

Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Universidade Federal de Mato Grosso Do Sul

Adequação da bacia do Alto Rio Paraná para a reintrodução de ariranhas (*Pteronura brasiliensis*)

Luna Carinyana Silvestre



Campo Grande
Junho 2016

Adequação da bacia do Alto Rio Paraná para a reintrodução de ariranhas (*Pteronura brasiliensis*)

Luna Carinyana Silvestre

Dissertação apresentada como requisito para a obtenção do título de **Mestre em Ecologia**, pelo Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.

Orientador: Guilherme de Miranda Mourão

Banca avaliadora

Dr. Jose Manuel Ochoa Quintero
[Universidade Federal de Mato Grosso do Sul]

Dra. Caroline Leuchtenberger
[Instituto Federal Farroupilha]

Dr. Erich Arnold Fischer
[Universidade Federal de Mato Grosso do Sul]

Aos meus amores Murilo e Maia, meus grandes parceiros nessa aventura.

Agradecimentos

É uma honra poder iniciar a escrita desses agradecimentos sabendo que tenho muitas pessoas queridas a quem agradecer, os quais foram fundamentais na realização desse mestrado. Sou grata a todos que passaram pelo meu caminho nesses dois anos, que me receberam, me acolheram, me ajudaram, me acompanharam, me ouviram e estiveram ao meu lado, vocês fizeram tudo valer a pena.

Agradeço a meu orientador Guilherme de Miranda Mourão, que há muitos anos me pôs em contato com as ariranhas do Pantanal e hoje pode me ajudar a desenvolver esse lindo trabalho importante para a conservação da espécie.

Ao CNPq pela bolsa de estudos e pelo financiamento do projeto, que foram imprescindíveis para a realização dessa pesquisa.

Aos funcionários do Parque Estadual das Várzeas do Ivinhema, Reginaldo, Chimarrão e Dione, pelo apoio em campo.

A todo pessoal da fazenda Green Farm CO2 Free e especialmente ao Luiz Samartano, por disponibilizar a infraestrutura da fazenda em colaboração ao projeto.

Aos funcionários da fazenda Barranco Alto e seus proprietários, Marina e Lucas, pela hospedagem e auxílio.

Aos funcionários da Base de Pesquisas do Pantanal- UFMS, pelo acolhimento, refeições e ajuda.

Ao piloto Waldomiro e motoristas da Embrapa Pantanal que ajudaram na realização das campanhas pelo Pantanal.

A Eliete e Paulo do rio Sucuriú, que apesar de nossos caminhos terem se cruzado muito brevemente, ficaram para sempre marcados em minha memória pela simpatia e acolhimento.

Ao Nonô, brilhante piloto que me guiou pelas águas do rio Paraná. O melhor e mais paciente de todos pilotos com quem trabalhei.

Aos funcionários do ICMBio e da prefeitura de Porto Figueira pelo auxílio no Parque Nacional de Ilha Grande.

A Rose, secretária da pós, por ser brilhante e incrivelmente competente no que faz, sempre solicita e eficiente para desenrolar nossos problemas.

Aos colegas de trabalho Fabiano e Grazielle pelos momentos compartilhados e por toda ajuda na realização deste trabalho.

Ao Guilherme Dalponti, querido amigo, por dar o pontapé inicial da minha busca incessante pelas ariranhas da bacia do Paraná ao me contar sobre as demandas do projeto.

Ao pessoal do Hecolab, Bhrenno, Vinicius, Tiago e Brisa, pela amizade e momentos de descontração.

Ao Yzel e suas alunas, Gabi, Fabi, Lucilene e Monica, por abrirem as portas para mim e dividirem seu tempo, espaço e atenção, estando sempre prontos para me ajudar em tudo que precisei.

Ao grande amigo Paulo Robson e sua família, Beth, Mariana, Camila e Mateus por fazerem de mim parte da família também, serei eternamente grata por estarem sempre prontos para me receber, por terem me dado um lar também em Campo Grande e por terem sem dúvida transformado minha saudade de casa em momentos de leveza, alegria, carinho e amizade. Sentirei saudades dos almoços, jantares, conversas e nossa querida garrafa de vinho!

Aos queridos amigos Mundim, Poliana e Guellity, que ultrapassaram a simples classificação de colegas de mestrado para a de amigos para toda a vida. Vocês foram a melhor parte disso tudo.

Um agradecimento especial ao Mundim, que virou parte da família e foi um grande parceiro nessa trajetória. Pessoa de coração gigante sempre pronto para me ajudar. Sou muito feliz de ter ganhado um amigo tão especial e que além de tudo já é craque no R.

A família que recebi, minha mãe Célia, meu pai Rogerio, meus irmãos, Gabriel e Maria Alice e meus cunhados Maria Rita e Victor, por serem parte do que sou e terem guiado as escolhas da minha vida que me trouxeram até aqui.

A família que escolhi, meu sogro Dedo, minha sogra Marina, meus cunhados Patá, Larissa e minha sobrinha Isabela, pelo apoio, carinho e todo suporte que deram para que essa trajetória fosse menos pesada. Obrigada por cuidarem de meus amores.

Em especial, a família que concebi, meu marido Murilo e minha filha Maia. Sem a coragem de vocês tudo isso não teria sido possível. Vocês são meu alicerce. Obrigada por cuidarem um do outro e por compreenderem minhas ausências, por estarem ao meu lado e por me encherem da felicidade, coragem e sabedoria que carregam. Amo vocês.

Índice

Resumo	8
Abstract	9
Introdução	10
Métodos	
<i>Área de estudo</i>	14
<i>Coleta de dados</i>	17
<i>Análise dos dados</i>	21
Resultados	24
Discussão	
<i>Distribuição histórica x distribuição recente na bacia do Alto Rio Paraná</i>	32
<i>Características de tocas, terraços e trechos de rios que possuem sinais de ariranhas</i>	35
<i>Influência das variáveis ambientais na escolha de trechos de corpos d'água e locais para a ocorrência de sinais</i>	37
<i>Adequabilidade da bacia do Alto Rio Paraná para a ocorrência de ariranhas</i>	39

Resumo

A bacia do Paraná é considerada área de distribuição histórica das ariranhas (*Pteronura brasiliensis*). Avaliar a ocorrência de ariranhas em áreas de distribuição histórica e identificar áreas para possível reintrodução da espécie na bacia são metas do Plano de Ação Nacional para Ariranhas- ICMBio. A reintrodução de uma espécie, no entanto, poderá funcionar apenas se a espécie em questão encontrar condições adequadas na nova paisagem, sendo necessários estudos que procurem identificar a adequabilidade da paisagem para dar suporte a estratégias como esta. Os objetivos deste trabalho consistem em (i) averiguar a presença de ariranhas em trechos de rios da bacia do Alto Rio Paraná; (ii) determinar variáveis ambientais que favorecem a probabilidade de ocorrência de estruturas construídas pelas ariranhas; (iii) determinar se características ambientais de trechos de corpos d'água podem ser usadas para aloca-los em categorias segundo a ocorrência conhecida de ariranhas. Para isso percorri trechos da bacia do Alto Rio Paraná e da bacia do Alto Rio Paraguai, no Pantanal a procura de vestígios de *P. brasiliensis*. Sinais de presença e ausência da espécie foram amostrados quanto a variáveis ambientais que pudessem estar correlacionadas à seleção de habitat. Um modelo de regressão logística foi utilizado para prever a probabilidade de algum ponto específico do barranco ser usado por ariranhas, baseado em vestígios deixados por elas e uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA) foi utilizada para responder se e quais características ambientais ordenam a ocorrência de ariranhas nesses trechos e se há disponibilidade destas características na bacia do Alto Rio Paraná. Não foram encontrados quaisquer vestígios de ariranhas na bacia do Paraná. O modelo logístico indicou que a probabilidade de se encontrar vestígios de ariranhas diminui com o aumento da velocidade dos corpos d'água e aumenta conforme o aumento da largura da mata riparia. Com a PCoA foi possível identificar que as variáveis velocidade do corpo d'água, textura do solo, largura da mata riparia, condutividade da água, inclinação e distância de cidades estão correlacionadas a presença de ariranhas em trechos de rios. Os dois primeiros eixos da ordenação PCoA mostraram que as bacias do Alto Rio Paraná e Alto Rio Paraguai diferem quanto as características de corpos d'água e sugerem que os trechos amostrados na bacia do Alto Rio Paraná não reúnem muitas das características relacionadas com a presença de sinais de ariranhas.

Palavras-chave: distribuição geográfica, bacia do Alto Rio Paraná, adequabilidade de habitat.

Abstract

The Paraná basin is considered historic range of giant otters. Evaluate the occurrence of giant otters in historical areas and identify areas for possible reintroduction of the species in the basin, are goals of the National Action Plan for Giant Otters-ICMBio. The reintroduction of a species, however, will only work if the species in question can find suitable conditions in the new landscape, requiring studies that attempt to identify the suitability of the landscape to support such strategies. My objectives are (i) to determine the presence of giant otters in stretches of the Upper Paraná basin; (ii) determine environmental factors that favor occurrence of structures constructed by giant otters; (iii) determine whether environmental characteristics of water bodies can be used to allocate them into categories according to the known occurrence of giant otters. For that, I scoured portions of the Upper Paraná River basin and the Upper Paraguay River Basin in the Pantanal wetland of Mato Grosso do Sul state to search for signs of *P. brasiliensis*. Signs of presence and absence of the species were sampled for the environmental variables that could be correlated to habitat selection. A logistic regression model was used to predict the probability of any particular point of riverbanks being used by giant otters, based on signs left by them. A Principal Coordinate Analysis (PCoA) was used to answer whether and which environmental characteristics orders the presence of giant otters and these features are available in the Upper Paraná River basin. I did not find any signs of giant otters in the Paraná basin. The logistic model indicated that the probability of finding signs of giant otters decreases with the increasing of velocity of water flow and increases with the width of the riparian forest. With the PCoA was possible to identify that the variables velocity of the water flow, soil texture, width of the riparian forest, water conductivity, slope and distance from cities are correlated with the presence of signs of giant otters in river stretches. The first two axes of PCoA ordination showed that the basins of the Upper Paraná River and Upper Paraguay River differ in the features of water flows and suggest that the sections sampled in the Upper Paraná River basin doesn't offer many of the characteristics related to the presence of signs of otters.

Keywords: geographic range, the Upper Paraná River basin, habitat suitability.

Introdução

A ariranha, *Pteronura brasiliensis* (Zimmermann, 1780), é um dos maiores carnívoros ainda existentes da América do Sul. Ela pertence à sub-família Lutrinae (Carnivora: Mustelidae), que é formada por 14 espécies de lontras agrupadas em sete gêneros e três linhagens basais: a primeira contendo as lontras marinhas e de rio do “Velho Mundo” (*Aonyx*, *Lutrogale*, *Lutra*, *Enhydra* e *Hydrictis*), a segunda contendo as lontras de rio do “Novo Mundo” (*Lontra*) e a terceira contendo o gênero monotípico *Pteronura* (Koepfli et al. 2008).

Ariranhas adultas podem atingir um comprimento total de 1,8m e pesar até 32 kg (Duplaix 1980, Rosas et al. 2009). São animais semiaquáticos que formam grupos coesos, de 2 a 12 indivíduos, que podem ser compostos por um casal reprodutivo e membros não reprodutivos, aparentados ou não, de diferentes gerações (Ribas et al. 2016). São territorialistas e necessitam de habitats relativamente extensos e bem produtivos para suprir as necessidades de um grupo. Grupos de ariranhas defendem um território que pode variar de 2 à 32 km em rios e atingir até 20 km² em lagos (Duplaix 1980, Laidler 1984, Schenck 1999, Ribas 2004, Staib 2005, Leuchtenberger et al. 2015). Membros do grupo normalmente se movem, forrageiam, descansam, patrulham e protegem seus territórios de forma conjunta (Duplaix 1980). As ariranhas utilizam rios, córregos, lagos e pântanos de florestas tropicais e mantêm tocas e terraços ao longo de seus territórios, próximos às margens do corpo d’água, que usam para se abrigarem, descansarem, reproduzirem e marcarem seus territórios (Duplaix 1980, Laidler 1984, Carter & Rosas 1997, Groenendijk et al. 2005). As ariranhas parecem mostrar preferência por águas claras ou pretas e são influenciadas pela forma, estrutura, acessibilidade, inclinação, cobertura vegetal e composição do solo das margens de rios, bem como pela profundidade e velocidade das águas (Duplaix 1980, Carter & Rosas 1997, Lima et al. 2012, Palmeirim et al. 2014).

Endêmica da América do Sul, a espécie apresentava originalmente ampla distribuição e era encontrada em todos os países do continente, com exceção do Chile. Estimativas consideram que a área de distribuição da espécie tenha sido reduzida de 9,8 para 6,0 milhões de quilômetros quadrados, representando uma queda de 39,4% (Foster-Turley 1990, Carter & Rosas 1997, Colodetti 2014). No Brasil, a espécie distribuía-se do Sul ao Norte do país, com exceção da região semiárida (Carter & Rosas 1997, Rodrigues et al. 2013). Atualmente estima-se que a espécie esteja restrita à região Amazônica e ao Pantanal, sendo considerada extinta em toda a Mata Atlântica e Pampas sulinos (Rodrigues et al. 2013, Colodetti 2014). É provável que a caça comercial para a obtenção de peles tenha sido a principal causa do declínio populacional de *P. brasiliensis* (Carter & Rosas 1997, Rosas 2004). O hábito social e diurno, o comportamento e investigativo e o grande tamanho corporal das ariranhas, aliado ao alto valor de sua pele, foram os facilitadores da caça extensiva e incontrolada das ariranhas entre os anos de 1950 e 1970 (Doughty & Myers 1971, Ayres & Best 1979, Foster-Turley et al. 1990, Carter & Rosas 1997). Dados oficiais indicam que mais de 40.663 peles de ariranhas tenham sido exportadas do Brasil apenas entre 1960 e 1967 (Best 1984).

A bacia do Alto Rio Paraná é área de distribuição histórica da espécie. Há registros de presença de ariranhas em afluentes do rio Paraná, principalmente até a primeira metade do século passado (Abreu e Castro & Dezoti 1966, Muricy 1975, Wied 1989, Dean 1997, Silva 1997, Cherem 2005, Pachaly et al. 2005, Colodetti 2014). Atualmente porém, a espécie é listada como “Provavelmente Extinta” nos estados de Minas Gerais, Rio de Janeiro, Santa Catarina e Rio Grande do Sul e “Criticamente Ameaçada” nos estados de São Paulo e Paraná (Rodrigues et al. 2013). O último registro da espécie na bacia data da década de 90 (Braga et al. 1998) não havendo demais registros científicos que apontem a presença atualmente (Carter & Rosas 1997, Colodetti 2014).

A caça de ariranhas na bacia do rio Paraná começou antes da difusão da caça comercial entre as décadas de 50 e 70. É uma história que remonta aos grandes viajantes, caçadores e naturalistas que andaram por aquela região ainda no século XIX, os quais, ao mesmo tempo, colaboraram para o registro da espécie e

para sua dizimação (Muricy 1975, Wied 1989, Silva 1997, Pachaly et al. 2005). Já no início do mesmo século havia um comércio exportador de couros e peles, para o qual se registra a presença de peles de lontras (dentre as quais provavelmente estão inclusas peles de ariranhas, conhecida na época como lontra brasileira de nome específico designado *Lutra brasiliensis*) (Dean 1997). O desmatamento, a colonização humana ao longo dos cursos d'água, a construção de usinas hidrelétricas, a mineração, a contaminação dos rios e a pesca extensiva são consideradas ameaças mais recentes que atuam de forma prejudicial à espécie (Carter & Rosas 1997). É sabido que extinções de populações de grandes mamíferos estão concentradas em áreas de alta densidade demográfica ou intensa atividade agrícola e de caça (Ceballos & Ehrlich 2002) e que grandes extinções em florestas tropicais estão relacionados com a destruição, fragmentação e degradação de áreas naturais (Fahrig & Merriam 1994, Tilmam et al. 1994, Michalski & Peres 2005). A bacia do Paraná situa-se na seção brasileira de maior densidade demográfica, com seus afluentes servindo os maiores e mais populosos centros urbanos do país. A demanda intensa no uso de água, o uso impróprio de técnicas de manejo do solo para a agricultura e pecuária extensiva, uso indiscriminado de agentes químicos, o despejo de esgotos domésticos e industriais, a eliminação da vegetação ripária e a construção de hidrelétricas têm contribuído para a degeneração da qualidade do habitat da bacia (Agostinho et al. 1995).

Palmerim et al. (2014) sugeriram que após a descontinuação da caça, é esperado que o crescimento populacional local das ariranhas seja relativamente rápido em habitats de alta qualidade. No rio Yvarí-Mirín, na Amazônia peruana, após um intenso histórico de caça comercial, verificou-se um pronunciado aumento populacional da espécie, a qual passou de apenas dois para 41 indivíduos em apenas sete anos (Recharte Uscamaita & Bodmer 2010). No Pantanal a população estimada passou de 500 indivíduos na década de 80 (Schweizer 1992) para algo entre 1100 a quase 4000 indivíduos (Tomas et al. 2015). Estudos recentes sugerem que a densidade de ariranhas na sub-bacia do rio Miranda tenha se mantido estável por mais de uma década, i.e. atingido a capacidade de suporte (Leuchtenberger & Mourão 2008, Ribas et al. 2012). Entretanto a presença de ariranhas na bacia do rio Paraná permanece desconhecida.

Mais de três quartos da área de distribuição da ariranha encontra-se no Brasil, porém muito pouca informação ainda se tem a respeito de distribuição da espécie no país, sendo imprescindíveis ações que suprimam essa demanda de informações. Avaliar a distribuição da ariranha e identificar áreas para possível reintrodução da espécie na bacia do Alto Rio Paraná são metas no Plano de Ação Nacional para Ariranhas (PAN-Ariranha) (ICMBio 2010). A reintrodução e/ou readensamento de uma espécie poderá funcionar apenas se a espécie em questão encontrar condições adequadas na nova paisagem. No entanto são poucos os estudos que procuram identificar a adequabilidade da paisagem para dar suporte a estratégias como esta (Peterson 2006). Muitos esforços têm sido feitos em busca de avaliar a relação entre áreas de ocupação de uma espécie e sua relação com o ambiente e são cada vez mais utilizados como justificativa de preservação ambiental (Gu & Swihart 2004). Modelos de adequabilidade de habitat têm sido utilizados para delimitação de requisitos ecológicos de uma espécie e fatores determinantes em sua distribuição, para entender barreiras biogeográficas e de dispersão, para identificar áreas de reintrodução, para prever efeitos de perda de habitat, para antecipar movimentos de espécies invasoras, para prever efeitos de mudanças climáticas, dentre outros (Hirsel & Le Lay 2008).

Os objetivos desse trabalho são averiguar a presença de ariranhas em trechos de rios da bacia do Alto Rio Paraná que compreendiam área de distribuição histórica da espécie. Determinar, na escala de microhabitat, quais características ambientais aumentam a probabilidade de ocorrência de estruturas construídas pelas ariranhas (tocas e terraços e latrinas associadas a esses). Determinar se algumas características ambientais de trechos de corpos d'água podem ser usadas para alocá-los em categorias segundo a ocorrência conhecida de ariranhas (grupo 1 - onde sabidamente ocorre ariranhas ou grupo 2 - onde não há comprovação de ocorrência de ariranhas em tempos recentes). Estas informações são importantes para se determinar quais trechos das áreas de distribuição histórica da ariranha ainda possuem condições adequadas para receber a espécie, caso se adote estratégias de reintrodução e/ou readensamento populacional como medidas de conservação da espécie.

Métodos

Área de estudo

O rio Paraná é formado pela congruência dos rios Grande e Paranaíba e a porção do Alto Rio Paraná abrange aproximadamente 810 km após a confluência desses rios e drena 10.3 % do território brasileiro (Stevaux 1994, Barletta et al 2016). O último seguimento da bacia que ainda encontra-se livre de represamento situa-se entre a barragem de Porto Primavera e a parte alta do reservatório de Itaipu, compreendendo um trecho de 230 km de planície de inundação. A paisagem da planície de inundação é um mosaico complexo que inclui remanescentes florestais, trechos de mata ciliar, florestas de pântano, pomares de buriti, vegetação arbustiva e pastagens. A região é parte da província fitogeográfica Paranaense que é caracterizada por florestas úmidas subtropicais pluriestratificadas e florestas estacionais semidecíduais que tem se reduzido a pequenos fragmentos perto do rio Paraná e suas ilhas. Além dos segmentos de grandes rios: como o Paraná e Ivinhema, existem lagos de várzea, canais secundários e mais de 100 ilhas e praias pantanosas e de areia na região (Campos & Souza 1997). Na planície de inundação situa-se o Parque Estadual das várzeas do rio Ivinhema (PEVRI), sudeste do Estado do Mato Grosso do Sul e o Parque Nacional de Ilha Grande (PNIG), divisa dos estados Mato Grosso do Sul e Paraná, sobre o arquipélago fluvial de Ilha Grande, que dá nome ao parque. Na região do PNIG o clima é do tipo Cfa de Köppen, com verões quentes, geadas pouco frequentes e tendência de concentração das chuvas nos meses de verão (dezembro a março), contudo sem estação seca definida. A temperatura média anual é de 29°C e os meses entre junho e agosto são os mais frios, com média de 18°C. O clima na região do PEVRI é do tipo Cwa com inverno seco e verão chuvoso e temperatura média anual de 20 a 22 °C, com média dos meses mais frios variando entre 15 e 19° C (Oliveira et al. 2000). Extensas áreas de várzea e pântanos (Formação Pioneira com Influência Flúvio-lacustre) com fitofisionomia predominantemente herbácea bem como remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual Aluvial pertencentes à Mata Atlântica representam as características vegetacionais da área (Campos & Souza 1997).

O rio Paraguai nasce em território brasileiro e sua bacia hidrográfica abrange uma área de 1.095.000 km² entre Bolívia, Paraguai, Argentina e Brasil. A porção da Bacia do Alto Rio Paraguai ocupa uma área de 363.442 km² do Brasil, na qual está inserido o Pantanal, que representa cerca de 41% dessa área (Harris et al. 2006). O Pantanal, situado na região Centro-Oeste do Brasil, corresponde à planície de inundação da bacia, é circundado pelo Planalto Brasileiro a leste e pela Cordilheira dos Andes a oeste. Localiza-se numa área de contato entre diferentes regiões naturais como o cerrado, a mata atlântica, a floresta amazônica e o chaco boliviano, logo é composto por um mosaico vegetacional onde se intercalam formações savânicas, lenhosas e campestres, formações florestais e vegetação aquática (Mourão et al. 2004, Pot & Pot 2009). O clima é do tipo Aw, quente com o semestre de inverno seco, apresentando um regime de precipitação marcadamente estival (Silva et al. 2000, Pot & Pot 2009). Ao contrário da bacia do Alto Rio Paraná, a bacia do Alto Rio Paraguai ainda possui grandes planícies de inundação e áreas pantanosas e canais principais de rios ininterruptos por barragens (Barletta et al. 2016).

No período de Outubro de 2014 a Novembro de 2015 realizei sete expedições a rios da bacia do Alto Rio Paraná em busca de vestígios que pudessem confirmar a presença de *P. brasiliensis* na área. Escolhi os rios a serem percorridos baseando-me em relatos de avistamento da espécie por terceiros, além dos rios que fazem parte do Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema (PEVRI) e Parque Nacional de Ilha Grande (PNIG), áreas previamente tomadas como prioritárias segundo as demandas do Plano de Ação Nacional para a Conservação das Ariranhas (PAN-Ariranha) (ICMBio 2010). Percorri o rio Sucuriú em sua foz no município de Três Lagoas entre as coordenadas (“Universal Transverse Mercatur”- UTM) 22k 410888, 7718801 e 22k 393173, 7743495, o rio Dourados nas proximidades do município de mesmo nome entre as coordenadas 21 k 697892, 7536772 e 21 k 702693, 7530036, o rio Ivinhema em sua seção situada nos limites do PEVRI entre as coordenadas 22k 239136, 7485918 e 22k 221894, 7426707 e o rio Amambai da sua foz no PNIG até as proximidades do município de Naviraí entre as coordenadas 22 k 202022, 7432378 e 22k 210714, 7420305, sendo todos estes afluentes da margem esquerda do rio Paraná localizados no estado de Mato Grosso do Sul. Percorri também dois trechos do rio Paranapanema, afluente da margem direita do

rio Paraná, divisa dos estados do Paraná e São Paulo. O primeiro trecho nas proximidades da usina hidrelétrica Canoas I entre as coordenadas 22k 541741, 7465939 e 22k 548309, 7463553 e outro entre as usinas hidrelétricas de Canoas II e Salto Grande, entre as coordenadas 22k 603287, 7465071 e 22k 592159, 7464652 (Fig. 1). Percorri o rio Paraná em sua seção pertencente aos dois parques entre as coordenadas 22k 244708, 7473803 e 21k 793828, 7352838 e averigui a margem de praticamente todas as ilhas pertencentes ao complexo.

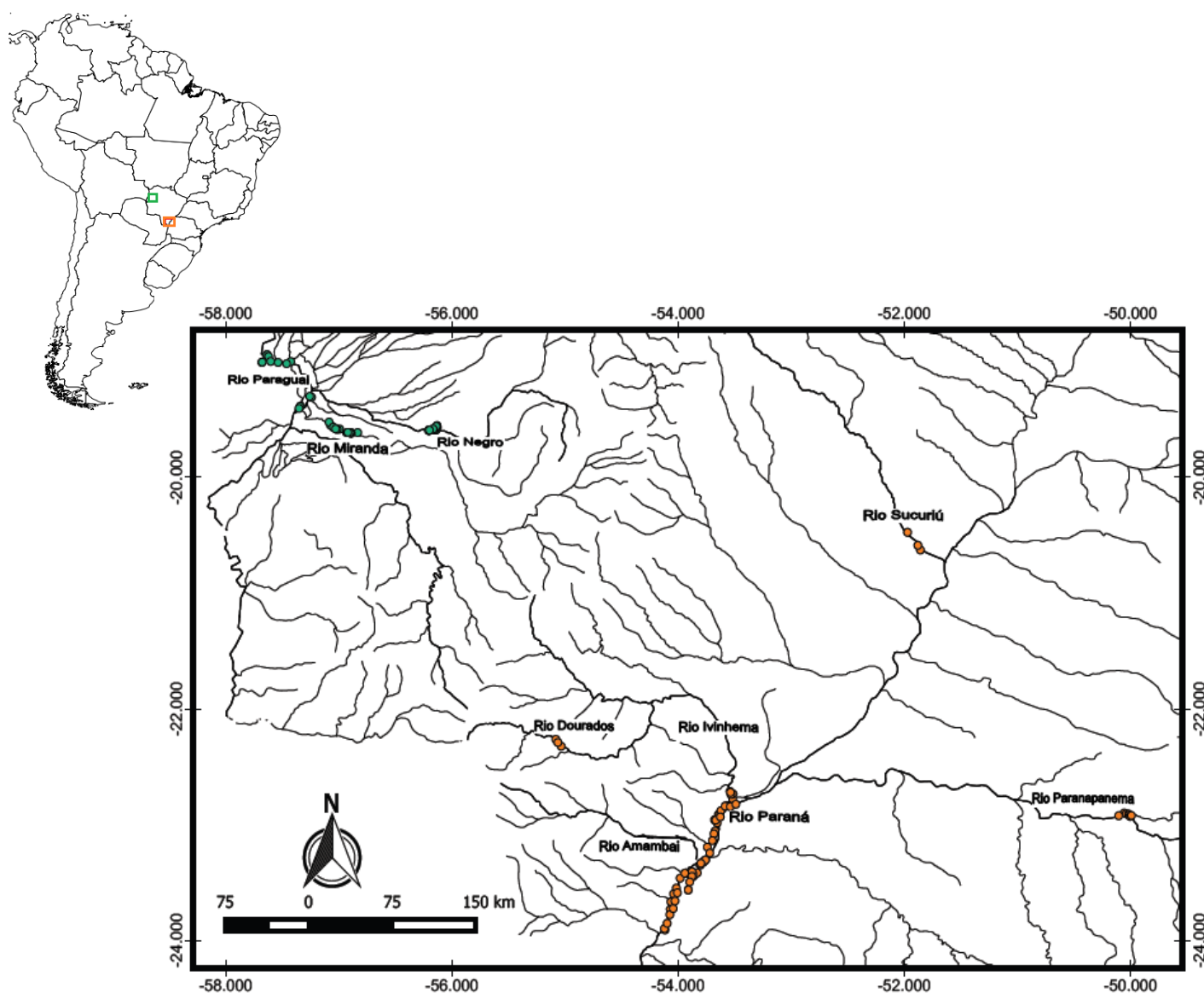


Figura 1. Visão geral da área de estudo. Trechos percorridos dos rios Paraná, Ivinhema, Amambai, Dourados, Paranapanema e Sucuriú na bacia do Alto Rio Paraná (assinalados em

laranja) e dos rios Paraguai, Miranda/ Vermelho e Negro na bacia do Alto Rio Paraguai (assinalados em verde).

No Pantanal sul-matogrossense, realizei três expedições entre Abril e Dezembro de 2015, nas quais percorri o rio Vermelho, do início do seu curso até sua desembocadura no rio Miranda entre as coordenadas 21k 504966, 7830712 e 21k 517601, 7831273, trechos do rio Miranda, na região do Passo do Lontra entre as coordenadas 21k 500906, 7834625 e 21k 491111, 7841290, do rio Negro, nas proximidades da fazenda Barranco Alto no município de Aquidauana entre as coordenadas 21 k 583345, 7833322 e 21k 590353, 7833599, do rio Abobral, na sua foz no rio Paraguai entre as coordenadas 21k 473175, 7864584 e 21k 474751, 7865074, do rio Paraguai nas proximidades dos municípios de Corumbá, Ladário e Albuquerque entre as coordenadas 21k 428575, 7898161 e 21k 455426, 7899109, além de lagoas, baías e canais adjacentes a todos os rios, com o intuito de amostrar o maior número possível de vestígios da espécie e medir características ambientais que pudessem estar correlacionadas à seleção de habitat.

Coleta de dados

Percorri as áreas focais da bacia do Alto Rio Paraná e bacia do Alto Rio Paraguai em barcos de alumínio de 4 a 6m com motores de popa que variaram entre 4,5 hp 2T, 15 hp 4T, 20 hp 4T e 40 hp 2T, a uma velocidade média de 7 km/h, o mais próximo o possível da margem, em busca de vestígios como tocas, latrinas, terraços e pegadas. O caminho de ida era realizado próximo a uma margem do rio e o de volta realizado na margem oposta. Em áreas aparentemente propícias e com sinais duvidosos foi necessária uma maior inspeção do barranco realizada a pé. Amostrei todos os sinais positivos de presença da espécie. Após a área já ter sido vasculhada em busca de vestígios durante vários dias, o mesmo percurso era realizado novamente com o objetivo de retirar medidas das variáveis ambientais em pontos de ausência de sinais da espécie. Para isso adotei uma distancia temporal de 20 minutos entre um ponto e outro com o barco a uma velocidade média de 20 km/h. Pontos de ausência foram amostrados nas duas bacias, porém apenas um

pequeno número de pontos (n=6) foi amostrado na bacia do Alto Rio Paraguai, contra os 52 pontos de ausência amostrados na bacia do Alto Rio Paraná.

Dos trechos visitados na área focal da bacia do Alto Rio Paraná, apenas os rios Ivinhema e Paraná em suas seções que compreendem o Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema (PEVRI) e o Parque Nacional de Ilha Grande (PNIG), e um trecho do rio Paranapanema (entre as usinas hidrelétricas de Canoas II e Salto Grande, divisa dos estados do Paraná e São Paulo) foram amostrados quanto às características ambientais da área, com o intuito de amostrar o tipo habitat existente segundo sua influencia na ocorrência de ariranhas.

Em cada bacia tomei medidas de variáveis ambientais em dois níveis de resolução espacial: (1) a nível de trechos de corpos d'água, em que amostrarei 10 trechos na bacia do Paraná e 10 na do Pantanal (trechos inferiores a 10 km tiveram de 1 a 2 pontos amostrados e trechos de 10 a 50 km tiveram de 3 a 8 pontos amostrados); e (2) a nível de microhabitat, em que amostrarei 59 pontos de margem na bacia do Alto Rio Paraná e 51 pontos na bacia do Alto Rio Paraguai (Pantanal).

Considerarei como sinais positivos as tocas, os terraços, as latrinas e pegadas, ainda que antigos, e registrei as coordenadas geográficas dos mesmos em GPS (Garmin Etrex, Inc., Olathe, Kansas). Em cada ponto amostrarei em campo: a largura e comprimento de tocas e terraços, a altura, inclinação e cobertura vegetal do barranco e a profundidade, transparência e velocidade do corpo d'água, como o proposto por Lima et al. (2012). Recolhi amostras de água em garrafas pet e as congelei para posterior análise do pH e condutividade ($\mu\text{s}/\text{cm}$) da água em laboratório. Recolhi amostras de solo em sacos plásticos e submeti-as a um processo de separação de partículas, realizado em laboratório, segundo a densidade de areia e argila presentes nas amostras. Utilizei imagens de satélite do programa Google Earth para medir a largura do corpo d'água e a largura da mata ripária adjacente ao ponto. Utilizei o software aberto QGIS versão 2.6.1 (QGIS 2015) para os cálculos de NDVI ("Normalized Difference Vegetation Index"), porcentagem de vegetação nativa e distância da cidade mais próxima (Tabela 1).

Tabela 1. Descrição das variáveis ambientais utilizadas durante a coleta de dados em trechos de corpos d'água das bacias do Alto Rio Paraná e Alto Rio Paraguai para relacionar a presença de ariranhas ao tipo de habitat existente na área.

Variável	Tipo	Descrição
Altura (m)	Contínua	Distância em que se encontra o terraço do barranco em relação ao nível da água.
Largura (m)	Contínua	Largura máxima de terraços e latrinas e distância máxima entre as entradas das tocas. Tomadas perpendicularmente ao corpo d'água.
Comprimento (m)	Contínua	Medidas semelhantes ao item anterior, porém tomadas paralelamente ao corpo d'água.
Inclinação (°)	Contínua	Triangulação entre a altura do barranco e a declividade do terreno.
Vegetação	Binária	Presença ou ausência de vegetação no local do sinal. 0= ausência, 1= presença.
Profundidade (m)	Contínua	Distância da lâmina d'água até o fundo.
Transparência (m)	Contínua	Distância da lâmina d'água até a profundidade em que se perde a visibilidade de um objeto.
Largura do corpo d'água (m)	Contínua	Distância de uma margem do corpo d'água até a outra margem.
Velocidade (m/s)	Contínua	Tempo que um objeto demora em percorrer determinada distância sendo carregada pelo fluxo d'água.
Condutividade ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	Contínua	Capacidade da água em conduzir uma corrente elétrica. Valor diretamente proporcional à quantidade de íons dissolvidos.
pH	Contínua	Potencial hidrogeniônico que indica acidez, neutralidade ou alcalinidade da água.
Textura do solo (%)	Contínua	Porcentagem de argila no solo.
Largura da mata (m)	Contínua	Distância perpendicular entre o ponto em que a mata riparia está em contato com o corpo d'água ao ponto de transição (área desmatada ou outro corpo d'água) oposto.
Distância de cidades (m)	Contínua	Distância do ponto a cidade mais próxima
Porcentagem de vegetação nativa (%)	Contínua	Área do polígono classificado como vegetação nativa dentro a área do "buffer".
Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI)	Contínua	Matemática de bandas espectrais de satélites produzindo um valor pertencente ao intervalo [-1, 1]. Valores mais próximos de 1 indicam vegetação mais densa e mais próximos de -1 indicam solo aberto.

Utilizei uma trena para medir a altura do barranco e largura e comprimento das tocas e terraços, um inclinômetro para medir a inclinação do barranco, uma corda graduada conectada a um disco de Secchi para medir a transparência e profundidade do corpo d'água e uma sonda multiparâmetro (Horiba U-5000G) para as análises de água. Para medir a velocidade da água utilizei uma laranja amarrada a um cordão. Com o barco sem se deslocar (amarrado a um galho ou com baixa aceleração contra a correnteza), a laranja era solta em uma extremidade do barco e cronometrava-se o tempo que demorava em atingir a outra extremidade sendo carregada pelo fluxo d'água, então aplicava-se o cálculo $v = m/s$, sendo v = velocidade, m = comprimento do barco e s = tempo que a laranja demorou para fazer o percurso. As medidas de transparência, profundidade e velocidade foram retiradas no ponto central do corpo d'água.

Para os cálculos de vegetação nativa e NDVI criei “buffers” de 2 km de diâmetro. Escolhi este tamanho para contemplar a área de vegetação ripária que pudesse ser utilizada pelas ariranhas para a realização de suas atividades, levando-se em conta um tamanho mínimo de território linear de 1.8 km, durante a estação seca, e área de vida de 3.6 km² durante estação chuvosa (Leuchtenberger et al. 2013). Determinei a porcentagem de vegetação nativa a partir da fórmula $PVN = AV \times 100 / AB$, sendo PVN = porcentagem de vegetação nativa, AV = área do polígono de vegetação nativa, AB = área total do buffer, aplicada aos “shapefiles” disponibilizados pelo mapa de uso do solo da bacia do Alto Rio Paraguai (WWF-Brasil/SOS Pantanal 2015) e mapa de remanescentes de mata atlântica (SOS Mata Atlântica/ INPE 2015) e gerei o NDVI a partir de imagens do satélite Landsat 8-TM 4 e 5 (<http://earthexplorer.usgs.gov>) calculando seu valor máximo e mínimo e médio dentro de cada “buffer”.

Para o cálculo de distância da cidade mais próxima utilizei o “shapefile” de pontos de localidades brasileiras disponibilizado pelo IBGE (ftp://geoftp.ibge.gov.BR/organizacao territorial/localidades/Shapefile_SHP) e considerei apenas os pontos categorizados como cidades, excluindo as aldeias indígenas, vilas e povoados.

Análise dos dados

Utilizei um algoritmo "stepwise" para desenvolver um modelo de regressão logística capaz de prever, com base em algumas variáveis ambientais tomadas em escala local, a probabilidade de algum ponto específico do barranco ser usado por ariranhas, baseado em vestígios deixados por elas, que foram: tocas (associadas ou não à latrinas), terraços (associados ou não à latrinas) ou pegadas. Para um melhor ajuste dos dados estes foram logaritmizados em uma função $\log(x+1)$. Primeiramente escolhi aleatoriamente um subgrupo com 51 pontos (~50%) dos 103 pontos amostrados como grupo de "aprendizado" e defini os 52 pontos restantes como o subgrupo de "uso". O modelo "completo" de entrada no algoritmo "stepwise" incluiu os preditores velocidade da água (vel), largura do corpo d'água (width), largura da mata ripária (rip), inclinação (slo) e textura do solo (soil). Utilizei o algoritmo stepwise juntamente com a função GLM ("Generalized Linear Models") do pacote "VEGAN" (Oksanen et al. 2014) para a seleção de um modelo, segundo o menor valor de AIC ("Akaike's Information Criterion"), usando o argumento "family = binomial(logit)" nos dados de aprendizado. Submeti o modelo selecionado a uma nova regressão, utilizando o subgrupo de "uso" a fim de se obter valores de probabilidades válidos para o modelo. Fiz uso do pacote "VISREG" (Breheny & Burchett et al. 2015) para gerar os gráficos obtidos com o modelo de regressão logística conciso e da função "jitter" para facilitar a visualização dos pontos amostrais plotados no gráfico.

Realizei uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA) com objetivo de responder se e quais características ambientais ordenam a ocorrência de ariranhas em trechos de corpos d'água das bacias estudadas e se há disponibilidade destas características na bacia do Alto Rio Paraná. Para a PCoA agrupei os pontos amostrais conforme os trechos de corpos d'água que representavam, perfazendo um total de 20 trechos, sendo estes: rio Vermelho, rio Miranda, rio Negro, lagoas da fazenda Barranco Alto, rio Paraguai, canal do Tamengo, canal Bracinho, baía do rio Paraguai, rio Abobral, Baía do Albuquerque, rio Ivinhema, córrego Curupaí, canal Poitã, rio Paraná na área do PEVRI, rio Paranapanema e outros cinco trechos do rio Paraná na área do PNIG divididos longitudinalmente de acordo com as diferentes características

hidrológicas dadas pela formação de ilhas e aporte de afluentes (Figs. 2 e 3). As características ambientais de cada trecho foram dadas pela média das medidas de cada ponto pertencente àquele trecho e as variáveis ambientais consideradas foram largura da mata ripária, NDVI, altura e inclinação do barranco, distância de cidades, composição do solo, profundidade, transparência, velocidade, largura, condutividade e pH do corpo d'água.

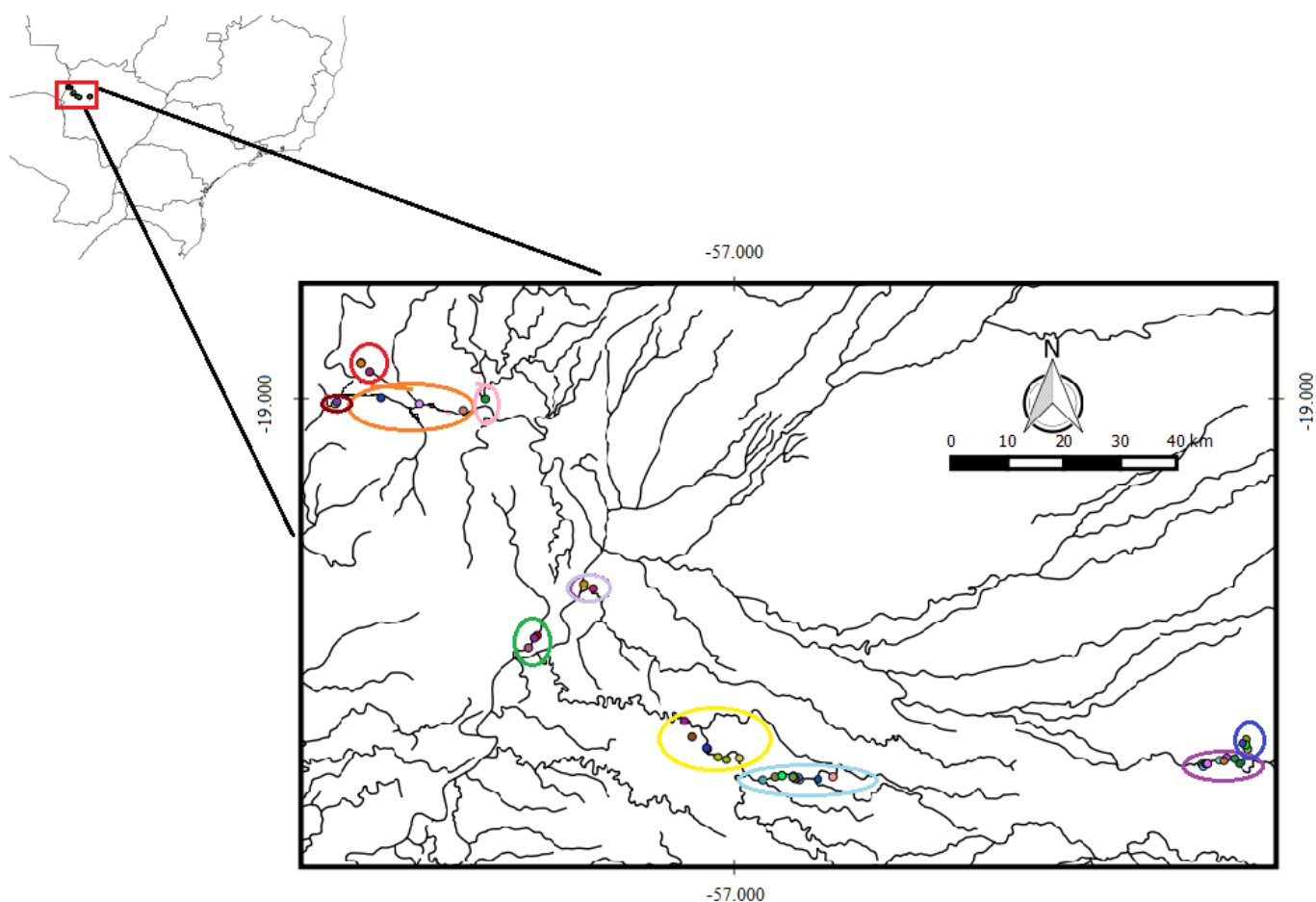


Figura 2. Trechos de corpos d'água percorridos na área focal do Pantanal, com pontos amostrais agrupados segundo características ambientais em comum que possam ordenar a ocorrência de aranhas. Em azul claro: rio Vermelho; em amarelo: rio Miranda; em roxo: rio Negro; em azul escuro: lagoas da fazenda Barranco Alto; em laranja: rio Paraguai; em marrom: canal do Tamengo; em vermelho: canal Bracinho; em rosa: baía do rio Paraguai; em lilás: Baia do Abobral; em verde: Baia do Albuquerque.

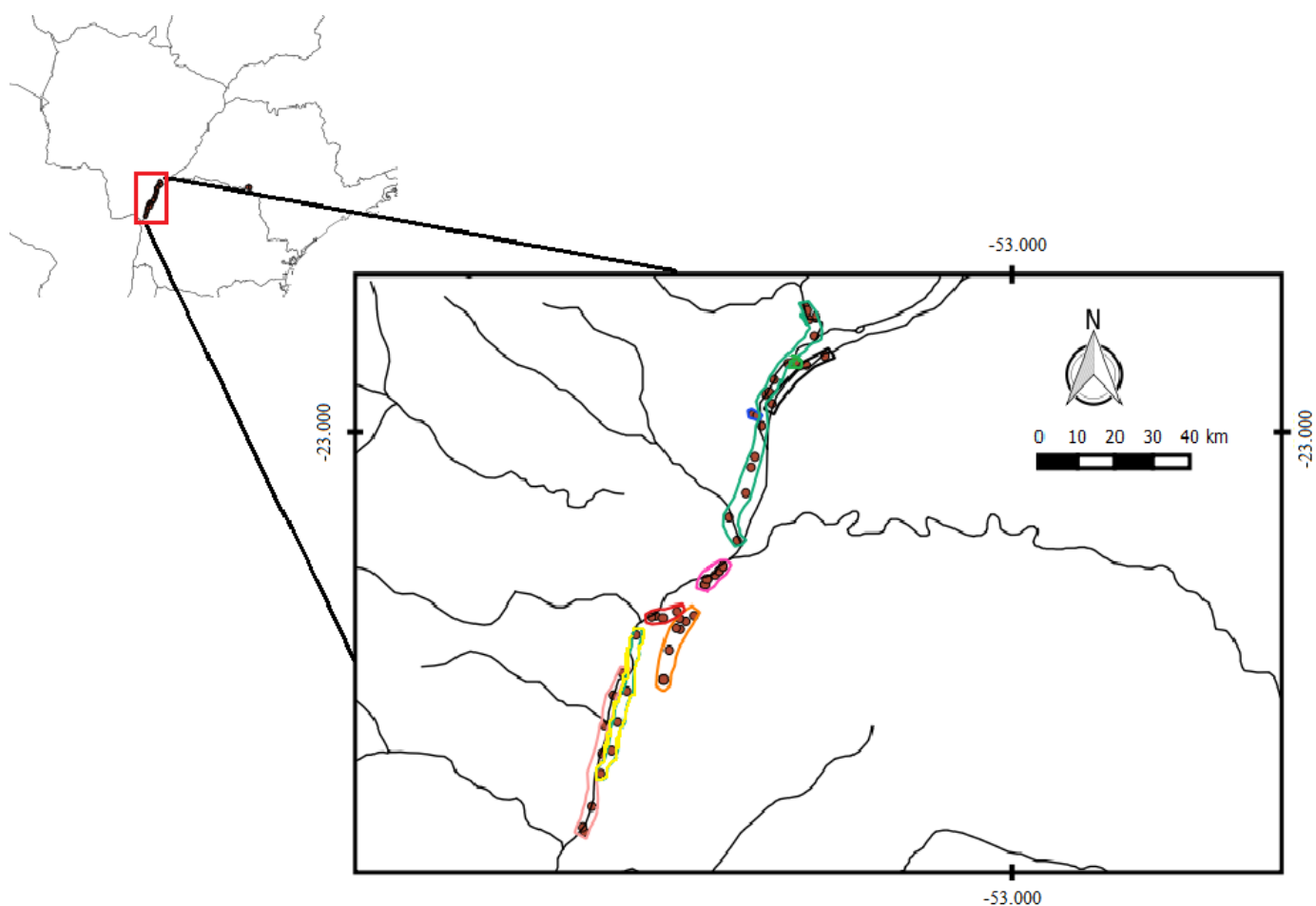


Figura 3. Trechos percorridos dos rios Ivinhema e Paraná nos limites do Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema e Parque Nacional da Ilha Grande, com pontos amostrais agrupados segundo características hidrológicas em comum que possam ordenar a ocorrência de ariranhas. Em verde água: rio Ivinhema; em verde: canal poitã; em azul: córrego curupai; em preto: rio Paraná na área do Parque Estadual das Várzeas do rio Ivinhema; demais cores: cinco trechos do rio Paraná divididos longitudinalmente.

Para fazer a Análise de Coordenadas Principais (PCoA), utilizei a função "cmdscale" do pacote "STATS" (R Development Core Team 2014), após os dados serem padronizados no pacote "VEGAN" (Oksanen et al. 2014) pelo método "wisconsin", que realiza uma padronização dupla, primeiro, dividindo os

valores de cada variável preditora pelo seu valor máximo (i.e. nas colunas) e depois dividindo o valor de cada característica de cada objeto (trecho) pela soma de suas características (i.e. nas linhas). A função fornece também o valor da estatística "goodness of fit" análoga ao coeficiente de correlação quadrado (r^2). O ajuste dos vetores ambientais na ordenação foi feito posteriormente pela função "envfit" (pacote "VEGAN"), que obtêm a correlação relativa para cada preditor, e através de um procedimento de aleatorização (999 permutações) define uma significância empírica para cada variável preditora. A projeção dos pontos nos vetores é feita com a máxima correlação com as variáveis ambientais correspondentes. Todas as análises foram realizadas no programa R (versão 3.1.2, R Development Core Team 2014).

Resultados

Ao todo percorri 726 km de rios pertencentes à bacia do Alto Rio Paraná em 125 horas de trabalho em campo em busca de sinais de presença da espécie. Após averiguar minuciosamente cada local percorrido, não encontrei quaisquer vestígios de ariranhas, nem ao menos vestígios antigos, sugerindo que a espécie encontra-se ausente nos corpos d'água amostrados na bacia.

No Pantanal, percorri 427 km de rios em 96 horas de trabalho em campo e, encontrei e georeferenciei 45 sinais positivos de ariranhas. Destes sinais, 24 eram tocas, 13 terraços e oito tratavam-se de pegadas isoladas deixadas nas margens dos corpos d'água. Todas as latrinas encontradas, quatro ativas e 21 antigas, estavam associadas a tocas ou a terraços. As tocas e terraços apresentaram grande variabilidade em suas dimensões. As tocas (n=24) tiveram uma variação interquartil (IQR) entre comprimentos igual a 6,37 m e em entre larguras igual a 3,92 m, construídas em barrancos que apresentaram uma variação interquartil de 1,25 m entre alturas e de 10° entre inclinações. Os terraços (n=13) tiveram uma variação interquartil entre comprimentos igual a 4 m e em entre larguras igual a 3,3 m, construídos em barrancos que apresentaram uma variação interquartil de 0,82 m entre alturas e de 15,4° entre inclinações. A variação interquartil da profundidade, transparência e velocidade dos corpos d'água em locais de tocas foram respectivamente: 2,88 m, 0,69 m e 0,14m/s e em locais de terraços foram 2 m, 1,4 m e 0.06 m/s.

A maioria das tocas (n=20, 83%) foi construída sob os sistemas radiculares da vegetação em barrancos principalmente de solos arenosos (n=12), seguido por solos muito argilosos (n=9), solos argilosos (n=2) e solos com textura média (n=1). Os terraços foram feitos principalmente em terrenos arenosos (n=7), seguido por terrenos argilosos (n=4) e apenas um em terreno muito argiloso e outro de textura média. A mata riparia teve uma largura mediana de 250,5 m (IQR=383,25) em locais de tocas e de 181 m (IQR=126) em locais de terraços. O NDVI em áreas de tocas teve uma variação interquartil de 0,084 e de 0,073 em áreas de terraços (Tabela 2).

Dentre as variações mencionadas encontramos uma diferença significativa apenas para a altura do barranco (p=0,006) e para a profundidade do corpo d'água (p=0,002) entre os locais selecionados para a confecção de tocas e terraços. Isto indica que as ariranhas escolhem trechos de rios que são mais profundos e apresentam alturas mais elevadas de barranco para confeccionar suas tocas quando comparado aos locais escolhidos para a confecção de terraços.

A maioria dos registros de sinais de ariranhas ocorreu em áreas em que o barranco era coberto por vegetação (n=36, 80%). O pH mediano da água foi 5,8 (IQR=2,25). A condutividade mediana foi 49 $\mu\text{s}/\text{cm}$ (IQR=34), se excluirmos um "outlier". Este ponto se refere salina localizada na fazenda Barranco Alto, em Aquidauana/MS, e sua condutividade foi igual a 2.340 $\mu\text{s}/\text{cm}$. Segundo os moradores locais, após a grande cheia do rio Negro em 2011, esta salina entrou em contato com o sistema coalescente de águas que se forma entre o rio e as lagoas de água doce (baías) naquela subregião do Pantanal nas grandes cheias (Mourão et al. 1988). Assim, esta salina teria recebido água doce e peixes do rio e passou a ser utilizada pelas ariranhas.

Os trechos de rios e corpos d'água em que encontrei sinais de ariranhas estiveram a uma distância mediana de 81,4 m (IQR=41,2) da cidade mais próxima, embora uma toca tenha sido encontrada na borda da área urbana de Corumbá/MS. Este foi o único ponto com presença de sinais de ariranhas em que a vegetação dominante não foi definida como nativa.

Tabela 2. Dimensões de tocas e terraços confeccionados por ariranhas (*Pteronura brasiliensis*) no pantanal sul-matogrossense, assim como características dos corpos d'água e suas margens nesses pontos. Medianas e IQR (Variação Interquartil). NDVI (Índice de Vegetação por Diferença Normalizada)

	Toca		Terraço	
	Mediana	IQR	Mediana	IQR
Altura (m)	2,35	1,25	0,9	0,82
Comprimento (m)	3,9	6,38	6,5	4
Largura (m)	2,8	3,93	3,6	3,3
Inclinação (°)	35	10	33,8	15,4
Argila (%)	7	90	17	37
NDVI	0,197	0,085	0,191	0,073
Largura mata riparia (m)	250,5	383,25	181	126
Profundidade (m)	2,04	2,88	4,9	2
Transparência (m)	0,65	0,69	0,65	1.4
Velocidade (m/s)	0,14	0,14	0,33	0,06

Para a análise de regressão logística foram aleatoriamente atribuídos ao subgrupo “uso” 31 pontos amostrados onde não se encontrou sinais de ariranhas e 21 pontos com presença de sinais de ariranhas. O melhor modelo selecionado pelo algoritmo “stepwise”, segundo o menor valor de AIC continha as variáveis velocidade, largura do corpo d'água e largura da mata ripária. Após submeter o modelo escolhido a uma nova regressão, desta vez aplicada aos dados de “uso”, as variáveis explanativas "largura da mata riparia" e "velocidade da água" foram significantes ao alfa de 0,05 e então adotados no modelo logístico (Tabela 3).

Tabela 3. Resultado do modelo mais conciso (AIC=36,16) escolhido pelo método “stepwise” aplicado juntamente à função GLM (Modelo Linear Generalizado) para prever a probabilidade de algum ponto específico da margem do corpo d’água ser usado por aranhas, baseado em vestígios deixados por elas.

	Estimativa	Erro padrão	Valor de z	Pr(> z)
Intercepto	-0,3068	2,9309	-0,105	0,9166
Velocidade (m/s)	-25,3889	9,2404	-2,748	0,0060 **
Largura do corpo d’água (m)	-1,2247	0,8997	-1,361	0,1735
Largura da mata riparia (m)	2,8009	1,2588	2,225	0,0261 *

O modelo logístico indicou que a probabilidade de se encontrar vestígios de aranhas diminui com o aumento da velocidade dos corpos d’água (Fig. 4a) e aumenta conforme o aumento da largura da mata riparia (Fig. 4b). Corpos d’água com velocidades superiores a 0,6 m/s e mata ripária com largura inferior a 30 m não foram propícios a sinais de aranhas.

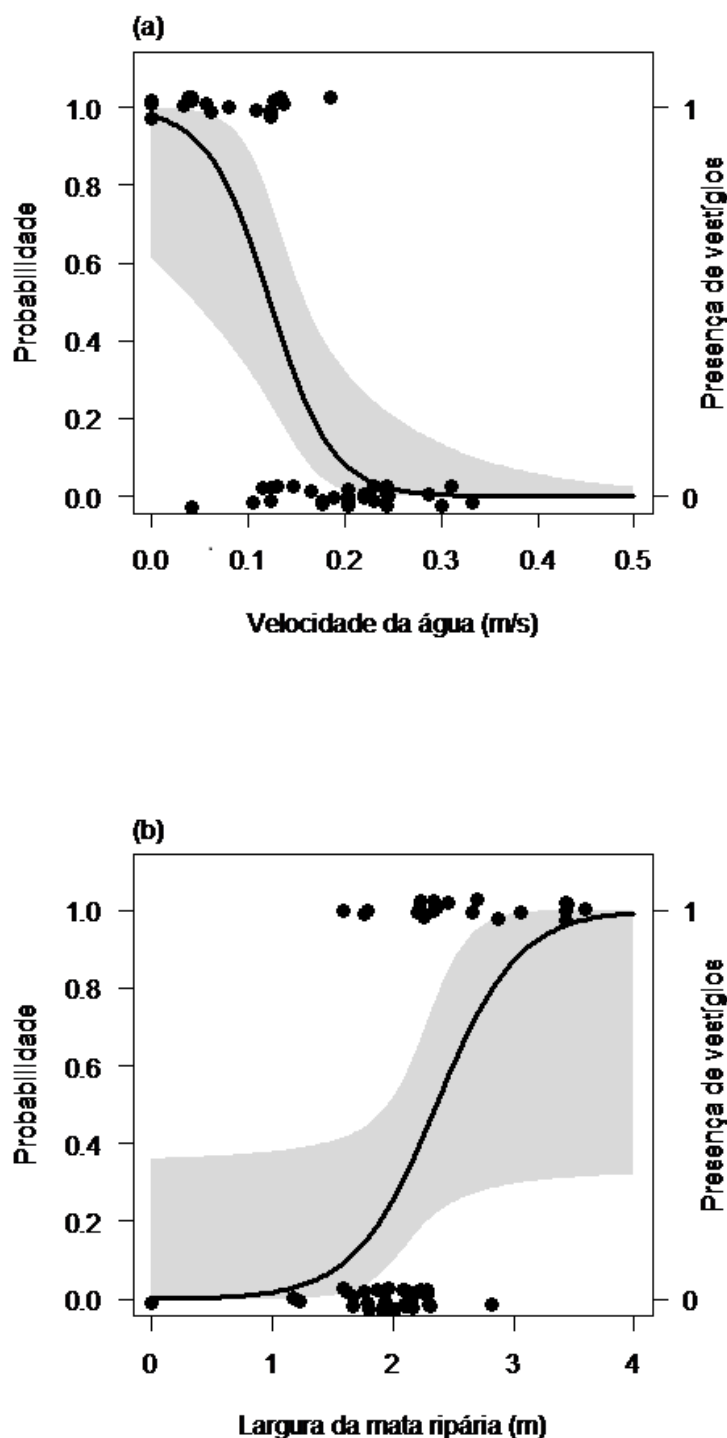


Figura 4. Probabilidade de ocorrência de aranhas em função da velocidade da água (a) e largura da mata ripária (b) em pontos específicos da margem de corpos d'água pertencentes às bacias do Alto Rio Paraná e Alto Rio Paraguai. Os pontos foram plotados nos gráficos com um ligeiro deslocamento apenas no eixo Y devido à extensiva sobreposição. As probabilidades de

ocorrência de vestígios estimadas pelo modelo são mostradas juntamente com seus intervalos de confiança (95%) em cinza.

Os dois primeiros eixos da ordenação (PCoA) explicaram 55% da variação. As variáveis velocidade do corpo d'água, textura do solo e largura da mata riparia foram as mais correlacionadas a presença de ariranhas em trechos de rios. Também foram significativamente relacionadas a seleção de habitat as variáveis condutividade, inclinação e distância de cidades (Tabela 4).

Tabela 4. Ajuste dos vetores ambientais na Análise de Coordenadas Principais (PCoA) realizada para responder se e quais características ambientais ordenam a ocorrência de ariranhas em trechos de corpos d'água das bacias Alto Rio Paraguai e Alto Rio Paraná e se há disponibilidade destas características na bacia do Alto Rio Paraná.

Variáveis	Eixo 1	Eixo 2	r²	Pr(>r)
Altura do barranco (m)	-0,640	0,768	0,15	0,239
Inclinação do barranco (°)	-0,902	-0,432	0,44	0,027*
Profundidade do corpo d'água (m)	-0,947	0,320	0,29	0,067.
Transparência do corpo d'água (m)	0,249	-0,969	0,18	0,150
Largura do corpo d'água (m)	-0,075	-0,997	0,18	0,179
Velocidade do corpo d'água (m/s)	-0,501	-0,865	0,82	0,001***
Condutividade da água (µS.cm-1)	0,973	-0,232	0,68	0,014*
pH	0,991	0,134	0,20	0,127
Textura do solo (%)	-0,882	0,472	0,57	0,001***
Largura da mata riparia (m)	0,0	0,999	0,78	0,001***
Distância de cidades (m)	0,917	-0,398	0,38	0,036*
Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI)	0,855	0,519	0,24	0,077.

A presença de ariranhas foi relacionada a locais com maior largura de mata riparia, maior distância de cidades, maior condutividade e solos arenosos, enquanto que a ausência da espécie está relacionada a locais que possuem corpos d'água mais velozes e barrancos com maiores inclinações.

Nenhum dos dois eixos da ordenação PCoA individualmente foi suficiente para separar as bacias do Alto Rio Paraná e Alto Rio Paraguai, mas tomados em conjunto ambas bacias separam-se no espaço multidimensional (Fig. 6). Este resultado indica que as características de corpos d'água que compõem uma bacia são diferentes das características e compõem a outra bacia e sugerem que os trechos amostrados na bacia do Alto Rio Paraná não reúnem todas as características relacionadas com a presença de sinais de ariranhas (Fig. 6).

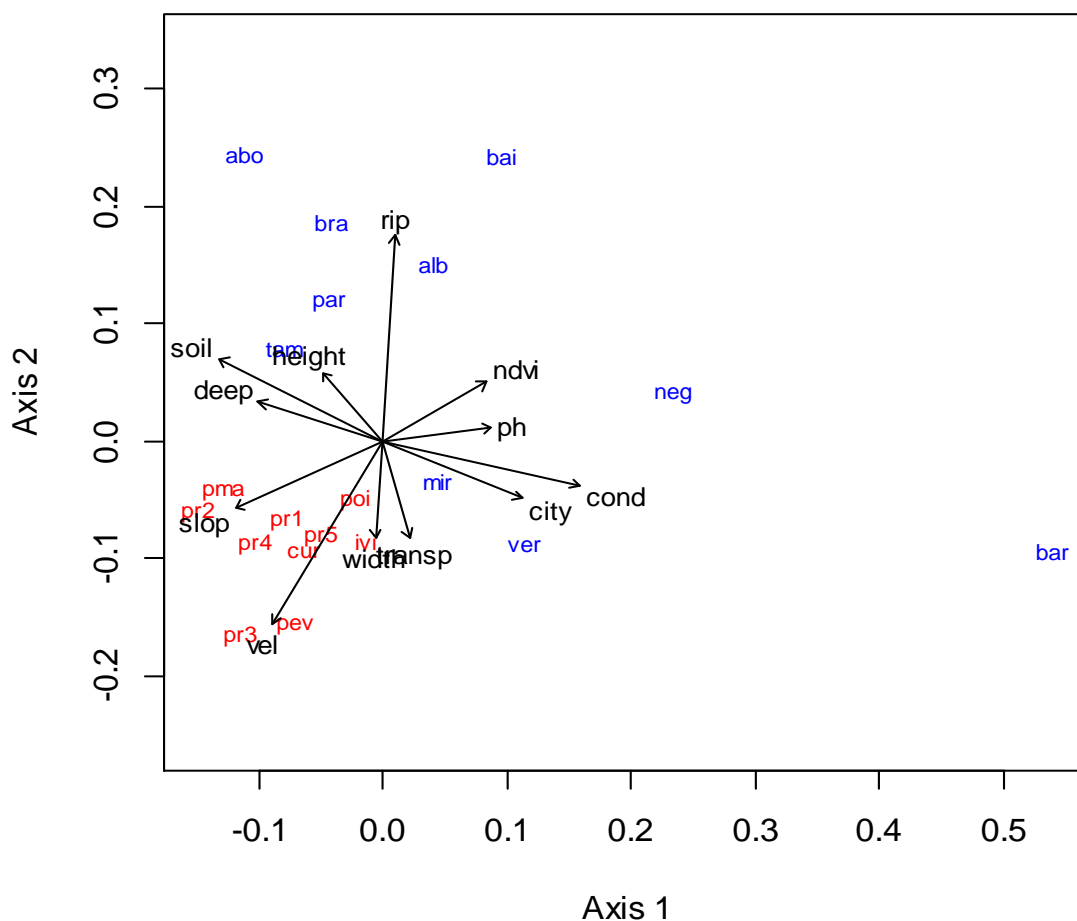


Figura 6. Eixos 1 e 2 da Análise de Coordenadas Principais (PCoA) mostrando a relação entre fatores ambientais e presença/ausência de aranhas em trechos de corpos d'água da bacia do Alto Rio Paraguai (em azul) e bacia do Alto Rio Paraná (em vermelho). bra=canal Bracinho, TAM=canal do Tamengo, par= rio Paraguai, abo=rio Abobral, alb=Baia do Albuquerque, bai=baia no rio Paraguai, bar=lagoas da fazenda Barranco Alto, ver=rio Vermelho, mir=rio Miranda, neg=rio Negro, ivi=rio Ivinhema, poi=canal Poitã, cur=córrego curupaí, pev=rio Paraná/PEVRI, pma=rio Paranapanema; pr1, pr2, pr3, pr4, pr5=trechos do rio Paraná no PNIG. As variáveis ambientais utilizadas na análise (em preto) foram: largura da mata ripária=rip, altura do barranco=alt, inclinação do barranco=slop, distância de cidades=city, composição do solo=soil, profundidade do

corpo d'água=prof, condutividade=cond, velocidade do corpo d'água=vel, largura do corpo d'água=width, transparência do corpo d'água=transp, pH=ph e índice de Vegetação por Diferença Normalizada=ndvi.

Discussão

Distribuição histórica x distribuição recente na bacia do Alto Rio Paraná.

A ausência de registros da presença de ariranhas na bacia do Alto Rio Paraná resultante da averiguação feita por mim em trechos de corpos d'água da bacia estão de acordo com a pressuposta extinção da espécie na área, a qual é evidenciada em mapas de distribuição propostos diversos autores (Groenendijk et al. 2005, Duplaix et al. 2008, Rodrigues et al. 2013 Colodetti 2014) (Fig. 2). Os último registro conhecido para a espécie na bacia do Alto Rio Paraná é de 1998 (Braga et al. 1998) na área do PNIG. Além deste, há relatos anedóticos de outros avistamentos que datam da década de 90, no rio Paranapanema - Parque Estadual Morro do Diabo (SP), no Parque Estadual Rio Doce (MG) e no Parque Nacional de Iguazu (PR) (Foster-Turley 1990, Carter & Rosas 1997).

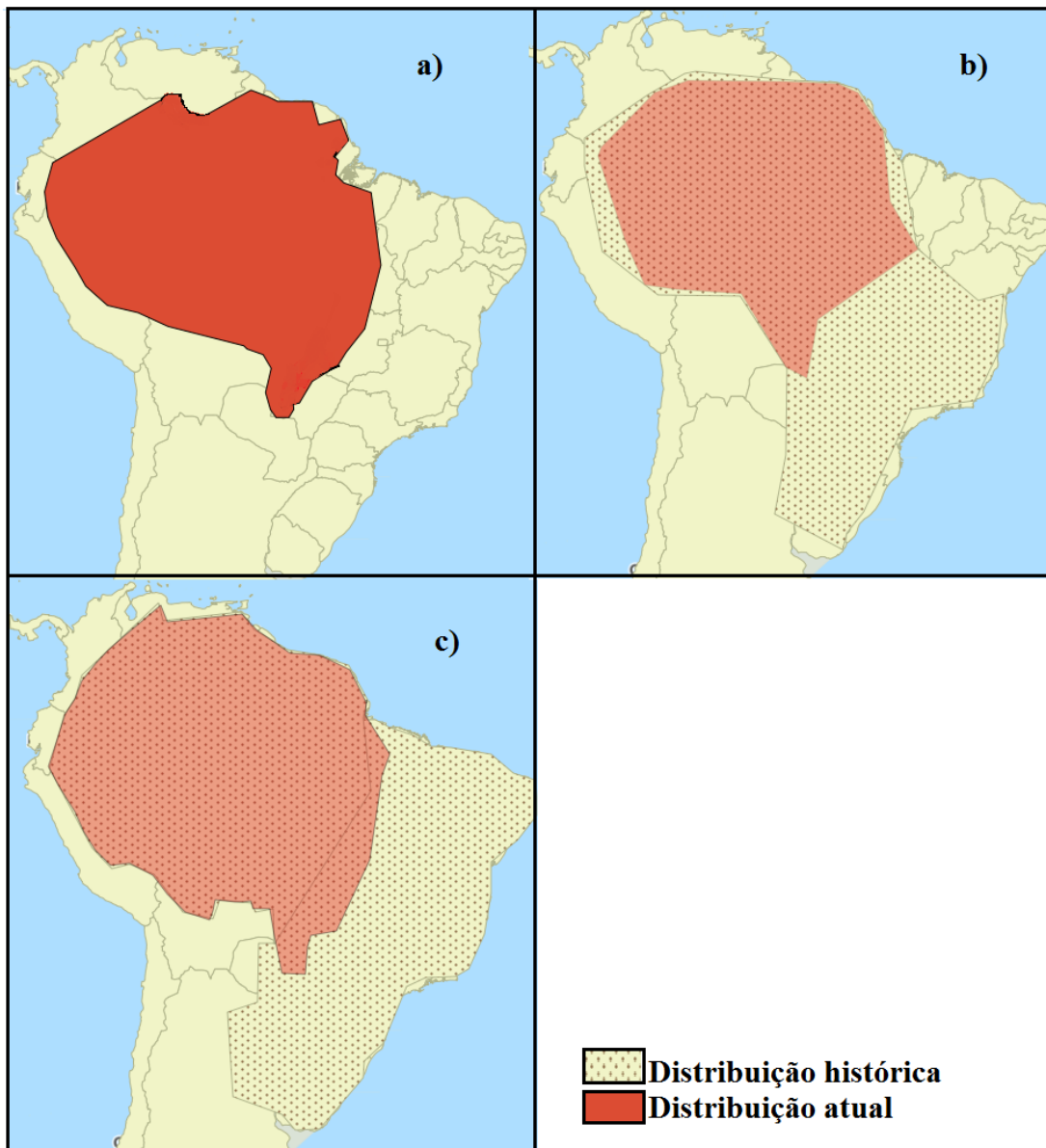


Figura 8. Mapas de distribuição atual e histórica de *Pteronura brasiliensis* adaptados de: **a)** Duplaix et al. 2008, **b)** Colodetti 2014 e **c)** Groenendijk et al. 2005.

Apesar da presença da espécie constar no plano de manejo do PNIG e ser este o local de registro mais recente da espécie para a bacia, durante entrevistas informais realizadas no presente estudo a moradores, pescadores e funcionários da secretaria de meio ambiente do município de Porto Figueira- PR, não obtive afirmações concretas sobre a presença da espécie nesta área. Um pescador residente no PNIG relatou ter reconhecido a foto de uma ariranha mostrada por um pesquisador, há aproximadamente três anos atrás, que segundo ele havia sido fotografada dentro do PEVRI, porém funcionários do PEVRI afirmam nunca terem visto a espécie nesses dois últimos anos que trabalharam no parque.

A ocorrência da lontra neotropical (*Lontra longicaudis*) nos locais visitados e sua grande semelhança com as ariranhas pode criar alguma confusão nos moradores locais. Por exemplo, quando questionados sobre a presença de ariranhas, muitos moradores faziam afirmação positiva, porém ao aprofundar-se o questionamento para que descrevessem os hábitos comportamentais das ariranhas, ficava claro que a espécie descrita era na verdade a lontra neotropical.

No rio Paranapanema, moradores locais declararam ter conhecimento de avistamentos de ariranhas em períodos que variaram de 10 a dois anos atrás. Além disso, há pelo menos um relato de fonte confiável, que indica a presença da espécie nas proximidades da cidade de Panema-PR (Lucas Leuzinger, comunicação pessoal). Entretanto, apesar de durante o presente levantamento ter se despendido considerável esforço de procura na área indicada por ele, não se obteve resultados positivos. Há outros relatos recentes da presença de sinais de ariranhas nos rios Sucuriú e Dourados advindos de pesquisadores conhecedores das características biológicas da espécie (Walfrido Tomas e Antônio dos Santos Júnior, comunicação pessoal). O levantamento nestas áreas também não retornou resultados positivos e entrevistas feitas aos pescadores e moradores destes locais foram inconclusivas, pontuadas por relatos duvidosos.

Segundo Groenendijk et al. (2005), grandes mudanças na distribuição da espécie podem ocorrer em curtos intervalos de tempo. Vestígios da espécie podem ser rapidamente apagados devido as grandes

mudanças sazonais associadas aos habitats ripários. Este fato pode explicar a ausência de vestígios, mesmo em áreas em que a extinção local tenha sido relativamente recente (i.e. nos últimos cinco anos).

Apesar dos meus resultados estarem de acordo com a suposta extinção local da espécie, a ausência de uma espécie em determinada localidade não pode ser tomada como absoluta, devido a possíveis erros de amostragem associados à probabilidade de detecção, densidade populacional, esforço amostral e outros fatores (Gu & Swihart 2004).

Em geral, acredita-se que a ariranha possa ser facilmente detectada em locais de sua ocorrência, devido ao seu hábito diurno, vocal e investigativo, seu comportamento de marcação de território, com tocas e terraços conspícuos, e ainda a deposição de fezes em latrinas comunais, que exalam um forte odor que pode ser sentido mesmo de longe. Entretanto não podemos deixar de considerar a possibilidade de uma densidade populacional extremamente baixa, o que somado a uma extensa área aquática formada por ilhas e várzeas, como é o caso das áreas dos parques estadual e nacional, podem ter dificultado a detecção da espécie.

Características de tocas, terraços e trechos de rios que possuem sinais de ariranhas.

A grande variação entre as dimensões de tocas e terraços que encontrei está dentro dos padrões já registrados para a espécie (Duplaix 1980, Schweizer 1992, Damasceno 2004, Lima et al. 2012). Aparentemente as dimensões de tocas e terraços estão mais relacionadas ao tempo de uso pelos indivíduos do que ao número de indivíduos de um grupo (Duplaix 1980, Schweizer 1992).

Lima (2009) afirma que provavelmente a transparência e profundidade dos corpos d'água não exercem papel determinante na construção de sítios, mas são importantes para se conhecer a amplitude dos ambientes explorados pela espécie, ao contrário de Duplaix (1980) e Carter & Rosas (1997) que opinam que, por serem predadores visuais, as ariranhas preferem águas claras ou pretas e são influenciadas pela profundidade. O registro de sinais de ariranhas em corpos d'água como o rio Paraguai e rio Miranda, rios de

águas brancas com baixa transparência, assim como em rios de baixa profundidade (i.e. rio negro) e rios de grande profundidade (i.e. rio Paraguai) demonstra que esses não são fatores limitantes para a espécie.

Palmerim et al. (2014) afirmam que ariranhas escolhem barrancos com ângulos moderados (i.e. 30°) para construir suas tocas e solos com maior porcentagem de partículas finas e dureza moderada sugerindo maior concentração de argila. O mosaico de solos encontrado nas áreas pantaneiras sugere que esse não seja um fator determinante na escolha para a construção de tocas, sendo que no presente estudo não encontrei relação entre ocorrência de tocas e um gradiente de textura do solo (i.e. diminuição do número de tocas proporcional ao aumento de porcentagem de argila no solo). Na verdade o maior número de tocas ocorreu em solos arenosos e o segundo maior número em solos muito argilosos, pulando as categorias de solo com texturas intermediárias. Aparentemente a porcentagem de argila no solo determina muito mais como será construída a toca do que o local em que ela será construída. Geralmente em solos arenosos, como os registrados no rio Negro, as tocas apresentaram apenas uma única ou no máximo duas entradas e não possuíam saídas auxiliares na parte superior do barranco, talvez porque tocas com muitas galerias em solos muito arenosos possam facilmente desmoronar, especialmente se não estiverem escavadas sob os sistemas radiculares da vegetação, a qual protege os barrancos de erosões.

A maioria dos registros de tocas se deu em locais abrigados pela vegetação, ao contrário do averiguado por Lima et al. (2012), que teve maior número de registros para tocas construídas diretamente no solo. Carter & Rosas (1997) afirmam também que as tocas são geralmente escavadas sob os sistemas radiculares das plantas associadas às margens dos rios. Ambos os autores, entretanto concordam que sinais de ariranhas são geralmente encontrados em barrancos providos de vegetação assim como averiguado por mim na maioria dos registros. As matas ripárias foram quase sempre largas em locais com sinais de ariranha, sugerindo bom estado de conservação desses habitats. Ariranhas requerem habitats altamente produtivos e estão susceptíveis a alterações tanto ao ambiente aquático quanto terrestre, sendo ótimas indicadoras de qualidade de ambientes (Isola & Benavides 2001, Barnett et al. 2000).

Influência das variáveis ambientais na escolha de trechos de corpos d'água e locais para ocorrência de sinais.

Modelos de regressão logística são frequentemente empregados em modelos de adequação de habitat, inclusive para lontras e ariranhas (Austin 2002, Segurado & Araújo 2004, Hirzel & Le Lay 2008, Barbosa et al. 2003, Palmerim et al. 2014, Oliveira et al. 2015), e estão geralmente associadas ao método “stepwise” com escolha do menor AIC para seleção do melhor modelo. Entretanto esses modelos nem sempre são testados em “subsets” de aprendizado e podem estar associados a artefatos estatísticos (i.e. sem sentido biológico), especialmente se um grande número de variáveis forem submetidas ao algoritmo. No caso do presente estudo, um modelo conciso foi escolhido usando o algoritmo “stepwise” aplicado a uma subgrupo “aprendizado” e depois o modelo conciso foi submetido no subgrupo “uso”. Das três variáveis escolhidas, apenas a velocidade do corpo d'água e largura da mata ripária foram significantes no subgrupo “uso”.

As ariranhas são conhecidas por ocuparem rios de planícies com águas calmas, riachos, baias e áreas pântanosas, e a presença atual da espécie concentra-se apenas em áreas de pouca altitude, caracterizados por rios de fluxo lento de planícies (Carter & Rosas 1997, Duplaix 1980, Berardi 2015). Todos os locais registrados no presente estudo como áreas de presença de ariranhas possuíam velocidade baixas tanto para os ambientes lânticos e lóticos, diferentemente das áreas amostradas na bacia do Alto Rio Paraná, que apesar de também serem áreas de planície, possuem águas mais velozes que as mensuradas no Pantanal. Existem registros históricos da espécie no início do século XIX para rios de fluxo rápido típicos de Mata Atlântica (rio Itabapoana -ES/RJ, rio Da Cachoeira e Almada -Ilhéus, BA, rio Jequitinhonha -MG/BA, rio Ivaí -PR e pequenos afluentes do rio Tietê - SP)(Silva 1997, Wied 1989), entretanto a impossibilidade de avaliar as características de locais específicos de ocorrência da espécie nesses rios não nos permite inferir se a velocidade dos corpos d'água é realmente limitante para a espécie, como o sugerido pela análise.

A presença de ariranhas é comumente relacionada à presença de cobertura florestal (Duplaix 1980, Carte & Rosas 1997, Lima et al. 2012, Colledeti 2014). Aparentemente a vegetação ciliar oferece abrigo contra predadores e protegem os barrancos de erosão (Lima et al. 2012) e possuem importância crucial para a qualidade de todo o corpo d'água, funcionando como reguladoras dos fluxos hídricos, de nutrientes, de sedimentos e ainda mediando a relação com os habitats adjacentes (Marinho-Filho & Gastal 2001). Em habitats aquáticos a supressão da vegetação altera os habitats ciliares, desencadeia processos de erosão, sedimentação dos rios e aumento da turbidez das águas, que terão como consequências a diminuição da diversidade e riqueza da comunidade aquática (Dodds 2002). Em especial, a vegetação providencia proteção e suprimentos de comida nas formas de folhas, sementes e insetos para os peixes, que são fonte primária de alimentação das ariranhas (Da Silva et al. 2006). A bacia do Alto Rio Paraná é hoje a área mais urbanizada do país e a expansão das cidades, aumento da densidade demográfica, além da grande concentração de áreas agricultáveis, provocaram inúmeras alterações nos habitats, principalmente a supressão de vegetação ripária em toda a bacia (Agostinho et al. 1995).

Na análise de ordenação, além das variáveis velocidade do corpo d'água e largura da mata ripária, as variáveis textura do solo, inclinação, distância de cidades e condutividade também foram significativamente correlacionadas a distribuição de ariranhas em trechos de rios, e influentes na separação das bacias no espaço multidimensional da análise. Este resultado indica grandes diferenças entre as duas bacias. Em geral as margens de corpos d'água da bacia do Alto Rio Paraná foram caracterizadas por maiores inclinações e solos argilosos enquanto que as pertencentes ao Pantanal apresentaram inclinações mais moderadas e solos de texturas diversas.

Membros da sub-família Lutrinae são sensíveis à presença humana, estando ausentes em locais de alta densidade demográfica (Cortés et al. 1998, Robitaille & Laurence 2002, Kubheka et al. 2013). A ocorrência de *P. brasiliensis* está fortemente relacionada a locais com baixa densidade humana e sinais de presença da espécie diminuem à medida que crescem os números de casas e o tráfego de embarcações (Coleditti 2014, Oliveira et al. 2015). Entretanto, as ariranhas não evitam necessariamente áreas com alguma

perturbação humana, como áreas de pesca, para construir suas tocas (Palmerim et al. 2014). Apesar da análise de ordenação indicar que a distância de cidades afeta a presença de sinais de ariranhas, dois registros da espécie junto às cidades de Corumbá e Ladário no estado de Mato Grosso do Sul e próximos à vilarejos e áreas de pesca e turismo no rio Miranda, demonstram que a presença humana em si não é limitante para a ocorrência da espécie e provavelmente relacionam-se mais com as alterações causadas por atividades humanas sobre o habitat das ariranhas. A atividade de caça bem como outras atividades humanas que provoquem grandes alterações nos habitats e poluição dos corpos d'água são prováveis de provocarem os efeitos negativos da proximidade de cidades na presença de sinais de ariranhas encontrados na análise.

O aumento da condutividade elétrica é frequentemente utilizado para inferir níveis de degradação ambiental como resultado do despejo de resíduos orgânicos de indústrias e residências (Felipe & Suárez 2010, Janetski & Ruetz 2014), entretanto números elevados de condutividade elétrica são comuns para águas do Pantanal e não estão relacionados a níveis de poluição da área e sim ao aporte de matéria orgânica que ocorre durante os períodos de inundações. O pulso de inundações do Pantanal desempenha um papel fundamental na ciclagem de nutrientes e proporciona um ambiente altamente produtivo para macrófitas aquáticas, algas, bactérias, protozoários, invertebrados e peixes (Alho et al. 1988). A condutividade de corpos d'água da bacia do Alto Rio Paraná também está dentro do padrão para a área (Agostinho et al. 1995) e seus baixos valores podem estar relacionados as características impostas pelo regime de represas, já que a condutividade de um corpo d'água costuma ser negativamente proporcional a sua transparência (Rodríguez & Lewis 1997) e as barragens costumam reduzir os sedimentos em suspensão refletindo diretamente no aumento da transparência das águas (Stevaux et al. 2009, Agostinho et al. 2004). Desse modo, no presente estudo, os valores de condutividade elétrica encontrados nos trechos de corpos d'água amostrados podem ser avaliados como preditores da produtividade dos habitats, a qual se relaciona intimamente com a presença de predadores piscívoros como as ariranhas.

Adequabilidade da bacia do Alto Rio Paraná para a ocorrência de ariranhas.

A bacia do Paraná é área de ocupação histórica de *P. brasiliensis* (Carter & Rosas 1997, Groenendijk et al. 2005, Coledetti 2014) e a reintrodução da espécie em áreas de ocorrência histórica é uma demanda do PAN-Ariranha (ICMBio 2010) sendo as áreas do PEVRI e PNIG consideradas prioritárias para a ação. Entretanto os estudos realizados até o presente momento (Berardi 2015, presente estudo) não apontam as áreas como adequadas para a presença da espécie. Berardi (2015) utilizou o algoritmo Maxent (*Maximum Entropy*) para caracterizar áreas adequadas à ocorrência de ariranhas na América do Sul e como resultado nenhuma área pertencente à bacia do Alto Rio Paraná foi classificada como adequada para a espécie. Ao plotar esse resultado em Unidades de Conservação, as áreas referentes ao PEVRI e PNIG foram consideradas sem adequabilidade para a espécie. Esse resultado pode estar relacionado ao regime imposto pelas barragens que alteraram os pulsos de inundação da bacia e às variáveis escolhidas pela autora que se relacionam aos pulsos de inundação característicos de áreas de abrigam populações de ariranhas atualmente. As variáveis escolhidas no presente estudo também se relacionam as mudanças impostas pela construção de hidrelétricas (transparência, condutividade, pH), além de mudanças ocasionadas pelo aumento populacional e expansão da agricultura nas últimas décadas (distância de cidades, largura de mata ripária, ndvi). Estes fatores podem explicar o fato de uma área de ocorrência histórica não ser apontada como adequada para a ocorrência da espécie atualmente. A disponibilidade e abundância de recursos alimentares parece ser a variável mais importante na determinação da área de vida e seleção de habitat por carnívoros (Macdonald 1983, Valenzuela & Ceballos 2000, Dillon & Kelly 2008). Áreas que apresentam maior concentração de sinais de ariranhas possuem maior biomassa e riqueza de espécies de peixes do que áreas com menor concentração de sinais (Santos 2008, Palmerim et al. 2014).

A bacia do Alto Rio Paraná é considerada uma área de endemismo para vários grupos de peixes, devido à barreira migratória que existia até a inundação da cachoeira de Sete Quedas. Entretanto, este endemismo, intimamente associado à dependência da vegetação ripária, tornou-se vulnerável aos impactos ambientais decorrentes de ações antrópicas, principalmente para fins de produção de energia elétrica e agropecuária (Suárez & Lima-Junior 2009). Atualmente a ictiofauna na bacia do Alto Rio Paraná constitui-

se predominantemente de espécies de tamanho pequeno e médio, e peixes de grande porte como Pintado (*Pseudoplatystoma corruscans*), Jaú (*Zungaro zungaro*), Dourado (*Salminus brasiliensis*), Pacu (*Piaractus mesopotamicus*) e Piracanjuba (*Brycon orbignyanus*) tornaram-se raros (Petrere Jr. et al. 2002, Agostinho et al. 2007). A diversidade e abundância de peixes tendem a diminuir em áreas de barragens (Agostinho et al. 2008) mas em áreas livres de represamento na bacia do Alto Rio Paraná (como é o caso da área de estudo) os estoques de peixes ainda são compostos por grandes caracídeos e pimelodídeos (na maioria migratórios) (Barletta et al. 2016). Entretanto, a regulação do fluxo pelas barragens rio acima muda o regime de inundação da planície e afeta os processos biológico que determinam a intensidade do recrutamento de peixes (Agostinho et al 2004). A queda da biomassa de presas é apontada como a causa de uma população de ariranhas não ter experimentado o crescimento populacional esperado em uma área de barragem em Balbina-AM (Rosas et al. 2007, Palmerim et al. 2014). No reservatório de Curuá-Uma onde existe grande proximidade de estabelecimentos humanos (como é o caso da bacia do Alto Rio Paraná) a criação de barragens levou a população local de ariranhas à extinção (Rosas et al. 2007).

Reintroduções são geralmente a única alternativa de recuperação de espécies e populações que foram localmente extintas e o sucesso dessas ações de manejo varia entre as espécies, sendo particularmente menores para carnívoros. Porém, programas de reintrodução, visando a realocação de animais silvestres para áreas em que foram localmente extintas, a fim de evitar a perda de variabilidade genética, foram bem sucedidas inclusive com lontras (Jameson et al. 1982; Johnson & Berkley, 1999; Arrendal et al. 2004; Koelewijn et al. 2010). No entanto, os dados do presente trabalho mostram que atualmente não há condições de se manter indivíduos de ariranhas nas áreas estudadas. Para uma reintrodução bem sucedida da espécie nas áreas do PEVRI e PNIG como proposto pelo PAN-Ariranha (ICMBio 2010) seriam necessários esforços de manejo e recuperação da área, com foco nos fatores ambientais que se relacionam com a presença da espécie encontrados no presente estudo, como por exemplo, manejo e recuperação de estoques pesqueiros e ampliação da mata ripária. Uma alternativa para que se possam atender as demandas de reintrodução da espécie em áreas de distribuição histórica é aprofundar os estudos em outras áreas da bacia, com foco em

corpos d'água como córregos e riachos com baixa velocidade das águas assim como em baias e lagoas, adjacentes ao leito dos principais tributários na porção livre do rio Paraná com prioridade a locais que ocorrem no interior de áreas protegidas e que apresentem maiores larguras de mata ripária. A realização de estudos diretos que verifiquem a disponibilidade de presas também é uma ação imprescindível para determinar a adequabilidade de áreas para a reintrodução da espécie.

Referências

- Abreu e Castro, J. & Dezoti, N. 1966. Botucatu - Nossa terra. Nossa Gente. Nossas riquezas. Tipografia Comercial de Bauru, Bauru. 63p.
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Veríssimo, S. & Okada, E. K. 2004. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: Effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 14, 11-19.
- Agostinho, A. A., Pelicice, F. M. & Gomes, L. C. 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology* 68(4), 1119-1132.
- Agostinho, A. A., Pelicice, F. M., Petry, A. C., Gomes, L. C. & Júlio Jr, H. F. 2007. Fish diversity in the upper Paraná River basin: habitats, fisheries, management and conservation. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 10(2), 174-186.
- Agostinho, A. A., Vazzoler, A. E. A. M. & Thomaz, S. M. 1995. The high river Paraná basin: limnological and ichthyological aspects. In: *Limnology in Brazil*, Tundisi, T.M. Tundisi, G. & Bicudo, C. E. M. (Eds.). ABC/SBL, Rio de Janeiro, 59 -103.
- Alho, C. J., Lacher, T. E., Campos, Z. M. S. & Gonçalves, H. 1988. Mamíferos da Fazenda Nhumirim, sub-região de Nhecolândia, Pantanal do Mato Grosso do Sul: levantamento preliminar de espécies. *Revista Brasileira de Biologia* 48(2), 213-225.
- Arrendal, J, Walker, C. W., Sundqvist, A. K., Hellborg, L. & Vilà, C. 2004. Genetic evaluation of an otter translocation program. *Conservation Genetics* 5(1): 79-88.
- Austin, M. P. 2002. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological modelling* 157(2), 101-118.
- Ayres, J. M. & Best, R. 1979. Estratégias para a conservação da fauna amazônica. *Acta Amazonica* 9(4), 81-101.
- Barbosa, A. M., Real, R., Olivero, J. & Vargas, J. M. 2003. Otter (*Lutra lutra*) distribution modeling at two resolution scales suited to conservation planning in the Iberian Peninsula. *Biological Conservation* 114(3), 377-387.
- Barnett, A., Shapley, R., Lehman, S., Henry, E. & Benjamin, P. 2001. Records of the Giant Otter, *Pteronura brasiliensis*, from Guyana. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* 17(2), 65-74.
- Barlett, M., Cussac, V.E., Agostinho, A. A., Baigún, C., Okada, E. K., Catella, A. C., Nelson, F. F., Pompeu, P. S., Jiménez-Segura, L. F., Batista, V. S., Lasso, C. A., Taphorn, D. & Fabré, N. N. 2016. Fisheries ecology in South American river basin. In: *Freshwater Fisheries Ecology*, Craig, J. F. (Ed.). John Wiley & Sons, Ltd, New Jersey, 311- 347.
- Berardi, L. G. P. 2015. Distribuição especial e fatores de ameaça à sobrevivência da ariranha (*Pteronura brasiliensis*) (Carnivora: Mustelidae). [Dissertação de Mestrado]. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 66p.

- Best, R. C. 1984. The aquatic mammals and reptiles of the Amazon. In: Sioli, H. (Ed). The Amazon. Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical River and its Basin. Dr W. Junk Publishers, Dordrecht, 371- 412.
- Braga, F. G. & Costa, L. C. M. 1998. Ocorrência da ariranha (*Pteronura brasiliensis*) no Parque Nacional de Ilha Grande, Brasil (Carnivora: Mustelidae). VI Jornadas Zoológica del Uruguay, Montevideo.
- Breheny, P. & Burchett, W. 2015. visreg: Visualization of Regression Models. R package version 2.1-1. <http://CRAN.R-project.org/package=visreg>
- Campos, J. B. & Souza, M. C. 1997. A vegetação. In: A planície de inundação do Alto Rio Paraná: Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos, Vazzoler, A. E. A. De M.; Agostinho, A. A. & Hahn, N. S. (Eds). EDUEM, Maringá, 333-334.
- Carter, S. K. & Rosas, F. C. W. 1997. Biology and conservation of the Giant Otter *Pteronura brasiliensis*. Mammal Review 27(1), 1-26.
- Ceballos, G. & Ehrlich, P. R. 2002. Mammal population losses and the extinction crisis. Science 296(5569), 904-907.
- Cherem, J. J. 2005. Registros de mamíferos não voadores em estudos de avaliação ambiental no sul do Brasil. Biotemas 18(2), 169-202.
- Colodetti, A. F. 2014. Distribuição geográfica histórica e recente da ariranha, *Pteronura brasiliensis* (Gmelin, 1788) (Carnivora, Mustelidae) [Dissertação de mestrado]. Vitória: Universidade Federal do Espírito Santo, 62p.
- Cortés, Y., Fernández-Salvador, R., García, F. J., Virgós, E. & Llorente, M. 1998. Changes in otter *Lutra lutra* distribution in Central Spain in the 1964–1995 period. Biological Conservation 86(2), 179-183.
- Da Silva, F. S. D., De Deus, J. R. M. & Hilsdorf, A. W. S. 2006. The upper reached ichthyofauna of the Tietê River, São Paulo, Brazil: aspects of their diversity and conservation. Biodiversity & Conservation 15(11), 3569-3577.
- Damasceno, J. 2004. Estudos ecológicos da ariranha, *Pteronura brasiliensis*, (Zimmermann, 1780) (Carnivora: Mustelidae) no Pantanal Mato-Grossense. [Dissertação de Mestrado]. Cuiabá: Universidade Federal de Mato Grosso, 76 p.
- Dean, W. 1997. With Broadax and Firebrand: The Destruction of the Brazilian Atlantic Forest, University of California Press. 485 p.
- Dillon, A., & Kelly, M. J. 2008. Ocelot home range, overlap and density: comparing radio telemetry with camera trapping. Journal of Zoology 275(4), 391-398.
- Dodds, W. K. 2002. Freshwater ecology: concepts and environmental applications. Academic Press, San Diego. 569 p.
- Doughty, R. W. & Myers, N. 1971. Notes on the Amazon wildlife trade. Biological Conservation 3(4), 293-297.
- Duplaix, N. 1980. Observations on the ecology and behaviour of the giant river otter (*Pteronura brasiliensis*) in Suriname. Revue d'Ecologie (Terre Vie), 34, 496-620.

Duplaix, N., Waldemarin, H.F., Groenedijk, J., Evangelista, E., Munis, M., Valesco, M. & Botello, J.C. 2008. *Pteronura brasiliensis*. The IUCN Red List of Threatened Species. Versão 2014.2. Disponível em: www.iucnredlist.org.

Fa, J. E. & Brown, D. 2009. Impacts of hunting on mammals in African tropical moist forests: a review and synthesis. *Mammal Review* 39(4), 231-264.

Fahrig, L. & Merriam, G. 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation biology* 8(1), 50-59.

Felipe, T. R. A. & Suárez, Y. R. 2010. Caracterização e influência dos fatores ambientais nas assembléias de peixes de riachos em duas microbacias urbanas, Alto Rio Paraná. *Biota Neotropica* 10(2), 143.

Foster-Turley, P., Macdonald, S. & Mason, C. (Ed.) 1990. Otters. An Action Plan for their Conservation. Gland, Suíça: IUCN/ Species Survival Commission, Otter Specialist Group. (<http://www.otterspecialistgroup.org>).

Fundação SOS Mata Atlântica & Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais 2015. Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica: período 2013-2014. Relatório Final. São Paulo, 60p.

Gaston, K. J., & Fuller, R. A. 2009. The sizes of species' geographic ranges. *Journal of Applied Ecology*, 46(1), 1-9.

Groenendijk, J. 1998. A Review of the Distribution and Conservation Status of the Giant Otter (*Pteronura Brasiliensis*): With Special Emphasis on the Guayana Shield Region. International Fund for Animal Welfare, 1-55.

Groenendijk, J.; Hajed, F., Duplaix, N., Reuther, C.; van Damme, P., Schenck, C., Staib, E., Wallace, R., Waldemarin, H., Notin, R., Marmontel, M., Rosas, F., Mattos, G. E., Evangelista, E., Utreras, V., Lasso, G., Jacques, H., Matos, K., Roopsind, I. & Botello, J. C. 2005. Surveying and monitoring distribution and population trends of the giant otter (*Pteronura brasiliensis*) – guidelines for a standardisation of survey methods as recommended by the giant otter section of the IUCN/SSC otter specialist group. *Habitat* 16, 1–100.

Harris, M. B., Arcângelo, C., Pinto, E. C. T., Camargo, G., Ramos Neto, M. B., Silva, S. M. 2006. Estimated Loss of Natural Cover in Upper Paraguay River Basin and the Brazilian Pantanal. *Natureza e Conservação* 4 (2), 164-169.

Hirzel, A. H. & Le Lay, G. 2008. Habitat suitability modelling and niche theory. *Journal of Applied Ecology* 45(5), 1372-1381.

ICMBio 2010. PAN - Plano de Ação Nacional para Conservação da Ariranha. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/biodiversidade/fauna-brasileira/lista-planos-de-acao-nacionais>. Acessado em: 24 Jul. 2015.

Isola, S. & Benavides, J. 2001. El lobo de río: una especie bandera para la Reserva Comunal Tamshiyacu Tahuayo. Wildlife Conservation Society, Rainforest Conservation Fund, Durrel Institute of Conservation and Ecology, El Centro de Datos para la Conservación. Universidad Nacional Agraria La Molina. Lima, Peru. 46 p.

Jameson, R.J., Kenyon, K.W., Johnson, A.M. & Wight, H.M. 1982. History and status of translocated sea otter populations in North America. *Wildlife Society Bulletin* 10, 100-107.

- Janetski, D. J. & Ruetz, C. R. 2015. Spatiotemporal patterns of fish community composition in Great Lakes drowned river mouths. *Ecology of Freshwater Fish* 24(4), 493-504.
- Johnson, S. A., & Berkley, K. A. 1999. Restoring river otters in Indiana. *Wildlife Society Bulletin* 419-427.
- Koelewijn, H. P., Pérez-Haro, M., Jansman, H. A. H., Boerwinkel, M. C., Bovenschen, J., Lammertsma, D. R., Niewold, F. J. J. & Kuiters, A. T. 2010. The reintroduction of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) into the Netherlands: hidden life revealed by noninvasive genetic monitoring. *Conservation Genetics* 11(2), 601-614.
- Koepfli, K. P., Deere, K. A., Slater, G. J., Begg, C., Begg, K., Grassman, L., Lucherini, M., Veron, G. & Wayne, R. K. 2008. Multigene phylogeny of the Mustelidae: resolving relationships, tempo and biogeographic history of a mammalian adaptive radiation. *BMC biology* 6(1), 10.
- Kubheka, S. P., Rowe-Rowe, D. T., Alletson, J. D. & Perrin, M. R. 2013. Possible influence of increased riparian activity (stream modification and agricultural intensification) on abundance of South African otters. *African Journal of Ecology* 51(2), 288-294.
- Laidler, P.E. 1984. The behavioral ecology of the giant otter in Guyana. [PhD thesis]. Cambridge: University of Cambridge, 296 p.
- Leuchtenberger C., Magnusson W. E. & Mourão G. 2015. Territoriality of Giant Otter Groups in an Area with Seasonal Flooding. *PLoS ONE* 10(5), 1-13.
- Leuchtenberger, C. & Mourão, G. 2008. Social organization and territoriality of giant otters (Carnivora: Mustelidae) in a seasonally flooded savanna in Brazil. *Sociobiology* 52(2), 257-270.
- Lima, D.S., Marmontel, M. & Bernard, E. 2012. Site and refuge use by giant river otters (*Pteronura brasiliensis*) in the Western Brazilian Amazonia. *Journal of Natural History* 46, 729–739.
- Macdonald D.W. 1983. The ecology of carnivore social behaviour. *Nature* 301, 379–384.
- Marinho-Filho, J. & Gastal, M.L. 2001. Mamíferos das Matas Ciliares dos Cerrados do Brasil Central. In: *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*, Rodrigues, R. R.; Leitão-Filho, H. F. (Eds). 2ªed. EDUSP, São Paulo, 209-221.
- Michalski, F. & Peres, C. A. 2005. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *Biological Conservation* 124(3), 383-396.
- Mourão, G., Ishii, I. H. & Campos, Z. 1988. Alguns fatores limnológicos relacionados com a ictiofauna de baías e salinas no Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Acta Limnologica Brasiliensis* 2, 181-198.
- Mourão, G., Oliveira, M. D., Calheiros, D. F., Padovani, C. R., Marques, E. J., Uetanabaro, M. 2004. O Pantanal Matogrossense: Site 2. Projetos Ecológicos de Longa Duração – PELD, Manaus, AM. Disponível em http://www.icb.ufmg.br/~peld/port_site02.pdf.
- Muanis, M. C. & Oliveira, L. F. 2011. Habitat use and food niche overlap by neotropical otter, *Lontra longicaudis*, and giant otter, *Pteronura brasiliensis*, in the Pantanal wetland, Brazil. *IUCN Otter Spec. Group Bull.* 28(A), 76-85.
- Muricy, J. C. S. 1975. *Viajem ao País dos Jesuítas*. Imprensa Oficial do Estado do Paraná, Curitiba, 406 p.

- Oksanen, F. J. , Blanchet, G. , Kindt, R. , Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Henry, M., Stevens, H., & Wagner, H. 2014. Vegan: Community Ecology Package. R package version 2.2-0.<http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Oliveira, H. D., Urchei, M. A. & Fietz, C. R. 2000. Aspectos físicos e socioeconômicos da bacia hidrográfica do rio Ivinhema. Embrapa Agropecuária Oeste, 52 p.
- Oliveira, I. A. P., Norris, D. & Michalski, F. 2015. Anthropogenic and seasonal determinants of giant otter sightings along waterways in the northern Brazilian Amazon. *Mammalian Biology* 80(1), 39-46.
- Pachaly, J. R., Ceschini, T. L., Carvalho, L. R. & Margarido, T. C. 2005. A contribuição de Francisco de Barros Jr. ao conhecimento da fauna de vertebrados da região sul do Brasil. *Arquivos de ciência veterinária e zoologia UNIPAR* 8(2), 125-130.
- Palmeirim, A. F., Peres, C.A. & Rosas, F.C.W. 2014. Giant otter population responses to habitat expansion and degradation induced by a mega hydroelectric dam. *Biological Conservation* 174, 30-38.
- Peterson, A. T. 2006. Uses and requirements of ecological niche models and related distributional models. *Biodiversity Informatics* 3, 59-72.
- Petrere Jr, M., Agostinho, A. A., Okada, E. K. & Júlio Jr, H. F. 2002. Review of the fisheries in the Brazilian portion of the Paraná/Pantanal basin. In: *Management and ecology of lake and reservoir fisheries*, Cowx, I.G (Ed.). London, 123-143.
- QGIS Development Team, 2015. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>.
- R Core Team 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <http://www.R-project.org>.
- Recharte Uscamaita, M. & Bodmer, R. 2010. Recovery of the Endangered giant otter *Pteronura brasiliensis* on the Yavari-Mirín and Yavari Rivers: a success story for CITES. *Oryx* 44(01), 83-88.
- Redford, K. H. 1992. The empty forest. *BioScience* 42, 412-422.
- Ribas, C. P. 2004. Desenvolvimento de um programa de monitoramento em longo prazo das ariranhas (*Pteronura brasiliensis*) no Pantanal brasileiro. [Dissertação de Mestrado]. Campo Grande: Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, 68p.
- Ribas, C., Cunha, H. A., Damasceno, G., Magnusson, W. E., Solé-Cava, A., & Mourão, G. 2016. More than meets the eye: kinship and social organization in giant otters (*Pteronura brasiliensis*). *Behavioral Ecology and Sociobiology* 70(1), 61-72.
- Ribas, C., Damasceno, G., Magnusson, W., Leuchtenberger, C. & Mourão, G. 2012. Giant otters feeding on caiman: evidence for an expanded trophic niche of recovering populations. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 47:19–23.
- Robitaille, J. F. & Laurence, S. 2002. Otter, *Lutra lutra*, occurrence in Europe and in France in relation to landscape characteristics. *Animal Conservation* 5(4), 337-344.
- Rodrigues, L., Leuchtenberger, C. & Silva, V.C.S. 2013. Avaliação do risco de extinção da Ariranha *Pteronura brasiliensis* (Zimmermann, 1780) no Brasil. *Biodiversidade Brasileira* 3(1), 228-239.

- Rodriguez, M. A. & Lewis Jr, W. M. 1997. Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the Orinoco River. *Ecological monographs* 67(1), 109-128.
- Rosas, F. C. W. 2004. Ariranha, *Pteronura brasiliensis* (Carnivora: Mustelidae) [Giant otter, *Pteronura brasiliensis*]. In: História natural, ecologia e conservação de algumas espécies de plantas e animais da Amazônia, Cintra, R. (Ed.), EDUA/INPA/FAPEEM, Manaus, 265-269.
- Rosas, F. C. W., da Rocha, C. S., de Mattos, G. E. & Lazzarini S. M. 2009. Body weightlength relationships in Giant Otters (*Pteronura brasiliensis*) (Carnivora, Mustelidae). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 52, 587-591.
- Rosas, F. C. W., de Mattos, G.E. & Cabral, M.M.M. 2007. The use of hydroelectric lakes by giant otters (*Pteronura brasiliensis*): the case of Balbina dam in Central Amazonia, Brazil. *Oryx* 41, 520–524.
- Santos, R. N. 2008. Levantamento e avaliação dos recursos pesqueiros do reservatório de Balbina e Rebio Uatumã. Ministério do meio ambiente. Fundo brasileiro para a biodiversidade. Projeto áreas protegidas da Amazônia. Unpublished report. Termo de referência n 2007.0814.1051.0015, Rebio Uatumã.
- Schenck C. 1999. Lobo de Río (*Pteronura brasiliensis*): Presencia, uso del hábitat y protección en el Perú. [Msc. Dissertation]. Munich: Universitat Ludwig-Maximilians, 176p.
- Schweizer, G. 1992. Ariranhas no Pantanal: ecologia e comportamento da *Pteronura brasiliensis*. Edibran, Curitiba. 202 p.
- Segurado, P. & Araujo, M. B. 2004. An evaluation of methods for modelling species distributions. *Journal of Biogeography* 31(10), 1555-1568.
- Silva, D. G. B. 1997. Os diários de Langsdorff V. II: São Paulo, 26 de agosto de 1825 a 22 de novembro de 1826. FIOCRUZ, Rio de Janeiro. 333 p.
- Staib, E. 2005. Eco-etología del lobo del rio (*Pteronura brasiliensis*) en el Sureste del Perú. Lima Sociedad Zoológica de Francfort, 195p.
- Stevaux, J. 1994. The upper Paraná river (Brazil): geomorphology, sedimentology and paleoclimatology. *Quaternary International* 21, 143-161.
- Stevaux, J. C., Martins, D. P. & Meurer, M. 2009. Changes in a large regulated tropical river: The Paraná River downstream from the Porto Primavera Dam, Brazil. *Geomorphology* 113(3), 230-238.
- Súarez, Y. R. & Lima-Junior, S. E. 2009. Variação espacial e temporal nas assembléias de peixes de riachos na bacia do rio Guiraí, Alto Rio Paraná. *Biota Neotropica* 9(1), 101.
- Tilman, D., May, R. M., Lehman, C. L., Nowak, M. A. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371, 65-66.
- Tomas, W. M. Camilo, A. R., Ribas, C., Leuchtenberger, C., Borges, P.A.L., Mourão, G., Pellegrin, L.A. 2015. Distribution and conservation status of giant otter (*Pteronura brasiliensis*) in the Pantanal wetland, Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Mammals* 10(2): 107-114.
- Valenzuela, D. & Ceballos, G. 2000. Habitat selection, home range, and activity of the white-nosed coati (*Nasua narica*) in a Mexican tropical dry forest. *Journal of mammalogy* 81(3), 810-819.

Wied, M. P. V. 1989. Viagem ao Brasil. de Mendonça, E. S. & de Figueiredo, F. P. (trad.), Pinto, O. M. O. (org.). Itatiaia, Belo Horizonte. 511 p.

WWF-Brasil/SOS Pantanal 2015. Monitoramento das alterações da cobertura vegetal e uso do Solo na Bacia do Alto Paraguai – Porção Brasileira – Período de Análise: 2012 a 2014. Brasília, 66p.