respectivamente, seguido de Scorpiones (2 famílias, 3 gêneros, e 6 espécies), Acari (1 família, 3 gêneros, 4 espécies), Opiliones (2 famílias, 3 gêneros, e 3 espécies), Pseudoescorpiones (1 morfotipo) e Amblypygi (1 morfotipo).

Duas espécies pertencentes a dois gêneros e duas famílias de aranhas, de um total de 49 espécies e 9 famílias registradas para a região da Ilha do Bananal/Cantão, são consideradas de importância médica pela potencialidade de causar acidentes em humanos. A primeira espécie pertence ao gênero *Loxosceles* Heineken & Lowe (Sicariidae), que acomoda as aranhas popularmente conhecidas por aranhas-marrom, representada na região pela espécie *Loxosceles amazonica* Gertsch, 1967. E a segunda espécie pertence ao gênero *Phoneutria* Perty, 1833, conhecidas como aranhas-armadeira, representada *Phoneutria reidyi* (F. O. Pickard-Cambridge, 1897).

Uma espécie de escorpião listada para a região também possui importância médica. A espécie *Tityus mattogrossensis* Borelli, 1901 é responsável por acidentes de pequena gravidade na região do Tocantins (LOURENÇO; EICKSTEDT, 2009).

A ordem Acari apresentou poucas espécies, porém foi representada em quase sua totalidade pelo gênero *Amblyomma* Koch; 1844 que possui grande importância médica em saúde pública. O carrapato da espécie *Amblyomma cajennense* (Fabricius, 1787) é a principal vetora de *Rickettsia rickettsii* que causa a febre maculosa (BARROS-BATTESTI; ARZUA; BECHARA, 2006). A espécie *Amblyomma parvum* pode abrigar espécies de *Rickettsia* de patogenicidade ainda desconhecida, e é um vetor potencial para patógenos emergentes, como *Ehrlichia chaffeensis* (o agente infeccioso da erliquiose) e *Coxiella burnetii*, que causa a zoonose febre Q e endocardite crônica em humanos (PACHECO et al. 2007; 2013; TOMASSONE et al. 2008; OLEGARIO et al. 2011; GARCIA et al. 2014).

Os registros de ocorrência das ordens Pseudoescorpiones e Amblypygi com a identificação apenas da família da primeira e apenas em nível de ordem da segunda, representam um exemplo de dados disponíveis, porém com informações incompletas que dificultam uma análise mais aprofundada do status do táxon. Esse problema é recorrente na pesquisa taxonômica devido à carência de taxonomistas fixados nas instituições locais, ou mesmo pela ausência de especialistas capacitados para inspecionar ativamente grupos de ocorrência, muitas vezes endêmica, dessa região.

De modo geral, e comparando apenas os dados de aranhas registradas para a região da Ilha do Bananal/Cantão com os dados gerais para o Brasil, que apontavam até 2011, mais de 3 mil espécies descritas e distribuídas em 72 famílias (BRESCOVIT; OLIVEIRA; SANTOS, 2011), pode-se compreender que os resultados obtidos estão muito abaixo da realidade.

Assim, levando em consideração o tamanho da região, a diversidade fitofisionômica e a estimativa de que o Brasil abarca a maior biodiversidade continental da Terra (BRANDON et al., 2005), é apresentado a seguir os impactos negativos desse panorama frente às ameaças à biodiversidade local, as possíveis estratégias de conservações e perspectivas futuras.

Implicações negativas e principais ameaças

A primeira implicação negativa devido à falta de informação está relacionada ao alto número reconhecido de espécies ameaças de extinção para o Cerrado e o baixo número de estudos faunísticos na região. Os registros oficiais apontam 307 espécies não-endêmicas ameaçadas e 123 espécies endêmicas ameaçadas no bioma (número relacionados à toda fauna, não somente de aracnídeos), dos quais 67 são espécies de invertebrados ameaçados de extinção (ICMBIO, 2016; 2018). Porém, quando não se conhece a diversidade local não

há como identificar o risco real e, conseqüentemente, também não é possível monitorar a velocidade de extinção da fauna e flora.

A segunda implicação é que as constantes ações de degradação ambiental em contraste com as poucas ações de conservação e produção de informações sobre a fauna elevam a velocidade de extinção de espécies que nem mesmo foram descritas pelos cientistas. Dentre, as principais ameaças às espécies no Cerrado estão as alterações ou destruição de seus habitats causados pelo fogo que ocorrem por queimadas acidentais e intencionais, e ocupação humana aliada à instalação de práticas agropecuárias (MARTINELLI; MORAES, 2013).

A terceira implicação é de que não se é possível medir o valor tecnológico e econômico que está sendo ou que já foi perdido com a falta de acesso ao patrimônio biológico hoje existente, e impossibilidade de acesso ao já perdido via processo de extinção, de espécies que poderiam ser utilizadas para pesquisas de bioprospecção. No caso dos aracnídeos, principalmente muitas espécies de aranhas e escorpiões são potenciais objetos de estudos em pesquisas sobre bioprospecção farmacêutica e tecnológica.

Não priorizar os estudos com fomentos às pesquisas nessa área, além do crescente descontrole da degradação ambiental, acaba suprimindo todo o potencial desses animais-alvos da bioprospecção, também chamados de recursos genéticos. Assim, o progresso científico e tecnológico em diversos setores e atividades, incluindo biotecnologia, agricultura, nutrição, indústria farmacêutica e de cosméticos, biorremediação, biomonitoramento, saúde, produção de combustível por meio de biomassa, entre outros, permanece estagnado (SACCARO JUNIOR, 2011).

Estratégias de conservação

A principal ação a ser tomada para compreender a real dimensão da diversidade da região da Ilha do Bananal/Cantão é o maior investimento em inventários faunísticos e estudos associados como pesquisa científica básica em taxonomia, biologia e ecologia, não só com foco em aracnídeos, mas também abordando os demais grupos taxonômicos de invertebrados (MARINHO-FILHO; MACHADO; HENRIQUES, 2010).

É importante ressaltar que o processo de elaboração de listas de espécies é apenas o primeiro passo para a compreensão do estado de conservação da biodiversidade local. Tais listas constituem a base para definição de prioridades nas políticas públicas de conservação e de uso de recursos.

Ainda é fundamental que a avaliação do estado de conservação das espécies seja um processo contínuo, ou seja, as ações de monitoramento precisam ser realizadas em ciclos. O monitoramento pode ser retroalimentado a partir de dados da utilização dos próprios táxons existentes na região como bioindicadores ambientais. Diversos invertebrados são excelentes modelos para biomonitoramento tanto de ambientes aquáticos quanto terrestres por serem extremamente sensíveis às alterações dos níveis de poluição e de contaminação por metais pesados, por exemplo (SOUTO; CORBI; JACOBUCCI, 2019). E finalmente, é necessário aliar as pesquisas científicas e as políticas de conservação para aumentar a proteção dos habitats com ações de investimento em educação ambiental junto às populações locais.

Conclusão

Conclui-se, portanto, que apesar do baixo número de espécies encontradas até o momento, alguns registros e a própria ausência de ocorrências permitem compreender a necessidade de maiores estudos de biologia natural e ecologia dos aracnídeos da região. Concentrar esforços de coleta em áreas onde há pouco ou nenhum registro, repensar e reforçar ações de políticas públicas de conservação e investimento em educação ambiental são imperiosos frente às ameaças que a biodiversidade local enfrenta nas últimas décadas.

Referências

- ADIS, J.; HARVEY, M. S. **How many Arachnida and Myriapoda are there world-wide and in Amazonia?** *Studies on Neotropical Fauna and Environment*. v. 35, p. 129–141. 2000.
- BARROS-BATTESTI, D. M.; ARZUA, M.; BECHARA, G. H. **Carrapatos de importância médico-veterinária da região neotropical: um guia ilustrado para identificação de espécies.** São Paulo: Vox/ICTTD-3/Butantan, 2006. 223 p.
- BONALDO, A. **Museu Paraense Emilio Goeldi - Araneae Collection. Version 5.2. Museu Paraense Emílio Goeldi. Occurrence dataset.** 2018. <https://doi.org/10.15468/9dqolw>
- BORCHARD, F. *et al.* **Carabid beetles and spiders as bioindicators for the evaluation of montane heathland restoration on former spruce forests.** *Biological Conservation*, v. 178, p. 185–192. 2014. doi:10.1016/j.biocon.2014.08.006
- BOTERO-TRUJILLO, R.; OTT, R.; CARVALHO, L. S. **Systematic revision and phylogeny of the South American sun-spider genus *Gaucha* Mello-Leitão (Solifugae: Mummuciidae), with description of four new species and two new generic synonymies.** *Arthropod Systematics and Phylogeny*, v. 75, n. 3, p. 44. 2017.
- BRANDÃO, C. R. F.; CANCELLO, E. M.; YAMAMOTO, C. I. **Invertebrados Terrestres.** In: MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Avaliação do estado do conhecimento da diversidade biológica do Brasil. Brasil: Secretaria de Biodiversidade e Florestas Diretoria de Conservação da Biodiversidade Projeto Estratégia Nacional de Diversidade Biológica (Bra 97 G 31), 2000.
- BRANDON, K. *et al.* **Brazilian conservation: challenges and opportunities.** *Conservation Biology*, v. 19, p. 595–761. 2005.
- BRESCOVIT, A. D.; OLIVEIRA, U.; SANTOS, A. J. **Aranhas (Araneae, Arachnida) do Estado de São Paulo, Brasil: diversidade, esforço amostral e estado do conhecimento.** *Biota Neotropica*, v. 11, n. 1a, 2011.
- BÜCHERL, W. **Escorpiões e escorpionismo no Brasil.** X. Catálogo da coleção escorpiônica do Instituto Butantan. *Memórias do Instituto Butantan*, v. 29, p. 255-275. 1959.

BUCHHOLZ, S. **Ground spider assemblages as indicators for habitat structure in inland sand ecosystems.** *Biodiversity and Conservation*, v. 19, p. 2565–2595. 2010.

CARVALHO, R. N.; KURY, A. B. **Further dismemberment of *Discocyrtus* with description of a new Amazonian genus and a new subfamily of Gonyleptidae (Opiliones, Laniatores).** *European Journal of Taxonomy*, v. 0393, p. 1 – 32. 2018.

GARCIA, G. R. *et al.* **The sialotranscriptome of *Amblyomma triste*, *Amblyomma parvum* and *Amblyomma cajennense* ticks, uncovered by 454-based RNA-seq.** *Parasites & Vectors*, v. 7, n. 430. 2014. doi: 10.1186/1756-3305-7-430.

GARGIULO, F. DE F.; BRESCOVIT, A. D.; LUCAS, S. M. ***Umbyquyra* gen. nov., a new tarantula spider genus from the Neotropical region (Araneae, Mygalomorphae, Theraphosidae), with a description of eight new species.** *European Journal of Taxonomy*, v. 457, p. 1-50. 2018. doi:10.5852/ejt.2018.457

GBIF.org. **GBIF Home Page.** Disponível em: <https://www.gbif.org>. Acesso em:13/05/2019.

GERTSCH, W. J. **The spider genus *Loxosceles* in South America (Araneae, Scytodidae).** *Bulletin of the American Museum of Natural History*, v. 136, p. 117-74. 1967.

GIANIZELLA, S. L. *et al.* **Ticks (Acari: Ixodidae) of the state of Amazonas, Brazil.** *Experimental and Applied Acarology*, v. 74, n. 2, p. 177–183. 2018. doi:10.1007/s10493-018-0221-7

HARVEY, M. S. **The neglected cousins: What do we know about the smaller arachnid orders?** *Journal of Arachnology*, v. 30, p. 357-372. 2002.

HARVEY, M. S. **Field Guides and Catalogues**, version 1.0. Western Australian Museum, Perth. 2013. Disponível em: <http://museum.wa.gov.au/catalogues-beta/>

HÖFER, H.; BRESCOVIT, A. D. **A revision of the Neotropical spider genus *Ancylometes* Bertkau (Araneae: Pisauridae).** *Insect Systematics & Evolution*, v. 31, p. 323-360. 2000.

ICMBIO. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Sumário Executivo do Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção.** Brasília: ICMBio. 2016. 76 p.

ICMBIO. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção.** Brasília: ICMBio. 2018. 4162 p.

KRAEPELIN, K. **Nachtrag zu Theil I der Revision der Scorpione.** *Jahrbuch der Hamburgischen Wissenschaftlichen Anstalten*, v. 12, p. 73–96. 1895.

KURY, A. B. *et al.* ***Amblypygi, Opiliones, Schizomida, Scorpiones and Chilopoda, Tocantins, Brazil.*** *Check List*, v. 6, n. 4, p. 564–571. 2010.

KURY, A. B. **Checklist of valid genera of Opiliones of the World.** Museu Nacional da Universidade Federal do Rio de Janeiro website. 2019. Disponível em: <http://www.museunacional.ufrj.br/mndi/Aracnologia/checklaniator.htm>

KURY, A. B.; NOGUEIRA, A. L. C. **Annotated check list of type specimens of Arachnida in the Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro, I. Scorpiones, Pseudoscorpiones and Solifugae.** Publicações Avulsas do Museu Nacional, Rio de Janeiro, v. 77, p. 1-19. 1999.

LEVI, H. W. **The Neotropical orb-weaver genus *Metazygia* (Araneae: Araneidae).** Bulletin of the Museum of Comparative Zoology, v. 154, p. 63-151. 1995.

LOURENÇO, W. R. **Révision du genre *Ananteris* Thorell, 1891 (Scorpiones, Buthidae) et description de six espèces nouvelles.** Bulletin du Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, v. 4, n. 4(A1/2), p. 119-151. 1982.

LOURENÇO, W. R. **Scorpions of Brazil.** Paris, Les Éditions l'If. 308p., 2002.

LOURENÇO, W. R.; EICKSTEDT, V. R. **Escorpiões de importância médica.** In: CARDOSO, J. L. C.; FRANÇA, F. D. S.; WEN, F. H.; MALAQUE, C. M. S.; HADDADJR., V. ORG. **Animais peçonhentos no Brasil: biologia, clínica e terapêutica dos acidentes.** São Paulo, Sarvier, p. 198-213, 2009.

LOURENÇO, W. R.; JESUS-JUNIOR, M. M. B. G.; LIMEIRA-DE-OLIVEIRA, F. **A new species of *Tityus* C.L. Koch, 1836 (Scorpiones, Buthidae) from the State of Maranhão in Brazil.** Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa, v. 38, p. 117-120. 2006.

MARINHO-FILHO, J.; MACHADO, R. B.; HENRIQUES, R. P. **B.Evolução do conhecimento e da conservação do Cerrado brasileiro.** In: Diniz, I.R. et al. (Orgs.). **Cerrado: conhecimento científico quantitativo como subsídio para ações de conservação.** Brasília: Thesaurus, p.13-31. 2010.

MARTINELLI, G.; MORAES, M. A. **Livro vermelho da flora do Brasil.** 1 ed., Rio de Janeiro: CNCFlores, 2013. 1100 p.

MELLO-LEITÃO, C. F. **Catálogo das aranhas do Rio Grande do Sul.** Arquivos do Museu Nacional, Rio de Janeiro, v. 37, p. 150 – 244. 1943.

MELLO-LEITÃO, C. F. **Duas novas espécies de *Tityus* do Brasil.** Anais da Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro, n. 5, p. 201-203. 1933b.

MELLO-LEITÃO, C. F. **Novos Gonyleptidae do Brasil meridional.** Archivos da Escola de Agricultura e Medicina Veterinária, v. 10, n. 2, p. 133-151. 1933a.

MELLO-LEITÃO, C. F. **Opiliões coligidos pelo Dr. Henry Leonardos no Xingú.** Boletim Biológico, Rio de Janeiro, v. 4, n. 3, p. 352-357. 1939.

MIRANDA G. S. et al. **A new species of *Charinus* Simon 1892 from Brazil, with notes on behavior (Amblypygi, Charinidae).** ZooKeys, v. 621, p. 15-36. 2016.

MYERS N. *et al.* **Biodiversity hotspots for conservation priorities.** Nature, v. 403; p. 853–858. 2000. doi:10.1038/35002501

OLIVEIRA, M. A. *et al.* **Bioindicadores ambientais: insetos como um instrumento desta avaliação.** Revista Ceres, Viçosa, v. 61, supl. p. 800-807, Dec. 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/0034-737x201461000005>.

OLIVEIRA, A. R. *et al.* **A checklist of the oribatid mite species (Acari: Oribatida) of Brazil.** *Zootaxa*, v. 4245, n. 1, 1. 2017. doi:10.11646/zootaxa.4245.1.1

OLIVEIRA, U.; BRESCOVIT, A. D.; SANTOS, A. J. **Sampling effort and species richness assessment: a case study on Brazilian spiders.** *Biodiversity and Conservation*, v. 26, n. 6, p. 1481–1493. 2017. doi:10.1007/s10531-017-1312-1

OLEGARIO, M. M. *et al.* **Life cycle of the tick *Amblyomma parvum* Aragao, 1908 (Acari: Ixodidae) and suitability of domestic hosts under laboratory conditions.** *Veterinary Parasitology*, v. 179, p. 203–208. 2011. doi: 10.1016/j.vetpar.2011.01.056.

PACHECO, R. C. *et al.* ***Coxiella burnetii* in ticks, Argentina.** *Emerging Infectious Diseases*, v. 19, p. 344–346. 2013. doi: 10.3201/eid1902.120362.

PACHECO, R. C. *et al.* **Detection of a novel spotted fever group rickettsia in *Amblyomma parvum* ticks (Acari: Ixodidae) from Argentina.** *Experimental and Applied Acarology*, v. 43, p. 63–71. 2007. doi: 10.1007/s10493-007-9099-5.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. **As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado.** In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. *Ecologia e flora*. Brasília: EMBRAPA, v. 1, p. 152-212. 2008.

SACCARO JUNIOR, N. L. **Desafios da bioprospecção no Brasil.** Brasília: IPEA, 2011.

SALVATIERRA, L. **A new species of *Surazomus* Reddell and Cokendolpher, 1995 (Arachnida: Schizomida) from Rondônia, Brazil.** *Turkish Journal of Zoology*, v. 42, p. 107-112. 2018.

SALVATIERRA, L.; TOURINHO, A. L.; GIRIBET, G. **Description of the male, larva and nymphal stages of *Cryptocellus iaci* (Arachnida, Ricinulei), with an overview of tarsal sensilla and other integumental structures.** *Zootaxa*, v. 3709, n. 2, 149. 2013. doi:10.11646/zootaxa.3709.2.3

SANTOS, A. J. **The jumping lynx spider *Oxyopes salticus* Hentz, 1845 and its Neotropical relatives (Araneae: Oxyopidae).** *Zootaxa*, v. 4216, n. 5, p. 457-481. 2017. doi: 10.5281/zenodo.242322

SILVA, F. J. **Levantamento da fauna de invertebrados e caracterização bioespeleológica da caverna casa de pedra, município Lagoa da Confusão – To.** Ministério do Meio Ambiente. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Diretoria de Ecossistemas Centro Nacional de Estudo, Proteção e Manejo de Cavernas. Brasil, 2006.

SILVEIRA, A. L. **New geographic records of the brown spider *Loxosceles amazonica* Gertsch 1967 (Araneae, Sicariidae) in Northeastern Brazil and its medical importance.** *Revista Médica de Minas Gerais*, v. 25, p. 37-45. 2015.

SOUTO, R. M. G.; CORBI, J. J.; JACOBUCCI, G. B. **Aquatic insects as bioindicators of heavy metals in sediments in Cerrado streams.** *Limnetica*, v. 38, n. 2, p. 575-586. 2019. doi: 10.23818/limn.38.33

SOUZA, M. F. V. R.; FERREIRA, R. L. **Two new troglobiotic palpigrades (Palpigradi: Eukoeneiidae) from Brazil.** *Zootaxa*, v. 4171, n. 2, p. 246-258. 2016. doi:10.11646/zootaxa.4171.2.2

TOMASSONE, L. *et al.* **Molecular detection of *Ehrlichia chaffeensis* in *Amblyomma parvum* ticks, Argentina.** Emerging Infectious Diseases, v. 14, p. 1953–1955. 2008. doi: 10.3201/eid1412.080781.

TORREZ, P. P. Q. *et al.* **Scorpionism in Brazil:** exponential growth of accidents and deaths from scorpion stings. Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical, v. 52, e20180350, Epub May 16. 2019. <https://dx.doi.org/10.1590/0037-8682-0350-2018>

VELLARD, J. **Mission au Goyaz et a l’Araguaya Scorpions (2e Note).** Bulletin du Muséum National D’histoire Naturelle, 2 Série, Tome VI, n. 1, 1934.

WORLD SPIDER CATALOG. **World Spider Catalog.** Version 20.0. Natural History Museum Bern, 2017. doi: 10.24436/2



BIOLOGIA POPULACIONAL E REPRODUTIVA DE *PODOCNEMIS EXPANSA* E *PODOCNEMIS UNIFILIS* NO PARQUE NACIONAL DO ARAGUAIA, TOCANTINS: UM HISTÓRICO ENTRE OS ANOS DE 2004 E 2012

Adriana Malvasio¹, João Paulo Barreira de Sousa Segundo², Giovanni Salera Júnior³, Adson Gomes de Ataídes³, Kennedy Mota Montelo⁴, Avanilson Ijoraru Dias Aires Karajá⁵, Thays Kelly Marinho Lopes³, Talita Rosane Lima do Prado⁵, Thiago Costa Gonçalves Portelinha⁶

Resumo

O presente estudo, realizado com *P. expansa* e *P. unifilis*, entre os anos de 2004 e 2012, apontou uma maior abundância de indivíduos da primeira espécie em comparação com a segunda, com variação entre os períodos de inundação e seca e razão sexual tendida machos em *P. expansa* e para fêmeas em *P. unifilis* e baixo número de recapturas, podendo indicar altas taxas de exploração ou um padrão migratório ainda carente de estudos. Há correlação positiva entre o tamanho das fêmeas e das ninhadas e maior número de ninhos de *P. expansa* com padrão aglomerado, indicando uma alta seletividade da espécie em relação ao ambiente de nidificação, ao contrário de *P. unifilis* que apresenta-se bastante generalista.

Introdução

A ordem Testudines ou Chelonia engloba o grupo dos répteis representados pelos quelônios ou “bichos de casco”, sendo uma das mais antigas linhagens de vertebrados (ERNST & BARBOUR, 1989, p. 4; FERRI, 2002, p. 10; DUPRE et al., 2007, p. 7). Atualmente no Brasil são encontradas 36 espécies de quelônios distribuídas nos seus diversos ecossistemas terrestres e aquáticos, das quais 29 são de água doce, duas terrestres e cinco marinhas (COSTA & BÉRNILS, 2018, p. 12). Para a Amazônia brasileira são conhecidas 19 espécies continentais, distribuídas em cinco famílias; dessas dez ocorrem no estado do Tocantins, sendo oito aquáticas (VOGT, 2008 p. 8; DORNAS, 2009 p. 36; COSTA & BÉRNILS, 2018, p. 12).

Esses répteis apresentam características semelhantes tais como: crescimento

1 Doutora em Zoologia. Universidade Federal do Tocantins. malvasio@uft.edu.br

2 Mestre em Ecologia de Ecótonos. jpbarreira2@gmail.com

3 Mestre em Ciências do Ambiente. Universidade Federal do Tocantins. salerajunior@yahoo.com.br; adson.gomes@yahoo.com.br; thaaysmarinho@hotmail.com

4 Biólogo. kennedy@uft.edu.br

5 Bacharel em Engenharia Ambiental. vanilson_indio@hotmail.com; talitarosane@hotmail.com

6 Doutor em Ciências Biológicas. Universidade Federal do Tocantins. thiagoportelinha@uft.edu.br. Autor para correspondência.

longo, maturidade sexual tardia (geralmente a partir dos sete anos) e vida longa (acima dos cinquenta anos). As características apontadas anteriormente, geralmente, estão associadas a uma baixa taxa de substituição de indivíduos na população e maior risco de extinção, principalmente por pressões de caça ou destruição de habitats (FERRI, 2002, p. 16; POUGH et al., 2008, p. 367). Portanto, estudar os aspectos ecológicos e reprodutivos dos quelônios é de extrema importância, principalmente em áreas protegidas, pois permitem estimar parâmetros e índices populacionais e reprodutivos (maturidade sexual, razão sexual, taxa de nascimento e mortalidade, crescimento, sobrevivência, etc.). Tais informações podem ser obtidas, por exemplo, a partir dos estudos de captura-marcação-recaptura e monitoramento de ninhos.

Os quelônios são ovíparos, os ovos podem ser esféricos ou alongados, e sua casca rígida ou flexível, permitindo trocas hídricas e gasosas com o meio (ERNST & BARBOUR, 1989 p. 7; FERRI, 2002, p. 14). Algumas espécies podem depositar apenas um único ovo (*Chersina angulata*; Testudinidae) enquanto algumas espécies podem produzir mais de 150 ovos (*Podocnemis expansa*; Podocnemididae; DUPRE et al., 2007, p. 103). Para a maioria das espécies de quelônios (incluindo todas da Amazônia brasileira) o desenvolvimento embrionário e a determinação do sexo estão estritamente relacionados aos recursos ambientais do ninho tais como: temperatura, água e trocas gasosas (VALENZUELA, 2004, p. 1; POUGH et al., 2008, p. 367). Apesar de vários estudos reportarem aspectos básicos da reprodução dos quelônios amazônicos (para uma revisão ver VOGT, 2008, p. 1; IBAMA, 2016, p. 35), ainda são incipientes algumas informações em relação à biologia reprodutiva, principalmente para as espécies encontradas no estado do Tocantins.

Entre as principais medidas de manejo de quelônios na natureza estão a proteção dos locais de desova e a transferência de ninhos para locais protegidos (IBAMA, 1989, p. 10; IBAMA, 2016, p. 35). Essas ações vêm sendo realizadas há décadas, apesar de não acompanharem os efeitos desses programas na razão sexual, na densidade e na estrutura das populações (FACHÍN-TERAN et al., 2003, p. 57; PORTELINHA et al., 2014, p. 711). Além disso, os projetos voltados à preservação das espécies devem considerar a proporção entre machos e fêmeas que está sendo devolvida à natureza (MALVASIO et al., 2002, p. 29).

A proporção entre o número de machos e fêmeas de uma espécie é um parâmetro essencial no estudo da dinâmica de populações e a razão sexual dos filhotes pode diferir da razão sexual dos adultos, sendo que sua comparação possibilita a obtenção de informações sobre outros importantes parâmetros populacionais, tais como mortalidade, migração e dispersão dos sexos (VALENZUELA, 2004, p. 12). No Estado do Tocantins os estudos sobre os aspectos populacionais e reprodutivos de quelônios ainda são incipientes e não há, por exemplo, acompanhamento da razão sexual dos filhotes devolvidos à natureza pelos projetos de conservação desenvolvidos na região. Neste sentido, abordaremos neste capítulo aspectos populacionais e reprodutivos de duas delas: *Podocnemis expansa* (Schweigger, 1812) e *Podocnemis unifilis* (Troschel, 1848).

P. expansa, é o maior quelônio de água doce da América do Sul, podendo atingir 107 cm de comprimento de carapaça e pesar 90 Kg (ERNST & BARBOUR, 1989, p. 26). A espécie é conhecida popularmente como tartaruga-da-amazônia e pode ser encontrada em rios e lagos, distribuindo-se pelas bacias do Amazonas e Orinoco, atingindo a região central do território brasileiro na bacia Araguaia-Tocantins (RUEDA-ALMONACID et al., 2007, p. 207; VOGT, 2008, p. 9). É apontada como espécie predominantemente herbívora na natureza (MALVASIO et al., 2003, p. 163) e com um comportamento reprodutivo bastante complexo durante a vazante dos rios da Amazônia (ERNST & BARBOUR, 1989, p. 26). O período de nidificação varia conforme a localidade (VANZOLINI, 2003, p. 421) e suas posturas contêm em média 100 ovos de formato esférico e casca flexível (PRITCHARD; TREBBAU, 1984,

p. 43). A incubação dura cerca de 50 dias, podendo variar de acordo com a composição granulométrica das praias (FERREIRA JÚNIOR & CASTRO, 2003, p. 450). *Podocnemis unifilis*, por sua vez, possui ampla distribuição geográfica, ocorrendo em rios das regiões norte e centro-oeste do Brasil (ERNST & BARBOUR, 1989, p. 29). Durante a estação chuvosa essa espécie procura refúgio em ambientes aquáticos calmos, como lagos e florestas inundadas (PRITCHARD & TREBBAU, 1984, p. 65). A espécie é conhecida popularmente como tracajá, apresentando 68 cm de comprimento de carapaça e pesando aproximadamente 8 kg, sendo considerada de pequeno porte (ERNST & BARBOUR, 1989, p. 29). A fêmea desova de 15 a 25 ovos por postura, sendo estes alongados e de casca rígida (ERNST & BARBOUR 1989, p. 29). O período de postura varia amplamente de acordo com a sua área de distribuição, sendo que nas praias do entorno do Parque Nacional do Araguaia-TO ocorre, principalmente, no mês de agosto (MALVASIO *et al.*, 2002, p. 29). O tempo de incubação é estimado entre 50 e 60 dias após a desova (PRITCHARD & TREBBAU, 1984, p. 65).

Segundo a Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN, sigla em inglês), *P. expansa* está classificada como de baixo risco, mas dependente de conservação e *P. unifilis* como vulnerável (IUCN, 2019). Ambas espécies estão listadas no Apêndice II da Convenção sobre o Comércio Internacional das Espécies da Fauna e da Flora Selvagens Ameaçadas de Extinção (UNEP-WCMC, 2019) e consideradas quase ameaçadas (NT) na Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas do Brasil (ICMBio, 2014).

As espécies do gênero *Podocnemis* constituem um importante recurso para os habitantes da Amazônia, provendo carne, ovos, gordura e outros produtos, além de representarem recurso cultural e religioso de destaque para comunidades tradicionais da Amazônia (MIORANDO *et al.*, 2013). No entanto, a superexploração e a destruição dos habitats têm colocado a maioria das espécies desse gênero em condições de vulnerabilidade ou ameaça (RUEDA-ALMONACID *et al.*, 2007, p. 207; IUCN, 2019).

Grande parte dos relatos na literatura sobre os aspectos populacionais e reprodutivos de *P. expansa* e *P. unifilis* para o estado do Tocantins estão concentrados na região do Parque Nacional do Araguaia (PARNA Araguaia) (reportados no presente capítulo). A ausência de informações sobre as populações de quelônios na Bacia do rio Araguaia/Tocantins e a contínua ação antrópica sobre as espécies, determina a necessidade que estudos mais aprofundados sejam realizados, como demonstrado por Dornas (2009, p. 97). Além disso, a carência de dados populacionais sobre *P. expansa* e *P. unifilis* dificulta a determinação da situação atual e a implantação de práticas de manejo e conservação dessas espécies.

A pressão antrópica sobre as espécies de quelônios amazônicos, em especial as duas espécies destacadas, tem se intensificado como um resultado das atividades humanas na região. Alguns fatores específicos estão contribuindo para a redução das populações de quelônios, tais como: a poluição da água resultante do uso inadequado de produtos agrícolas, queimadas das matas ciliares e a caça ilegal. Espécies do gênero *Podocnemis*, por exemplo, são presas fáceis no período de estiagem (na área de estudo: junho - novembro), especialmente quando as fêmeas deixam a água para desovar nas margens dos rios.

As informações relacionadas à biologia e ecologia de quelônios contribuem para a gestão e direcionamento de programas e projetos que visem a conservação das espécies e seus ecossistemas associados, assim como a obtenção de informações para práticas de uso sustentável por populações tradicionais. Portanto, no presente capítulo foram apresentados os principais resultados relacionados aos estudos de ecologia populacional e biologia reprodutiva de *P. expansa* e *P. unifilis* do entorno do Parque Nacional do Araguaia (Ilha do Bananal) e nas proximidades do Centro de Pesquisa Canguçu (CPC), estado do Tocantins. Os resultados foram baseados em dados coletados entre os anos de 2004 e 2012 pelo grupo de pesquisa Quelônios e Crocodilianos da Região Norte (CROQUE) da Universidade Federal do Tocantins (UFT).

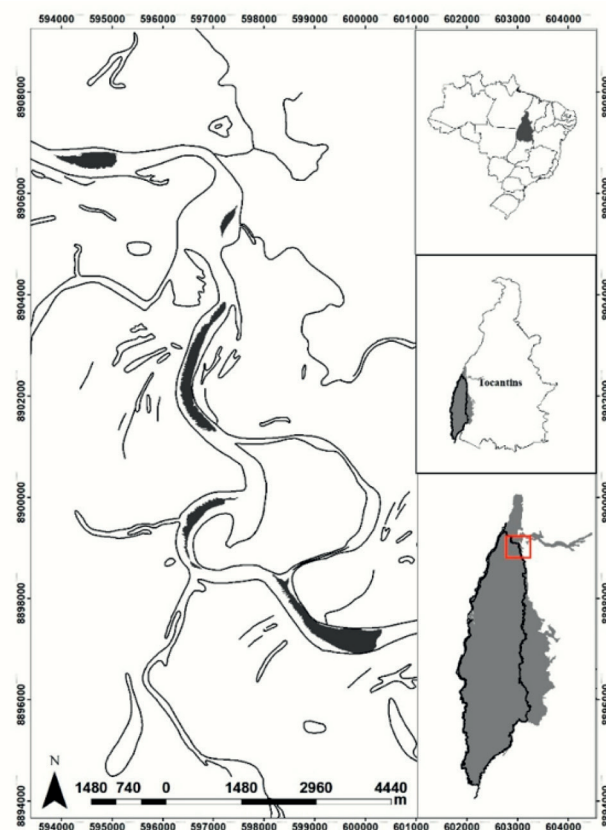
Material e métodos

Área de estudo

A região da Ilha do Bananal constitui-se em extensa planície formada por sedimentos terciários e quaternários periodicamente inundada pelas cheias dos rios Araguaia e Javaés. Em função da compartimentalização geológica e geomorfológica existe uma complexa dinâmica ambiental responsável por uma enorme diversidade biológica associada à planície do rio Araguaia (PORTELINHA, 2010, p. 31). Múltiplos processos naturais relacionados à erosão, transporte e deposição de sedimentos criam uma diversidade de ambientes que variam e se alteram ao longo do tempo e espaço. A planície de inundação tem uma dinâmica própria, e as espécies de quelônios aqui estudadas estão adaptadas a viver em condições que alternam períodos de cheia (inundação) e seca (formação das praias) (FERREIRA JÚNIOR & CASTRO, 2003, p. 450).

Os estudos abordados no presente capítulo foram realizados no entorno do Parque Nacional do Araguaia (Ilha do Bananal), em um trecho de aproximadamente 50 km do rio Javaés, Estado do Tocantins, e nas cinco praias localizadas à margem direita do rio (Canguçu, Comprida, Coco, Goiaba e Bonita – do sul para o norte, respectivamente - Figura 1). Durante as atividades de campo, foi utilizada como suporte a base do Projeto Quelônios da Amazônia (RAN/ICMBio), localizada na confluência entre o Riozinho e o rio Javaés, assim como as instalações do Centro de Pesquisa Canguçu, que atualmente é administrado pela Universidade Federal do Tocantins (UFT).

Figura 1. Área de estudo no entorno do Parque Nacional do Araguaia – TO. Adaptado de Sousa Segundo et al. (2015, p. 650).



A região é formada por um complexo ecótono que apresenta elementos do Cerrado e Floresta Amazônica, localizada entre duas importantes áreas protegidas da Amazônia brasileira: o Parque Nacional do Araguaia e a Área de Proteção Ambiental Ilha do Bananal/Cantão. A vegetação local caracteriza-se pela grande diversidade de formações, destacando-se áreas representativas dos biomas Cerrado e Floresta Amazônica, incluindo grandes áreas inundáveis, com alta diversidade biológica e ainda pouco conhecidas (MMA/IBAMA, 2001; SEPLAN, 2001).

O clima, segundo Köppen, é classificado como tropical úmido de transição (Aw), com duas estações bem definidas: o verão, de novembro a abril, meses em que predominam as chuvas, e o inverno, de maio a outubro, período que marca a seca. A precipitação anual é de 1.750 mm, e a temperatura média anual de 24°C, mantendo-se praticamente constante ao longo de todo o ano. A umidade relativa do ar registrada nas estações mais definidas é de aproximadamente 60% (julho) e 80% (épocas chuvosas), baseado em Borma et al. (2009).

Metodologia amostral

Para os estudos de ecologia populacional de *P. expansa* foram considerados os dados obtidos em campo entre agosto de 2004 e março de 2009 (PORTELINHA et al., 2014, p. 709) e entre 2010 e 2012. As amostragens entre 2004 e 2009 foram mensais e tiveram duração de oito dias cada, com amostragens diurnas nos meses de agosto a novembro (período reprodutivo) e nos meses de março e junho (período não-reprodutivo), totalizando 23 amostragens em campo durante todo o estudo. As amostragens realizadas entre os anos de 2010 e 2012 tiveram duração variada (entre dois e sete dias), com capturas durante os períodos reprodutivos e não reprodutivos, totalizando 15 viagens à campo. Para a espécie *P. unifilis*, foram considerados os dados coletados entre os anos de 2004 e 2008 (PORTELINHA, 2007, p. 17; ATAÍDES, 2009, p. 70) e entre os anos de 2012 (AIRES KARAJÁ, 2018, p. 24).

A captura dos indivíduos foi realizada através dos seguintes métodos: mergulho com captura manual, arrasto de rede e pesca com anzol sem fisga (PORTELINHA, 2007, p. 19; ATAÍDES, 2009, p. 70; PORTELINHA, 2010, p. 41; PORTELINHA et al., 2014, p. 708; AIRES KARAJÁ, 2018, p. 24). Para a marcação dos animais, estabeleceu-se um padrão numérico com a perfuração dos escudos marginais da carapaça (PORTELINHA, 2007, p. 22) utilizando uma furadeira elétrica portátil e brocas de diferentes diâmetros; após lavagem com álcool iodado, os indivíduos foram devolvidos ao rio nos mesmos locais de captura. A diferenciação sexual foi realizada pela observação dos escudos caudais do plastrão (que nas fêmeas formam uma fenda em “V” e nos machos em “U”) e a biometria dos quelônios foi realizada com fita métrica (precisão de 1 mm) e pesados com o auxílio de dinamômetro (precisão de 100 g), realizando-se medidas da carapaça e do plastrão (PORTELINHA et al., 2014, p. 709; ATAÍDES, 2009, p. 70).

Os trabalhos relacionados à ecologia reprodutiva abordados no presente capítulo foram realizados entre os anos de 2005 e 2012 por Salera Júnior (2005, p. 60), Ataídes (2009, p. 35), Prado (2010, p. 20), Portelinha (2010, p. 79), Malvasio et al. (2012, p. 105), Sousa Segundo (2012, p. 24), Portelinha et al. (2013, p. 232), Sousa Segundo et al. (2015, p. 649) e Lopes (2016, p. 25). Nestes locais, priorizados por serem as maiores áreas de nidificação de *P. expansa* e *P. unifilis* na região entre agosto e novembro, período reprodutivo das

espécies (MALVASIO et al., 2005, p. 15), procedeu-se o protocolo de busca e marcação dos ninhos conforme IBAMA (2016, p. 35), Portelinha et al. (2013, p. 232) e Sousa Segundo et al. (2015, p. 650).

Com o intuito de investigar as relações alométricas entre o tamanho das fêmeas, seus rastros e a forma dos ninhos, um estudo foi realizado com 30 fêmeas e seus respectivos ninhos na estação reprodutiva de 2008 (PORTELINHA et al., 2013, p. 232) e com 29 fêmeas no ano de 2011 (SOUSA SEGUNDO, 2012, p. 60). As fêmeas foram capturadas logo após a desova, no período noturno, e para cada indivíduo foram registados os dados biométricos (MALVASIO et al., 2005, p. 15). Os rastros deixados na areia foram mensurados de duas maneiras: o rastro das patas (rastro maior) e a largura da marca do plastrão (rastro menor; PORTELINHA, 2010, p. 82). No dia seguinte à desova e captura das fêmeas, os ovos dos ninhos foram medidos, sendo registrado o tamanho da ninhada e sua massa total, assim como as dimensões dos ninhos (PORTELINHA et al., 2013, p. 232). Após a eclosão, os ninhos foram abertos e calculou-se o período de incubação, o sucesso de eclosão e a massa relativa da ninhada. Todos os filhotes também foram medidos e pesados, considerando o mesmo padrão adotado para as fêmeas (PORTELINHA et al., 2013, p. 232). Obteve-se, além disso, a altura dos ninhos em relação ao nível do rio no dia da desova e seu perfil granulométrico, considerando 1 m de profundidade (SOUSA SEGUNDO, 2012, p. 60).

A caracterização dos locais de desova de *P. unifilis* foi realizada entre os anos de 2007 e 2009 (PRADO, 2010, p. 20) e os relativos a *P. expansa* nos anos de 2007 e 2014 (SOUSA SEGUNDO, 2012, p. 24; SOUSA SEGUNDO et al., 2015, p. 649; LOPES, 2016, p. 25), quando os autores realizaram um levantamento planialtimétrico e granulométrico do terreno onde os ninhos estavam inseridos. As informações acerca da planialtimetria se deram pela obtenção do perímetro das praias que, posteriormente, sofreram uma caracterização altimétrica (SOUSA SEGUNDO et al., 2015, p. 650) e granulométrica (SOUSA SEGUNDO et al., 2015, p. 650; ABNT, 1984, p. 2). Considerou-se como relevante as frações granulométricas que representaram mais de 20% da amostra (MALVASIO et al., 2002, p. 29; ATAÍDES, 2009, p. 44; PRADO, 2010, p. 23; SOUSA SEGUNDO et al., 2015, p. 650; LOPES, 2016, p. 28).

Com o objetivo de caracterizar morfometricamente e histologicamente as diferenças entre as gônadas de machos e fêmeas em recém-eclodidos de *P. expansa* e *P. unifilis*, foram coletados 272 filhotes de *P. expansa* na estação reprodutiva de 2005 (MALVASIO et al., 2012, p. 105) e 106 filhotes de *P. unifilis* em 2007 (ATAÍDES, 2009, p. 35). Os animais foram sacrificados em câmara de éter sulfúrico e dissecados, utilizando estereomicroscópio, através de remoção do plastrão para a exposição das vísceras e identificação das gônadas, que foram embebidas em formalina a 10% para a preparação histológica e procedimentos de coloração (MALVASIO et al., 2012, p. 105).

Metodologia analítica

Foram estudados os seguintes aspectos populacionais: razão sexual (proporção macho:fêmea), razão sexual funcional (somente indivíduos adultos), abundância relativa e taxa de captura (captura por unidade de esforço – CPUE) estrutura etária (ATAÍDES, 2009, p. 70; PORTELINHA, 2010; PORTELINHA et al., 2014, p. 709).

Para as relações alométricas, as variáveis morfométricas das fêmeas: Comprimento da carapaça, Largura da carapaça, Largura do plastrão e massa (Ccar, Lcar e Lpla, respectivamente) e dos rastros (Rastro maior e Rastro menor) foram utilizadas como independentes em relação às variáveis dos ninhos: Profundidade até o primeiro ovo, Profundidade da câmara dos ovos, Profundidade do ninho e Diâmetro do ninho (Prof 1, Prof 2, Prof 3 e Diam, respectivamente), das ninhadas (tamanho de postura, massa da ninhada, massa relativa da ninhada e sucesso de eclosão), dos ovos e dos filhotes. Também foram estabelecidas regressões utilizando as características físicas dos ninhos (Prof 1, Prof 2, Prof 3, Diam, Alt) como preditoras em relação às variáveis da ninhada (tamanho de postura, massa da ninhada, sucesso de eclosão). Todas as variáveis foram testadas por meio de regressão linear simples (SOUSA SEGUNDO, 2012, p. 60; PORTELINHA, 2010, p. 82; PORTELINHA et al., 2013, p. 233) e a estatística descritiva (média e desvio padrão) realizada no *software* Excel.

Para descobrir o modelo do padrão de distribuição dos ninhos (aglomerada ou dispersa) em cada praia, utilizou-se uma análise de cluster, aplicada a geoprocessamento, para os pontos dos ninhos através do método do vizinho mais próximo (distância euclidiana), conforme Negri, Dutra e Sant'Ana (2011, p. 2). Tal ferramenta age de maneira a suavizar a superfície de um plano onde estejam distribuídos pontos em SIG, e calcula a sua densidade na vizinhança circundante através de interpolações.

Todos os procedimentos em campo foram devidamente autorizados mediante licenças emitidas pelo Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO) do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) ao longo dos anos de estudo.

Resultados e discussão

Ecologia populacional

Apesar de diversas iniciativas conservacionistas para a proteção (principalmente dos ninhos) dos quelônios amazônicos (para revisão: IBAMA, 2016), poucos estudos avaliaram o estado de conservação e apresentaram informações precisas sobre as suas populações naturais (BATAUS, 1998, p. 28; FACHIN-TERÁN et al., 2003, p. 43; FACHIN-TERÁN & VOGT, 2004, p. 29; OSSA-VELÁSQUEZ, 2008, p. 78; ATAÍDES, 2009, p. 70; BERNHARD & VOGT, 2012, p. 495; BERNARDES et al., 2014, p. 89; PORTELINHA et al., 2014, p. 707; MIORANDO et al., 2015, p. 2071). É importante ressaltar que estudos de captura-recaptura e biometria, realizados em intervalos regulares, podem determinar taxas de nascimento, mortalidade, crescimento, tamanho populacional, evidenciando a estrutura, abundância e a dinâmica das populações.

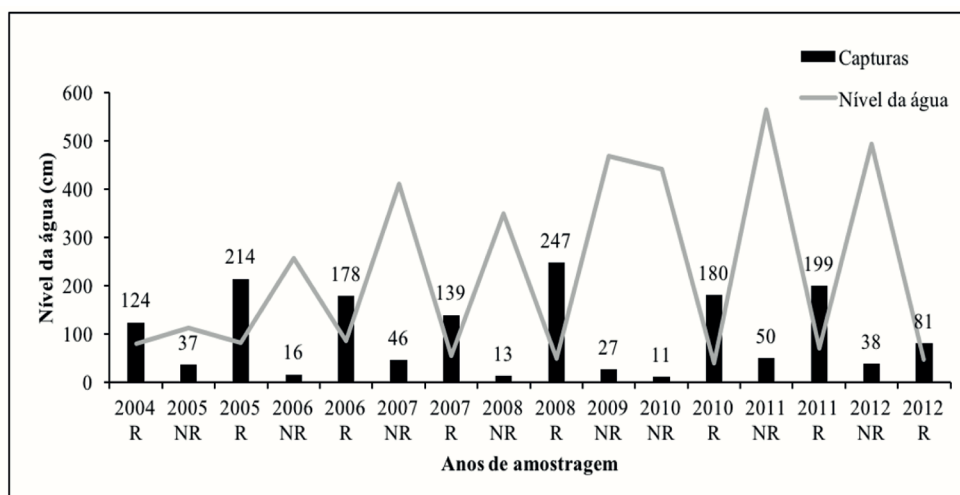
Durante os anos de estudo (2004 - 2012), foram capturados e marcados 1.025 indivíduos de *P. expansa* e 575 indivíduos de *P. unifilis* (Tabela 1). Destes, 1.362 foram capturados durante o período reprodutivo (estação seca) e 238 durante o período não-reprodutivo (estação chuvosa; Figura 2). A grande diferença provavelmente está associada a uma maior concentração dos animais próximo às praias de desova durante o período reprodutivo (VOGT, 2008, p. 10; IBAMA, 2016, p. 35) e também por ser a época de menor nível d'água, possibilitando um maior número de capturas (FACHÍN-TERÁN & VOGT, 2004, p. 34). Já no período não-reprodutivo, deve-se levar em consideração o aumento do nível da água do rio, com a possibilidade de os

quelônios ocuparem diferentes habitats, como lagos adjacentes (HERNÁNDEZ & ESPÍN, 2006, p. 426) e partes do rio de difícil acesso (igapós e alagados).

Tabela 1. Número de capturas de *P. expansa* e *P. unifilis* em cada período de amostragem, entre os anos de 2004 e 2012. * representa meses que não houveram saída de campo para captura da espécie.

Ano	Período	<i>P. expansa</i>	<i>P. unifilis</i>	Total
2004	Reprodutivo	94	30	124
2005	Não Reprodutivo	29	8	37
2005	Reprodutivo	120	94	214
2006	Não Reprodutivo	16	*	16
2006	Reprodutivo	149	29	178
2007	Não Reprodutivo	39	7	46
2007	Reprodutivo	*	139	139
2008	Não Reprodutivo	*	13	13
2008	Reprodutivo	171	76	247
2009	Não Reprodutivo	27	*	27
2010	Não Reprodutivo	11	*	11
2010	Reprodutivo	141	39	180
2011	Não Reprodutivo	39	11	50
2011	Reprodutivo	115	84	199
2012	Não Reprodutivo	23	15	38
2012	Reprodutivo	51	30	81
Total	-	1025	575	1600

Figura 2. Número de indivíduos de *P. expansa* e *P. unifilis* capturados e nível d’água do rio Javaés entre os anos de 2004 e 2012, para os períodos reprodutivo (R) e não-reprodutivo (NR).

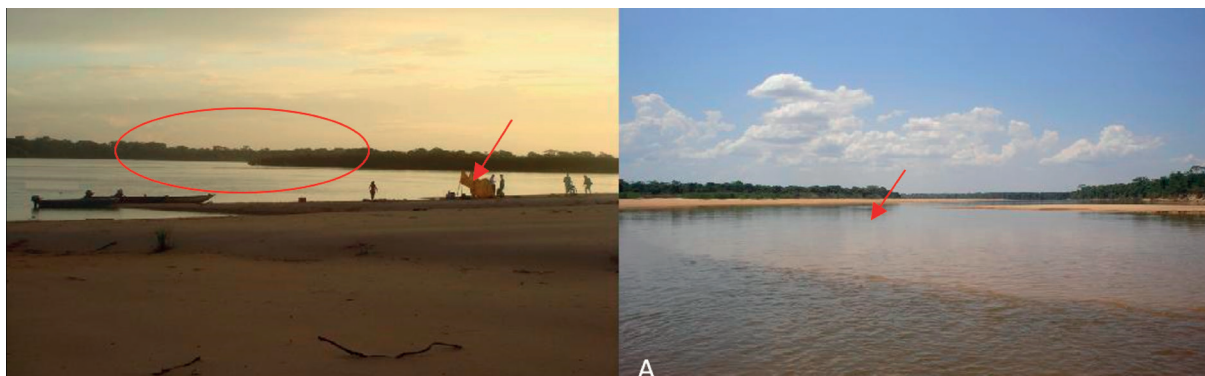


Uma grande variedade de métodos tem sido desenvolvida e empregada durante muitos anos para a captura de quelônios aquáticos (RUEDA-ALMONACID et al., 2007, p. 106; IBAMA, 2016, p. 79). Entre os métodos de captura utilizados para *P. expansa*, obteve-se: 798 (77,8%) capturas através do arrasto de rede, 210 (20,5%) pelo de mergulho e 17 (1,7%) capturas com a pesca com anzol sem fisga. Para a espécie *P. unifilis*, 493 (85,8%) indivíduos foram capturados pelo método de mergulho, 45 (7,8%) pela pesca e 37 (6,4%) através do arrasto de rede. No entanto, cabe ressaltar que o esforço amostral para cada método de captura foi diferente (arrasto de rede: 214 horas; mergulho: 162 horas; e pesca: 48 horas). O emprego conjunto de múltiplas técnicas durante as amostragens pode corrigir essas deficiências, desde que os métodos utilizados sejam detalhados claramente para elucidar suas possíveis limitações (RUEDA-ALMONACID et al., 2007, p. 106).

Durante o período de estudo foram recapturados apenas cinco indivíduos de *P. expansa* (0,5% da amostragem) e 41 indivíduos de *P. unifilis* (7,1% da amostragem). Para os indivíduos recapturados de *P. expansa*, observou-se uma média de deslocamento de $10 \pm 3,4$ km, sendo a maior distância percorrida de aproximadamente 15 km e o menor percurso de 7 km. Para *P. unifilis*, a maioria (87,8%) dos indivíduos recapturados encontravam-se no mesmo local da primeira captura e, em apenas cinco casos (12,2%), a uma distância de aproximadamente 0,8 km. O baixo número de recapturas possivelmente está associado às grandes rotas migratórias que a espécie apresenta (VOGT, 2008, p. 12) ou às altas taxas de exploração a que os indivíduos podem estar sujeitos na área estudada. Além disso, estudo prévios demonstraram que os deslocamentos dos quelônios amazônicos estão relacionados aos aspectos reprodutivos que, conseqüentemente, dependem da variação sazonal (estações seca/vazante e cheia/enchente) e do balanço hídrico (FACHIN-TERÁN & VOGT, 2004, p. 29; IBAMA, 2016, p. 35; LEÃO et al., 2019, p. 26). Um baixo índice de recaptura (inferior à 9%) também foi relatado para outras espécies amazônicas (ATAÍDES, 2009, p. 70; FACHÍN-TERÁN & VOGT, 2004, p. 34; FACHÍN-TERÁN et al., 2003, p. 57). Estudos de captura-recaptura e biometria, realizados em intervalos regulares, são desejáveis para a área de estudo, pois possibilitariam gerar estimativas mais precisas do tamanho populacional, determinar taxas de nascimento, mortalidade e crescimento, elucidando diferentes aspectos da ecologia dos quelônios.

Observou-se uma diferença em relação ao uso dos microhabitats no rio pelas espécies estudadas. Durante as capturas, a maioria dos indivíduos de *P. expansa* (72,6%) encontravam-se nas áreas denominadas “reentrâncias”, caracterizadas pela maior profundidade (> 4 m), correnteza lenta (águas calmas), e presença de vegetação marginal. Para *P. unifilis*, a maioria dos indivíduos capturados (73,2%) estavam em locais mais rasos (aproximadamente 50 cm) e com corrente mais rápida, próximo às praias de desova no leito do rio (Figura 3). Conhecer os habitats utilizados pelas espécies auxilia na determinação de novas áreas destinadas à conservação, assim como iniciativas para manter (ou restaurar) o equilíbrio dos níveis populacionais de quelônios aquáticos.

Figura 3. Locais onde ocorreu a maioria das capturas de *P. expansa* (A) e *P. unifilis* (B) no rio Javaés, Tocantins. A – No detalhe circular, áreas caracterizadas como reentrâncias; B – áreas caracterizadas por possuírem pouca profundidade; as setas indicam o leito do rio.



Dos 1.025 indivíduos capturados de *P. expansa* foi possível obter as medidas biométricas de 890 animais e dos 575 indivíduos de *P. unifilis* capturados foi avaliada a biometria de 466 animais. As médias biométricas e o desvio padrão encontrados podem ser observados na Tabela 2. Em termos gerais, para a espécie *P. expansa*, observou-se que o tamanho médio das fêmeas capturadas ($C_{car}: 37,8 \pm 17,6$) foi inferior ao tamanho dos machos ($C_{car}: 40,3 \pm 7,2$), apesar de as fêmeas apresentarem massa corporal média superior ($13,5 \pm 10,0$) à dos machos ($6,1 \pm 2,7$).

Para *P. unifilis*, foi observado tamanho médio e massa corporal média maiores nas fêmeas ($C_{car}: 30,8 \pm 4,8$; Massa: $2,6 \pm 1,2$) em comparação com os machos ($C_{car}: 21,9 \pm 2,5$; Massa: $0,9 \pm 0,3$), assim como verificado por Ataídes (2009) na mesma área de estudo. As fêmeas do gênero *Podocnemis* são maiores e mais pesadas que os machos (PRITCHARD & TREBBAU, 1984, p. 33). Esse fato ficou evidente para a população *P. unifilis* estudada como reportado por outros autores e locais dentro da Amazônia (FACHIN-TERÁN & VOGT, 2004, p. 38). No entanto, para a população de *P. expansa* estudada, as fêmeas foram menores que os machos, conforme reportado por Portelinha (2010) para a mesma área de estudo. Tal condição possivelmente pode estar relacionada a uma maior captura de fêmeas jovens e/ou de machos adultos para a população estudada. Vale apontar que as fêmeas adultas estão mais expostas à predação natural e antrópica na época reprodutiva, pois saem dos rios para nidificar no ambiente terrestre, aumentando a chance de captura (SALERA JR et al., 2009; PORTELINHA et al., 2014).

Tabela 2. Morfometria dos indivíduos de *P. expansa* e *P. unifilis* capturados no rio Javaés, Tocantins, entre os anos de 2004 e 2012. Alt: altura; APC: abertura plastrão-carapaça; Ccar: comprimento da carapaça; Cpla: comprimento do plastrão; Lcar: largura da carapaça; Lpla: largura do plastrão.

Variável	<i>P. expansa</i>		<i>P. unifilis</i>	
	♀ (N=536)	♂ (N=354)	♀ (N=234)	♂ (N=232)
Ccar (cm)	37,8 ± 17,6	40,3 ± 7,2	30,8 ± 4,8	21,9 ± 2,5
Cpla (cm)	29,9 ± 14,2	28,6 ± 4,6	23,9 ± 3,9	15,8 ± 1,7
Lcar (cm)	32,9 ± 14,8	35,2 ± 6,2	27,5 ± 4,4	30,6 ± 2,4
Lpla (cm)	21,1 ± 14,4	20,9 ± 3,7	15,1 ± 3,2	10,6 ± 1,3
Alt (cm)	12,1 ± 5,1	12,5 ± 4,1	10,2 ± 1,5	7,3 ± 0,7
APC (cm)	7,4 ± 3,7	10,5 ± 2,5	5,4 ± 1,1	4,8 ± 0,8
Massa (Kg)	13,5 ± 10,0	6,1 ± 2,7	2,6 ± 1,2	0,9 ± 0,3

O crescimento corporal dos répteis é uma função não-linear, apresentando taxas diferentes ao longo da vida e condicionados à fatores ambientais e genéticos (CHEN & LUE, 2002, p. 202). Foi possível observar um crescimento médio anual do comprimento da carapaça para *P. expansa* de $1,27 \pm 1,48$ cm, sendo $0,92 \pm 0,46$ cm para as fêmeas e de $1,44 \pm 1,86$ cm para os machos. Em função do baixo número amostral de recapturas em *P. expansa*, não foi possível comparar estatisticamente o crescimento entre os sexos, mas o mesmo padrão foi relatado por Portelinha (2010). O crescimento anual do comprimento da carapaça de *P. unifilis* foi superior nas fêmeas ($1,48 \pm 1,11$ cm) em comparação com os machos ($0,72 \pm 0,68$ cm), com um valor médio de $1,03 \pm 0,93$ cm. Ataídes (2009) também observou que o crescimento da carapaça de *P. unifilis* é maior nas fêmeas ($P=0,0088$). O maior intervalo de tempo entre as recapturas foi de cinco anos (2005-2010) para *P. expansa* e de três anos (2008-2011) para *P. unifilis*. Indivíduos que apresentaram crescimento inferior à 0,2 cm não foram considerados na amostragem, pois a diferença poderia representar apenas variações durante os procedimentos de biometria. Em termos gerais, para os quelônios, a taxa de crescimento corporal dos juvenis é superior quando comparada com os adultos, sendo que as fêmeas crescem mais rapidamente que os machos, fato geralmente associado às estratégias reprodutivas (LEGLER, 1993, p. 112).

Os quelônios são animais longevos e de crescimento contínuo, o que dificulta estimar a idade exata desses animais. Nesse sentido, a subdivisão e a utilização de classes de tamanho é uma estratégia viável e muito utilizada para representar a estrutura etária de uma população. A estrutura etária (baseada no comprimento da carapaça) dos indivíduos capturados na área de estudo apresentou um padrão unimodal para os machos de *P. expansa* e para os machos e fêmeas de *P. unifilis*. As fêmeas de *P. expansa* não apresentaram um padrão definido.

Os tamanhos mais frequentes para *P. expansa* estavam concentrados entre as classes 35 e 45 cm para os machos e entre 15 e 40 cm para as fêmeas. Já para *P. unifilis*, os machos estavam concentrados na classe de tamanho 20 cm e as fêmeas na de 30 cm (Figuras 4 e 5). Indivíduos com tamanho inferior à classe 10 cm não foram capturados durante os estudos.

Informações sobre a estrutura etária das populações estudadas indicam uma predominância de jovens, com distribuição unimodal e não definida para alguns casos, como observado por outros autores (FACHIN-TERÁN & VOGT, 2004, p. 39). Avaliar a estrutura etária das populações de quelônios que estão nas áreas de atuação dos projetos de conservação voltados à proteção de ninhos (ex.: Projeto Quelônios da Amazônia), poderia indicar os efeitos, resultados e eficácia dos mesmos. Além disso, tais informações poderiam indicar as populações mais vulneráveis e direcionar os esforços de proteção às áreas de maior importância.

Figura 4. Distribuição de frequência de classes de tamanho (comprimento da carapaça) de *P. expansa*. Linhas tracejadas indicam o início da maturidade sexual para os machos e linhas contínuas, para as fêmeas.

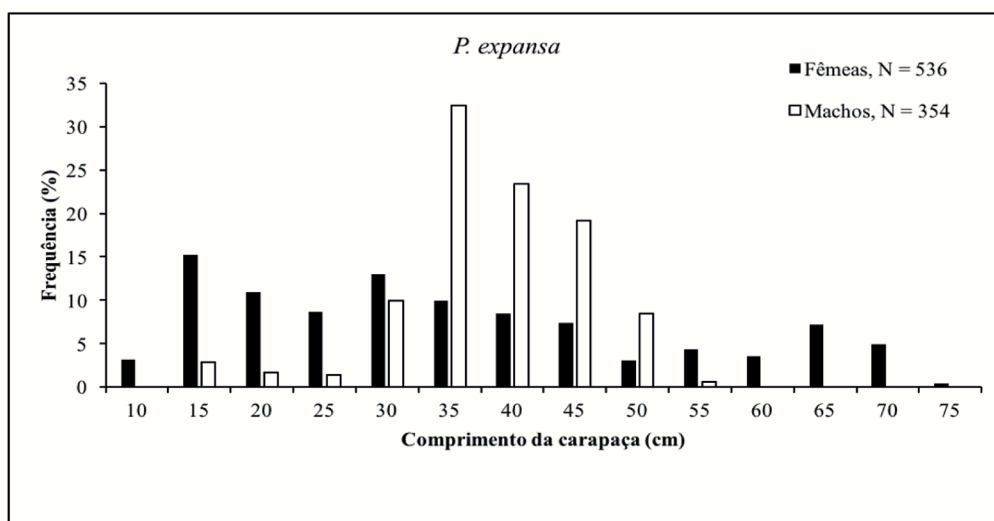
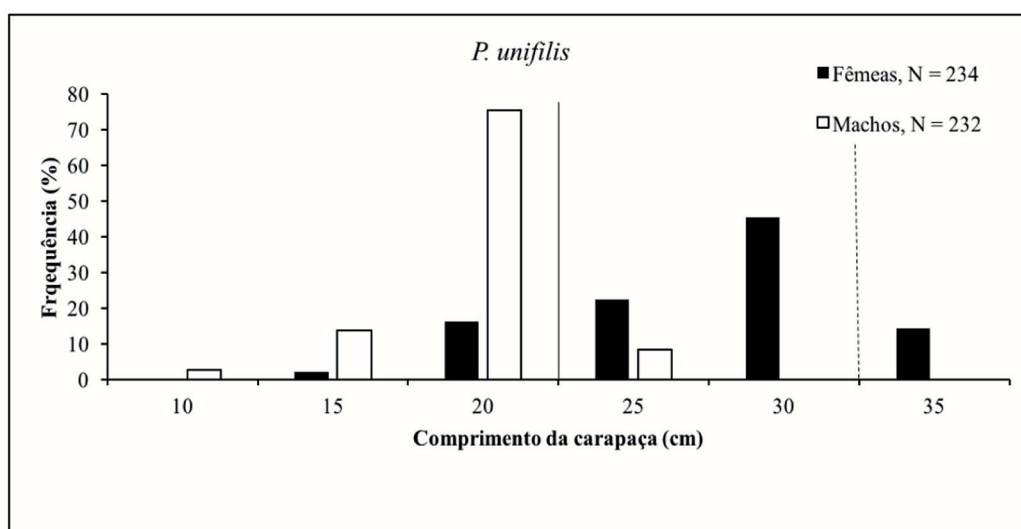


Figura 5. Distribuição de frequência de classes de tamanho (comprimento da carapaça) de *P. unifilis*. Linhas tracejadas indicam o início da maturidade sexual para os machos e linhas contínuas, para as fêmeas.



A densidade dos quelônios é muito variável entre as regiões da Amazônia, e dependem diretamente de aspectos ambientais e ecológicos, tais como: sazonalidade dos rios, período reprodutivo, caça, degradação de habitats e disponibilidade de recursos alimentares. Cabe

ressaltar que para a região Amazônica, existem poucos estudos que apresentaram informações sobre a densidade de quelônios na natureza (FACHIN-TERÁN et al., 2003, p. 57; ATAÍDES, 2009, p. 70; PORTELINHA et al., 2014, p. 711).

A maior abundância relativa para *P. expansa* no rio Javaés foi obtida com o método de arrasto de rede 3,7 animais/hora e para *P. unifilis* 3,0 animais/hora com o método de mergulho (Tabela 3). Os resultados obtidos de abundância relativa retratam o emprego dos métodos de acordo com a realidade do local estudado, podendo variar para outras regiões da Amazônia. Portanto, dependendo das características físicas e ambientais da área de estudo (ex.: vazão e profundidade do corpo hídrico, presença de galhos e vegetações aquáticas, etc.), o método de rede arrasto, por exemplo, necessitaria de adaptações ou poderia não representar a melhor opção para capturar *P. expansa* naquela área.

Vale a pena salientar que o esforço amostral (tempo empregado para cada método) foi variável ao longo dos anos (e meses) de amostragem, apesar dos resultados de abundância relativa representarem o melhor método de captura para cada uma das espécies estudadas naquela área. Essa informação é de extrema importância tanto para estudos de levantamento rápido, como para o monitoramento a longo prazo de populações de quelônios, indicando o método mais adequado a ser utilizado em função do tempo e recurso disponíveis. Outros métodos, como armadilhas e redes transmalha (IBAMA, 2016, p. 79) deveriam ser testados em estudos futuros com o intuito de avaliar a eficiência de captura dessas populações.

Tabela 3. Número de indivíduos de *P. expansa* e *P. unifilis* capturados por hora (abundância relativa), em função do método de captura utilizado, entre os anos de amostragem no rio Javaés, Tocantins.

Método	Horas	<i>P. expansa</i>		<i>P. unifilis</i>	
		N. capturas	Abundância relativa	N. capturas	Abundância relativa
Arrasto de rede	214	798	3,7	37	0,2
Mergulho	162	210	1,3	493	3,0
Pesca	48	17	0,3	45	0,9
Total	424	1.025	1,79 ± 1,74	575	1,38 ± 1,49

Para o cálculo da razão sexual funcional foram considerados somente os indivíduos que alcançaram a maturidade (GIBBONS, 1990, p. 178). Portanto, dos 890 indivíduos de *P. expansa* capturados, 311 estavam dentro dos limites da maturidade sexual (*P. expansa*: ♂ ≥ 40 cm e ♀ ≥ 50 cm) e dos 466 indivíduos de *P. unifilis*, 52 apresentavam tamanho de maturidade sexual (*P. unifilis*: ♂ ≥ 25 cm e ♀ ≥ 35 cm). Dos 311 indivíduos adultos de *P. expansa*, 183 eram machos e 128 eram fêmeas, apresentando uma razão sexual de aproximadamente 1,4:1 (♂:♀). Dentre os 52 indivíduos adultos de *P. unifilis*, 19 machos e 33 fêmeas, apresentando uma razão sexual de aproximadamente 0,5:1 (♂:♀). As populações estudadas portanto, eram constituídas, em sua maioria, por machos adultos para *P. expansa*, assim como observado por Bataus (1998, p. 46) e por fêmeas adultas para *P. unifilis*.

Alguns estudos populacionais com quelônios amazônicos observaram variações em quanto à composição de suas populações, com a predominância de indivíduos jovens

(HERNANDEZ & ESPÍN, 2006, p. 426) e adultos (BATAUS, 1998, p. 45; FACHIN-TERÁN et al., 2003, p. 57; FACHIN-TERÁN & VOGT, 2004, p. 38). Para os 890 indivíduos estudados de *P. expansa*, 65,1% (N=579) eram jovens e 34,9% (N=311) adultos. Já para *P. unifilis*, dos 466 indivíduos capturados, 88,8% (N=414) eram jovens e 11,2% (N=52) eram adultos. Portanto, as populações estudadas eram constituídas, em sua maioria, por indivíduos jovens. Essas variações poderiam ser explicadas em função dos métodos de captura utilizados, que poderiam gerar um viés nos dados coletados. Por outro lado, biologicamente, uma proporção maior de indivíduos adultos em uma população poderia indicar estabilidade, enquanto que populações jovens poderiam refletir o estado de recuperação após perturbações (ex.: predação, destruição de habitats, alteração do regime fluvial, etc.)

Ecologia reprodutiva

A área de estudo apresenta-se como um importante ambiente reprodutivo para *P. expansa* e *P. unifilis*. Historicamente conhecida pelo número de desovas, desde o ano de 1999 até 2012 foi monitorada e protegida pelo RAN/ICMBio (Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Répteis e Anfíbios) com uma intensificação de trabalhos a partir de 2005 pelo Grupo de Pesquisas Crocodilianos e Quelônios da Região Norte (CROQUE) da Universidade Federal do Tocantins. No entanto, alguns aspectos reprodutivos ainda precisam ser elucidados como: relações alométricas reprodutivas, localização e densidade dos ninhos nas praias de desova, abundância de fêmeas reprodutivas, uso do espaço por indivíduos adultos.;

As Figuras 6 e 7 apresentam alguns aspectos reprodutivos em um breve intervalo temporal para *P. expansa* e *P. unifilis*, respectivamente. Nota-se uma queda considerável no número de ninhos para as duas espécies a partir de 2010, fato que está relacionado a três fatores principais: diminuição na intensidade de monitoramento das praias, fator essencial para a identificação dos ninhos antes que a movimentação dos sedimentos os oculte; consequente marcação de um menor número de ninhos e presença de ações impactantes causadas por turistas durante os períodos de seca, como relatado por Sousa Segundo et al. (2013, p. 49). Portanto, o presente estudo não oferece subsídios suficientes para validar a hipótese de uma queda brusca real no número de ninhos e filhotes a partir daquele ano.

Figura 6. Relação entre o número de ninhos e filhotes de *P. expansa* entre os anos de 2005 e 2012.

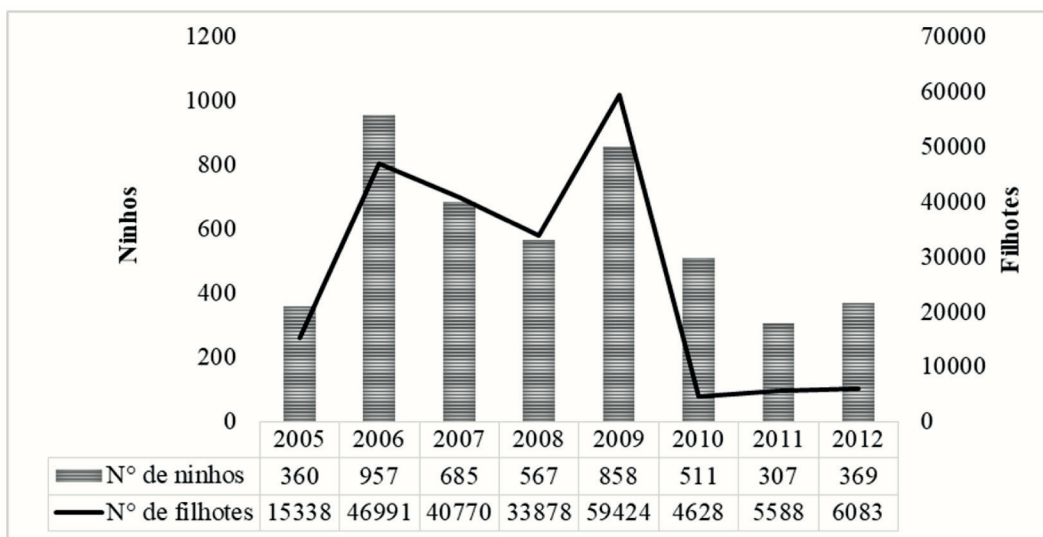
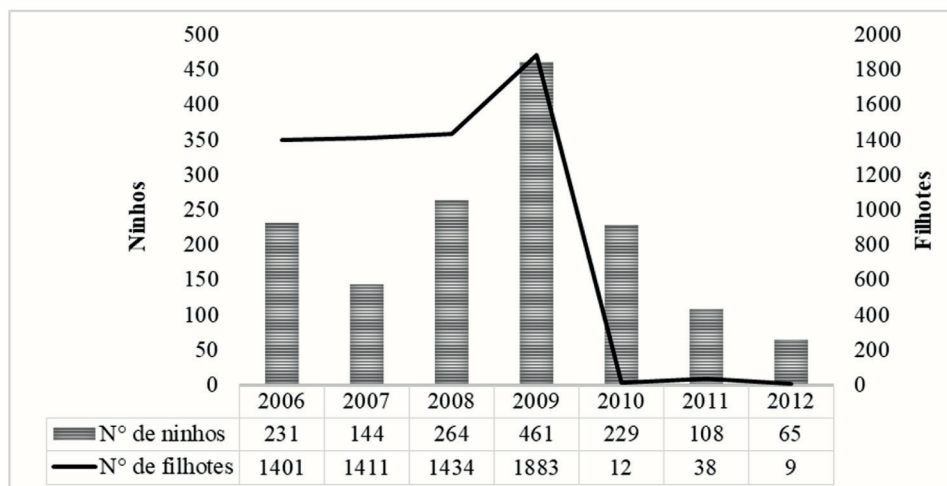


Figura 7. Relação entre o número de ninhos e filhotes de *P. unifilis* entre os anos de 2006 e 2012.



A Tabela 4 sumariza os dados apresentados por Portelinha (2010, p. 89), Portelinha et al. (2013, p. 233) e Sousa Segundo (2012, p. 66), referentes às dimensões diretas (medidas das fêmeas) e indiretas (rastros das fêmeas) para o estudo da alometria.

Tabela 4. Resumo das variáveis estudadas pelos autores. Prof 1 = Profundidade até o primeiro ovo. Prof 2 = Profundidade da câmara dos ovos. Prof 3 = Profundidade do ninho. CcarFi = Comprimento da carapaça do filhote. LcarFi = Largura da carapaça do filhote. LplaFi = Largura do plastrão do filhote. MassaFi = Massa do filhote. H = Altura do ninho em relação ao nível do rio.

VARIÁVEL	MÉDIA ± SD	
	Portelinha (2010, p. 89) e Portelinha et al. (2013, p. 233)	Sousa Segundo (2012, p. 66)
Ccar (cm)	71,1 ± 4,6	
Lcar (cm)	62,25 ± 4,4	
Lpla (cm)	38,5 ± 2,5	
Massa (cm)	29,1 ± 5,8	
Rastro maior (cm)	57,67 ± 5,8	48,08 ± 3,75
Rastro menor (cm)	20,42 ± 5,3	23,79 ± 2,05
Prof 1 (cm)	47,16 ± 10	39,71 ± 13,43
Prof 2 (cm)	31,8 ± 5,6	31,24 ± 6,32
Prof 3 (cm)	78,89 ± 14,1	70,95 ± 15,97
Diam (cm)	19,8 ± 5,2	19,78 ± 4,06
Tamanho postura (N)	106 ± 23,6	103,9 ± 25,35
Massa ninhada (Kg)	3,81 ± 1,1	

VARIÁVEL	MÉDIA ± SD	
	Portelinha (2010, p. 89) e Portelinha et al. (2013, p. 233)	Sousa Segundo (2012, p. 66)
Comp ovo (mm)	41,38 ± 1,5	
Larg ovo (mm)	38,81 ± 1,6	
Massa ovo (g)	36,46 ± 4,7	
CcarFi (mm)	48,16 ± 2,1	
LcarFi (mm)	44,32 ± 2,3	
LplaFi (mm)	34,61 ± 1,9	
MassaFi (g)	24,85 ± 2,9	
H (m)		2,82 ± 0,97

Na área de estudo, as fêmeas maiores deixam um maior rastro na areia ($P < 0,05$), mas a regressão linear não mostrou relação entre o rastro menor e as medidas das mesmas. Já a profundidade e o diâmetro dos ninhos não foram influenciadas pelo tamanho da fêmea, ao contrário do tamanho e da massa da ninhada, que apresentaram relação positiva com o tamanho da fêmea e com o rastro maior ($P < 0,05$) (PORTELINHA et al., 2013, p. 233). Sousa Segundo (2012, p. 69) por sua vez, utilizando apenas as medidas dos rastros, encontrou correlação positiva ($P < 0,05$) entre os rastros maior e menor e o tamanho da câmara dos ovos, não havendo, no entanto, correlação entre as dimensões dos rastros as demais dimensões dos ninhos. Bonach et al. (2006, p. 57), encontraram relação positiva entre o tamanho da fêmea (rastro maior) e a profundidade total do ninho, o que pode indicar que fêmeas maiores podem elaborar ninhos mais volumosos em termos de suas dimensões internas e tamanho das ninhadas, o que é observado pelos autores deste estudo.

A regressão apontou relação entre o sucesso de eclosão e o tamanho da fêmea, tampouco entre as características físicas dos ninhos, o tamanho e massa da ninhada e o sucesso de eclosão ou entre o tamanho dos filhotes e a morfometria das fêmeas (PORTELINHA et al., 2013, p. 233). No entanto, a massa do ovo está relacionada ao comprimento e à largura da carapaça ($P < 0,05$), o que pode indicar um maior investimento energético nas ninhadas por parte de fêmeas maiores. Sousa Segundo (2012, p. 69) também não observou correlação entre as dimensões dos ninhos e o tamanho da ninhada, apesar de a última ter se correlacionado positivamente ($P < 0,05$) com as dimensões dos rastros maior e menor, corroborando resultados encontrados por Portelinha et al. (2013, p. 233) e outros estudos com *P. expansa* (VALENZUELA, 2001, p. 368; BONACH et al., 2006, p. 65) e outros répteis (FORD, 1977, p. 118; BERNARDO, 1996, p. 216; IN DEN BOSCH E BOUT, 1998, p. 410; KING, 2000, p. 148).

Não foi observada diferença entre a granulometria dos sedimentos considerando o perfil de 1 m de profundidade dos ninhos, ou seja, o percentual de areia grossa ou fina parece não influenciar na forma e tamanho dos ninhos de *P. expansa* (SOUSA SEGUNDO, 2012, p. 70). O autor também não encontrou relação entre o tamanho dos rastros e a altura do terreno em que o ninho se encontrava. A maximização da sobrevivência do embrião é um dos motivos apontados por Refnider e Janzen (2010, p. 48) pelos quais os ninhos se alocam de uma maneira não randômica nos ambientes de nidificação. Neste sentido, possivelmente as fêmeas mais velhas empenhariam um maior investimento na segurança e elaboração de suas ninhadas,

uma hipótese que não pôde ser validada no presente estudo.

As praias de desova de *P. expansa* e *P. unifilis* foram caracterizadas considerando principalmente os fatores altura (m), inclinação (graus) e granulometria dos sedimentos (SOUSA SEGUNDO et al., 2015, p. 650). As Figuras 8, 9 e 10 ilustram a variação dos intervalos destas variáveis considerando os ambientes como um todo. A maior parte dos ambientes disponíveis para a nidificação estavam sob um intervalo de 0 a 2 m de altura, 0° a 1° de inclinação e apresentou granulometria com maiores percentuais para areia muito grossa, areia grossa e areia média. Todas as praias foram consideradas, observando as classificações de Novo (2008, p. 225), como barras em pontal, formadas na margem côncava do meandro e com maior índice de sedimento grosso e médio, formas instáveis e maior declividade em direção à jusante.

Figura 8. Percentual de áreas disponíveis considerando os intervalos de altura dos ambientes de nidificação.

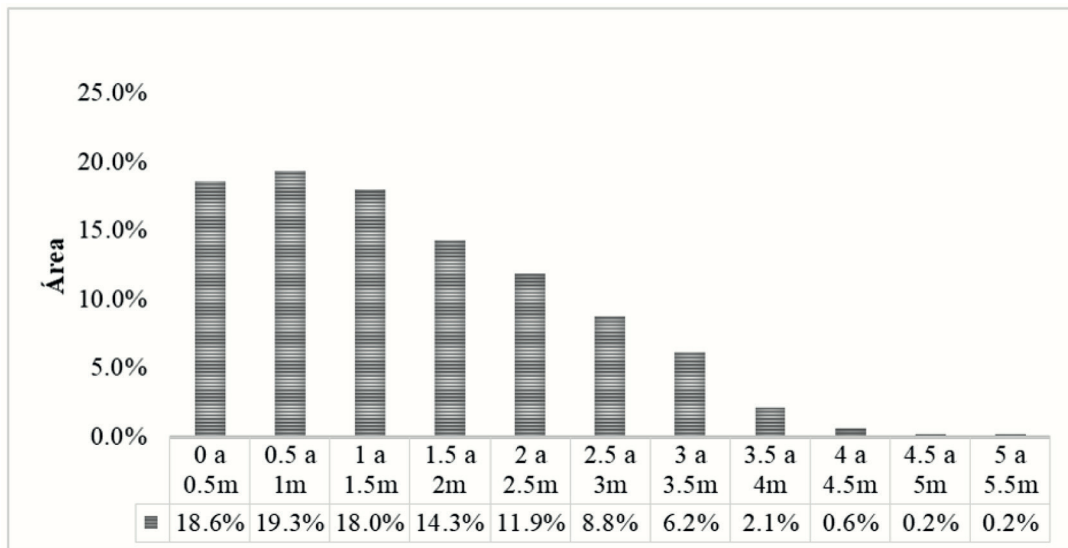


Figura 9. Percentual de áreas disponíveis considerando os intervalos de inclinação dos ambientes de nidificação.

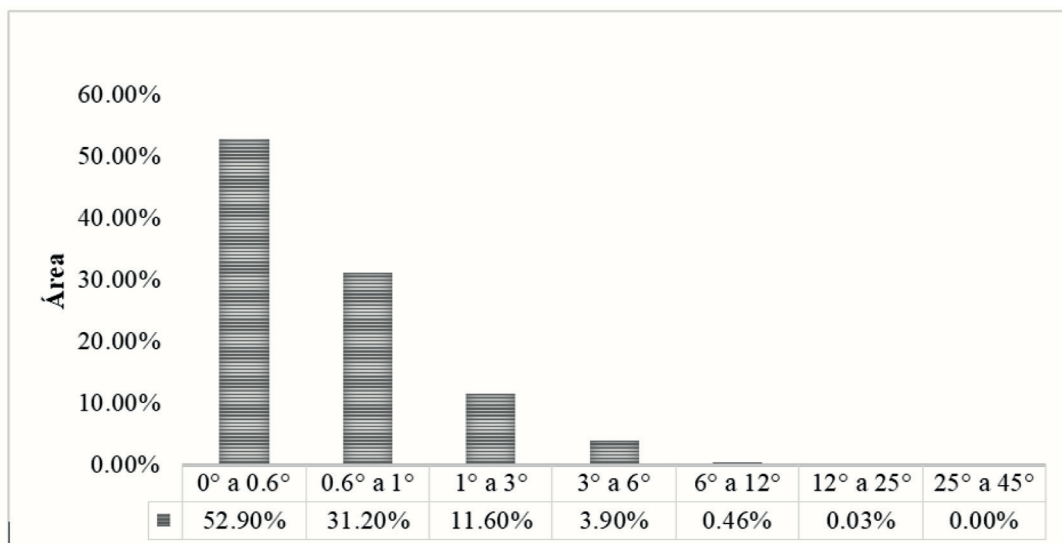
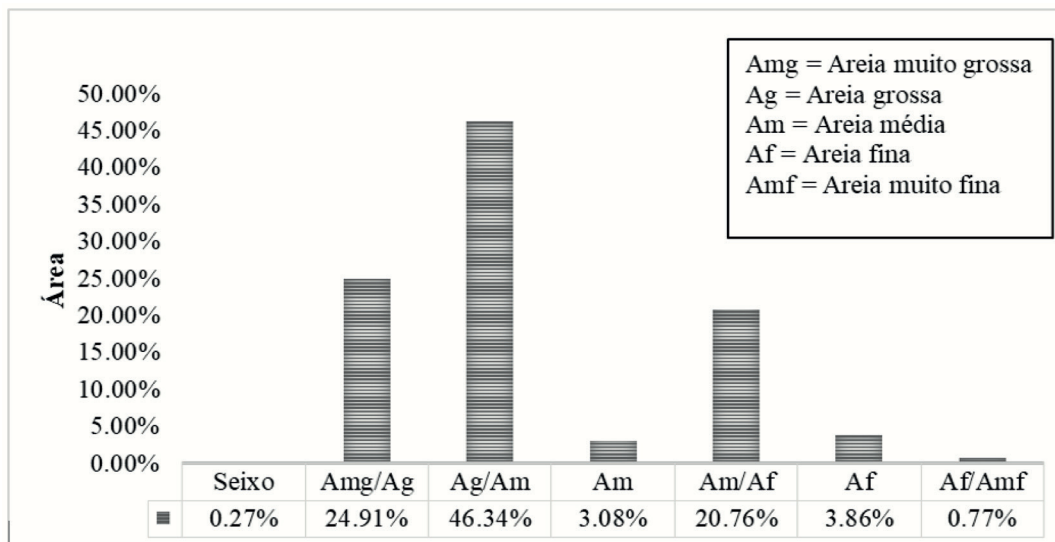


Figura 10. Percentual de áreas disponíveis considerando as variações de granulometria dos ambientes de nidificação.



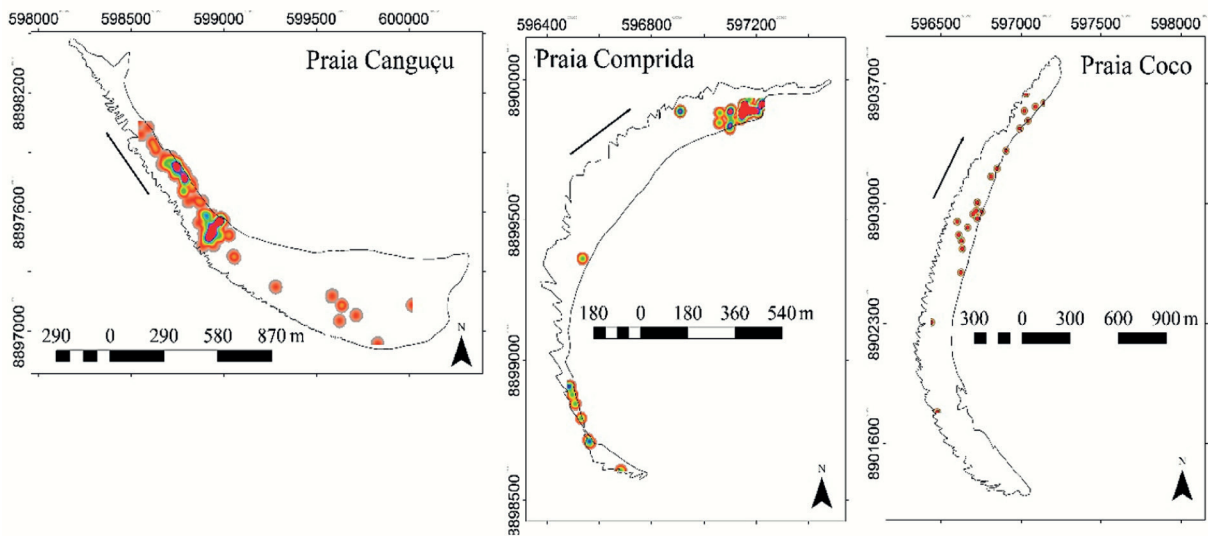
Na área de estudo, entre os anos de 2007 e 2009, foram identificados 655 ninhos de *P. unifilis*, dos quais 473 foram monitorados (PRADO, 2010, p. 25). Tais ninhos apresentaram, em média, 0,99 m de altura em relação ao nível do rio em áreas planas (63,06%) ou na base de dunas, logo abaixo da inclinação principal (36,93%), com granulometria variando entre areia média e areia grossa. Para o trecho estudado do rio Javaés, *P. unifilis* apresenta um comportamento de seleção bastante generalista, corroborando Pantoja-Lima (2007, p. 40) em estudo realizado no rio Purus.

Contudo, foi observada uma alta seletividade de *P. expansa* em relação a seus ambientes de desova, relacionada principalmente à altura do mesmo. Foram estudados 261 ninhos em 2011 (SOUSA SEGUNDO et al., 2015, p. 249) e 38 ninhos em 2014 (LOPES, 2016, p. 29), tais dados encontram-se sumarizados na Tabela 5. A análise de cluster mostrou um padrão altamente aglomerado nas praias Canguçu ($p = 0,006$), Comprida ($p = 0,005$) e Coco ($p = 0,001$) (Figura 11), demonstrando a existência de características diferenciadas nesses locais, como inclinação e altura, que influenciam a preferência de nidificação, corroborando diversos estudos com a espécie (ALHO et al., 1984, p. 305; FERREIRA JUNIOR & CASTRO, 2003, p. 445; 2005, p. 212; 2006, p. 258; CINTRA & YAMASHITA, 1989, p. 65; MALVASIO et al. 2005, p. 15).

Tabela 5. Resumo das variáveis estudadas pelos autores nas referidas praias nidificadas por *P. expansa*. Amg = areia muito grossa. Ag = areia grossa. Am = areia média.

VARIÁVEIS	MÉDIA / %	
	Sousa Segundo (2012, p. 36). Sousa Segundo et al. (2015, p. 253).	Lopes (2016, p. 65).
Altura do ninho (m)	2,45	3,8
Inclinação do ninho	84,3% entre 0° e 3°	
Granulometria	74,7% entre Amg e Am	100% entre Ag e Am

Figura 11. Análise de cluster com padrão aglomerado de ninhos para as praias Canguçu, Comprida e Coco. (Adaptado de Sousa Segundo et al., 2015, p. 652).



Em relação aos estudos de histologia, para determinação sexual a partir da visualização das estruturas reprodutivas, foram analisados 187 indivíduos de *P. expansa* e 98 de *P. unifilis* no total. Não foram observadas diferenças histológicas entre as gônadas de *P. expansa* e *P. unifilis*, demonstrando a possibilidade de utilizar os mesmos critérios de diferenciação entre machos e fêmeas para as duas espécies (MALVASIO et al., 2012, p. 170).

Observou-se a presença de células esféricas no interior de estruturas tubulares para os testículos (Figura 12) e folículos ovarianos, caracterizados por áreas ovaladas com núcleo amplo, distinguindo as ovogônias, nos ovários (Figura 13) (MALVASIO et al., 2012, p. 107; ATAÍDES, 2009, p. 54). Os resultados obtidos corroboram com Danni e Alho (1985, p. 635) e Malvasio et al. (2002, p. 27), que encontraram basicamente ovários mais largos que testículos nas análises microscópicas, sendo possível a identificação sexual a partir da observação morfológica da gônada, no entanto a histologia ainda é um método considerado mais seguro e com menor margem de erro para a identificação sexual de recém-eclodidos em quelônios.

Figura 12. Fotomicrografia do aparelho reprodutivo feminino de *P. expansa*. a = epitélio germinativo, b = ovogônias, c = folículos ovarianos. (Adaptado de MALVASIO et al., 2012, p. 108).

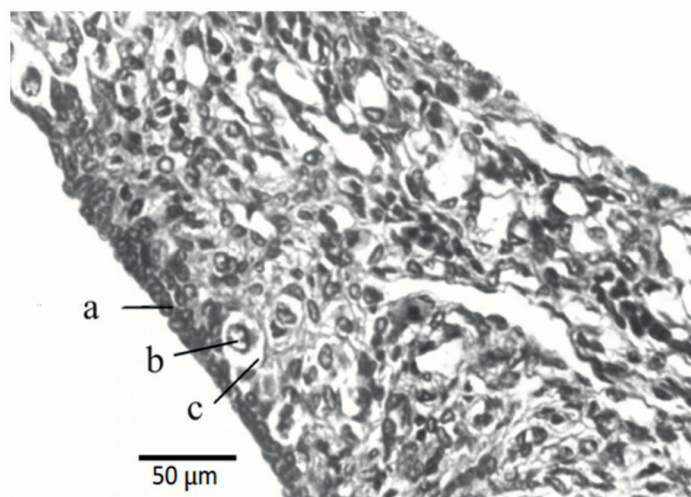
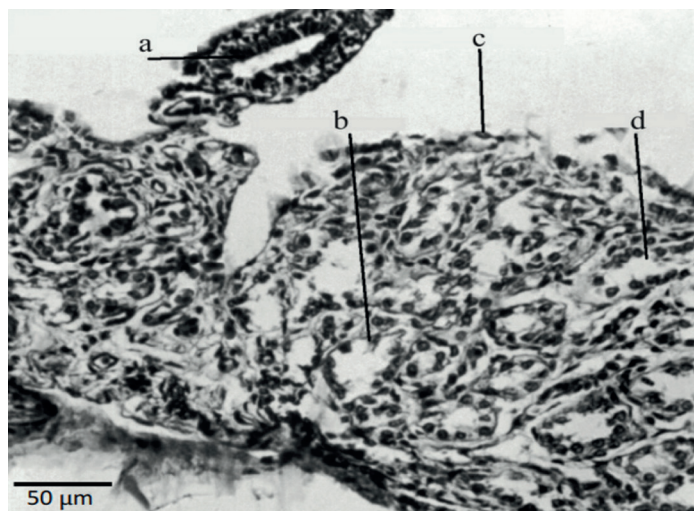


Figura 13. Fotomicrografia do aparelho reprodutivo masculino de *P. expansa*. a = oviduto remanescente, b = células de Sertoli, c = epitélio pavimentoso simples, d = túbulos seminíferos. (Adaptado de MALVASIO et al., 2012, p. 109).



Considerações finais e recomendações para trabalhos futuros

Os estudos de longo prazo sobre as populações de quelônios e sua reprodução na Bacia do rio Araguaia/Tocantins são muito relevantes para a conservação desse grupo, pois as ações antrópicas sobre as espécies são contínuas, além da contribuição que os dados obtidos apresentam em relação às práticas de manejo e direcionamento de novos estudos. Vale ressaltar que a área de estudo apresenta-se como um importante ambiente reprodutivo para *P. expansa* e *P. unifilis* e é historicamente conhecida pelo número de desovas e pela importante relação que estas espécies possuem com as comunidades indígenas e ribeirinhas da região, além de fazer parte do Projeto Quelônios da Amazônia (PQA/IBAMA), desde os anos de 1980 até 2012. Dentro da região Amazônica, existem poucas áreas de estudo que contemplem uma série histórica de dados relacionados à ecologia populacional e reprodutiva de quelônios. Além disso, cabe ressaltar que nos últimos anos houve uma redução das áreas monitoradas por projetos de manejo conservacionistas, gerenciados pelas agências governamentais ambientais.

Em relação aos resultados do referido trabalho, pode-se ressaltar algumas questões como:

1. o baixo número de recapturas em *P. expansa* e *P. unifilis*, que pode indicar uma relevante exploração dessas espécies na área estudada, apesar dos aspectos migratórios e do tamanho populacional poderem influenciar nesta constatação. Com isso, pode-se indicar estudos de consumo de quelônios na região, além de pesquisas com telemetria, migração e área de vida.
2. a diferença observada quanto ao uso dos microhabitats no rio, já que *P. expansa*, em sua maioria, ocupa as “reentrâncias”, ambientes com maior profundidade, enquanto *P. unifilis*, ocupa locais mais rasos. Neste sentido, as espécies estão ocupando diferentes nichos ecológicos, onde o uso diferenciado no rio facilita a

sobrevivência de ambas ao longo do tempo.

3. a redução considerável no número de ninhos para as duas espécies a partir de 2010, fato que está relacionado a três fatores principais: diminuição na intensidade de monitoramento das praias pelos agentes de praia do PQA; consequente marcação de um menor número de ninhos e presença de ações impactantes causadas por turistas durante os períodos de seca.
4. a determinação sexual das espécies *P. expansa* e *P. unifilis* é ambiental, com isso, possíveis mudanças climáticas numa região podem alterar a razão sexual e comprometer a população em médio e longo prazo. Neste sentido, estudos morfológicos e histológicos das gônadas, além de outras técnicas devem ser aprimorados.

Os dados obtidos nestes anos com a parceria entre o grupo CROQUE/UFT, o Centro de Pesquisa Canguçu/UFT/Instituto Ecológica, o IBAMA, o ICMBio e o NATURATINS, têm contribuído com o conhecimento científico e conservação dos quelônios, especialmente na ecologia populacional e reprodutiva. Portanto, é imprescindível que novas temáticas sejam abordadas, tais como: metapopulação; área de vida; uso do hábitat; estudos moleculares; ecologia isotópica; ecologia alimentar; nível trófico; riqueza de espécies; uso dos quelônios pelas comunidades; e educação ambiental. A partir desses novos estudos, os conhecimentos científicos serão ampliados, colaborando, portanto, com o manejo das espécies, a manutenção dos ecossistemas e a garantia de recursos à sociedade.

Referências

AIRES KARAJÁ, A. I. D. **Estudo Populacional e Caracterização de Micro-habitat de Podocnemis unifilis (Troschel, 1848) (Testudines, Podocnemididae), no Entorno do Parque Nacional do Araguaia, Tocantins**. 2018. 49 p. Monografia (Bacharelado em Engenharia Ambiental) - Fundação Universidade Federal do Tocantins, Palmas, 2018.

ALHO, C. J. R.; DANNI, T. M. S.; PÁDUA, L. F. M. **Influência da temperatura de incubação na determinação do sexo da Tartaruga da Amazônia *Podocnemis expansa* (Testudines, Pelomedusidae)**. Revista Brasileira de Biologia, v. 44, n. 3, p. 305 – 311, 1984.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **Análise granulométrica: método de ensaio**. NBR 7181. 15p., 1984.

ATAIDES, A. G. **Parâmetros populacionais, aspectos reprodutivos e importância socioeconômica de *Podocnemis unifilis* (TROSCHER,1848) (Testudines, Podocnemididae), no entorno do Parque Nacional do Araguaia, Tocantins**. 2009. 154 p. Dissertação (Mestrado em Ciências do Ambiente) – Programa de Pós-Graduação em Ciências do Ambiente, Universidade Federal do Tocantins, Palmas, 2009.

BATAUS, Y.S.L. **Estimativa de parâmetros populacionais de *Podocnemis expansa* (SCHWEIGGER, 1812) no rio Crixas-açu (GO) a partir de dados biométricos**. 1998. 58 p. Dissertação (Mestrado em Biologia) – Faculdade de Ecologia, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 1998.

BERNARDES, V. C. D. et al. **Abundance and Population Structure of *Podocnemis erythrocephala* (Testudines, Podocnemididae) in the Unini River, Amazonas.** Chelonian Conservation and Biology, n. 13, p. 89-95, 2014.

BERNARDO, J. **The particular maternal effect of propagule size, especially egg size: patterns, models, quality of evidence and interpretations.** American Zoologist, v. 36, p.216–236, 1996.

BERNHARD, R.; VOGT, R. C. **Population Structure of the Turtle *Podocnemis erythrocephala* in the Rio Negro Basin, Brazil.** Herpetologica, n. 68, p. 491-504, 2012.

BONACH, K. et al. **Effect of translocation on egg viability of the Giant Amazon River Turtle, *Podocnemis expansa*.** Chelonian Conservation and Biology, v. 4, n. 3, p.712–715, 2003.

BONACH, K.; PIÑA, C. I.; VERDADE, L. M. **Allometry of reproduction of *Podocnemis expansa* in Southern Amazon basin.** Amphibia-reptilia, v. 27, p.55-61, 2006.

BORMA, L. S.; DA ROCHA, H. R.; CABRAL, O. M.; VON RANDOW, C.; COLLICCHIO, E.; KURZATKOWSKI, D.; BRUGGER, P. J.; FREITAS, H.; TANNUS, R.; OLIVEIRA, L.; RENNO, C. D.; ARTAXO, P. **Atmosphere and hydrological controls of the evapotranspiration over a floodplain forest in the Bananal Island region, Amazonia.** Journal of Geophysical Research, v. 114, G01003, 12p. 2009.

CHEN, T.; LUE, K. **Growth Patterns of the Yellow-Margined Box Turtle (*Cuora flavomarginata*) in Northern Taiwan.** Journal of Herpetology, Columbus, v. 36, n. 2, p. 201–208, 2002.

CINTRA, R.; YAMASHITA, C. **Notes on the nesting ecology of *Platemys macrocephala* in the Brazilian Pantanal.** Herpetological Review, Brasil, v. 20, n. 3, p.65-66, 1989.

COSTA, H. C.; BÉRNILS, R. S. **Répteis do Brasil e suas Unidades Federativas: Lista de espécies.** Herpetologia Brasileira, v. 8, n. 1, p. 11-57, 2018.

DANNI, T. M. S.; ALHO, C. J. R. **Estudo Histológico da Diferenciação Sexual em Tartarugas Recém Eclodidas (*P. expansa*, Pelomedusidae).** Revista Brasileira de Biologia, v. 45, n. 3, p. 365-368, 1985.

DORNAS, T. **Compilação dos registros de quelônios, crocodilianos e aves do estado do Tocantins: biodiversidade e lacunas de conhecimento.** 2009. 15 p. Dissertação (Mestrado em Ciências do Ambiente) – Programa de Pós-Graduação em Ciências do Ambiente, Universidade Federal do Tocantins, Palmas, 2009.

DUPRE, A.; DEVAUX, B.; BONIN, F. **Turtles of the world.** London: A & C Black Publishers, 2007. 416 p.

ERNST, C.H.; BARBOUR, R.W. **Turtles of the World.** Washington D.C.: Smithsonian Institution Press, 1989. 313 p.

FACHÍN-TERÁN, A.; VOGT, R.C. **Estrutura populacional, tamanho e razão Sexual de *Podocnemis unifilis* (Testudines, Podocnemididae) no rio Guaporé (RO), norte do Brasil.** Phyllomedusa, Belo Horizonte, v. 3, n. 1, p. 29-42, 2004.

FACHÍN-TERÁN, A.; VOGT, R.C.; THORBJARNARSON, J.B. **Estrutura populacional, razão sexual e abundância de *Podocnemis sextuberculata* (Testudines, Podocnemididae) na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, Amazonas, Brazil.** Phyllomedusa, Belo Horizonte, v. 2, n. 1, p. 43-63, 2003.

FERREIRA JUNIOR, P. D.; CASTRO, P. de T. A. **Geological control of *Podocnemis expansa* and *Podocnemis unifilis* areas in Javaés river, Bananal Island, Brazil.** Acta Amazonica, v. 33, n. 3, p. 445 – 468, 2003.

FERREIRA JUNIOR, P. D.; CASTRO, P. de T. A. **Nest Placement of the giant amazon river turtle, *Podocnemis expansa*, in the Araguaia River, Goiás State, Brazil.** Ambio, v. 34, n. 3, p. 212 – 217, 2005.

FERREIRA JUNIOR, P. D.; CASTRO, P. de T. A. **Geological characteristics of the nesting areas of the giant amazon river turtle (*Podocnemis expansa*) in the Crixás-Açu River in Goiás State, Brazil.** Acta Amazonica, v. 36, n. 2, 249 – 258, 2006.

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

FORD, N. B. **Clutch size and of young in the Mexican garter snake, *Thamnophis melanogaster* (Reptilia, Serpentes, Colubridae).** Herpetological Review, v. 8, n. 4, p. 118, 1977.

GIBBONS, J.W. **Sex ratios and their significance among turtle populations** In: GIBBONS, J.W. (Ed.). **Life history and ecology of the slider turtle.** Washington: Smithsonian Institution Press, 1990. p. 171-182.

HERNÁNDEZ, O.; ESPÍN, R. **Efectos del reforzamiento sobre la población de tortuga arrau (*Podocnemis expansa*) en el Orinoco Medio, Venezuela.** Interciencia, Caracas, v. 31, n. 6, p. 424-430, 2006.

IBAMA. **Projeto quelônios da Amazônia 10 anos.** Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis: Brasília, 1989. 119 p.

IBAMA. **Manejo conservacionista e monitoramento populacional de quelônios amazônicos.** Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis: Brasília, 2016. 136p.

ICMBIO. **Diagnóstico de fauna-** Avaliação científica do risco de extinção da fauna brasileira. Coordenação de Avaliação do Estado de Conservação da Biodiversidade. ICMBIO, Brasília, 40p. 2014.

IN DEN BOSCH, H. A.; BOUT, R. G. **Relationships between maternal size, egg size, clutch size, and hatchling size in European lacertid lizards.** Journal of Herpetology, v. 32, n. 3, p.410-417, 1998.

IUCN. **INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE AND NATURAL RESOURCES** – IUCN. IUCN Red List of Threatened Species. 2019. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acesso em: 01 jun. 2019.

KING, R. B. **Analyzing the relationship between clutch size and female body size in reptiles.** Journal of Herpetology, v. 34, n. 1, p. 148 – 150, 2000.

LEÃO, S. P.; FAMELLI, S.; VOGT, R. C. **Home range of Yellow-Spotted Amazon river turtle (*Podocnemis unifilis*)** (Testudines: Podocnemididae) in the Trombetas River Biological Reserve, Pará, Brazil. *Chelonian Conservation and Biology*, v. 18, n. 1, p. 10-18, 2019.

LEGLER, J.M. **Morphology and Physiology of the Chelonia**. In: GLASBY, C.J.; ROSS, G.J.B.; BEESLEY, P.L. (Ed.). **Fauna of Australia**. Canberra: Australian Government Publishing Service, 1993. chap.16, p.108-119.

LOPES, T. K. M. **Estudo da característica estrutural das praias de nidificação de *Podocnemis expansa* e dos impactos potenciais decorrentes da atividade antrópica em áreas ribeirinhas na bacia do Araguaia - TO**. 2016. 80 p. Dissertação (Mestrado em Ciências do Ambiente) – Programa de Pós-Graduação em Ciências do Ambiente, Universidade Federal do Tocantins, Palmas, 2016.

MALVASIO, A. et al. **Morfologia dos órgãos reprodutores de recém-eclodidos de *Podocnemis expansa* (Schweigger, 1812) e *P. unifilis* (Troschel, 1848) (Testudines, Pelomedusidae)**. Publicações Avulsas do Instituto Pau Brasil de História Natural. v. 05, p. 27-37, 2002.

MALVASIO, A. et al. **Comportamento e preferência alimentar em *Podocnemis expansa* (Schweigger), *P. unifilis* (Troschel) e *P. sextuberculata* (Cornalia) em cativeiro (Testudines, Pelomedusidae)**. *Revista Brasileira de Zoologia*, Curitiba, v. 20, n. 1, p. 161-168, 2003.

MALVASIO, A. et al. **Análise da interferência do manuseio dos ovos no índice de eclosão e no padrão de escutelação do casco e as correlações encontradas entre as medidas das covas, ovos e filhotes em *Podocnemis expansa* (Schweigger, 1812) e *P. unifilis* (Troschel, 1848) (Testudines, Pelomedusidae)**. Publicações avulsas do instituto Pau Brasil, n. 8 – 9, p.15–38, 2005.

MALVASIO, A. et al. **Morfometria e histologia das gônadas de machos e fêmeas recém eclodidos de *Podocnemis expansa* e *Podocnemis unifilis* (Testudines, Podocnemididae)**. *Acta Scientiarum. Biological Sciences (Online)*, v. 34, p.105-112, 2012.

MIORANDO et al. **Effects of Community-Based Management on Amazon River Turtles: A Case Study of *Podocnemis sextuberculata* in the Lower Amazon Floodplain, Pará, Brazil**. *Chelonian Conservation and Biology*, n.12, p. 143-150, 2013.

MIORANDO et al. **Population structure and allometry of *Podocnemis unifilis* (Testudines, Podocnemididae) in a protected area upstream Belo Monte dam in Xingu River, Brazil**. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, n. 87, p. 2067-2079, 2015.

MMA/IBAMA – Ministério do Meio Ambiente/Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 2001. **Plano de Manejo do Parque Nacional do Araguaia**. Brasília – DF.

NEGRI, R.G., DUTRA, L.V., SANT'ANNA, S.J.S. (2011): **Desenvolvimento de função Kernel para aplicação de SVM na classificação baseada em regiões**. In: **XI Workshop de computação aplicada**. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE).

NOVO, E. M. L. M. **Ambientes Fluviais**. In: FLORENZANO, Tereza G. **Geomorfologia: Conceitos e Tecnologias Atuais**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. p. 219-245.

OSSA-VELÁSQUEZ, J.L.D.L. **Ecologia e Conservação de *Peltocephalus dumerilianus* (Testudines Podocnemididae) em Barcelos, Amazonas, Brasil.** 2008. Tese de Doutorado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Universidade Federal do Amazonas, AM, Brasil. 2008.

PANTOJA-LIMA, J. **Aspectos da ecologia reprodutiva de *Podocnemis expansa*, *Podocnemis sextuberculata* e *Podocnemis unifilis* (Testudines, Podocnemididae) na Reserva Biológica do Abufari, Amazonas, Brasil.** 2007. 74p. Dissertação (Mestrado em Biologia Tropical e Recursos Naturais) - Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia - INPA, Manaus, 2007.

PORTELINHA, T.C.G. **Estudo das populações de *Podocnemis expansa* e *Podocnemis unifilis* no rio Javaés, Tocantins.** 2007. 75 p. Monografia (Bacharelado em Engenharia Ambiental) - Fundação Universidade Federal do Tocantins, Palmas, 2007.

PORTELINHA, T. C. G. **Estrutura populacional e alometria reprodutiva de *Podocnemis expansa* (Testudines, Podocnemididae) no entorno do Parque Nacional do Araguaia, Tocantins.** 2010. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Ecologia de Agroecossistemas, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

PORTELINHA, T. C. G. et al. **Reproductive Allometry of *Podocnemis expansa* (Testudines: Podocnemididae) in Southern Brazilian Amazon.** Journal of Herpetology, v. 47, p.232-236, 2013.

PORTELINHA, T. C. G. et al. **Population structure of *Podocnemis expansa* (Testudines: Podocnemididae) in Southern Brazilian Amazon.** Copeia, 2014, p.707-715, 2014.

POUGH, F.H.; HEISER, J.B.; JANIS, C.M. **A Vida dos Vertebrados.** 4. ed. São Paulo: Atheneu Editora, 2008. 684 p.

PRADO, T. R. L. **Estudo do ambiente de nidificação e aspectos reprodutivos de *Podocnemis unifilis* (Troschel, 1848) (Testudines, Podocnemididae), no entorno do parque nacional do araguaia, tocantins.** 2010. 49 p. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Tocantins, Palmas, 2010

PRITCHARD, P.C.H.; TREBBAU, P. **The turtles of Venezuela.** Oxford, Ohio: Society for the Study of Amphibians and Reptiles, 1984. 414 p.

REFSNIDER, J. M.; JANZEN, F. J. **Putting Eggs in Basket: Ecological and Evolutionary Hypotheses for Variation in Oviposition-Site Choice.** Annual Review Of Ecology, Evolution And Systematics, v. 41, p.39-57, 2010.

RUEDA-ALMONACID, J.V. et al. **Las tortugas y los cocodrilianos de los países andinos del trópico.** Bogotá: Editorial Panamericana, Formas e Impresos, 2007. 538 p.

SALERA JR, G. **Avaliação da biologia reprodutiva, predação natural e importância social em quelônios com ocorrência na bacia do Araguaia.** 2005. 202 p. Dissertação (Mestrado em Ciências do Ambiente) - Fundação Universidade Federal do Tocantins, Palmas, 2005.

SALERA JR, G.; PORTELINHA, T. C. G.; MALVASIO, A. **Predação de fêmeas adultas de *Podocnemis expansa* Schweigger (Testudines, Podocnemididae) por *Panthera onca* Linnaeus (Carnivora, Felidae), no Estado do Tocantins.** Biotaneotropica, bn00709032009, 2009.

SEPLAN - Secretaria de Planejamento e Meio Ambiente do Estado do Tocantins. **Plano de Manejo**: Parque Estadual do Cantão. Palmas, Tocantins. 2001.187p.

SOUSA SEGUNDO, J. P. B. **Aspectos da ecologia de nidificação e da morfologia dos ambientes de desova utilizados por *Podocnemis expansa* (Schweigger, 1812) (Testudines, Podocnemididae) no Rio Javaés**. 2012. 127 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ecótonos) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ecótonos, Universidade Federal do Tocantins, Porto Nacional, 2012.

SOUSA SEGUNDO, J. P. B. et al. **Impacto Ambiental: Antropização de Praias e Áreas Ribeirinhas em um Trecho do Rio Javaés, Ilha do Bananal, Tocantins**. RCA. Revista de Ciências Ambientais (UniLASALLE), v. 7, p.49-58, 2013.

SOUSA SEGUNDO, J. P. B. et al. **Influences of the beaches morphological characteristics on the nest site selection by *Podocnemis expansa* (Testudinata: Podocnemididae) in the Javaés river, central Brazil**. Herpetology Notes, v. 8, p.649-659, 2015.

UNEP-WCMC. **Species database: CITES-Sisted Species**. 2009. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acesso em: 01 jun. 2019.

VALENZUELA, N. **Maternal effects on life-history traits in the Amazonian giant river turtle *Podocnemis expansa***. Journal of Herpetology, v. 35, n. 3, p.368–378, 2001.

VALENZUELA, N. **Evolution and maintenance of temperature-dependent sex determination**. In: VALENZUELA, N.; LANCE, V.A. (Ed.). Temperature-dependent sex determination in Vertebrates. Washington: Smithsonian Books, 2004. p.131-147.

VANZOLINI, P.E. **On clutch size and hatching success of the South American turtles *Podocnemis expansa* (Schweigger, 1812) and *P. unifilis* (Troschel, 1848) (Testudines, Podocnemididae)**. Anais da Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro, v. 75, n. 4, p. 415-430, 2003.

VOGT, R.C. **Tartarugas da Amazônia**. Lima: Gráfica Biblos, 2008. 104 p.



CROCODILIANOS DA ILHA DO BANANAL: UM ENFOQUE SOBRE A ESTRUTURA POPULACIONAL

Thiago Costa Gonçalves Portelinha¹, Adriana Malvasio²,
Emerson Azevedo Soares³, Mauro Resende Barreto e Melo⁴,
Mauro Celso Hoffman da Silva⁵, Kennedy Mota Montelo⁶, André Costa Pereira⁷

Resumo

Estudos sobre a distribuição, estrutura e dinâmica das populações são essenciais para determinar o status de conservação dos crocodilianos. O presente estudo investigou a estrutura populacional das espécies *Melanosuchus niger* e *Caiman crocodilus* no entorno da Ilha do Bananal e nas proximidades do Centro de Pesquisas Canguçu, Tocantins, entre os anos de 2004 e 2011. As populações estudadas apresentaram densidades estáveis, com predomínio da espécie *C. crocodilus*. A estrutura etária demonstrou prevalência de jovens (Classe II), e as maiores abundâncias ocorreram na vegetação marginal. Alguns indivíduos apresentaram ectoparasitas (sanguessugas e carrapatos), anomalias e lesões.

Introdução

Os estudos ecológicos são essenciais para se conhecer o estado de conservação de uma espécie. Para os crocodilianos isso não é diferente, sendo de fundamental importância estudar aspectos de suas populações para uma melhor eficiência das ações e dos planos de conservação e manejo. Dessa forma, a avaliação do estado populacional a partir da distribuição, estrutura, dinâmica e desempenho biológico, gera informações iniciais para implantação de planos de manejo sustentáveis (THORBJARNARSON, 1992; MAGNUSSON, 1995; DA SILVEIRA; THORBJARNARSON, 1999). Estas informações fornecem dados acerca

- 1 Doutor em Ciências Biológicas. Universidade Federal do Tocantins. thiagoportelinha@uft.edu.br. Autor para correspondência.
- 2 Doutora em Zoologia. Universidade Federal do Tocantins. malvasio@uft.edu.br
- 3 Mestre em Ciências do Ambiente. emerson2757@gmail.com
- 4 Bacharel em Engenharia Ambiental. geonativa19@gmail.com
- 5 Mestre em Biologia, Ecologia e Conservação. Universidade Federal do Tocantins. mauropalmas@yahoo.com.br
- 6 Biólogo. kennedy@uft.edu.br
- 7 Mestre em Ecologia de Ecótonos. Universidade de Brasília. rancoper@gmail.com

do tamanho populacional, faixas etárias, influências das variações ambientais (DA SILVEIRA; MAGNUSSON; CAMPOS, 1997), recrutamento reprodutivo, seleção e uso de habitats (HERRON, 1994; MALVASIO; SALERA JÚNIOR, 2006) e dos efeitos de pressão antrópica (SEIJAS, 2001; BORTEIRO *et al.*, 2008).

Em relação aos estudos populacionais para os crocodilianos no Brasil, pode-se destacar para as espécies *Melanosuchus niger* (Spix, 1825) (DA SILVEIRA; MAGNUSSON; CAMPOS, 1997; REBÊLO; LUGLI, 2001; DA SILVEIRA; MAGNUSSON; THORBJARNARSON, 2008; MARIONI *et al.*, 2013), *Caiman crocodilus* (Linnaeus, 1758) (DA SILVEIRA; MAGNUSSON; CAMPOS, 1997; REBÊLO; LUGLI, 2001; DA SILVEIRA; MAGNUSSON; THORBJARNARSON, 2008; FARIAS *et al.*, 2013), *Caiman yacare* (Daudin, 1801) (COUTINHO; CAMPOS, 1996; MOURÃO *et al.*, 2000) e *Caiman latirostris* (Daudin, 1801) (VERDADE; SANTIAGO, 1992; FILOGÔNIO *et al.*, 2002; VERDADE *et al.*, 2010; MARQUES *et al.*, 2016). No entanto, algumas áreas de distribuição desses répteis ainda não foram estudadas ou apresentam dados incipientes, como no caso do estado do Tocantins. Segundo Dornas (2009) cinco espécies de crocodilianos foram registradas para o Tocantins, sendo três confirmadas (*M. niger*, *C. crocodilus* e *Paleosuchus palpebrosus*; Cuvier, 1807) e duas com ausência de confirmação (*C. latirostris* e *Paleosuchus trigonatus*; Schneider, 1801).

Em toda a sua distribuição, os crocodilianos possuem fatores de risco para a sobrevivência. Historicamente, a exploração humana exacerbada em razão da importância nutricional, cultural e comercial dos crocodilianos, tem causado um declínio das populações de algumas espécies (REBÊLO; MAGNUSSON, 1983; DA SILVEIRA; THORBJARNARSON, 1999). Em adição, a perda de habitat magnifica os riscos, principalmente ambientes ciliares aos corpos d'água. Os crocodilianos são associados com ambientes aquáticos, sendo necessária a conservação destes para a sobrevivência das espécies (MAGNUSSON, 1995).

Espécies estudadas

Caiman crocodilus é extremamente adaptável a todos os tipos de habitats fluviais, entretanto, prefere as águas mais calmas. Em condições ambientais extremas (ex.: secas), os animais enterram-se na lama e escondem-se em plantas aquáticas. Essa espécie tem a mais ampla distribuição de todas as espécies da família Alligatoridae (RUEDA-ALMONACID *et al.*, 2007). As fêmeas depositam entre 30 a 40 ovos elípticos e de casca bastante rugosa, em seus ninhos, e o período de incubação dos ovos dura entre 70 e 90 dias (THORBJARNARSON, 1996). Para o Brasil, o status da sua população é considerado estável e de menor preocupação, segundo a Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN, 2019), e está listada no Apêndice II da Convenção sobre o Comércio Internacional das Espécies da Fauna e da Flora Selvagens Ameaçadas de Extinção (UNEP-WCMC, 2019).

Melanosuchus niger é a maior espécie entre os aligatídeos, podendo atingir seis metros de comprimento, e distribui-se preponderantemente na bacia Amazônica, por grande parte da América Latina (ROSS, 1998). As fêmeas desta espécie constroem seus ninhos de 1,5m de diâmetro durante a estação seca e nidificam de 30 a 60 ovos

(THORBJARNARSON, 1996). Apesar de estudos prévios demonstrarem que suas populações estão fragmentadas (BRAZAITIS *et al.*, 1996), fato que pode estar associado à perda de habitat e a forte pressão de caça (ROSS, 1998), existem populações extremamente numerosas que poderiam ser manejadas de maneira legal (DA SILVEIRA, 2002). Para o Brasil, o status da sua população é considerado desconhecido, segundo a Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN, 2019), e está listada no Apêndice II da Convenção sobre o Comércio Internacional das Espécies da Fauna e da Flora Selvagens Ameaçadas de Extinção (UNEP-WCMC, 2019).

No Estado do Tocantins, apesar da ocorrência de três espécies (*M. niger*, *C. crocodilus* e *P. palpebrosus*), existem poucos registros da estrutura populacional e biometria das populações de crocodilianos da bacia do Araguaia, uma das mais importantes do Brasil pelos seus ecossistemas associados (zona de transição Cerrado-Floresta Amazônica). A área de estudo está localizada no entorno do Parque Nacional do Araguaia (Ilha do Bananal), no rio Javaés, e pertence a Bacia Araguaia-Tocantins. A área está inserida em uma região rodeada por duas Unidades de Conservação (UC) de Proteção Integral (Parque Nacional do Araguaia e Parque Estadual do Cantão), e as informações geradas podem servir de subsídio para avaliar como estão as populações das espécies na região e no interior das UC's. Além disso, a Ilha do Bananal é a maior ilha fluvial do mundo, considerada uma área úmida de importância internacional (RAMSAR – Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional).

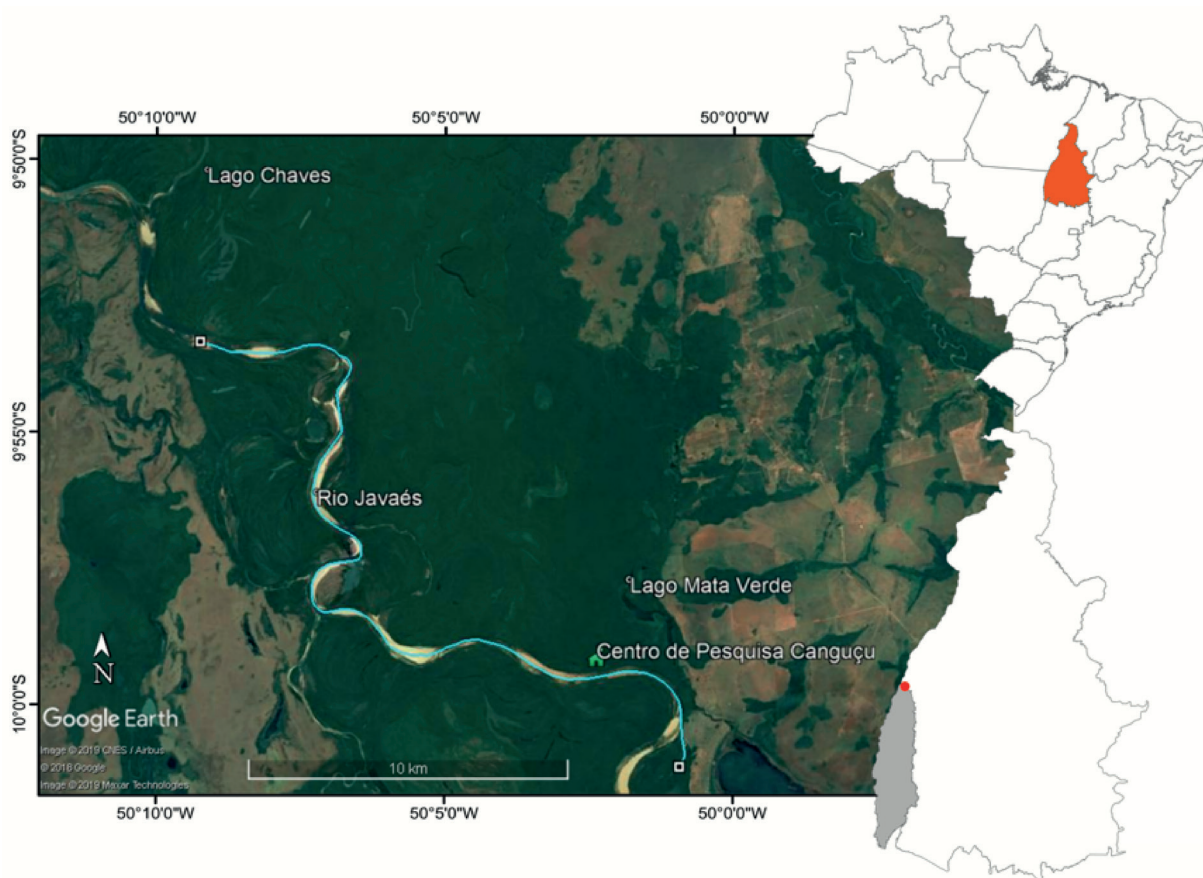
O presente estudo teve como objetivo apresentar informações sobre a estrutura e o status populacional dos crocodilianos do entorno do Parque Nacional do Araguaia (Ilha do Bananal) e nas proximidades do Centro de Pesquisa Canguçu (CPC), estado do Tocantins. Os resultados apresentados foram baseados em dados coletados entre os anos de 2004 e 2011 pelo grupo de pesquisa Quelônios e Crocodilianos da Região Norte (CROQUE) da Universidade Federal do Tocantins (UFT). As informações apresentadas são de grande importância para a conservação das espécies de crocodilianos, assim como os seus ecossistemas associados, tendo em vista que qualquer projeto ligado à conservação de crocodilianos necessita de um mínimo de conhecimento sobre o seu status populacional, como por exemplo, a abundância, densidade, estrutura etária (jovens e adultos) e razão sexual (proporção de machos e fêmeas).

Material e métodos

Área de estudo

Os estudos foram realizados no entorno do Parque Nacional do Araguaia (Ilha do Bananal), no rio Javaés, Tocantins, entre os paralelos 9°50' S e 11°10' S e os meridianos 49°56' W e 50°30' W (Figura 1). Durante as atividades de campo, utilizamos como suporte a base do Projeto Quelônios da Amazônia (RAN/ICMBio), assim como as instalações do Centro de Pesquisa Canguçu, que atualmente é administrado pela Universidade Federal do Tocantins (UFT).

Figura 1. Localização da área de estudo no entorno da Ilha do Bananal, Tocantins. A linha azul corresponde ao transecto estudado no rio Javaés.



A área caracteriza-se como de transição entre os biomas Cerrado e Floresta Amazônica (MMA/IBAMA, 2001; SEPLAN, 2001), constituída por fitofisionomias de mata de galeria, floresta aluvial, floresta ombrófila aberta, floresta estacional semidecidual, cerradão e savana (cerrado stricto sensu, campo cerrado e campo sujo) (SANTOS; LOLIS, 2007). Tais formações florestais se misturam formando mosaicos extensos e complexos de áreas de transição de difícil distinção.

A sazonalidade hídrica é marcante, havendo aumento e diminuição de 7 a 10 m no nível da água dos rios. A temperatura média anual é de aproximadamente 26°C, com precipitação mensal oscilando de 0 mm a 300 mm, umidade relativa entre 40% a 90% (BORMA *et al.*, 2009) e velocidade média anual de ventos de 1,30 m/s (MMA/IBAMA, 2001).

Na região da Ilha do Bananal, a dinâmica de ocupação e uso do solo é fator de grande preocupação nos últimos tempos, por se tratar de uma importante área para a biodiversidade e para a manutenção de importantes ecossistemas. Apesar da área contar com um importante corredor ecológico formado por Unidades de Conservação (Parque Nacional do Araguaia, Parque Estadual do Cantão, Área de Proteção Ambiental Ilha do Bananal/Cantão) e a presença do Parque Indígena do Araguaia, as paisagens naturais da região estão sendo alteradas pelo constante avanço das atividades agropecuárias (MMA, 2016). Tais modificações nos habitats naturais dessa região podem impactar negativamente sobre a fauna e a flora da região, assim como modificar diferentes aspectos da ecologia, incluindo a estrutura populacional, dos crocodilianos.

Metodologia amostral e analítica

Através de contagens noturnas, monitorou-se a abundância das populações de *C. crocodilus* e *M. niger* no entorno da Ilha do Bananal e na região do Centro de Pesquisa Canguçu entre os anos de 2004 e 2011 (SOARES, 2007; MELO, 2008; SILVA, 2011; PEREIRA, 2012; PEREIRA, 2014). Percorreu-se de barco o rio Javaés, em trajeto padronizado e de aproximadamente 50km, e os lagos Mata Verde (área aproximada: 21ha; perímetro aproximado: 5km) e Chaves (área aproximada: 67ha; perímetro aproximado: 8km), com registro das densidades populacionais (números jacarés por Km de margem percorrida). Os procedimentos iniciavam com a observação e focagem por luz artificial (*spot-light*) dirigida às margens dos corpos hídricos para localização e posterior aproximação para identificação, categorização dos animais quanto à classe de tamanho e caracterização do microhabitat presente (leito, vegetação marginal, praia e barranco; PEREIRA; MALVASIO, 2014). A identificação foi realizada através das características morfológicas do indivíduo (ex.: forma da cabeça, padrão de mandíbula e cor do corpo; CITES, 1995; RUEDA-ALMONACID *et al.*, 2007). Exemplares não identificados eram classificados como jacarés (quando se avistava somente o brilho dos olhos). Quando identificados, porém, não categorizados nas classes de tamanho, eram classificados por sua espécie. As classes de tamanho possuíam enquadramento em função comprimento total (CT) para cada espécie (MALVASIO; SALERA JUNIOR, 2006; PEREIRA; MALVASIO, 2014): *C. crocodilus* (Classe I < 50 cm; Classe II = 50 ≥ CT < 140 cm; Classe III = 140 ≥ CT < 180 cm; Classe IV ≥ 180 cm) e *M. niger* (Classe I < 50 cm; Classe II = 50 ≥ CT < 190 cm; Classe III = 190 ≥ CT < 210 cm; Classe IV ≥ 210 cm).

Após as contagens noturnas iniciavam-se os trabalhos de captura. A busca dos espécimes aconteceu arbitrariamente quanto ao tamanho e espécie durante os esforços de captura, na tentativa de obter todas as classes de tamanho presentes na população. O trabalho consistia na localização, aproximação e captura dos indivíduos através de cambão e corda (RUEDA-ALMONACID *et al.*, 2007; ESCOBEDO-GALVÁN, 2008), com contenção de mandíbulas com o uso de fita adesiva e membros anteriores e posteriores contidos com cordas. Registrava-se medidas morfométricas de comprimento total (início do focinho à ponta da cauda), comprimento rostro-cloaca (início do focinho à cloaca), pesagem e sexagem (RUEDA-ALMONACID *et al.*, 2007; ESCOBEDO-GALVÁN, 2008; MARQUES *et al.*, 2016). Além disso, foi verificada a presença de anomalias, lesões e ectoparasitas. Após o manuseio, os indivíduos eram soltos no mesmo local de captura.

Nas análises estatísticas, os dados foram inicialmente examinados em sua normalidade e homocedasticidade através do teste de Shapiro-Wilk e de Bartlett, respectivamente. A abundância entre *C. crocodilus* e *M. niger* nos locais estudados foi comparada através do teste de Mann-Whitney (para Rio Javaés e lago Chaves) e teste t de Welch (para lago Mata Verde). Examinou-se a influência do nível fluviométrico nas densidades através de regressão linear, com teste de significância por teste de Fisher. Os dados de nível fluviométrico foram obtidos no dia e horário de início trabalhado na Estação Hidrológica de Barreira da Cruz da Agência Nacional de Águas - ANA, Código ANA nº 26800000, coordenadas 10°33'51.1194"S e 49°56'7.5834"O (ANA, 2001), localizado a 82 quilômetros da área de estudo por navegação (ANA, 2019).

O uso do habitat para cada classe de tamanho, em cada espécie, foi avaliado através de análises comparativas entre microhabitats pelo teste de Qui-Quadrado (χ^2) de aderência com

proporções esperadas iguais. Este mesmo teste foi utilizado para avaliar a diferença entre a proporção dos sexos nas espécies em cada local amostrado e para averiguar a proporção de enfermidades nas espécies e para cada sexo.

Todas as análises estatísticas foram realizadas na plataforma R (R DEVELOPEMENT CORE TEAM, 2016), adotando para todos os testes valor de significância $p < 0,05$. Todos os procedimentos em campo foram devidamente autorizados mediante licenças emitidas pelo Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO) do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) ao longo dos anos de estudo (N. 12385-3, 12385-4, 12385-5 e 12385-6).

Resultados e discussão

Abundância e densidade

A abundância em populações de crocodilianos pode variar em função de alguns aspectos ambientais, assim como das características do corpo hídrico (DA SILVEIRA; MAGNUSSON; THORBJARNARSON, 2008; FUJISAKI *et al.*, 2011; WADDLE *et al.*, 2015). Na área de estudo, no entorno do Parque Nacional do Araguaia, foram pesquisados três corpos hídricos com características distintas, sendo um rio (rio Javaés) e dois lagos (lago Chaves e lago Mata Verde). Durante as 57 incursões noturnas efetuadas, foram contabilizados 13.834 animais no total (marcados e não marcados), distribuídos em 12.753 animais no rio Javaés (36 incursões), 378 animais no lago Chaves (15 incursões) e 703 no lago Mata Verde (6 incursões). Do total de crocodilianos contabilizados, identificamos que 5.002 indivíduos eram da espécie *C. crocodilus* e 2.374 de *M. niger*. Tais proporções produziram densidades médias diferenciadas entre locais e espécie (Tabela 1).

Tabela 1. Densidades (jacarés/km) de *C. crocodilus* e *M. niger* no entorno da Ilha do Bananal e na região do Centro de Pesquisa Canguçu, Tocantins.

Local	Espécie	Média	Desvio padrão	Mínimo	Máximo
Rio Javaés	Não identificados	3,89	3,33	0,04	11,85
	<i>C. crocodilus</i>	2,89	3,06	0,04	11,81
	<i>M. niger</i>	1,41	1,23	0,09	5,07
	Total	8,20	6,75	0,20	21,38
Lago Chaves	Não identificados	1,43	1,21	0	4,46
	<i>C. crocodilus</i>	1,43	2,17	0	7,38
	<i>M. niger</i>	1,03	0,87	0	2,62
	Total	3,88	3,60	0	12,00

Local	Espécie	Média	Desvio padrão	Mínimo	Máximo
Lago Mata Verde	Não identificados	6,81	10,49	0,19	27,48
	<i>C. crocodilus</i>	4,16	4,53	0,10	10,58
	<i>M. niger</i>	0,47	0,35	0	0,87
	Total	11,38	14,11	0,29	36,50

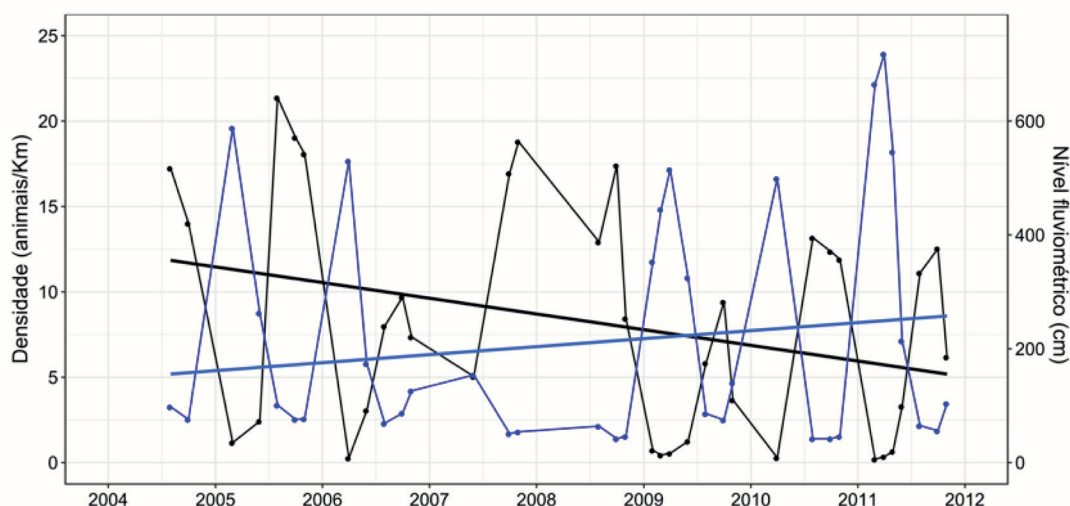
As populações de *C. crocodilus* e *M. niger* presentes neste estudo reportam densidades abaixo daquelas encontradas em regiões centro-norte da bacia amazônica, as quais apresentam valores que aproximam de 100 animais/Km, como no Arquipélago de Anavilhas na Amazônia Central (DA SILVEIRA; MAGNUSSON; CAMPOS, 1997), na Reserva Biológica do Abufari (PANTOJA-LIMA *et al.*, 2010), na Reserva de Desenvolvimento Sustentável de Mamirauá (DA SILVEIRA; THORBJARNARSON, 1999) e na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus (INSTITUTO PIAGAÇU, 2010). É plausível reconhecer menores densidades das populações de jacarés em regiões de transição Floresta Amazônica – Cerrado, visto que o centro de distribuição e história de vida destas espécies remetem a bacia Amazônica (FARIAS *et al.*, 2013; MARIONI *et al.*, 2013). Populações presentes em regiões no centro da sua distribuição geográfica podem apresentar as maiores abundâncias e melhor aptidão em razão da alta adequabilidade ambiental (melhores condições de recurso e de ambiente) comparadas às populações presentes em regiões periféricas de sua distribuição, as quais vivem sob condições ambientais menos adequadas e de maior pressão ecológica (KIRKPATRICK; BARTON, 1997; BRIDLE; VINES, 2007). Por exemplo, destaca-se *M. niger* nos ambientes amazônicos, centro de distribuição da espécie, com altas proporções em relação aos demais crocodilianos, com tendência populacional crescente (MARIONI *et al.*, 2013).

Estudos reportam altas densidades de *C. crocodilus* comparadas às demais espécies de crocodilianos na bacia do médio rio Araguaia, como na APA Meandros do Araguaia (COUTINHO; LUZ, 2010; FARIAS *et al.*, 2013). Na região norte da Ilha do Bananal, no rio Javaés, foi observado que a população de *C. crocodilus* possuiu abundância superior à população de *M. niger* (rio Javaés: $U = 800$, $p = 0,087$; lago Chaves: $t_{28} = 0,662$, $p = 0,513$; lago Mata Verde: Welch $t_{8,01} = 2,245$, $p = 0,054$) em todos os locais pesquisados. Da Silveira, Magnusson e Campos (1997) e Marioni *et al.* (2008) sugerem que não há exclusão competitiva em ambientes simpátricos entre *M. niger* e *C. crocodilus*; porém, Laverty e Dobson (2013) reportam alta sobreposição de nicho alimentar, condicionando a forte competição interespecífica por alimento. Assim, considerando a região ecotonal da Ilha do Bananal com condições ambientais e de recurso diferentes da região amazônica, a capacidade de adaptação para a região pode beneficiar uma espécie em detrimento da outra, proporcionando altas densidades àquela mais adaptada. Reconhece-se que *C. crocodilus* é uma espécie extremamente adaptável e resiliente (MAGNUSSON, 1982; RUEDA-ALMONACID *et al.*, 2007; FARIAS *et al.*, 2013), enquanto *M. niger* requer áreas com menor perturbação ambiental (DA SILVEIRA, 2002). Historicamente, as populações de crocodilianos na região da Ilha do Bananal sofreram efeitos da pressão de caça sobre a dinâmica populacional em intensidade similares aquelas evidenciadas em regiões amazônicas (SMITH, 1981; REBÊLO; MAGNUSSON, 1983), com drásticas reduções da população local de *M. niger*. Pereira (2014) relata mudança na

distribuição e abundância das populações de *C. crocodilus* e *M. niger* na região da Ilha do Bananal transcorridos anos pós pressão de caça, com recuperação e restabelecimento mais rápida para *C. crocodilus* comparadas à *M. niger*, motivados por fatores biológicos distintos (estratégias de nidificação, maturidade sexual e taxa de crescimento), proporcionando maiores abundâncias e ampla distribuição nos corpos hídricos da região.

A densidade dos crocodilianos pode ser influenciada por fatores ambientais, como o nível d'água (DA SILVEIRA; MAGNUSSON; THORBJARNARSON, 2008). Na área estudada, as densidades demonstraram uma tendência decrescente em relação ao nível fluviométrico ($F_{1,34} = 47,8$; $p < 0,001$; $R^2 = 0.57$; Figura 2). A sazonalidade hídrica afeta a dinâmica populacional e demográfica das populações de crocodilianos, regendo abundância (DA SILVEIRA; MAGNUSSON; THORBJARNARSON, 2008; FUJISAKI *et al.*, 2011), reprodução (CAMPOS *et al.*, 2015), forrageio (MAGNUSSON; DA SILVA; LIMA, 1987), condição corporal (MAZZOTTI *et al.*, 2012) e uso do habitat (PEREIRA; MALVASIO, 2014).

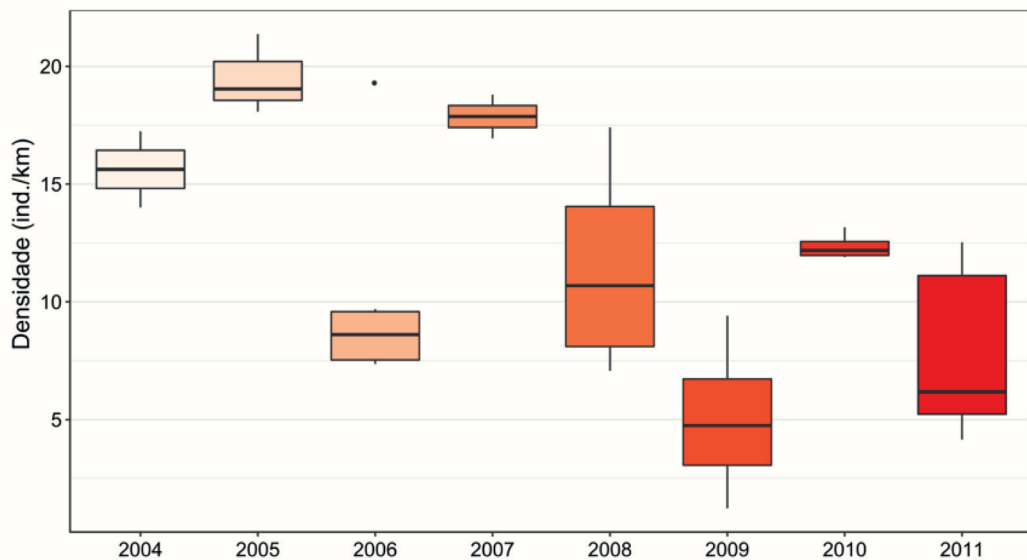
Figura 2. Variação da densidade de crocodilianos (em preto) conforme o nível fluviométrico (em azul) no rio Javaés, no entorno da Ilha do Bananal, Tocantins. Pontos representam a densidade mensal obtida e sua respectiva cota fluviométrica. Linhas centrais representam linhas de tendência das respectivas variáveis.



Em período de inundação dos corpos hídricos registram-se baixas densidades de crocodilianos devido a dispersão para áreas alagáveis vegetadas, enquanto que no período de seca os levantamentos populacionais apresentam altas densidades relacionadas a locais com disponibilidade de água e concentração de presas, possibilitando maior taxa de captura. Observou-se também, que na região da Ilha do Bananal, as condições hidrológicas interanuais afetaram a dinâmica populacional das espécies estudadas, com as menores densidades em 2009 e 2011 (Figura 3), período de ocorrência do fenômeno climático “La Niña”, provocando estiagem em algumas regiões do Brasil. Crocodilianos podem sofrer com eventos climáticos severos de secas ou cheias (“La Niña” e “El Niño”), causando declínio populacional com perdas proporcionais a intensidade climática (FUJISAKI *et al.*, 2011; WADDLE *et al.*, 2015) provocado por baixa qualidade do habitat, depreciação ou redução de recurso alimentar (BRANDT *et al.*, 2016). Além disso, fatores antropogênicos podem intensificar os efeitos deletérios às populações, principalmente relacionados ao manejo inadequado dos recursos hídricos (MAGNUSSON, 1995; BRAZAITIS *et al.*, 1996), como o caso da bacia do rio Araguaia. A bacia

do Araguaia tem sido fortemente impactada pelo agronegócio, com alteração da dinâmica fluvial-geomorfológica e supressão da vegetação nativa com percentuais 50% ou menos de área preservada em suas sub-bacias (LATRUBESSE *et al.*, 2009; COE *et al.*, 2011; ALVES *et al.*, 2015; LININGER; LATRUBESSE, 2016).

Figura 3. Variação da densidade (indivíduos/km) de crocodilianos em período de seca (agosto, outubro e novembro) durante os anos de 2004 a 2011 no entorno da Ilha do Bananal, Tocantins.

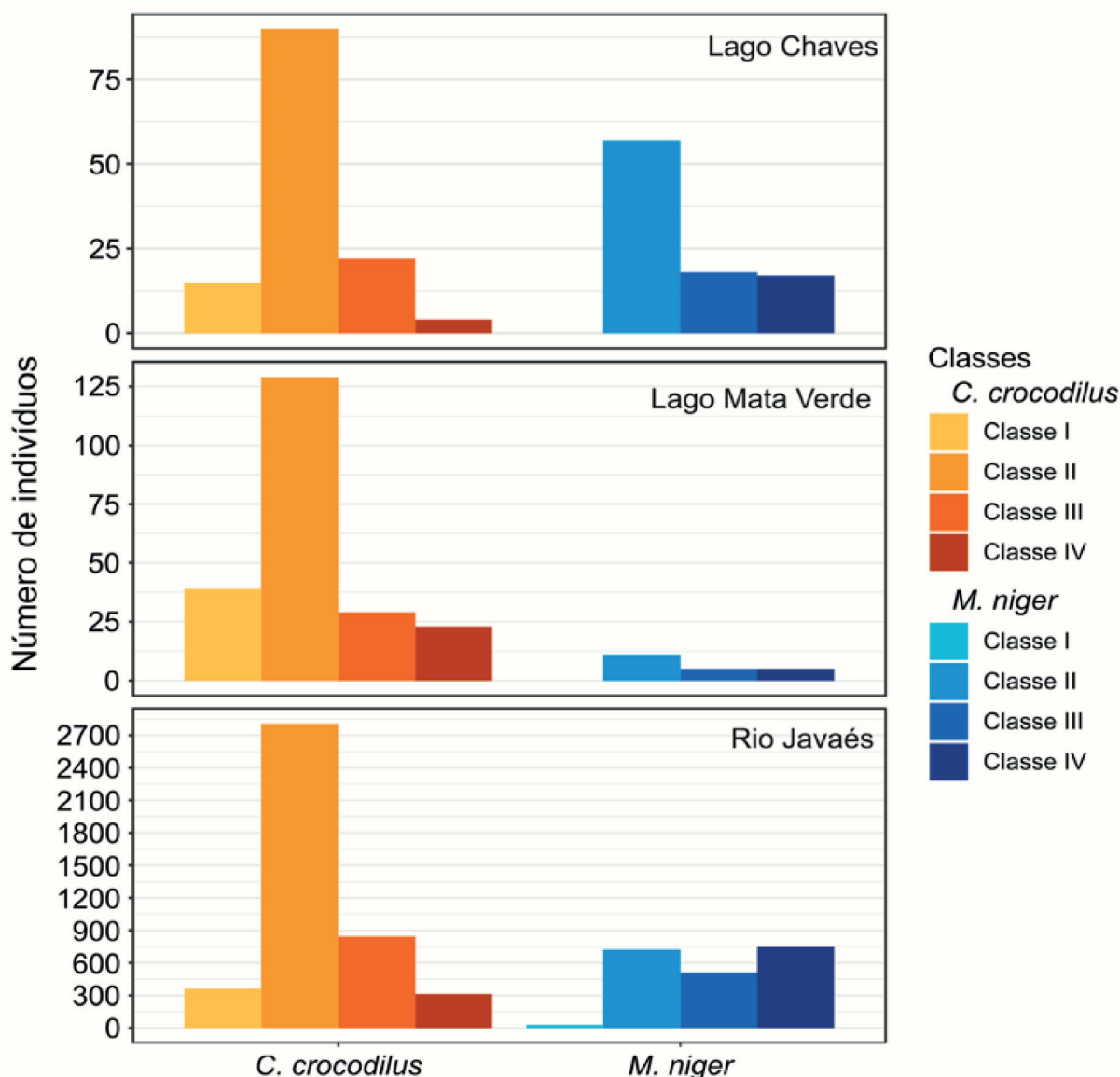


Os resultados sugerem efeitos de ordem climáticas mais atuantes na região da Ilha do Bananal, visto que as variações do nível fluviométrico interanuais foram mais proeminentes nos anos finais do estudo, conjuntamente com o período de menores densidades, embora as sub-bacias do rio Javaés possuem grandes empreendimentos agropecuários a montante do local de estudo (ex.: rio Formoso; ALVES *et al.*, 2015). Estratégias de conservação devem implementar ações de monitoramento a longo prazo das populações de crocodilianos para averiguar impactos antropogênicos derivados do manejo e uso dos recursos hídricos em sub-bacias do rio Javaés e Araguaia, a fim de monitorar alterações da dinâmica populacional de crocodilianos, bem como da biodiversidade relacionada à esta região de área alagável.

Estrutura etária

A estrutura etária de uma população de crocodilianos pode ser muito variável e dependente de fatores comportamentais, climáticos e pressões externas, como a caça e alteração de habitats (THORBJARNARSON, 1997; SEIJAS, 2001; GRIGG; KIRSHNER, 2015). A estrutura etária dos crocodilianos do entorno do Parque Nacional do Araguaia demonstrou proporções desiguais, com predomínio da Classe II (juvenil) em todos os locais para ambas as espécies (Figura 4). Na população de *C. crocodilus*, a Classe II compreendeu 64,6% (n = 3025) dos indivíduos, seguidos por 19,1% (n = 895) para Classe III, 9% (n = 417) para Classe I, e 7,3% (n = 341) para Classe IV. Em *M. niger*, as proporções se distribuíram em 37,2% (Classe II, n = 792), 36,2% (Classe IV, n = 771), 25,1% (Classe III, n = 534) e 1,5% (Classe I, n = 31).

Figura 4. Abundância de crocodilianos por classe de tamanho para *C. crocodilus* e *M. niger* nos locais pesquisados no entorno da Ilha do Bananal, Tocantins.



Maiores abundâncias de indivíduos juvenis em populações de crocodilianos também foram reportadas em outras áreas (DA SILVEIRA; MAGNUSSON; CAMPOS, 1997; AGUILERA *et al.*, 2008; MARQUES *et al.*, 2016), implicando em uma população com recrutamento reprodutivo potencial (COUTINHO; LUZ, 2010). No entanto, valores muito baixos de espécimes adultos podem sugerir uma população com influência de caça ou superexplorada (REBÊLO; MAGNUSSON, 1983; DA SILVEIRA; THORBJARNARSON, 1999). A região da Ilha do Bananal sofreu a pressão de caça durante o período do histórico de caça amazônico (1930-1980), com efeitos deletérios principalmente sobre a população de *M. niger* e indivíduos de maior porte (PEREIRA, 2014).

É reconhecido que a pressão antrópica afeta a distribuição, demografia e comportamento social de crocodilianos (DA SILVEIRA; THORBJARNARSON, 1999; SEIJAS, 2001), e desse modo, as populações de jacarés da Ilha do Bananal ainda podem reverberar efeitos demográficos pós período de pressão de caça. Contudo, outros processos demográficos podem contribuir

para altas diferenças de proporção entre faixas de tamanhos, incluindo comportamentos sociais e territorialistas, assim como antagonísticos durante o acasalamento, forrageamento e nidificação (GRIGG; KIRSHNER, 2015), onde indivíduos de maior porte limitam a ocorrência de indivíduos menores em determinados ambientes.

Rebêlo e Lugli (2001) e Aguilera *et al.* (2008) apresentaram resultados semelhantes ao presente estudo, com a presença de filhotes em habitats ribeirinhos, e com minoria para *M. niger* em relação à outras espécies simpátricas. A ocorrência de filhotes e juvenis pode não ser um padrão de movimentação próprio, mas proveniente de movimentação e seleção de habitat materno (OUBOTER; NANHOE, 1988), o que para *M. niger* relaciona-se à ambientes de lagos e lagoas em período de cuidado parental (THORBJARNARSON, 1997). Populações bem estabelecidas e com maiores proporções de indivíduos adultos e neonatos poderão ser encontradas em corpos hídricos mais interiores na região da Ilha do Bananal, pois possuem maior disponibilidade e diversidade de ambientes aquáticos, inclusive sob proteção legal (interior do Parque Nacional do Araguaia e do Parque Estadual do Cantão). Para conservação dos crocodilianos na região estudada, recomenda-se a identificação das áreas de nidificação, corpos d'água estáveis e período exato de nidificação, com monitoramento dessas populações e de seus ninhos, a fim de descobrir os fatores intrínsecos e extrínsecos que exercem influência no sucesso de eclosão e taxa de mortalidade (FARIAS *et al.*, 2013; MARIANI *et al.*, 2013).

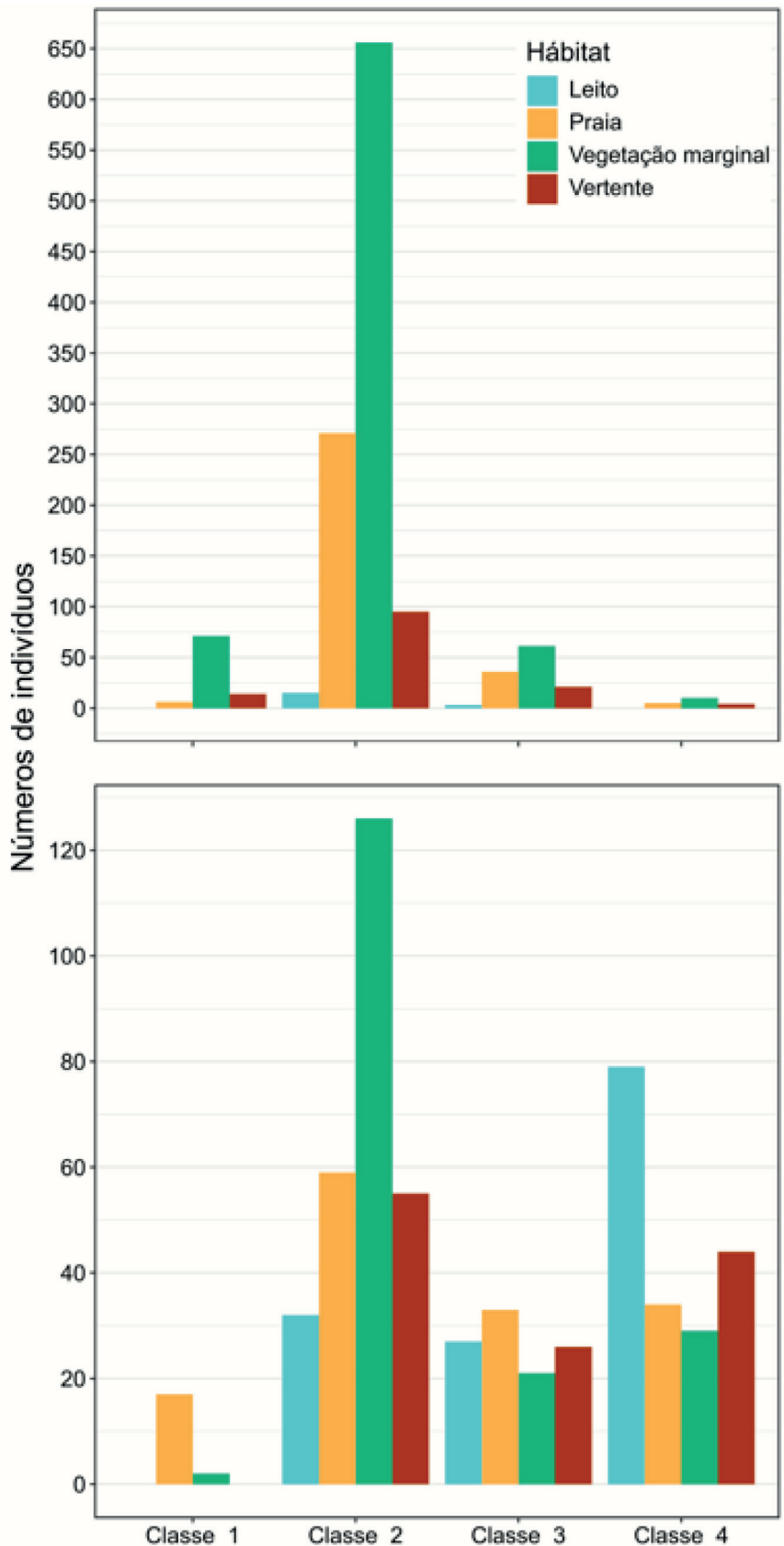
Seleção de habitat

Levantamentos populacionais também possibilitam registrar o uso de habitat pelos indivíduos, conforme a disponibilidade de cada ambiente, indicando características bióticas e abióticas que promovem a adequabilidade para as populações, orientando ações de manejo e conservação (JACOB; RUDRAN, 2003). Desta forma, foram realizadas investigações da seleção e uso de microhabitat pelos crocodilianos na região da Ilha do Bananal entre os anos de 2009 e 2011. No rio Javaés, foi observado que a disponibilidade de microhabitats é influenciada pelo regime hidrológico: períodos de estiagem proporcionam maior diversidade de microhabitats propícios para forrageio, termorregulação e nidificação de crocodilianos, com praias e barrancos distribuídos ao longo da calha principal do rio Javaés e uma cobertura de vegetação flutuante de macrófitas e herbáceas se restringindo à canais finais do rio com menor correnteza; durante o períodos de inundação, a lâmina d'água adentra a vegetação marginal às margens do rio, com a presença de vegetação flutuante e gramíneas "capinzal" em partes superiores das praias inundadas.

Na região da Ilha do Bananal, os crocodilianos ocorreram predominantemente em vegetação marginal (52,7%), seguido de praia (24,9%), enquanto os microhabitats menos abundantes foram barranco (14%) e leito do rio (8,4%). A população de *C. crocodilus* apresentou proporções diferenciadas entre os microhabitats ($\chi^2 = 34,283$, gl = 9, $p < 0,001$), com predominância na vegetação marginal (63%), seguida por praia (25%), barranco (10,5%) e leito do rio (1,5%), inclusive tais diferenças permaneceram quando observadas para cada classe de tamanho (Figura 5). Por outro lado, a população de *M. niger* possuiu uma proporção mais equitativa entre os microhabitats (vegetação marginal: 30,5%; praia: 24,5%; barranco: 21,4%; leito do rio: 23,6%), porém com diferenças entre os ambientes ($\chi^2 = 134,74$, gl = 9, $p < 0,001$). Os indivíduos da espécie *M. niger* utilizaram com maior frequência os seguintes microhabitats: Classe I praia ($\chi^2 = 42,684$, gl = 3, $p < 0,001$), Classe II vegetação marginal

($\chi^2 = 72,206$, $gl = 3$, $p < 0,001$) e Classe IV leito do rio ($\chi^2 = 32,796$, $gl = 3$, $p < 0,001$). A Classe III utilizou todos os microhábitats na mesma proporção.

Figura 5. Frequência de *C. crocodilus* e *M. niger* nos microhábitats disponíveis no entorno da Ilha do Bananal, Tocantins.



Os crocodilianos na região do Centro de Pesquisa Canguçu demonstraram afinidades aos microhabitats disponíveis conforme a espécie e classe de tamanho. Maiores ocorrências de indivíduos adultos de *M. niger* foram na calha principal do rio Javaés (“leito do rio”) e em locais mais profundos, enquanto *C. crocodilus* possuíam agregações de indivíduos em canais finais dos rios, com águas rasas, locais arenosos e topograficamente planos (OUBOTER; NANHOE, 1988; HERRON, 1994). Os resultados encontrados demonstraram que ambientes com cobertura vegetal possuíam maiores proporções de crocodilianos (ALLSTEADT; VAUGHAN, 1992; DA SILVEIRA; MAGNUSSON; CAMPOS, 1997), possivelmente condicionados por fatores de proteção e refúgio à predadores (RON *et al.*, 1998; CHERKISS; MAZZOTTI; RICE, 2006) e de recursos alimentares (OUBOTER; NANHOE, 1988; ALLSTEADT; VAUGHAN, 1992). Tal segregação de habitat reflete o comportamento de forrageio diferenciado de ambas as espécies, conforme o porte de tamanho e comportamentos antagonísticos interespecíficos (GRIGG; KIRSHNER, 2015). Peculiarmente, indivíduos da classe I possuíam uma distribuição agregada em creche no corpo hídrico, com diferenças entre microhabitats, sendo que *M. niger* estava associado à pequenas baías formadas no começo ou no final das praias e *C. crocodilus* relacionado à canais finais do rio com pouca profundidade (< 30 cm) e bem vegetados, com ambas espécies apresentando cuidado parental materno. Padrões de segregação e uso de habitat por filhotes também foram relatados por Da Silveira, Magnusson e Campos (1997), porém motivados pelo uso de hábitat materno (OUBOTER; NANHOE, 1988).

Pereira e Malvasio (2014) relataram resultados similares na mesma área, contudo apresentaram uma abordagem insuficiente quanto à seleção de hábitat por faixas de tamanho. Embora tenha alta sobreposição de nicho alimentar interespecífica (LAVERTY; DOBSON, 2013), é possível pensar na disponibilidade dos mesmos itens alimentares nos variados microhabitats disponíveis na região do Centro de Pesquisa Canguçu, com *C. crocodilus* e *M. niger* explorando os mesmos recursos alimentares, porém em microhabitats distintos, proporcionando baixa competição interespecífica e ausência de exclusão competitiva (DA SILVEIRA; MAGNUSSON; CAMPOS, 1997; MARIONI *et al.*, 2008). Contudo, a disponibilidade de microhabitats pode variar anualmente em razão da intensidade dos pulsos de inundação, o que conseqüentemente repercute na disponibilidade de recursos (MALTBY; BAKER, 2009; KEDDY, 2010).

Razão sexual

A proporção entre machos e fêmeas em uma população de crocodilianos pode ser muito variável (ESCOBEDO-GALVÁN, 2008; COUTINHO; LUZ, 2010; MARQUES *et al.*, 2016). Aspectos da ecologia reprodutiva das espécies e de seleção de hábitat podem enviasar a razão sexual segundo Thorbjarnarson (1997). *Melanosuchus niger* constrói ninhos às margens do corpo hídrico (MARIONI *et al.*, 2007), assim lagos e lagoas mais interiores e distantes de rios são preferíveis (devido a maior estabilidade do nível d’água) e, conseqüentemente, maiores proporções de fêmeas são encontradas nestes ambientes, enquanto machos são frequentemente encontrados em rios (THORBJARNARSON, 1997; VILLAMARÍN *et al.*, 2011). Diferentemente, *C. crocodilus* possui estratégia de nidificação em montículos construídos distante do corpo hídrico, com permanência da fêmea próxima ao ninho durante o período de incubação (VILLAMARÍN *et al.*, 2011; BARÃO-NÓBREGA *et al.*, 2016). Tal comportamento conduz a variações na razão sexual, principalmente durante

o período reprodutivo, com maiores proporções de machos nos rios (THORBJARNARSON, 1997; ESCOBEDO-GALVÁN, 2008).

Durante os anos de estudo, foram capturados 329 jacarés, sendo 234 *C. crocodilus* e 89 *M. niger*, e cinco recapturas de *C. crocodilus* e uma de *M. niger*. Retiradas as recapturas, *C. crocodilus* e *M. niger* apresentaram uma razão sexual (proporção machos:fêmeas) tendenciada para os machos (Tabela 2), havendo diferença significativa nesta proporção em *C. crocodilus* ($\chi^2 = 33,090$, $gl = 1$, $p < 0,001$), mas não para *M. niger* ($\chi^2 = 0,101$, $gl = 1$, $p = 0,750$) quando comparadas a uma razão sexual equitativa (1 macho para 1 fêmea). A disparidade entre machos e fêmeas para *C. crocodilus* não foi estatisticamente significativa nos lagos ($\chi^2 = 0,285$, $gl = 1$, $p = 0,593$), embora tenha sido no rio Javaés ($\chi^2 = 33,618$, $gl = 1$, $p < 0,001$). Para *M. niger*, a proporção de machos e fêmeas foi equivalente para o rio Javaés ($\chi^2 = 2,194$, $gl = 1$, $p < 0,138$), enquanto nos lagos houve um predomínio de fêmeas ($\chi^2 = 8,333$, $gl = 1$, $p < 0,003$).

Tabela 2. Número de animais capturados por sexo de *C. crocodilus* e *M. niger*, retirada as recapturas, e sua respectiva razão sexual no entorno da Ilha do Bananal.

Local	<i>C. crocodilus</i>		Razão sexual	<i>M. niger</i>		Razão sexual
	Machos	Fêmeas		Machos	Fêmeas	
Rio Javaés	153	67	2,28	45	32	1,40
Lagos	8	6	1,33	1	11	0,09
Total	161	73	2,23	46	43	1,07

Fatores relacionados à taxa de mortalidade diferenciada entre machos e fêmeas também possuem relevância (THORBJARNARSON, 1997), inclusive devido a fatores de pressão de caça seletiva (ESCOBEDO-GALVÁN, 2008). Além disso, os crocodilianos possuem determinação do sexo dependente da temperatura e as condições do microhabitat do ninho podendo afetar a determinação sexual e influenciar sobre a razão sexual em algumas populações (CAMPOS, 1993). Estudos futuros deverão avaliar a temperatura de incubação e a razão sexual em condições naturais para *C. crocodilus* e *M. niger* na região da Ilha do Bananal.

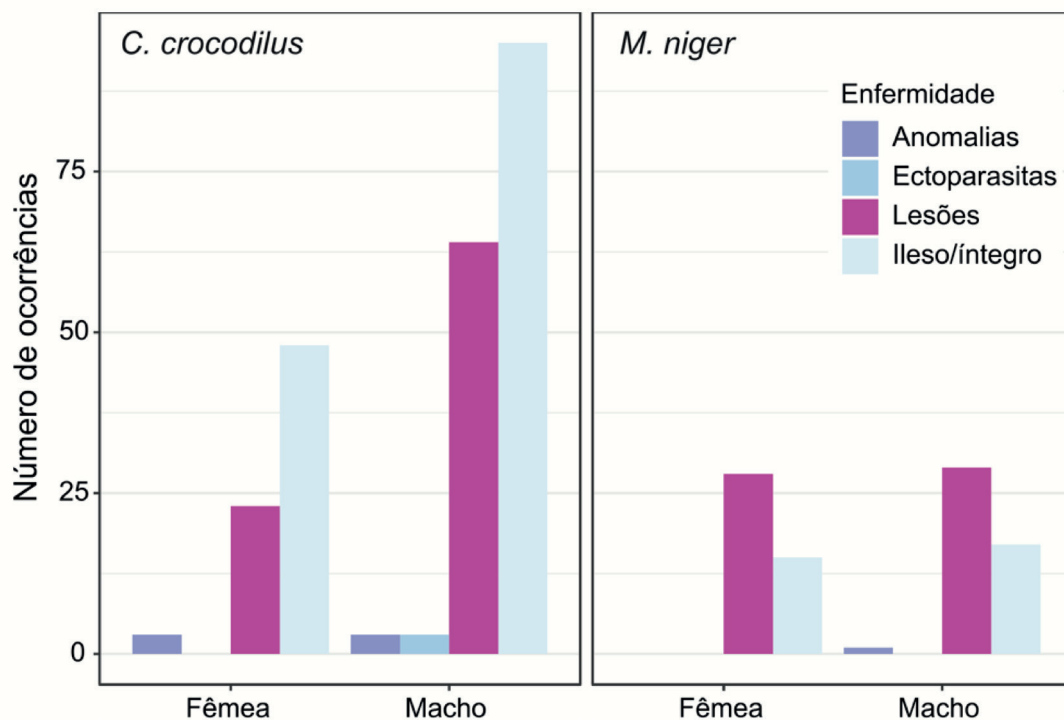
Enfermidades - Anomalias, lesões e ectoparasitas

Anomalias e lesões são encontradas em alguns exemplares de crocodilianos, em diversas partes do corpo. Lesões na cauda, nódulos no corpo, nas cristas, falta de membros, entre outras. Os principais fatores responsáveis pelas anomalias são os genéticos e congênitos causados por variações da temperatura e umidade durante o período de incubação dos ovos, além do estado nutricional das fêmeas (RUBIO-DELGADO *et al.*, 2001). No caso das lesões, disputas territoriais, comportamentos agressivos entre machos e juvenis, marcas de ataques de predadores, ações humanas, são as principais causas na nossa área de estudo (SOARES, 2007; MELO, 2008; SILVA, 2011; PEREIRA, 2012; PEREIRA, 2014).

Observamos que alguns indivíduos capturados apresentaram ectoparasitas (sanguessugas e carrapatos), anomalias e lesões. De menor magnitude, ectoparasitas ocorreram em somente três machos de *C. crocodilus* e as anomalias foram encontradas em

seis indivíduos de *C. crocodilus* (três machos e três fêmeas) e em um macho de *M. niger* (Figura 6). Por outro lado, 144 animais apresentaram lesões, relacionadas à perda de parte da cauda, perda de patas e dedos, perda da língua, ferimentos cicatrizados e escoriações. As lesões ocorreram em 36,4% (n = 87) dos indivíduos de *C. crocodilus*, evidenciando uma população com alta proporção de indivíduos não lesionados ($\chi^2 = 17,678$, gl = 1, p < 0,001), enquanto indivíduos de *M. niger* apresentaram lesões em 63,3% (n = 57) dos animais, demonstrando uma alta proporção de indivíduos lesionados ($\chi^2 = 6,400$, gl = 1, p < 0,05). Os machos tiveram a maioria das lesões, em comparação com as fêmeas de *C. crocodilus* ($\chi^2 = 19,322$, gl = 1, p < 0,01). Para *M. niger*, as lesões ocorreram em proporções similares entre os sexos ($\chi^2 = 0,017$, gl = 1, p = 0,894). A perda de parte da cauda foi a lesão predominante, presente em 82% (n = 72) dos indivíduos capturados de *C. crocodilus* e 93% (n = 53) dos indivíduos capturados de *M. niger*.

Figura 6. Proporção de anomalias, ectoparasitas e lesões entre os sexos nas populações de *C. crocodilus* e *M. niger* na região do entorno da Ilha do Bananal.



Provavelmente as lesões encontradas nos indivíduos de *C. crocodilus* e *M. niger* são causadas por predações, sendo que as mais recorrentes estão presentes em extremidades do corpo, e poderiam ter sido causadas por aves e peixes (quando filhotes), assim como observado por Soares (2007), Melo (2008), Silva (2011), Pereira (2012) e Pereira (2014) na área de estudo. Outra causa provável das lesões seriam as disputas intraespecíficas e interespecíficas. Disputas por recursos alimentares, domínio de território, e comportamento agonístico dos machos durante o período reprodutivo devem ocasionar lesões entre os animais dessas espécies. Trabalho realizado com a espécie *C. latirostris* em cativeiro sobre comportamento agonístico, avaliou que aproximadamente 15% da mortalidade é causada por disputas entre os jacarés, aumentando durante o período reprodutivo (VERDADE, 1992).

Além das lesões causadas por disputas, os crocodilianos apresentam anomalias externas que são em sua maioria de origem congênita. Muitas destas anomalias são letais causando a morte dos animais logo após o nascimento, por não terem condições de

sobreviver nos ambientes naturais e muitos morrem dentro dos próprios ovos. Entretanto, algumas anomalias não são tão prejudiciais permitindo que os animais consigam sobreviver com algumas restrições (RAINWATER *et al.*, 1999). Nos estados de Nayarit e Jalisco (México), foram relatados cinco casos clínicos observados em *Crocodylus acutus*, sendo três casos de malformações congênitas de juvenis, em que os ovos foram retirados da natureza e incubados artificialmente. Dois destes exemplares, apresentaram hipotrofia bilateral nas órbitas oculares (sendo cegos), e o terceiro sofria de uma distrofia muscular e óssea degenerativa a partir da quinta vértebra lombar (RUBIO-DELGADO *et al.*, 2001). As malformações podem ser provenientes de vários fatores, tais como: deficiência da dieta das mães, incubação fora dos limites de temperatura viável, consanguinidade, traumatismo provocados na manipulação dos ovos, agentes patogênicos e principalmente anomalias genéticas.

Considerações finais

Os estudos de médio e longo prazo sobre as populações de jacarés na bacia do rio Araguaia são muito relevantes para a conservação desse grupo, pois entre as ações antrópicas, existe o avanço do agronegócio na região, com perda de habitats para os crocodilianos. Além disso, os dados obtidos fornecem informações importantes em relação às práticas de conservação e direcionamento de novos estudos na região. Em relação aos resultados obtidos, pode-se ressaltar alguns aspectos. A sazonalidade hídrica afeta a dinâmica das populações de crocodilianos, como por exemplo, ocorre a relação inversa entre a densidade e o índice fluviométrico. As densidades demonstraram uma tendência decrescente entre os anos. Esse resultado indica a possibilidade da ocorrência de alteração climática na região, que pode estar relacionada ao declínio populacional dos crocodilianos, apontando a necessidade de estudos que incluam as variáveis climáticas e a densidade, com monitoramentos contínuos.

Outra questão a ser destacada é sobre os ambientes ocupados ao longo do rio. Os resultados demonstraram que ambientes com cobertura vegetal tiveram maiores proporções de crocodilianos, possivelmente condicionados por fatores de proteção e de recursos alimentares. Essa constatação mostra a relevância da vegetação marginal para a conservação do grupo e é preocupante em relação ao avanço da fronteira agrícola na área de estudo, que conta, por exemplo, com desmatamentos e utilização de agrotóxicos.

Os dados obtidos nestes anos de estudo têm contribuído com o conhecimento científico sobre os crocodilianos e a conservação das espécies na área de estudo. Neste sentido, esperamos a continuidade de ações conjuntas dos diversos setores da sociedade, e que a pesquisa, a atuação governamental, das instituições ambientais, acadêmicas e a extensão à comunidade, possam garantir a manutenção das populações de *M. niger* e *C. crocodilus* na região do entorno do Parque Nacional do Araguaia, contando com um monitoramento contínuo e manejo adequado.

Referências

- AGUILERA, X.; CORONEL, J. S.; OBERDORFF, T.; VAN DAMME, P. **Distribution patterns, population status and conservation of *Melanosuchus niger* and *Caiman yacare* (Crocodylia, Alligatoridae) in oxbow lakes of the Ichilo river floodplain, Bolivia.** Revista de Biología Tropical, v. 56, n. 2, p. 909-29, 2008.
- ALLSTEADT, J.; VAUGHAN, C. **Dry season habitat selection of *Caiman crocodilus* (Crocodylia: Alligatoridae) in Caño Negro, Costa Rica.** Brenesia., v. 38, p. 65-69, 1992.
- ALVES, K. C. C. L. F.; VIOLA, M. R.; SOUZA, P. A.; GIONGO, M.; MELLO, C. R. **Avaliação temporal dos conflitos de uso do solo na bacia hidrográfica do rio Formoso, Tocantins.** Brazilian Journal of Forest Research, v. 35, n. 83, p. 271-283, 2015.
- ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. 2019. **Hidroweb:** sistema de informações hidrológicas. Séries históricas – ano de 2004 a 2011. Disponível em: http://www.snirh.gov.br/hidroweb/publico/medicoes_historicas_abas.jsf. Acesso em: 15 maio 2019.
- BARÃO-NÓBREGA, J. A. L.; MARIONI, B.; DUTRA-ARAÚJO, D.; BOTERO-ARIAS, R.; NOGUEIRA, A. J. A.; MAGNUSSON, W. E.; SILVEIRA, R. **Nest attendance influences the diet of nesting female spectacled caiman (*Caiman crocodilus*) in Central Amazonia, Brazil.** Herpetological Journal, v. 26, n. 2, p. 65-71, 2016.
- BORTEIRO, C.; GUTIÉRREZ, F.; TEDROS, M.; KOLENC, F. **Conservation status of *Caiman latirostris* (Crocodylia: Alligatoridae) in disturbed landscapes of northwestern Uruguay.** South American Journal of Herpetology, v. 3, n. 3, p. 244-250, 2008.
- BORMA, L. S.; DA ROCHA, H. R.; CABRAL, O. M.; VON RANDOW, C.; COLLICCHIO, E.; KURZATKOWSKI, D.; BRUGGER, P. J.; FREITAS, H.; TANNUS, R.; OLIVEIRA, L.; RENNO, C. D.; ARTAXO, P. **Atmosphere and hydrological controls of the evapotranspiration over a floodplain forest in the Bananal Island region, Amazonia.** Journal of Geophysical Research, v. 114, G01003, 12p. 2009.
- BRANDT, L. A.; BEAUCHAMP, J. S.; JEFFERY, B. M.; CHERKISS, M. S.; MAZZOTTI, F. J. **Fluctuating water depths affect American alligator (*Alligator mississippiensis*) body condition in the Everglades, Florida, USA.** Ecological Indicators, v. 67, p. 441-450, 2016.
- BRAZAITIS, P.; REBÊLO, G. H.; YAMASHITA, C.; ODIEMA, E. A.; WATANABE, M. E. **Threats to Brazilian crocodylian populations.** Oryx, v. 30, n. 04, p. 275-284, 1996.
- BRIDLE, J. R.; VINES, T. H. **Limits to evolution at range margins: when and why does adaptation fail?** Trends Ecol Evol, v. 22, n. 3, p. 140-7, 2007.
- CAMPOS, Z. **Effect of Habitat on Survival of Eggs and Sex Ratio of Hatchlings of *Caiman crocodilus yacare* in the Pantanal, Brazil.** Journal of Herpetology, v. 27, n. 2, p. 127-132, 1993.
- CAMPOS, Z.; MOURÃO, G.; COUTINHO, M.; MAGNUSSON, W. E.; SORIANO, B. M. A. **Spatial and Temporal Variation in Reproduction of a Generalist Crocodylian, *Caiman crocodilus yacare*, in a Seasonally Flooded Wetland.** Plos One, v. 10, n. 6, 2015.

CHERKISS, M. S.; MAZZOTTI, F. J.; RICE, K. G. **Effect of shoreline vegetation on visibility of American crocodiles (*Crocodylus acutus*) during spotlight surveys.** Herpetological Review, v. 37, n. 1, p. 37-40, 2006.

CITES. **CITES Identification Guide – Crocodylians:** Guide to the Identification of Crocodylian Species Controlled under the Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora. Canada: Minister of Supply and Services Canada, 1995.

COE, M. T.; LATRUBESSE, E. M.; FERREIRA, M. E.; AMSLER, M. L. **The effects of deforestation and climate variability on the streamflow of the Araguaia River, Brazil.** Biogeochemistry, v. 105, n. 1-3, p. 119-131, 2011.

COUTINHO, M.; CAMPOS, Z. **Effect of habitat and seasonality on the densities of caiman in southern Pantanal, Brazil.** Journal of Herpetology, v. 12, n. 5, p. 741-747, 1996.

COUTINHO, M.; LUZ, V. **National Policies for the Conservation and Management of *Melanosuchus niger* in Brazil: Species status & monitoring, research and current regulations.** Official Brazilian Report to the CITES Conference of Parties - CoP 15 - Doha - Qatar. Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Répteis e Anfíbios/Instituto Chico Mendes De Conservação Da Biodiversidade. Brasília: RAN/ICMBIO, 2010. 24p.

DA SILVEIRA, R. **Conservação e manejo do jacaré-açu (*Melanosuchus niger*) na Amazônia Brasileira.** In: VERDADE, L. M.; LARRIERA, A. (ed.). **Conservação e manejo de jacarés e crocodilos da América Latina.** Piracicaba, SP: CN Editoria, v.2, 2002. p.61–78.

DA SILVEIRA, R.; MAGNUSSON, W. E.; CAMPOS, Z. **Monitoring the distribution, abundance and breeding areas of *Caiman crocodilus crocodilus* and *Melanosuchus niger* in the Anavilhanas Archipelago, Central Amazonia, Brazil.** Journal of Herpetology, v. 31, n. 4, p. 514-520, 1997.

DA SILVEIRA, R.; MAGNUSSON, W. E.; THORBJARNARSON, J. B. **Factors affecting the number of caimans seen during spotlight surveys in the Mamirauá reserve, Brazilian Amazonia.** Copeia, v. 2008, n. 2, p. 425-430, 2008.

DA SILVEIRA, R.; THORBJARNARSON, J. B. **Conservation implications of commercial hunting of black and spectacled caiman in the Mamiraua Sustainable Development Reserve, Brazil.** Biological Conservation, v. 88, n. 1, p. 103-109, 1999.

DORNAS, T. **Compilação dos registros de quelônios, crocodylianos e aves do estado do Tocantins:** Biodiversidade e lacunas de conhecimento. 2009. Dissertação (Mestrado em Ciências do Ambiente). Universidade Federal do Tocantins, UFT, Palmas, 2009. 73p.

ESCOBEDO-GALVÁN, A. H. **Estructura poblacional y proporción de sexos en *Caiman crocodilus* en Caño Negro, Costa Rica.** Iheringia. Série Zoologia, v. 98, n. 4, p. 489-492, 2008.

FARIAS, I. P.; MARIONI, B.; VERDADE, L. M.; BASSETTI, L.; COUTINHO, M. E.; MENDONÇA, S. H. S. T.; VIEIRA, T. Q.; MAGNUSSON, W. E.; CAMPOS, Z. **Avaliação do risco de extinção do jacaré-tinga *Caiman crocodilus* (Linnaeus, 1758) no Brasil.** Biodiversidade Brasileira, v. 3, n. 1, p. 4-12, 2013.

- FILOGÔNIO, R.; ASSIS, V. B.; PASSOS, L. F.; COUTINHO, M. E. **Distribution of populations of broad-snouted caiman (*Caiman latirostris*, Daudin 1802, Alligatoridae) in the São Francisco River basin, Brazil.** Brazilian Journal of Biology, v. 70, n. 4, p. 961- 968, 2010.
- FUJISAKI, I.; MAZZOTTI, F. J.; DORAZIO, R. M.; RICE, K. G.; CHERKISS, M.; JEFFERY, B. **Estimating trends in alligator populations from nightlight survey data.** Wetlands, v. 31, n. 1, p. 147-155, 2011.
- FUJISAKI, I.; RICE, K. G.; PEARLSTINE, L. G.; MAZZOTTI, F. J. **Relationship between body condition of American alligators and water depth in the Everglades, Florida.** Hydrobiologia, v. 635, n. 1, p. 329-338, 2009.
- GRIGG, G. C.; KIRSHNER, D. S. **Biology and evolution of crocodylians.** Victoria: CSIRO Publishing, 2015. 671 p.
- HERRON, J. C. **Body size, spatial distribution, and microhabitat use in the caimans, *Melanosuchus niger* and *Caiman crocodilus*, in a Peruvian Lake.** Journal of Herpetology, v. 28, n. 4, p. 508-513, 1994.
- INSTITUTO PIAGAÇU. **Plano de Gestão da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu - Purus:** versão para consulta pública. Manaus: Instituto Piagaçu. vol. 1, 2010.
- IUCN - INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE AND NATURAL RESOURCES – IUCN. **IUCN Red List of Threatened Species.** 2019. Disponível em: www.iucnredlist.org. Acesso em: 28 maio. 2019.
- JACOB, A. A.; RUDRAN, R. **Radiotelemetria em estudos populacionais.** In: CULLEN JR., L.; RUDRAN, R. *et al.* (dd.). **Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo de vida silvestre.** Curitiba: UFPR/Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2003. Cap. 12, p.285-342.
- KEDDY, P. A. **Wetland ecology: principles and conservation.** 2nd. Cambridge: Cambridge University Press, 2010. 514 p.
- KIRKPATRICK, M.; BARTON, N. H. **Evolution of a species' range.** American Naturalist, v. 150, n. 1, p. 1-23, 1997.
- LATRUBESSE, E. M.; AMSLER, M. L.; MORAIS, R. P.; AQUINO, S. **The geomorphologic response of a large pristine alluvial river to tremendous deforestation in the South American tropics: the case of the Araguaia River.** Geomorphology, v. 113, n. 3-4, p. 239-252, 2009.
- LAVERTY, T. M.; DOBSON, A. P. **Dietary overlap between black caimans and spectacled caimans in the Peruvian Amazon.** Herpetologica, v. 69, n. 1, p. 91-101, 2013.
- LININGER, K. B.; LATRUBESSE, E. M. **Flooding hydrology and peak discharge attenuation along the middle Araguaia River in central Brazil.** Catena, v. 143, p. 90-101, 2016.
- MAGNUSSON, W. E. **Biological aspects of the conservation of Amazonian crocodilians in Brazil.** In: Working Meeting of Crocodile Specialist Group. Gainesville: IUCN: 108-116 p. 1982.
- MAGNUSSON, W. E. **A conservação de crocodilianos na América Latina.** In: LARRIERA, A.; VERDADE, L. M. (ed.). **La conservación y el manejo de caimanes y cocodrilos de América Latina.** Santa Fé, ARG: Fundación Banco Bica, v.1, 1995. p.5-17.

MAGNUSSON, W. E.; DA SILVA, E. V.; LIMA, A. P. **Diets of Amazonian crocodylians**. Journal of Herpetology, v. 21, n. 2, p. 85-95, 1987.

MALTBY, E.; BAKER, T. **The wetland handbook**. Oxford: Wiley-Blackwell, 2009.

MALVASIO, A.; SALERA JUNIOR, G. **Studies of *Melanosuchus niger* and *Caiman crocodilus* populations in the Javaés river, Araguaia National Park, Tocantins, Brazil**. Crocodile Specialist Group Newsletter, v. 25, n. 1, p. 11-12, 2006.

MARIONI, B.; DA SILVEIRA, R.; MAGNUSSON, W. E.; THORBJARNARSON, J. **Feeding behavior of two sympatric caiman species, *Melanosuchus niger* and *Caiman crocodilus*, in the Brazilian Amazon**. Journal of Herpetology, v. 42, n. 4, p. 768-772, 2008.

MARIONI, B.; FARIAS, I. P.; VERDADE, L. M.; BASSETTI, L.; COUTINHO, M. E.; MENDONÇA, S. H. S. T.; VIEIRA, T. Q.; MAGNUSSON, W. E.; CAMPOS, Z. **Avaliação do risco de extinção do jacaré-açu *Melanosuchus niger* (Spix, 1825) no Brasil**. Biodiversidade Brasileira, v. 3, n. 1, p. 31-39, 2013.

MARIONI, B.; VON MUHLEN, E. M.; DA SILVEIRA, R. **Nesting of *Melanosuchus niger* and *Caiman crocodilus* in the Piagaçu-Purus Sustainable Development Reserve, Central Amazonia, Brazil**. Crocodile Specialist Group Newsletter, v. 26, n. 1, p. 8-9, 2007.

MARQUES, T. S.; BASSETTI, L. A. B.; LARA, N. R. F.; MILLAN, C. H.; PIÑA, C. I.; VERDADE, L. M. **Population structure of the broad-snouted caiman (*Caiman latirostris*) in natural and man-made water bodies associated with a silvicultural landscape**. Salamandra, v. 52, n. 1, p. 1-10, 2016.

MAZZOTTI, F. J.; CHERKISS, M. S.; BRANDT, L. A.; FUJISAKI, I.; HART, K.; JEFFERY, B.; McMURRY, S. T.; PLATT, S. G.; RAINWATER, T. R.; VINCI, J. **Body Condition of Morelet's Crocodiles (*Crocodylus moreletii*) from Northern Belize**. Journal of Herpetology, v. 46, n. 3, p. 356-362, 2012.

MELO, M. R. B. **Estudo de Populações de Crocodylianos na Região do Parque Nacional do Araguaia para Status de Conservação e Manejo**. 2008. Trabalho de Conclusão de Curso (Curso de Engenharia Ambiental), Universidade Federal do Tocantins, Palmas – TO. 2008.

MMA/IBAMA – Ministério do Meio Ambiente/Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 2001. **Plano de Manejo do Parque Nacional do Araguaia**. Brasília – DF.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2016. **Espécies Brasileiras Ameaçadas de Extinção, Sobreexploradas ou Ameaçadas de Sobre exploração**. Brasília – DF.

MOURÃO, G. M.; COUTINHO, M. E.; MAURO, R.; CAMPOS, Z.; TOMÁS, W.; MAGNUSSON, W. E. **Aerial surveys of caiman, marsh deer and pampas deer in the Pantanal Wetland of Brazil**. Biological Conservation, v. 92, p. 175–183, 2000.

OUBOTER, P. E.; NANHOE, L. M. R. **Habitat selection and migration of *Caiman crocodilus crocodilus* in a swamp and swamp-forest habitat in northern Suriname**. Journal of Herpetology, v. 22, n. 3, p. 283-294, 1988.

PANTOJA-LIMA, J.; REBÊLO, G. H.; JUÁREZ, C. B. P. **Spectacled (*Caiman crocodilus*) and black caiman (*Melanosuchus niger*) populations in the Abufarí Biological Reserve, Amazonas, Brazil.** Revista Colombiana de Ciencia Animal, v. 2, n. 1, p. 33-44, 2010.

PEREIRA, A. C. **Seleção de microhabitats e seleção dos fatores físicos de influência em *Melanosuchus niger* e *Caiman Crocodilus* no rio Javaés, Ilha do Bananal - Tocantins.** 2012. Trabalho de Conclusão de Curso (Curso de Engenharia Ambiental), Universidade Federal do Tocantins, Palmas – TO. 2012.

PEREIRA, A. C. **Histórico de exploração, prática da caça ilegal e ecologia populacional de *Melanosuchus niger* e *Caiman crocodilus* na área de proteção ambiental Ilha do Bananal/ Cantão, estado do Tocantins.** 2014. 123p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ecótonos). Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ecótonos, Universidade Federal do Tocantins, Palmas, Tocantins. 2014.

PEREIRA, A. C.; MALVASIO, A. **Síntese das características da ordem Crocodylia, fatores de influência em estudos populacionais e aspectos de seleção e uso de habitat para *Caiman crocodilus* e *Melanosuchus niger* no estado do Tocantins, Brasil.** Biota Amazônia, v. 4, n. 1, p. 111-118, 2014.

R DEVELOPEMENT CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing.** Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing 2016.

RAINWATER; T. R.; McMURRY, S. T. & PLATT S. G. **Ectromelia in Morelet's Crocodile from Belize.** Journal of Wildlife Diseases, v. 35. n. 1. p.125–129, 1999.

REBÊLO, G. H.; LUGLI, L. **Distribution and abundance of four caiman species (Crocodylia : Alligatoridae) in Jau National Park, Amazonas, Brazil.** Revista De Biologia Tropical, v. 49, n. 3-4, p. 1095-1109, 2001.

REBÊLO, G. H.; MAGNUSSON, W. E. **An analysis of the effect of hunting on *Caiman crocodilus* and *Melanosuchus niger* based on the sizes of confiscated skins.** Biological Conservation, v. 26, n. 2, p. 95-104, 1983.

RON, S. R.; VALLEJO, A.; ASANZA, E. **Human influence on the wariness of *Melanosuchus niger* and *Caiman crocodilus* in Cuyabeno, Ecuador.** Journal of Herpetology, v. 32, n. 3, p. 320-324, 1998.

ROSS, J. P. **Crocodiles: status survey and conservation action plan.** 2nd ed. IUCN – The World Conservation Union. Gland, Switzerland. 1998.

RUBIO-DELGADO, A.; CUPUL-MAGAÑA, F. G.; HERNÁNDEZ-HURTADO, H.; REYES- JUARÉZ, A. **Septicemia, malformaciones y recuperación posquirúrgica en ejemplares de *Crocodylus acutus* en cautiverio.** Revista Biomédica. v. 12, n. 2, p. 142-144, 2001.

RUEDA-ALMONACID, J. V. *et al.* **Las tortugas y los cocodrilianos de los países andinos del trópico.** Bogotá, COL: Conservación Internacional/Editorial Panamericana, 2007. 538 p.

SANTOS, E. R.; LOLIS, S. F. **Análise Florística em Comunidades Florestais nos Municípios de Caseara, Marianópolis e Pium, no estado do Tocantins.** Revista Carbono Social, v. 1, n. 2, p. 24-31, 2007.

SEIJAS, A. E. **Presión humana, distribución y abundancia de caimanes (*Crocodylus intermedius*) en el sistema del río Cojedes, Venezuela.** *Ecotropicos*, v. 14, n. 1, p. 11-18, 2001.

SEPLAN - Secretaria de Planejamento e Meio Ambiente do Estado do Tocantins. **Plano de Manejo:** Parque Estadual do Cantão. Palmas, Tocantins. 2001.187p.

SILVA, M. C. H. **Estrutura populacional, morfometria e dieta de *Caiman crocodilus E Melanosuchus niger* (Crocodylia, Alligatoridae) no rio Javaés, entorno do Parque Nacional do Araguaia, Tocantins.** 2011. Trabalho de Conclusão de Curso (Curso de Engenharia Ambiental), Universidade Federal do Tocantins, Palmas – TO. 2011.

SMITH, N. J. H. **Caimans, Capybaras, otters, manatees, and man in amazonia.** *Biological Conservation*, v. 19, n. 3, p. 177-187, 1981.

SOARES, E. A. **Densidade Populacional, Lesões e Anomalias em *Melanosuchus niger* (SPIX, 1825) e *Caiman crocodilus* (LINEAU, 1758), (Crocodylia, Alligatoridae) na Bacia do Rio Araguaia, Estado do Tocantins.** 2007. Dissertação (Mestrado em Ciências do Ambiente). Universidade Federal do Tocantins, UFT, Palmas, Brasil. 2007.

THORBJARNARSON, J.B.. **Crocodiles: An Action Plan for their Conservation.** Gland: IUCN, 1992. 149p.

THORBJARNARSON, J. **Reproductive characteristics of the order Crocodylia.** *Herpetologica*, v. 52, n. 1, p. 8-24, 1996.

THORBJARNARSON, J. **Are crocodylian sex ratios female biased? the data are equivocal.** *Copeia*, v. 1997, n. 2, p. 451-455, 1997.

UNEP-WCMC. **Species database: CITES-Sisted Species.** 2009. Disponível em: <https://www.cites.org/eng/app/appendices.php>. Acesso em: 29 maio. 2019.

VERDADE, L. M.; SANTIAGO, M. E. B. **Status of captive population of broad-snouted caiman (*Caiman latirostris*) in Brazil.** *In: Working Meeting of Crocodile Specialist Group*, 17.; 1992. Victoria Falls. Proceedings. Gland: IUCN, v. 2, 1992. p.218-225.

VERDADE, L. M. **Agonistic social behavior of broad-nosed caiman (*Caiman latirostris*) in captivity: implications to reproductive management.** p. 200-217. *In: Crocodiles. Proceedings of the 11th Working Meeting of the Crocodile Specialist Group.* Vol. 2. IUCN - The World Conservation Union, Gland, Switzerland. 1992.

VERDADE, L. M.; LARRIERA, A.; PIÑA, C. I. Broad-snouted Caiman *Caiman latirostris*. *In: MANOLIS, S. C.; STEVENSON, C. (org.) Crocodiles, Status Survey and Conservation Action Plan.* 3rd ed., Darwin: Crocodile Specialist Group, 2010. p. 18-22.

VILLAMARÍN, F.; MARIONI, B.; THORBJARNARSON, J. B.; NELSON, B. W.; BOTERO-ARIAS, R.; MAGNUSSON, W. E. **Conservation and management implications of nest-site selection of the sympatric crocodylians *Melanosuchus niger* and *Caiman crocodilus* in Central Amazonia, Brazil.** *Biological Conservation*, v. 144, n. 2, p. 913-919, 2011.

WADDLE, J. H. *et al.* **Dry years decrease abundance of American alligators in the Florida Everglades.** *Wetlands*, v. 35, n. 5, p. 865-875, 2015.



DA EXPLORAÇÃO AO CRIME: DO RETRATO HISTÓRICO NA ILHA DO BANANAL AO DIAGNÓSTICO ATUAL DA CAÇA PREDATÓRIA DE JACARÉS NO TOCANTINS

André Costa Pereira¹, Cátia Maria M. C. Pereira², Adriana Malvasio³

Resumo

Os jacarés na bacia Araguaia-Tocantins sofreram fortes declínios populacionais em meados do século XX, motivados pela caça e exploração comercial da pele, sobretudo na região da Ilha do Bananal. Políticas nacionais e internacionais de combate a caça e exploração ilegal reduziram a atividade, porém atualmente a caça ilegal se mantém para promover e subsidiar outras atividades ilícitas. Aqui, apresentamos um histórico da caça e exploração de jacarés na Ilha do Bananal (entre 1950 e 1980) através de relatos de caçadores e ribeirinhos da região, bem como uma análise da caça atual de jacarés no estado do Tocantins através de registros emitidos pelos órgãos ambientais federal e estadual entre 1992 e 2014.

Palavras-chave: Bacia Araguaia-Tocantins; *Caiman crocodilus*; conhecimento tradicional associado; entrevista; *Melanosuchus niger*; pele.

Introdução

A exploração dos crocodilianos (Reptilia: Crocodylia) e toda a fauna silvestre é uma atividade milenar. Através da caça, os crocodilianos possuíram diversas finalidades, incluindo alimentar, econômica, cultural, místico-religiosa, artesanal, ornamental e recreativa (RUEDA-ALMONACID *et al.*, 2007; GRIGG; KIRSHNER, 2015). Porém, o uso comercial da pele e couro impulsionou significativamente a exploração desses animais em todo mundo durante o século XX, com a caça predatória tendo auge entre 1950 e 1970 (THORBJARNARSON, 1992; THORBJARNARSON, 1999). O jacaré-americano (*Alligator mississippiensis*) e outros crocodilos (especialmente, o crocodilo-marinho, *Crocodylus porosus*, e o crocodilo-do-Nilo, *Crocodylus niloticus*) foram as primeiras espécies a sofrer intensa pressão de caça e depleção de suas

1 Mestre em Ecologia de Ecótonos, Engenheiro Ambiental, Universidade de Brasília, e-mail: rancoper@gmail.com

2 Mestre em Ciências do Ambiente, Pedagogia, Instituto Nacional de Estudos e Pesquisas Educacionais Anísio Teixeira, e-mail: catiammcp@gmail.com

3 Doutora em Zoologia, Mestra em Zoologia, Bióloga, Universidade Federal do Tocantins, e-mail: malvasio@uft.edu.br

populações naturais, considerados como animais de peles nobres para a indústria devido ao tamanho e menor ossificação de escamas na parte ventral - osteodermos (THORBJARNARSON, 1992). Com a diminuição das populações naturais de espécies de pele nobre, o comércio e a indústria do couro focaram nas populações de jacarés sul-americanos, consideradas peles com menor aproveitamento devido a maior ossificação da parte ventral (BRAZAITIS, 1989; THORBJARNARSON, 1992; GRIGG; KIRSHNER, 2015). A exploração e demanda de pele de jacarés disseminou-se entre os países sul-americanos, com grande intensidade ao longo dos corpos hídricos e planícies de inundação, inclusive àquelas que continham acesso marítimo para logística e exportação, como as bacias Amazônica, do Orinoco e Platina (SMITH, 1980; STEARMAN; REDFORD, 1992; VELASCO; AYARZAGÜENA, 2010).

O jacaré-açu (*Melanosuchus niger*), o jacaré-tinga (*Caiman crocodilus*), o jacaré-do-papo-amarelo (*Caiman latirostris*) e o jacaré-do-Pantanal (*Caiman yacare*) sofreram drásticas reduções em suas abundâncias, com extinção local de suas populações em algumas regiões (PLOTKIN *et al.*, 1983; REBÊLO; MAGNUSSON, 1983; REDFORD, 1992; MOURÃO *et al.*, 1996). Têm-se registros de 7,5 milhões de peles exportadas legalmente do estado do Amazonas entre 1950 e 1965, com maioria provável de *M. niger* (SMITH, 1980). Redford (1992) reportam aproximadamente 12 milhões de peles de *C. crocodilus* exportadas legalmente da Colômbia entre 1951 e 1980. Para *C. yacare* registram-se 1 milhão de peles anuais exportadas do Pantanal nos finais da década de 80 (DAVID, 1989). Entretanto, em 1967, o Brasil instituiu a Lei de Proteção a Fauna – Lei Federal Nº 5.197, de 3 de janeiro de 1967 (BRASIL, 1967), com proteção da fauna silvestre e proibição da comercialização e exploração de seus produtos e subprodutos. Em conjunto, organizações internacionais (*e.g.* CITES - Convenção sobre o Comércio Internacional de Espécies da Flora e Fauna Selvagens em Perigo de Extinção, IUCN - União Internacional para Conservação da Natureza) regularam e enrijeceram o controle e restrições do comércio de peles (REBÊLO; MAGNUSSON, 1983), repercutindo na diminuição do comércio ilegal de peles de jacarés (BRAZAITIS, 1989; THORBJARNARSON, 1999). No entanto, o comércio ilegal emergiu para a carne após a década de 1980 (DA SILVEIRA; THORBJARNARSON, 1999; RUFFEIL, 2004; MENDONÇA *et al.*, 2016).

Em cenário à parte e em menor destaque, a bacia Araguaia – Tocantins na região central do Brasil apresenta escassos relatos sobre crocodilianos em séculos passados. Registros históricos datados do século XIX retratam populações abundantes de jacarés na bacia Araguaia – Tocantins, sendo fonte alimentar aos navegadores e ribeirinhos (TAUNAY, 1875). No aspecto científico, as primeiras incursões possuíam objetivos de identificação e distribuição dos crocodilianos, datadas em meados do século XX pelos naturalistas Harald Schultz e Alphonse R. Hoge (DORNAS, 2009). Dentre os registros, constavam espécimes de *M. niger*, *C. crocodilus* e de jacaré-paguá (*Paleosuchus palpebrosus*).

Nos séculos XIX e XX, investimentos governamentais impulsionaram e fortaleceram a infraestrutura, povoamento e pacificação de povos indígenas, navegação norte-sul do Brasil, ocupação da bacia Araguaia – Tocantins e a diversificação das atividades extrativistas para a região, inclusive atividades de exploração dos recursos naturais (*e.g.* madeira, pedras preciosas, pescado) para mercantilização e subsistência na região da Ilha do Bananal (TAUNAY, 1875; LIMA FILHO, 1998; GIRALDIN, 2002). Possivelmente, a atividade de caça e exploração de jacarés no rio Araguaia possuiu um importante fator histórico, econômico e de desenvolvimento para a região. Entretanto, o conhecimento tradicional associado das populações ribeirinhas para com a fauna presente no rio Araguaia e seu histórico de exploração, inclusive com crocodilianos, tem recebido pouca atenção. Similarmente às investigações e retratos históricos de exploração

de crocodilianos na Amazônia e Pantanal, a região da Ilha do Bananal possivelmente possuiu forte pressão de caça aos jacarés, porém ainda tal conhecimento não foi revelado, carecendo de investigação.

Com complexidade socioeconômica da caça, devido a possível caracterização como caça de subsistência (onde recursos de origem animal são utilizados e consumidos somente para a sobrevivência), a ilicitude da caça predatória aos jacarés permaneceu após a Lei Federal nº 5.197/67, evidenciada por ações de fiscalização e apreensão dos órgãos ambientais estadual e federal (*e.g.* REBÊLO; MAGNUSSON, 1983; CINTRA, 1989; MOURÃO *et al.*, 1996; BASTOS *et al.*, 2008; MENDONÇA *et al.*, 2016). Reconhece-se que a caça de subsistência pode conter riscos à biodiversidade, pois seus efeitos sobre as populações naturais são difíceis de serem observados (REDFORD, 1992; PERES, 2000; MACHADO *et al.*, 2013). Contudo, com maiores prejuízos, a caça ainda é praticada deliberadamente no Brasil com viés de promoção da comercialização ilegal de subprodutos (*e.g.* a carne) e ocultação do tráfico ilegal de animais silvestres, com rede clandestina organizada e estruturada entre caçadores e contrabandistas (GIOVANINI, 2001; BASTOS *et al.*, 2008; MACHADO *et al.*, 2013). Atualmente, o tráfico é uma das três maiores atividades ilegais do mundo, sendo que possui flexibilidade e adaptabilidade para se moldar à outras atividades ilegais (GIOVANINI, 2001).

Independente do objetivo/intenção do infrator quanto à utilização do animal, cada registro em autos de infração e termos de apreensões e depósitos emitidos pelos órgãos ambientais fiscalizadores estadual e federal trata-se de um crime ambiental. Assim, os órgãos ambientais têm registrado informações e utilizado recursos tecnológicos (*e.g.*, sensoriamento remoto e georreferenciamento) para nortear as ações operacionais de fiscalização, coibição e combate à caça e demais atividades ilegais associadas (GIOVANINI, 2001; DESTRO *et al.*, 2012). Entretanto, tais medidas carecem de sistematização das informações, análise e avaliação para novas ações operacionais (GIOVANINI, 2001). O Tocantins, dentre os estados brasileiros, possui uma das menores quantidades de autuações e multas em relação à crimes ambientais voltados a caça e tráfico de animais silvestres (DESTRO *et al.*, 2012). Atualmente, dados sobre o quantitativo da fauna de crocodilianos retirado da natureza são desconhecidos, bem como o perfil-alvo das espécies capturadas. Uma análise mínima pode ser feita através das apreensões de animais pelos órgãos fiscalizadores.

Nesse sentido, o objetivo deste estudo visou compreender a perspectiva histórica da caça de jacarés por duas abordagens distintas: (1) Através de um estudo etnoecológico de investigação e descrição da atividade de caça e comercialização de jacarés na região da Ilha do Bananal, construindo um cenário a partir de relatos de caçadores e ribeirinhos para o período histórico entre 1950 e 1980, período relativo ao auge da pressão e exploração de jacarés no Brasil; (2) Por um diagnóstico atual da caça de crocodilianos entre os anos de 1992 e 2014 no estado do Tocantins através de informações dos autos de infração e termos de apreensões e depósitos emitidos pelos órgãos ambientais, fornecendo informações estruturadas aos órgãos governamentais para ações de preservação e conservação.

1. Aporte metodológico

Em entrevistas semiestruturadas gravadas com 16 pessoas (totalizando 2.400 horas), compilamos conhecimentos minuciosos sobre o período de caça de jacarés na região da Ilha do Bananal. Destes, oito residiam na cidade de Pium - Tocantins, e oito residiam no município de Caseara - Tocantins, constituídos por 15 homens e uma mulher. A idade dos entrevistados variou entre 51 a 93 anos, com média de idade de 67 anos, capazes de comprovar sua vivência e seu conhecimento sobre a atividade durante o período histórico de exploração de jacarés. As entrevistas foram guiadas por núcleos de interesse da pesquisa, incluindo: a espécie, o tamanho e sexo; o período, os locais e as áreas de caça; a logística e suprimentos de caça; métodos de caça; preço e quantidade de produtos. Utilizamos a técnica de “*snowball sampling*” (BIERNACKI; WALDORF, 1981; SILVA-LEITE *et al.*, 2012), com resultados retendo informações obtidas sobre determinado assunto, validados perante depoimentos semelhantes entre todos os entrevistados (BIERNACKI; WALDORF, 1981). Antes de cada entrevista, os participantes foram informados sobre os objetivos e assinaram o Termo de Consentimento Livre e Esclarecido (TCLE), sendo a pesquisa apreciada pelo Comitê de Ética em Pesquisa da Universidade Federal do Tocantins (registro nº. 224/2013).

A sistematização e análise das entrevistas foram realizadas da seguinte maneira: (1) anotações e interpretações dos pontos críticos identificados; (2) revisão bibliográfica do assunto como forma de verificação para compreensão, explicação e interpretação das informações; (3) aprofundamento dos dados contidos pela estruturação guiada pelo tema e questões centrais; (4) composição dos resultados em redação. Selecionamos trechos de entrevistas que retrataram melhor o assunto abordado para apresentação no texto, com o respectivo nome dos entrevistados suprimidos de forma a ter anonimato e preservar a identidade e com linguagem informal corrigida para melhor compreensão.

Voltado à análise, caracterização e diagnóstico da prática da caça predatória nos anos mais recentes no estado do Tocantins, adquirimos informações de Autos de Infração e Termos de Apreensões e Depósitos emitidos pela Divisão de Fiscalização da Superintendência do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) do estado do Tocantins e pelo Instituto Natureza do Tocantins (NATURATINS). Coletamos todos os registros físicos e eletrônicos acessíveis que continham os termos “réptil”, “jacaré”, “jacaré-açú”, “jacaré-tinga” e “jacaré-do-papo-amarelo” datados entre os anos de 1990 e 2014. Na consulta dos registros obtidos, foram levantados, principalmente, dados sobre a espécie caçada, o número de animais abatidos, o tamanho dos indivíduos e/ou quilogramas de carne, a data e localização da infração. As apreensões foram agrupadas em macrorregiões ao longo do estado do Tocantins a partir das características de localização geográfica, hidrografia e Unidades de Conservação presentes (adaptado de SEPLAN, 2012). Apresentamos os resultados de forma descritiva e através de frequência percentual, média aritmética e por representações em tabelas e figuras, conforme Bastos *et al.* (2008).

2. A contextualização da caça predatória na região da Ilha do Bananal

Segundo relatos de ribeirinhos, a caça de jacarés possuiu grande importância na região da Ilha do Bananal entre as décadas de 1950 e 1980, com foco na extração e aproveitamento da pele, tornando-se a atividade mais lucrativa e de maior concentração de trabalhadores na região. Nesta época, a bacia Amazônica era o epicentro da atividade de caça de jacarés, com uma grande rede mercantil nos principais rios amazônicos (SMITH, 1980; PLOTKIN *et al.*, 1983; REBÊLO; MAGNUSSON, 1983), com prováveis ligações alcançando a região do Araguaia para os mesmos propósitos. Estruturalmente, a rede de mercado de pele se constituía em compradores advindos do estado do Pará, com translocação da carga aos curtumes da capital, Belém, por meio rodoviário.

“É a caça de jacaré. Antes disto já tinha. Mas quando entendi, de 58 para a frente já, aí veio até 70 e 82. Em 82 acabou. Ai, fechou. Não teve mais comprador. Foram muitos anos mariscando¹” (Sr. P., 65 anos).

As áreas de caça abrangiam toda a Ilha do Bananal até a cidade de Araguacema, contemplando os rios Araguaia e Javaés, tributários e lagos interiores. Todo e qualquer corpo hídrico era investigado e mapeado para logística, com traçados e trilhas para translocação e facilitação de acesso. A realização dos trabalhos cumpria as atividades de preparo da carga, manutenção de equipamentos e a caça. Durante o dia os afazeres eram destinados à retirada de pele de jacaré, manutenção e limpeza de equipamentos, pesca de variados tipos de pescados, além do descanso. Quando à noite, as atividades eram destinadas à caça de jacarés e outros animais noturnos, como a onça pintada (*Panthera onca*), onça parda (*Puma concolor*), ariranha (*Pteronura brasiliensis*), veado mateiro (*Mazama americana*) e veado catingueiro (*Mazama gouazoupira*), paca (*Cuniculus paca*), caititu (*Pecari tajacu*), que possuíam alto valor no mercado, e a pesca do pirarucu (*Arapaima gigas*), com a produção de mantas de carne.

A sazonalidade hídrica era fator preponderante para a atividade da caça, com o exercício em período de águas baixas. Na região, a prática da caça era exercida entre maio e dezembro, com maior intensidade nos meses de julho a outubro. A partir de novembro, inicia-se na região o período de chuvas, o que dificultava a atividade e prejudicava a conservação e qualidade da pele. Nestes meses, a caça era interrompida e os caçadores exerciam outro tipo de trabalho como fonte de renda. Durante a temporada de caça, os caçadores permaneciam entre três a oito meses no interior da mata, deslocando-se entre lagos e estocando fardos de peles. Os caçadores se concentravam em grupos de até oito pessoas, tendo os seus respectivos compradores de pele que lhes forneciam os mantimentos necessários para a caça, apresentando estruturação da atividade de forma similar em outras áreas (*e.g.* STEARMAN; REDFORD, 1992; DA SILVEIRA; THORBJARNARSON, 1999). É relatado pelos entrevistados que durante o auge da caça de jacarés, inúmeros grupos se formavam para a atividade ao longo de toda região da Ilha do Bananal, com menções de 10 a 15 grupos atuantes. Dentre os itens fornecidos constavam arma de fogo, anzol, linha de pesca, arpão, corda, lanterna, pilha, sal e alimentos diversos. Os grupos montavam acampamentos com espaço para leito, alimentação com mesas, bancos e

1 Mariscar: pescar, caçar. Fonte: Ferreira (1986).

fogão, higiene e armazenamento da pele, proporcionando uma estrutura para a atividade em corpos hídricos circunvizinhos. A venda da pele acontecia durante este período por meio de visitas dos compradores aos acampamentos, quando os caçadores retornavam à cidade após o término dos mantimentos e apetrechos de caça ou quando a carga desejada de peles era satisfeita.

“Nós começávamos no mês de junho. Não! Teve ano que a gente começou no mês de abril, outras vezes começava no mês de junho. Aí mariscava o mês de junho, julho, agosto, setembro, outubro. Novembro estava começando a chuva, vínhamos embora. Lá [no mato...] passávamos seis meses [...]. Agora lá [...] fazia um barracão [...], fazia uns alojamentos grandes ali, fazia bancada [...], mesinha pra botar os pratos, [...] fogãozinho.” (Sr. S., 74 anos).

Na região do Araguaia, os compradores locais, ou possivelmente mediadores/intermediadores entre o mercado paraense e caçadores, se limitavam a três pessoas residentes nas cidades de Araguacema e no distrito de Barreira de Campo (município de Santana do Araguaia/PA). Possuíam pouca infraestrutura para a atividade relacionada, locais e técnicas para armazenamento, processamento e beneficiamento de peles, como de curtumes no Pará, com apenas um local de armazenamento na região relatado. Neste mercado, antigos caçadores também relatam o oportunismo de intermediários ou atravessadores no mercado de pele, implicando em prejuízos aos caçadores da região com baixos preços de compra e sem garantias de pagamento.

Entretanto, comumente nessa relação mercantil, o pagamento possuía uma relação desvantajosa ao caçador, com seu lucro reduzido devido a dívidas contraídas ao adquirir equipamentos de caça.

“Mais o marisco, ele... Ele não dá lucro não, por que eu tenho experiência. [...] Mariscador pescava dia e noite, rendia bastante a produção e tinha vez que, quando chegava aqui na cidade onde nós morávamos, ia acertar a conta com o patrão, [...] ficava devendo para o outro ano. Marisco não dá futuro não. [...] Você ficava trabalhando o tempo todinho, depois ia vê lucro, não tinha” (Sr. L., 72 anos).

Além disso, após a proibição da caça de animais silvestres pela Lei de Proteção a Fauna, houve uma desvalorização dos preços pagos pelas peles, sendo um dos fatores apontados como justificativa do salário/pagamento aos caçadores o risco relacionado ao contrabando (SMITH, 1980).

3. A caça

Segundo os entrevistados, abatia-se até 30 jacarés por dia, mantendo-se as atividades no corpo hídrico enquanto houvesse jacarés de tamanho relativo para a venda. Anualmente, no final do período de caça, um aporte de até 4.000 peles era coletado por grupo de caçadores. Para o período entre 1950 e 1980, podemos estimar que apenas um grupo de caçadores extraiu 120 mil peles (4 mil peles ao longo dos 30 anos). Considerando o número mencionado de grupos de caçadores (10 a 15 grupos), inferimos que neste período foram extraídas ilegalmente entre 1,2 milhão (estimado para apenas 10 grupos atuantes) e 1,8 milhão de

peles de jacarés (estimado para 15 grupos) na região da Ilha do Bananal. Não se tem dados concretos sobre o quantitativo real de peles extraídas da região e entorno durante o período, contudo, a exploração era lucrativa e vantajosa diante do tempo e recursos disponíveis, como: (1) a caça estruturada em grupos de caçadores; (2) extensão da área de caça compreendida de no mínimo 600.000 ha, em um complexo de lagos e lagoas regidos pelos rios Araguaia, Javaés e Coco; e (3) período intenso de caça compreendido entre 1950 e 1980. Estatisticamente, é difícil a estimativa do quantitativo coletado (DAVID, 1989) ou da magnitude da caça (MOURÃO *et al.*, 1996) para avaliação das consequências ecológicas. Entretanto, pesquisadores citam que, somente do estado do Amazonas, foram exportadas legalmente 7,5 milhões de peles entre 1950 e 1965 (SMITH, 1980) e no Pantanal, nos fins da década de 1980, foram exportadas aproximadamente 1 milhão de peles de *Caiman crocodilus yacare* (DAVID, 1989).

“A gente ia de barco até a altura de passar 40 dias, 70 dias. Era assim, três meses. Três meses, fazia 2000 peles, 3000, 4000 peles de couro de jacaré [...]. Lá no mato mesmo, a gente matava, às vezes 20, até 25, até 30 [animais], você trata no dia, [por] dois [caçadores]” (Sr. P., 65 anos).

Os métodos e equipamentos de caça descritos neste estudo foram semelhantes àqueles relatados na literatura (Figura 1): (1) utilização do arpão auxiliado pela arma de fogo, com golpes de arpão no pescoço (local com maior potencial de penetração na pele) para domínio e finalização do animal (DA SILVEIRA; THORBJARNARSON, 1999; GRIGG; KIRSHNER, 2015); (2) apenas com a arma de fogo (STEARMAN; REDFORD, 1992); e (3) pesca por armadilha de espera com anzol (MARIONI *et al.*, 2006; MENDONÇA *et al.*, 2016), regionalmente chamada de “pinda”. A pinda era um anzol de grande porte iscado com peixe ou outro animal, colocado a 30 cm acima da lâmina d’água às margens do corpo hídrico, amarrado a uma corda grossa com a outra extremidade enlaçada em árvores de troncos grossos. Na região da Ilha do Bananal não se teve relatos da caça por “zinga” ou “singa”, um bastão pontiagudo de 2 m de comprimento com duplo propósito de sondar o fundo e captura do animal, como descrito por Stearman e Redford (1992).

Figura 1. A caça de jacarés através de busca ativa utilizando arma de fogo e arpão (esquerda), golpes de arpão para captura (meio) e a contenção e domínio do animal (direita). Fonte: IBGE (2019).



A seletividade dos caçadores na escolha do animal para coleta derivava do valor da metragem de cada pele. Os espécimes alvos eram indivíduos maiores que 3 m de comprimento total para *M. niger* e 1,2 m para *C. crocodilus*, o que condizia ao tamanho de maior valor da

metragem da pele. Não obstante, o esforço de captura também era remetido aos animais de menor porte para satisfazerem a carga. Ainda, conforme os anos de exploração, animais de grande porte foram se tornando escassos, o que culminou em coletas de animais de pequeno porte, com indivíduos de até 0,5 m no fim dos anos de 1970 na região da Ilha do Bananal.

“A maior quantidade que a gente fazia de jacaré era de 1,5 a 2 m [do jacaré-açu]. Era a quantidade que mais pegava. De tinga era uma média de 0,75 a 1 m. Era pequenininho demais que a gente pegava. De 0,75 a 1 m” (Sr. P. S., 70 anos).

“Ai vai diminuindo, diminuindo até o 50 [cm]. [...] Matava 2 tingas, o couro de 50 cm. [...] Tirava o couro dele todinho. Aí os dois tingas de 50 [cm] valiam por um de 1 m. Era assim, dois por um. Dois por um, era assim que ficava, toda vida, 2 tinga” (Sr. F., 55 anos).

Em rios amazônicos, Da Silveira e Thorbjarnarson (1999) encontraram seletividade de indivíduos de *M. niger* pelos caçadores (entre 1 a 1,5 m de comprimento rostro-cloaca) e *C. crocodilus* (> 1 m de comprimento rostro-cloaca). Rebêlo e Magnusson (1983) informaram a coleta de jacarés de até 0,7 m de comprimento total, com preferência dos caçadores pelos indivíduos maiores que 1,1 m para *C. crocodilus* e 1 m para *M. niger*. Cintra (1989) mencionou preferência a indivíduos maiores que 0,8 m de comprimento rostro-cloaca ($\pm 1,6$ m de comprimento total), e Mourão *et al.* (1996) encontrou maiores extrações de indivíduos acima de 0,6 m de comprimento rostro-cloaca ($\pm 1,2$ m de comprimento total) para *C. yacare*.

A seletividade de tamanho teve um viés sexual nas populações exploradas, com altas proporções de extração de machos, como relatado em diversas regiões amazônicas (MOURÃO *et al.*, 1996; DA SILVEIRA; THORBJARNARSON, 1999; RUFFEIL, 2004). Possivelmente, maiores proporções de machos adultos também foram extraídas de *M. niger* e *C. crocodilus* na região da Ilha do Bananal devido aos machos alcançarem maior tamanho do que fêmeas. Comparativamente, machos de *M. niger* podem ultrapassar 5 m de comprimento total, enquanto as fêmeas possuem porte médio de 2,8 m (RUEDA-ALMONACID *et al.*, 2007; THORBJARNARSON, 2010; MARIONI, FARIAS, *et al.*, 2013). Em *C. crocodilus*, machos podem alcançar 2,75 m e fêmeas alcançam 2,2 m de comprimento total (RUEDA-ALMONACID *et al.*, 2007; VELASCO; AYARZAGÜENA, 2010; FARIAS *et al.*, 2013).

Entretanto, a temporada de caça coincidia com o período reprodutivo dos jacarés, de setembro a dezembro (MARIONI *et al.*, 2007), proporcionando maior facilidade de captura de fêmeas. Estas possuem comportamento de cuidado com o ninho, ficando próximas para protegê-los durante o período de incubação (MARIONI *et al.*, 2007; BARÃO-NÓBREGA *et al.*, 2016). Os caçadores utilizavam-se deste comportamento para localizar e abater a fêmea, mantendo o ninho intacto, sem perspectivas de coleta e consumo dos ovos. Entretanto, vários entrevistados comentaram que na ausência de cuidado parental, nos dias seguintes à captura, os ninhos eram predados por quatis, ariranhas, macacos, entre outros.

“A gente, o pescador não mexia com o ninho de jacaré, não coletava [o ovo] e a gente via muito ninho. [...] Ele tem ninho, ele é mais fácil de ser capturado, ele não sai de perto do ninho, aí fica fácil do pescador pegar ele. E quando pega ele, os outros animais, o predador, come os ovos tudinho, o quati. Era uma coisa que eu fiz e até hoje eu me arrependo quando eu lembro que eu matei a fêmea que estava tomando conta do ninho e no outro dia que eu passei lá, os quatis estavam acabando de comer os ovos, já estavam nascendo os bichinhos, comeu tudo” (Sr. S., 70 anos).

Luz (2012) relatou a inexistência do consumo de ovos de *Caiman latirostris* pelos ribeirinhos do município de Maquiné/RS, e também Silva-Leite *et al.* (2012) não mencionaram a coleta de ovos por caçadores do município de Ilha Grande, APA Delta do Parnaíba, Piauí. Ao contrário, variadas etnias e culturas no mundo tem como fonte alimentar os ovos de crocodilianos (STEARMAN; REDFORD, 1992; ALONSO, 1995; KLEMENS; THORBJARNARSON, 1995; RUFFEIL, 2004). Na natureza, a predação de ovos é descrita para várias espécies de crocodilianos, sendo fonte alimentar para várias espécies de répteis, aves e mamíferos. Entre os predadores oportunistas destacam-se: macaco-prego (*Sapajus apella*), teiú (*Tupinambis teguixin*), onça-pintada (*Panthera onca*), lobinho (*Cerdocyon thous*), carcará (*Caracara plancus*) e macaco de cheiro (*Saimiri* sp.) (RUFFEIL, 2004; VILLAMARÍN-JURADO; SUÁREZ, 2007; DA SILVEIRA *et al.*, 2010; BARBOZA *et al.*, 2012).

4. A pele

A pele era retirada do corpo do animal contendo os menores traços de carne possível para ser salgada e empilhada para armazenamento. Havia diferenças na retirada da pele entre as espécies. Para *M. niger*, a pele possuía maior aproveitamento, com a retirada total do dorso, deixando duas linhas de escamas centrais. O colete era formado do pescoço à ponta da cauda, compreendendo as patas dianteira e traseira, os flancos, barriga e a pele abaixo do maxilar. Para a espécie *C. crocodilus*, as descrições de retirada possuíam variações: houve a retirada total da pele (semelhante ao *M. niger*), excluindo somente a parte ventral (barriga); ou a retirada da pele que abarcava o dorso até o limite inferior da cloaca, as patas dianteira e traseira, flancos, parte do pescoço e inferior do maxilar, porém mantendo partes ventral e cauda no corpo. Áreas corporais de maior ossificação eram descartadas.

“Quando chega a hora de tirar a pele, usando um facão, um pedaço de madeira, racha ele pelas costas [...]. Então, era com o facão batendo com a madeira lá até rachar, depois sim, [a utilização da] faca para retirar [a pele]. Pelas costas, aí depois ia tirando a pele, saindo para os lados, para as mãos, para cauda... O [jacaré] tinga [*C. crocodilus*] só usa só as laterais e a parte do queixo que é usado, as costas dele e a barriga são muito duras, então a gente já fazia assim: cortava tipo um colete, tirava só aquele coletezinho de couro de pele, era pouca coisa que aproveitava do tinga. Por isso não tem muita procura para o tinga, porque a carapaça dele é muito dura, só tem as laterais da costela e o queixo, e um pouco da cauda só, nem a cauda toda não tirava. Já o [jacaré] açu [*M. niger*] não, o açu perde pouco porque só as costas, o resto tudo é pele aproveitável” (Sr. F., 51 anos).

Segundo Brazaitis (1989) e Thorbjarnarson (1999), a retirada das partes da pele está relacionada ao processamento no curtume, com necessidades de determinadas partes para manufatura de bens (Figura 2). A maneira tradicional de retirada de pele compreendia o corpo como um todo, com o descarte das partes ossificadas do dorso (osteodermos), relacionado à *M. niger*, e em alguns países sul-americanos, de *C. crocodilus* (BRAZAITIS, 1989; THORBJARNARSON, 1999). Porém, algumas especificidades na retirada da pele de *C. crocodilus* também eram relatadas, como a utilização somente dos flancos, maxilar e região pélvica, rejeitando a cauda e parte ventral ossificada.

Figura 2. Pele extraída de jacaré-açú, *M. niger*, com comprimento superior a 2 m (esquerda), amontoados de peles de jacarés em curtume (meio) e padrões de corte e preparação das peles de jacarés (direita). Fonte: IBGE (2019).



O aproveitamento estava relacionado às características da pele de cada espécie repercutindo na nobreza do couro. A pele de *C. crocodilus* era considerada inferior às peles clássicas de crocodilos e aligátors, em razão da ossificação dos osteodermos na parte ventral, o que prejudicaria no beneficiamento no curtume (THORBJARNARSON, 1999). Stearman e Redford (1992) apresentam a retirada da pele de *C. yacare* com similar aproveitamento da pele de *C. crocodilus*. No entanto, *M. niger* foi considerado similar às peles clássicas, mais valiosas entre os jacarés sul-americanos e o pilar da indústria de couro no Brasil (PLOTKIN *et al.*, 1983; REBÊLO; MAGNUSSON, 1983).

Segundo as narrações, a pele de cada espécie possuía padrões específicos de metragem. Cabe destaque a menção do termo “primeira” pelos entrevistados, concernente ao tamanho de referência padronizada de categoria ideal para a venda de pele. Para *M. niger*, a metragem de referência era de 3 m de comprimento total (“primeira”; Figura 2), distribuindo as outras faixas decrescentemente de 0,50 em 0,50 m, ou seja: 2,50 m, 2 m, 1,5 m, 1 m, e por fim, 0,50 m. Para *C. crocodilus*, a metragem da pele era padronizada em tamanhos fixos com mensuração da ponta do focinho até logo após a cloaca, com a pele de referência de “primeira” estabelecida em 1,2 m, tendo as outras metragens em 1 m, 0,75 m e 0,5 m.

“O tinga, o grande era, o ‘primeira’ [...], o primeira dava 1,2 m, [...] da ponta da bunda dele [medida estabelecida logo após a cloaca] até no queixo dava a primeira” (Sr. F., 83 anos).

“A ‘primeira’, 3 m, o açu. De 3 m é a primeira. [...] Da ponta do focinho até a ponta da cauda” (Sr. F., 55 anos).

Fora destas medidas estabelecidas, algumas trapaças eram feitas para as peles alcançarem tais tamanhos comercializáveis. Quando a pele possuía centímetros para subir uma classe, os caçadores esticavam-na prendendo suas extremidades em cordas tensionadas para que cedessem a força exercida e, assim, atingissem o comprimento desejado. Da Silveira (2002) mencionou a união de peles de dois exemplares de *M. niger* para atingir o tamanho menor de venda, que era 1,5 m de comprimento total, no rio Solimões.

Os preços das peles de suas respectivas faixas foram difusos, não encontrando consenso entre os entrevistados. Assim como argumentam Thorbjarnarson e Velasco (1999) e Mourão *et al.* (1996), o preço pago à pele poderia ter sofrido flutuações de mercado relacionado ao mercado internacional. Na literatura, os preços pagos aos caçadores pelas peles eram baixos, US\$ 4 - US\$ 10, diante da valorização do produto final (HOPE; ABERCROMBIE, 1986; BRAZAITIS, 1989). Grande parte (98%) dos ganhos de processamento da pele e couro eram agregados quando circulavam fora do país de origem, sendo esta fornecedora de matéria-prima. Deste modo, desvalorizava-se o trabalho e o patrimônio natural e propiciava o extermínio das populações, sem visão da conservação e manutenção das espécies para ganhos futuros (HOPE; ABERCROMBIE, 1986).

5. A carne

Na época, as *commodities* advindas do jacaré se limitavam a pele. A carne era ignorada como produto de venda e todo o corpo do animal era descartado. Os comentários sobre a retirada da carne na região da Ilha do Bananal foram relatados após enfraquecimento do mercado de pele no fim da década de 1970. A carne de jacaré não era comercializada como produto próprio, mas em conjunto com as mantas de carne seca-salgadas de pirarucu/pirosca (*Arapaimas gigas*) devido às semelhanças entre elas.

“Então aquela carne era jogada fora. [...] Depois, ultimamente, o pessoal começou a aproveitar aquela carne de jacaré. [...] Passou a salgar para vender como peixinho. Aquela manta grande de jacaré de três metros, quatro metros fazia uma manta como era do piroasca e botava no meio do piroasca e passava [vendia]” (Sr. M., 67 anos).

Contudo, a produção não foi em grande potencial, sendo feita sob encomenda para Belém-PA. Os ribeirinhos da região não apreciavam a carne de jacaré, portanto, não era comercializada localmente. A exploração do jacaré em conjunto com *A. gigas* é relatado como um recurso alternativo aos ribeirinhos como fonte de renda em regiões amazônicas (DA SILVEIRA *et al.*, 1998; DA SILVEIRA; THORBJARNARSON, 1999). Indivíduos subadultos machos de *M. niger* eram os mais coletados (1,05-1,25 m de comprimento rostro-cloaca), possuindo valores de mercado entre US\$ 0,7 e US\$ 0,9 por quilograma na época. Mesmo em estágio de crescimento, a exploração da carne não trouxe prejuízos à recuperação da população de *M. niger* na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (DA SILVEIRA; THORBJARNARSON, 1999; DA SILVEIRA, 2002).

6. O fim da caça

Conforme as décadas de exploração aconteciam, as populações de *C. crocodilus* e de *M. niger* eram reduzidas. Em meados de 1970, os caçadores que antes abatiam até 30 indivíduos por noite, passaram a coletar cinco ou seis jacarés, dando indicação sobre a depleção das populações existentes na região. Visualizações nos inúmeros lagos e lagoas na região da Ilha do Bananal com populações de jacarés de grande porte foram se tornando raras. Nesse ponto, dificilmente eram vistos indivíduos na calha principal dos rios Araguaia, Javaés e Coco.

“Quando eu caçava jacaré para tirar a pele, a gente saía nesses rios aqui, a gente andava 20, 30 quilômetros para poder achar três ou quatro jacarés de acima de 2,5 m do açu [*M. niger*]. O tinga [*C. crocodilus*], você achava de 1,5 m, geralmente achava, mas o açu, para achar acima de 2,5 m, você passava 20, 30 quilômetros subindo [o rio]. [Procurava em] 30, 40 lagoas fora do rio porque ele estava tão pescado, tão caçado que já estava quase extinto, dificilmente você achava um dessa espécie, a espécie açu [*M. niger*]” (Sr. F., 51 anos).

A diminuição das populações de jacarés repercutiu no esforço de captura gasto pelos caçadores, necessitando despender longas distâncias a montante dos rios ou a lagos interiores de difícil acesso da região. Com isto, a caça de jacarés tornou-se dispendiosa, desgastante e pouco lucrativa, desestimulando a atividade na região. Dentro deste contexto, a Lei Federal nº 5.197/67 já vigorava, tornando ilegais as atividades econômicas de produtos advindas de qualquer animal silvestre. Os efeitos da promulgação da lei na região da Ilha do Bananal foram tardios, sendo que a caça e a comercialização de jacarés, agora ilegal, ainda vigorou até o início da década de 1980. Na Bacia Amazônica, registros da exploração de peles de jacarés também cessaram nesta mesma década, porém com permanência da extração e comércio de carne (DA SILVEIRA; THORBJARNARSON, 1999; DA SILVEIRA, 2002). A efetividade da lei surtiu efeito no comércio de produtos de animais silvestres nos grandes centros urbanos, com restrição e coibição das atividades ilegais pelos órgãos federais, que possivelmente acarretou na redução de contrabandistas de peles que atuavam na região da Ilha do Bananal. Assim, o desaparecimento de compradores de peles tornou-se outro motivo de enfraquecimento da atividade na região. O fim da caça de jacarés para exploração da pele concretizou-se com a maior fiscalização dos órgãos ambientais, baixos valores de mercado do couro e por restrições e exigências do mercado internacional (BRAZAITIS, 1989; BRAZAITIS *et al.*, 1998; THORBJARNARSON, 1999).

7. Efeitos da exploração

De acordo com os entrevistados, as populações de *M. niger* residiam nos variados corpos hídricos, no leito dos rios e em lagos profundos e bem vegetados no interior da Ilha do Bananal e entorno, ao contrário das populações de *C. crocodilus*, que possuíam menor abundância e eram restritas à corpos hídricos rasos. Com a forte pressão de caça em *M. niger*, suas populações foram reduzidas, residindo os últimos indivíduos em corpos hídricos de difícil acesso. Com outra forma de reação, as populações de *C. crocodilus* se mantiveram resistentes e resilientes mesmo com a pressão de caça.

Transcorridos anos sem exploração de jacarés, os entrevistados relataram o crescimento e restabelecimento das populações de jacarés de ambas as espécies. No entanto, os entrevistados salientaram uma mudança na distribuição e abundância na região da Ilha do Bananal e entorno. Estudos populacionais recentes de crocodilianos conduzidos na região reportam maiores abundâncias de *C. crocodilus* comparadas à *M. niger*, contudo ambas as espécies possuem estrutura etária centrada em juvenis (< 140 cm de comprimento total) e razão sexual tendenciada a machos (MALVASIO; SALERA JUNIOR, 2006; PEREIRA; MALVASIO, 2014). Infere-se que a diferenciada magnitude e intensidade de caça quanto à espécie e ao porte do indivíduo surtiram efeitos na estrutura populacional e distribuição das populações de jacarés (DA SILVEIRA; THORBJARNARSON, 1999).

Machos e fêmeas adultos foram drasticamente reduzidos, implicando no potencial reprodutivo das populações com a ausência de indivíduos mais velhos, principalmente em *M. niger*. As populações remanescentes constituíram-se de uma demografia centrada em juvenis não maduros, com graves consequências à manutenção e recuperação dessas populações devido às flutuações da taxa de sobrevivência dessa faixa etária (BRAZAITIS *et al.*, 1998). Em período de menor pressão de caça e de recuperação, fatores biológicos de maturidade sexual e taxa de crescimento distintos entre as espécies puderam influenciar para mudanças na dinâmica das populações de jacarés (REBÊLO; MAGNUSSON, 1983; HERRON, 1991; DA SILVEIRA *et al.*, 2013). De menor porte, *C. crocodylus* atinge a maturidade sexual com maior rapidez, em tamanho aproximado à 1,2 m de comprimento total, enquanto *M. niger* necessita de aproximadamente 2 m para atingir a maturidade sexual (RUEDA-ALMONACID *et al.*, 2007), sendo que ambas espécies possuem taxa de crescimento similar – entre 6 a 35 cm/ano (REBÊLO; MAGNUSSON, 1983; HERRON, 1991; DA SILVEIRA *et al.*, 2013). Desta forma, *C. crocodylus* necessita de um tempo menor para um novo adulto maduro em relação a *M. niger*.

Adicionalmente, fatores climáticos extremos (*e.g.* fortes inundações, chuvas severas, períodos extensos de secas), características do habitat e maior taxa de predação de ninhos (em razão da ausência de cuidados do ninho) possivelmente influenciaram no sucesso reprodutivo e na dinâmica de recuperação das espécies em razão de efeitos na taxa de eclosão, proporção sexual e sobrevivência de neonatos e consequentemente na demografia (CAMPOS, 1993).

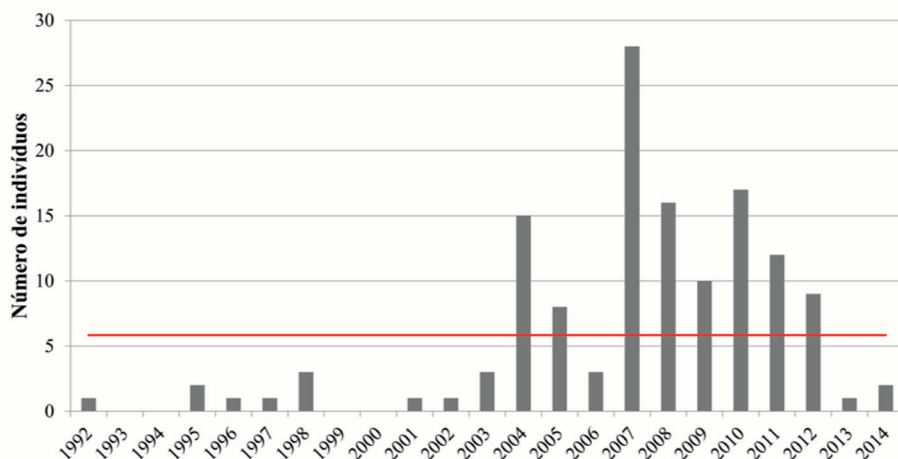
8. O atual cenário da caça de jacarés no Tocantins

Após forte pressão de caça predatória entre as décadas de 1950 e 1980, a proteção da fauna silvestre esteve em crescente atuação, sob a regência da Lei de Proteção à Fauna (BRASIL, 1967), em conjunto com controles e restrições de comércio de produtos da fauna por organizações internacionais, como a CITES – Convenção sobre o Comércio Internacional de Espécies da Flora e Fauna Selvagens em Perigo de Extinção (BRAZAITIS, 1989; BRAZAITIS *et al.*, 1998; THORBJARNARSON, 1999). Deste modo, a prática da caça profissional tornou-se crime com sanções penais e administrativas ao infrator, inclusive pela Lei Federal Nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998 (BRASIL, 1998). Com maiores empenhos dos órgãos ambientais no início do século XXI, informações deste crime tiveram sistematização, registro e análises para nortear as ações operacionais de fiscalização para coibição e combate à caça e demais atividades ilegais associadas, como o tráfico de animais silvestres (GIOVANINI, 2001; DESTRO *et al.*, 2012).

Nos autos de infração e termos de apreensões e depósitos, os registros concernentes à fauna de crocodylianos contabilizaram 80 ocorrências entre 1992 e 2014, sendo que não foram encontrados dados de autuações para os anos de 1993, 1994, 1999 e 2000. Comparada à época de forte pressão de caça predatória relatada pelos entrevistados, os registros demonstraram drástica redução da exploração, sendo confiscados 134 animais no total durante esses 22 anos, perfazendo uma média anual de apreensão de 5,83 indivíduos por ano (Figura 3) em uma média de 6,66 autuações por mês (Figura 4). Tais resultados se assemelham à reportes encontrados no estado de Goiás entre 1997 e 2005 com cinco animais por ano (BASTOS *et al.*, 2008); porém, os números foram ínfimos quando comparados com as apreensões no estado do Amazonas, com 16.084 jacarés apreendidos entre 1991 e 2008 (NASCIMENTO, 2009), indicando

a permanência da caça predatória na indústria ilegal da carne de jacarés (MENDONÇA *et al.*, 2016) ou no uso como isca de pesca da piracatinga (*Calophysus macropterus*) no Amazonas (DA SILVEIRA; VIANA, 2003).

Figura 3. Frequência de jacarés apreendidos anualmente no estado do Tocantins pelos órgãos ambientais IBAMA e NATURATINS no período compreendido entre 1992 e 2014. A média do número de animais é sinalizada pela linha vermelha.



As apreensões concentraram-se no segundo semestre (julho-dezembro), com 68,4% das autuações nesse período, coincidindo com a vazante dos rios na região (Figura 4), conseqüentemente, com a maior concentração de jacarés nos corpos hídricos (PEREIRA; MALVASIO, 2014). A maior frequência de espécimes identificados foi de *C. crocodilus* com 32 exemplares, enquanto *M. niger* obteve cinco indivíduos. Entretanto, 72,4% dos animais foram generalizados como “jacaré”. Possivelmente, um maior número de animais caçados e registrados nas autuações pertenciam à espécie *C. crocodilus* por possuir maior abundância no Tocantins (VILLAÇA, 2004; MALVASIO; SALERA JUNIOR, 2006; PEREIRA; MALVASIO, 2014) e ser de menor porte (FARIAS *et al.*, 2013), o que facilita a captura. Além disso, a maioria dos exemplares identificados que possuíam registros de tamanho eram jovens imaturos menores que 1,5 m de comprimento total (18 indivíduos), todos da espécie como *C. crocodilus*, enquanto *M. niger* compreendeu apenas quatro espécimes com tamanhos acima de 2 m (Figura 5).

Figura 4. Frequência de autuações por mês registradas pelos órgãos ambientais IBAMA e NATURATINS no período compreendido entre 1992 e 2014. A média do número de animais é sinalizada pela linha vermelha.

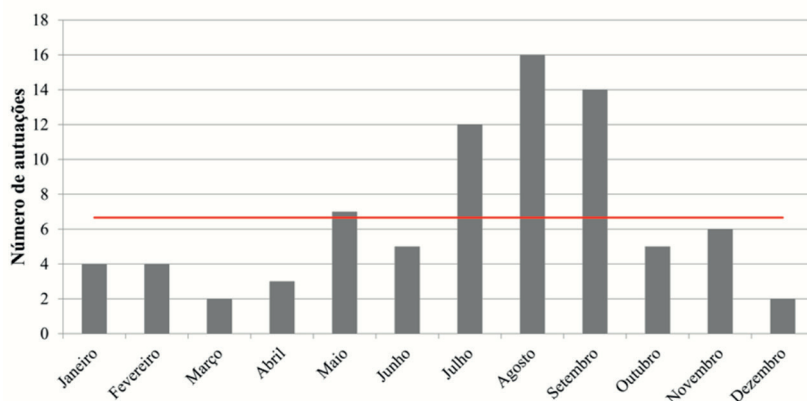
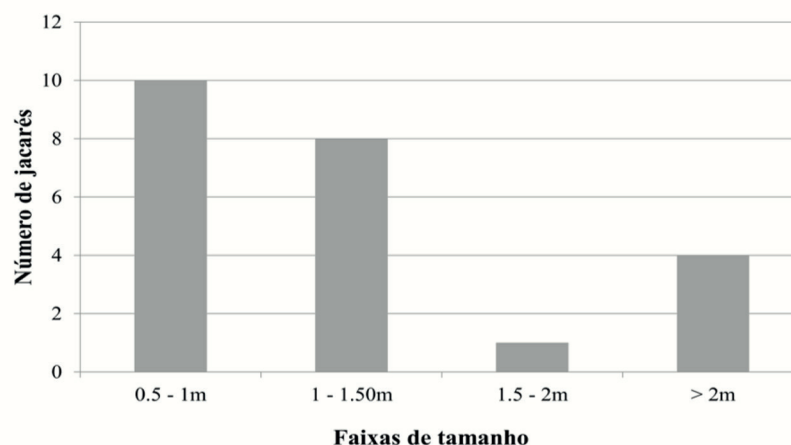


Figura 5. Frequência de ocorrência dos comprimentos totais de 23 exemplares de jacarés apreendidos no estado do Tocantins.



Também, foram coletados 223,8 kg de carne e somente uma pele de jacaré apreendida de *C. crocodilus* de 1 m de comprimento total. Certas apreensões tiveram características de crime ambiental por caça esportiva de animais silvestres (Figura 6) ou de armazenamento e transporte sem permissão, com o reporte de animais ou partes em caixas térmicas, sugerindo o consumo da carne de jacaré. Há registros de comercialização da carne de jacarés em outras regiões do Brasil: no Amazonas, o estado de maior produção ilegal de carne de jacaré, a carne salgada-seca era vendida em 1999 entre R\$ 1,30 e 1,66/kg (US\$ 0,7 e 0,9/kg; DA SILVEIRA; THORBJARNARSON, 1999) e em 2008, com preço de R\$ 1,40 a 1,50/kg (MENDONÇA *et al.*, 2016). Em Maquiné/RS, a carne ilegal de jacaré possuía o valor entre R\$15,00 e 20,00/kg em 2012 (LUZ, 2012). Para o estado do Amapá, a carne ilegal custava de R\$ 1,30 a 1,50/kg em 2002 e 2003 (RUFFEIL, 2004).

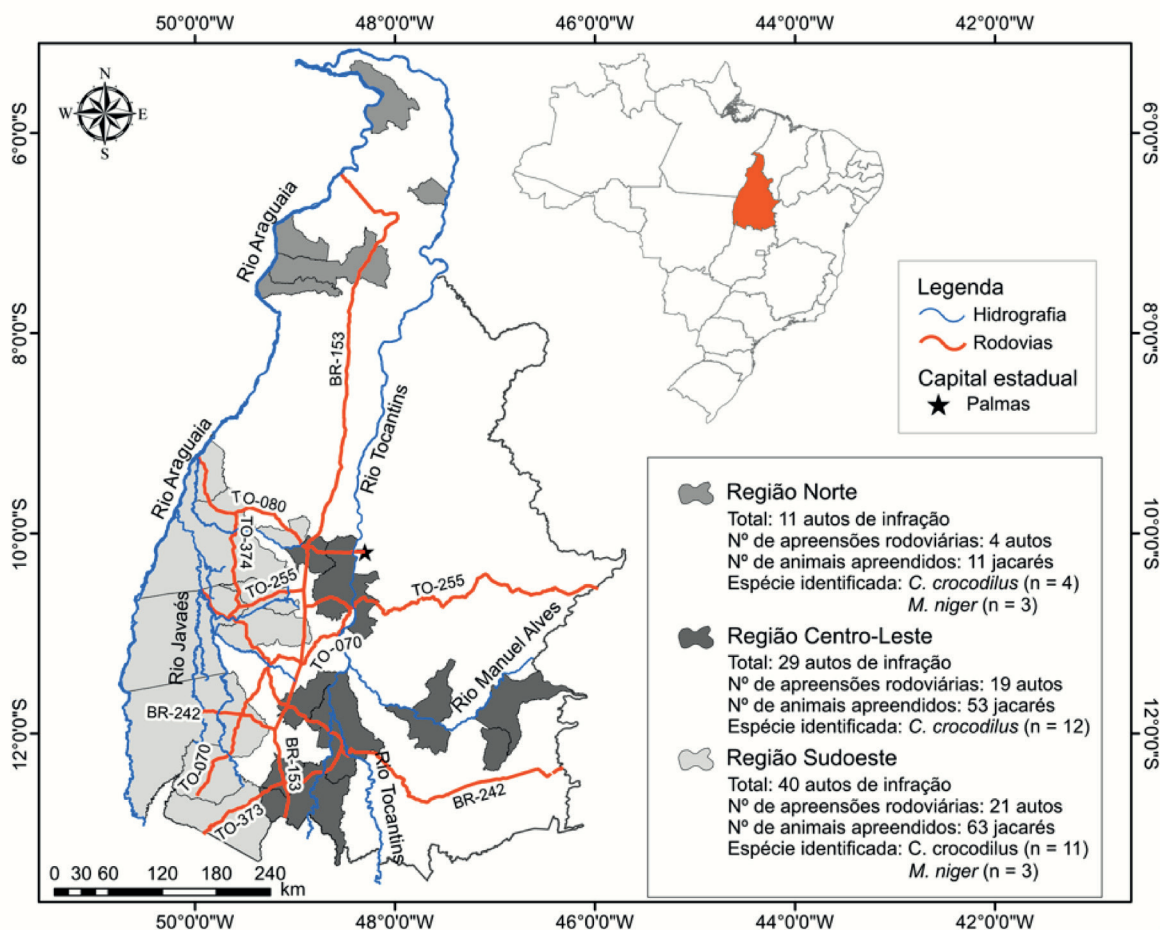
Figura 6. Exemplar de *C. crocodilus* morto por arma de fogo. Fonte: IBAMA-TO, processo: 02029.001315/2007-66, auto de infração: 410986-D.



As distribuições das apreensões no estado do Tocantins agruparam-se em macrorregiões – Norte, Centro-Leste e Sudoeste (Figura 7). As frequências de autos de infração e o número de animais apreendidos revelaram que a bacia do rio Araguaia (região Sudoeste) continua sendo uma região foco para caça e pesca (Figura 7). Nesta região situa-se rios como o Araguaia, Formoso, Javaés, Douradinho, Loroty, Dueré, Coco e Urubu, associados a prática da pesca, lazer e turismo em temporadas de férias (julho – setembro), com investimento em atrativos turísticos pelos governantes locais. Entretanto, tal região possui grande biodiversidade, com

áreas de proteção e preservação, como o Parque Indígena do Araguaia, Parque Nacional do Araguaia, Parque Estadual do Cantão e a Área de Proteção Ambiental Ilha do Bananal/Cantão (SEPLAN, 2012). Assim, são intensificadas as fiscalizações nesta região na tentativa de coibir a prática da caça e proteger os recursos naturais.

Figura 7. Delimitação das regiões, identificação das rodovias e dos corpos hídricos com ocorrência de autos de infração pelos órgãos ambientais IBAMA e NATURATINS no estado do Tocantins.



De outra forma, as fiscalizações rodoviárias foram importantes para o número de apreensões nas regiões delimitadas, sendo aproximadamente 55% do total (Figura 7) e tipificando 65% das apreensões na região Centro-Leste. As principais vias foram as rodovias federais BR-242 (12 apreensões; rodovia federal de ligação da cidade de Formoso do Araguaia com a BR-153) e BR-153 (oito autuações; rodovia que percorre de norte a sul o Tocantins) e as rodovias estaduais TO-255 (três autuações; via de ligação Leste-Oeste do estado) e TO-080 (três autuações; rodovia estadual de ligação entre o município de Caseara e a capital Palmas). Desta forma, demonstra-se que o número de apreensões é influenciado pelo esforço de fiscalização dos órgãos estaduais e federais e a origem dos animais silvestres é de local incerto com possíveis retiradas advindas de outras regiões, principalmente de regiões de grande biodiversidade, como a bacia do rio Araguaia.

Observa-se que os resultados possuem similaridades com dados sobre tráfico de animais silvestres no estado: 1) região da Ilha do Bananal, maior registro de autuações deste estudo e área-fonte do tráfico (HERNANDEZ; CARVALHO, 2006; DESTRO *et al.*, 2012; MACHADO *et al.*, 2013);

e 2) vias estaduais e federais como principais rotas para produtos da caça e também para o tráfico (GIOVANINI, 2001; HERNANDEZ; CARVALHO, 2006; DESTRO *et al.*, 2012). Assim, a comercialização ilegal de produtos advindos do jacaré (bem como da fauna silvestre) pode ter ação silenciosa. A caça pode ter quantitativo de extração imensurável e desconhecido de jacarés, não refletindo o número de apreensões com o número de jacarés coletados na natureza, com valores apresentados aqui como o quantitativo mínimo de jacarés extraídos no Tocantins. De fato, as Unidades de Conservação estão sendo utilizadas como áreas fontes de animais silvestres para caça e extração destinada ao tráfico ilegal de animais (HERNANDEZ; CARVALHO, 2006; DESTRO *et al.*, 2012; MACHADO *et al.*, 2013), embora estas sejam áreas destinadas para manutenção e conservação da vida silvestre, bem como para prevenção da biodiversidade à efeitos deletérios antropogênicos (PERES, 2000).

9. Proteção e manutenção das populações de jacarés

Com caráter singular, a região da Ilha do Bananal é caracterizada como ecótono, de transição entre o bioma Amazônia e Cerrado, constituído por fitofisionomias de florestas aluviais, de florestas semi-decíduas e de Cerrado em uma planície de inundação fortemente influenciada pelo regime hídrico sazonal (MMA/IBAMA, 2001; SEPLAN, 2001; CUC/SEMA, 2007). Os pulsos de inundação do rio Araguaia podem alcançar 90.000 km², atingir 8 m em alguns locais e durar 5 meses, seguido de uma estação seca marcada. A planície de inundação do Araguaia é dotada por lagos fluviais de diferentes origens, incluindo canais abandonados e lagos marginais. Tais características, relacionadas à alta heterogeneidade espacial e temporal da planície aluvial, sustentam uma biota rica e abundante, incluindo muitas espécies endêmicas e ameaçadas, e fornece muitos serviços ecossistêmicos (MMA/IBAMA, 2001; SEPLAN, 2001; CUC/SEMA, 2007).

Internacionalmente, a Ilha do Bananal é considerada de alta importância ecológica, classificando-a como sítio RAMSAR² nº 624 (em 04 de outubro de 1993, designada pela Convenção sobre as Zonas Úmidas de Importância Internacional – Convenção Ramsar). No intuito de proteger e conservar a biodiversidade e a manutenção dos serviços ecossistêmicos da planície de inundação na região, foram delimitadas diversas Unidades de Conservação (UC) de Proteção Integral, como o Parque Estadual do Cantão, o Parque Estadual do Araguaia e o Parque Nacional do Araguaia, bem como a Reserva Indígena do Parque do Araguaia (MMA/IBAMA, 2001; SEPLAN, 2001; CUC/SEMA, 2007). Ainda, diversas UC sob o título de Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) contribuem para a ampliação de áreas protegidas no entorno da Ilha do Bananal, delimitando áreas privadas dos proprietários rurais para o objetivo de conservar a diversidade biológica. Além disso, em região circunvizinha situa-se a Área de Proteção Ambiental Ilha do Bananal/Cantão e Área de Proteção Ambiental Meandros do Rio Araguaia, UC de Uso Sustentável, na qual permite a exploração e o aproveitamento econômico direto ou a exploração dos recursos naturais de forma planejada e regulamentada. Assim, suas áreas somadas proporcionam 2.037.194⁴ hectares com oportunidade de zoneamento

2 Áreas úmidas de importância ecológica internacional delimitadas para promoção da conservação e uso sustentável. Sítios Ramsar brasileiros são apresentados em <https://www.mma.gov.br/areas-protegidas/instrumentos-de-gestao/sitios-ramsar.html>. Informações sobre a Convenção de Ramsar em <https://mma.gov.br/biodiversidade/biodiversidade-aquatica/zonas-umidas-convencao-de-ramsar/instrumentos-da-convencao-de-ramsar>.

destinada ao desenvolvimento sustentável, possibilitando a aplicação de planos de manejo sustentáveis da fauna silvestre.

Embora a região tenha UC com objetivos distintos, estudiosos advogam perspectivas da aplicação do manejo de fauna como mecanismo de proteção, conservação, controle e combate de atividades ilegais contra a vida silvestre (MAGNUSSON, 1993; COUTINHO; CAMPOS, 2002; VERDADE, 2004). O Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC, Lei Federal Nº 9.985, de 18 de julho de 2000 (BRASIL, 2000), trouxe um importante avanço para o uso direto de animais silvestres, com áreas naturais específicas destinadas ao manejo de suas populações, com exploração econômica de forma sustentável e ecologicamente viável, ressaltando critérios e exigências requeridas para cada região e para cada espécie. Entretanto, melhorias e aperfeiçoamentos devem ser aplicados sobre os procedimentos e mecanismos compensatórios dos programas de manejo de populações silvestres para torná-los mais sustentáveis (DA SILVEIRA, 2011).

A viabilidade dos sistemas de manejo para fins de conservação (ou conservação através do uso econômico) de crocodilianos tem se caracterizado em alguns países pela implantação de criatórios comerciais (couro e carne). Assim, o manejo sustentável de jacarés pode contribuir para a preservação das mais variadas espécies da fauna, em razão da delimitação e proteção de habitat necessário para a espécie, proporcionando a conservação de todo o ecossistema ou de sua funcionalidade ecológica (THORBJARNARSON, 1992; COUTINHO; CAMPOS, 2002; VERDADE, 2004). Os sistemas de manejo com crocodilianos recaem em três modelos: (1) criação com ciclo de vida fechado (internacionalmente chamado de *farming*), que se baseia em todo o ciclo de vida da espécie em cativeiro; (2) criação com coletas de ovos (*ranching*), que consiste na coleta de ovos na natureza e posterior criação de filhotes em cativeiro, com liberação de uma parte dos filhotes na natureza; e (3) manejo extensivo (*harvesting* ou *crooping*), no qual há a extração de indivíduos da população natural (VERDADE, 2004; CAMPOS *et al.*, 2005). Exemplos de manejo com jacarés são encontrados em algumas regiões do Brasil, como no Pantanal por *ranching* de *C. yacare* (COUTINHO; CAMPOS, 2002) e na RDS Mamirauá com *harvesting/crooping* de *C. crocodilus* e *M. niger* (BOTERO-ARIAS *et al.*, 2009).

Dentro desses sistemas, não só a comunidade local é participante. Os órgãos governamentais e a comunidade científica são partes integrantes que viabilizam planos de manejo para a exploração da vida silvestre. Assim, a estrutura de um manejo sustentável é consolidada observando resumidamente três aspectos principais: 1) Biológicos: que implicam em pesquisa, monitoramento e transferência de conhecimentos e informação entre os envolvidos; 2) Socioeconômicos: que implicam nos benefícios social e cultural, pesquisa de marketing e análise de custo e benefício do sistema de produção; 3) Normativos e fiscais: que incluem o aperfeiçoamento constante da legislação e processos de fiscalização (COUTINHO; CAMPOS, 2006). Apesar dos aspectos negativos (CAMPOS *et al.*, 2005) e dificuldades de manejo quanto a (1) permanência de monitoramentos da comunidade local, (2) dependência de subsídios externos, (3) falta de subsídios contínuos, (4) falta de incentivos governamentais locais (MARIONI *et al.*, 2013), a exploração da vida silvestre tem mostrado que sua contribuição se amplia em todo o ambiente em que há o manejo, conservando a vida silvestre e o ecossistema, principalmente quando a comunidade local está envolvida (COUTINHO; CAMPOS, 2002; VERDADE, 2004).

Como experimentado por caçadores e ribeirinhos da região da Ilha do Bananal, o conhecimento ecológico tradicional herdado entre os caçadores experientes e seus descendentes sobre a história natural dos animais caçados pode ser de grande valia para o

manejo e conservação da fauna silvestre (VERDADE; SEIXAS, 2013). A abordagem participativa das pessoas locais oferece vantagens para ações de proteção e manejo (BODMER; ROBINSON, 2004), dentre elas: 1) informações sobre pressão de caça; 2) envolvimento das pessoas locais no gerenciamento dos recursos naturais futuros; e 3) envolvimento na análise de sustentabilidade da própria caça. Verdade e Seixas (2013) e Marioni, Botero-Arias e Fonseca-Junior (2013) afirmam que tais experiências complementam com a incorporação de conhecimentos tradicionais em pesquisas e métodos científicos de modo a aperfeiçoar estudos sobre a fauna a ser aproveitada. A participação das comunidades na construção e reformulação de planos de manejo da vida silvestre tem se multiplicado com sucesso e beneficiado os envolvidos, inclusive os casos com crocodilianos (THORBJARNARSON; VELASCO, 1999; COUTINHO; CAMPOS, 2002; VERDADE, 2004; BOTERO-ARIAS *et al.*, 2009), validando a necessidade de parcerias ente comunidade local, órgãos governamentais e comunidade científica para fins de conservação.

Referências

ALONSO, J. A. **Una desconocida (y triste) forma de exterminio del caiman negro**. Crocodile Specialist Group Newsletter, Sanderson, v. 14, n. 2, p. 17-18, 1995.

BARÃO-NÓBREGA, J. A. L.; MARIONI, B.; DUTRA-ARAUJO, D.; BOTERO-ARIAS, R.; NOGUEIRA, A. J. A.; MAGNUSSON, W. E.; DA SILVEIRA, R. **Nest attendance influences the diet of nesting female spectacled caiman (*Caiman crocodilus*) in Central Amazonia, Brazil**. Herpetological Journal, London, v. 26, n. 2, p. 65-71, 2016.

BARBOZA, R. S. L.; COSTA, J. F. R. D.; ANDRADE, A. F.; PEZZUTI, J. C. D. B.; REBÊLO, G. H. **Indícios de Predação de Ovos de Caiman crocodilus (Jacaré Tinga) Por Saimiri Sp. (Macaco De Cheiro)**. Neotropical Primates, [s. l.], v. 19, n. 1, p. 24-27, 2012/12/01 2012.

BASTOS, L. *et al.* **Apreensão de espécimes da fauna silvestre em Goiás – situação e destinação**. Revista de Biologia Neotropical, Goiânia, v. 5, n. 2, p. 51-63, 2008.

BIERNACKI, P.; WALDORF, D. **Snowball sampling: problems and techniques of chain referral sampling**. Sociological Methods & Research, Thousand Oaks, v. 10, n. 2, p. 141-163, 1981.

BODMER, R. E.; ROBINSON, J. G. **Evaluation of sustainability of wildlife in the Neotropics**. In: SILVIOUS, K.; BODMER, R. E.; FRAGOSO, J. M. (Ed.). **People in nature: wildlife conservation in South and Central America**. New York: Columbia University Press, 2004. Cap. 19, p. 299–323.

BOTERO-ARIAS, R.; MARMONTEL, M.; QUEIROZ, H. L. **Projeto de manejo experimental de jacarés do estado do Amazonas: abate de jacarés no setor Jarauá - Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, dezembro de 2008**. Uakari, Manaus, v. 5, n. 2, p. 49-58, 2009.

BRASIL. **Lei federal nº 5.197, de 03 janeiro de 1967**. Dispõe sobre a proteção à fauna e dá outras providências. Disponível em http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L5197.htm 1967. Acesso em: 02 fev 2019.

_____. **Lei federal nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998**. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras

providências. Disponível em http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9605.htm 1998. Acesso em: 15 maio 2019.

_____. **Lei federal nº 9.985, de 18 de julho de 2000.** Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Disponível em http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm 2000. Acesso em: 09 jun 2019.

BRAZAITIS, P. **The forensic identification of crocodilian hides and products.** In: International Union for Conservation of Nature and Natural Resources – IUCN (Ed.). **Crocodiles: their ecology, management, and conservation.** Gland, Switzerland: IUCN/SSC, 1989. Cap. 2, p.17-43.

BRAZAITIS, P.; WATANABE, M. E.; AMATO, G. **The caiman trade.** Scientific American, New York, v. 278, p. 70-76, 1998.

CAMPOS, Z. **Effect of habitat on survival of eggs and sex ratio of hatchlings of *Caiman crocodilus yacare* in the Pantanal, Brazil.** Journal of Herpetology, Saint Louis, v. 27, n. 2, p. 127-132, 1993.

CAMPOS, Z.; MOURÃO, G.; COUTINHO, M. **Avaliação de três modelos de manejo para o jacaré-do-pantanal.** Comunicado Técnico Embrapa Pantanal, Corumbá, v. 46, p. 1-4, 2005.

CINTRA, R. A. **A comparison of sizes of caiman in hunted and non-hunted areas in the Brazilian Pantanal.** In: WORKING MEETING OF CROCODILE SPECIALIST GROUP, 8.; 1989, Quito. Proceedings[...] Gland: IUCN-SSC, 1989. p. 125-127.

COUTINHO, M.; CAMPOS, Z. **A utilização de populações naturais de jacaré (*Caiman crocodilus yacare*) como mecanismo de conservação do Pantanal.** In: VERDADE, L. M.; LARRIERA, A. (ed.). **Conservação e manejo de jacarés e crocodilos da América Latina.** Piracicaba: CN Editoria, v.2, 2002. p.47-59.

COUTINHO, M.; CAMPOS, Z. **Sistema de criação e recria de jacaré, *Caiman crocodilus yacare*, no Pantanal.** Comunicado Técnico Embrapa Pantanal, Corumbá, v. 53, p. 1-3, 2006.

CUC/SEMA - Coordenadoria de Unidades de Conservação/Secretaria de Estado do Meio Ambiente. **Plano de manejo do Parque Estadual do Araguaia.** Cuiabá: CUC/SEMA, 2007. 230 p.

DA SILVEIRA, R. **Conservação e manejo do jacaré-açu (*Melanosuchus niger*) na Amazônia Brasileira.** In: VERDADE, L. M.; LARRIERA, A. (ed.). **Conservação e manejo de jacarés e crocodilos da América Latina.** Piracicaba: CN Editoria, v.2, 2002. p.61–78.

_____. **Management of wildlife in the floodplain: a critical look at threats, bottlenecks, and the future in Amazonia.** In: PINEDO-VASQUEZ, M.; RUFFINO, M. L.; PADOCH, C.; BONDÍZIO, E. S. (ed.). **The amazon várzea: the decade past and the decade ahead.** Dordrecht: Springer Netherlands, 2011. p.137-144.

DA SILVEIRA, R.; CAMPOS, Z.; THORBJARNARSON, J.; MAGNUSSON, W. E. **Growth rates of black caiman (*Melanosuchus niger*) and spectacled caiman (*Caiman crocodilus*) from two different Amazonian flooded habitats.** Amphibia-Reptilia, Leiden, v. 34, n. 4, p. 437-449, 2013.

DA SILVEIRA, R.; GORDO, M.; MARCON, J.; DA SILVA, J. R. **Skin from wild spectacle caiman confiscated in Amazonia**. Crocodile Specialist Group Newsletter, Sanderson, v. 17, n. 3, p. 7-8, 1998.

DA SILVEIRA, R.; RAMALHO, E. E.; THORBJARNARSON, J. B.; MAGNUSSON, W. E. **Depredation by jaguars on caimans and importance of reptiles in the diet of jaguar**. Journal of Herpetology, Saint Louis, v. 44, n. 3, p. 418-424, 2010.

DA SILVEIRA, R.; THORBJARNARSON, J. B. **Conservation implications of commercial hunting of black and spectacled caiman in the Mamirauá Sustainable Development Reserve, Brazil**. Biological Conservation, Oxford, v. 88, n. 1, p. 103-109, 1999.

DA SILVEIRA, R.; VIANA, J. **Amazonian Crocodilians: a keystone species for ecology and management... or simply bait?** Crocodile Specialist Group Newsletter, Sanderson, v. 22, n. 1, p. 16-17, 2003.

DAVID, D. **The first meeting for caiman conservation in the Pantanal**. Crocodile Specialist Group Newsletter, Sanderson, v. 8, n. 3, p. 10-12, 1989.

DESTRO, G. F. G.; PIMENTEL, T. L.; SABAINI, R. M.; BORGES, R. C.; BARRETO, R. **Efforts to combat wild animals trafficking in Brazil**. In: LAMEED, G. A. (ed.). **Biodiversity enrichment in a diverse world**. [s. l]: Intech, 2012. Cap. 16, p.421-436.

DORNAS, T. **Compilação dos registros de quelônios, crocodilianos e aves do estado do Tocantins: Biodiversidade e lacunas de conhecimento**. 2009, 73p. Dissertação (Mestrado em Ciências do Ambiente) - Universidade Federal do Tocantins, Palmas, 2009.

FARIAS, I. P.; MARIONI, B.; VERDADE, L. M.; BASSETTI, L.; COUTINHO, M. E.; MENDONÇA, S. H. S. T.; VIEIRA, T. Q.; MAGNUSSON, W. E.; CAMPOS, Z. **Avaliação do risco de extinção do jacaré-tinga *Caiman crocodilus* (Linnaeus, 1758) no Brasil**. Biodiversidade Brasileira, Goiânia, v. 3, n. 1, p. 4-12, 2013.

GIOVANINI, D. **1º Relatório nacional sobre o tráfico de fauna silvestre**. Brasília: RENCTAS - Rede Nacional de Combate ao Tráfico de Animais, 2001. 108 p.

GIRALDIN, O. **Catequese e civilização: os capuchinhos “entre” os “selvagens” do Araguaia e Tocantins**. Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi - Série Antropologia, Belém, v. 18, n. 2, p. 1-16, 2002.

GRIGG, G. C.; KIRSHNER, D. S. **Biology and evolution of crocodylians**. Victoria: CSIRO Publishing, 2015. 671 p.

HERNANDEZ, E. F. T.; CARVALHO, M. S. **O tráfico de animais silvestres no estado do Paraná**. Acta Scientiarum - Human and Social Sciences, Maringá, v. 28, n. 2, p. 257-266, 2006.

HERRON, J. C. **Growth rates of black caiman *Melanosuchus niger* and spectacled caiman *Caiman crocodilus*, and the recruitment of breeders in hunted caiman populations**. Biological Conservation, Oxford, v. 55, n. 1, p. 103-113, 1991.

HOPE, C. A.; ABERCROMBIE, C. L. **Hunters, hides, dollars, and dependency economics of wildlife exploitation in Belize.** *In: WORKING MEETING OF CROCODILE SPECIALIST GROUP, 7., 1986, Caracas. Proceedings[...].* Gland: IUCN-SSC, 1986. p. 143-152.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Caça ao jacaré no Pará.** Série Acervo dos trabalhos geográficos de campo. [s. d.]. IDs: 9462, 9468, 9470. Negativo, p&b. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo>. Acesso em: 17 maio 2019.

_____. **Industrialização do couro de jacaré.** Série Acervo dos trabalhos geográficos de campo. [s. d.]. IDs: 9479, 9472, 9482. Negativo, p&b. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo>. Acesso em: 17 maio 2019.

KLEMENS, M. W.; THORBJARNARSON, J. B. **Reptiles as a food resource.** *Biodiversity and Conservation*, Dordrecht, v. 4, n. 3, p. 281-298, 1995.

LIMA FILHO, M. F. **Pioneiros da marcha para o oeste: memória e identidade na fronteira do médio Araguaia.** 1998. 265 p. Tese (Doutorado em Antropologia Social) - Universidade de Brasília, Brasília, 1998.

LUZ, C. **Conservação de *Caiman latirostris* (Daudin, 1801): interações entre pescadores e o jacaré-de-papo-amarelo na comunidade Barra do João Pedro, no município de Maquiné, RS.** 2012. 62 p. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal).- Pós-graduação Lato Sensu em Diversidade e Conservação da Fauna, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2012.

MACHADO, F. S.; GUIMARÃES, J. C. C.; BORGES, L. A. C.; REZENDE, J. L. P.; CORRÊA, B. S. **Será que a temática da caça no Brasil tem recebido a atenção necessária?** *Revista Agrogeoambiental*, Pouso Alegre, v. 5, n. 2, 2013.

MAGNUSSON, W. E. **Manejo de vida silvestre na Amazônia.** *In: FERREIRA, E. J. G.; SANTOS, G. M.; LEÃO, L. M. (ed.). Bases científicas para estratégias de preservação e desenvolvimento da Amazônia.* Manaus: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, v.2, 1993. p.313-318.

MALVASIO, A.; SALERA JUNIOR, G. **Studies of *Melanosuchus niger* and *Caiman crocodilus* populations in the Javaés river, Araguaia National Park, Tocantins, Brazil.** *Crocodile Specialist Group Newsletter*, Sanderson, v. 25, n. 1, p. 11-12, 2006.

MARIONI, B.; BOTERO-ARIAS, R.; FONSECA-JUNIOR, S. F. **Local community involvement as a basis for sustainable crocodilian management in Protected Areas of Central Amazonia: problem or solution?** *Tropical Conservation Science*, Thousand Oaks, v. 6, n. 4, p. 484-492, 2013.

MARIONI, B.; FARIAS, I.; VERDADE, L. M.; BASSETTI, L.; COUTINHO, M. E.; MENDONÇA, S. H. S. T.; VIEIRA, T. Q.; MAGNUSSON, W. E.; CAMPOS, Z. **Avaliação do risco de extinção do jacaré-açu *Melanosuchus niger* (Spix, 1825) no Brasil.** *Biodiversidade Brasileira*, Goiânia, v. 3, n. 1, p. 31-39, 2013.

MARIONI, B.; VON MUHLEN, E.; DA SILVEIRA, R. **Illegal caiman hunting in the Piagaçu-Purus Sustainable Development Reserve, Brazilian Amazonia.** *In: WORKING MEETING OF THE*

CROCODILES SPECIALIST GROUP, 18., 2006, Montélimar. Proceedings [...]. Montélimar: IUCN-SSC, 2006. p. 165.

MARIONI, B.; VON MUHLEN, E. M.; DA SILVEIRA, R. **Nesting of *Melanosuchus niger* and *Caiman crocodilus* in the Piagaçu-Purus Sustainable Development Reserve, Central Amazonia, Brazil.** Crocodile Specialist Group Newsletter, Sanderson, v. 26, n. 1, p. 8-9, 2007.

MENDONÇA, W. C. D.; MARIONI, B.; THORBJARNARSON, J. B.; MAGNUSSON, W. E.; DA SILVEIRA, R. **Caiman hunting in central Amazonia, Brazil.** Journal of Wildlife Management, Thousand Oaks, v. 80, n. 8, p. 1497-1502, 2016.

MMA/IBAMA - Ministério do Meio Ambiente/Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Plano de manejo do Parque Nacional do Araguaia.** Brasília: MMA/IBAMA, 2001. 133 p.

MOURÃO, G.; CAMPOS, Z.; COUTINHO, M.; ABERCROMBIE, C. **Size structure of illegally harvested and surviving caiman *Caiman crocodilus yacare* in Pantanal, Brazil.** Biological Conservation, Oxford, v. 75, n. 3, p. 261-265, 1996.

NASCIMENTO, C. A. R. **Histórico oficial do comércio ilegal de fauna no estado do Amazonas.** 2009. 53 p. Dissertação (Mestrado em Ciências do Ambiente e Sustentabilidade na Amazônia) - Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2009.

PEREIRA, A. C.; MALVASIO, A. **Síntese das características da ordem Crocodylia, fatores de influência em estudos populacionais e aspectos de seleção e uso de habitat para *Caiman crocodilus* e *Melanosuchus niger* no estado do Tocantins, Brasil.** Biota Amazônia, Macapá, v. 4, n. 1, p. 111-118, 2014.

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

PLOTKIN, M. J.; MEDEM, F.; MITTERMEIER, R. A.; CONSTABLE, I. D. **Distribution and conservation of the black caiman (*Melanosuchus niger*).** In: RHODIN, A.; MITAYA, K. (ed.). **Advances in herpetology and evolutionary biology.** Cambridge: Museum of Comparative Zoology, 1983. p.695-705.

REBÊLO, G. H.; MAGNUSSON, W. E. **An analysis of the effect of hunting on *Caiman crocodilus* and *Melanosuchus niger* based on the sizes of confiscated skins.** Biological Conservation, Oxford, v. 26, n. 2, p. 95-104, 1983.

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

RUEDA-ALMONACID, J. V.; CARR, J. L.; MITTERMEIER, R. A.; RODRÍGUEZ-MAHECHA, J. V.; MAST, R. B.; VOGT, R. C.; RHODIN, A. G. J.; DE LA OSSA-VELÁSQUEZ, J.; RUEDA, J. N.; MITTERMEIER, C. G. **Las tortugas y los cocodrilianos de los países andinos del trópico.** Bogotá: Conservación Internacional/Editorial Panamericana, 2007. 538 p.

RUFFEIL, L. A. A. **Abundância, reprodução, caça de subsistência e conservação de jacarés na Terra Indígena Uaçá, Amapá, Brasil.** 2004. 71 p. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Museu Paraense Emílio Goeldi e Universidade Federal do Pará, Belém, 2004.

SEPLAN - Secretaria de Planejamento e Meio Ambiente do Estado do Tocantins. **Plano de manejo do Parque Estadual do Cantão**. Palmas: Governo do Estado do Tocantins, 2001. 187 p.

_____. **Atlas do Tocantins**: subsídios ao planejamento da gestão territorial. Palmas: Governo do Estado do Tocantins, 2012. 80 p.

SILVA-LEITE, R. R.; PAMPLIN, P. A. Z.; CAMPOS, Z. **Etnoecologia do jacaretinga *Caiman crocodilus* (Linnaeus, 1758) Reptilia, Alligatoridae no Delta do Parnaíba**. In: GUZZI, A. (ed.). **Biodiversidade do Delta do Parnaíba**: litoral piauiense. Parnaíba: Editora da Universidade Federal do Piauí, 2012. Cap. 11, p.363-407.

SMITH, N. J. H. **Caimans, capybaras, otters, manatees, and man in Amazonia**. Biological Conservation, Oxford, v. 19, n. 3, p. 177-187, 1980.

STEARMAN, A. M.; REDFORD, K. H. **Commercial hunting by subsistence hunters - Sirionó indians and Paraguayan caiman in lowland Bolivia**. Human Organization, Oklahoma City, v. 51, n. 3, p. 235-244, 1992.

TAUNAY, V. **Goyaz**. Goiânia: Instituto Centro-Brasileiro de Cultura, 1875. 52 p.

THORBJARNARSON, J. B. **Crocodiles: An action plan for their conservation**. Gland: IUCN, 1992. 149 p.

THORBJARNARSON, J. B. **Crocodile tears and skins: international trade, economic constraints, and limits to the sustainable use of crocodilians**. Conservation Biology, Hoboken, v. 13, n. 3, p. 465-470, 1999.

THORBJARNARSON, J.; VELASCO, A. **Economic incentives for management of Venezuelan caiman**. Conservation Biology, Hoboken, v. 13, n. 2, p. 397-406, 1999.

THORBJARNARSON, J. B. **Black caiman *Melanosuchus niger***. In: MANOLIS, S. C.; STEVENSON, C. (ed.). **Crocodiles: status survey and conservation action plan**. 3 ed. Darwin: Crocodile Specialist Group, 2010. p.29-39.

VELASCO, A.; AYARZAGÜENA, J. **Spectacled caiman *Caiman crocodilus***. In: MANOLIS, S. C.; STEVENSON, C. (ed.). **Crocodiles: status survey and conservation action plan**. 3 ed. Darwin: Crocodile Specialist Group, 2010. p.10-15.

VERDADE, L. M. **A exploração da fauna silvestre no Brasil: jacarés, sistemas e recursos humanos**. Biota Neotropica, Campinas, v. 4, n. 2, p. 1-12, 2004.

VERDADE, L. M.; SEIXAS, C. S. **Confidencialidade e sigilo profissional em estudos sobre caça**. Biota Neotropica, Campinas, v. 13, n. 1, p. 21-23, 2013.

VILLAÇA, A. M. **Uso de habitat por *Caiman crocodilus* e *Paleosuchus palpebrosus* no reservatório da UHE de Lajedo, Tocantins**. 2004. 59 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz e Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

VILLAMARÍN-JURADO, F.; SUÁREZ, E. **Nesting of the black caiman (*Melanosuchus niger*) in Northeastern Ecuador**. Journal of Herpetology, Saint Louis, v. 41, n. 1, p. 164-167, 2007.

VILLAMARÍN, F.; MARIONI, B.; THORBJARNARSON, J. B.; NELSON, B. W.; BOTERO-ARIAS, R.; MAGNUSSON, W. E. **Conservation and management implications of nest-site selection of the sympatric crocodilians *Melanosuchus niger* and *Caiman crocodilus* in Central Amazonia, Brazil**. Biological Conservation, Oxford, v. 144, n. 2, p. 913-919, 2011.

Localizada no centro-oeste do Tocantins, a região da Ilha do Bananal/Cantão está inserida na confluência da Floresta Amazônica e Cerrado, em uma das áreas de maior biodiversidade do Brasil. A presença de inúmeros ambientes e os pulsos de inundação típicos da planície do Araguaia, criam uma infinidade de ecossistemas singulares, atraindo a atenção de pesquisadores das mais diversas áreas do conhecimento. Seu reconhecimento como área de elevada diversidade biológica está referendado por um complexo de unidades de conservação que incluem o Parque Nacional do Araguaia, o Parque Estadual do Cantão e a Reserva Particular do Patrimônio Natural Canguçu. Esta publicação retrata um pouco das riquezas naturais da região da Ilha do Bananal/Cantão e sua importância para a conservação das espécies e ecossistemas regionais a partir de estudos realizados no âmbito do Centro de Pesquisa Canguçu nos últimos 15 anos, expressos na reflexão de cada especialista por meio da ferramenta intelectual das próprias pesquisas.

