

Artigo

## Avaliação da influência de fatores hidroclimáticos sobre a estrutura populacional de *Podocnemis expansa* (Testudines: Podocnemididae) no Rio Formoso, sudeste da Amazônia brasileira

Adson G. de Ataídes , Heitor C. de Sousa , Jullyana B. Carmo  & Adriana Malvasio 

Universidade Federal do Tocantins, Av. NS 15, Quadra 109 Norte, Bloco III, Sala 201, 77001-090, Palmas, TO, Brasil.

Recebido 27 abril 2020

Aceito 4 maio 2021

Publicado 18 October 2021

DOI 10.1590/1678-4766e2021021

**ABSTRACT.** Evaluation of the influence of hydroclimatic factors on the population structure of *Podocnemis expansa* (Testudines: Podocnemididae) in Formoso River, southeastern Brazilian Amazon. It is essential to have more knowledge about the population ecology of Amazonian chelonian species in order to recover and maintain the natural stocks of these reptiles. This study assessed the influence of hydroclimatic factors on population parameters and the body condition of *Podocnemis expansa* (Schweigger, 1812) in a specific region of Formoso River, in the southeast of Brazilian Amazon rainforest, where there is an intense use of surface water for irrigation of agricultural crops. The fieldwork took place in three campaigns carried out between the end of July and the beginning of August in the years 2016, 2017 and 2018, with a total sample effort of 205 hours. The individuals were captured using the methods of net trawling, hook fishing and waiting net; and the hydroclimatic data obtained from the website of the *Agência Nacional de Águas* - ANA. A total of 466 specimens were captured and tagged, being 47 adult males, 76 adult females and 343 juveniles, demonstrating a population composed mostly of juveniles (73.60%) and with a deviated functional sex ratio for females (0.62:1). The reduction in the number of individuals of larger sizes and better body conditions were associated, respectively, with higher river flow average in the dry season and an increase in flow during the rainy period. Future long-term studies are necessary to deepen the knowledge about how hydroclimatic factors and agricultural activities developed in the region affect the demography of the species.

**KEYWORDS.** Giant Amazon River Turtle, population ecology, flow, precipitation, irrigated agriculture.

**RESUMO.** O aumento do conhecimento sobre a ecologia populacional das espécies de quelônios amazônicos é essencial para a recuperação e manutenção dos estoques naturais desses répteis. Neste estudo foi avaliada a influência de fatores hidroclimáticos sobre parâmetros populacionais e a condição corporal de *Podocnemis expansa* (Schweigger, 1812) em um trecho do Rio Formoso, sudeste da Amazônia brasileira, caracterizado pelo intenso uso das águas superficiais na irrigação de culturas agrícolas. O trabalho de campo ocorreu em três campanhas realizadas entre o final de julho e início de agosto dos anos de 2016, 2017 e 2018, totalizando um esforço amostral de 205 horas. Os indivíduos foram capturados por meio dos métodos de arrasto de rede, pesca com anzol e rede de espera; e os dados hidroclimáticos obtidos no site da Agência Nacional das Águas – ANA. Um total de 466 espécimes foi capturado e marcado, incluindo 47 machos adultos, 76 fêmeas adultas e 343 juvenis – revelando-se uma população composta predominantemente por juvenis (73,60%) e com razão sexual funcional desviada para as fêmeas (0,62:1). A redução no número de indivíduos das classes de tamanhos maiores e melhores condições corporais estiveram associadas, respectivamente, a uma maior vazão média do rio na estação seca e ao aumento da vazão no período chuvoso. Estudos futuros de longo prazo devem buscar aprofundar os conhecimentos sobre como fatores hidroclimáticos e as atividades agrícolas desenvolvidas na região afetam a demografia da espécie.

**PALAVRAS-CHAVE.** Tartaruga-da-Amazônia, ecologia populacional, vazão, precipitação, agricultura irrigada.

A pressão antrópica sobre os quelônios amazônicos tem se intensificado e fatores como a poluição das águas, a expansão das atividades agropecuárias, queimadas, desmatamentos das várzeas e matas ciliares, barramentos dos corpos d'água e a caça ilegal estão contribuindo para o declínio das populações desses répteis na região amazônica (RODRIGUES, 2005; ALHO *et al.*, 2015). As mudanças climáticas são um risco adicional para as populações de quelônios amazônicos, tendo em vista que para muitas espécies a temperatura de incubação determina o sexo dos filhotes (MITCHELL & JANZEN, 2010; STANFORD *et al.*, 2020), e que os padrões de comportamento e atividades desses

répteis estão fortemente associados às condições climáticas (SOUZA, 2004). Como resultado desse cenário de múltiplas ameaças, seis (40,00%) das 15 espécies de tartarugas de água doce que ocorrem na Amazônia brasileira estão em alguma categoria de ameaça (IUCN, 2016).

A recuperação e manutenção dos índices populacionais de quelônios amazônicos a níveis desejáveis estão condicionadas à continuidade, ao aprimoramento e ampliação dos trabalhos de proteção, manejo e pesquisa com esses animais (SALERA-JÚNIOR *et al.*, 2016). Informações sobre a abundância, razão sexual e estrutura etária das populações de quelônios são essenciais para avaliar práticas de manejo,

programas de conservação, bem como os impactos de fatores como doenças, caça e conversão de hábitat (LITZGUS & MOUSSEAU, 2004; BALESTRA *et al.*, 2016; FERRARA *et al.*, 2017; SCHNEIDER *et al.*, 2018). Por outro lado, o conhecimento sobre a ecologia populacional das espécies de quelônios amazônicos permanece escasso (FACHÍN-TERÁN *et al.*, 2003; FACHÍN-TERÁN & VOGT, 2004; BERNHARD & VOGT, 2012; BERNARDES *et al.*, 2014; MIORANDO *et al.*, 2015). Características desses répteis como o crescimento lento, a maturidade sexual tardia e a longevidade, tornam o estudo de suas populações um desafio (SHINE & IVERSON, 1995; STANFORD *et al.*, 2020).

Práticas associadas às atividades agrícolas como o desmatamento, controle/desvio das águas dos rios para irrigação, uso extensivo de agrotóxicos e fertilizantes - na medida em que deterioram, fragmentam e eliminam habitats, são reconhecidas como ameaças às populações de tartarugas de água doce (RODRIGUES, 2005; CHESSMAN, 2011; USUDA *et al.*, 2012). Para os quelônios amazônicos, os efeitos dessas atividades intensificam mudanças no regime hídrico da região, contribuindo com cheias ou secas prolongadas e assoreamento dos rios, que podem causar graves distúrbios nos processos reprodutivos, migratórios e alimentares desses répteis (LUZ *et al.*, 2019). Alterações nos ciclos de chuvas e inundações dos rios, por exemplo, podem afetar de maneira negativa a reprodução das tartarugas de água doce na Amazônia, uma vez que a nidificação e incubação dos ovos dessas espécies ocorrem nos bancos de areia expostos ao longo de corpos hídricos durante a estação seca, e a eclosão dos filhotes coincide com o aumento dos níveis da água (ALHO & PÁDUA, 1982; EISEMBERG *et al.*, 2016).

Mudanças nos regimes de vazão dos rios também têm efeitos sobre a abundância, razão sexual, estrutura etária e condição corporal dos quelônios (USUDA *et al.*, 2012; EISEMBERG *et al.*, 2016), tendo em vista que a variabilidade do fluxo das águas exerce um papel importante na determinação da composição biótica, estrutura, função e diversidade dos ecossistemas fluviais (BUNN & ARTHINGTON, 2002; DÖLL & ZHANG, 2010). ASHTON *et al.* (2015), por exemplo, verificaram que tartarugas de um rio com o fluxo regulado por barragem cresceram mais lentamente e foram menores em idades semelhantes, quando comparadas com indivíduos de um rio sem barramento, associando essas diferenças às alterações causadas pelo controle do fluxo do rio.

Reduções e interrupções no fluxo dos rios podem alterar padrões sazonais, estabelecer condições lênticas e restringir o acesso a habitats reprodutivos e alimentares, afetando espécies migrantes de longa distância como *Podocnemis expansa* (Schweigger, 1812), conhecida popularmente como Tartaruga-da-Amazônia (ALHO, 2011; CASTELLO & MACEDO, 2016). Essa espécie possui ampla distribuição geográfica, ocorrendo em rios e lagos das bacias do Amazonas e Orinoco na Colômbia, Venezuela, Guianas, Equador, Peru, Bolívia e Brasil, onde pode atingir a bacia Araguaia-Tocantins na região central (FERRARA *et al.*, 2017). Em consequência da sobre-exploração de suas populações naturais e da constante degradação de seu habitat, o estado de conservação de *P. expansa* no território brasileiro é

de quase ameaçada de extinção (NT) (ICMBio, 2018). A espécie também é listada no Apêndice II da Convenção sobre Comércio Internacional das Espécies da Fauna e Flora Selvagens Ameaçadas de Extinção (CITES, 2017); classificada pela *International Union for Conservation of Nature* (IUCN, 2016) como de baixo risco de extinção (LC), mas dependente de ações de conservação; e considerada criticamente ameaçada (CR) pelo *Tortoise and Freshwater Turtle Specialist Group* (RHODIN *et al.*, 2017).

Poucos são os trabalhos que avaliam as populações de *Podocnemis expansa* em locais diretamente afetados por práticas agrícolas e em áreas protegidas (FIGUEROA *et al.*, 2013; HERNÁNDEZ & ESPÍN, 2006; MOGOLLONES *et al.*, 2010; PORTELINHA *et al.*, 2014). Mediante o exposto, este estudo objetiva descrever a abundância, razão sexual, estrutura etária e condição corporal de *P. expansa* em um trecho do Rio Formoso caracterizado pela intensa utilização de suas águas para irrigação, e avaliar se a curto prazo variáveis hidroclimáticas explicam as possíveis variações desses parâmetros populacionais. Espera-se que a abundância, quantidade de adultos, proporção de fêmeas e a condição corporal de *P. expansa* estejam positivamente correlacionadas com as variáveis de precipitação e vazão devido a um aumento de produtividade do ecossistema aquático. Adicionalmente, pretende-se verificar se indivíduos com lesões recentes ou cicatrizadas teriam condições corporais inferiores quando comparados a indivíduos sem lesões.

## MATERIAL E MÉTODOS

**Área de estudo.** O estudo foi realizado em um trecho de aproximadamente 10 km do Rio Formoso (coordenadas 10°43'01.1"–10°45'28.9"S e 49°51'26.2"–49°51'50.8"W), localizado no município de Lagoa da Confusão, Estado do Tocantins, sudeste da Amazônia brasileira (Fig. 1). A bacia do Rio Formoso situa-se na Região Hidrográfica do Tocantins-Araguaia, apresenta uma área de drenagem de 20.508,79 km<sup>2</sup> e abrange parte do território de 21 municípios dos estados do Tocantins e Goiás (MARINHO-FILHO *et al.*, 2013). O clima predominante é o tropical quente semi-úmido (GUSMÃO *et al.*, 2013), marcado por um período chuvoso de outubro a abril, uma estação seca de maio a setembro e precipitação média anual de 1579,6 mm (ALVES *et al.*, 2016). A região é constituída por um complexo ecótono que apresenta elementos vegetacionais do Cerrado, Floresta Amazônica e Pantanal (BRITO *et al.*, 2006), caracterizado pela alta diversidade de fauna e flora, e incluído na lista de sítios Ramsar no Brasil (LOPES *et al.*, 2017; BRASIL, 2019). Também se localiza no entorno do Corredor Ecológico Araguaia-Bananal – instrumento de gestão territorial projetado para promover a conexão entre quatro unidades de conservação e seis reservas indígenas existentes na região (GALINKIN *et al.*, 2003).

Os quinze municípios que representam a maior abrangência territorial (aproximadamente 97% da área) da bacia do Rio Formoso têm em conjunto uma população de 175.691 habitantes e densidade demográfica de 3,34

habitantes/km<sup>2</sup> (IBGE, 2019). Essa região compõe uma imensa área de várzea, com mais de 500 mil hectares, onde a agropecuária é a principal atividade econômica e desde a década de 1970 desenvolve-se o Projeto Rio Formoso – considerado o maior projeto de irrigação de arroz em área contínua da América Latina (MORAIS *et al.*, 2017). Os projetos hidroagrícolas nessa área, por meio de barramentos e das técnicas de inundação e/ou subirrigação, utilizam intensamente as águas do Rio Formoso para cultivo de arroz, melancia, feijão, soja e outras culturas (LIMA *et al.*, 2013).

Os quatro barramentos existentes no Rio Formoso, localizados próximos a área do presente estudo, tiveram autorização pelo Instituto Natureza do Tocantins – NATURATINS (órgão estadual de fiscalização ambiental) – de construção e operação, respectivamente, nos anos de 2014 e 2018 (TOCANTINS, 2014, 2018). Esses barramentos são autovertentes; possuem uma base de concreto que se estende pelo leito do rio por aproximadamente seis metros a montante da barragem e cinco metros a jusante; têm estruturas projetadas para serem montadas sobre um eixo principal e removidas após o período de retenção da água na calha principal do rio, previsto para acontecer a cada ano entre julho e setembro (três últimos meses da estação seca). Foram construídos pela Associação dos Produtores Rurais do Rio Formoso de Lagoa da Confusão, com a finalidade de aumentar a oferta hídrica para irrigação de lavouras no período de estiagem (CARNEIRO-NETO *et al.*, 2017).

**Procedimentos de campo.** O trabalho de campo ocorreu em três campanhas, cada uma com duração de sete dias, realizadas entre o final de julho e início de agosto, nos anos de 2016, 2017 e 2018. As campanhas foram realizadas em meses da estação seca (julho e agosto) visando capturar o maior número possível de espécimes e minimizar os custos, uma vez que a captura de quelônios aquáticos no período chuvoso é dificultada pelo maior volume de água nos rios (BALESTRA *et al.*, 2016). As capturas aconteceram durante o dia, entre 08:00 h e 17:00 h, mediante autorizações SISBIO (48309-1 e 58557-3) concedidas pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio. Foram amostrados cinco locais ao longo do trecho estudado no rio, dois caracterizados como reentrâncias, ambientes lênticos próximos às praias, com profundidade aproximada de um a dois metros; e três como remansos, ambientes no leito principal, com águas pouco correntes e profundidade aproximada de um a três metros.

Os métodos de captura, conforme BALESTRA *et al.* (2016), consistiram em: rede de espera – utilizando-se rede malhadeira tipo “transmalha” com 30 m de comprimento por 3 m de altura e distância entre nós de 12 cm (malha interna) e 40 cm (malhas externas); arrasto de rede – rede de náilon com 35 m de comprimento, 3 metros de altura e malha entre nós de 18 cm; e pesca – com linha de náilon comprida e anzol sem fisga, iscado com melancia ou mandioca. Os métodos permitem a captura de animais de todas as classes de tamanhos, exceto filhotes.

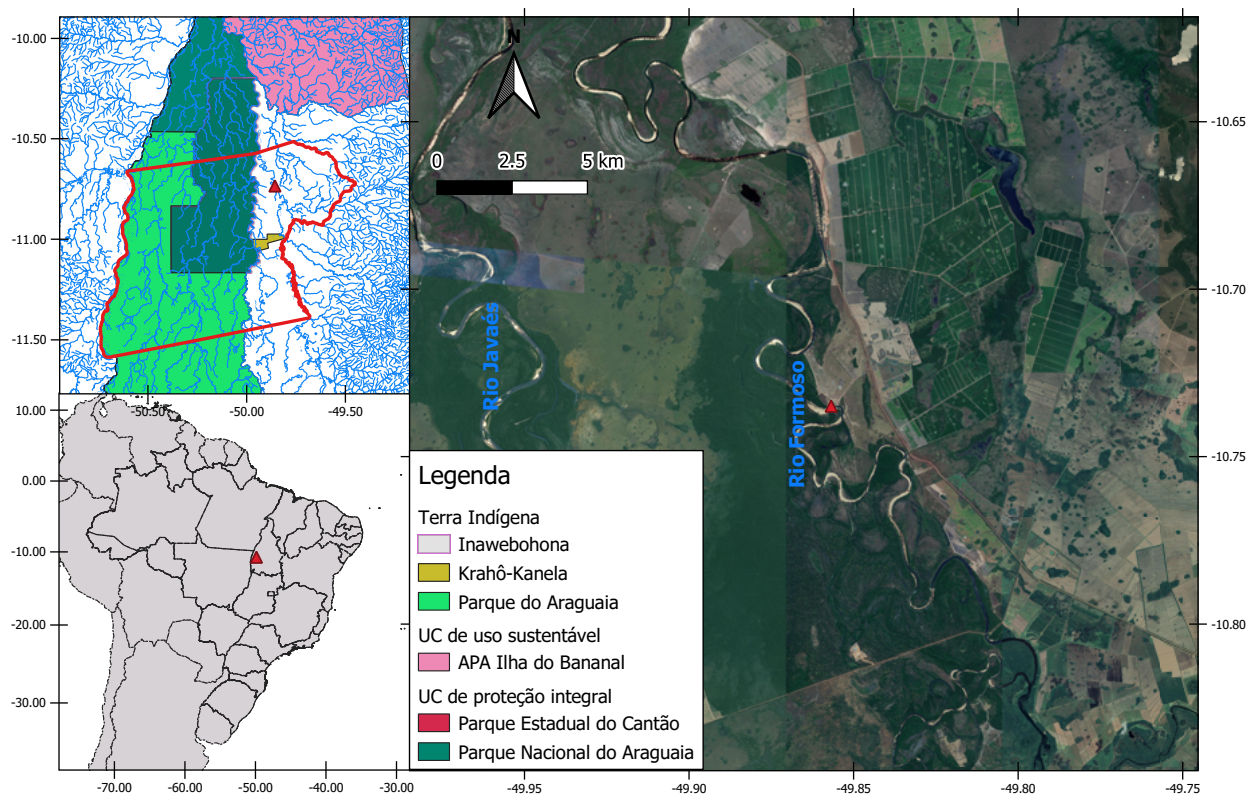


Fig. 1. Localização da área de estudo no Rio Formoso, município de Lagoa da Confusão, Tocantins, Brasil. Hidrografia representada em azul; limites do município da Lagoa da Confusão/TO em vermelho; APA, Área de Proteção Ambiental; UC, Unidade de Conservação.

Os animais coletados foram submetidos a procedimentos de identificação sexual, biometria, avaliação das condições físicas e marcação individualizada. Seguindo MOLLONES *et al.* (2010), o sexo foi determinado para indivíduos com comprimento curvilíneo da carapaça superior a 175 mm; por meio da observação visual do escudo anal do plastrão, que possui abertura em forma de U nos machos e de V nas fêmeas; e do tamanho da cauda, proporcionalmente maior nos machos. Conforme PORTELINHA *et al.* (2014), o comprimento e largura da carapaça e do plastrão foram obtidos de maneira curvilínea com fita métrica de 1 mm de precisão, enquanto a massa corporal foi verificada com balança de 100 g de precisão. Quando existentes nos espécimes capturados, as lesões e cicatrizes foram classificadas como sendo provenientes de tentativa de predação natural ou de colisão (em hélices dos motores/estruturas de embarcações; ou nas estruturas dos barramentos do rio) (SAUMURE & BIDER, 1998). A marcação foi realizada de acordo com BALESTRA *et al.* (2016), perfurando-se os escudos marginais e os ossos periféricos da carapaça com furadeira portátil e brocas de diferentes espessuras, dependendo do tamanho do espécime. Para evitar o sangramento mais intenso do animal, não foram perfurados os escudos e os ossos periféricos que fazem a união da carapaça com o plastrão (do 4° ao 7° e do 18° ao 21° escudos marginais que coincidem com os 3° ao 7° ossos periféricos em ambos os lados da carapaça) (PRITCHARD & TREBBAU, 1984). Os demais escudos marginais receberam até dois furos, compondo um sistema numérico no sentido horário, com unidades, dezenas, centenas e milhares. Os escudos perfurados na marcação foram lavados com álcool iodado e os animais devolvidos ao mesmo local em que foram capturados.

**Parâmetros populacionais.** Neste estudo considerou-se a definição de população estabelecida por FUTUYMA (1993), qual seja, conjunto de indivíduos da mesma espécie que coexistem em determinada área e período de tempo, bem como exibem continuidade reprodutiva. A razão sexual foi determinada por meio da divisão do número de machos pelo número de fêmeas em uma amostragem. Segundo GIBBONS (1990), a razão sexual funcional deve ser calculada com base nos indivíduos que alcançaram a maturidade. Nesse sentido, foram considerados adultos os indivíduos com comprimento da carapaça  $\geq 40$  cm para os machos (Y. S. L. BATAUS, DADOS INÉDITOS) e  $\geq 50$  cm para fêmeas (ALHO & PÁDUA, 1982). Para estrutura de tamanhos foram estabelecidas classes de tamanho com intervalos de 5 cm comprimento da carapaça (PORTELINHA *et al.*, 2014). No cálculo da abundância relativa foi utilizada a taxa de captura por unidade de esforço (CPUE), na qual se divide o número de indivíduos capturados pelo esforço de captura empregado em horas (FACHÍN-TERÁN *et al.*, 2003). O esforço de captura foi o resultado da multiplicação do número de petrechos (aparatos de captura) pela quantidade de horas que estes permanecerem ativos (BALESTRA *et al.*, 2016). Conforme PEIG & GREEN (2009), a condição corporal foi definida como sendo o índice de massa escalada (*Scaled*

*Mass Index* - SMI) e calculada como:  $\widehat{M}_i = M_i \left(\frac{C_0}{C_i}\right)^{b_{SMA}}$ , onde  $M_i$  e  $C_i$  são, respectivamente, a massa corporal e o comprimento da carapaça do indivíduo  $i$ ;  $C_0$  é a média do comprimento da carapaça da população da espécie estudada; e  $b_{SMA}$  é um fator de escala. O  $b_{SMA}$  foi computado de uma regressão de eixo principal padronizado (*Standardized Major Axis* - SMA) do  $\ln(M+1)$  sobre  $\ln(C)$ . O SMI é frequentemente utilizado como um índice de condição corporal e, ao contrário da maioria de outros métodos mais convencionais, pode considerar com sucesso a relação variante entre massa e comprimento corporal durante a ontogenia (PEIG & GREEN, 2010), além de ser um bom preditor das variações das reservas de gordura e proteína em diversos grupos de vertebrados (PEIG & GREEN, 2009). Neste sentido, indivíduos com melhores condições corporais devem apresentar valores maiores para esse índice e vice-versa, evidenciando por exemplo as condições de saúde e *fitness* do animal.

**Análise estatística.** Para selecionar as variáveis hidroclimáticas que mais explicam a variação da abundância relativa, razão sexual, estrutura etária e condição corporal de *Podocnemis expansa*, foi realizada uma seleção manual de modelos com base no Critério de Informação de Akaike (AIC) (BURNHAM & ANDERSON, 2002), partindo-se de um modelo vazio e inserindo individualmente as variáveis (CRAWLEY, 2013; HEINZE *et al.*, 2018; ZUUR *et al.*, 2007). Foram compilados os dados de vazão e precipitação para a área de estudo no site da Agência Nacional das Águas *Hidroweb* (ANA, 2019) - das estações meteorológicas de números 1249002, 1249003, 26720000 e 26730000, todas localizadas na Bacia do Rio Formoso. Foram calculadas as médias dos valores de precipitação e vazão média referentes ao ano hidrológico, estações seca (maio a setembro) e chuvosa (outubro a abril), bem como para o período reprodutivo de *P. expansa* que na região ocorre de julho a outubro (MALVASIO *et al.*, 2019). Conforme VERGARA *et al.* (2013), considerou-se para a área estudada o ano hidrológico com início no mês de outubro e término em setembro. Sendo assim, foram usados nos modelos e testes estatísticos um total de oito variáveis hidroclimáticas: precipitação e vazão anual média (Precip<sub>med</sub> e Vazão<sub>med</sub>); precipitação e vazão na época seca (Precip<sub>seca</sub> e Vazão<sub>seca</sub>); precipitação e vazão na época chuvosa (Precip<sub>chuva</sub> e Vazão<sub>chuva</sub>) e; precipitação e vazão no período reprodutivo (Precip<sub>reprod</sub> e Vazão<sub>reprod</sub>) (Tab. I).

Para relacionar a abundância relativa com as variáveis hidroclimáticas, foram usados modelos lineares generalizados (GLM) com a distribuição de erros binomial negativa (VENABLES & RIPLEY, 2002). O esforço total de cada amostragem e o tipo de método utilizado (rede de arrasto, rede de espera ou pesca) foram incluídos como covariáveis nos modelos. Para a razão sexual, foram usados GLMs com a distribuição de erros binomiais (VENABLES & RIPLEY, 2002; MCCULLAGH & NELDER, 1989). Para a estrutura etária, foram consideradas o comprimento da carapaça (usado como um proxy da estrutura etária), já que o comprimento de quelônios é diretamente proporcional à idade dos indivíduos (ZUG, 1991).

Tab. I. Valores médios ( $\bar{x}$ ) mensais e desvio padrão ( $\sigma$ ) das variáveis hidroclimáticas avaliadas no Rio Formoso, estado do Tocantins, Brasil.

Variável	2016		2017		2018	
	$\bar{x}$	$\sigma$	$\bar{x}$	$\sigma$	$\bar{x}$	$\sigma$
Precip <sub>med</sub> (mm)	101,36	177,48	112,51	117,71	136,67	131,75
Vazão <sub>med</sub> (m <sup>3</sup> /s)	48,06	87,28	28,29	42,11	63,46	91,83
Precip <sub>seca</sub> (mm)	7,16	16,01	0,16	0,22	5,81	8,50
Vazão <sub>seca</sub> (m <sup>3</sup> /s)	2,31	2,49	5,14	8,71	9,07	14,18
Precip <sub>reprod</sub> (mm)	44,96	68,17	22,14	44,04	24,35	35,93
Vazão <sub>reprod</sub> (m <sup>3</sup> /s)	1,02	0,11	0,61	0,76	1,19	0,66
Precip <sub>chuva</sub> (mm)	168,64	211,89	192,76	85,84	230,14	85,51
Vazão <sub>chuva</sub> (m <sup>3</sup> /s)	80,74	103,50	44,83	48,76	102,31	104,30

Primeiramente, a estrutura etária foi comparada entre os anos e entre os sexos por meio de uma análise de variância (ANOVA) ranqueada (não-paramétrica; teste de Shapiro-Wilk:  $W = 0,81297$ ,  $p < 0,001$ ) e posteriormente foi realizada a seleção das variáveis hidroclimáticas por meio de um modelo linear simples. Após a seleção das variáveis hidroclimáticas, foi realizada uma regressão quantílica (KOENKER & BASSETT-JÚNIOR, 1978; KOENKER & HALLOCK, 2001; veja a revisão do método em KOENKER, 2017). A condição corporal dos indivíduos foi comparada por meio de um teste não-paramétrico de *Wilcoxon* (teste de Shapiro-Wilk:  $W = 0,89668$ ,  $p < 0,001$ ) entre indivíduos com e sem marcas de lesões recentes ou cicatrizadas. Por meio de ANOVA ranqueada, foram testadas a relação da condição corporal com os anos do estudo, sexos e fases (adulto e juvenil) dos indivíduos. Em seguida, foi realizada a seleção manual de variáveis hidroclimáticas que melhor explicam a condição corporal por meio de modelos lineares simples, incluindo como covariável o comprimento da carapaça. Todas as análises estatísticas consideraram um nível de significância de 5% e foram realizados no *software* livre R v. 3.6.3 (R CORE TEAM, 2020). Para realizar a maioria das análises estatísticas foram usadas as funções do pacote *stats* do R, padrão no programa. Para construir os modelos lineares generalizados com erros na distribuição binomial negativa, foi usado o pacote *MASS* (VENABLES & RIPLEY, 2002); e para construir as regressões quantílicas foi aplicado o pacote *quantreg* (KOENKER, 2020). Outras informações sobre a análise estatística foram incluídas no Material Suplementar.

## RESULTADOS

**Capturas e abundância.** Foram capturados e marcados 466 espécimes de *Podocnemis expansa* (Tab. II), tendo sido recapturados (uma única vez) sete indivíduos (três machos juvenis, três machos adultos e uma fêmea juvenil) - o que equivale a uma taxa de recaptura de aproximadamente 1.50%. A abundância relativa não variou significativamente entre os anos ( $\chi^2 = 1,985$ ;  $gl = 2$ ;  $p = 0,371$ ), sendo de 1.35 (indivíduos/hora) para 2016, 2.41 para 2017 e 3.23 para 2018 (Tab. II). Por outro lado, houve variação na abundância relativa entre os métodos ( $\chi^2 = 75,529$ ;  $gl = 4$ ;  $p < 0,001$ ), tendo sido capturados 0.09 (indivíduos/hora) por meio da rede de espera, 2.83 por pesca e 5.57 por arrasto de rede.

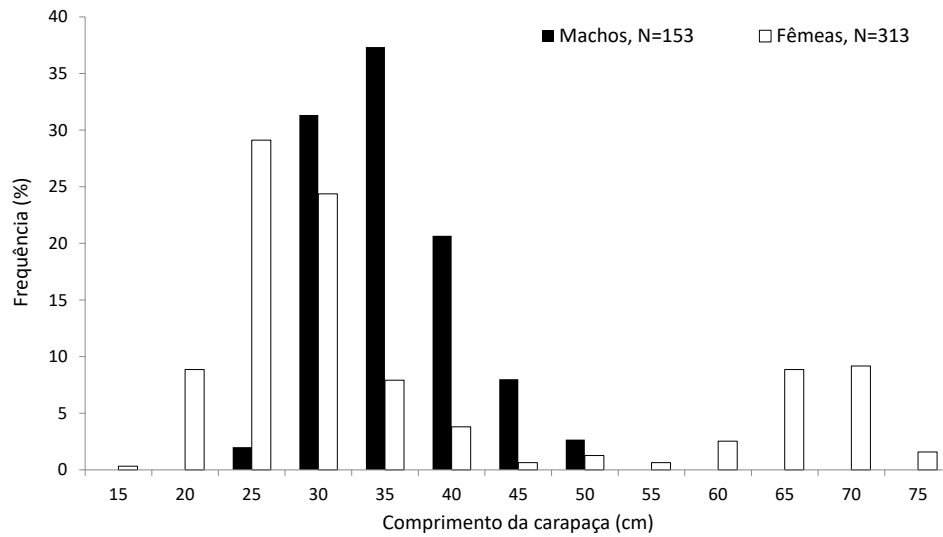
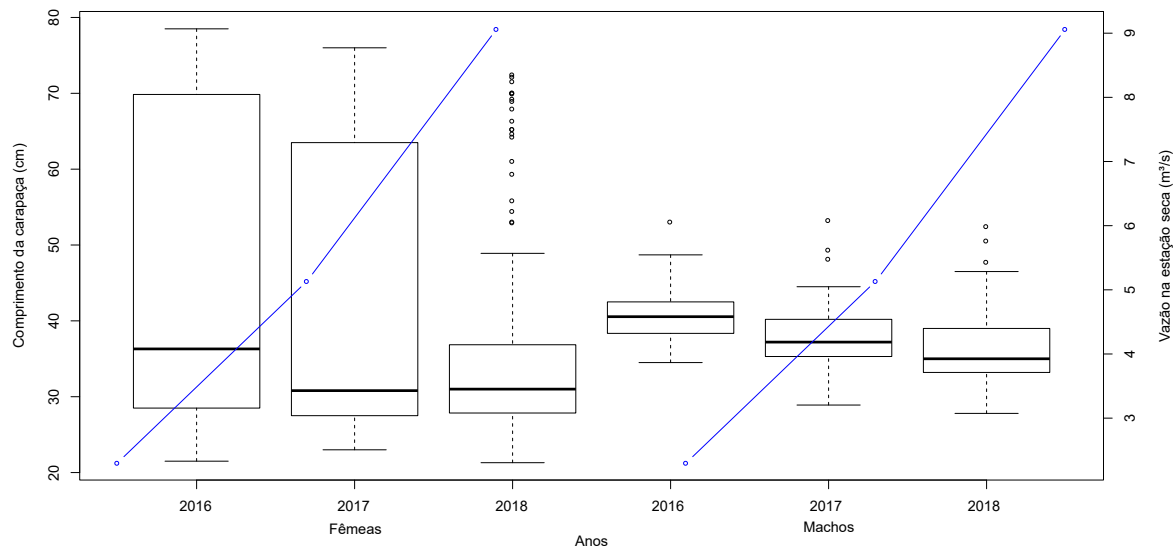
**Razão sexual e estrutura etária.** Do total de exemplares capturados, verificou-se razão sexual funcional de 0.62:1 desviada para as fêmeas ( $\chi^2 = 6,837$ ;  $gl = 1$ ;  $p = 0,0116$ ) e de 0.45:1 entre os juvenis, também desviada para as fêmeas ( $\chi^2 = 50,032$ ;  $gl = 1$ ;  $p < 0,001$ ) (Tab. II). Foram 26,40% de indivíduos adultos ( $\chi^2 = 103,863$ ;  $gl = 1$ ;  $p < 0,001$ ), incluindo 47 machos e 76 fêmeas; e 73,60% de juvenis, compostos por 106 machos e 237 fêmeas (Tab. II). O comprimento médio da carapaça foi de  $30,24 \pm 5,14$  cm (variação: 19,00 – 48,90 cm) para fêmeas juvenis e  $68,42 \pm 5,32$  cm (variação: 52,50 – 78,50 cm) para adultas, enquanto entre os machos juvenis foi de  $35,02 \pm 2,70$  cm (variação: 27,80 – 39,80 cm) e  $43,81 \pm 3,51$  cm (variação: 40,00 – 53,30 cm) entre os adultos. Os métodos de captura não foram seletivos para o sexo ( $\chi^2 = 0,11551$ ;  $gl = 2$ ;  $p = 0,9439$ ), bem como não houve variação significativa na razão sexual entre os anos de amostragem ( $\chi^2 = 2,5269$ ;  $gl = 2$ ;  $p = 0,2827$ ). Apesar disso, destaca-se que em 2018 foi encontrada razão 1:1 em adultos (Tab. II).

A estrutura de tamanho apresentou um padrão unimodal para os machos, sendo a maior frequência encontrada entre os indivíduos com comprimento da carapaça correspondente à classe de tamanho de 35 a 40 cm (Fig. 2). Para as fêmeas a tendência foi de uma curva bimodal, com destaques nas classes de tamanhos de 25 a 30, 65 e 75 cm de comprimento da carapaça (Fig. 2). Apesar de terem sido utilizados três diferentes métodos de captura, recém-eclodidos e juvenis menores que 19 cm (classe de tamanho de 15 cm) não foram capturados.

Verificou-se que a estrutura de classes de tamanho variou entre os anos ( $F = 9,447$ ;  $gl = 2$ ;  $p < 0,001$ ) (Fig. 3). Não houve interação significativa entre os anos e o sexo, ou seja, a estrutura etária variou igualmente entre anos em ambos os sexos ( $F = 0,062$ ;  $gl = 2$ ;  $p = 0,94$ ). A vazão na estação seca (média  $\pm$  desvio padrão em 2016 =  $2,31 \pm 2,49$  m<sup>3</sup>/s; 2017 =  $5,14 \pm 8,71$  m<sup>3</sup>/s; e 2018 =  $9,07 \pm 14,18$  m<sup>3</sup>/s) (Tab. I) foi a variável que melhor explicou a variação na estrutura etária entre os anos (modelo linear simples: AIC = 2531,9;  $\chi^2 = 6899,1$ ;  $gl = 1$ ;  $p < 0,001$ ; regressão quantílica:  $F = 5,923$ ;  $gl = 1$ ;  $p < 0,001$ ). Quanto menor a vazão na estação seca maior a frequência de indivíduos de classes de tamanhos maiores (Fig. 3).

Tab. II. Total de indivíduos capturados (n), abundância relativa, razão sexual e estrutura etária de *Podocnemis expansa* entre os anos de 2016 e 2018, no Rio Formoso, estado do Tocantins, Brasil.

Ano	Capturados			Abundância relativa	Razão sexual						Estrutura etária	
	♂	♀	n		juvenis		adultos			juvenis	adultos	
				♂	♀	♂:♀	♂	♀	♂:♀			
2016	29	85	114	1,35	13	50	0,26:1	16	35	0,46:1	55,26% (n=63)	44,74% (n=51)
2017	35	76	111	2,41	23	54	0,43:1	12	22	0,55:1	69,37% (n=77)	30,63% (n=34)
2018	89	152	241	3,23	70	133	0,53:1	19	19	1:1	84,23% (n=203)	15,77% (n=38)
Total	153	313	466	2,27	106	237	0,45:1	47	76	0,62:1	73,61% (n=343)	26,39% (n=123)

Fig. 2. Distribuição de frequências das classes de tamanhos das carapaças de machos e fêmeas de *Podocnemis expansa* (Schweigger, 1812) capturados entre os anos de 2016 e 2018, no Rio Formoso, Estado do Tocantins, Brasil.Fig. 3. Relação entre a vazão na estação seca (linha azul) e o tamanho de *Podocnemis expansa* (Schweigger, 1812) entre os anos de 2016 e 2018, no Rio Formoso, Estado do Tocantins, Brasil.

**Condição corporal.** O percentual de exemplares com pelo menos uma lesão ou cicatriz foi de 34,55% (n = 161). As maiores frequências foram para lesões e/ou cicatrizes provenientes de tentativas de predação natural (82 injúrias

no casco, 53 faltas de dedos e 29 faltas de membros). No entanto, foram encontrados cinco indivíduos com fratura por colisão na parte anterior do plastrão. Espécimes com lesões recentes e/ou cicatrizadas apresentaram maior condição

corporal quando comparados aos que não tinham lesões ( $W = 23232$ ;  $p = 0,04494$ ; sem lesões –  $SMI = 5,14 \pm 0,99$ ; com lesões –  $SMI = 5,31 \pm 0,98$ ). A condição corporal dos indivíduos também variou entre as classes etárias, sendo maior para os adultos ( $F = 279,9$ ;  $gl = 1$ ;  $p < 0,001$ ; juvenis –  $SMI = 4,81 \pm 0,61$ ; adultos –  $SMI = 6,27 \pm 1,03$ ).

A proporção de indivíduos com lesões e/ou cicatrizes não variou entre os sexos ( $\chi^2 = 0,758$ ;  $gl = 1$ ;  $p = 0,4434$ ), assim como não houve alteração para essa variável entre os anos ( $\chi^2 = 2,0404$ ;  $gl = 2$ ;  $p = 0,3605$ ). A condição corporal dos indivíduos independe do sexo ( $F = 0,166$ ;  $gl = 1$ ;  $p = 0,684$ ; machos –  $SMI = 5,02 \pm 0,48$ ; fêmeas –  $SMI = 5,29 \pm 1,15$ ), mas variou entre os anos de estudo ( $F = 10,88$ ,  $gl = 2$ ,  $p < 0,001$ ). O teste de Conovera *posteriori* mostrou que o ano de 2017 teve menor condição corporal (2016 –  $SMI = 5,53 \pm 1,17$ ; 2017 –  $SMI = 4,92 \pm 0,99$ ; 2018 –  $SMI = 5,16 \pm 0,83$ ;  $p < 0,001$ ). A vazão no período chuvoso (média  $\pm$  desvio padrão em 2016 =  $80,74 \pm 103,50$  m<sup>3</sup>/s; 2017 =  $44,83 \pm 48,76$  m<sup>3</sup>/s; e 2018 =  $102,31 \pm 104,30$  m<sup>3</sup>/s) (Tab. I) foi a variável que melhor explicou a variação na condição corporal entre os anos (modelo linear simples:  $AIC = 602,50$ ;  $\chi^2 = 17,4684$ ;  $gl = 1$ ;  $p < 0,001$ ; regressão quantílica:  $F = 3,122$ ;  $gl = 1$ ;  $p = 0,014$ ), tendo sido verificado que quanto maior a vazão no período chuvoso maior a condição corporal (Fig. 4).

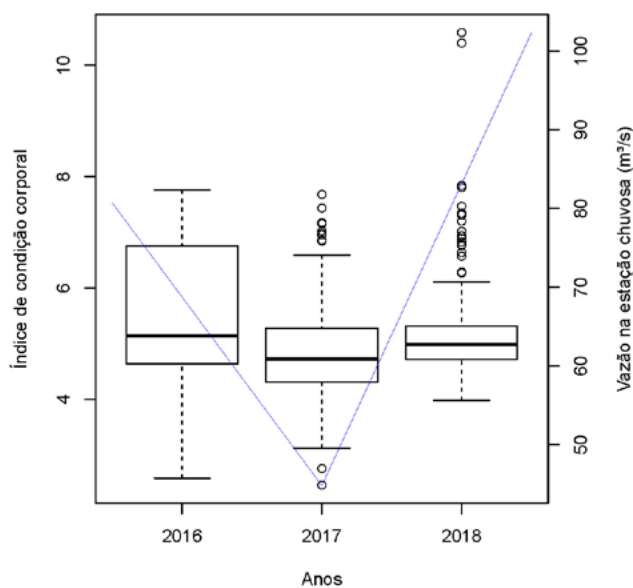


Fig. 4. Relação entre a vazão na estação chuvosa (linha azul) e a condição corporal de *Podocnemis expansa* (Schweigger, 1812) entre os anos de 2016 e 2018, no Rio Formoso, Estado do Tocantins, Brasil.

## DISCUSSÃO

**Capturas e abundância.** Assim como relatado por PORTELINHA *et al.* (2014) (recaptura de 0,70%), no presente estudo se verificou um baixo índice de recaptura (aproximadamente 1,50%) para *P. expansa*. Baixos índices de recaptura também foram registrados para *P. erythrocephala* (BERNHARD & VOGT, 2012) (< 10,00%), *P. sextuberculata* (FACHÍN-TERÁN *et al.*, 2003) (3,5%) e *P. unifilis* (FACHÍN-

TERÁN & VOGT, 2004) (5,00%). De acordo com BERNHARD & VOGT (2012), um baixo número de recapturas pode indicar que apenas uma pequena fração de indivíduos foi capturada em relação ao tamanho total da população. Isso pode ocorrer devido a fatores como baixa eficiência dos métodos de captura, amostragem de apenas uma pequena parte da área ocupada pela população estudada ou ainda em razão de altas taxas de imigração/migração (BALESTRA *et al.*, 2016).

A abundância relativa variou de acordo com o método. Considerando o método mais eficiente e o período total amostrado, o resultado registrado no presente estudo (5,57 espécimes capturados por hora de amostragem com o arrasto de rede) foi inferior ao relatado por PORTELINHA *et al.* (2014) (10,9 tartarugas capturadas por hora, também por meio do arrasto de rede), o que pode ser explicado pelo fato do trabalho desses autores ter sido realizado em uma área protegida. Diversos autores relatam que locais protegidos, quando comparados a áreas sem proteção, apresentam maiores abundâncias relativas de tartarugas (FACHÍN-TERÁN *et al.*, 2003; TOMILLO *et al.*, 2008; ALCANTARA *et al.*, 2013; SUNG *et al.* 2013). HERNÁNDEZ & ESPÍN (2006) por sua vez, após três anos de amostragem em estudo realizado na Venezuela, relataram diminuição na abundância relativa de *P. expansa* (variação de 3,7 para 1,2 indivíduos capturados/100 m de rede de arrasto, respectivamente, no primeiro e terceiro ano). Eles explicaram que essa redução na taxa de captura poderia ser resultado de diferenças nos métodos de amostragem e nas atividades de caça. USUDA *et al.* (2012) relataram acentuada diminuição da densidade de *Chinemys reevesii* (Gray, 1831) (Testudines, Geoemydidae) em consequência de práticas artificiais de alteração dos rios para controle de inundações, na província de Chiba, Japão. De modo parecido, CHESSMAN (2011) apontou a diminuição do fluxo dos rios (devido a um longo período de seca e o uso da água na agricultura irrigada) como provável causa do declínio da abundância das espécies de Chelidae *Chelodina longicollis* (Shaw, 1794) e *Emydura macquarii* (Gray, 1830), em estudo realizado na Austrália.

Não foi possível verificar se as variáveis hidroclimáticas tinham relação com mudanças na abundância relativa de *Podocnemis expansa*, pois não houve variação significativa nesse parâmetro populacional ao longo do período avaliado. Ao avaliarem a influência de fatores ambientais na reprodução de *P. expansa* no Rio Javaés, Estado do Tocantins (TO), SIMONCINI *et al.* (2019) constataram que quanto maior a precipitação na nascente do rio, maior a quantidade de fêmeas desovando nas praias do local. Em uma lagoa no Parque Nacional de Brasília/DF, FRAXE-NETO *et al.* (2011) associaram maiores taxas de captura de *Acanthochelys spixii* (Duméril & Bibron, 1835) (Testudines, Chelidae) ao aumento da abundância e riqueza de insetos que fazem parte da dieta dessa espécie, sugerindo que isso estaria relacionado ao aumento dos níveis de água no local. Desse modo, estudos futuros devem avaliar a longo prazo os efeitos da vazão e precipitação sobre a abundância de *P. expansa* no Rio Formoso, especialmente porque as águas superficiais da região são cada vez mais utilizadas para irrigação de culturas agrícolas (MORAIS *et al.*, 2017).

**Razão sexual e estrutura etária.** A razão sexual de *P. expansa* desviada para as fêmeas (0,45♂:1♀ entre os juvenis; e 0,62♂:1♀ entre os adultos) verificada no presente estudo também foi observada por HERNÁNDEZ & ESPÍN (2006) (0,03♂:1♀), MOGOLLONES *et al.* (2010) (0,09♂:1♀) e PEÑALOZA *et al.* (2013) (0,16♂:1♀) – todas com capturas de *P. expansa* por arrasto de rede no médio Orinoco, Venezuela. Por outro lado, PORTELINHA *et al.* (2014) em estudo realizado no Rio Javaés, sul da Amazônia brasileira, utilizando os métodos de mergulho e rede de arrasto, encontraram uma razão sexual em *P. expansa* desviada para os machos entre os adultos (1,4♂:1♀) e para as fêmeas entre os juvenis (0,4♂:1♀). Existem registros de proporções sexuais desviadas para os machos em estudos populacionais de *P. sextuberculata* (FACHÍN-TERÁN *et al.*, 2003) e *P. unifilis* (FACHÍN-TERÁN & VOGT, 2004; MIORANDO *et al.*, 2015), bem como de desvio para fêmeas em *P. erythrocephala* (BERNHARD & VOGT, 2012). Desvios na razão sexual em populações de quelônios podem ser explicados por diferenças na proporção sexual dos indivíduos recém-eclodidos, devido à determinação do sexo dependente da temperatura (VALENZUELA, 2001; BONACH *et al.*, 2011). Proporções sexuais enviesadas também podem ser resultado de diferenças na idade/tamanho de maturação sexual, nas taxas de movimentação/migração, mortalidade e sobrevivência de machos e fêmeas, e/ou consequência dos métodos de captura, período do ano e locais de amostragem utilizados (GIBBONS, 1990; STEEN *et al.*, 2006).

Os métodos de captura utilizados no presente estudo não foram seletivos para o sexo. Nesse sentido, entre os fatores citados anteriormente, o mais provável é que o maior número de fêmeas em relação aos machos verificado na população estudada seja resultado de uma razão sexual diferencial dos indivíduos recém-eclodidos (também em favor das fêmeas) ao longo do tempo. Razões sexuais primárias de *Podocnemis expansa* desviadas para fêmeas foram verificadas por MALVASIO *et al.* (2002) (n = 494; 0,7♂:1♀) e MALVASIO *et al.* (2012) (n = 187; 0,2♂:1♀) em estudos realizados no Rio Javaés/TO, do qual o Rio Formoso é afluente; e por VALENZUELA *et al.* (1997) (n = 173; 0,1♂:1♀) na Colômbia. Do ponto de vista da conservação, a razão sexual desviada para as fêmeas pode ser considerada positiva, uma vez que um único macho é capaz de fertilizar várias fêmeas e assim manter ou incrementar uma população (VOGT, 1994). No entanto, uma alta diminuição no número de machos devido ao aumento da temperatura de incubação dos ninhos pode dificultar o encontro intersexual para acasalamento, possivelmente diminuindo a persistência das populações a longo prazo (JANZEN, 1994). Esse fenômeno também é preocupante entre as espécies de tartarugas marinhas, sobretudo em razão do risco de feminização das populações dessas espécies associado ao aumento das temperaturas devido às mudanças climáticas (GLEN & MROSOVSKY, 2004; HAWKES *et al.*, 2007; FULLER *et al.*, 2013; LALOË *et al.*, 2016; JENSEN *et al.*, 2018; STANFORD *et al.*, 2020).

Não foi possível avaliar se as variáveis hidroclimáticas explicavam variações na razão sexual da população estudada, tendo em vista que não houve mudança significativa na

proporção dos sexos entre os anos de amostragem. Nesse sentido, estudos futuros devem testar quais os efeitos de variáveis hidroclimáticas (além das que testamos nesse estudo, por exemplo aquelas relacionadas à temperatura) na proporção dos sexos da população de *Podocnemis expansa*, sobretudo entre os recém-eclodidos e a longo prazo.

ALCANTARA *et al.* (2013) afirmam que as variações climáticas e sua influência nas proporções sexuais dos filhotes devem ser monitoradas continuamente, devendo-se tomar cuidado para interpretar os resultados em estudos de curto prazo. EISEMBERG *et al.* (2016) também apontam que mudanças nos ciclos de chuvas e inundações têm impactos diretos nas tartarugas de água doce da Amazônia e citam, por exemplo, a redução no número de dias da estação reprodutiva e alterações nos níveis das águas dos rios como responsáveis por afetar as características térmicas dos ninhos e, em consequência, distorcer a proporção dos sexos dos filhotes, uma vez que muitas espécies possuem determinação sexual dependente da temperatura. Nesse sentido, a manutenção de níveis elevados das águas dos rios por um maior período de tempo poderia diminuir a temperatura nos locais de nidificação de espécies como *P. expansa*, desviando a razão sexual dos filhotes para os machos, uma vez que nessa espécie temperaturas de incubação mais altas favorecem a geração de fêmeas e temperaturas mais baixas a produção de machos (VALENZUELA, 2001; BONACH *et al.*, 2011).

A população de *P. expansa* estudada é composta em sua maioria por juvenis (73,60%), assim como o que foi verificado para a mesma espécie em estudos realizados na Venezuela (MOGOLLONES *et al.*, 2010; PEÑALOZA *et al.*, 2013) e Colômbia (FIGUEROA *et al.*, 2013). Nos trabalhos conduzidos na Venezuela, os autores argumentaram que ações de proteção das praias de nidificação e de reintrodução de filhotes criados em cativeiro, realizadas na área estudada (médio Orinoco), eram as prováveis causas da maior proporção de tartarugas juvenis na população; enquanto na Colômbia, o desvio para os juvenis teria ocorrido por viés na seleção do local e período de amostragem. PORTELINHA *et al.* (2014) encontraram predominância de adultos (55,47%) ao avaliarem períodos em que indivíduos de *P. expansa* foram capturados apenas na estação reprodutiva e argumentaram que isso poderia ser explicado pelas diferenças no comportamento migratório dos grupos etários. Em geral, a abundância de juvenis é uma das características da estrutura populacional de répteis (CAGLE, 1954). GIBBS & AMATO (2000) apontaram que a classe juvenil é a mais abundante nas populações de muitas espécies de tartarugas. No presente estudo, não foi demonstrado que populações de tartarugas afetadas por distúrbios tiveram seu recrutamento reduzido, conforme mencionado em outras pesquisas (MARCHAND & LITVAITIS, 2004; CHESSMAN, 2011). Vale ressaltar que porcentagens mais altas de jovens podem não resultar necessariamente em populações estáveis (CROUSE & FRAZER, 1995), especialmente para a população de *P. expansa* avaliada na região em estudo, onde as taxas de sobrevivência para os diferentes grupos etários são desconhecidas.



O comprimento médio da carapaça verificado para as fêmeas adultas de *P. expansa* capturadas no presente estudo ( $68,42 \pm 5,32$  cm) foi semelhante aos apresentados por ALHO & PÁDUA (1982) ( $66,00 \pm 3,06$  cm) e PORTELINHA *et al.* (2014) ( $64,70 \pm 7,10$  cm). Para os machos o resultado do nosso estudo (comprimento médio da carapaça igual a  $43,81 \pm 3,51$  cm) também foi similar ao relatado por PORTELINHA *et al.* (2014) ( $41,90 \pm 5,70$  cm). Embora os tamanhos médios de *P. expansa* verificados no presente estudo tenham variado pouco em relação aos apresentados pelos autores citados, destaca-se que aspectos da história de vida, como o tamanho corporal, tendem a variar na distribuição de uma espécie (GREAVES & LITZGUS, 2009). Para muitas espécies de tartarugas o tamanho corporal pode estar relacionado à latitude e a fatores ambientais (temperatura, produtividade e sazonalidade) (ASHTON & FELDMAN, 2003; WERNER *et al.*, 2016), sendo esperado que existam tartarugas maiores em latitudes mais baixas e menores em latitudes mais altas (ANGIELCZYK *et al.*, 2015). De acordo com SUNG *et al.* (2013), as diferenças no tamanho médio ao longo da área de distribuição de uma espécie também podem ser devidas à pressão de caça, sendo que locais com histórico de caça ilegal de tartarugas apresentam indivíduos de tamanhos corporais menores do que os de locais protegidos. Na região do Corredor Ecológico Araguaia-Bananal, onde se realizou o presente estudo, FARIA & MALVASIO (2018) verificaram que os quelônios sofrem intensa pressão de caça, especialmente *P. expansa*.

O número reduzido de indivíduos de *P. expansa* ( $n = 1$ ) com comprimento da carapaça menor ou igual à classe de tamanho de 15 cm pode ser devido ao uso de habitats diferentes do restante da população, conforme observado por PORTELINHA *et al.* (2014) para a mesma espécie, e por FACHÍN-TERÁN & VOGT (2004) para *Podocnemis unifilis* (Troschel, 1848). MIORANDO *et al.* (2015) explicaram que os métodos de captura muitas vezes não são adequados na amostragem dos microhabitats utilizados pelos juvenis de tamanho pequeno, motivo pelo qual estimar a quantidade desses indivíduos nas populações é um grande desafio para os estudos demográficos de *Podocnemis*. As fêmeas das classes de tamanhos 45, 50 e 55 cm também tiveram poucas representantes capturadas (apenas uma para cada classe), o que pode ser um indicio de maior pressão de caça sobre esse sexo e classes de tamanho. ATAÍDES *et al.* (2010) relataram que os espécimes de tamanho médio são preferencialmente consumidos pela maioria das pessoas que fazem uso da carne dos quelônios no Rio Javaés/TO. A sobre-exploração de ovos, captura de adultos e comercialização de quelônios amazônicos têm afetado de maneira negativa a distribuição das classes de tamanho nas populações (FACHÍN-TERÁN & VOGT, 2004; HERNÁNDEZ & ESPÍN, 2006; MIORANDO *et al.*, 2015).

A vazão média do rio no período seco (maio a setembro) foi a variável que melhor explicou a variação na estrutura de classes de tamanhos entre os anos (Fig. 3). Era esperado que o aumento da disponibilidade de alimentos e a facilidade de deslocamento, proporcionados

pela maior vazão no período seco, contribuíssem de maneira diretamente proporcional com as variações na estrutura de classes de tamanhos de *P. expansa*. No entanto, os resultados demonstraram que a redução no número de indivíduos das classes de tamanhos maiores está relacionada de maneira inversa com a vazão média do rio na estação seca. Os quatro barramentos construídos no rio Formoso, a partir do ano de 2014, podem ter impedido que parte dos indivíduos de *P. expansa* completasse o processo de migração dos habitats alimentares para a área do presente estudo, tendo em vista que as estruturas de represamento são operadas de julho a setembro (meses que fazem parte do período reprodutivo). As práticas de alteração de rios, incluindo canalização, barramentos e retirada de água para irrigação, afetam negativamente as características demográficas das populações de tartarugas (ALHO, 2011; CHESSMAN, 2011; USUDA *et al.*, 2012). A pressão de caça diferencial sobre os indivíduos de tamanhos maiores também pode ser uma das causas da redução no número de espécimes maiores. Índícios dessa pressão diferencial foram verificados nos dois primeiros anos do presente estudo, quando em um dos locais de amostragem foram encontrados cascos de 30 indivíduos de *P. expansa* (Fig. 5), dos quais identificou-se que oito eram machos e 20 fêmeas, respectivamente, com 43,20 cm e 68,21 cm de tamanho médio da carapaça, todos predados por humanos.

**Condição corporal.** A condição corporal de um animal é definida como uma medida do seu estado energético, especialmente associada ao tamanho relativo das reservas de gordura e proteína (SCHULTE-HOSTEDDE *et al.*, 2001, 2005). Muitos aspectos comportamentais e processos fisiológicos que influenciam direta ou indiretamente o sucesso reprodutivo, como a seleção de habitat, forrageamento, crescimento e migração, podem ser fortemente afetados pela condição corporal (PEIG & GREEN, 2009; THOMSON *et al.*, 2009). Variações nas condições corporais de quelônios têm sido correlacionadas a componentes climáticos (HENEN, 1997; MCCOY *et al.*, 2011), diferenças nos níveis de conservação do habitat (POLO-CAVIA *et al.*, 2010) e a diferenças entre os grupos etários nas atividades de migração e reprodução (JESSOP *et al.*, 2004).

A variação entre os anos na condição corporal dos espécimes de *P. expansa* capturados foi associada à vazão no período chuvoso (outubro a abril) (Fig. 4). Nos anos em que houve aumento da vazão do rio no período chuvoso, os indivíduos apresentaram melhores índices de condição corporal. HOWARD *et al.* (2017) atribuíram o aumento da condição corporal de *Chelodina longicollis* (Shaw, 1794) (Testudines, Chelidae) ao restabelecimento da vazão em um rio anteriormente submetido à seca severa, no sudeste da Austrália. Assim como relatado por esses autores, o aumento na condição corporal verificada no presente estudo pode ser resultado de uma maior produção de alimentos e/ou de uma redução na competição intraespecífica por alimentos, possibilitados pelo aumento da vazão no período chuvoso. O presente estudo não avaliou de maneira direta os efeitos dos barramentos do Rio Formoso sobre a condição corporal dos



Fig. 5. Carapaça e plastrão de treze espécimes adultos de *Podocnemis expansa* (Schweigger, 1812) predados por humanos no ano 2017, em um dos pontos de amostragem no Rio Formoso, Estado do Tocantins, Brasil.

indivíduos de *P. expansa*, mas os resultados obtidos podem servir de linha de base para estudos futuros. ASHTON *et al.* (2015), por exemplo, verificaram que alterações do fluxo e regimes térmicos causadas por represamento tiveram efeitos negativos significativos e de longo prazo na condição corporal e reprodução de tartarugas *Actinemys marmorata* (Baird & Girard, 1852) (Testudines, Emydidae), no rio Trinity, noroeste da Califórnia.

Indivíduos de *P. expansa* adultos e com lesões apresentaram melhores condições corporais. Outros estudos também apontaram que quelônios adultos exibiram índice de condição corporal mais elevado do que os juvenis e explicaram que isso se deve ao comportamento de acúmulo de energia por parte dos adultos para investimento na reprodução (HENEN, 1997; JESSOP *et al.*, 2004). CECALA *et al.* (2009) verificaram que espécimes de *Malaclemys terrapin* (Schoepff,

1793) (Testudines, Emydidae) com lesões no casco não sofreram redução na condição corporal em comparação a indivíduos sem lesões. De modo semelhante, MEEK (2007) e BIAGGINI & CORTI (2018) observaram que indivíduos de *Testudo hermanni* (Gmelin, 1789) (Testudines, Testudinidae) não tiveram a condição corporal afetada por lesões no casco ou perda de membros. No entanto, vale destacar que indivíduos com lesões podem apresentar desvantagens nos conflitos intraespecíficos, tempo de forrageamento e capacidade de fuga, afetando negativamente a aptidão reprodutiva ou longevidade (SMITH, 1995; DOWNES & SHINE 2001; TAYLOR & JACKSON, 2003).

A maior probabilidade de indivíduos adultos de *P. expansa* apresentarem lesões recentes e/ou cicatrizadas pode ser explicada pelo fato desse grupo etário possuir taxa de sobrevivência maior (MOGOLLONES *et al.*, 2010), especialmente porque a maioria das injúrias/cicatrizas verificadas neste estudo era proveniente de tentativas de predação natural. Por outro lado, as fraturas na parte anterior do plastrão, verificadas em cinco indivíduos adultos de *P. expansa* e que não eram oriundas de tentativas de predação natural, podem ter sido causadas pelas estruturas dos barramentos existentes no rio. Os espécimes podem ter fraturado o plastrão ao transporem as barragens (nos períodos em que estavam vertendo água), uma vez que as estruturas de represamento são autovertentes, têm até dois metros de altura de lâmina d'água a montante e, imediatamente a jusante, possuem uma base de concreto e nível da água reduzido. Em estudo realizado no rio Mary, Austrália, LIMPUS (2008) verificou que 43% dos indivíduos capturados (n=456) de *Emydura macquariikrefftii* (Gray, 1871) (Testudines, Chelidae) apresentavam fraturas na carapaça ou plastrão resultantes de colisão com superfícies duras (concreto, metal) e que ocorriam quando esses animais passavam por cima da infraestrutura de represamento do rio. É importante que estudos futuros avaliem a longo prazo as condições corporais e injúrias para *P. expansa* no Rio Formoso, tendo em vista que os efeitos de lesões e/ou más condições corporais podem aumentar a probabilidade de declínio das populações (LITZGUS *et al.*, 2008; BENNETT & LITZGUS, 2014).

Este estudo foi o primeiro a avaliar parâmetros da população de uma espécie de quelônio no Rio Formoso. Os resultados evidenciam que a população de *P. expansa* na área estudada é composta predominantemente por juvenis, possui razão sexual desviada para fêmeas e abundância inferior à verificada em locais protegidos. Além disso, indivíduos com lesões recentes e/ou cicatrizadas apresentaram melhores condições corporais, indicando que as lesões não prejudicaram a aptidão de *P. expansa*. Os resultados demonstram ainda que a redução no número de indivíduos das classes de tamanhos maiores e melhores condições corporais estiveram associadas, respectivamente, a uma maior vazão média do rio na estação seca e ao aumento da vazão no período chuvoso.

Embora os resultados revelem que a população de *P. expansa* no Rio Formoso mantém seu recrutamento e que a razão sexual desviada para as fêmeas pode ser

positiva para a conservação, os indícios de pressão de caça diferencial sobre os indivíduos adultos na área estudada e a provável diminuição do número de machos em razão do aumento na temperatura de incubação dos ovos (JANSEN, 1994; MITCHELL & JANSEN, 2010) podem contribuir para o declínio da população a longo prazo. O intenso uso das águas superficiais para irrigação de culturas agrícolas na área de estudo (LIMA *et al.*, 2013; MORAIS *et al.*, 2017) e alterações no ciclo hidrológico devido às mudanças climáticas (GUIMBERTEAU *et al.*, 2013) também podem comprometer a manutenção das populações de *P. expansa*, na medida em que afetam de maneira negativa a vazão do rio. Desse modo, diagnósticos para a implementação e/ou aperfeiçoamento de planos de manejo e conservação também precisam ter em vista os efeitos das variáveis hidroclimáticas sobre a dinâmica das populações da referida espécie. Ademais, considerando que a bacia do Rio Formoso é constituída por ambientes heterogêneos (rios, lagos, praias, igapós e várzeas) importantes para o ciclo de vida de *P. expansa* e outras espécies de quelônios, estudos futuros de longo prazo devem buscar entender melhor a influência das variáveis hidroclimáticas sobre os parâmetros populacionais, conhecer os padrões de migração, movimentação e uso do espaço, bem como a demografia da espécie, sobretudo para compreender e propor medidas que mitiguem os impactos deletérios do avanço das atividades agrícolas na região.

**Material suplementar.** O seguinte material online está disponível para este artigo: Análise estatística; Condição corporal; Número de indivíduos capturados e abundância.

**Agradecimentos.** Agradecemos à Universidade Federal do Tocantins – UFT pelas oportunidades promovidas por meio do Programa de Pós-Graduação em Ciências do Ambiente. Ao Programa Nacional de Cooperação Acadêmica – PROCAD/CAPEL, pelo apoio logístico no projeto “Ecologia da Transição Cerrado-Floresta Amazônica” – processo nº 88881.068430-2014-01, edital nº 071/2013, coordenado pelo Dr. Guarino Rinaldi Colli, da Universidade de Brasília – UNB. Ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio pelas autorizações no Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade – SISBIO de nº 48309-1e nº 58557-3. Aos proprietários da Fazenda e Pousada Praia Alta, Eloi Bernardon e Eduardo Bernardon, pelo apoio logístico. À Prof. Natani Cruz pela revisão da língua inglesa do *Abstract*. Aos amigos do grupo de pesquisa Crocodilianos e Quelônios da Região Norte (CROQUE-UFT) pela indispensável ajuda em campo.

## REFERÊNCIAS

- ALCANTARA, A. S.; SILVA, D. F. & PEZZUTI, J. C. B. 2013. Effects of the hydrological cycle and human settlements on the population status of *Podocnemis unifilis* (Testudines: Podocnemididae) in the Xingu River, Brazil. *Chelonian Conservation and Biology* 12(1):134-142.
- ALHO, C. J. & PÁDUA, L. F. 1982. Reproductive parameters and nesting behavior of the Amazon turtle *Podocnemis expansa* (Testudinata: Pelomedusidae) in Brazil. *Canadian Journal of Zoology* 60(1):97-103.
- ALHO, C. J.; REIS, R. E. & AQUINO, P. P. 2015. Amazonian freshwater habitats experiencing environmental and socioeconomic threats affecting subsistence fisheries. *Ambio* 44(5):412-425.
- ALHO, C. J. R. 2011. Environmental effects of hydropower reservoirs on wild mammals and freshwater turtles in Amazonia: a review. *Oecologia Australis* 15(3):593-604.
- ALVES, K. C. C. L. F.; VIOLA, M. R.; MELLO, C. R.; GIONGO, M. & SANTOS, A. F. 2016. Distribuição da precipitação mensal, anual e máxima diária

- anual na bacia hidrográfica do rio Formoso, Tocantins. **Ambiência** 12(1):49-70.
- ANA – AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. 2019. **HIDROWEB v3.1.1**. Disponível em <<http://www.snirh.gov.br/hidroweb/apresentacao>>. Acesso em 03.12.2019.
- ANGIELCZYK, K. D.; BURROUGHS, R. W. & FELDMAN, C. R. 2015. Do turtles follow the rules? Latitudinal gradients in species richness, body size, and geographic range area of the world's turtles. **Journal of Experimental Zoology, Part B: Molecular and Developmental Evolution** 324(3):270-294.
- ASHTON, K. G. & FELDMAN, C. R. 2003. Bergmann's rule in non avian reptiles: turtles follow it, lizards and snakes reverse it. **Evolution** 57(5):1151-1163.
- ASHTON, D. T.; BETTASO, J. B. & WELSH JR, H. H. 2015. Changes across a decade in size, growth, and body condition of western pond turtle (*Actinemys marmorata*) populations on free-flowing and regulated forks of the Trinity River in northwest California. **Copeia** 103(3):621-633.
- ATAÍDES, A. G.; MALVASIO, A. & PARENTE, T. G. 2010. Percepções sobre o consumo de quelônios no entorno do Parque Nacional do Araguaia, Tocantins: conhecimentos para conservação. **Gaia Scientia** 4(1):7-20.
- BALESTRA, R. A. M.; VALADÃO, R. M.; VOGT, R. C.; BERNHARD, R.; FERRARA, C. R.; BRITO, E. S.; ARIAS, R. B.; MALVASIO, A.; LUSTOSA, A. P. G.; SOUZA, F. L.; DRUMMOND, G. M.; BASSETTI, L. A. B.; COUTINHO, M. E.; FERREIRA-JÚNIOR, P. D.; CAMPOS, Z. M. S.; MENDONÇA, S. H. S. T.; ROCHA, J. M. N. & LUZ, V. L. F. 2016. Roteiro para Inventários e Monitoramentos de Quelônios Continentais. **Biodiversidade Brasileira** 6(1):114-152.
- BENNETT, A. M. & LITZGUS, J. D. 2014. Injury rates of freshwater turtles on a recreational waterway in Ontario, Canada. **Journal of Herpetology** 48(2):262-266.
- BERNARDES, V. C. D.; FERRARA, C. R.; VOGT, R. C. & SCHNEIDER, L. 2014. Abundance and population structure of *Podocnemis erythrocephala* (Testudines, Podocnemididae) in the Unini River, Amazonas. **Chelonian Conservation and Biology** 13(1):89-95.
- BERNHARD, R. & VOGT, R. C. 2012. Population structure of the turtle *Podocnemis erythrocephala* in the Rio Negro Basin, Brazil. **Herpetologica** 68(4):491-504.
- BIAGGINI, M. & CORTI, C. 2018. Facing habitat reduction in your own shell: patterns of non-lethal injuries in the endangered tortoise *Testudo Hermannii* in Italy. **Herpetological Conservation and Biology** 13(3):539-550.
- BONACH, K.; MALVASIO, A.; MATUSHIMA, E. R. & VERDADE, L. M. 2011. Temperature-sex determination in *Podocnemis expansa* (Testudines, Podocnemididae). **Iheringia, Série Zoologia** 101(3):151-155.
- BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2019. **Sítios Ramsar do Brasil**. Disponível em <<https://www.mma.gov.br/areas-protetidas/instrumentos-de-gestao/s%C3%ADtios-ramsar.html>>. Acesso em 03.12.2019.
- BRITO, E. R.; MARTINS, S. V.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. D.; SILVA, E. & SILVA, A. F. D. 2006. Estrutura fitossociológica de um fragmento natural de floresta inundável em área de orizicultura irrigada, município de Lagoa da Confusão, Tocantins. **Revista Árvore** 30(5):829-836.
- BURNHAM, K. P. & ANDERSON, D. R. 2002. **Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach**. 2ed. New York, Springer-Verlag. 488p.
- BUNN, S. E. & ARTHINGTON, A. H. 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. **Environmental Management** 30(4):492-507.
- CAGLE, F. R. 1954. Observation on the life cycles of painted turtles (Genus *Chrysemys*). **The American Midland Naturalist** 52:225-235.
- CARNEIRO-NETO, M. B.; MENDONÇA, K. L. & MENDONÇA, J. C. 2017. Avaliação da Implantação de uma Barragem Articulada no Rio Formoso na Cidade de Lagoa da Confusão – TO. **Revista Integralização Universitária** 11(17):181-200.
- CASTELLO, L. & MACEDO, M. N. 2016. Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. **Global Change Biology** 22(3):990-1007.
- CECALA, K. K.; GIBBONS, J. W. & DORCAS, M. E. 2009. Ecological effects of major injuries in diamondback terrapins: implications for conservation and management. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems** 19(4):421-427.
- CHESSMAN, B. C. 2011. Declines of freshwater turtles associated with climatic drying in Australia's Murray–Darling Basin. **Wildlife Research** 38(8):664-671.
- CITES - CONVENTION ON INTERNATIONAL TRADE IN ENDANGERED SPECIES OF WILD FAUNA AND FLORA. 2017. **Appendices I, II and III**. Disponível em <<https://cites.org/eng>>. Acesso em 01.01.2017.
- CRAWLEY, M. J. 2013. **The R Book**. 2ed. Chichester, John Wiley & Sons. 975p.
- CROUSE, D. & FRAZER, N. 1995. Population models and structure. In: BJORN DAL, K. ed. **Biology and conservation of sea turtles**. Washington D.C., Smithsonian Institution Press, p. 601-603.
- DÖLL, P. & ZHANG, J. 2010. Impact of climate change on freshwater ecosystems: a global-scale analysis of ecologically relevant river flow alterations. **Hydrology & Earth System Sciences Discussions** 7(1):1305-1342.
- DOWNES, S. & SHINE, R. 2001. Why does tail loss increase a lizard's later vulnerability to snake predators? **Ecology** 82(5):1293-1303.
- EISEMBERG, C. C.; BALESTRA, R. A. M.; FAMELLI, S.; PEREIRA, F. F.; BERNARDES, V. C. D. & VOGT, R. C. 2016. Vulnerability of Giant South American Turtle (*Podocnemis expansa*) nesting habitat to climate-change-induced alterations to fluvial cycles. **Tropical Conservation Science** 9(4):1-12.
- FACHÍN-TERÁN, A. & VOGT, R. C. 2004. Estrutura populacional, tamanho e razão sexual de *Podocnemis unifilis* (Testudines, Podocnemididae) no rio Guaporé (RO), norte do Brasil. **Phyllomedusa** 3(1):29-42.
- FACHÍN-TERÁN, A.; VOGT, R. C. & THORBJARNARSON, J. B. 2003. Estrutura populacional, razão sexual e abundância de *Podocnemis sextuberculata* (Testudines, Podocnemididae) na reserva de desenvolvimento sustentável Mamirauá, Amazonas, Brasil. **Phyllomedusa** 2(1):43-63.
- FARIA, V. A. & MALVASIO, A. 2018. Aspectos sobre a caça, comercialização e consumo de quelônios na região do Corredor Ecológico Araguaia Bananal no Estado do Tocantins. **Revista Ouricuri** 8(2):26-48.
- FERRARA, C. R.; FAGUNDES, C. K.; MORCATTY, T. Q. & VOGT, R. C. 2017. **Quelônios Amazônicos Guia de identificação e distribuição**. Manaus, Wildlife Conservation Society Brasil. 182p.
- FIGUEROA, I. C.; FACHÍN-TERÁN, A. & DUQUE, S. R. 2013. Habitat, population structure and community consume of *Podocnemis unifilis* and *P. expansa* (Testudines: Podocnemididae) turtles in Curare-Los Ingleses reserve, La Pedrera, Amazonas, Colombia. **Mundo Amazônico** 4:153-173.
- FRAXE-NETO, H. J.; BRASIL, M. A.; HORTA, G. F.; BARROS, T. O.; FALCON, G. B. & COLLI, G. R. 2011. Demografia de *Acanthochelys spixii* (Testudines, Chelidae) no Cerrado brasileiro. Demography of *Acanthochelys spixii* (Testudines, Chelidae) in the Brazilian Cerrado. **Chelonian Conservation and Biology** 10(1):82-90.
- FULLER, W. J.; GODLEY, B. J.; HODGSON, D. J.; REECE, S. E.; WITT, M. J. & BRODERICK, A. C. 2013. Importance of spatio-temporal data for predicting the effects of climate change on marine turtle sex ratios. **Marine Ecology Progress Series** 488:267-274.
- FUTUYMA, D. J. 1993. **Biologia Evolutiva**. 2ed. Ribeirão Preto, SGB. 620p.
- GALINKIN, M.; DIAS, A.; LATRUBESSE, E. M.; SCARDUA, F. P.; MENDONÇA, A. F. & ARRUDA, M. B. 2003. Projeto corredor ecológico Araguaia – Bananal. In: ARRUDA, M. B. & SÁ, L. F. S. N. orgs. **Corredores ecológicos: uma abordagem integradora de ecossistemas no Brasil**. Brasília, IBAMA, p. 81-132.
- GIBBONS, J. W. 1990. Sex ratios and their significance among turtle populations. In: GIBBONS, J. W. ed. **Life History and Ecology of the Slider Turtle**. Washington D.C., Smithsonian Institution Press, p. 171-182.
- GIBBS, J. & AMATO, G. 2000. Genetics and demography in turtle conservation. In: KLEMENS, M. W. ed. 2000. **Turtle Conservation**. Washington D.C., Smithsonian Institution Press, p. 207-217.
- GLEN, F. & MROSOVSKY, N. 2004. Antigua revisited: the impact of climate change on sand and nest temperatures at a hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) nesting beach. **Global Change Biology** 10(12):2036-2045.
- GRAEVES, W. F. & LITZGUS, J. D. 2009. Variation in life history characteristics among populations of North American wood turtles: a view from the north. **Journal of Zoology** 279(3):298-309.
- GUMBERTEAU, M.; RONCHAL, J.; ESPINOZA, J. C.; LENGAGNE, M.; SULTAN, B.; POLCHER, J.; DRAPEAU, G.; GUYOT, J. L.; DUCHARNE, A. & CIAIS, P. 2013. Future changes in precipitation and impacts on extreme stream

- flow over Amazonian sub-basins. **Environmental Research Letters** 8(1):014035.
- GUSMÃO, A. C. V. L.; SILVA, B. D.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; GALVÍNIO, J. D. & OLIVEIRA, L. D. 2013. Índice de vegetação e temperatura da superfície no ecótono Ilha do Bananal por sensoriamento remoto. **Revista de Geografia** 30(3):209-225.
- HAWKES, L. A.; BRODERICK, A. C.; GODFREY, M. H. & GODLEY, B. J. 2007. Investigating the potential impacts of climate change on a marine turtle population. **Global Change Biology** 13(5):923-932.
- HEINZE, G.; WALLISCH, C. & DUNKLER, D. 2018. Variable selection – A review and recommendations for the practicing statistician. **Biometrical Journal** 60(3):431-449.
- HENEN, B. T. 1997. Seasonal and annual energy budgets of female desert tortoises (*Gopherus agassizii*). **Ecology** 78(1):283-296.
- HERNÁNDEZ, O. & ESPÍN, R. 2006. Efectos del reforzamiento sobre la población de tortuga Arrau (*Podocnemis expansa*) en el Orinoco medio, Venezuela. **Interciencia** 31(6):424-430.
- HOWARD, K.; BEESLEY, L.; WARD, K. & STOKELD, D. 2017. Preliminary evidence suggests freshwater turtles respond positively to an environmental water delivery during drought. **Australian Journal of Zoology** 64(5):370-373.
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. 2019. **Cidades**. Disponível em <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/panorama>>. Acesso em 12.01.2019.
- ICMBio - INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. 2018. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Brasília, ICMBio. 492p.
- IUCN - INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE. 2016. **The IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2016-3. Disponível em <<http://www.iucnredlist.org>>. Acesso em 01.01.2017.
- JANZEN, F. J. 1994. Climate change and temperature-dependent sex determination in reptiles. **Proceedings of the National Academy of Sciences** 91:7487-7490.
- JENSEN, M. P.; ALLEN, C. D.; EGUCHI, T.; BELL, I. P.; LACASELLA, E. L.; HILTON, W. A.; HOF, C. A. M. & DUTTON, P. H. 2018. Environmental warming and feminization of one of the largest sea turtle populations in the world. **Current Biology** 28(1):154-159.
- JESSOP, T. S.; HAMANN, M. & LIMPUS, C. J. 2004. Body condition and physiological changes in male green turtles during breeding. **Marine Ecology Progress Series** 276:281-288.
- KOENKER, R. 2017. Quantile regression: 40 years on. **Annual Review of Economics** 9:155-176.
- KOENKER, R. 2020. **quantreg: Quantile Regression**. R package version 5.61. Disponível em <<https://CRAN.R-project.org/package=quantreg>>.
- KOENKER, R. & BASSETT-JÚNIOR, G. 1978. Regression quantiles. **Econometrica: Journal of the Econometric Society** 46(1):33-50.
- KOENKER, R. & HALLOCK, K. F. 2001. Quantile regression. **Journal of Economic Perspectives** 15(4):143-156.
- LALOË, J. O.; ESTEBAN, N.; BERKEL, J. & HAYS, G. C. 2016. Sand temperatures for nesting sea turtles in the Caribbean: Implications for hatchling sex ratios in the face of climate change. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology** 474:92-99.
- LIMA, R. A. M.; PARENTE, T. G. & MALVASIO, A. 2013. Concepções dos trabalhadores sobre o uso de agrotóxicos em projetos de irrigação, Lagoa da Confusão – TO, Brasil. **Gaia Scientia** 7(1):31-41.
- LIMPUS, C. 2008. **Freshwater Turtles in the Mary River: Review of biological data for turtles in the Mary River, with emphasis on *Elusor macrurus* and *Elseya albagula***. Brisbane, Queensland Government. 84p.
- LITZGUS, J. D. & MOUSSEAU, T. A. 2004. Demography of a southern population of the spotted turtle (*Clemmys guttata*). **Southeastern Naturalist** 3(3):391-400.
- LITZGUS, J. D.; BOLTON, F. & SCHULTE-HOSTEDDE, A. I. 2008. Reproductive output depends on body condition in spotted turtles (*Clemmys guttata*). **Copeia** (1):86-92.
- LOPES, M. H.; FRANCO, J. L. A. & COSTA, K. S. 2017. Expressões da Natureza no Parque Nacional do Araguaia: Processos geocológicos e diversidade da vida. **Historia Ambiental Latinoamericana y Caribeña (HALAC) revista de la Solcha** 7(2):65-100.
- LUZ, V. L. F.; MALVASIO, A.; BALESTRA, R. A. M.; SALERA-JÚNIOR, G.; SOUZA, V. L.; PORTELINHA, T. C. G.; UHLIG, V. M. & PORTAL, R. R. 2019. Conservação dos quelônios amazônicos no Brasil. *In*: LACAVA, R. V. & BALESTRA, R. A. M. ORGS. **Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Quelônios Amazônicos**. Brasília, IBAMA, p.11-18.
- MALVASIO, A.; NASCIMENTO-ROCHA, J. M.; SANTOS, H. D.; ATAÍDES, A. G. & PORTELINHA, T. C. G. 2012. Morfometria e histologia das gônadas de machos e fêmeas recém-ecloídas de *Podocnemis expansa* e *Podocnemis unifilis* (Testudines, Podocnemididae). **Acta Scientiarum, Biological Sciences** 34(1):105-112.
- MALVASIO, A.; SOUZA, A. M.; FERREIRA-JÚNIOR, P. D.; REIS, E. S. & SAMPAIO, F. A. A. 2002. Temperatura de incubação dos ovos e granulometria dos sedimentos das covas relacionadas à determinação sexual em *Podocnemis expansa* (Schweigger, 1812) e *P. unifilis* (Troschel, 1848) (Testudines, Pelomedusidae). **Publicações Avulsas do Instituto Pau Brasil de História Natural** 5(1):11-25.
- MALVASIO, A.; SOUSA-SEGUNDO, J. P. B.; SALERA-JÚNIOR, G.; ATAÍDES, A. G.; MONTELO, K. M.; KARAJÁ, A. I. D. A.; LOPES, T. K. M.; PRADO, T. R. L. & PORTELINHA, T. C. G. 2019. 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. *In*: PINHEIRO, R. T. ORG. **Biodiversidade na região da ilha do Bananal/Cantão**. Palmas, EDUFT, p. 77-102.
- MARCHAND, M. N. & LITVAITIS, J. A. 2004. Effects of habitat features and landscape composition on the population structure of a common aquatic turtle in a region undergoing rapid development. **Conservation Biology** 18(3):758-767.
- MARINHO-FILHO, G. M.; MACIEL, G. F.; DIAS, R. R.; MAGALHÃES-FILHO, L. L.; REZENDE, C. D. S. A.; FIGUEROA, F. E. V. & OLIVEIRA, L. M. 2013. Avaliação de Características Morfométricas da Bacia Hidrográfica do Rio Formoso - TO. **Revista de Ciências Ambientais** 7(1):37-48.
- MCCOY, E. D.; MOORE, R. D.; MUSHINSKY, H. R. & POPA, S. C. 2011. Effects of rainfall and the potential influence of climate change on two congeneric tortoise species. **Chelonian Conservation and Biology** 10(1):34-41.
- MCCULLAGH, P. & NELDER, J. A. 1989. **Generalized Linear Models**. London, Chapman and Hall. 511p.
- MEEK, R. 2007. Non-lethal injury in Hermann's tortoise, *Testudo hermanni*, in Croatia and Montenegro. **Herpetological Bulletin** 100:23-29.
- MIORANDO, P. S.; GIARRIZZO, T. & PEZZUTI, J. C. 2015. 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** 87(4):2067-2079.
- MITCHELL, N. J. & JANZEN, F. J. 2010. Temperature-dependent sex determination and contemporary climate change. **Sexual Development** 4(1-2):129-140.
- MOGOLLONES, S. C.; RODRÍGUEZ, D. J.; HERNÁNDEZ, O. & BARRETO, G. R. 2010. A demographic study of the arrau turtle (*Podocnemis expansa*) in the Middle Orinoco River, Venezuela. **Chelonian Conservation and Biology** 9(1):79-89.
- MORAIS, P. B.; NOLÊTO-JÚNIOR, S. & MARTINS, I. C. M. 2017. Análise de Sustentabilidade do Projeto Hidroagrícola Javaés/Lagoa, no Estado do Tocantins. **Cadernos de Ciência & Tecnologia** 34(1):83-111.
- PEIG, J. & GREEN, A. J. 2009. New perspectives for estimating body condition from mass/length data: the scaled mass index as an alternative method. **Oikos** 118(12):1883-1891.
- PEIG, J. & GREEN, A. J. 2010. The paradigm of body condition: a critical reappraisal of current methods based on mass and length. **Functional Ecology** 24(6):1323-1332.
- PEÑALOZA, C. L.; HERNÁNDEZ, O.; ESPÍN, R.; CROWDER, L. B. & BARRETO, G. R. 2013. Harvest of endangered side neck river turtles (*Podocnemis* spp.) in the middle Orinoco, Venezuela. **Copeia** 2013(1):111-120.
- POLO-CAVIA, N.; ENGSTROM, T.; LÓPEZ, P. & MARTÍN, J. 2010. Body condition does not predict immunocompetence of western pond turtles in altered versus natural habitats. **Animal Conservation** 13(3):256-264.
- PORTELINHA, T. C.; MALVASIO, A.; PIÑA, C. I. & BERTOLUCI, J. 2014. Population Structure of *Podocnemis expansa* (Testudines: Podocnemididae) in Southern Brazilian Amazon. **Copeia** 4:707-715.
- PRITCHARD, P. C. H. & TREBBAU, P. 1984. **The turtles of Venezuela**. Ohio, Society for the Study of Amphibians and Reptiles. 414p.
- R CORE TEAM. 2020. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

- RHODIN, A. G. J.; IVERSON, J. B.; BOUR, R.; FRITZ, U.; GEORGES, A.; SHAFFER, H. B. & VAN DIJK, P. P. 2017. Turtles of the World: Annotated Checklist and Atlas of Taxonomy, Synonymy, Distribution, and Conservation Status. 8ed. *In*: RHODIN, A. G. J.; IVERSON, J. B.; VAN DIJK, P. P.; SAUMURE, R. A.; BUHLMANN, K. A.; PRITCHARD, P. C. H. & MITTERMEIER, R. A. EDs. Conservation Biology of Freshwater Turtles and Tortoises: A Compilation Project of the IUCN/SSC Tortoise and Freshwater Turtle Specialist Group. **Chelonian Research Monographs** 7:1-292.
- RODRIGUES, M. T. 2005. The Conservation of Brazilian Reptiles: Challenges for a Megadiverse Country. **Conservation Biology** 19(3):659-664.
- SALERA-JÚNIOR, G.; BALESTRA, R. A. M. & LUZ, V. L. F. 2016. Breve histórico da conservação dos quelônios amazônicos no Brasil. *In*: BALESTRA, R. A. M. ORG. **Manejo conservacionista e monitoramento populacional de quelônios amazônicos**. Brasília, IBAMA, p.11-14.
- SAUMURE, R. A. & BIDER, J. R. 1998. Impact of agricultural development on a population of wood turtles (*Clemmys insculpta*) in southern Quebec, Canada. **Chelonian Conservation and Biology** 3:37-45.
- SCHNEIDER, A. C.; ARNOLD, T. W.; HUBER, P. W. & LEWIS, T. L. 2018. An 18-year mark-recapture study of wood turtles (*Glyptemys insculpta*) in Michigan. **Journal of Herpetology** 52(2):193-200.
- SCHULTE-HOSTEDDE, A. I.; MILLAR, J. S. & HICKLING, G. J. 2001. Evaluating body condition in small mammals. **Canadian Journal of Zoology** 79:1021-1029.
- SCHULTE-HOSTEDDE, A. I.; ZINNER, B.; MILLAR, J. S. & HICKLING, G. J. 2005. Restitution of mass-size residuals: validating body condition indices. **Ecology** 86:155-163.
- SHINE, R. & IVERSON, J. B. 1995. Patterns of survival, growth and maturation in turtles. **Oikos** 72:343-348.
- SIMONCINI, M. S.; PORTELINHA, T. C. G.; MONTELO, K. M.; FALCON, G. B.; COLLICCHIO, E.; BALESTRA, R. A. M.; LUZ, V. L. F. & MALVASIO, A. 2019. Avaliação da influência dos fatores ambientais sazonais na reprodução da tartaruga-da-amazônia (*Podocnemis expansa*): um estudo de caso no Tocantins. *In*: LACAVA, R. V. & BALESTRA, R. A. M. ORGS. 2019. **Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Quelônios Amazônicos**. Brasília, IBAMA, p. 89-99.
- SMITH, L. D. 1995. Effects of limb autotomy and tethering on juvenile blue crab survival from cannibalism. **Marine Ecology Progress Series** 116(1):65-74.
- SOUZA, F. L. 2004. Uma revisão sobre padrões de atividade, reprodução e alimentação de cágados brasileiros (Testudines, Chelidae). **Phyllomedusa** 3:15-27.
- STANFORD, C. B.; IVERSON, J. B.; RHODIN, A. G.; VAN DIJK, P. P.; MITTERMEIER, R. A.; KUCHLING, G.; BERRY, K. H.; BERTOLERO, A.; BJORNDAAL, K. A.; BLANCK, T. E. G.; BUHLMANN, K. A.; BURKE, R. L.; CONGDON, J. D.; DIAGNE, T.; EDWARDS, T.; EISEMBERG, C. C.; ENNEN, J. R.; FORERO-MEDINA, G.; FRANKEL, M.; FRITZ, U.; GALLEGOS-GARCÍA, N.; GEORGES, A.; GIBBONS, J. W.; GONG, S.; GOODE, E. V.; SHI, H. T.; HOANG, H.; HOFMEYER, M. D.; HORNE, B. D.; HUDSON, R.; JUVIK, J. O.; KIESTER, R. A.; KOVAL, P.; LE, M.; LINDEMAN, P. V.; LOVICH, J. E.; LUISSELLI, L.; MCCORMACK, T. E. M.; MEYER, G. A.; PÁEZ, V. P.; PLATT, K.; PLATT, S. G.; PRITCHARD, P. C. H.; QUINN, H. R.; ROOSENBURG, W. M.; SEMINOFF, J. A.; SHAFFER, H. B.; SPENCER, R.; VAN DYKE, J. U.; VOGT, R. C. & WALDE, A. D. 2020. Turtles and tortoises are in trouble. **Current Biology** 30(12):R721-R735.
- STEEN, D. A.; ARESO, M. J.; BEILKE, S. G.; COMPTON, B. W.; CONDON, E. P.; DODD JR, C. K.; FORRESTER, H.; GIBBONS, J. W.; GREENE, J. L.; JOHNSON, G.; LANGEN, T. A.; OLDFHAM, M. J.; OXIER, D. N.; SAUMURE, R. A.; SCHUELER, F. W.; SLEEMAN, J. M.; SMITH, L. L.; TUCKER, J. K.; GIBBS, J. P. 2006. Relative vulnerability of female turtles to road mortality. **Animal Conservation** 9(3):269-273.
- SUNG, Y. H.; KARRAKER, N. E. & HAU, B. C. 2013. Demographic evidence of illegal harvesting of an endangered Asian turtle. **Conservation Biology** 27(6):1421-1428.
- TAYLOR, P. W. & JACKSON, R. R. 2003. Interacting effects of size and prior injury in jumping spider conflicts. **Animal Behaviour** 65(4):787-794.
- THOMSON, J. A.; BURKHOLDER, D.; HEITHAUS, M. R. & DILL, L. M. 2009. Validation of a rapid visual-assessment technique for categorizing the body condition of green turtles (*Chelonia mydas*) in the field. **Copeia** 2009(2):251-255.
- TOCANTINS – GOVERNO DO ESTADO DO TOCANTINS. 2014. **Portarias números 318, 319, 320 e 321, de 23 de julho de 2014**. Diário Oficial do Estado do Tocantins, n. 4.176, p. 24-25. Disponível em <https://diariooficial.to.gov.br/busca/?por=edicao&edicao=4176>. Acesso em 02.01.2020.
- TOCANTINS - GOVERNO DO ESTADO DO TOCANTINS. 2018. **Extrato da Licença de Operação número 2855-2018**. Diário Oficial do Estado do Tocantins, n. 5.165, p. 56. Disponível em <https://diariooficial.to.gov.br/busca/?por=edicao&edicao=5165>. Acesso em 02.01.2020.
- TOMILLO, P. S.; SABA, V. S.; PIEDRA, R.; PALADINO, F. V. & SPOTILA, J. R. 2008. Effects of illegal harvest of eggs on the population decline of leatherback turtles in Las Baulas Marine National Park, Costa Rica. **Conservation Biology** 22(5):1216-1224.
- USUDA, H.; MORITA, T. & HASEGAWA, M. 2012. Impacts of river alteration for flood control on freshwater turtle populations. **Landscape and Ecological Engineering** 8(1):9-16.
- VALENZUELA, N. 2001. Constant, shift, and natural temperature effects on sex determination in *Podocnemis expansa* turtles. **Ecology** 82(11):3010-3024.
- VALENZUELA, N.; BOTERO, R. & MARTÍNEZ, E. 1997. Field study of sex determination in *Podocnemis expansa* from Colombian Amazonia. **Herpetologica** 53(3):390-398.
- VENABLES, W. N. & RIPLEY, B. D. 2002. **Modern Applied Statistics with S**. 4ed. New York, Springer. 498p.
- VERGARA, F. E.; REIS, F. C. & MAGALHÃES, L. N. L. 2013. Proposta de vazão de referência Q 90 para o Rio Formoso na Bacia do Araguaia. **Engenharia Ambiental** 10(1):84-102.
- VOGT, R. C. 1994. Temperature Controlled Sex Determination as a Tool for Turtle Conservation. **Chelonian Conservation and Biology** 1(2):159-162.
- WERNER, Y. L.; KOROLKER, N.; STON, G. & GÖÇMEN, B. 2016. Bergmann's and Rensch's rules and the spur-thighed tortoise (*Testudo graeca*). **Biological Journal of the Linnean Society** 117(4):796-811.
- ZUG, G. R. 1991. **Age determination in turtles**. Ohio, Society for the Study of Amphibians and Reptiles. 28p.
- ZUUR, A. F.; IENO, E. N.; SMITH, G. M. 2007. **Analysing ecological data**. New York, Springer Science + Business Media. 672p.