

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA – INPA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

**Ecologia e modelagem da distribuição dos sítios de nidificação do
jacaré-açu (*Melanosuchus niger*) em uma área de várzea da Amazônia
Central, Brasil**

Francisco J. Villamarín-Jurado

Manaus, AM

Agosto, 2009

Francisco J. Villamarín-Jurado

**Ecologia e modelagem da distribuição dos sítios de nidificação do
jacaré-açu (*Melanosuchus niger*) em uma área de várzea da Amazônia
Central, Brasil**

Orientador: Dr. William E. Magnusson

Co-orientador: Dr. Bruce W. Nelson

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do INPA, como parte dos requisitos para a obtenção do título de mestre em Biologia, área de concentração em Ecologia.

Manaus, AM

Agosto, 2009

V715 Villamarín-Jurado, Francisco José

Ecologia e modelagem da distribuição dos sítios de nidificação do jacaré-açu, *Melanosuchus niger*, em uma área de várzea da Amazônia Central, Brasil / Francisco José Villamarín-Jurado.--- Manaus : [s.n.], 2009.

61 f. : il.

Dissertação (mestrado)-- INPA/UFAM, Manaus, 2009

Orientador : William E. Magnusson

Co-orientador : Bruce W. Nelson

Área de concentração : Ecologia

1. *Melanosuchus niger*. 2. Nidificação. 3. Várzea.

4. Modelos de distribuição de espécies. I. Título.

CDD 19. ed. 597.98045

Sinopse:

Estudou-se a ecologia de nidificação do jacaré-açu, *Melanosuchus niger*, no ambiente de várzea da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, Amazonas. Aspectos como as características dos ninhos e o tamanho das fêmeas foram quantificados. As relações entre a ocorrência de ninhos e os regimes de inundação dos corpos hídricos foram avaliadas. Foi realizado um modelo de distribuição dos sítios adequados para nidificar.

Palavras-chave:

Jacaré-açu, várzea, ninhos, hidrologia, modelos de distribuição de espécies

Mis viejos Marcelo y Cristina, y mis hermanas Gabriela y Paulina
me apoyaron incondicionalmente durante todas las etapas de mi vida,
a ellos les dedico humildemente

AGRADECIMENTOS

A presente pesquisa foi financiada pelo St. Augustine Alligator Farm & Zoological Park, a través da Wildlife Conservation Society (WCS). Francisco Villamarín recebeu uma bolsa de mestrado do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), através do Programa Estudantes Convênio de Pós-Graduação (PEC-PG). O Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (IDSM) forneceu apoio logístico e infra-estrutura em campo. O Centro Estadual de Unidades de Conservação (CEUC)/SDS e IBAMA/SISBIO estenderam as permissões necessárias para o desenvolvimento da pesquisa. O Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) disponibilizou imagens Landsat da área de estudo.

John Thorbjarnarson incentivou e apoiou constantemente o desenvolvimento desse estudo antes mesmo da sua concepção. Bill Magnusson e Bruce Nelson me orientaram com empolgação, clareza, objetividade, competência e amizade.

As idéias para o desenvolvimento da presente pesquisa foram sempre enriquecidas através das discussões com pessoas como John Thorbjarnarson, Boris Marioni, Ronis Da Silveira, Florian Wittmann, Renato Cintra, Marcelo Santos, Laura Hess, Robinson Botero-Arias, Townsend Peterson, Enrique Martínez-Meyer, entre muitas outras.

Laura Hess criou o mapa de cobertura do solo utilizado no capítulo II, a partir de imagens ALOS da Japanese Aerospace Exploration Agency (JAXA).

Os assistentes Benor, João Jacaré, Chiquinho, Breu e Jorge Tapioca forneceram o apoio necessário em campo para percorrer os lagos na procura dos ninhos de jacarés e eventualmente fugir das fêmeas bravas. A cozinheira Lene forneceu em diversas

ocasiões a energia necessária para essas jornadas de procura. Os zeladores do flutuante, Eder e Moacir, coletaram grande parte dos dados do nível do rio Jarauá.

Os moradores das comunidades de Jarauá, Boca do Mamirauá e Vila Alencar foram sempre muito bons anfitriões.

As secretárias da pós-graduação da Ecologia Beverly Franklin e Rosirene foram sempre solícitas para resolver todos os trâmites relacionados ao mestrado. Cláudia Keller foi muito eficiente e solícita como coordenadora da Pós-Graduação.

Os moradores da república que foi meu lar durante esses dois anos tornaram-se uma verdadeira família para mim.

A todas e todos, muito obrigado!

RESUMO

O jacaré-açu, *Melanosuchus niger*, é uma espécie primordialmente amazônica, cujas populações mais numerosas estão associadas principalmente com áreas interiores de várzea, mas a ecologia de nidificação relacionada com esses ambientes hidrologicamente dinâmicos é ainda pouco entendida. Os objetivos do presente estudo foram: a geração de informações sobre a nidificação da espécie quanto ao tamanho e número de ovos e sua relação com o tamanho da fêmea; a influência dos regimes de inundação na ocorrência de ninhos; a mortalidade de ovos e suas causas; e a criação de um modelo de previsão das áreas de nidificação. A pesquisa foi desenvolvida na porção sudeste da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (a denominada área focal), uma região de várzea influenciada pela inundação anual dos rios Solimões e Japurá. Analisamos 231 ninhos da espécie distribuídos em 67% dos 66 corpos hídricos em que foram feitas procuras ao longo das temporadas de nidificação de 2007 e 2008. Aproximadamente 40% dos ninhos foram abertos para medir e pesar os ovos. O tamanho médio dos ovos foi comparável ao reportado em outras localidades para essa mesma espécie, mas o tamanho da fêmea do ninho teve relações significativas somente com o volume, mas não com o número de ovos da postura, como acontece em outras espécies. A ocorrência dos ninhos de *M. niger* esteve positivamente relacionada à estabilidade temporal do espelho d'água dos corpos hídricos. Os corpos hídricos em que ocorrem os ninhos de jacaré-açu são geralmente atingidos pelo aumento do nível d'água entre os meses de novembro e abril, ao contrário do que acontece em outros corpos hídricos que inundam geralmente a partir de outubro. Isso diminui o risco de inundação nos ninhos e fornece o tempo de isolamento suficiente para a incubação dos ovos finalizar. Uma baixa proporção dos ninhos (13%) foi inundada, mas os ovos de quase 70% dos ninhos foram predados, principalmente por seres humanos e o lagarto jacurarú (*Tupinambis teguixin*), resultando na produção de filhotes vivos em apenas 14% dos ninhos, uma das mais baixas proporções reportadas em estudos com crocodilianos em condições naturais. A ocorrência de ninhos em corpos hídricos com os espelhos d'água mais estáveis facilitou a identificação dos sítios de nidificação na área de estudo utilizando os algoritmos do modelo de distribuição de espécies de máxima entropia (Maxent). Os modelos gerados mostraram uma alta capacidade preditiva, com valores AUC (Area Under the ROC Curve) superiores a 0.99, porém apresentaram uma baixa transferabilidade (i.e. capacidade para prever distribuições em regiões não amostradas). Os corpos hídricos propícios para nidificação são fundamentais na manutenção das populações e, portanto deveriam ser consideradas áreas de alto valor de conservação dentro de programas de manejo sustentável com a espécie.

ABSTRACT

The black caiman, *Melanosuchus niger*, is primarily an Amazonian species, its largest populations are associated mainly with interior várzea areas, but its nesting ecology related with these hydrologic dynamic environments is still poorly understood. The objectives of this study were related to the generation of information on the nesting ecology of this species as to the size and number of eggs per clutch and its relation with the size of the nesting female, the influence of flooding regimes on nests occurrence; egg mortality and its causes; and the creation of a model to predict nesting areas. The present research was developed in the southeastern-most portion of the Mamirauá Sustainable Development Reserve (the so-called focal area), a várzea region influenced by the annual flooding of the Solimões and Japurá rivers. We analyzed a sample of 231 nests of the species distributed in 67% of all 66 surveyed water bodies during two nesting seasons (2007 and 2008). Approximately 40% of the nests found were opened to measure and weight the eggs. The mean size of the eggs was comparable to that reported in other localities for the same species, but the size of the nesting female showed significant relations only with the volume, but not with the number of eggs per clutch, as opposed to other species. Occurrence of black caiman nests was positively related to the seasonal stability of lakes water mirror areas. Water bodies where nests occurred are often reached by the annual flooding between November and April, as opposed to other water bodies that are often flooded already in October. This reduces the risk of flooding of nests and provides enough time to finish the incubation of the eggs. A low proportion of nests (13%) were flooded, yet the eggs of almost 70% of the nests were taken by predators mainly by humans and the tegu lizard (*Tupinambis teguixin*), resulting in production of alive hatchlings in only 14% of the nests, one of the lowest proportions reported for crocodylians in natural conditions. The occurrence of nests in water bodies with the most stable water mirror areas aided the identification of nesting sites in the study area using the algorithms of the maximum entropy (Maxent) species distribution model. The models showed a good predictive performance, with AUC (Area Under the ROC Curve) values higher than 0.99. Nevertheless, it showed a low transferability (i.e. the ability to predict distributions in not sampled areas). The water bodies identified as suitable for nesting are key elements for population maintenance and should be considered as high-conservation value areas within sustainable management programs for the species.

SUMÁRIO

Introdução	13
Objetivos	14
Artigo I. Nidificação do jacaré-açu (<i>Melanosuchus niger</i>) e sua relação com os regimes de inundação da várzea da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, Amazônia Central, Brasil.....	15
<i>Introdução</i>	16
<i>Materiais e Métodos</i>	17
<i>Área de Estudo</i>	17
<i>Resultados</i>	21
<i>Discussão</i>	24
<i>Literatura citada</i>	31
Artigo II. Modelagem dos sítios de nidificação do jacaré-açu , <i>Melanosuchus niger</i> , em uma floresta de várzea da Amazônia Central, Brasil.....	40
<i>Introdução</i>	41
<i>Área de Estudo</i>	43

<i>Metodologia</i>	45
<i>Coleta de dados em campo</i>	45
<i>Construção do modelo</i>	46
<i>Resultados</i>	48
<i>Discussão</i>	50
<i>Literatura citada</i>	55
Conclusão	62
Referências Bibliográficas	63

LISTA DE TABELAS

Artigo I.

Tabela 1. Critérios utilizados para determinar o destino do ninho e identificar as causas.....	35
---	----

LISTA DE FIGURAS

Artigo I.

Figura 1. Localização da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá na Amazônia legal brasileira, AM.....	37
Figura 2. Análise de caminhos ilustrando os efeitos indiretos do tamanho da fêmea sobre a massa da postura.....	37
Figura 3. Influência do Índice de Estabilidade do Espelho d'Água (IEEA) na abundância relativa de ninhos nos corpos hídricos.....	38
Figura 4. Cota d'água de seis corpos hídricos no setor Jarauá da RDS Mamirauá e data estimada de eclosão dos ovos durante o final da fase terrestre e início da fase aquática da várzea 2007-2008.....	38

Artigo II.

Figura 1. Disposição espacial dos conjuntos de treinamento e de validação dos registros de ninhos de <i>Melanosuchus niger</i> para os três modelos Maxent gerados.....	59
Figura 2. Abundância relativa (ninhos/km) e ocorrência de ninhos de <i>Melanosuchus niger</i> relacionadas com o índice de estabilidade do espelho d'água (IEEA) dos corpos hídricos nos setores Jarauá e Mamirauá.....	59
Figura 3. Modelo de distribuição Maxent das áreas de nidificação do jacaré-açu na a) Área focal, b) Setor Jarauá e c) Setor Mamirauá da RDS Mamirauá.....	60

INTRODUÇÃO

O jacaré-açu (jacaré “gigante” na língua Tupí-Guaraní), cujos machos adultos atingem até 5m de comprimento total, é considerado o maior predador da América continental (Ross e Magnusson, 1989). Distribui-se ao longo da Bacia Amazônica e nas bacias dos rios Rupununi e Essequibo na Guiana, e na Região Kaw da Guiana Francesa (Vasquez, 1991).

Melanosuchus niger é menos generalista do que o simpátrico jacaré-tinga (*Caiman crocodilus*) em termos de requerimentos de hábitat. Ocorre em altas densidades, principalmente em ambientes de várzea amazônica (florestas periodicamente inundadas por águas brancas carregadas de sedimentos e ricas em nutrientes; Prance 1979). Embora em menores densidades, é encontrado também em áreas de igapó (Da Silveira *et al.*, 1997; Rebêlo e Lugli, 2001), ambientes influenciados por águas pretas, com baixas concentrações de nutrientes e altas concentrações de taninos.

Em décadas anteriores, foram célebres os relatos de declínios populacionais do jacaré-açu ao longo da sua área de distribuição (Plotkin *et al.*, 1983), devidas principalmente à caça descontrolada para exportação da sua pele, considerada relativamente de alta qualidade (Brazaitis, 1987). Após a proibição do comércio internacional de peles nos anos 1970, as populações de jacaré-açu aumentaram consideravelmente até atingir altas densidades em algumas áreas (Da Silveira, 2002). No entanto, o comércio internacional de peles foi substituído rapidamente por um comércio regional de carne (Da Silveira e Thorbjarnarson, 1999) que atualmente é a forma mais comum de mercado ilegal envolvendo jacarés na Amazônia brasileira (Da Silveira, 2002; Marioni *et al.*, 2006).

A mudança no destino comercial do produto causou também uma mudança no alvo dos locais de caça e dos animais abatidos na década de 1990 (Da Silveira e Thorbjarnarson, 1999). O comércio ilegal de carne gerou incentivos econômicos menores, e isso provocou que a caça de jacarés acontecesse em locais da várzea mais próximos aos canais principais (locais com maiores concentrações de machos), enquanto que a caça parou em lagos interiores de difícil acesso, que geralmente são áreas de nidificação e onde é encontrada a maior parte das fêmeas reprodutivas. Esse sistema de abate baseado na dinâmica “fonte-sumidouro”, embora continuasse sendo

ilegal, permitiu a sustentabilidade do aproveitamento, pois garantiu a reprodução da espécie uma vez que promoveu a proteção das áreas de nidificação (Da Silveira e Thorbjarnarson, 1999). A proteção dessas áreas é, portanto, uma medida eficaz de conservação para essa espécie e isso explica a necessidade de pesquisa sobre a ecologia de nidificação e demanda da localização geográfica em escalas abrangentes dessas áreas.

OBJETIVOS

A presente pesquisa pretende investigar aspectos da história natural do jacaré - açu relacionadas à ecologia de nidificação nos ambientes de várzea na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, e está dividida em dois capítulos apresentados no formato de artigos.

O primeiro artigo trata das características dos ninhos e suas relações com os regimes de inundação da várzea. Os objetivos específicos foram os seguintes: **1.** Quantificar número e tamanho de ovos na desova e determinar se existem relações com o tamanho da fêmea no ninho. **2.** Estimar a abundância relativa de ninhos nos corpos hídricos estudados. **3.** Quantificar a influência dos regimes de inundação dos corpos hídricos na ocorrência de ninhos. **4.** Quantificar a mortalidade de ovos e determinar suas causas. Com os registros de ocorrência de ninhos coletados em campo, o segundo artigo pretende criar um modelo de previsão das áreas de nidificação do jacaré-açu na área de estudo.

Artigo I

JOURNAL OF HERPETOLOGY

LRH: F. Villamarín-J. *et al.*

RRH: Ecologia de nidificação de *Melanosuchus niger*

**Nidificação do jacaré-açu (*Melanosuchus niger*) e sua relação com os regimes de
inundação da várzea da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá,
Amazônia Central, Brasil**

Francisco Villamarín-J.^{1,4}, William E. Magnusson¹, John B. Thorbjarnarson², Bruce
W. Nelson¹, R. Botero-Arias³

¹ Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, CPEC, Manaus, Brazil.

² Wildlife Conservation Society, PO Box 357520, Gainesville Florida 32635, USA.

³ Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, IDSM, Tefé, Brazil

Palavras chave: *Melanosuchus niger*, nidificação, várzea, inundação.

⁴ Endereço atual: Rua HI, Conjunto La Cave No. 3. Manaus, Brasil. E-mail:
franciscovillamarin@yahoo.com.ar

1 Como todos os Alligatorídeos, *Melanosuchus niger*, é uma espécie que constrói
2 montículos para nidificar (Greer, 1970). Apesar de ser a espécie de maior tamanho dentro
3 da sua família e ocupar uma ampla área de distribuição, a informação sobre a ecologia de
4 nidificação é muito limitada em comparação com outras espécies na família (Staton e
5 Dixon, 1977; Deitz e Hines, 1980; Joanen e McNease, 1989; Kushlan e Jacobsen, 1990;
6 Allsteadt, 1994; Thorbjarnarson, 1994; Campos e Magnusson, 1995).

7 Medem (1983) fez uma compilação de informações, principalmente anedóticas, ao
8 longo da área de distribuição da espécie. Mais recentemente, os trabalhos publicados sobre
9 ninhos de jacaré-açu são estudos descritivos realizados na Amazônia peruana (Herron *et*
10 *al.*, 1990) e equatoriana (Villamarín-J. e Suárez, 2007), onde as condições ambientais e
11 regimes de inundação são diferentes dos existentes na Amazônia Central. Na Amazônia
12 brasileira, foram geradas informações sobre nidificação do jacaré-açu na década de 1990
13 (Da Silveira e Thorbjarnarson, 1997; Thorbjarnarson & Da Silveira, 2000). Naquela época,
14 as populações de jacarés estavam sujeitas a uma forte pressão de caça ilegal inclusive
15 dentro dos limites de unidades de conservação (Da Silveira e Thorbjarnarson, 1999).

16 Atualmente, o aumento populacional da espécie tem servido como argumento para
17 o início de programas de aproveitamento legal, e isso demanda a implementação de
18 monitoramentos em longo prazo das tendências populacionais. Considerando que o
19 número de ninhos presentes em uma área equivale ao número de fêmeas que reproduziram
20 naquele lugar naquele ano, os levantamentos de ninhos são uma forma de monitoramento
21 promissora com a que pode ser estimado o sucesso reprodutivo e o incremento
22 populacional da espécie (Chabrek, 1966; Bayliss, 1987). Campos *et al.* (2008) encontraram
23 que, em uma população de *Caiman crocodilus yacare*, até 60% da variância no tamanho
24 das fêmeas pode ser predito a partir da variância nas características da postura, o que indica
25 que os ninhos podem providenciar informações sobre a estrutura populacional das fêmeas

26 reprodutivas. No caso do jacaré-açu, esse tipo de informações tem sido inexistente na
27 literatura, não obstante em espécies emparentadas como o jacaré-de-papo-amarelo
28 (*Caiman latirostris*) existe maior informação (Verdade, 2000; Larriera *et al.*, 2004).

29 Os ninhos de *M. niger* estão agrupados em poucos corpos hídricos dentro da várzea.
30 Os corpos hídricos amazônicos estão sujeitos a diferentes graus de flutuação do nível
31 d'água (Junk e Howard-Williams, 1984), sendo a conectividade entre os lagos de várzea e
32 os canais principais extremamente variável (Amoros e Roux, 1988; Ward *et al.*, 1999;
33 Wantzen e Junk, 2000). Com a diminuição da conectividade, o impacto do rio nos lagos
34 interiores de várzea diminui e estes desenvolvem características limnológicas próprias
35 (Junk e Wantzen, 2004). A nidificação do jacaré-açu está hipoteticamente associada a
36 corpos hídricos interiores com baixa conectividade com canais principais durante a época
37 com os níveis d'água mais baixos (a fase terrestre da várzea) (Da Silveira e
38 Thorbjarnarson, 1997); porém, evidência empírica que sustente essa hipótese tem sido
39 limitada.

40 Os objetivos do presente estudo foram: **1.** Quantificar o número e o tamanho dos
41 ovos na postura e determinar se existem relações entre esses parâmetros e o tamanho da
42 fêmea no ninho. **2.** Estimar a abundância relativa de ninhos nos corpos hídricos estudados.
43 **3.** Quantificar a influência dos regimes de inundação dos corpos hídricos na ocorrência de
44 ninhos. **4.** Quantificar a mortalidade de ovos e determinar suas causas.

45

46 **MATERIAIS E MÉTODOS**

47 **Área de estudo.** Com uma área de 1.124.000 ha, a Reserva de Desenvolvimento
48 Sustentável Mamirauá (RDSM) é a maior área protegida do mundo destinada à
49 conservação exclusiva do ecossistema de várzea. Está localizada aproximadamente 600 km
50 em linha reta a oeste da cidade de Manaus (Figura 1). É delimitada pelos rios Solimões e

51 Japurá na porção sudeste, próxima à cidade de Tefé; e pelo Auatí-Paraná, um braço do
52 Solimões que deságua no curso médio do rio Japurá, na porção noroeste (Sociedade Civil
53 Mamirauá, 1996).

54 A RDS Mamirauá está dividida em duas porções: a Área Subsidiária com 864.000
55 ha, e a Área Focal com aproximadamente 260.000 ha (Sociedade Civil Mamirauá, 1996).
56 Esta última é a porção de área compreendida ao sudeste do Paraná do Aranapu, entre os
57 rios Solimões e Japurá e constitui a área de abrangência do presente estudo (Figura 1).

58 As florestas de várzea da Amazônia Central são caracterizadas por inundações
59 periódicas que atingem uma amplitude média de 10 m e duram até 230 dias por ano (Junk,
60 1989). Na RDS Mamirauá, o período com os níveis d'água mais altos (a fase aquática)
61 ocorre de meados de maio ao início de junho; e os níveis mais baixos (fase terrestre), entre
62 setembro e início de novembro (Ayres, 1993). Geralmente, o nível começa a subir
63 rapidamente a partir de novembro e a água atinge os corpos hídricos de forma diferenciada
64 dependendo do grau de conectividade com os canais principais.

65 Para procurar os ninhos de jacaré-açu, percorremos a pé entre duas pessoas (FVJ e
66 um assistente de campo local) o perímetro total de 66 corpos hídricos durante duas
67 temporadas de nidificação: Setembro 2007 - Janeiro 2008 (Temporada 2007) e Setembro -
68 Novembro 2008 (Temporada 2008). Percorremos 12 corpos hídricos em ambas as
69 temporadas de nidificação para identificar diferenças no esforço reprodutivo anual.

70 Todos os ninhos da temporada 2007 foram visitados duas vezes durante o período
71 de incubação dos ovos para determinar o destino do ninho baseado nas marcas deixadas no
72 montículo e o estado e localização das cascas dos ovos (Tabela 1). No caso dos ninhos
73 encontrados com ovos eclodidos, geralmente os rastros deixados pela fêmea sugeriram que
74 a eclosão tinha acontecido nos dias imediatamente prévios à nossa visita, mas não foi

75 possível determinar o dia exato, portanto, a data da visita foi registrada como sendo a data
76 estimada de eclosão.

77 Abrimos aproximadamente 40% (n=90) dos ninhos estudados para determinar o
78 número de ovos, medir o comprimento e a largura destes com um paquímetro digital
79 (limite de leitura de 0,1mm), e pesá-los com uma balança de mola (limite de leitura de 1g).
80 Colocamos os ovos extraídos do ninho acima de uma bolsa plástica para não ficarem em
81 contato direto com o chão e evitar atrair predadores através do cheiro. Todos os ovos foram
82 devolvidos no ninho com o cuidado de não girá-los ao longo do eixo longitudinal e não
83 interferir com o desenvolvimento dos embriões. Medimos a distância entre o ninho e a
84 margem d'água do corpo hídrico com uma trena de 12m.

85 Determinamos o tamanho de sete fêmeas no ninho a través de fotografias. Uma fita
86 métrica foi colocada no extremo de uma vara cumprida localizada acima da cabeça do
87 animal, formando um ângulo de 0° entre a vara e a cabeça quando a fotografia foi tomada.
88 O fotógrafo (FVJ) localizou-se formando um ângulo de 90° com relação à cabeça. O
89 comprimento rostro-cloaca (CRC) da fêmea foi determinado a partir do comprimento da
90 cabeça (CC) através da regressão: $CRC=(CC-1.303)/0.24$; ($R^2=0.994$), providenciada por
91 J. Thorbjarnarson. Outras seis fêmeas foram capturadas próximas ao ninho e medidas
92 utilizando uma fita métrica. Incluímos dentro dessa amostra as informações de uma fêmea
93 capturada em 1996 pela equipe de R. Da Silveira e duas capturadas em 2008 por J.
94 Thorbjarnarson. Para determinar o aporte do tamanho da fêmea no investimento
95 reprodutivo, geramos um modelo de análise de caminhos utilizando como variável
96 dependente final a massa da postura (MP). Usamos este tipo de análise devido a que a
97 variável dependente (MP) foi construída matematicamente como o produto da massa
98 média dos ovos e o número de ovos da postura, essas variáveis preditoras explicaram mais
99 de 99% da variação na massa da postura, nesse contexto não há necessidade de realizar

100 análises de residuais. As variáveis independentes foram o comprimento rostro-cloaca da
101 fêmea (CRC), o número de ovos na postura (NO) e o volume médio desses ovos (VO). O
102 volume foi estimado a partir da fórmula para calcular o volume de um esferóide:

$$103 \quad VO=4/3\pi(\text{comprimento}/2)*(\text{largura}/2)^2.$$

104 Utilizando o número de ninhos e o perímetro do corpo hídrico, calculamos a
105 abundância relativa de ninhos por quilômetro linear de margem (ninhos/km). O perímetro
106 foi medido utilizando uma composição colorida RGB das bandas 5,4,3 de uma imagem
107 Landsat TM5. Utilizando o programa Global Mapper v6.09, medimos manualmente o
108 contorno do corpo hídrico juntando os pontos de trajetória (track points) coletados durante
109 as procuras dos ninhos.

110 A influência dos regimes de inundação dos corpos hídricos na ocorrência de ninhos
111 foi explorada através de um modelo de regressão logística. Para isso, criamos um índice de
112 estabilidade do espelho d'água (IEEA) que foi utilizado como variável independente. O
113 IEEA é uma medida da estabilidade temporal da área superficial do espelho d'água no
114 corpo hídrico, e é a razão entre essa área durante a fase terrestre da várzea ou a época com
115 os níveis d'água mais baixos (AT) e a correspondente área na fase aquática (AA):

116 $IEEA=AT/AA$. As áreas superficiais do espelho d'água foram calculadas utilizando duas
117 imagens Landsat TM5 adquiridas em 24 de julho (fase aquática) e 10 de setembro (fase
118 terrestre) de 2007. Através de classificações supervisionadas utilizando o programa IDRISI
119 Kilimanjaro, foram extraídos os corpos hídricos da área de estudo e calculada a área
120 superficial do espelho d'água de cada um.

121 Variações diárias do nível d'água foram registradas em seis corpos hídricos no setor
122 Jarauá. No rio Jarauá (o canal principal) foi instalada uma régua permanente onde o nível
123 foi registrado manualmente todos os dias aproximadamente às 6h00 e às 18h00. Nos outros

124 cinco corpos hídricos, instalamos aparelhos (HOBO Water Level Loggers, Onset corp.)
125 para registrar o nível automaticamente. O nível destes seis corpos hídricos foi calibrado
126 utilizando como ponto de referência a cota máxima de inundação do rio Jarauá durante a
127 fase aquática de 2008; isto, devido a que no pico da fase aquática, os diferentes corpos
128 hídricos juntam-se em um único e contínuo corpo d'água (Sociedade Civil Mamirauá,
129 1996). Desta forma, identificamos a cota em que os corpos hídricos amostrados juntaram-
130 se ao fluxo hídrico principal no fim da fase terrestre de 2007, e que foi a mesma cota em
131 que eles perderam novamente a conexão com os canais principais no início da fase terrestre
132 de 2008 (Figura 4).

133 Registros diários da cota (metros acima do nível do mar) do Cano Mamirauá desde
134 1993 foram providenciados pelo Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá.
135 Estes registros apresentaram uma forte correlação com o nível do rio Jarauá apesar da
136 distância entre eles de um pouco mais de 20 km em linha reta ($R^2=0,99$, $P<0,001$).
137 Utilizando os registros diários da cota do Cano Mamirauá desde 1993, estimamos o tempo
138 médio anual em que os corpos hídricos da amostra permaneceram isolados. Para isso,
139 assumimos que o nível em que os corpos hídricos perdem a conexão com os canais
140 principais foi constante e que não houve mudanças significativas nas condições físicas dos
141 corpos hídricos nos últimos 15 anos.

142

143 **RESULTADOS**

144 Estudamos uma amostra de 231 ninhos de jacaré-açu localizados em 44 corpos
145 hídricos durante as temporadas reprodutivas de 2007 (n=148) e 2008 (n=83). Os ninhos
146 estiveram presentes em 67% dos corpos hídricos estudados; nos restantes 22 corpos
147 hídricos não localizamos ninhos.

148 Os ninhos foram construídos muito próximos da margem d'água, a uma distância
149 média de 2.0 ± 3.3 m (N=212; Max=36; Min=0,1m). O tamanho médio da postura nos
150 ninhos foi de 30,3 ovos (N=108), variando entre 21 e 43 ovos (os ninhos que tinham sido
151 parcialmente predados foram excluídos desta análise). O comprimento médio dos ovos foi
152 de $84,4 \pm 2.85$ mm (N=1100 ovos, 97 ninhos; Max=90,48; Min= 76,53mm), com uma
153 largura média de $50,33 \pm 1.6$ mm (n=1100 ovos, 97 ninhos; Max= 53,93; Min= 40,82mm) e
154 uma massa média de $128,8 \pm 9$ g (N=560 ovos, 56 ninhos). A massa média dos ovos foi
155 significativamente correlacionada com o comprimento ($p < 0,001$) e a largura média
156 ($p < 0,001$) dos ovos (N= 348 ovos, 33 ninhos, $R^2 = 0,94$).

157 Em 17,8% dos ninhos estudados, registramos fêmeas exibindo cuidado parental, mas
158 foi possível capturar apenas uma pequena amostra destas devido ao comportamento de
159 fuga (*wariness*) apresentados. O modelo de análise de caminhos para determinar o aporte
160 do tamanho das fêmeas no investimento reprodutivo total indicou que o comprimento
161 rostro-cloaca da fêmea (CRC) teve relação positiva com o volume médio dos ovos (VO)
162 (N=13, $R^2 = 0,42$, $P = 0,016$) porém a relação negativa com o número de ovos (NO) não foi
163 significativa (N=12; $R^2 = 0,15$; $P = 0,208$). A massa da postura (MP) (N=12; $R^2 = 0,946$;
164 $P = < 0,0001$) foi positivamente influenciada ($p = 0,001$) pelo número de ovos (NO), e
165 também pelo volume médio dos ovos (VO) ($p = 0.005$); essas duas variáveis independentes
166 (NO e VO) apresentaram uma correlação de Pearson negativa de 0.298 (Figura 2). O
167 tamanho da fêmea (CRC) não foi predito pelas características da postura (NO e VO)
168 (N=12; $R^2 = 0.32$; $P = 0.178$).

169 A abundância de ninhos por km linear de corpos hídricos variou de 0,28 até 17,9
170 ninhos/km de margem. Em uma amostra de 12 lagos que foram visitados durante as duas
171 temporadas de nidificação, houve diferenças significativas na abundância média de ninhos
172 por ano ($t = 2,302$, $df = 11$, $p = 0,042$). Em 2007 a abundância de 7,33 ninhos/km diminuiu

173 para 3,58 ninhos/km em 2008. Em 75% desses lagos, a presença ou ausência de ninhos foi
174 consistente durante as duas temporadas de nidificação.

175 Análises de regressão logística indicaram que a ocorrência de ninhos nos corpos
176 hídricos foi influenciada positivamente pelo Índice de estabilidade do espelho d'água
177 IEEA ($P < 0,001$), em lagos com valores IEEA menores que 0,52 não foram encontrados
178 ninhos. A abundância relativa nos lagos com ninhos não foi influenciada pelo IEEA
179 segundo uma análise de regressão de mínimos quadrados simples ($N = 34$; $R^2 = 0.058$; $P =$
180 0.171) (Figura 3).

181 Registros diários da cota d'água em seis diferentes corpos hídricos revelaram
182 diferenças temporais nos regimes de inundação. O nível do rio Jarauá (o canal principal)
183 começou a aumentar nos primeiros dias do mês de outubro de 2007. A enchente atingiu os
184 lagos mais isolados da amostra somente três meses depois (janeiro de 2008), época em que
185 os ovos da amostra já tinham eclodido (Figura 4).

186 Utilizando os registros diários da cota do Cano Mimirauá desde 1993,
187 determinamos que o tempo médio anual em que a amostra de cinco corpos hídricos do
188 setor Jarauá permaneceu isolada do fluxo hídrico principal, variou entre 56 e 128 dias por
189 ano. O primeiro caso correspondeu a um corpo hídrico sem ninhos (Ressaca Curuçá do
190 centro) que geralmente é atingido pela enchente nos meses de outubro e inícios de
191 novembro. O lago Cedrinho do Jaraqui, onde 29% dos ninhos inundaram em 2007,
192 permaneceu isolado, em média, 81 dias por ano e foi atingido pela subida d'água
193 geralmente entre novembro e dezembro. Os lagos Tucunarezinho do Panema, Curuçá do
194 centro e Tracajá permaneceram isolados, em média, 117 dias por ano e conectaram-se com
195 o canal principal entre novembro e abril. Em 2007 não registramos inundações nestes

196 lagos, ou estas tiveram pouco efeito na mortalidade de ovos (<3% dos ninhos inundados)
197 (Figura 4).

198 Dos 148 ninhos estudados na temporada 2007, 12.8% inundaram. Todos os ninhos
199 inundados localizaram-se em quatro (19%) dos 21 corpos hídricos com ninhos daquela
200 temporada. O sucesso de nidificação (porcentagem de ninhos que produziram pelo menos
201 um filhote vivo) foi de 14,2%. O restante 69,7% dos ninhos foram predados. O ser humano
202 foi responsável pela coleta de ovos em 36% (n=37) do total de ninhos predados, o que
203 significa aproximadamente 1127 ovos (baseado no tamanho médio da postura). O jacurarú
204 (*Tupinambis teguixin*) predou os ovos em 22,5% dos ninhos. O macaco prego (*Cebus*
205 *apella*; 12,7%), a onça pintada (*Panthera onca*; 4,9%) e predadores não identificados
206 (23,5%) foram responsáveis pelo consumo de ovos no restante dos ninhos predados.

207

208 **DISCUSSÃO**

209 Os ninhos de jacaré-açu na RDS Mamirauá apresentaram características similares
210 às reportadas em outras localidades (Medem, 1983; Herron *et al.*, 1990; Campos, 2003;
211 Villamarín-J. e Suarez, 2007). Uma diferença marcante encontrada na literatura foi a
212 amplitude de variação do número de ovos na postura: Medem (1983) reportou ninhos com
213 30 a 75 ovos. No presente estudo, o número máximo de ovos por postura foi de 43. Houve
214 um caso em que encontramos 58 ovos em um ninho só, mas baseado no tamanho dos ovos,
215 o grau de desenvolvimento da banda e o fato que os ovos formavam dois grupos
216 diferenciáveis dentro da câmara de ovos, concluímos que pertenciam a duas fêmeas
217 diferentes que desovaram no mesmo ninho. Esse mesmo fenômeno foi reportado
218 anteriormente para *M. niger* na RDS Mamirauá (Villamarín-J., 2007) e para *Caiman*
219 *latirostris* na Argentina (Larriera, 2002).

220 As dimensões dos ovos e o número de ovos na postura têm estreitas relações com o
221 tamanho das fêmeas de muitas espécies de crocodilianos (Cott, 1961; Hall e Johnson,
222 1987; Thorbjarnarson e Hernandez, 1993; Thorbjarnarson, 1994; 1996; Campos e
223 Magnusson, 1995; Campos *et al.*, 2008). No presente estudo, encontramos que as fêmeas
224 maiores produzem ovos maiores, mas as características da postura como número (NO) e
225 volume médio dos ovos (VO) não foram bons preditores do tamanho da fêmea. A
226 amplitude de variação do tamanho das fêmeas incluídas na análise representou
227 aproximadamente 57% da variação máxima encontrada em fêmeas reprodutivas de jacaré-
228 açu (100-150 cm CRC; R. Da Silveira, não publ.). Possivelmente a variação no tamanho de
229 fêmeas reprodutivas em populações com pouca pressão de caça, como na RDS Mamirauá,
230 é menor que em populações de crocodilianos severamente reduzidas pela caça
231 descontrolada. A amplitude de variação do volume médio dos ovos (VO), que foi a única
232 variável fortemente influenciada pelo tamanho das fêmeas do modelo, significou 50% da
233 variação total da amostra. Isso sugere que é imprescindível aumentar o tamanho da amostra
234 para abranger uma maior heterogeneidade porque atualmente existe pouco potencial de
235 detectar variações nos tamanhos das fêmeas através das características da desova.

236 Campos *et al.* (2008) mostraram a importância de conhecer a estrutura de tamanhos
237 de fêmeas em populações em nível local quando o tamanho de abate dos animais em
238 programas de manejo pode afetar fêmeas com maior capacidade reprodutiva. Em locais
239 como a Reserva Mamirauá, onde estão sendo desenvolvidos programas de manejo de
240 jacarés, é necessário continuar os esforços de pesquisa para conhecer a estrutura
241 populacional das fêmeas reprodutivas. Sem essa informação, dificilmente esses programas
242 serão sustentáveis e bem sucedidos.

243 Na literatura, não é comum o reporte de abundâncias de ninhos como indicativo de
244 esforço de nidificação anual. Em espécies como *M. niger*, que constroem os ninhos dentro

245 de uma faixa média de 2m fora d'água, ao redor de corpos hídricos permanentes e
246 independentes, a abundância relativa de ninhos é uma estimativa apropriada para
247 quantificar esse esforço. As abundâncias de ninhos na área de estudo (entre 0,28 e 17,9
248 ninhos/km) foram muito altas em relação a outras espécies de crocodilianos em condições
249 naturais em que essa mesma estimativa foi reportada (Thorbjarnarson e Hernández, 1993;
250 Seijas e Chávez, 2002), porém existem estudos que reportam altas densidades de ninhos
251 em áreas extremamente pequenas, mas não foi possível fazer comparações devido que as
252 estimativas usadas são diferentes (Rodríguez Soberón *et al.*, 2002) . Altas densidades estão
253 possivelmente relacionadas com aspectos sociais provocados pela disponibilidade de sítios
254 propícios para nidificar, sendo a nidificação gregária um fenômeno comumente encontrado
255 em crocodilianos (Cott, 1961; Seijas e Chavez, 2002; Platt e Thorbjarnarson, 2000;
256 Rodríguez Soberón *et al.*, 2002).

257 Em 2007, houve um maior número de fêmeas nidificando na área de estudo do que
258 em 2008. Espera-se normalmente que o esforço total de nidificação cada ano seja variável
259 (Platt *et al.*, 2008), devido a interações entre fatores ambientais, nutricionais, fisiológicos
260 (Nichols, 1989; Kushlan e Jacobsen, 1990) ou de cuidado parental dos filhotes que, no
261 caso de *Caiman crocodilus* e *Alligator mississippiensis*, chega a durar até dois anos (Hunt
262 e Watanabe, 1982; Ayarzagüena, 1983) . O esforço total de nidificação em *A.*
263 *mississippiensis* é influenciado pelas condições ambientais locais (Joanen and McNease,
264 1989); nessa espécie, menos de 50% das fêmeas maduras se reproduzem em um
265 determinado ano (Lance, 1989), e é muito raro que fêmeas de crocodilianos se reproduzam
266 em anos consecutivos (Thorbjarnarson, 1994; Lance, 2003), porém fêmeas maiores
267 provavelmente nidificam mais frequentemente. Nossos resultados mostram que, apesar das
268 diferenças na abundância relativa, a ocorrência de ninhos por corpo hídrico foi consistente
269 para ambas as temporadas de nidificação. Isso sugere que, fêmeas diferentes selecionam os

270 mesmos corpos hídricos para nidificar cada ano. Mas, é possível que também exista
271 fidelidade por parte das fêmeas para nidificar nos mesmos sítios em anos não consecutivos,
272 como foi documentado para outras espécies, como *Crocodylus intermedius*
273 (Thorbjarnarson e Hernandez, 1993).

274 Em algumas espécies de crocodilianos, o início, o tempo e os locais de nidificação
275 estão relacionados com fatores abióticos como temperatura ambiental ou precipitação
276 (Joanen e McNease, 1989; Campos e Magnusson, 1995). Na Várzea Amazônica, a maioria
277 dos processos bióticos está regida pelo pulso de inundação (Junk *et al.*, 1989), responsável
278 pela alternância periódica entre as fases aquática e terrestre da várzea, este é o fator
279 ecológico mais crítico para todos os organismos da várzea (Junk, 1984). No caso do jacaré-
280 açu, a temporada de nidificação é desencadeada, possivelmente, pela disponibilidade
281 temporal de ambientes firmes nas margens de corpos hídricos permanentes, uma vez que
282 com a descida do nível d'água, estes perdem a conexão hídrica com os canais principais e
283 se tornam temporariamente mais estáveis. Nossos resultados sugerem que a ocorrência de
284 ninhos está relacionada a lagos com alta estabilidade do espelho d'água causada por uma
285 baixa conectividade.

286 O grau de conectividade dos lagos (i.e. a cota em que o canal principal se conecta
287 com cada lago) determina o período anual em que o lago permanece isolado do fluxo
288 hídrico principal e, portanto, é responsável por eventuais inundações nos ninhos. Esse grau
289 de conectividade pode variar desde uma conexão permanente até conexões de curta
290 duração em inundações extremas (Ward *et al.*, 1999; Wantzen e Junk, 2000). Na área de
291 estudo, os lagos que se conectam com o canal principal em cotas a partir dos 40 metros
292 acima do nível do mar (manm) permaneceram isolados, em média, mais de 100 dias por
293 ano, intervalo suficiente para finalizar a incubação dos ovos. As margens destes lagos
294 apresentam menores riscos de ser inundadas durante o período de incubação dos ovos e são

295 possivelmente utilizadas com maior frequência para nidificar. Uma diminuição de 70 cm
296 na cota em que o canal principal se conecta com o lago (39,3 manm) resultou em uma
297 redução do tempo médio de isolamento para 81 dias por ano. Nestes lagos, a influência de
298 inundações nos ninhos pode ser muito variável de um ano para outro. Em 2007, 29% dos
299 ninhos de um lago localizado naquela cota inundou, apesar de ter permanecido isolado por
300 107 dias. Em anos em que o tempo de isolamento foi menor (e.g. 1993, 28 dias)
301 provavelmente todos os ninhos inundaram. Corpos hídricos que se conectam com o canal
302 principal em cotas menores (e.g. 37,3 metros acima do mar) permaneceram isolados em
303 média 56 dias por ano. Em 2007 não foram localizados ninhos nesse tipo de corpos
304 hídricos.

305 Sistemas sob o pulso de inundação possuem diversos graus e padrões espaço-
306 temporais de conectividade. A diversidade de padrões hidrológicos é um elemento chave
307 na manutenção da diversidade de habitats e espécies (Junk e Wantzen, 2004); e, no caso do
308 jacaré-açu, determina a localização dos sítios de nidificação. Estes resultados apóiam a
309 idéia de que os corpos hídricos interiores, permanentes e com baixa conectividade são
310 utilizados para nidificar como estratégia que diminui o risco de inundações nos ninhos
311 causadas por aumentos prematuros do nível d'água durante o início da fase aquática (Da
312 Silveira e Thorbjarnarson, 1997). Diversas estratégias evolutivas para minimizar a
313 influência das inundações nos ninhos têm sido identificadas também em outros
314 crocodilianos (Cott, 1961; Crawshaw e Schaller, 1980; Deitz e Hines, 1980; Cintra, 1988;
315 Kushlan e Jacobsen, 1990; Montini *et al.*, 2006).

316 É possivelmente por causa dessa estratégia que, no presente estudo, as inundações
317 foram responsáveis pela mortalidade de ovos em proporções menores (12,8% dos ninhos)
318 do que as documentadas para outras espécies de crocodilianos (Webb *et al.*, 1977, 1983;
319 Hall e Johnson, 1987; Allsteadt, 1994; Platt *et al.*, 2008). Todos os ninhos inundados

320 localizaram-se em apenas 19% dos corpos hídricos com ninhos da temporada 2007. A
321 maioria (74%) dos ninhos inundados localizou-se em ilhas flutuantes de macrofitas, que
322 são superfícies instáveis propensas a inundar com o peso da fêmea e não necessariamente
323 devido a flutuações do nível d'água. Somente 4% dos ninhos construídos nas margens dos
324 lagos foram atingidos pelo aumento do nível no início da fase aquática. Apesar dessa
325 estratégia aparentemente funcionar bem para evitar inundações nos ninhos, as altas
326 proporções de ninhos predados (70%) são as responsáveis pelas mais baixas proporções
327 (14%) de ninhos que produziram filhotes vivos reportadas para crocodilianos na natureza
328 (Webb *et al.*, 1977, 1983; Goodwin e Marion, 1978; Deitz e Hines, 1980; Hall e Johnson,
329 1987; Cintra, 1988; Allsteadt, 1994; Hussain, 1999; Platt e Thorbjarnarson, 2000; Platt *et*
330 *al.*, 2008).

331 A maior parte da mortalidade de ovos de jacaré-açu na área de estudo foi causada
332 por predação, o ser humano consumiu ovos em mais ninhos do que o resto de predadores.
333 Na Amazônia central, é comum o consumo humano de ovos de jacarés e, em conversas
334 com ribeirinhos, fomos informados que aparentemente existe um mercado ilegal em
335 cidades próximas à reserva, chegando um ovo de jacaré-açu a custar até R\$2,00. Comércio
336 de ovos de quelônios tem sido documentado no passado (Bates, 1863; Smith, 1974, 1979),
337 porém, não existem publicações a respeito para os jacarés amazônicos. As nossas
338 observações nos ninhos predados, indicam que aparentemente a coleta de ovos de jacarés é
339 uma atividade oportunista durante as jornadas de pesca. Essa coleta é realizada tanto pelos
340 usuários legais, quanto pelos ribeirinhos de fora que pescam ilegalmente dentro dos limites
341 da reserva, nos lagos destinados ao aproveitamento e nos de preservação permanente.
342 Porém, desconhecemos se parte desses ovos foi comercializada ilegalmente o foi destinada
343 totalmente ao consumo pessoal. O sucesso de programas de manejo depende, em grande
344 parte, da capacidade para proteger as áreas de nidificação e garantir assim a reprodução das

345 espécies; portanto, é necessário investir esforços para melhorar o conhecimento sobre um
346 eventual comércio ilegal de ovos de jacarés.

347 O jacuraru (*Tupinambis teguixin*) foi o predador responsável pelo segundo maior
348 número de ovos de jacaré-açu na área de estudo. Na natureza, é comum a predação de ovos
349 de crocodilianos por lagartos de grande tamanho (Cott, 1961; Magnusson, 1982; Modah,
350 1967; Pooley, 1969; Webb *et al.*, 1977; 1983) e esse mesmo gênero de lagarto foi
351 identificado como o maior predador de ovos de *Caiman crocodilus crocodilus* nos Llanos
352 da Venezuela (Staton e Dixon, 1977). No presente estudo, não foi analisada a influência da
353 nossa presença nas áreas de nidificação sobre o possível aumento da predação de ovos, que
354 foi sugerido como um fator importante em estudos com outras espécies de crocodilianos
355 (Deitz e Hines, 1980; Campos, 1993).

356 Diversos mamíferos têm sido identificados como predadores de ninhos de
357 crocodilianos (Deitz e Hines, 1980; Hunt, 1989; Webb *et al.*, 1983; Campos, 1993).
358 Estudos na Reserva Mamirauá encontraram que os jacarés constituem um importante item
359 alimentício na dieta da onça-pintada (*Panthera onca*), responsável pela predação de 12,5%
360 dos ninhos de jacaré-açu (Da Silveira *et al.*, no prelo). Na presente amostra, a onça-pintada
361 consumiu os ovos de apenas 5% dos ninhos predados, porém essa quantidade pode ter sido
362 subestimada. Não foi possível a identificação do predador em 23,5% dos ninhos, devido a
363 que parte desses ninhos foi consumida por mais de um predador. Além do mais, predadores
364 não-humanos podem ser mais importantes na mortalidade de ovos em situações em que a
365 maior parte dos ninhos predados não é coletada por seres humanos.

366

367

368 **LITERATURA CITADA**

- 369 Amoros, C. and Roux, A.L. 1988. Interaction between water bodies within the floodplains
370 of large rivers: Function and development of connectivity. *Münstersche*
371 *Geographische Arbeiten* 29:125-130.
- 372 Allsteadt, J. 1994. Nesting Ecology of *Caiman crocodilus* in Caño Negro, Costa Rica.
373 *Journal of Herpetology* 22(1):12-19.
- 374 Ayarzagüena, J. 1983. Ecología del caimán de anteojos o baba (*Caiman crocodilus* L.) en
375 los Llanos de Apuré (Venezuela). *Doñana Acta Vert.* 10(3).
- 376 Ayres, J. M. 1993. As Matas de Várzea do Mamirauá Medio rio Solimões. Sociedade Civil
377 Mamirauá. *Estudos de Mamirauá*, Vol. 1.
- 378 Bates, H. W. 1863. (Reimpresso 1989). *The Naturalist on the River Amazon*. Penguin
379 Books. New York.
- 380 Bayliss, P. 1987. Survey methods and monitoring within crocodile management
381 programmes. In J.W. Webb, S.C. Manolis and P.J. Whitehead (Eds.) *Wildlife*
382 *Managment: Crocodiles and Alligators*, pp. 157-175. Surrey Beatty and Sons Pty
383 Limited. Canberra-Australia.
- 384 Campos, Z. 1993. Effect of habitat on survival of eggs and sex ratio of hatchlings of
385 *Caiman crocodilus yacare* in the Pantanal, Brazil. *Journal of Herpetology* 27(2):127-
386 132.
- 387 Campos, Z. 2003. Observações sobre a Biologia Reprodutiva de 3 espécies de jacarés na
388 Amazônia Central. EMBRAPA-Comunicado técnico. *Boletim Pesquisa e*
389 *Desenvolvimento* No.43.
- 390 Campos, Z., and Magnusson, W.E. 1995. Relationships between rainfall, nesting habitat
391 and fecundity of *Caiman crocodilus yacare* in the Pantanal, Brazil. *Journal of Tropical*
392 *Ecology* 11(3):351-358.
- 393 Campos, Z., Magnusson, W.E., Sanaiotti, T., and Coutinho, M. 2008. Reproductive trade-
394 offs in *Caiman crocodilus crocodilus* and *Caiman crocodilus yacare*: Implications for
395 size-related management quotas. *Herpetological Journal* 18:91-96.
- 396 Chabrek, R.H. 1966. Methods for determining the size and composition of alligator
397 populations in Louisiana. *Proceedings Annual Conference Southeastern Association*
398 *Game and Fish Comm.* 20:105-112.
- 399 Cintra, R. 1988. Nesting ecology of the paraguayan caiman (*Caiman yacare*) in the
400 Brazilian Pantanal. *Journal of Herpetology* 22(2):219-222.
- 401 Cott, H. B. 1961. Scientific results of an inquiry into the ecology and economic status of
402 the Nile crocodile *Crocodylus niloticus* in Uganda and Northern Rhodesia.
403 *Transactions of the Zoological Society of London* 29(21):1-337.
- 404 Crawshaw, P.G. and Schaller, G. B. 1980. Nesting of Paraguayan caiman (*Caiman yacare*)
405 in Brazil. *Papeis Avulsos de Zoologia* 33(18):283-292.

- 406 Da Silveira, R., and Thorbjarnarson, J. 1997. Nesting biology of caiman in the Mamirauá
407 Reserve. Unpublished report to SCM.
- 408 Da Silveira, R. and Thorbjarnarson, J. 1999. Conservation implications of comercial
409 hunting of black and spectacled caiman in the Mamirauá Sustainable Development
410 Reserve, Brazil. *Biological Conservation* 88:103-109.
- 411 Da Silveira, R., Ramalho, E.E., Thorbjarnarson J., and Magnusson W.E., No prelo.
412 Depredation by jaguars on caimans and importance of reptiles in the diet of jaguar.
413 *Journal of Herpetology*.
- 414 Deitz, D.C., and Hines, T.C. 1980. Alligator nesting in North-Central Florida. *Copeia*
415 1980:249-258.
- 416 Greer, A.E. 1970. Evolutionary and systematic significance of crocodylians nesting habits.
417 *Nature* 227: 523-524.
- 418 Goodwin, T. M., and Marion, W.R. 1978. Aspects of the nesting ecology of American
419 alligators (*Alligator mississippiensis*) in North-Central Florida. *Herpetologica* 34:43-
420 47.
- 421 Hall, P.M. and Johnson, D.R. 1987. Nesting biology of *Crocodylus novaeguinae* in the
422 Lake Murray District, Papua New Guinea. *Herpetologica* 43:249–258.
- 423 Herron, J.C., Emmons, L.H., and Cadle, J.E. 1990. Observations on reproduction in the
424 black caiman, *Melanosuchus niger*. *Journal of Herpetology* 24(3):314-316.
- 425 Hunt, R.W. 1989. Predation of Alligator nests in Okefenokee Swamp National Wildlife
426 Refuge, Georgia, USA. In *Crocodyles: Proceedings of the 8th Working Meeting of the*
427 *Crocodile Specialist Group*, pp. 74-78. IUCN, Gland, Switzerland.
- 428 Hunt, R.W. and Watanabe, M.E. 1982. Observations on the maternal behavior of the
429 American Alligator, *Alligator mississippiensis*. *Jornal of Herpetology*. 16(3):235-239.
- 430 Hussain, S.A. 1999. Reproductive success, hatchling survival and rate of increase of
431 gharial *Gavialis gangeticus* in National Chambal Sanctuary, India. *Biological*
432 *Conservation* 87:261-268.
- 433 Joanen, T., and McNease, L.L. 1989. Ecology and physiology of nesting and early
434 development of the American alligator. *American Zoologist* 29:987-998.
- 435 Junk, W.J. 1984. Ecology of the varzea, floodplain of Amazonian Whitewater rivers. In
436 Sioli (Ed.). *The Amazon, Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical*
437 *River and its Basin*. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht.
- 438 Junk, W.J., 1989. Flood tolerance and tree distribution in central Amazonian floodplains.
439 In L.B. Holm-Nielsen, I.C. Nielsen, H. Balslev (Eds.) *Tropical Forests: Botanical*
440 *Dynamics, Speciation and Diversity*, pp. 47–64. Academic Press, London.
- 441 Junk, W.J., and Howard-Williams, C. 1984. Ecology of aquatic macrophytes in Amazonia.
442 In Sioli (Ed.). *The Amazon, Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical*
443 *River and its Basin*. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht.

- 444 Junk, W.J., Bayley, P.B., and Sparks, R.E., 1989. The flood pulse concept in river–
445 floodplain systems. In D. Dodge (Ed.) Proceedings of the International Large River
446 Symposium, Ottawa. Can. Special Publication of Fish and Aquatic Science 106:110–
447 127.
- 448 Junk W.J. and Wantzen K.M., 2004. The Flood Pulse Concept: New aspects, approaches
449 and applications - an update.
- 450 Kushlan, J.A., and Jacobsen, T. 1990. Environmental variability and the reproductive
451 success of Everglades Alligators. *Journal of Herpetology* 24(2):176-184.
- 452 Lance, V. 1989. Reproductive cycle of the American alligator. *American Zoologist*
453 29:999-1018.
- 454 Lance, V. 2003. Alligator physiology and life history: the importance of temperature.
455 *Experimental Gerontology* 38:801–805.
- 456 Larriera, A. 2002. *Caiman latirostris* (Broad-snouted caiman) communal nesting.
457 *Herpetological Review* 33(3):202.
- 458 Larriera, A., Piña C.I., Siroski P. and Verdade, L.M. 2004. Allometry of reproduction in
459 wild broad-snouted caiman (*Caiman latirostris*). *Journal of Herpetology* 38(2):141-
460 144.
- 461 Magnusson, W. E. 1982. Mortality of eggs of the crocodile *Crocodylus porosus* in
462 Northern Australia. *Journal of Herpetology* 16:121-30.
- 463 Medem, F. 1983. Los Crocodylia de Sur América. Volumen II. Venezuela, Trinidad-
464 Tobago, Guyana, Suriname, Guyana Francesa, Ecuador, Perú, Bolivia, Brasil,
465 Paraguay, Argentina, Uruguay. Colciencias. Bogotá, Colombia.
- 466 Modah, M. L. 1967. The ecology of the Nile crocodile (*Crocodylus niloticus* Laurenti) on
467 Central Island, Lake Rudolf. *E. African Wildlife Journal* 5:74-95.
- 468 Montini, J.P., C.I. Piña, A. Larriera, P. Siroski & L.M. Verdade. 2006. The relationship
469 between nesting habitat and hatching success in *Caiman latirostris* (Crocodylia,
470 Alligatoridae). *Phyllomedusa* 5(2):91-96.
- 471 Nichols, J.D. 1989. Population models and crocodile management. In J.W. Webb, S.C.
472 Manolis and P.J. Whitehead (Eds.) *Wildlife Management: Crocodiles and Alligators*,
473 pp. 177-187. Surrey Beatty and Sons Pty Limited. Canberra-Australia.
- 474 Pooley, A.C. 1969. Preliminary studies on the breeding of the Nile crocodile *Crocodylus*
475 *niloticus* in Zululand. *Lammergeyer* 3(10):22-44.
- 476 Platt, S., and Thorbjarnarson, J. 2000. Nesting ecology of the American crocodile in the
477 coastal zone of Belize. *Copeia* 3:869–873.
- 478 Platt, S., Rainwater, T.R., Thorbjarnarson, J., and McMurry, S.T. 2008. Reproductive
479 dynamics of a tropical freshwater crocodylian: Morelet’s crocodile in Northern Belize.
480 *Journal of Zoology* 275:177–189.
- 481 Rodríguez Soberón, R., Tabet, M.A., Álvarez, V.B. 2002. Nidificación Del cocodrilo
482 americano (*Crocodylus acutus* Cuvier) en el Refugio de Fauna “Monte Cabaniguan”,

- 483 Cuba. Pages 135-156. *in* L.M. Verdade e A. Larriera (Eds.). Conservação e Manejo de
484 Jacarés e Crocodilos da América Latina – La Conservación y el Manejo de Caimanes
485 y Cocodrilos de América Latina. CN Editora. Piracicaba, São Paulo.
- 486 Seijas, A.E. and Chávez, C.A. 2002. Reproductive status and nesting ecology of the
487 Orinoco crocodile (*Crocodylus intermedius*) in the Cojedes River System, Venezuela.
488 *Vida Silvestre Neotropical* 11(1-2):23-32.
- 489 Smith, N.J. 1974. Destructive exploitation of the South American river turtle. *Yearbook,*
490 *Association of Pacific Coast Geographers* 36:85-102.
- 491 Smith, N.J. 1979. Aquatic turtles of Amazonia: an endangered resource. *Biological*
492 *Conservation* 16(3):165-176.
- 493 Sociedade Civil Mamirauá. 1996. Plano de manejo da Reserva de Desenvolvimento
494 Sustentável Mamirauá. CNPq/ IPAAM, Governo do Estado do Amazonas.
- 495 Staton, M.A. and Dixon, J.R. 1977. Breeding biology of the spectacled caiman, *Caiman*
496 *crocodilus crocodilus*, in the Venezuelan Llanos. Fish and Wildlife Services Wildlife
497 Research. Report 5. Washington D.C.
- 498 Thorbjarnarson, J. 1994. Reproductive ecology of the Spectacled caiman (*Caiman*
499 *crocodilus*) in the Venezuelan Llanos. *Copeia* 4:907-919.
- 500 Thorbjarnarson, J. 1996. Reproductive characteristics of the order Crocodylia.
501 *Herpetologica*. 52(1):8-24.
- 502 Thorbjarnarson, J. and Hernández, G. 1993. Reproductive ecology of the Orinoco
503 crocodile (*Crocodylus intermedius*) in Venezuela. I. Nesting ecology and egg and
504 clutch relationships. *Journal of Herpetology* 27: 363–370.
- 505 Thorbjarnarson, J. e Da Silveira, R. 2000. Secrets of the flooded forest. *Natural*
506 *History*. 109.2
- 507 Verdade, L.M. 2000. Regression equations between body and head measurements in the
508 broad-snouted caiman (*Caiman latirostris*). *Revista Brasileira de Biologia* 60(3):469-
509 482.
- 510 Villamarín-J., F. 2007. Caiman research training course in the Mamirauá Sustainable
511 Development Reserve, Brazilian Amazon. *Crocodile Specialist Group Newsletter*
512 26(1):5-6.
- 513 Villamarín-J., F., and Suarez, E. 2007. Nesting of the Black caiman (*Melanosuchus niger*)
514 in northeastern Ecuador. *Journal of Herpetology* 41(1):164–167.
- 515 Wantzen, K.M. and Junk, W.J. 2000. The importance of stream-wetland-systems for
516 biodiversity: A tropical perspective. In B. Gopal, W.J. Junk and J.A. Davies (Eds.)
517 *Biodiversity in Wetlands: Assessment, Function and Conservation*, pp. 11-34.
518 Backhuys Publishers. Leiden, The Netherlands.
- 519 Ward J.V., Tockner, K., and Schiemer, F. 1999. Biodiversity of floodplain river
520 ecosystems: Ecotones and Connectivity. *Regulated Rivers: Research and Management*
521 15: 125-139.

522 Webb, G.J.W., Messel, H., Magnusson, W.E. 1977. The Nesting of *Crocodylus porosus* in
523 Arnherm Land, Northern Australia. *Copeia* 2:238-249.

524 Webb, G.J.W., Buckworth, R. and Manolis, S.C. 1983. *Crocodylus johnstoni* in the
525 McKinlay river, N. T. VI. Nesting Biology. *Australian Wildlife Resources* 10:607-
526 637.

527

528

529

TABELAS

530

Tabela 1. Critérios utilizados para determinar o destino do ninho e identificar as causas.

531

532

Marcas encontradas no ninho	Estado e localização das cascas dos ovos	Destino do ninho	Causa
Galhos cortados com terçada, pegadas, ninho aberto e espalhado.	Não são encontradas cascas, os ovos são levados inteiros.	Predado	Humano
Buraco até a câmara de ovos.	Espalhadas até 30m longe do ninho.	Predado	Jacurarú**
Ninho aberto e espalhado, pegadas, arranhões em árvores próximas.	Permanecem perto do ninho.	Predado	Onça-pintada**
Ninho aberto e espalhado.	Espalhadas longe do ninho, encontradas geralmente embaixo dos galhos das árvores.	Predado	Macaco-prego**
Ninho aberto e espalhado, geralmente os filhotes permanecem perto.	Permanecem no ninho, mas são encontradas trituradas finamente.	Eclodido	Fêmea do ninho**
Ninho molhado, material decomposto.	Ovos decompostos, de cor preta permanecem dentro do ninho.	Inundado	Água

533

**Fonte: J. Thorbjarnarson, com. pess.; Da Silveira et al., no prelo; Da Silveira & Thorbjarnarson, 1997.

534

535

536

LEGENDAS DAS FIGURAS

537 **Figura 1.** Localização da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá na
538 Amazônia legal brasileira (Destaque na área cinza no quadro superior). A área de estudo
539 compreende a porção sudeste do Paraná do Aranapu, entre os rios Solimões e Japurá.

540

541 **Figura 2.** Análise de caminhos ilustrando os efeitos indiretos do tamanho da fêmea sobre a
542 massa da postura. Os números representam os coeficientes do caminho derivados de
543 coeficientes padronizados de regressão e indicam a magnitude do efeito indicado pela seta.
544 Os números nas setas tracejadas indicam os efeitos indiretos calculados multiplicando os
545 coeficientes ao longo das setas. Os asterísticos mostram as relações que foram
546 estatisticamente significativas.

547 **Figura 3.** Influência do Índice de Estabilidade do espelho d'água (IEEA) na abundância de
548 ninhos nos corpos hídricos.

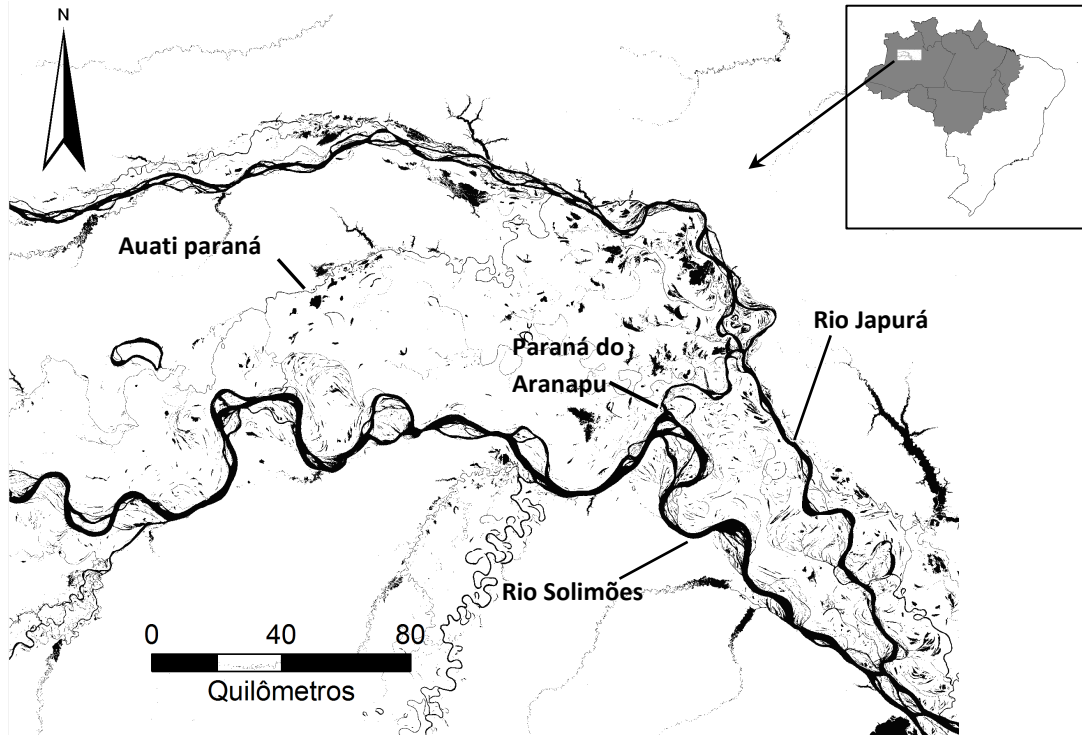
549 **Figura 4.** Cota d'água de seis corpos hídricos no setor Jarauá e data estimada de eclosão
550 dos ovos, entre setembro 2007 e setembro 2008.

551

552

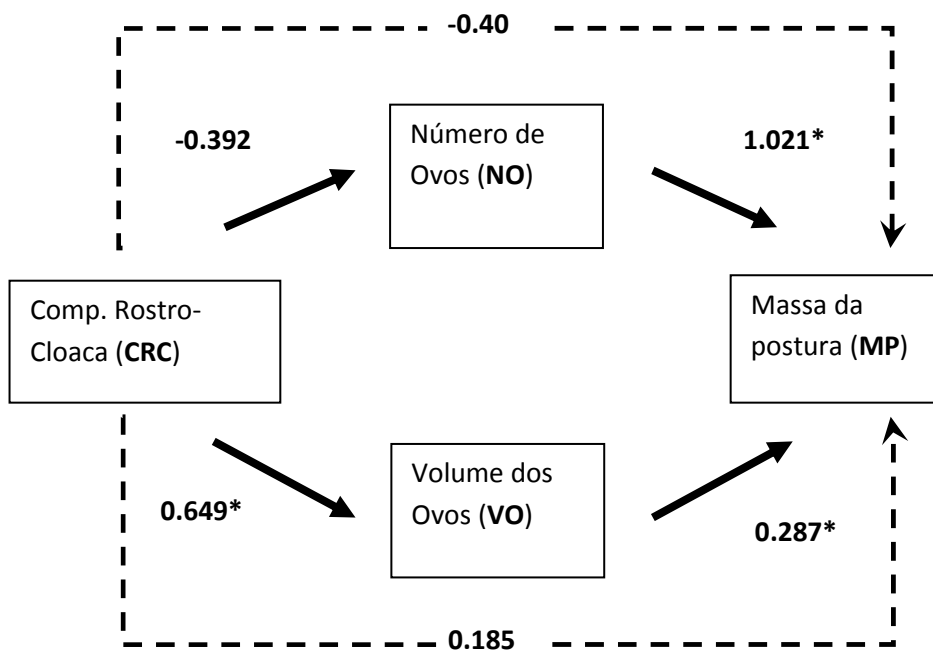
553 **FIGURAS**

554



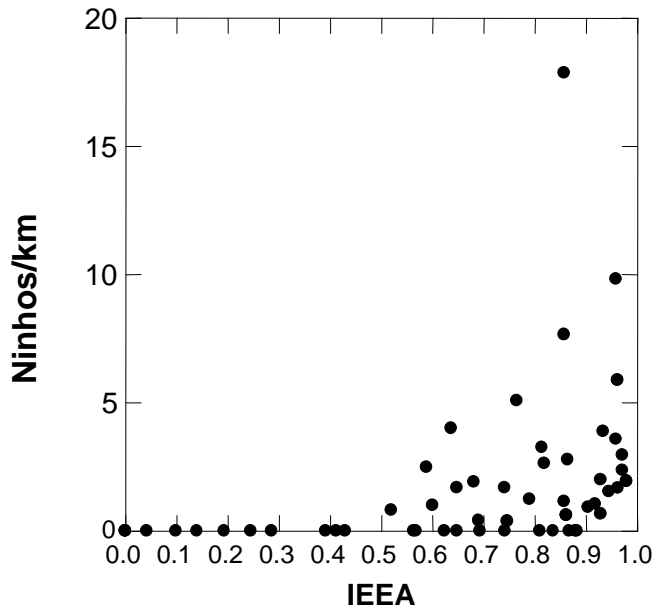
555

556 **Figura1**



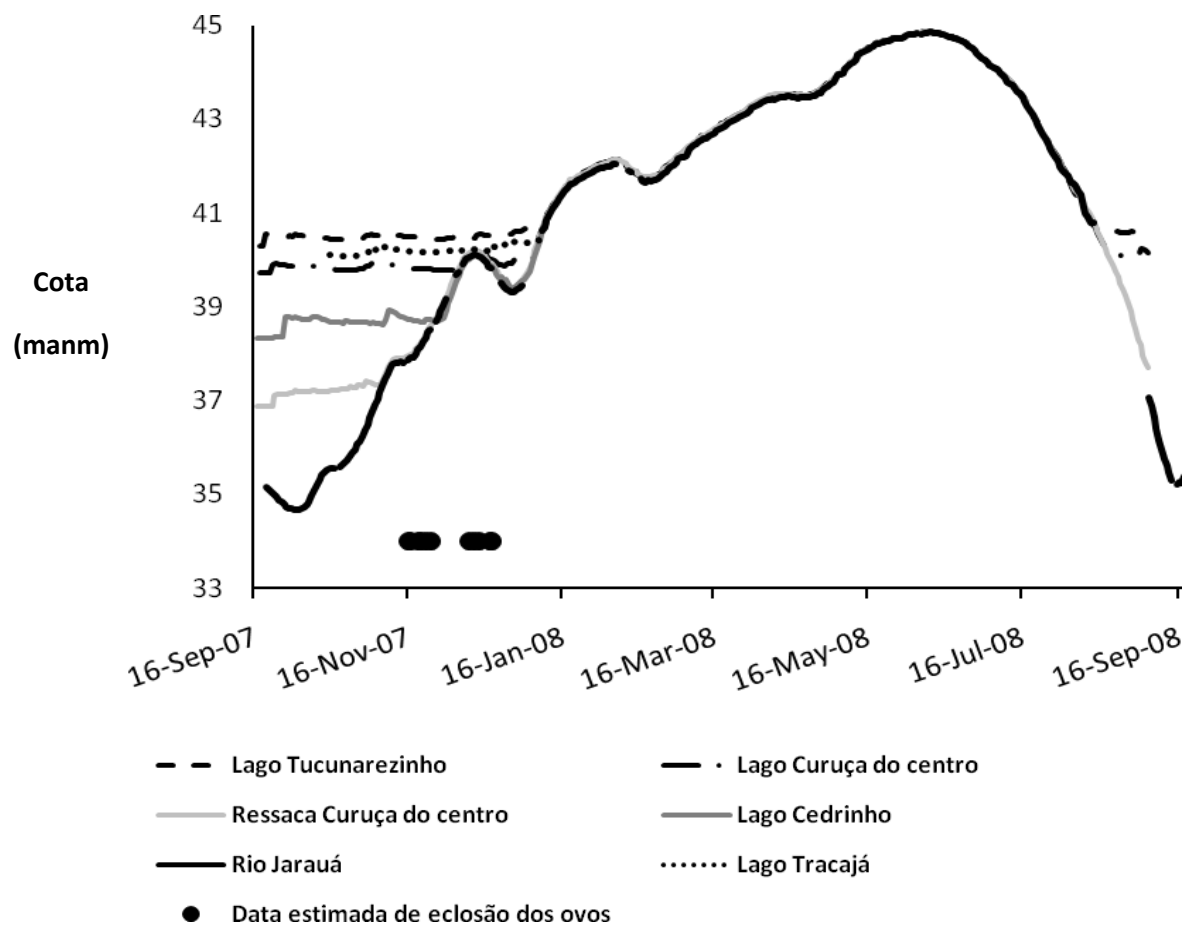
557

558 **Figura 2**



559

560 **Figura 3.**



561

562

563 **Figura 4.**

Artigo II

30 Agosto 2009
Francisco Villamarín-J.
INPA
Av. Andre Araújo 2936
franciscovillamarin@yahoo.com.ar

RH: Villamarín-J. *et al.*• Modelagem dos Sítios de Nidificação do jacaré-açu

Modelagem dos sítios de nidificação do jacaré-açu em uma floresta de várzea da Amazônia Central, Brasil

FRANCISCO VILLAMARIN-J.¹, *Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia INPA*,
CPEC, Av. André Araújo 2936, CP 478, Manaus, Brasil

¹ Email: franciscovillamarin@yahoo.com.ar

564 WILLIAM E. MAGNUSSON, *Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia INPA*, CPEC,
565 Av. André Araújo 2936, CP 478, Manaus, Brasil

566 JOHN B. THORBJARNARSON, *Wildlife Conservation Society*, POBox 357520,
567 Gainesville Florida 32635, USA.

568 BRUCE W. NELSON, *Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia INPA*, CPEC, Av.
569 André Araújo 2936, CP 478, Manaus, Brasil

570 ROBINSON BOTERO-ARIAS, *Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá*
571 *IDSM*. Tefé, Brasil

572 *The Journal of Wildlife Management: 00(0): 000-000, 200X*

573

574 O jacaré-açu, *Melanosuchus niger*, é uma das quatro espécies de crocodilianos que
575 habitam a Bacia Amazônica, mas seu centro de ocorrência está associado principalmente
576 com ambientes interiores de várzea que favorecem a manutenção de grandes populações da
577 espécie (Da Silveira 2002).

578 Para garantir a manutenção das populações do jacaré-açu dentro de qualquer tipo de
579 empreendimento de manejo, é necessário localizar geograficamente as áreas de nidificação
580 e assegurar a sua proteção. Embora as relações entre a nidificação de *M. niger* com tipos de
581 vegetação específicos não são claras, ao contrário do que acontece, por exemplo, com
582 *Crocodylus porosus* (Webb *et al.* 1977, 1983; Magnusson *et al.* 1978, 1980, Magnusson
583 1980), existem evidências de que os ninhos do jacaré-açu estão associados principalmente
584 a corpos hídricos com regimes hidrológicos relativamente estáveis durante a fase terrestre
585 da várzea (Da Silveira e Thorbjarnarson 1997; Este estudo, Capítulo I). Essa associação
586 oferece a oportunidade de localizar os sítios apropriados para nidificar utilizando
587 sensoriamento remoto de livre acesso. Na Austrália, Harvey e Hill (2003) modelaram os
588 sítios apropriados para nidificação de *Crocodylus porosus* através de sobreposições
589 booleanas em imagens de satélite, baseado nas relações dos ninhos da espécie e seu
590 ambiente. No entanto, aquele modelo não foi validado, e sua capacidade preditiva é
591 desconhecida; isso dificulta a aplicabilidade e comparação dos modelos (Pearce e Ferrier
592 2000).

593 O objetivo do presente estudo foi aplicar informações geradas em campo sobre as
594 relações dos ninhos do jacaré-açu com seu ambiente (hidrologia e uso dos diferentes tipos
595 de fitofisionomias) na modelagem das áreas adequadas para nidificar dentro do sistema
596 hídrico da várzea da reserva Mamirauá. Para isso, aproveitamos as vantagens das imagens
597 do sensor orbital Landsat TM5 relacionadas à abrangência geográfica, resolução espacial e

598 acessibilidade para combiná-las com os avanços na capacidade preditiva dos modelos de
599 distribuição de espécies.

600 Os modelos de distribuição de espécies, também conhecidos como modelos de nicho
601 ecológico, nicho ambiental ou adequação de habitat (Pearson 2007), estão baseados no
602 conceito multidimensional do nicho de Hutchinson (1957) e representam uma aproximação
603 ao nicho ecológico da espécie nas dimensões ambientais examinadas (Phillips *et al.* 2006).
604 Portanto, o termo “modelos de distribuição de espécies”, embora amplamente usado, pode
605 ser enganoso, pois o que realmente é modelado é a distribuição dos ambientes com
606 condições adequadas para as espécies (Pearson 2007).

607 Estes modelos relacionam os registros de ocorrência dos indivíduos com informações
608 de variáveis ambientais para identificar as condições mais apropriadas em que as
609 populações são mantidas (Peterson 2001; Soberon & Peterson 2005; Pearson 2007). Essas
610 condições ambientais são posteriormente projetadas no espaço geográfico e, assim, são
611 identificadas as áreas geográficas em que a presença da espécie é predita pelo modelo
612 (Phillips *et al.* 2006). O produto final é um mapa com valores contínuos de adequação de
613 hábitat para a espécie. As aplicações mais comuns têm sido as de modelar a distribuição
614 geográfica das espécies para acelerar o processo de descoberta de novas espécies
615 (Raxworthy *et al.* 2003), predizer invasões de espécies (Higgins *et al.* 1999; Peterson and
616 Vieglais 2001; Peterson 2003; Thuiller *et al.* 2005), ou apoiar a seleção de reservas e áreas
617 prioritárias para conservação (Araújo e Williams 2000; Ferrier *et al.* 2002; Leathwick *et al.*
618 2005). No entanto, a abordagem do presente estudo constitui um desafio no detalhe da
619 capacidade preditiva dos modelos de distribuição de espécies, por restringir a modelagem
620 exclusivamente à distribuição dos sítios apropriados para nidificação. Dessa forma, na
621 presente abordagem tanto a escala quanto a resolução espacial utilizadas são menores das
622 que normalmente são usadas para modelar a área total de distribuição das espécies,

623 precisando um nível de detalhe maior. Utilizando os ninhos estudados como registros de
624 ocorrência e, como variáveis ambientais, àquelas que sabemos que influenciam a
625 ocorrência de ninhos, o propósito final é modelar o nicho de nidificação de *Melanosuchus*
626 *niger* e criar um mapa da distribuição das áreas com as condições mais adequadas para
627 nidificar dentro da RDS Mamirauá.

628 O modelo de Máxima Entropia (Maxent) é uma aproximação geral para modelagem de
629 distribuições de espécies com registros de presença, apropriado para todas as aplicações
630 existentes que envolvam apenas dados sobre a presença de espécies (Phillips *et al.* 2006).
631 Os algoritmos de Maxent foram eleitos nesta abordagem pelas seguintes razões: 1) utiliza
632 apenas dados de presença e evita os problemas gerados pelo uso de registros de falsas
633 ausências (Hirzel *et al.* 2002); 2) as variáveis ambientais podem utilizar dados contínuos e
634 categóricos; 3) providencia análises da influência relativa de cada variável no modelo e; 4)
635 tem demonstrado um desempenho preditivo melhor do que outros modelos (Elith *et al.*
636 2006; Pearson *et al.* 2007; Phillips *et al.* 2006).

637 **ÁREA DE ESTUDO**

638 O presente trabalho foi desenvolvido na porção sudeste da RDS Mamirauá (a
639 denominada área focal), localizada aproximadamente 600 km a oeste da cidade de Manaus
640 (Ver mais detalhes sobre localização da reserva no Capítulo I). A área focal está
641 subdividida em oito setores políticos. O estudo foi desenvolvido principalmente nos setores
642 Jarauá e Mamirauá.

643 A RDS Mamirauá está formada inteiramente por planícies de várzea, inundadas
644 periodicamente pelas águas carregadas de sedimentos e nutrientes dos rios Solimões e
645 Japurá. As espécies vegetais da várzea estão distribuídas de acordo com o gradiente de
646 inundação (Junk 1989; Ayres 1993). Na época dos níveis mais baixos d'água (a fase

647 terrestre da várzea, geralmente entre setembro e finais de novembro), é observado um
648 zoneamento da vegetação terrestre e semiaquática ao longo do gradiente de inundação nas
649 margens de alguns corpos hídricos. As plantas anuais ocupam o nível inferior (i.e. as áreas
650 de solo exposto), a continuação localizam-se as plantas perenes (e.g. *Paspalum* spp,
651 *Echinochloa polystachya*) e finalmente as florestas de várzea (Junk e Piedade 1997). Por
652 outro lado, durante o pico da fase aquática da várzea (a época com os níveis d'água mais
653 altos), a maior parte dos corpos hídricos conectan-se formando um único corpo hídrico e as
654 fitofisionomias da várzea permanecem inundadas por períodos de tempo variáveis.

655 As florestas de várzea têm sido classificadas em dois tipos principais que refletem a
656 altura média de inundação. As florestas de várzea alta ocorrem em áreas com alturas
657 menores aos 3m de inundação, e a várzea baixa localizada em áreas com mais de 3m de
658 inundação. Dentro da várzea baixa, é reconhecido o chavascal que é um tipo especial de
659 floresta influenciado por estresse hídrico ao longo do ano por estar localizado em
660 depressões topográficas que não drenam (Wittmann *et al.* 2002). Em lagos isolados de
661 várzea que experimentam apenas pequenas mudanças no nível d'água, são freqüentemente
662 desenvolvidas ilhas de plantas flutuantes (Junk e Piedade 1997). Suspeita-se que a
663 distribuição de ninhos de *M. niger* pode estar relacionada com a distribuição de vegetações
664 com diferentes fitofisionomias, como acontece em outras espécies de crocodilianos como
665 *Crocodylus porosus* (Webb *et al.* 1977, 1983; Magnusson *et al.* 1978, 1980; Magnusson
666 1980).

667

668

669

670

671 **METODOLOGIA**

672 **Coleta de Dados em Campo**

673 Com a ajuda de um assistente local, procuramos os ninhos de jacaré-açu nas
674 temporadas de nidificação de 2007 e 2008, percorrendo a pé o perímetro total de 66 corpos
675 hídricos (principalmente lagos e canais) da Reserva Mamirauá.

676 O jacaré-açu constrói ninhos a distâncias médias de aproximadamente dois metros fora
677 d'água em sentido horizontal (Da Silveira *et al.* no prelo; Esse estudo, Capítulo I).
678 Realizamos as procuras de ninhos numa faixa de até 20m fora d'água, dentro da floresta
679 para garantir o encontro da maioria dos ninhos de cada lago. Em corpos hídricos com solo
680 exposto nas margens, em que a floresta se encontra mais afastada da interface terra-água, a
681 faixa de procura foi maior para abranger também as áreas dentro da floresta.

682 Georreferenciamos cada ninho encontrado e medimos a altura da marca d'água no
683 tronco das árvores próximas ao ninho. Essa medida representa a altura de inundação da
684  ltima temporada d'águas altas e está relacionada ao tipo de hábitat em que o ninho estava
685 localizado (várzea alta, várzea baixa ou chavascal).

686 Durante as procuras de ninhos na temporada 2007, quantificamos a proporção linear de
687 cada tipo de habitat nas margens dos corpos hídricos, contando os passos percorridos em
688 cada tipo de hábitat utilizando um contador mecânico manual.

689 A rela o entre a ocorrência de ninhos e a estabilidade sazonal do espelho d'água dos
690 corpos hídricos foi explorada utilizando modelos de regressão logística. Posteriormente,
691 nos lagos com ninhos presentes, determinamos se a abundância de ninhos por km linear e
692 número total de ninhos estavam relacionados com a proporção de cada tipo de hábitat nas
693 margens, utilizando regressões múltiplas.

694 Construção do Modelo

695 *Registros de ocorrência.*- Dos 231 registros de ninhos de jacaré-açu obtidos nas duas
696 temporadas de nidificação (2007-2008), utilizamos apenas 85 para evitar pseudo replicação
697 espacial entre os pontos. Em lagos com altas abundâncias de ninhos, usamos um máximo
698 de seis registros por lago, com no mínimo 60 metros de distância entre eles. A área
699 modelada compreendeu as 260.000 ha que compõem a área focal da RDS Mamirauá; a
700 resolução espacial utilizada foi o tamanho do pixel original das imagens Landsat (30m).
701 Criamos três modelos de acordo com a disposição espacial dos conjuntos de treinamento e
702 de validação dos registros: 1) modelo “Latitude”: 55 registros para treino e 30 para teste,
703 cada conjunto foi intercalado espacialmente a cada 3 minutos de latitude; 2) modelo
704 “Setor”: 66 registros para treino no setor Jarauá e 19 para teste no setor Mamirauá; e, 3)
705 modelo “Acaso”: 20% dos dados foram escolhidos por Maxent ao acaso para teste (Figura
706 1).

707 *Área de modelagem.* - A nidificação do jacaré-açu acontece sempre associada às margens
708 de corpos hídricos permanentes. As áreas isoladas por barreiras de dispersão para os
709 organismos devem ser removidas da modelagem para evitar previsões em áreas onde a
710 espécie não é esperada (Peterson *et al.* 1999; 2002). Portanto, mascaramos toda a área
711 localizada a uma distância maior de 120m das margens d’água aberta devido a que não
712 esperamos prever ninhos localizados a distâncias maiores. Essas margens foram obtidas
713 a partir de uma imagem Landsat da fase aquática adquirida o dia 24 de julho de 2007.

714 *Variáveis ambientais.*- O nível de detalhe necessário na presente abordagem demandou
715 que as variáveis ambientais utilizadas fossem capazes de diferenciar entre corpos hídricos
716 muitas vezes menores que 1 ha e raramente maiores que 5 ha, separados por poucas
717 centenas de metros, mas com condições para nidificar totalmente diferentes. Portanto, as

718 variáveis comumente utilizadas em modelagem de distribuições de espécies como
719 precipitação ou temperatura, não seriam úteis e, assim, algumas das camadas de variáveis
720 ambientais tiveram que ser criadas com informação obtida a partir de imagens de satélite
721 da área de estudo. Todas as camadas foram reamostradas para ficar com uma resolução
722 espacial de 30m, que é a mesma resolução das imagens Landsat que utilizamos. As
723 variáveis utilizadas na modelagem foram as seguintes:

724 1) **IEEA**. Índice de Estabilidade do espelho d'água. Criado utilizando duas imagens do sensor
725 Mapeador Temático, com três bandas na faixa óptica do espectro, a bordo da plataforma
726 orbital Landsat 5, adquiridas em: 24 de julho (fase aquática) e 10 de setembro (fase
727 terrestre) de 2007. Através de Classificações Supervisionadas no programa IDRISI
728 Kilimanjaro, selecionamos todos os corpos hídricos da área de estudo. Calculamos a área
729 do espelho d'água para cada lago em ambas as fases. O IEEA é a razão entre a área do
730 espelho d'água na fase terrestre (AT) e a correspondente área na fase aquática (AA).
731 $IEEA = AT/AA$. Valores IEEA mais próximos a 1 correspondem a corpos hídricos com um
732 espelho d'água relativamente estável.

733 2) **ALOS**. Variável categórica que constitui uma classificação dos tipos de cobertura do solo
734 (Hess, não publ.). A camada foi criada a partir de um mosaico de imagens do sensor orbital
735 ativo de microondas da banda L, ALOS (Advanced Land Observing Satellite) de três datas
736 diferentes em 2007: 14 de junho, 30 de julho e 30 de outubro.

737 3) **NDVI**. Índice de vegetação por diferença normalizada (Rouse *et al.* 1973). É uma medida
738 da cobertura de vegetação, as áreas com pouca ou nenhuma vegetação são também
739 facilmente identificadas. Criada utilizando as bandas de comprimento de onda vermelho
740 (RED) e infravermelho próximo (NIR) da imagem Landsat da fase terrestre. $NDVI = (NIR -$
741 $RED) / (NIR + RED)$.

- 742 4) **SRTM**. Modelo de elevação digital da Shuttle Radar Topography Mission, com resolução
743 espacial original de 90m.
- 744 5) **SLOPE**. Camada de declividade criada a partir do modelo de elevação digital SRTM.

745 **RESULTADOS**

746 Analisamos uma amostra de ninhos de jacaré-açu localizados em 44 corpos hídricos
747 durante as temporadas de nidificação de 2007 (n=148) e 2008 (n=83). As maiores
748 proporções destes (45%) localizaram-se na várzea baixa, proporções menores foram
749 encontradas em habitats como chavascal (20%, n), macrófitas aquáticas flutuantes (19%,)
750 e várzea alta (13,4%). Localizamos somente dois ninhos (0,87%) no solo exposto.

751 Regressões múltiplas de mínimos quadrados utilizando os registros de lagos com ninhos
752 presentes ($R^2 = 0,36$, $N=16$), não detectaram relações entre a abundância de ninhos e a
753 proporção de várzea alta ($p=0,95$), várzea baixa ($p=0,67$), chavascal ($p=0,44$) ou
754 macrofitas aquáticas flutuantes ($p=0,36$).

755 Um modelo de regressão logística indicou que a ocorrência de ninhos nos corpos
756 hídricos, para ambas as temporadas de nidificação, foi influenciada positivamente pelo
757 índice de estabilidade do espelho d'água IEEA ($P= 0,002$), mas o limiar de ocorrência de
758 ninhos foi diferente entre setores. No setor Jarauá não encontramos ninhos em lagos com
759 valores do IEEA $<0,65$, enquanto que no setor Mamirauá, localizamos ninhos em lagos
760 com espelhos d'água mais variáveis, sendo que 36% dos lagos com ninhos apresentaram
761 valores do IEEA entre 0,52 e 0,65 (Figura 2).

762 De acordo com as previsões dos modelos Maxent, as áreas mais propícias para o
763 jacaré-açu nidificar são principalmente as margens de lagos interiores que apresentam alta
764 estabilidade do espelho d'água (Figura 3 a, b e c). Nos três modelos Maxent, a variável que
765 mais contribuiu foi o Índice de estabilidade do espelho d'água (IEEA) com um ganho entre

766 82,3 e 83,3%. O mapa de cobertura do solo (ALOS) foi a segunda variável em
767 importância, com um ganho nos modelos entre 9 e 13%. As variáveis declividade
768 (SLOPE), índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) e elevação (SRTM)
769 apresentaram contribuições entre 0.5 e 4% do ganho.

770 Os testes de jackknife para determinar a importância das variáveis dentro dos modelos
771 Maxent indicaram que tanto para os dados de treino quanto para os de teste, a variável com
772 o ganho mais alto foi IEEA que apresentou a informação mais útil por si só. Essa variável
773 causou também a maior diminuição do ganho nos modelos quando foi omitida.

774 O desempenho preditivo dos modelos foi bastante satisfatório de acordo com os
775 delimitamentos de Swets (1988), apresentando valores de AUC (Area Under the ROC
776 Curve) superiores a 0,99 para os três modelos, tanto para os dados de treino quanto para os
777 de teste.

778 Nas avaliações dependentes de limiar, o limiar de ocorrência mais alto encontrado nos
779 três modelos correspondeu 0,43 e 0,51. A escolha de um determinado limiar depende dos
780 objetivos da modelagem e suas aplicações potenciais; na abordagem do presente trabalho,
781 estamos interessados em identificar as áreas com alto valor de conservação (i.e. sítios
782 apropriados para nidificar). Portanto, utilizamos o limiar mais alto encontrado para
783 restringir as áreas de nidificação preditas pelo modelo àquelas com as maiores
784 probabilidades de adequação de habitat. As taxas de omissão (chamadas também de falsos
785 negativos: predição de sítios não apropriados em áreas onde há registros de ocorrência)
786 mais baixas nos dados de teste foram obtidas no modelo ao acaso (0,059). Nos modelos
787 “latitude” e “setor”, encontramos taxas de omissão de 0,33 e 0,53, respectivamente.

788

789

790 **DISCUSSÃO**

791 Os ninhos de *Melanosuchus niger* na várzea de Mamirauá estão associados a corpos
792 hídricos cujo espelho d'água permanece relativamente estável e, portanto, as margens não
793 apresentam solo exposto. Os modelos de regressão logística, múltipla e Maxent indicaram
794 que a estabilidade do espelho d'água é um bom preditor de ocorrência de ninhos nos lagos,
795 e que as outras variáveis associadas com a variação do hábitat dentro do lago têm pouco
796 poder de previsão de presença de ninhos ou da sua abundância relativa em lagos com
797 ninhos.

798 Em corpos hídricos com uma marcada variação da área do espelho d'água, a retração
799 d'água na fase terrestre ocasiona a formação de margens de solo exposto. Uma vez que
800 aparecem, estas margens são progressivamente colonizadas por vegetação herbácea anual
801 que posteriormente morre com a inundação (Junk e Howart-Williams 1984). As fêmeas de
802 jacaré-açu evitam construir os ninhos nessas margens, possivelmente, pela ausência de
803 material orgânico para a construção dos ninhos, ou porque essas áreas inundam
804 prematuramente quando o nível d'água começa a aumentar na fase aquática.

805 Além do risco dos ninhos serem inundados, os regimes térmicos das margens de solo
806 exposto possivelmente impõem pressões que inviabilizam a nidificação. A localização dos
807 sítios de nidificação é influenciada pelas características térmicas do lugar (Lang 1987); nas
808 margens de solo exposto, a radiação solar incide diretamente e não existe proteção da
809 sombra das florestas. Outro fator limitante nesse tipo de margens é a ausência d'água
810 permanente para a fêmea ficar próxima ao ninho. Nos lagos sem beiras de solo exposto, as
811 margens da floresta fazem divisa com as margens d'água aberta, possibilitando a
812 construção dos ninhos em lugares firmes embaixo da sombra das árvores e ainda muito
813 próximos das margens d'água permanente. Cott (1961) considerou que a escolha dos sítios

814 de nidificação de *Crocodylus niloticus* foi governada por três fatores: 1) solo com
815 suficiente profundidade para enterrar os ovos (no caso daquela que é uma espécie que faz
816 buracos para nidificar, porém, em espécies que constróem montículos de material vegetal,
817 a escolha de um lugar apropriado pode estar relacionada, entre outras coisas, com a
818 disponibilidade desse material), 2) sombra próxima ao ninho para a fêmea se proteger do
819 calor do dia e 3) acesso à água permanente.

820 As abundâncias de ninhos nos lagos não foram explicadas pelas proporções do tipo de
821 hábitat das margens. Altas abundâncias estão possivelmente relacionadas com aspectos
822 sociais provocados pela disponibilidade de sítios aptos para nidificar, e não com a escolha
823 de tipos de vegetação específicos. Nidificação gregária tem sido comumente encontrada
824 em crocodilianos (Cott 1961; Seijas e Chavez 2002; Platt e Thorbjarnarson 2000) e se
825 pensa que ocorre quando os ambientes adequados para nidificar são limitados
826 (Thorbjarnarson 1989). Existem pelo menos três corpos hídricos não adequados para
827 nidificar próximos ao lago com as abundâncias de ninhos mais altas encontradas nesse
828 estudo. Estes corpos hídricos estão conectados com um canal próximo ao lago. Registros
829 de marcas feitas por jacarés atravessando uma distância aproximada de 40m dentro da
830 floresta, desde o canal até o lago, sugerem que algumas das fêmeas que nidificam no lago
831 provêm de outros corpos hídricos, possivelmente com condições menos apropriadas para
832 nidificar.

833 As diferenças nas taxas de omissão geradas entre as três configurações de modelos
834 Maxent sugerem que a capacidade preditiva destes foi influenciada pela forma de dividir
835 os registros entre treino e teste. Quando o modelo foi treinado em um setor e testado em
836 outro diferente, foram geradas altas taxas de predição de sítios não apropriados em áreas
837 onde houve registros de ocorrência (omissão). Isto está possivelmente relacionado a uma
838 alta heterogeneidade ambiental presente entre setores e, portanto, à maior tolerância da

839 espécie para nidificar em lagos menos estáveis no setor de teste. Assim, a informação
840 utilizada para treinar o modelo não foi variável o suficiente para captar a heterogeneidade
841 ambiental relacionada com a nidificação da espécie em toda a área de estudo. Pelo
842 contrário, quando os registros de treino foram mais bem espalhados latitudinalmente as
843 taxas de omissão diminuíram. Isso sugere que é necessária precaução na hora de extrapolar
844 estes modelos em áreas diferentes, especialmente quando o modelo é treinado em áreas que
845 não abrangem a heterogeneidade ambiental necessária para nidificar. No entanto, os
846 valores de AUC altos sugerem que dentro da área focal estes modelos podem ser úteis no
847 planejamento de estratégias de conservação e manejo da espécie. Peterson *et al.* (2007)
848 documentaram as limitações de Maxent na transferibilidade (i.e. a capacidade para prever
849 distribuições em regiões não amostradas). Naquele estudo que abrange uma área
850 continental, Maxent reconstruiu as distribuições das espécies em limiares de ocorrência
851 baixos, um resultado também observado no presente estudo. Os modelos apresentados aqui
852 têm pouco poder de transferibilidade e devem ser utilizados sob uma visão dinâmica em
853 que o modelo é constantemente calibrado sob a luz de novas informações para abranger
854 toda a heterogeneidade ambiental para nidificar.

855 Segundo as previsões de Maxent, em termos gerais, os locais não adequados para
856 nidificar são principalmente as margens de lagos com uma marcada variação do espelho
857 d'água e com solo exposto na fase terrestre. Através de um manejo baseado nas dinâmicas
858 “fonte-sumidouro”, sugerido como sustentável na área de estudo, os corpos hídricos não
859 apropriados para nidificar poderiam ser considerados como locais de abate seletivo, pois
860 são áreas de dispersão de machos principalmente subadultos e adultos (Da Silveira e
861 Thorbjarnarson 1999). Populações sob pressão de caça de diferentes espécies de
862 crocodilianos também apresentam sistemas fonte-sumidouro, com a maioria de indivíduos

863 reprodutivos presentes em áreas pouco acessíveis para caçadores (Joanen e McNease 1987;
864 Campos *et al.* 2006).

865 A sustentabilidade dentro de qualquer empreendimento no manejo do jacaré-açu na
866 reserva Mamirauá e na várzea da Amazônia Central vai depender, entre outras coisas, da
867 capacidade para proteger os sítios de nidificação. O aproveitamento dos recursos
868 pesqueiros na Reserva Mamirauá é levado a cabo através de um sistema de zoneamento
869 entre as áreas de uso e as de preservação permanente (Queiroz e Sardinha 1999). Esse
870 sistema pode ser pouco eficiente para proteger os sítios de nidificação do jacaré-açu.
871 Muitos dos corpos hídricos dentro da zona de preservação permanente são áreas pouco
872 aptas para nidificar, enquanto que muitas outras áreas adequadas para ninhos estão fora dos
873 limites de preservação permanente. Além do mais, nossas observações sugerem que os
874 ribeirinhos coletam os ovos de jacarés inclusive em lagos preservados (Capítulo I) e, em
875 lagos sujeitos a manejo, existe mortalidade incidental de jacarés adultos, presumivelmente
876 fêmeas, relacionada às atividades de pesca principalmente do pirarucu (*Arapaima gigas*)
877 (Obs. pess.). O zoneamento das áreas de uso e de preservação permanente para o manejo
878 de jacaré-açu deveria estar baseado na adequação dos corpos hídricos para nidificar. No
879 entanto, se o aproveitamento de pirarucu coincide com os corpos hídricos em que o jacaré-
880 açu nidifica, esse zoneamento também pode ser pouco eficiente para proteger essas áreas
881 importantes na manutenção das populações. Portanto, as estratégias de manejo e
882 monitoramento de jacaré-açu precisam ser planejadas em conjunto com as do pirarucu.

883 A conservação dos recursos naturais está sendo entendida progressivamente de uma
884 forma mais holística (Magnusson 1995). A competência para manejar os recursos naturais
885 em níveis de abrangência de grande escala vai depender, entre outras coisas, da capacidade
886 de utilizar ferramentas que permitam enxergar processos ecológicos nessas mesmas
887 escalas. Devido à grande complexidade natural presente nos processos ecológicos, os

888 modelos criados para sintetizar essa complexidade, por definição, nunca serão corretos,
889 porém a sua relevância radica na sua utilidade. O presente modelo pode ser muito útil no
890 planejamento de estratégias de conservação, monitoramento e manejo do jacaré-açu na
891 área de estudo partindo de uma visão dinâmica em que o modelo é calibrado
892 constantemente sob a luz de novas informações que permitam aperfeiçoa-lo. Dessa forma,
893 os programas de monitoramento de ninhos podem ser baseados nesse modelo para
894 optimisar o uso de recursos de pesquisa, e, por outro lado, chegar a obter estimativas
895 razoáveis da produção de ninhos nos lagos, subsídio importante no delineamento dos
896 programas de manejo da espécie na área de estudo.

897

898 **LITERATURA CITADA**

- 899 Araújo, M. B., and P.H. Williams. 2000. Selecting areas for species persistence using
900 occurrence data. *Biological Conservation*. 96:331-345.
- 901 Ayres, J. M. 1993. As Matas de Várzea do Mamirauá. Sociedade Civil Mamirauá (ed.).
902 Estudos de Mamirauá, Vol. 1.
- 903 Campos, Z., M. Coutinho, G. Mourão, P. Bayliss, and W.E. Magnusson. 2006. Long
904 distance movements by *Caiman crocodilus yacare*: Implications for management of
905 the species in the Brazilian Pantanal. *Herpetological Journal* 16:123-132.
- 906 Cott, H. B. 1961. Scientific results of an inquiry into the ecology and economic status of
907 the Nile crocodile *Crocodylus niloticus* in Uganda and Northern Rhodesia.
908 *Transactions of the Zoological Society of London* 29(21):1-337.
- 909 Da Silveira, R. 2002. Conservação e manejo do jacaré-açu (*Melanosuchus niger*) na
910 Amazônia brasileira. Pages 61-78. in L.M. Verdade and A. Larriera (Eds.).
911 Conservação e Manejo de Jacarés e Crocodilos da América Latina – La Conservación
912 y el Manejo de Caimanes y Cocodrilos de América Latina. CN Editora. Piracicaba,
913 São Paulo.
- 914 Da Silveira, R., and J. Thorbjarnarson, 1997. Nesting Biology of caiman in the Mamirauá
915 reserve. Unpublished report to SCM.
- 916 Da Silveira, R., and J. Thorbjarnarson, 1999. Conservation implications of commercial
917 hunting of black and spectacled caiman in the Mamirauá Sustainable Development
918 Reserve, Brazil. *Biological Conservation* 88:103-109.
- 919 Da Silveira, R., E.E. Ramalho, J. Thorbjarnarson, and W.E. Magnusson. No prelo.
920 Depredation by jaguars on caimans and importance of reptiles in the diet of jaguar.
921 *Journal of Herpetology*.
- 922 Elith, J., C. Graham, and the NCEAS Species Distribution Modeling Group. 2006. Novel
923 methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*
924 29:129-151.
- 925 Ferrier, S., G. Watson, J. Pearce, and Drielsma 2002. Extended statistical approaches to
926 modelling spatial pattern in biodiversity in northeast new south wales. I. Species-level
927 modelling. *Biodiversity and Conservation* 11:2275-2307.
- 928 Harvey, K.R. and G.J.E. Hill. 2003. Mapping the nesting habitats of saltwater crocodiles
929 (*Crocodylus porosus*) in Mellaca Swamp and Adelaide River wetlands, Northern
930 Territory: an approach using remote sensing and GIS. *Wildlife Research* 30:365-375.
- 931 Higgins, S.I., D.M. Richardson, R.M. Cowling, and T.H. Trinder-Smith. 1999. Predicting
932 the landscape-scale distribution of alien plants and their threat to plant diversity.
933 *Conservation Biology* 13:303-313.
- 934 Hirzel, A.H., J. Hausser, D. Chessel, and N. Perrin. 2002. Ecological-niche factor analysis:
935 How to compute habitat-suitability map without absence data. *Ecology* 83:2027-2036.

- 936 Hutchinson, G.E. 1957. Concluding remarks. Cold Spring Harbor Symposium on
937 Quantitative Biology. 22:415-457.
- 938 Joanen, T. and L. McNease. 1987. The management of alligators in Louisiana, USA. *in*
939 J.W. Webb, S.C. Manolis and P.J. Whitehead (Eds.). Wildlife Management:
940 Crocodiles and Alligators. Surrey Beatty and Sons Pty Limited. Canberra-Australia.
- 941 Junk, W.J. 1989. Flood tolerance and tree distribution in central Amazonian floodplains.
942 Pages: 47–64. *in* L.B. Holm-Nielsen, I.C. Nielsen, H. Balslev (Eds.), Tropical Forests:
943 Botanical Dynamics, Speciation and Diversity. Academic Press, London.
- 944 Junk, W.J. and C. Howard-Williams, 1984. Ecology of aquatic macrophytes in Amazonia.
945 *in* Sioli (Ed.). The Amazon, Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical
946 River and its Basin. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht.
- 947 Junk, W.J. and M.T. Piedade. 1997. Plant life in the floodplain with special reference to
948 herbaceous plants. *in* Junk (Ed.) The Central Amazon Floodplain. Springer-Verlag
949 Berlin Heidelberg.
- 950 Lang J.W. 1987. Crocodylian Behaviour: Implications for Management. Pages 273-294. *in*
951 J.W. Webb, S.C. Manolis and P.J. Whitehead (Eds.). Wildlife Management: Crocodiles
952 and Alligators. Surrey Beatty and Sons Pty Limited. Canberra-Australia.
- 953 Leathwick, J.R., D. Rowe, J. Richardson, J. Elith and T. Hastie. 2005. Using multivariate
954 adaptive regression splines to predict the distribution of New Zealand's freshwater
955 diadromous fish. *Freshwater Biology* 50:2034-2052.
- 956 Magnusson, W.E. 1980. Habitat required for nesting by *Crocodylus porosus*
957 (Reptilia:Crocodylidae) in Northern Australia. *Australian Journal of Wildlife Research*
958 7:149-156.
- 959 Magnusson, W.E. 1995. A conservação de Crocodylios na América Latina. Pages 5-17.
960 *in* A. Larriera e L. Verdade (Eds.). La Conservación y el manejo de caimanes y
961 cocodrilos de América Latina, Vol. I. Fundación Banco Bica. Santo Tomé, Sta. Fé,
962 Argentina.
- 963 Magnusson, W.E., G.C. Grigg and J.A. Taylor. 1978. An aerial survey of potential nesting
964 areas of the saltwater crocodile, *Crocodylus porosus* Schneider, on the north coast of
965 Arnhem Land, Northern Australia. *Australian Wildlife Research* 5:401-415.
- 966 Magnusson, W.E., G.C. Grigg and J.A. Taylor. 1980. An Aerial Survey of potential
967 nesting areas of *Crocodylus porosus* on the west coast of Cape York Peninsula.
968 *Australian Wildlife Research* 7:465-78.
- 969 Pearce, J. and S. Ferrier. 2000. Evaluating the predictive performance of habitat models
970 developed using logistic regression. *Ecological Modelling* 133:225-245.
- 971 Pearson, R.G. 2007. Species' Distribution Modeling for conservation educators and
972 practitioners. Synthesis. American Museum of Natural History. Available at
973 <http://ncep.amnh.org>.

- 974 Pearson, R.G., C.J. Raxworthy, M. Nakamura and A.T. Peterson. 2007. Predicting species'
975 distributions from small numbers of occurrence records: A test case using cryptic
976 geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography* 34:102-117.
- Peterson, A.T. 2001. Predicting species' geographic distributions based on ecological niche modeling. *The Condor* 103:599–605
- Peterson, A.T. 2003. Predicting the Geography of Species' Invasions via Ecological Niche Modeling. *The Quarterly Review of Biology* 78(4):419-433.
- Peterson, A.T. and Vieglais, D.A. 2001. Predicting species Invasions Using Ecological Niche Modeling: New Approaches from Bioinformatics Attack a Pressing Problem. *BioScience*. 51(5):363–371.
- 977 Peterson, A.T., M. Papes, and M. Eaton. 2007. Transferability and model evaluation in
978 ecological niche modeling: a comparison of GARP and Maxent. *Ecography* 30: 550-
979 560.
- 980 Phillips, S., R.P. Anderson and R.E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of
981 species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190:231–259.
- 982 Platt, S. and J.Thorbjarnarson. 2000. Nesting ecology of the American crocodile in the
983 coastal zone of Belize. *Copeia* 3:869–873.
- 984 Queiroz, H. L. and A.D. Sardinha. 1999. A preservação e o uso sustentado dos pirarucus
985 (*Arapaima gigas*, Osteoglossidae) em Mamirauá. Pages 108-141. *in* H.L. Queiroz e
986 W.R. Crampton (Eds.). Estratégias para manejo de recursos pesqueiros em Mamirauá.
987 Sociedade Civil Mamirauá. CNPq. Brasília.
- 988 Raxworthy, C.J., E. Martinez-Meyer, N. Horning, R.A. Nussbaum, G.E. Schneider, M.A.
989 Ortega-Huerta, and A.T. Peterson. 2003. Predicting distributions of known and
990 unknown reptile species in Madagascar. *Nature* 426, 837-841.
- 991 Rouse, J.W., R.H.Haas, J.A.Schell, and D.W. Deering. 1973: Monitoring vegetation
992 systems in the great plains with ERTS, Third ERTS Symposium, NASA SP-351 I:
993 309-317.
- 994 Seijas, A.E. and C.A. Chávez. 2002. Reproductive status and nesting ecology of the
995 Orinoco crocodile (*Crocodylus intermedius*) in the Cojedes River System, Venezuela.
996 *Vida Silvestre Neotropical* 11(1-2):23-32.
- 997 Soberon, J. and Peterson, T. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological
998 niche and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics* 2:1-10
- 999 Swets, J.A. 1988. Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science* 240:1285-1293.
- 1000 Thorbjarnarson, J. 1989. Ecology of the American crocodile (*Crocodylus acutus*). Pages
1001 228–258 *in* Crocodiles: their Ecology, Management, and Conservation. IUCN The
1002 World Conservation Union. Gland, Switzerland.
- 1003 Thuiller, W., D.M. Richardson, P. Pysek, G.F. Midgley, G.O. Hughes, and M. Rouget.
1004 2005. Niche-based modeling as a tool for predicting the global risk of alien plant
1005 invasions. *Global Change Biology* 11:2234-2250.

- 1006 Webb, G.J.W., H. Messel, W.E. Magnusson. 1977. The nesting of *Crocodylus porosus* in
1007 Arnherm Land, Northern Australia. *Copeia* 2:238-249.
- 1008 Webb, G.J., R. Buckworth and S.C. Manolis 1983. *Crocodylus johnstoni* in the McKinlay
1009 river, N. T. VI. Nesting Biology *Australian Wildlife Research* 10:607-637.
- 1010 Wittmann, F., D. Anhuf, W.J. Junk. 2002. Tree species distribution and community
1011 structure of central Amazonian varzea forests by remote sensing techniques. *Journal of*
1012 *Tropical Ecology* 18:805–820.
- 1013

1014 **LEGENDAS DAS FIGURAS**

1015 **Figura 1.** Disposição espacial dos conjuntos de treinamento (círculos transparentes) e de
1016 validação (estrelas pretas) dos registros de ninhos de *Melanosuchus niger* para os três
1017 modelos Maxent gerados: **a)** latitude, **b)** setor e **c)** acaso.

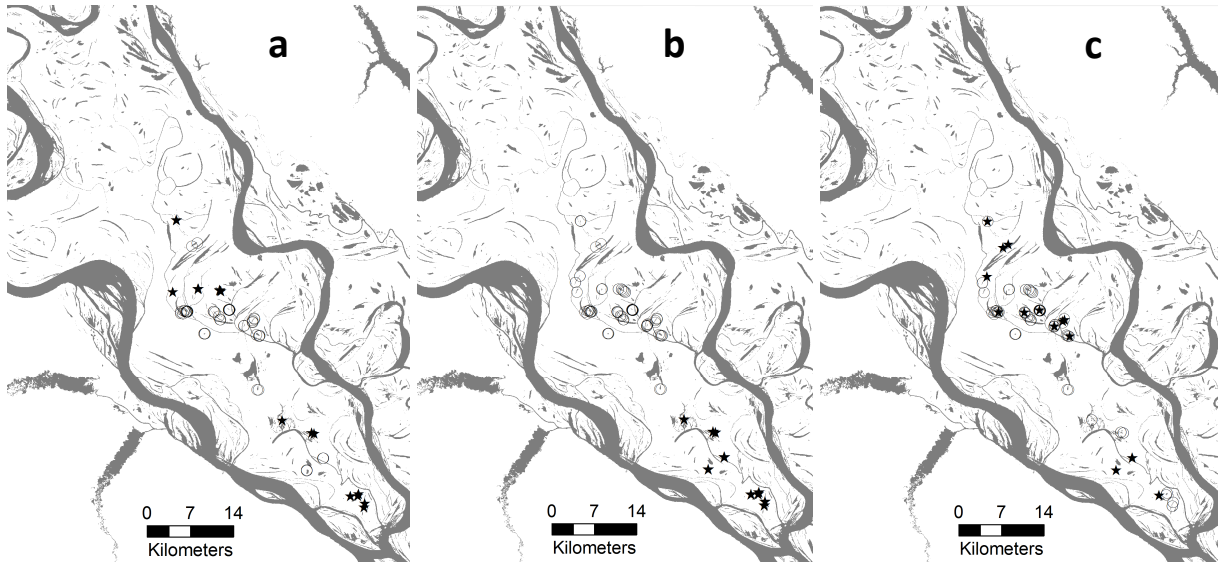
1018 **Figura 2. a)** Abundância, e **b)** Ocorrência de ninhos de *Melanosuchus niger* relacionadas
1019 com o índice de estabilidade do espelho d'água (IEEA) dos corpos hídricos nos setores
1020 Jarauá (círculos pretos) e Mamirauá (triângulos brancos).

1021 **Figura 3.** Modelo de distribuição Maxent das áreas de nidificação do jacaré-açu na **a)** Área
1022 focal, **b)** Setor Jarauá e **c)** Setor Mamirauá da RDS Mamirauá. Áreas de cor preta
1023 representam os sítios mais aptos para nidificação segundo as previsões do modelo
1024 “latitude” (>0.43 probabilidades de adequação de habitat), áreas cinza são todos os corpos
1025 hídricos utilizados na modelagem.

1026

1027 **FIGURAS**

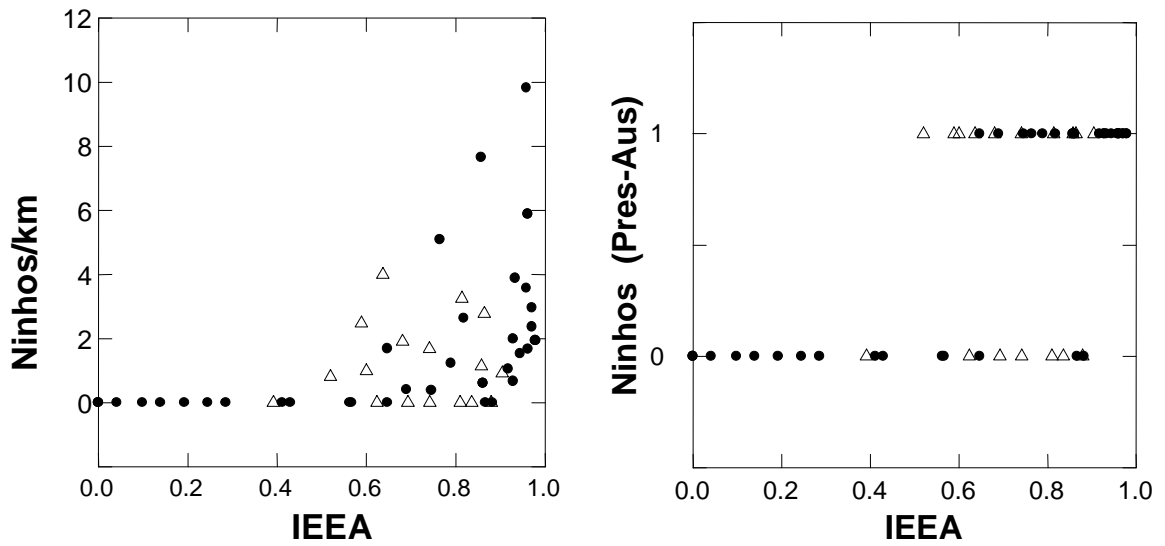
1028



1029

1030 **Figura 1.**

1031



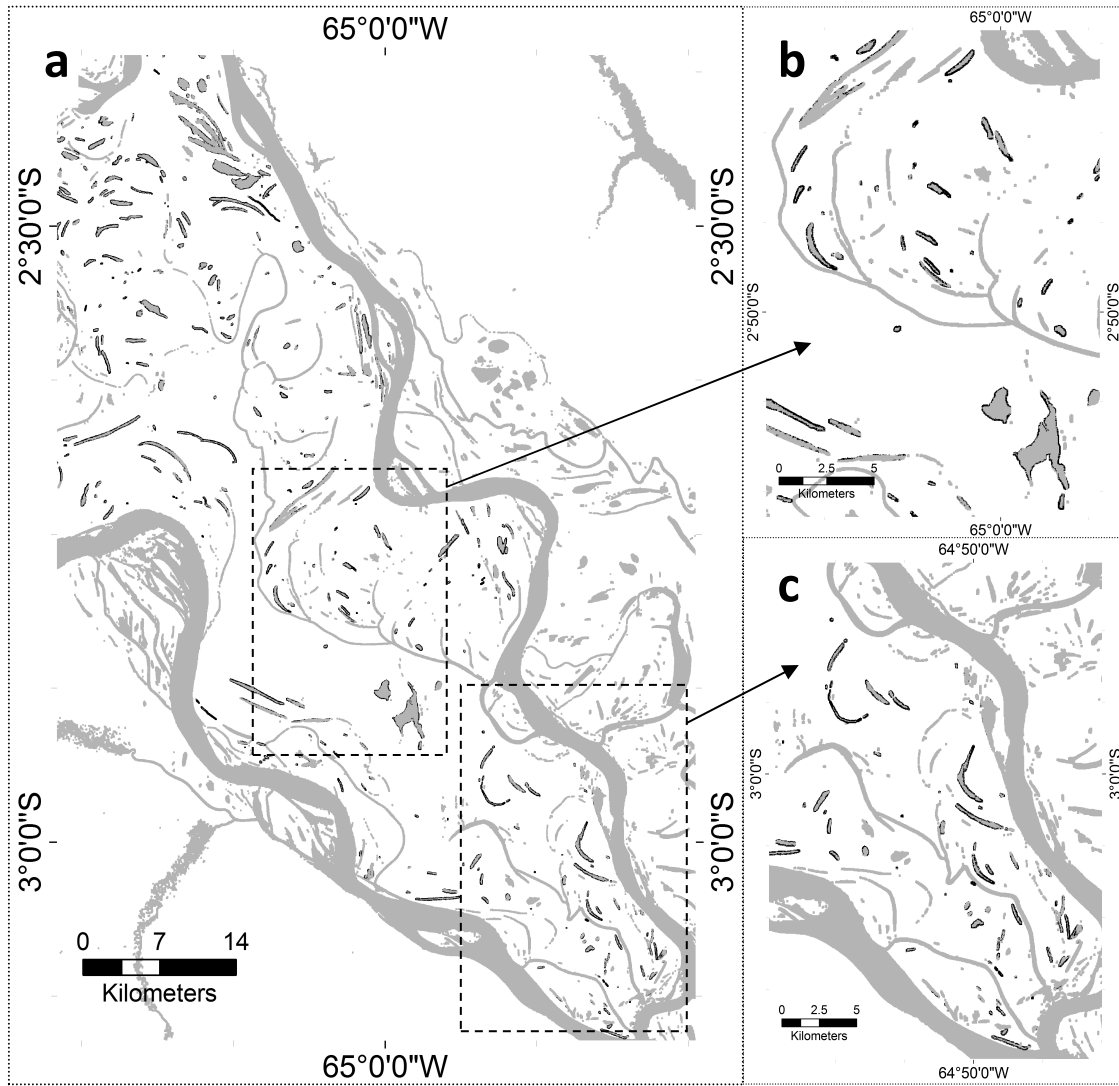
1032

1033 **Figura 2.**

1034

1035

1036



1037

1038 **Figura 3.**

1039

1040

1041

CONCLUSÃO

Esse estudo mostra que, na várzea da área de estudo, o jacaré-açu nidifica principalmente em lagos interiores que mantêm relativamente estável o nível d'água durante a fase terrestre da várzea e que são atingidos pela subida do nível geralmente depois da eclosão dos ovos. Isso explica as baixas proporções de ninhos que inundaram. Porém, devido à alta proporção de ninhos com ovos predados, a proporção de ninhos que produziram filhotes vivos foi uma das mais baixas reportadas para crocodilianos em condições naturais. Considerando que a maior parte dos ovos foi coletada por seres humanos, e que aparentemente essa coleta está relacionada às jornadas de pesca, há implicações de conservação importantes que têm que ser consideradas dentro dos programas de manejo que são desenvolvidos na área de estudo. A manutenção das populações de jacaré-açu sob pressões de caça seletiva vai depender da capacidade para proteger as áreas de nidificação e garantir a reprodução da espécie. Os modelos de previsão das áreas de nidificação gerados nesse estudo podem servir como subsídio para identificar geograficamente as áreas que devem ser protegidas e aquelas em que podem ser realizados abates seletivos. No entanto, esses modelos têm pouco poder de transferibilidade entre setores geográficos distintos e devem ser considerados elementos dinâmicos, calibrados constantemente sob a luz de novas informações.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Allsteadt, J. 1994. Nesting Ecology of *Caiman crocodilus* in Caño Negro, Costa Rica. *Journal of Herpetology* 22(1):12-19
- Amoros, C. and Roux, A.L. 1988. Interaction between water bodies within the floodplains of large rivers: Function and development of connectivity. *Münstersche Geographische Arbeiten* 29:125-130.
- Araújo, M. B., Williams, P.H. 2000. Selecting areas for species persistence using occurrence data. *Biological Conservation* 96:331-345.
- Ayres, J. M. 1993. As Matas de Várzea do Mamirauá Medio rio Solimões. Sociedade Civil Mamirauá. Estudos de Mamirauá, Vol. 1.
- Bates, H. W. 1863. (Reimpresso 1989). *The Naturalist on the River Amazon*. Penguin Books. New York.
- Bayliss, P. 1987. Survey methods and monitoring within crocodile management programmes. In J.W. Webb, S.C. Manolis and P.J. Whitehead (Eds.) *Wildlife Management: Crocodiles and Alligators*, pp. 157-175. Surrey Beatty and Sons Pty Limited. Canberra-Australia.
- Brazaitis, P. 1987. Identification of crocodilian skins and products. In J.W. Webb, S.C. Manolis and P.J. Whitehead (Eds.) *Wildlife Management: Crocodiles and Alligators*, pp. 373-386. Surrey Beatty and Sons Pty Limited. Canberra-Australia.
- Campos, Z. 1993. Effect of habitat on survival of eggs and sex ratio of hatchlings of *Caiman crocodilus yacare* in the Pantanal, Brazil. *Journal of Herpetology* 27(2):127-132.
- Campos, Z. 2003. Observações sobre a Biologia Reprodutiva de 3 espécies de jacarés na Amazônia Central. EMBRAPA-Comunicado técnico. Boletim Pesquisa e Desenvolvimento No.43.
- Campos, Z., and Magnusson, W.E. 1995. Relationships between rainfall, nesting habitat and fecundity of *Caiman crocodilus yacare* in the Pantanal, Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 11(3):351-358.
- Campos, Z., Coutinho, M., Mourão, G., Bayliss, P., Magnusson, W.E. 2006. Long distance movements by *Caiman crocodilus yacare*: Implications for management of the species in the Brazilian Pantanal. *Herpetological Journal* 16:123-132.
- Campos, Z., Magnusson, W.E., Sanaiotti, T., and Coutinho, M. 2008. Reproductive trade-offs in *Caiman crocodilus crocodilus* and *Caiman crocodilus yacare*: Implications for size-related management quotas. *Herpetological Journal* 18:91-96.
- Chabrek, R.H. 1966. Methods for determining the size and composition of alligator populations in Louisiana. *Proceedings Annual Conference Southeastern Association Game and Fish Comm.* 20:105-112.

- Cintra, R. 1988. Nesting ecology of the paraguayan caiman (*Caiman yacare*) in the Brazilian Pantanal. *Journal of Herpetology* 22(2):219-222.
- Cott, H. B. 1961. Scientific results of an inquiry into the ecology and economic status of the Nile crocodile *Crocodylus niloticus* in Uganda and Northern Rhodesia. *Transactions of the Zoological Society of London* 29(21):1-337.
- Crawshaw, P.G. and Schaller, G. B. 1980. Nesting of Paraguayan caiman (*Caiman yacare*) in Brazil. *Papeis Avulsos de Zoologia* 33(18):283-292.
- Da Silveira, R. 2002. Conservação e manejo do jacaré açu (*Melanosuchus niger*) na Amazônia brasileira. In L.M. Verdade; A. Larriera (Eds.). *Conservação e Manejo de Jacarés e Crocodilos da América Latina – La Conservación y el Manejo de Caimanes y Cocodrilos de América Latina*, pp. 61-78. CN Editora. Piracicaba, São Paulo.
- Da Silveira, R., and Thorbjarnarson, J. 1997. Nesting biology of caiman in the Mamirauá Reserve. Unpublished report to SCM.
- Da Silveira, R. and Thorbjarnarson, J. 1999. Conservation implications of comercial hunting of black and spectacled caiman in the Mamirauá Sustainable Development Reserve, Brazil. *Biological Conservation* 88:103-109.
- Da Silveira, R., Magnusson, W.E., Campos, Z. 1997. Monitoring the distribution, abundance and breeding areas of *Caiman crocodilus crocodilus* and *Melanosuchus niger* in the Anavilhanas Archipelago, Central Amazonia, Brazil. *Journal of Herpetology* 31(4):514-520.
- Da Silveira, R., Ramalho, E.E., Thorbjarnarson J., and Magnusson W.E., No prelo. Depredation by jaguars on caimans and importance of reptiles in the diet of jaguar. *Journal of Herpetology*.
- Deitz, D.C., and Hines, T.C. 1980. Alligator nesting in North-Central Florida. *Copeia* 1980:249-258.
- Elith, J., Graham, C. and the NCEAS species distribution modeling group 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29, 129-151.
- Ferrier, S., Watson, G., Pearce, J. and Drielsma, J. 2002. Extended statistical approaches to modelling spatial pattern in biodiversity in northeast new south Wales. I. Species-level modelling. *Biodiversity and Conservation* 11:2275-2307.
- Greer, A.E. 1970. Evolutionary and systematic significance of crocodylians nesting habits. *Nature* 227: 523-524.
- Goodwin, T. M., and Marion, W.R. 1978. Aspects of the nesting ecology of American alligators (*Alligator mississippiensis*) in North-Central Florida. *Herpetologica* 34:43-47.
- Hall, P.M. and Johnson, D.R. 1987. Nesting biology of *Crocodylus novaeguinae* in the Lake Murray District, Papua New Guinea. *Herpetologica* 43:249–258.

- Harvey, K.R.; Hill, G.J.E. 2003. Mapping the nesting habitats of saltwater crocodiles (*Crocodylus porosus*) in Mellaca Swamp and Adelaide River wetlands, Northern Territory: an approach using remote sensing and GIS. *Wildlife Research* 30:365-375.
- Herron, J.C., Emmons, L.H., and Cadle, J.E. 1990. Observations on reproduction in the black caiman, *Melanosuchus niger*. *Journal of Herpetology* 24(3):314-316.
- Higgins, S.I., Richardson, D.M., Cowling, R.M., and Trinder-Smith, T.H. 1999. Predicting the landscape-scale distribution of alien plants and their threat to plant diversity. *Conservation Biology* 13:303-313.
- Hirzel, A.H., Hausser, J., Chessel, D. and Perrin, N. 2002. Ecological-niche factor analysis: How to compute habitat-suitability map without absence data. *Ecology* 83: 2027-2036.
- Hunt, R.H. 1989. Predation of Alligator nests in Okefenokee Swamp National Wildlife Refuge, Georgia, USA. In *Crocodiles: Proceedings of the 8th Working Meeting of the Crocodile Specialist Group*, pp. 74-78. IUCN, Gland, Switzerland.
- Hussain, S.A. 1999. Reproductive success, hatchling survival and rate of increase of gharial *Gavialis gangeticus* in National Chambal Sanctuary, India. *Biological Conservation* 87:261-268.
- Hutchinson, G.E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposium on Quantitative Biology* 22:415-457.
- Joanen, T., and McNease, L.L. 1989. Ecology and physiology of nesting and early development of the American alligator. *American Zoologist* 29:987-998.
- Junk, W.J. 1984. Ecology of the varzea, floodplain of Amazonian Whitewater rivers. In Sioli (Ed.). *The Amazon, Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical River and its Basin*. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht.
- Junk, W.J., 1989. Flood tolerance and tree distribution in central Amazonian floodplains. In L.B. Holm-Nielsen, I.C. Nielsen, H. Balslev (Eds.) *Tropical Forests: Botanical Dynamics, Speciation and Diversity*, pp. 47-64. Academic Press, London.
- Junk, W.J., and Howard-Williams, C. 1984. Ecology of aquatic macrophytes in Amazonia. In Sioli (Ed.). *The Amazon, Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical River and its Basin*. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht.
- Junk, W.J. Piedade, M.T. 1997. Plant life in the floodplain with special reference to herbaceous plants. In Junk, W.J. (Ed.). *The Central Amazon Floodplain*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Junk, W.J., Bayley, P.B., and Sparks, R.E., 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In D. Dodge (Ed.) *Proceedings of the International Large River Symposium*, Ottawa. *Can. Special Publication of Fish and Aquatic Science* 106:110-127.
- Junk W.J. and Wantzen K.M., 2004. *The Flood Pulse Concept: New aspects, approaches and applications - an update*.

- Kushlan, J.A., and Jacobsen, T. 1990. Environmental variability and the reproductive success of Everglades Alligators. *Journal of Herpetology* 24(2):176-184.
- Lance, V. 1989. Reproductive cycle of the American alligator. *American Zoologist* 29:999-1018.
- Lance, V. 2003. Alligator physiology and life history: the importance of temperature. *Experimental Gerontology* 38:801–805.
- Lang J.W. 1987. Crocodylian behaviour: Implications for management. In *Wildlife Management: Crocodiles and Alligators*, pp. 273-294, J.W. Webb, S.Ch. Manolis and P. J. Whitehead (Eds.). Surrey Beatty & Sons Pty Limited. Canberra-Australia.
- Larriera, A. 2002. *Caiman latirostris* (Broad-snouted caiman) communal nesting. *Herpetological Review* 33(3):202.
- Larriera, A., Piña C.I., Siroski P. & L.M. Verdade. 2004. Allometry of reproduction in wild broad-snouted caiman (*Caiman latirostris*). *Journal of Herpetology* 38(2):141-144.
- Leathwick, J.R., Rowe, D., Richardson, J., Elith, J. and Hastie, T. 2005. Using multivariate adaptive regression splines to predict the distribution of New Zealand's freshwater diadromous fish. *Freshwater Biology* 50:2034-2052.
- Marioni, B., Von Mühlen, E., Da Silveira, R. 2006. Monitoring caiman populations subject to high commercial hunting in the Piagaçu-Purús Sustainable Development Reserve, Central Amazonia, Brazil. *Crocodile Specialist Group Newsletter* 26(1):6-8.
- Magnusson, W.E. 1980. Habitat required for nesting by *Crocodylus porosus* (Reptilia:Crocodylidae) in Northern Australia. *Australian Journal of Wildlife Research* 7:149-156.
- Magnusson, W. E. 1982. Mortality of eggs of the crocodile *Crocodylus porosus* in Northern Australia. *Journal of Herpetology* 16:121-30.
- Magnusson, W.E. 1995. A conservación de Crocodylios na América Latina. In A. Larriera e L. Verdade (Eds.). *La Conservación y el Manejo de Caimanes y Cocodrilos de América Latina*, Vol. I, pp.5-17. Fundación Banco Bica. Santo Tomé, Sta. Fé, Argentina.
- Magnusson, W.E., Grigg, G.C. and Taylor, J.A. 1978. An aerial survey of potential nesting areas of the saltwater crocodile, *Crocodylus porosus* Schneider, on the north coast of Arnhem Land, Northern Australia. *Australian Wildlife Research* 5: 401-415.
- Magnusson, W.E., Grigg, G.C. and Taylor, J.A. 1980. An aerial survey of potential nesting areas of *Crocodylus porosus* on the West Coast of Cape York Peninsula. *Australian Wildlife Research* 7:465-78.
- Medem, F. 1983. Los Crocodylia de Sur América. Volumen II. Venezuela, Trinidad-Tobago, Guyana, Suriname, Guyana Francesa, Ecuador, Perú, Bolivia, Brasil, Paraguay, Argentina, Uruguay. Colciencias. Bogotá, Colombia.

- Modah, M. L. 1967. The ecology of the Nile crocodile (*Crocodylus niloticus* Laurenti) on Central Island, Lake Rudolf. *E. African Wildlife Journal* 5:74-95.
- Montini, J.P., C.I. Piña, A. Larriera, P. Siroski & L.M. Verdade. 2006. The relationship between nesting habitat and hatching success in *Caiman latirostris* (Crocodylia, Alligatoridae). *Phyllomedusa* 5(2):91-96.
- Pearce, J. & Ferrier, S. 2000. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecological Modelling* 133:225-245.
- Pearson, R.G. 2007. Species' Distribution Modeling for conservation educators and practitioners. Synthesis. American Museum of Natural History. Disponível em <http://ncep.amnh.org>. Acesso em: Fev. 2009.
- Pearson, R.G., Raxworthy, C.J., Nakamura, M. and Peterson, A.T. 2007. Predicting species' distributions from small numbers of occurrence records: A test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography* 34:102-117.
- Peterson, A.T. 2001. Predicting species' geographic distributions based on ecological niche modeling. *The Condor* 103:599–605
- Peterson, A.T., Papes, M., and Eaton, M. 2007. Transferability and model evaluation in ecological niche modeling: a comparison of GARP and Maxent. *Ecography* 30: 550-560.
- Phillips, S. Anderson, R.P. and Schapire, R.E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190:231–259.
- Pooley, A.C. 1969. Preliminary studies on the breeding of the Nile crocodile *Crocodylus niloticus* in Zululand. *Lammergeyer* 3(10):22-44.
- Platt, S., and Thorbjarnarson, J. 2000. Nesting ecology of the American crocodile in the coastal zone of Belize. *Copeia* 3:869–873.
- Platt, S., Rainwater, T.R., Thorbjarnarson, J., and McMurry, S.T. 2008. Reproductive dynamics of a tropical freshwater crocodylian: Morelet's crocodile in Northern Belize. *Journal of Zoology* 275:177–189.
- Plotkin, M.J., Medem, F., Mittermeier, R.A., Constable, I.A. 1983. Distribution and conservation of the black caiman (*Melanosuchus niger*). In Rhodin, A., Mitaya, K. (Eds.). *Advances in Herpetology and Evolutionary Biology*, pp. 695–705. Museum of Comparative Zoology, Cambridge, MA.
- Prance, G. T. 1979. Notes on the vegetation of Amazonia: III. The terminology of Amazonian forest types subject to inundation. *Brittonia* 31:26–38.
- Queiroz, H. L., Sardinha, A.D. 1999. A preservação e o uso sustentado dos pirarucus (*Arapaima gigas*, Osteoglossidae) em Mamirauá. In H.L. Queiroz e W.R. Crampton (Eds.). *Estratégias para manejo de recursos pesqueiros em Mamirauá*, pp. 108-141. Sociedade Civil Mamirauá. CNPq. Brasília.
- Raxworthy, C.J., Martinez-Meyer, E., Horning, N., Nussbaum, R.A., Schneider, G.E. , Ortega-Huerta, M.A. and Peterson, A.T. 2003. Predicting distributions of known and unknown reptile species in Madagascar. *Nature* 426:837-841.

- Rebelo, G.H., Lugli, L. 2001. Distribution and abundance of four caiman species (Crocodilia: Alligatoridae) in Jaú National Park, Amazonas, Brazil. *Revista de Biologia Tropical* 49(3-4):1095-1109.
- Rodríguez Soberón, R., Tabet, M.A., Álvarez, V.B. 2002. Nidificación Del cocodrilo americano (*Crocodylus acutus* Cuvier) em el Refugio de Fauna “Monte Cabaniguan”, Cuba. Pages 135-156. in L.M. Verdade e A. Larriera (Eds.). *Conservação e Manejo de Jacarés e Crocodilos da América Latina – La Conservación y el Manejo de Caimanes y Cocodrilos de América Latina*. CN Editora. Piracicaba, São Paulo.
- Ross, J.P., Magnusson, W.E. 1989. Living Crocodilians. In Ross, C.A., Garnett, S. (Eds.). *Crocodiles and Alligators*. Merehurst Press. London.
- Rouse, J.W., Haas, R.H., Schell, J.A. and Deering, D.W. 1973: Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. Third ERTS Symposium, NASA SP-351 I: 309-317.
- Seijas, A.E. and Chávez, C.A. 2002. Reproductive status and nesting ecology of the Orinoco crocodile (*Crocodylus intermedius*) in the Cojedes River System, Venezuela. *Vida Silvestre Neotropical* 11(1-2):23-32.
- Smith, N.J. 1974. Destructive exploitation of the South American river turtle. *Yearbook, Association of Pacific Coast Geographers* 36:85-102.
- Smith, N.J. 1979. Aquatic turtles of Amazonia: an endangered resource. *Biological Conservation* 16(3):165-176.
- Soberon, J. and Peterson, T. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niche and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics* 2:1-10
- Swets, J.A. 1988. Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science* 240:1285-1293.
- Sociedade Civil Mamiirauá. 1996. Plano de manejo da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamiirauá. CNPq/ IPAAM, Governo do Estado do Amazonas.
- Staton, M.A. and Dixon, J.R. 1977. Breeding biology of the spectacled caiman, *Caiman crocodilus crocodilus*, in the Venezuelan Llanos. Fish and Wildlife Services Wildlife Research. Report 5. Washington D.C.
- Thorbjarnarson, J. 1989. Ecology of the American crocodile (*Crocodylus acutus*). In *Crocodiles: their Ecology, Management and Conservation*, pp. 228–258. IUCN The World Conservation Union, Gland, Switzerland.
- Thorbjarnarson, J. 1994. Reproductive ecology of the Spectacled caiman (*Caiman crocodilus*) in the Venezuelan Llanos. *Copeia* 4:907-919.
- Thorbjarnarson, J., and Hernández, G. 1993. Reproductive ecology of the Orinoco crocodile (*Crocodylus intermedius*) in Venezuela. I. Nesting ecology and egg and clutch relationships. *Journal of Herpetology* 27: 363–370.
- Thorbjarnarson, J. e Da Silveira, R. 2000. Secrets of the flooded forest. *Natural History*. 109.2

- Thuiller, W., Richardson, D.M., Pysek, P., Midgley, G.F., Hughes, G.O. and Rouget, M. 2005. Niche-based modeling as a tool for predicting the global risk of alien plant invasions. *Global Change Biology* 11:2234-2250.
- Vasquez, P.G. 1991. *Melanosuchus niger* (Spix) black caiman. *Catalogue of American Amphibians and Reptiles* 530.1-530.4.
- Verdade, L.M. 2000. Regression equations between body and head measurements in the broad-snouted caiman (*Caiman latirostris*). *Revista Brasileira de Biologia* 60(3):469-482.
- Villamarín-J., F. 2007. Caiman research training course in the Mamirauá Sustainable Development Reserve, Brazilian Amazon. *Crocodile Specialist Group Newsletter* 26(1):5-6.
- Villamarín-J., F., and Suarez, E. 2007. Nesting of the Black caiman (*Melanosuchus niger*) in northeastern Ecuador. *Journal of Herpetology* 41(1):164–167.
- Wantzen, K.M. and Junk, W.J. 2000. The importance of stream-wetland-systems for biodiversity: A tropical perspective. In B. Gopal, W.J. Junk and J.A. Davies (Eds.) *Biodiversity in Wetlands: Assessment, Function and Conservation*, pp. 11-34. Backhuys Publishers. Leiden, The Netherlands.
- Ward J.V., Tockner, K., and Schiemer, F. 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: Ecotones and Connectivity. *Regulated Rivers: Research and Management* 15: 125-139.
- Webb, G.J.W., Messel, H., Magnusson, W.E. 1977. The Nesting of *Crocodylus porosus* in Arnhem Land, Northern Australia. *Copeia* 2:238-249.
- Webb, G.J.W., Buckworth, R. and Manolis, S.C. 1983. *Crocodylus johnstoni* in the McKinlay river, N. T. VI. Nesting Biology. *Australian Wildlife Resources* 10:607-637.
- Wittmann, F., Anhuf, D., Junk, W.J., 2002. Tree species distribution and community structure of central Amazonian varzea forests by remote sensing techniques. *Journal of Tropical Ecology* 18:805–820.