INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA - INPA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

PADRÕES DE DIVERSIDADE EM COMUNIDADES DE ANFÍBIOS E RÉPTEIS SQUAMATA NO MOSAICO DE FLORESTAS NATURAIS E MANEJADAS DA REGIÃO DO BAIXO RIO PURUS, AMAZONAS, BRASIL

FABIANO WALDEZ SILVA GUIMARÃES

Manaus, Amazonas

Outubro, 2012

FABIANO WALDEZ SILVA GUIMARÃES

PADRÕES DE DIVERSIDADE EM COMUNIDADES DE ANFÍBIOS E RÉPTEIS SQUAMATA NO MOSAICO DE FLORESTAS NATURAIS E MANEJADAS DA REGIÃO DO BAIXO RIO PURUS, AMAZONAS, BRASIL

Orientador: Dr. RICHARD C. VOGT

Co-orientador: Dr. Marcelo Menin

Tese apresentada ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas, área de concentração em Ecologia.

Manaus, Amazonas

Outubro, 2012

RELAÇÃO DA BANCA JULGADORA

Dr. DOMINGOS DE JESUS RODRIGUES – Universidade Federal do Mato Grosso

(Parecer final: Aprovada com correções)

Dr. MIGUEL TREFAUT U. RODRIGUES – Universidade de São Paulo

(Parecer final: Aprovada)

Dr. PAULO SÉRGIO BERNARDE – Universidade Federal do Acre

(Parecer final: Aprovada)

Dr. RAFAEL BERNHARD – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

(Parecer final: Aprovada)

Dr. RONIS DA SILVEIRA – Universidade Federal do Amazonas

(Parecer final: Aprovada)

Dr. THIERRY GASNIER - Universidade Federal do Amazonas

(Parecer final: Aprovada)

FICHA CATALOGRÁFICA

Guimarães, Fabiano Waldez Silva
Padrões de diversidade em comunidades de anfíbios e répteis Squamata no mosaico de florestas naturais e manejadas na região do baixo rio Purus / Fabiano Waldez Silva Guimarães. --- Manaus : [s.n.], 2012. 188p.

Tese (doutorado) --- INPA, Manaus, 2012
Orientador : Richard Carl Vogt
Co-orientador : Marcelo Menin

Área de concentração : Ecologia

1. Herpetofauna. 2. Diversidade Beta. 3. Florestas de Várzea. 4. Florestas de Terra Firme. 5. Reserva Piagaçu-Purus. 6. Ofidismo. I. Título.

SINOPSE:

Na região do baixo rio Purus (Amazonas – Brasil) foram pesquisados padrões de diversidade da herpetofauna em cinco transectos e 60 parcelas distribuídas no mosaico local de florestas: florestas inundáveis de várzea, florestas não inundáveis de terra firme, ambas em estágios de sucessão primário e secundários. Foi verificada a contribuição destas diferentes paisagens para a diversidade de anfíbios e répteis Squamata. Também, a influência sobre a distribuição destas espécies de fatores ambientais (altitude e tempo de regeneração das florestas secundárias) e fatores históricos (interflúvios do rio Purus e conexão das florestas de várzea com o sistema hídrico Amazonas-Solimões). Finalmente, em 10 comunidades humanas foram levantadas informações dos acidentes com serpentes, sobre a ecologia (diversidade de serpentes envolvidas e percepção ecológica dos ribeirinhos) e a epidemiologia destes eventos (relação com aspectos demográficos e sócio-econômicos das comunidades, distribuição anatômica dos acidentes e sazonalidade dos eventos).

Palavras-chave: Herpetofauna, Diversidade Beta-β, Florestas de Terra Firme, Florestas de Várzea, Ofidismo, RDS Piagaçu-Purus, Rio Purus.

AGRADECIMENTOS

Este estudo foi possível devido à colaboração de várias pessoas. Eu gostaria de agradecer especialmente:

Aos Professores Dr. Richard Vogt (INPA) e Dr. Marcelo Menin (UFAM), pela orientação e apoio ao longo da realização deste trabalho.

Aos pesquisadores Dr. William E. Magnusson (INPA), Dr. Claude Gascon (Conservation International), e Dra. Claudia Keller (INPA), pela avaliação e sugestões ao projeto de tese.

Aos Professores Dr. Ronis Da Silveira (UFAM), Dr. Renato Cintra (INPA) e Dr. Thierry Gasnier (UFAM), pela avaliação da aula de qualificação e sugestões ao projeto.

Aos Professores Dra. Flávia R. C. Costa (INPA) e Dr. Renato Cintra (UFAM), pela ajuda na interpretação da análise de dados e na discussão dos resultados.

Aos pesquisadores Dr. Miguel Trefaut U. Rodrigues (USP), Dr. Ronis Da Silveira (UFAM), Dr. Domingos de Jesus Rodrigues (UFMT) e Dr. Paulo Sérgio Bernarde (UFAC), pela revisão e crítica do manuscrito da Tese.

Aos aos editores e revisores anônimos dos periódicos *Acta Amazonica* (INPA) e *Biota Neotropica* (FAPESP) pelas relevantes contribuições às primeiras versões dos manuscritos dos capítulos 4 e 1 respectivamente.

A Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas (FAPEAM), pela bolsa de doutorado (POSGRAD 001/2008) e financiamento parcial do projeto através do Programa Integrado de Pesquisa e Inovação Tecnológica (PIPT) concedido para R. C. Vogt (n° proc.: 877/2003).

Ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA, pela oportunidade de capacitação e o apoio de pessoal e infraestrutura.

Aos pesquisadores do Instituto Piagaçu – IPI, pelo apoio científico, logístico e financiamento concedido através da parceria com a *Wildlife Conservation Society* (WCS) e a Fundação Moore.

Aos pesquisadores do Projeto “Tartarugas da Amazônia: conservando para o futuro”, pelo apoio científico e financiamento pessoal concedido através do patrocínio da Petrobrás S.A. Programa Petrobrás Ambiental.

Ao Centro Estadual de Unidades de Conservação (CEUC), da Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável do Amazonas (SDS-AM), pela autorização para pesquisa na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus (n° proc.: 39/2010 SDS/CEUC).

Ao IBAMA e ICMBio, pelas autorizações para coleta de material biológico (licenças nº 02005.001919/0098 & 20059-1).

Aos moradores das comunidades da RDS Piagaçu-Purus, pela disposição em compartilhar experiências de vida e de vivenciar novas experiências.

Ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Amazonas – IFAM, em especial aos colegas do campus Tabatinga, pelo apoio na fase final da redação da tese.

Ao Centro de Projetos e Estudos Ambientais da Amazônia – CEPEAM, pelo apoio logístico oferecido através de Dr. Akira Tanaka e Dr. Jomber Chota pesquisadores da Associação Brasil SGI do Amazonas.

Ao amigo Hermógenes Costa Neto, pela assessoria com GIS para construção dos mapas e a geração de informação remota.

A família Silva-Guimarães: Antônio Francisco Guimarães Filho, Antonio F. Guimarães Neto, Silvia E. Silva Guimarães e Maria Conceição Silva Guimarães (*in memoriam*), pelo carinho.

A Sandra Tapia-Coral, companheira e incentivadora em todas as etapas deste trabalho.

A alcatéia de amigos do CAON pelos momentos de lazer e discussões prazerosas em família na terra e no “Parque Aquático dos Drs. Henriques".

Muito obrigado!

Resumo

O objetivo deste estudo foi caracterizar os padrões de diversidade das comunidades de anfíbios e répteis Squamata que ocorrem no mosaico de florestas naturais e manejadas na região do baixo rio Purus, Reserva Piagaçu-Purus, Amazonas, Brasil. O estudo foi conduzido em cinco transectos de 1km e 60 parcelas de 10x250m, distribuídas em florestas sazonalmente inundáveis de várzea e florestas não inundáveis de terra firme. Utilizamos técnicas de coleta complementares, eficientes na captação da diversidade da herpetofauna terrestre em florestas tropicais: coleta ativa, armadilhas de interceptação e queda e armadilhas de interceptação com funis de duas entradas. Comparamos entre os ambientes a eficiência de amostragem das espécies e das técnicas utilizadas, através de métodos de rarefação e quatro diferentes estimadores da riqueza de espécies (ACE, Chao 1, Jacknife & Bootstrap). A abundância e o número de espécies por parcela foi determinado por quatro amostragens em cada parcela, duas amostragens diurnas e duas amostragens noturnas. Avaliamos a contribuição para a diversidade de espécies da herpetofauna de florestas secundárias e primárias nos dois tipos de paisagens estudadas. Nestes ambientes, verificamos a influência sobre a distribuição da herpetofauna, de fatores ambientais (altitude, tipos de florestas e tempo de regeneração das florestas secundárias) e fatores históricos (autocorrelação espacial, os diferentes interflúvios do rio Purus e a conexão entre as florestas de várzea do rio Purus com o sistema hídrico Amazonas-Solimões). Em comunidades humanas ribeirinhas, levantamos através de entrevistas com vítimas de acidentes ofídicos, informações sobre acidentes com serpentes: aspectos ecológicos (diversidade de serpentes, nomes locais das espécies e comportamento de ataque das serpentes peçonhentas) e epidemiológicos (incidência de acidentes relacionada à demografia e a sócio-economia das comunidades, distribuição anatômica dos acidentes nas vítimas e distribuição sazonal dos eventos). Na região do baixo rio Purus, encontramos um total de 160 espécies e realizamos 5.561 registros de espécimes de anfíbios e répteis Squamata. Anfíbios foram representados por 75 espécies, 11 famílias de Anura e duas família de Gymnophiona. Répteis Squamata foram representados por 85 espécies, nove famílias de lagartos (34 lagartos) e oito famílias de serpentes (55 serpentes). Novos registros de espécies foram feitos para região, em especial dos sapos *Dendropsophus allenorum* e *Scinax pedromedinae*, espécies características do sudoeste da Amazônia. As técnicas de amostragem utilizadas foram eficazes em representar a maior parte da diversidade da herpetofauna terrestre de hábitos arborícola e terrícola, sendo capaz de descrever para estes grupos padrões consistentes de composição e estrutura das comunidades nos dois tipos de florestas avaliadas. As serpentes corresponderam ao grupo da

herpetofauna local menos conhecido por dificuldades associadas à detecção das espécies. Uma maior riqueza absoluta de espécies e de famílias foi encontrada nas florestas de terra firme em relação as florestas de várzea. Espécies fossoriais e de serrapilheira corresponderam aos grupos de espécies menos representados nas florestas de várzea. No entanto, nas florestas de várzea encontramos um número relativo de espécies por parcela similar ao observado nas florestas de terra firme. Nas várzeas também observamos maior número absoluto de espécies de sapos arborícolas (Hylidae) e de lagartos heliotérmicos de maior porte (Teiidae). Agrupamentos gerados pela composição de espécies de anfíbios anuros e de répteis Squamata revelaram comunidades diferentes ocupando as florestas de terra firme e as florestas de várzeas. Considerando a composição das espécies de anfíbios anuros e répteis ao longo do gradiente altitudinal, foi observado forte efeito da altitude em ambos os grupos. A diversidade complementar entre as florestas de terra firme e as florestas de várzea (diversidade Beta-β), associada à grande abrangência destas paisagens, possivelmente representa a maior contribuição para a heterogeneidade da herpetofauna na região do baixo rio Purus (diversidade Gama-γ). Encontramos evidência de estruturação espacial nas comunidades de anfíbios avaliadas nos dois tipos de florestas. Esta autocorrelação espacial esteve relacionada com a localização nos interflúvios do rio Purus e com a conexão das várzeas do rio Purus com o corredor de florestas de várzea da bacia do rio Amazonas-Solimões. Em relação as florestas seundárias, florestas primárias de terra firme e de várzea, tiveram maior riqueza de anfíbios anuros e florestas primárias de terra firme maior riqueza de lagartos. No entanto, as florestas secundárias foram representativas do total da abundância de espécies observadas, sendo para anfíbios anuros de terra firme constatada maior abundância nas florestas primárias. O parâmetro de cronosequência de regeneração florestal utilizado neste estudo, a circunferência média das maiores árvores em cada parcela, foi mais eficiente em estimar a sucessão nas florestas de terra firme que em florestas de várzea. No entanto, este parâmetro de cronosequência de regeneração florestal influenciou: 1) na riqueza de anfíbios anuros nos dois tipos de paisagens e na abundância de anfíbios anuros em florestas de terra firme; 2) na riqueza de lagartos em florestas de terra firme e 3) na composição de espécies de répteis Squamata nas florestas de terra firme e nas florestas de várzea. Um padrão de distribuição hierárquica foi observado para comunidades de anfíbios anuros e lagartos, com florestas secundárias representando subconjuntos da riqueza encontrada nas florestas primárias, tanto em áreas de terra firme quanto de várzea, demonstrando a importância de florestas prístinas para manutenção da maior parte da herpetofauna regional. A incidência de acidentes ofídicos nas comunidades humanas ribeirinhas foi relacionada com circunstâncias

ocupacionais, sendo o extrativismo florestal a atividade que mais expôs os ribeirinhos aos acidentes com serpentes. A serpente *Bothrops atrox* foi relacionada para metade dos eventos registrados. O conhecimento das serpentes pelos ribeirinhos se mostrou limitado, com poucos nomes referindo-se de modo inequívoco a uma única espécie. Os acidentes ofídicos nas comunidades da RDS-PP representaram eventos com alta taxa de agravo à saúde, causando morte eventual. A baixa administração de soro-antiofídico às vitimas desta região, em média mais de 24h depois dos acidentes foi a principal causa de complicações e da letalidade.

Abstract

Patterns of diversity in the communities of amphibians and Squamata reptiles in natural and modified forests landscapes in the lower Purus River Region

The objective of this study was to characterize the patterns of diversity in the communities of amphibians and Squamata reptiles that occur in the forest mosaic of the Piagaçu-Purus Reserve in the lower Purus River, Amazonas, Brazil. The study was conducted in five 1km-transects and 60 plots (10*250m) distributed in seasonally flooded varzea forests and nonflooded terra firme forests, using a diversity of technique which enhanced the probability of representing the herpetofauna diversity in tropical forests: active collecting, pitfall traps with drift fence, and double-ended funnel traps with drift fences. We compared the efficiency of this sampling and the techniques utilized were compared among habitats using Abundance-based rarefaction analysis and four different richness estimators (ACE, Chao 1, Jacknife & Bootstrap). The abundance and the number of species per plot were determined in two diurnal and two nocturnal sampling events in each plot. We verified the contribution of the different types of forest landscapes and the secondary forests in the herpetofauna diversity. We evaluated the influence of environmental factors (altitude, spatial autocorrelation, and the regeneration time of the secondary forests) and historical factors (interfluvial regions of the Purus River and connection of the Purus River varzea forests of the forests to the Amazonas-Solimões Basin) on the distribution of the herpetofauna. Interviews were conducted in some of the local riverside communities within the study area to determine incidents of snakebites, and were recorded ecologic aspects (snake diversity, snakes local names, and attack behavior) and epidemiologic aspects (incidents of snakebites relative the demography and socio-economy of the communities, anatomical distribution of snakebites in the victims, and seasonal distribution of the snakebites events). We found a total of 160 species, 5.561 individual registers, of amphibians and Squamata reptiles in the region of the lower Purus River. Amphibians were represented by 75 species and 11 families of Anura and one family of Gymnophiona. Squamata reptilians were represented by 85 species and nine families of lizards (31 species) and eight families of snakes (54 species). The total number of species was represented by many habitat generalists, species that were found in both types of forests. Were noted new records of anuran amphibians *Dendropsophus allenorum* and *Scinax pedromedinae*, species characteristics of the southwest Amazon. The sampling techniques used were effective in representing the greater part of the terrestrial herpetofauna, with arboreal and

terrestrial habits, and was possible to describe consistent composition patterns of these groups and community structure in the types of forests sampled. Snakes were the herpetofaunal group least diversity known locally because of the difficulties in detection of these species. A greater species richness and number of families was found in the terra firme forests than in the varzea forests. Fossorial and leaf-litter species were less represented in the varzea forests. However, in these varzea forests we found a greater number of tree frogs (Hylidae) and larger heliothermic lizards (Teiidae). The species composition demonstrated that different groups of communities of amphibians and reptiles occupy the terra firme and varzea forests. The species composition of anurans amphibian and Squamata reptilians varied greatly along the altitudinal gradient. The complementary diversity between the terra firme and varzea forests (Beta-β diversity), is associated with the widespread presence of these landscapes, possibly resulting in the large contribution to the heterogeneity of the herpetofauna of the region of the lower Purus River (Gama-γ diversity). There was a significant association between the composition of amphibians and the spatial distribution of the two forest types. This spatial autocorrelation was not expressed in the reptile communities. This spatial autocorrelation was related to interfluvial regions of the Purus River and the Purus River varzea forests connection of the forests to the Amazonas-Solimões Basin. The secondary forests, in relation to the primary forests of the varzea and terra firme, had lower herpetofaina diversity. Regeneration time of the secondary forests influenced the abundance and species richness of anurans and lizards, especially in the terra firme forests. The incidence of snakebites was related to the work environment of the people involved, and harvesting forest products was the activity in which most victims were bitten. *Bothrops atrox* was the snake responsible for half of the registered snake bites. Identification of snakes by the local people is limited, often one species has several different local names, and the same name is often used for several different species. Snakebite accidents in the communities in RDS-PP represent events with a high health risk and may be lethal. The unavailability of antivenom in this region, usually more than 24 hours for the victim to receive treatment, is the principal cause for complications or death from snakebite.

SUMÁRIO

SINÓPSE i

AGRADECIMENTO ii

RESUMO iv

ABSTRACT vi

LISTA DE TABELAS xi

LISTA DE FIGURAS xiv

INTRODUÇÃO GERAL 1

OBJETIVO GERAL 6

OBJETIVOS ESPECÍFICOS 6

CAPÍTULO 1 9

Diversidade de anfíbios e répteis Squamata na região do baixo rio Purus, Amazônia Central, Brasil 10

Resumo 11

Introdução 12

Material e Métodos 13

Área de estudo 13

Estratégias de amostragem 14

Análise de dados 15

Resultados 15

Discussão 16

Agradecimentos 19

Referencias bibliográficas 20

Tabelas 25

Figuras 34

CAPÍTULO 2 46

Efeitos espaciais e topográficos sobre a distribuição das comunidades de anfíbios anuros e de répteis Squamata em um mosaico de florestas inundáveis e não-inundáveis na bacia do baixo rio Purus, Amazônia Central 47

Resumo 49

Introdução 54

Material e Métodos 54

Área de estudo 55

Amostragem das espécies 56

Parâmetros Ambientais: altitude, conectividade das várzeas e interflúvios do rio Purus 57

Análise de dados 57
Resultados 59
Abundância e riqueza de espécies nos dois tipos de florestas 59
Padrões de abundância e de distribuição de espécies nos dois tipos de florestas 59
Efeito do gradiente topográfico na abundância, composição, distribuição e riqueza de espécies 60
Efeito de autocorrelação espacial na distribuição das comunidades 61
Efeito dos interflúvios do rio Purus na abundância, composição e riqueza de espécies 62
Efeito da conexão com várzeas do sistema Amazonas/Solimões na abundância, composição, e riqueza de espécies 63
Discussão 64
Agradecimentos 70
Referencias bibliográficas 70
Tabelas 81
Figuras 89

CAPÍTULO 3 98
Contribuição das florestas secundária para diversidade de anfíbios e répteis Squamata na região do baixo rio Purus, Amazônia central 99

Resumo 100
Introdução 101
Material e Métodos 103
Área de estudo 103
Amostragem das espécies 104
Parâmetros ambientais 106
Análise de dados 106
Resultados 108
Riqueza de espécies em florestas primárias e secundarias 108
Abundancia das espécies em florestas primárias e secundarias 108
Estimativa da cronosequência de regeneração das florestas secundarias 109
Efeito da cronosequência de regeneração das florestas secundarias na riqueza de espécies 109
Efeito da cronosequência de regeneração das florestas secundarias na abundancia de espécies 110
Distribuição hierárquica das espécies e ordenação das abundancias em função do tempo de regeneração 110
Composição de espécies de anfíbios anuros e de repteis Squamata 111
Efeito do tempo de regeneração das florestas na composição de espécies 111
Discussão 112
Agradecimentos 115
Referencias bibliográficas 115

Tabelas 120
Figuras 126

CAPÍTULO 4 131
Aspectos ecológicos e epidemiológicos de acidentes ofídicos em comunidades ribeirinhas do baixo rio Purus, Amazonas, Brasil 132

Resumo 134
Introdução 135
Material e Métodos 137
Área de estudo 137
Coleta de dados 138
Resultados 140
Aspectos epidemiológicos 140
Aspectos ecológicos 142
Discussão 143
Agradecimentos 148
Bibliografia citada 149
Figuras 155
Tabelas 160
SÍNTESE 166
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 169
ANEXOS 182
Ata de Qualificação da Tese 182
Pareceres dos Avaliadores da Tese 183
Ata de Defesa da Tese 187

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1: Diversidade de anfíbios e répteis Squamata na região do baixo rio Purus, Amazônia Central, Brasil.

Tabela 1. Espécies de anfíbios encontradas na região do baixo rio Purus, Amazônia Central, Brasil. O número de espécimes foi indicado por: tipo de ambiente (floresta de terra firme e floresta de várzea), tipo de unidade amostral (parcela e trilha) e métodos de coleta (armadilha de interceptação com funis duplos – AIF, armadilha de interceptação e queda – AIQ, procura limitada por tempo – PLT e registro ocasional).

Tabela 2. Espécies de répteis Squamata encontradas na região do baixo rio Purus, Amazônia Central, Brasil. O número de espécimes foi indicado por: tipo de ambiente (floresta de terra firme e floresta de várzea), tipo de unidade amostral (parcela e trilha) e métodos de coleta (armadilha de interceptação com funis duplos – AIF, armadilha de interceptação e queda – AIQ, procura limitada por tempo – PLT e registro ocasional).

Tabela 3. Riqueza de espécies da herpetofauna na região do baixo rio Purus, Amazonas, Brasil. O número de espécies registradas encontra-se apresentado por método de coleta, tipo de floresta e estratégia de amostragem. Entre parênteses o número de espécies registradas exclusivamente por cada tipo de método de coleta.

CAPÍTULO 2: Efeitos espaciais e topográficos sobre a distribuição das comunidades de anfíbios anuros e de répteis Squamata em um mosaico de florestas inundáveis e não-inundáveis na bacia do baixo rio Purus, Amazônia Central.

Tabela 1. Espécies de anfíbios anuros encontradas na região do baixo rio Purus, Amazonas – Brasil, relacionando a abundância das espécies e a quantidade de parcelas onde ocorreram por tipo de ambiente (TF= floresta de terra firme & VZ= floresta de várzea).

Tabela 2. Espécies de répteis Squamata encontradas na região do baixo rio Purus, Amazonas – Brasil, relacionando a abundância das espécies e a quantidade de parcelas onde ocorreram por tipo de ambiente (TF= floresta de terra firme & VZ= floresta de várzea).

Tabela 3. Ajuste de três modelos de distribuição de abundância testados para as comunidades de anfíbios anuros e de répteis Squamata nos dois tipos de florestas avaliadas na região do baixo rio Purus na Amazônia Central, Brasil. O ajuste a cada um dos três modelos foi testado por qui-quadrado (χ^2) e valores abaixo do nível de confiança de 95% ($p < 0,05$) indicaram um padrão de distribuição das abundâncias significativamente diferente do modelo testado.

Tabela 4. Teste de autocorrelação espacial na distribuição das comunidades de anfíbios anuros e de répteis Squamata nos dois tipos de florestas avaliadas na região do baixo rio Purus na Amazônia Central, Brasil.

CAPÍTULO 3: Contribuição das florestas secundárias para diversidade da herpetofauna na bacia do baixo rio Purus, Amazônia Central.

Tabela 1. Espécies de anfíbios anuros encontradas na região do baixo rio Purus, Amazonas – Brasil, relacionando as abundâncias, o número de parcelas em que ocorreram e a riqueza de espécies por tipos de floresta (FS= florestas secundárias; FP= florestas primárias).

Tabela 2. Espécies de répteis Squamata encontradas na região do baixo rio Purus, Amazonas – Brasil, relacionando as abundâncias, o número de parcelas em que ocorreram e a riqueza de espécies por tipos de floresta (FS= florestas secundárias; FP= florestas primárias).

CAPÍTULO 4: Aspectos ecológicos e epidemiológicos de acidentes ofídicos em comunidades ribeirinhas do baixo rio Purus, Amazonas, Brasil

Tabela 1. Características sócio-econômicas de cinco comunidades ribeirinhas onde foram entrevistadas vítimas de acidentes ofídicos, no Lago Ayapuá na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus, região do baixo rio Purus, (Fonte: Instituto Piagaçu).

Tabela 2. Quantidade de acidentes ofídicos segundo o tempo decorrido do acidente e o sexo das vítimas em cinco comunidades ribeirinhas no Lago Ayapuá na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus, região do Baixo Purus.

Tabela 3. Freqüência dos acidentes ofídicos no corpo das vítimas de cinco comunidades ribeirinhas no Lago Ayapuá na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus, baixo rio Purus, Amazonas.

Tabela 4. Correspondência entre os nomes científicos e locais de serpentes identificando as sinonímias. O risco de acidentes ofídicos para cada espécie esta identificado pelas legendas sobrescritas: P= perigosa, A= agressiva e PC= pacífica.

Tabela 5. Número de citações sobre a percepção de aspectos ecológicos das espécies de serpentes mais envolvidas em acidentes ofídicos de acordo com ribeirinhos da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus, baixo rio Purus, Amazonas. As correspondências entre os nomes locais e científicos das serpentes estão listadas na Tabela 4.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1: Diversidade de anfíbios e répteis Squamata na região do baixo rio Purus, Amazônia Central, Brasil.

Figura 1. Localização da área de estudos, RDS Piagaçu-Purus, e dos pontos de amostragem, no mosaico regional de áreas protegidas da região do baixo rio Purus na Amazônia Central, Brasil. As imagens de satélite Landsat numeradas de acordo com as sub-regiões indicadas no mapa (figura superior esquerda) mostram as 65 localidades avaliadas, diferenciadas por estratégias de amostragem e por tipo de habitat florestal.

Figura 2. Florestas de terra firme (A) e florestas de várzea (B) na região do baixo rio Purus, Amazônia Central – Brasil. Estas paisagens foram pesquisadas quanto à diversidade de anfíbios e répteis Squamata com o uso de armadilhas de interceptação e queda com funis duplos em linhas (C) e armadilhas de interceptação com funis duplos em Y (D, E, F).

Figura 3. Espécies de anfíbios observadas na região do baixo rio Purus, Amazônia Central, Brasil: a) *Hypsiboas fasciatus*; b) *Scarthyla goinorum*; c) *Dendropsophus allenorum*; d) *Trachycephalus typhonius*; e) *Hypsiboas lanciformis*; f) *Hypsiboas wavrini*; g) *Ranitomeya ventrimaculata*; h) *Ameerega hahneli*; i) *Hydrolaetare schmidti*; j) *Dendropsophus koechlini*; k) *Leptodactylus macrosternum*; l) *Scinax pedromedinae*; m) *Osteocephalus* cf. *buckleyi*; n) *Ceratophrys cornuta*; o) *Scinax boesemani*; p) *Hypsiboas geographicus*; q) *Oscaecilia* aff. *bassleri*; r) *Pristimantis conspicillatus*; s) *Ameerega trivittata*; t) *Allobates* sp.2; u) *Hamptophryne boliviana*; v) *Hypsiboas punctatus*; w) *Phyzelaphryne miriamae*; x) *Chiasmocleis avilapiresae*; y) *Leptodactylus pentadactylus*; z) *Leptodactylus mystaceus* e A) *Osteocephalus planiceps* (Fotos - F. Waldez).

Figura 4. Espécies de répteis Squamata observadas na região do baixo rio Purus, Amazônia Central, Brasil: a) *Anolis fuscoauratus*; b) *Anolis tandai*; c) *Gonatodes humeralis*; d) *Gonatodes hasemani*; e) *Chatogekko amazonicus*; f) *Alopoglossus* aff. *atriventris*; g) *Kentropyx altamazonica*; h) *Arthrosaura reticulata*; i) *Dracaena guianensis*; j) *Copeoglossum nigropunctatum*; k) *Uracentron azureum guentheri*; l) *Uranoscodon superciliosus*; m) *Lepidoblepharis heyerorum*; n) *Plica umbra*; o) *Chironius scurrulus*; p) *Micrurus langsdorffii*; q) *Tantilla melanocephala*; r) *Dipsas catesbyi*; s) *Oxyrhopus occipitalis*; t) *Bothriopsis taeniata*; u) *Liophis typhlus*; v) *Dendrophidion dendrophis*; w) *Dipsas indica*; x) *Taeniophallus* aff. *occipitalis*; y) *Bothrops atrox*; z) *Imantodes cenchoa* (Foto i - B. Marioni, demais fotos - F. Waldez).

Figura 5. Curvas de rarefação baseadas no número de indivíduos (círculos cheios) para as comunidades de serpentes (a, b), lagartos (c, d) e anfíbios (e, f) da região do baixo rio Purus, Amazônia Central, Brasil. As linhas tracejadas representam intervalos de confiança de 95%. Os círculos abertos demonstram a média das estimativas de riqueza de quatro diferentes estimadores (ACE, Chao 1, Jacknife & Bootstrap).

As comunidades de espécies das florestas de várzea encontram-se na coluna esquerda e das espécies de florestas de terra firme na coluna direita.

Figura 6. Número de espécies por famílias de anfíbios e répteis Squamata (lagartos e serpentes) encontradas nas florestas de terra firme e florestas de várzea da região do baixo rio Purus, Amazônia Central, Brasil.

CAPÍTULO 2: Efeitos espaciais e topográficos sobre a distribuição das comunidades de anfíbios anuros e de répteis Squamata em um mosaico de florestas inundáveis e não-inundáveis na bacia do baixo rio Purus, Amazônia Central.

Figura 1. Localização da área de estudo e dos pontos de amostragem na RDS Piagaçu-Purus, inserida no mosaico regional de áreas protegidas da região do baixo rio Purus na Amazônia Central, Brasil. As imagens de satélite Landsat foram numeradas de acordo com as sub-regiões indicadas no mapa (figura superior esquerda) e mostram as 60 localidades avaliadas, diferenciadas por tipo de habitat florestal.

Figura 2. Relação entre a taxa de ocupação das parcelas e a abundância das espécies nas comunidades de anfíbios anuros (acima) e comunidades de répteis Squamata (abaixo), em florestas de terra firme (coluna esquerda) e em florestas de várzea (coluna direita), na região do baixo rio Purus na Amazônia Central, Brasil. As espécies foram identificadas quanto a ocorrência nos dois tipos de floresta (G= habitat generalistas) ou em apenas um dos tipos de florestas (E= habitat especialistas).

Figura 3. Curvas de abundância para espécies das comunidades de anfíbios anuros (acima) e répteis Squamata (abaixo) em florestas de terra firme (losangos) e em florestas de várzeas (triângulos) na região do baixo rio Purus na Amazônia Central, Brasil. As letras representam as espécies: **ANFÍBIOS ANUROS**: a- *Leptodactylus* aff. *andreae*, b- *Rhinella margaritifera*, c- *Ameerega hahneli*, d- *Dendropsophus leucophyllatus*, e- *Leptodactylus pentadactylus*, f- *Rhinella marina*, g- *Osteocephalus taurinus*, h- *Trachycephalus resinifictrix*, i- *Leptodactylus petersii*, j- *Scinax garbei*, k- *Osteocephalus planiceps*, l- *Allobates femoralis*, m- *Allobates* sp.2, n- *Ameerega trivittata*, o- *Hypsiboas fasciatus*, p- *Synapturanus* aff. *salseri*, q- *Hypsiboas wavrini*, r- *Phyzelaphryne miriamae*, s- *Allobates* sp.1, t- *Pristimantis conspicillatus*, u- *Hypsiboas lanciformis*, v- *Scinax ruber*, w- *Hypsiboas calcaratus*, x- *Osteocephalus leprieurii*, y- *Phyllomedusa vaillantii*, z- *Scinax boesemani*, A- *Chiasmocleis bassleri*, B- *Dendrophryniscus* aff. *bokermanni*, C- *Adelphobates quinquevittatus*, D- *Dendropsophus allenorum*, E- *Scarthyla goinorum*, F- *Hydrolaetare schmidti*, G- *Rhinella merianae*, H- *Ranitomeya ventrimaculata*, I-

Dendropsophus rossalleni, J- *Hypsiboas cinereascens*, K- *Hypsiboas geographicus*, L- *Hypsiboas punctatus*, M- *Osteocephalus* cf. *buckleyi*, N- *Osteocephalus cabrerai*, O- *Scinax nebulosus*, P- *Leptodactylus mystaceus*, Q- *Leptodactylus rhodomystax*, R- *Leptodactylus stenodema*, S- *Pipa pipa*, T- *Oreobates quixensis*, U- *Pseudis limellum*, V- *Hypsiboas raniceps*, W- *Dendropsophus leali*, X- *Dendropsophus brevifrons*, Y- *Dendropsophus haraldschultzi*, Z- *Dendropsophus koechlini*, a'- *Dendropsophus triangulum*, b'- *Trachycephalus typhonius*, c'- *Leptodactylus macrosternum*. **RÉPTEIS SQUAMATA**: a- *Coleodactylus amazonicus*, b- *Ameiva ameiva*, c- *Gonatodes humeralis*, d- *Anolis fuscoauratus*, e- *Alopoglossus* aff. *atriventris*, f- *Kentropyx pelviceps*, g- *Uranoscodon superciliosus*, h- *Tupinambis teguixin*, i- *Copeoglossum nigropunctatum*, j- *Anolis tandai*, k-*Arthrosaura reticulata*, l- *Plica umbra*, m- *Leposoma percarinatum*, n- *Bothrops atrox*, o- *Imantodes cenchoa*, p- *Plica plica*, q- *Chironius scurrulus*, r- *Drymoluber dichrous*, s-*Anolis transversalis*, t- *Corallus hortulanus*, u- *Tantilla melanocephala*, v- *Helicops angulatus*, w- *Xenopholis scalaris*, x- *Bothriopsis taeniata*, y- *Iguana iguana*, z- *Anolis punctatus*, A- *Thecadactylus solimoensis*, B- *Lepidoblepharis heyerorum*, C- *Crocodilurus amazonicus*, D- *Cercosaura ocellata*, E- *Iphisa elegans*, F- *Epicrates cenchria*, G- *Chironius carinatus*, H- *Chironius exoletus*, I- *Dendrophidion dendrophis*, J- *Oxybelis fulgidus*, K- *Pseustes poecilonotus*, L- *Dipsas catesbyi*, M- *Drepanoides anomalus*, N- *Leptodeira annulata*, O- *Liophis typhlus*, P- *Oxyrhopus occipitalis*, Q- *Oxyrhopus vanidicus*, R- *Taeniophallus* aff. *occipitalis*, S- *Micrurus langsdorffii*, T- *Kentropyx altamazonica*, U- *Dipsas indica*, V- *Anolis ortonii*, W- *Chironius fuscus*, X- *Thamnodynastes pallidus*, Y- *Anilius scytale*, Z- *Eunectes murinus*, a'- *Spilotes pullatus*, b'- *Philodryas argentea*, c'- *Micrurus filiformis*.

Figura 4. Ordenação das abundâncias das espécies de anfíbios anuros ao longo do gradiente altitudinal na região do baixo rio Purus na Amazônia Central, Brasil. No gradiente de altitude aparecem indicados o limite mínimo de ocorrência das florestas não-inundáveis de terra firme e o limite máximo de ocorrência das florestas inundáveis de várzea.

Figura 5. Ordenação das abundâncias das espécies de répteis Squamata ao longo do gradiente altitudinal na região do baixo rio Purus na Amazônia Central, Brasil. No gradiente de altitude aparecem indicados o limite mínimo de ocorrência das florestas não-inundáveis de terra firme e o limite máximo de ocorrência das florestas inundáveis de várzea.

Figura 6. Distribuição das parcelas no gradiente altitudinal. Os eixos principais dos *NMDS* resumiram a composição de espécies das comunidades de anfíbios anuros (A) e de répteis Squamata (B) na região do baixo rio Purus na Amazônia Central, Brasil. Apresentamos as parcelas identificadas quando ao tipo de hábitat (T= florestas não-inundáveis de terra firme & V= florestas inundáveis de várzea).

Figura 7. Distribuição das parcelas no espaço bidimensional a partir da relação entre os dois eixos dos *NMDS* que resumiram a composição das comunidades de anfíbios anuros (A e B) e de répteis Squamata (C e D), na região do baixo rio Purus na Amazônia Central, Brasil. Apresentamos parcelas correspondentes às florestas de terra firme na coluna esquerda (n= 32) e parcelas correspondentes às florestas de várzea na coluna direita (n= 28). As parcelas foram identificadas nas florestas de terra firme quanto à localização nos interflúvios do rio Purus (M= Madeira-Purus; J= Jurua-Purus) e nas florestas de várzea quanto à conexão como as várzeas do corredor Amazonas-Solimões (P= várzeas do rio Purus isoladas; S= várzeas conectadas ao rio Solimões).

CAPÍTULO 3: Contribuição das florestas secundárias para diversidade da herpetofauna na bacia do baixo rio Purus, Amazônia Central

Figura 1. Localização da área de estudo e dos pontos de amostragem na RDS Piagaçu-Purus, inserida no mosaico regional de áreas protegidas da região do baixo rio Purus na Amazônia Central, Brasil. As imagens de satélite Landsat foram numeradas de acordo com as sub-regiões indicadas no mapa (figura superior esquerda) e mostram as 60 localidades avaliadas, diferenciadas por tipo de habitat florestal.

Figura 2. Relação entre o tempo estimado de regeneração florestal (anos passados desde o último cultivo agrícola no local) e a circunferência (CAP) das maiores árvores encontradas nas florestas secundárias de terra firme (N= 16; r^2= 0,748; p< 0,0001) e de várzea (N=11; r^2< 0,0001; p= 0,440), na região do baixo rio Purus, Amazonas – Brasil.

Figura 3. Ordenação das abundâncias das espécies em relação ao tempo de regeneração das florestas, em comunidades de anfíbios anuros de florestas de terra firme (A) e de várzea (B), e comunidades de lagartos de florestas de terra firme (C) e de várzea (D), na região do baixo rio Purus, Amazonas – Brasil.

Figura 4. Distribuição das parcelas no espaço bidimensional a partir da relação entre os dois eixos dos *NMDS* que resumiram a composição das comunidades de anfíbios anuros (A e B) e de répteis Squamata (C e D), na região do baixo rio Purus na Amazônia Central, Brasil. Na coluna esquerda estão as parcelas

de florestas de terra firme (n= 32) e na coluna direita as parcelas de florestas de várzea (n= 28). As florestas primárias foram representadas por círculos totalmente preenchidos. As florestas secundárias por círculos parcialmente preenchidos, sendo maior a área de preenchimento nas localidades com maior tempo de regeneração.

CAPÍTULO 4: Aspectos ecológicos e epidemiológicos de acidentes ofídicos em comunidades ribeirinhas do baixo rio Purus, Amazonas, Brasil

Figura 1. Localização do Lago Ayapuá na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus, bacia do baixo rio Purus, e das dez comunidades ribeirinhas não indígenas que foram estudadas.

Figura 2. Relação entre o número de habitantes e o número de residências com vítimas de acidentes ofídicos para 17 comunidades ribeirinhas da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus, baixo rio Purus, Amazonas.

Figura 3. Proporção das espécies de serpentes envolvidas em acidentes ofídicos (N= 28) com ribeirinhos da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus, baixo rio Purus, Amazonas. As correspondências entre os nomes locais e científicos das serpentes estão listadas na Tabela 4.

Figura 4. Espécies de serpentes mais freqüentemente envolvidas em acidentes ofídicos citadas por ribeirinhos (N= 13) da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus, baixo rio Purus, Amazonas. As correspondências entre os nomes locais e científicos das serpentes estão listadas na Tabela 4.

Figura 5. Altura das mordidas de serpentes (N= 24) no corpo das vítimas com a representação de uma bota com 400 mm de altura demonstrando a eficiência na prevenção de acidentes ofídicos em comunidades ribeirinhas da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus, baixo rio Purus, Amazona

Introdução Geral

A bacia Amazônica, incluindo as florestas tropicais de terras altas e os enclaves de savana, abriga uma das maiores diversidade de anfíbios e répteis Squamata da América do Sul (ver Hoogmoed, 1973; Cunha e Nascimento, 1978; Dixon e Soini, 1986; Zimmerman e Rodrigues, 1990; Rodriguez e Duellman, 1994; Avila-Pires, 1995; Vitt, 1996; Martins e Oliveira, 1998; Starace, 1998; Duellman, 1990; 2005; Lescure e Marty, 2000; Neckel-Oliveira *et al*., 2000; Azevedo-Ramos e Galatti, 2001; Vogt *et al*., 2001; 2007; Donnelly *et al*., 2005; McDiarmid e Donnelly, 2005; Bernarde e Abe, 2006; França *et al*., 2006; Lima *et al*., 2006; Avila-Pires *et al*., 2007; 2009; 2010; Vitt *et al*., 2008; Bernarde e Macedo, 2008; Souza, 2009; Maciel e Hoogmoed, 2011). No Brasil, das 24 famílias de anfíbios (Segalla *et al*., 2012) e das 33 famílias de répteis (Bérnils e Costa, 2011) com distribuição no país, apenas duas famílias de sapos (Craugastoridae e Hylodidae) e uma de lagarto (Liolaemidae) não ocorrem no Bioma Amazônia.

Dentro da grandeza territorial da Amazônia (7 milhões de Km²) essa elevada biodiversidade de herpetofauna encontra-se representada para poucas áreas, sendo a maior parte desse território pouco conhecido ou sem amostragens científicas desses grupos biológicos (Avila-Pires, 1995; Duellman, 1999; Azevedo-Ramos e Galatti, 2001). Para anfíbios e répteis Squamata a maior parte dos estudos de longo prazo (Cunha e Nascimento, 1978; Dixon e Soini, 1986; Zimmerman e Rodrigues, 1990; Rodriguez e Duellman, 1994; Martins e Oliveira, 1998; Duellman, 2005; Lima *et al*., 2006; Vitt *et al*., 2008) foi realizada em áreas com facilidades de acesso, próximas das calhas dos principais rios e de cidades (Avila-Pires, 1995; Duellman, 1999; Azevedo-Ramos e Galatti, 2001). Ainda assim, novos registros de espécies são comuns mesmo em áreas bem amostradas (Duellman, 2005; Pinto e Quatman, 2005).

A interiorização territorial dos estudos com herpetofauna na Amazônia brasileira é relativamente recente (Heyer, 1977; Vanzolini, 1986; Gascon, 1996; Neckel-Oliveira e Gordo, 2004; Vogt *et al*., 2007; Bernarde e Macedo, 2008; Souza, 2009; Avila-Pires *et al*., 2010) e tem revelado uma diversidade pouco conhecida (ver Heyer, 1977; Avila-Pires e Vitt, 1998; Rodrigues e Avila-Pires, 2005; Hoogmoed *et al*., 2009; Carvalho *et al*., 2010; Maciel e Hoogmoed, 2011; Peloso *et al*., 2011). Também, a recente utilização de ferramentas moleculares na sistemática tem demonstrado complexos de espécies crípticas para alguns *taxa* com ampla distribuição na Amazônia, para sapos (Fouquet *et al*., 2007a; Simões *et al*., 2010), lagartos (Geurgas e Rodrigues, 2010; Pellegrino *et al*., 2011) e muitos destes complexos ainda não foram descritos (Fouquet *et al*., 2007b).

Os fatores biogeográficos são reconhecidamente importantes na atual estruturação das comunidades biológicas nos ecossistemas da Amazônia (Cracraft, 1985; Salo *et al*., 1986; Silva *et al*., 2005; Bonaccorso *et al*., 2006; Junk *et al*., 2010). Os padrões de distribuição da diversidade de vertebrados na Amazônia têm revelado a ocorrência de áreas de endemismo e estas têm sido associadas ao histórico de conexão das paisagens (Bonaccorso *et al*., 2006; Junk *et al*., 2010) e a formação dos grandes rios da região (Cracraft, 1985; Salo *et al*. 1986; Silva *et al*., 2005). Padrões de distribuição coincidentes com áreas de endemismo amazônicas foram evidenciados principalmente para espécies de aves e primatas (Cracraft, 1985; Siva e Oren, 1996; Silva *et al*., 2002; 2005) e, também, para espécies de sapos (Duellman, 1999; Ron, 2000) e de lagartos (Avila-Pires, 1995; Avila-Pires *et al*., 2009). Atualmente para a distribuição dos vertebrados na região Amazônica são propostas entre sete e nove áreas de endemismos (Cracraft, 1985; Silva *et al*., 2005; Borges e Silva, 2012).

Na Amazônia Central, quatro destas diferentes regiões biogeográficas (GUIANA, IMERI, INAMBARI e RONDÔNIA, *sensu* Cracraft, 1985) se encontram entre as calhas dos rios Amazonas-Solimões, Negro e Madeira que demarcam os limites dessas regiões (ver Silva *et al*., 2005). A bacia de drenagem do rio Purus localiza-se na área de endemismo amazônica denominada Inambari. Esta região biogeográfica corresponde à planície cisandina delimitada desde a confluência dos rios Amazonas/Solimões com o rio Negro no Brasil, seguindo a oeste pela margem sul do Amazonas/Solimões através do Brasil e Peru e a leste pela margem oeste do rio Madeira através do Brasil, Bolívia e Peru (ver Silva *et al*., 2005).

O conhecimento estabelecido sobre a distribuição da diversidade de organismos na Amazônia brasileira permitiu identificar diversas áreas de relevante interesse para conservação, com alta diversidade de anfíbios e répteis (Azevedo-Ramos e Galatti, 2001; Brasil, 2001; Vogt *et al*., 2001). Apesar de muitas destas áreas de interesse, como a bacia de drenagem do rio Purus, representar lacunas no conhecimento da diversidade destes grupos na região amazônica (Avila-Pires, 1995; Azevedo-Ramos e Gallati, 2001; Brasil, 2001; Vogt *et al*., 2001).

O vale do rio Purus compreende cerca de 375.000 km^2 distribuídos no Brasil (94%), Peru (5,5%) e Bolívia (0,5%), correspondendo a sexta maior área de drenagem da Bacia Amazônica e abrangendo 40.000 km^2 de floresta inundada, a maior área de várzea dos tributários do Amazonas/Solimões (Goulding *et al*., 2003). Nesta região a paisagem é formada por um mosaico de florestas não-inundáveis de terra firme e de florestas sazonalmente inundáveis (Haugaasen e Peres, 2006). As florestas de terra

firme ocorrem nas localidades acima do nível máximo de inundação dos rios, compondo a maior parte da paisagem florestal da Amazônia, ocorrendo em cerca de 80% da área da bacia (Hess *et al*., 2003; ter Steege *et al*., 2003). As florestas inundáveis ocorrem nas planícies de sedimentação dos rios sendo sazonalmente submetidas a um pulso de inundação regular (Junk *et al*., 1989) e alternando entre uma fase aquática e uma fase terrestre (Junk, 1997). As florestas inundáveis de várzea encontram-se associadas aos rios de alta fertilidade e ricos em sedimentos em suspensão (Junk, 1997), como a bacia do rio Purus que transporta sedimentos de origem andina (Goulding *et al*., 2003). Florestas inundáveis de várzea correspondem ao segundo maior tipo de paisagem florestal da Amazônia ocorrendo em cerca de 2,6% da área da bacia (Hess *et al*., 2003; Junk *et al*., 2010). Essas paisagens florestais predominam na Bacia Amazônica desde o período do Pleistoceno médio (780-125 mil anos), quando mudanças climáticas (e.g. Períodos Glaciais) e flutuações do nível do mar definiram a atual extensão do sistema hídrico da Amazônia (Junk *et al*., 2010). Muitos estudos consideram estes fenômenos como principais responsáveis pela diversificação da biodiversidade na Amazônia (ver Salo *et al*., 1986; Bonaccorso *et al*., 2006).

Para a herpetofauna na Amazônia, poucos estudos realizaram comparações amplas da diversidade entre florestas sazonalmente alagáveis e de florestas de terra firme (ver Crump, 1971; Doan e Arizábal, 2002; Neckel-Oliveira e Gordo, 2004; Duellman, 2005). Embora, algumas análises tenham sido relaizadas para sapos (Gascon, 1996; Gascon *et al*., 2000; Gordo, 2003). Na maior parte destes estudos foi comum encontrar uma distribuição desigual do esforço de amostragem entre ambientes, ocasionada pela disponibilidade local de cada tipo de floresta e, também, pelos habitats de florestas de terra firme serem priorizados na amostragem por terem maior complexidade estrutural. Também, pelos solos hidromórficos das florestas alagáveis dificultarem o uso de algumas metologias como das armadilhas de interceptação e queda (Neckel-Oliveira e Gordo, 2004).

Uma maior diversidade de anfíbios e répteis Squamata tem sido encontrada associada às florestas de terra firme (Gascon, 1996; Gascon *et al*., 2000; Doan e Arizábal, 2002; Neckel-Oliveira e Gordo, 2004; Duellman, 2005). Por outro lado, alguns estudos têm encontrado nas florestas de várzea uma diversidade de espécies maior ou similar às florestas de terra firme (Crump, 1971; Gordo, 2003).

Na região do rio Purus os estudos pioneiros com anfíbios foram desenvolvidos por Heyer (1976) que considerou a região em uma análise zoogeográfica dos anfíbios anuros no Bioma Amazônia. Heyer (1977) listou as espécies de sapos encontradas durante expedição que percorreu o rio Purus desde o estado do Acre até a foz no rio Solimões, estado do Amazonas. Posteriormente, poucos estudos

inventariaram a diversidade de anfíbios e répteis Squamata nas regiões do médio rio Purus no Brasil (Avila-Pires *et al*., 2009; França e Venâncio, 2010) e do alto rio Purus no Peru (Rodríguez, 2003).

O recente processo de implantação de novas unidades de conservação no baixo rio Purus tem aumentado o conhecimento sobre a diversidade de anfíbios e répteis Squamata na região (ver Gordo, 2003; Waldez e Vogt, 2007; 2009; 2011; Instituto Piagaçu, 2010). Principalmente, a partir da criação da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus (RDS-PP) (Capítulo 1, Figura 1) em uma área contígua a Reserva Biológica do Abufarí (REBIO Abufarí) (Deus *et al*., 2003) área considerada de alta importância para a conservação de anfíbios e répteis na Amazônia Brasileira (Azevedo-Ramos e Gallati, 2001; Brasil, 2001; Vogt *et al*., 2001).

A bacia de drenagem do rio Purus apresenta bom estado de conservação com cobertura de floresta primária correspondendo à maior parte da área total (Martins Junior e Waichman, 2009). Entretanto, modelos recentes de desflorestamento futuro na Amazônia prevêem um aumento na perda de cobertura vegetal para a região do baixo Purus, relacionado à reativação da rodovia BR-319 (Manaus - Porto Velho) que percorre o interflúvio dos rios Madeira e Purus (Soares-Filho *et al*., 2006; Fearnside *et al*., 2009). Atualmente, na região da RDS-PP, a agricultura migratória de corte e queima para cultivos de subsistência usando a mandioca (*Manihot esculenta*) como cultura fundamental, é a principal atividade transformadora da paisagem em áreas de florestas inundáveis e não-inundáveis (Instituto Piagaçu, 2010). Tal agricultura migratória por sua dinâmica de frequente rotação entre áreas cultivadas e em repouso cria um mosaico de florestas com diferentes idades de crescimento, geralmente, localizado próximas das comunidades humanas ribeirinhas (Instituto Piagaçu, 2010). Para a Amazônia, estimativas relacionam essa prática tradicional de agricultura com 30% do desmatamento observado na região (Serrão *et al*., 1996).

Avaliar as comunidades biológicas da região do baixo rio Purus torna-se estratégico para determinar futuros impactos na biodiversidade decorrentes de mudanças na cobertura vegetal. Anfíbios e répteis Squamata são componentes importantes da biomassa e da diversidade de vertebrados em florestas tropicais (Scott, 1976; Inger, 1980; Duellman, 1990; Allmon, 1991; Rodda *et al*., 2001). As comunidades de anfíbios e pequenos répteis em áreas de floresta amazônica também apresentam rápida resposta às alterações na cobertura florestal (Tocher *et al*., 1997; Estupiñán e Galatti, 1999; Gardner *et al*., 2007; Bernarde e Macedo, 2008; Macedo *et al*., 2008; Souza *et al*., 2008), mesmo à alterações discretas como no corte seletivo de madeira (Vitt *et al*., 1998; Lima *et al*., 2001).

A conservação da herpetofauna nessa dinâmica de tranformação das paisagens, também econtra-se relacionada com as interações destas espécies com as populações humanas. Os acidentes com serpentes representam uma dessas interações mais relevantes, constituindo um problema de saúde pública que anualmente vitima cerca de 2,5 milhões de pessoas no planeta (WHO, 2009; Warrel, 2010;). Apenas recentemente os acidentes ofídicos foram considerados pela *World Health Organization* – WHO como uma doença amplamente negligenciada por países tropicais e subtropicais em desenvolvimento (WHO, 2009). Tais eventos acometem na maior parte trabalhadores agrícolas no desempenho das atividades de subsistência, sendo uma doença ocupacional que impacta negativamente a produção de alimentos e a economia local, acarretando altas taxas anuais de invalidez e de mortalidade de cerca de 250 mil vítimas com sequelas e 85 mil óbitos (Harrison *et al*., 2009; WHO, 2009; Warrel, 2010).

Na Amazônia, fora dos grandes centros populacionais, a população ribeirinha de agricultores e extrativistas florestais, partilha os habitats com uma grande diversidade de serpentes. Cerca de 20% dessa diversidade é representada por serpentes peçonhentas com dentição e comportamento especializado em subjugar presas por envenenamento, sendo potencialmente causadoras de acidentes em humanos (acidentes ofídicos) (Hoogmoed, 1973; Cunha e Nascimento, 1978; Dixon e Soini, 1986; Martins e Oliveira, 1998; Starace, 1998; Duellman, 2005; Bernarde e Abe, 2006; França *et al*., 2006; Bernarde 2012; Bernarde *et al*., 2012). Das 55 serpentes peçonhentas (Elapidae e Viperidae) com ocorrência no Brasil (Bérnils e Costa, 2011), 27 espécies são encontradas na Amazônia brasileira (Santos *et al*., 1995; Campbell e Lamar, 2004; Silva e Rodrigues, 2008; Bernarde 2012; Bernarde *et al*., 2012). No Brasil entre 2000 e 2009, foram notificados em média 24 mil acidentes ofídicos por ano, em maior quantidade e letalidade na região Norte do país, com médias anuais de 6,7 mil vítimas e 33 óbitos (Brasil, 2009). Neste mesmo período o estado do Amazonas apareceu em destaque, registrando 9.932 acidentes ofídicos, quase metade (43,6%) dos casos em todo Brasil (Brasil, 2009).

Esta problemática foi observada na região da RDS-PP, onde ocorrem cerca de 12 espécies de serpente peçonhentas (Waldez e Vogt, 2011) e uma população de 5.000 pessoas distribuída em cerca de 60 comunidades que têm como principais meios de subsistência a pesca artesanal, a agricultura intinerante de corte e queima e o extrativismo florestal (Instituto Piagaçu, 2010). Tais atividades são desempenhadas através de métodos tradicionais sem grande emprego de tecnologia e em estreita proximidade com o ambiente natural. Nesse contexto, os acidentes ofídicos são uma das interações negativas dessa população ribeirinha com a biodiversidade local (Waldez e Vogt, 2011).

Objetivo Geral

Conhecer a fauna de anfíbios e répteis Squamata que ocorre associada ao mosaico de florestas na região do baixo rio Purus, caracterizando os padrões de diversidade Beta, avaliando a influência de fatores ambientais e históricos, da forma de uso tradicional da terra, e descrevendo aspectos ecológicos e epidemiológicos dos acidentes com serpentes nas comunidades ribeirinhas locais.

Objetivos específicos

Capítulo 1 - Diversidade de anfíbios e répteis Squamata na região do baixo rio Purus, Amazônia Central, Brasil.

Considerando a argumentação exposta sobre o parco conhecimento sobre a herpetofauna no baixo rio Purus, o objetivo deste estudo foi conhecer a fauna de anfíbios e répteis Squamata que ocorre associada às florestas na região. Nesta seção descrevemos os resultados de uma amostragem amplamente distribuída na área, utilizando técnicas de coleta complementares na captação da diversidade da herpetofauna em florestas tropicais, para:

i) Conhecer a diversidade de espécies de anfíbios e répteis Squamata associadas às florestas não-inundáveis de terra firme e as florestas sazonalmente inundáveis de várzea;

ii) Avaliar a eficiência dos métodos de amostragem empregados para acessar a diversidade da herpetofauna nestes dois tipos de florestas;

Capítulo 2 - Efeitos espaciais e topográficos sobre a distribuição das comunidades de anfíbios anuros e de répteis Squamata em um mosaico de florestas inundáveis e não-inundáveis na bacia do baixo rio Purus, Amazônia Central.

Na Amazônia ainda são poucos os estudos que avaliaram a distribuição da herpetofauna nos mosaicos regionais de florestas sazonalmente inundáveis e não-inundáveis. O objetivo deste estudo foi utilizar dados de amostragens padronizadas das comunidades de anfíbios anuros e répteis Squamata no mosaico florestal da região do baixo rio Purus para:

iii) Comparar a composição e a estrutura das comunidades de anfíbios e répteis Squamata ao longo do contínuo topográfico que determina a ocorrência das florestas sazonalmente inundáveis de várzea e das florestas não-inundáveis de terra firme;

iv) Avaliar o efeito da altitude sobre a abundância, composição e riqueza de espécies dessas comunidades;

v) Testar a existência de padrões de organização espacial (autocorrelação espacial) para as comunidades em uma escala de paisagens;

vi) Verificar a influência nas comunidades avaliadas de fatores históricos relacionados com a localização nos diferentes interflúvios da bacia do rio Purus; Nas comunidades de floresta de várzea, avaliar o efeito das localidades terem ou não conexão com as florestas de várzea do sistema hídrico Amazonas-Solimões, principal corredor de florestas inundáveis da Bacia Amazônica;

Capítulo 3 - Contribuição das florestas secundárias para diversidade da herpetofauna na bacia do baixo rio Purus, Amazônia Central.

Para avaliar o efeito das transformações humanas nas paisagens, pesquisamos a distribuição da herpetofauna nas florestas secundárias de terra firme e de várzea, na região do baixo rio Purus, com objetivo de:

vii) Verificar a contribuição para diversidade da herpetofauna das paisagens primárias e secundárias de florestas sazonalmente inundáveis de várzea e de florestas não-inundáveis de terra firme;

viii) Avaliar o efeito do tempo de regeneração da floresta sobre a abundância, composição e riqueza de espécies dessas comunidades;

ix) Testar padrões de distribuição hierárquica para as diferentes comunidades, entre localidades de florestas secundárias e primárias;

x) Descrever os conjuntos de espécies características das paisagens primárias e secundárias nas florestas de terra firme e de várzea.

Capítulo 4 - Aspectos ecológicos e epidemiológicos de acidentes ofídicos em comunidades ribeirinhas do baixo rio Purus, Amazonas, Brasil.

Neste estudo foi descrito o impacto dos acidentes com serpentes em populações ribeirinhas na região do baixo rio Purus com objetivos de:

xi) Relacionar a incidência de acidentes ofídicos com aspectos demográficos e sócio-econômicos das populações ribeirinhas do baixo rio Purus;

xii) Verificar a distribuição dos acidentes ofídicos por região anatômica das vítimas;

xiii) Verificar a distribuição dos acidentes ofídicos nos diferentes períodos sazonais;

xiv) Descrever a diversidade de espécies de serpentes envolvidas nos eventos de acidentes ofídicos;

xv) Avaliar a percepção dos ribeirinhos com relação ao reconhecimento das serpentes peçonhentas locais e de aspectos da ecologia destas espécies.

Capítulo 1

Waldez, F. ; Menin. M. & Vogt, R. C. Diversidade de anfíbios e répteis Squamata na região do baixo rio Purus, Amazônia Central, Brasil. Manuscrito em revisão na ***Biota Neotropica***.

Diversidade de anfíbios e répteis Squamata na região do baixo rio Purus, Amazônia Central, Brasil

Diversity of amphibians and Squamata reptilians from lower Purus River Basin, Central Amazonia, Brazil

Fabiano Waldez[1*], Marcelo Menin[2] e Richard C. Vogt[3]

[1] Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA (http://www.inpa.gov.br). Programa de Pós-Graduação em Ecologia. CP478. 69011-970 Manaus - AM, Brasil.

[2] Departamento de Biologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Amazonas – UFAM (http://portal.ufam.edu.br). Avenida General Rodrigo Otávio Jordão Ramos, 3.000. 69077-000 Manaus - AM, Brasil.

[3] Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA (http://www.inpa.gov.br). Curador da Coleção de Anfíbios e Répteis. Av. André Araújo, 2936, Aleixo. 69060-001 Manaus – AM, Brasil.

* E-mail: fwaldez@yahoo.com.br

Abstract: The lower Purus River Basin, Central Amazonia – Brazil, represents an area of prominent interest for conservation of amphibians and reptiles. However, there is little available information about these groups for flooded and nonflooded forests, the major landscapes in this region. We sampled a representative area over two periods: 2004-2005 and 2009-2010. We used efficient and complementary techniques for sampling the herpetofauna in rainforests: time constrained audio-visual search (TAVS), pitfall traps with drift fence (PFDF) and double-ended funnel traps with drift fence (FTDF). We recorded a total of 160 species, including 75 amphibians (73 frogs and two caecilians) and 85 reptiles (34 lizards and 51 snakes). The occurrence of the anuran *Dendropsophus allenorum* represents the first record for Brazil. Comparing the efficiency of the sampling methods, the TAVS was the best method in sampling efficiency for the majority of the herpetofauna species; followed by the PFDF, efficient in sampling terrestrial frogs and litter lizards in the nonflooded forests. We did not use the PFDF in the flooded forests because the soil was water saturated. Despite its low efficiency in sampling terrestrial frogs and litter lizards, the FTDF, was efficient in snake capture and easily adaptable to the saturated soil in flooded forests. The greatest richness of species and groups was found in the nonflooded forests. Families of fossorial and litter species were mostly absent from the flooded forests. However, in the flooded forests we found a large number of arboreal frogs (Hylidae) and of larger heliothermic lizards (Teiidae). When we evaluated each sample period separately, we found a similar richness of the herpetofauna between the different types of forest landscapes, with a bias towards higher diversity in the nonflooded forests. In spite of similar species numbers, the nonflooded and flooded forests had different species assemblages. The total amphibian and Squamata reptilian diversity between the nonflooded and flooded forests (beta-β diversity), sites with more widespread landscapes, possibly represents the major contribution to the regional herpetofauna diversity in the lower Purus River Basin (Gama-γ diversity).

Key words: Brazilian Amazon, flooded and nonflooded forests, species distribution, herpetofauna

Resumo: A região do baixo rio Purus na Amazônia Central – Brasil representa uma área de relevante interesse para conservação de anfíbios e répteis. No entanto, há pouca informação disponível sobre estes grupos taxonômicos para áreas de florestas de terra firme e florestas de várzea, principais paisagens nesta região. Nesse estudo, realizamos uma amostragem ampla em esforço e área, em dois períodos: 2004-2005 e 2009-2010. Utilizamos técnicas complementares eficientes na amostragem da herpetofauna em florestas tropicais: procura ativa limitada por tempo (PLT), armadilhas de interceptação e queda (AIQ) e armadilhas de interceptação com funis duplos (AIF). Foram registradas 160 espécies, sendo 75 de anfíbios (73 anuros e dois gimnofionos) e 85 de répteis (34 lagartos e 51 serpentes). O registro do anuro *Dendropsophus allenorum* foi o primeiro para o Brasil. Comparando a eficiência dos métodos de coleta, a busca ativa por coletores capacitados (PLT) foi o método mais eficaz na amostragem da herpetofauna; seguido das AIQ, eficientes na captação de anuros terrícolas e lagartos de serrapilheira nas florestas de terra firme. Não utilizamos AIQ nas áreas de várzea por estas terem solos hidricamente saturados. As AIF, apesar de menos eficientes na amostragem de anuros e lagartos, foram eficazes na captura serpentes e facilmente adaptáveis aos solos hidromórficos das várzeas. Uma maior riqueza de espécies e famílias foi encontrada nas florestas de terra firme. As florestas de várzea tiveram uma marcante ausência de famílias fossoriais e de serrapilheira. No entanto, nas florestas de várzea encontramos um maior número de espécies de anuros arborícolas (Hylidae) e de lagartos heliotérmicos maiores (Teiidae). Entretanto, avaliando separadamente cada período de amostragem, a riqueza de espécies da herpetofauna torna-se similar entre os diferentes tipos de paisagens florestais, tendendo ser maior nas florestas de terra firme. Apesar de similares em número espécies, as florestas de terra firme e de várzea foram diferentes quanto ao conjunto das espécies. A diversidade complementar de anfíbios e répteis Squamata entre florestas de terra firme e de várzea (diversidade beta-β), paisagens de maior abrangência local, possivelmente representa a maior contribuição para a diversidade regional da herpetofauna no baixo rio Purus (diversidade Gama-γ).

Palavras-chave: Amazônia brasileira, florestas inundáveis e não-inundáveis, distribuição de espécies, herpetofauna

Introdução

Diversas áreas de relevante interesse para conservação de anfíbios e répteis foram identificadas na Amazônia brasileira (Azevedo-Ramos & Galatti 2001, Brasil 2001, Vogt et al. 2001). Muitas destas áreas de interesse, como a bacia de drenagem do rio Purus, representam lacunas no conhecimento da diversidade destes grupos taxonômicos na região amazônica (Avila-Pires 1995, Azevedo-Ramos & Gallati 2001, Brasil 2001, Vogt et al. 2001).

Os estudos pioneiros com anfíbios na região do rio Purus foram desenvolvidos por Heyer (1976) que considerou a região em uma análise zoogeográfica dos anfíbios anuros no Bioma Amazônico. O mesmo autor também publicou uma lista descrevendo as espécies de anuros encontradas durante uma expedição onde percorreu o rio Purus desde o estado do Acre até a foz no rio Solimões, estado do Amazonas (Heyer 1977). Posteriormente, poucos estudos inventariaram a diversidade de anfíbios e répteis Squamata nas regiões do médio Purus (Avila-Pires et al. 2009, França & Venâncio 2010) e do alto rio Purus no Peru (Rodríguez 2003).

O recente processo de implantação de novas unidades de conservação no baixo Purus tem aumentado o conhecimento sobre a diversidade de anfíbios e répteis Squamata na região (Gordo 2003, Waldez & Vogt 2007, 2009, 2011, Instituto Piagaçu 2010), principalmente, a partir da criação da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus (RDS-PP) (Figura 1) em uma área contígua a Reserva Biológica do Abufarí (REBIO Abufarí) (Albernaz & Venticinque 2003). A REBIO Abufarí é considerada uma área de alta importância para a conservação de anfíbios e répteis na Amazônia (Azevedo-Ramos & Gallati 2001, Brasil 2001, Vogt et al. 2001).

A porção baixa da bacia do rio Purus apresenta uma paisagem formada por um mosaico de áreas de florestas não-inundáveis de terra firme e de florestas sazonalmente inundáveis (Haugaasen & Peres 2006). As florestas de terra firme correspondem às áreas localizadas acima do nível máximo de inundação dos rios, compondo a maior parte das paisagens florestais da Amazônia com cerca de 80% da área da bacia (Hess et al. 2003). As florestas inundáveis ocorrem nas planícies de sedimentação dos rios sendo sazonalmente submetidas a um pulso de inundação regular (Junk et al. 1989), alternando entre uma fase aquática e uma fase terrestre (Junk 1997). As florestas de várzea encontram-se associadas aos rios de alta fertilidade e ricos em sedimentos em suspensão (Junk 1997), correspondendo ao segundo maior tipo de paisagem florestal da Amazônia com cerca de 2,6% da área da bacia (Hess et al. 2003).

Vários estudos têm acessado a diversidade da herpetofauna Amazônica principalmente em áreas de florestas não-inundáveis de terra firme (*e.g.* Rodríguez & Duellman 1994, Martins & Oliveira 1998, Duellman 2005, Bernarde & Abe 2006, Vogt et al. 2007, Lima et al. 2008, Vitt et al. 2008, Avila-Pires et al. 2009, 2010, Souza 2009, Bernarde et al. 2011). No entanto, poucos trabalhos realizaram análises comparativas entre a diversidade da herpetofauna associada às florestas sazonalmente alagáveis e as florestas de terra firme na Amazônia (ver Crump 1971, Gascon 1996, Gascon et al. 2000, Doan & Arizábal 2002, Gordo 2003, Neckel-Oliveira & Gordo 2004).

A bacia de drenagem do rio Purus apresenta bom estado de conservação com cobertura de floresta primária correspondendo à maior parte da área total (Martins Junior & Waichman 2009). Entretanto, recentes modelos de desflorestamento futuro na Amazônia prevêem um aumento na perda de cobertura vegetal para região da RDS-PP, relacionado à reativação da rodovia BR-319 (Manaus - Porto Velho) que percorre o interflúvio entre os rios Madeira e Purus (Soares-Filho et al. 2006, Fearnside et al. 2009).

Avaliar comunidades biológicas na região do baixo rio Purus torna-se estratégico para determinar futuros impactos na biodiversidade decorrentes de mudanças na cobertura vegetal. Anfíbios e répteis Squamata são componentes importantes da biomassa e da diversidade de vertebrados em florestas tropicais (*e.g.* Duellman 1990, Allmon 1991). Ainda, comunidades de anfíbios e pequenos répteis em áreas de floresta amazônica apresentam rápida resposta às alterações na cobertura florestal (*e.g.* Tocher et al. 1997, Gardner et al. 2007, Bernarde & Macedo 2008, Souza et al. 2008), mesmo às alterações discretas como no corte florestal seletivo (Vitt et al. 1998).

Visto o parco conhecimento sobre a herpetofauna no baixo rio Purus, o objetivo deste estudo foi inventariar a fauna de anfíbios e répteis Squamata que ocorre associada às florestas na região. Mais especificamente, realizamos uma amostragem ampla em área, utilizando técnicas complementares de coleta da herpetofauna, para comparar a diversidade de espécies associadas às florestas não-inundáveis de terra firme e as florestas sazonalmente inundáveis de várzea. Também comparamos a eficiência dos métodos de amostragem empregados para acessar a riqueza da herpetofauna nestes dois tipos de florestas.

Material e Métodos

1. Área de estudo

As amostragens foram conduzidas na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus (RDS-PP, entre 4º03'–5º25'S e 61º40'–63º30'W, datum WGS 84) e entorno, região do baixo rio Purus, Amazônia Central, estado do Amazonas - Brasil (Figura 1). Com uma área de 834.245 ha, a RDS-PP abrange um mosaico de grandes paisagens contínuas de florestas de terra firme e florestas inundáveis de várzea e igapó, em ambos interflúvios do rio Purus (Instituto Piagaçu 2010). O relevo da RDS-PP é homogêneo com altitudes menores que 100 m a.n.m. (Albernaz & Venticinque 2003). O clima na região é Equatorial com sub-seca (*Af* - classificação Köppen-Geiger) e médias mensais de temperatura acima de 18ºC e precipitação anual de 2000 a 2600 mm (IBGE 2002). De acordo com Silva et al. (2008), a pluviosidade varia sazonalmente, normalmente com a estação chuvosa distribuída entre novembro e março, quando ocorre a alagação da planície de inundação do rio (cheia); e a estação de estiagem distribuída entre maio e setembro, quando ocorre a drenagem da planície de inundação do rio (seca), com abril e outubro correspondendo à períodos de transição entre estações. O nível de água no baixo rio Purus pode variar até 12 m entre estações, sendo influenciado tanto pela quantidade de chuvas, quanto por flutuações do médio rio Solimões (Goulding et al. 2003).

As áreas estudadas corresponderam às paisagens de florestas de terra firme e de várzea (Figura 2A e 2B). As florestas de terra firme ocupam 50% da área da RDS-PP e ocorrem nas maiores altitudes ($\geq$40 m a.n.m.), acima da planície de inundação do rio (Instituto Piagaçu 2010). Estas florestas têm sub-bosque

denso e alta diversidade de árvores, com Lecythidaceae e Chrysobalanaceae como principais famílias arbóreas (Haugaasen & Peres 2006). Nesta região são encontradas manchas de floresta denominadas castanhais, com altas densidades de árvores de castanha-da-Amazônia (*Bertholletia excelsa* Humboldt & Bonpland – Lecythidaceae) e tradicionalmente utilizadas pelas populações locais como fontes de sementes comestíveis (Instituto Piagaçu 2010, Haugaasen & Peres 2006).

As florestas de várzea ocupam 45% da área da RDS-PP e ocorrem em altitudes menores que 40 m a. n.m. sendo sazonalmente alagado com a inundação da planície pelo rio Purus (Instituto Piagaçu 2010). Estas florestas possuem sub-boque mais aberto e menor diversidade relativa de árvores, com Euphorbiaceae e leguminosas (Caesalpiniaceae, Fabaceae e Mimosaceae) como principais famílias arbóreas (Haugaasen & Peres 2006).

2. *Estratégias de amostragem*

O estudo da herpetofauna nestas paisagens foi realizado em dois diferentes períodos, ambos com distintas estratégias de amostragem. O primeiro período ocorreu no final de seca do rio de 2004 (outubro a dezembro - 60 dias) e durante o máximo de cheia do rio de 2005 (fevereiro a maio - 60 dias). Neste período, a amostragem foi conduzida na cabeceira do Lago Ayapuá, com cinco transectos de 1 km dispostos perpendicularmente aos corpos d'água (Figura 1, quadro 5). Cada trilha atravessou uma área maior de floresta de terra firme e uma curta faixa de floresta de várzea (< 100 m) entre o corpo d'água e o início da floresta não-inundável.

Em cada um dos transectos foram instaladas armadilhas de interceptação e queda - AIQ (*pitfall traps with drift fence*) (Cechin & Martins 2000) dispostas em linha, com cada conjunto composto por 10 baldes de 60 L ligados por 10 m de cerca plástica com 1 m de altura enterrada no solo (esforço de AIQ= 144.000 horas com 50 baldes) (Figura 2C). Funis duplos (*double-ended funnel traps*) (Greenberg et al. 1994) foram adicionados aos conjuntos de AIQ. Essas armadilhas de interceptação com funis duplos – AIF utilizaram funis com 1m de comprimento, dispostos entre os baldes nos dois lados da cerca, e com aberturas circulares de 5 cm de diâmetro. Um total de 18 funis foi adicionado a cada conjunto de AIQ (esforço de AIF= 259.200 horas com 90 funis) (Figura 2C, 2E e 2F). Nestas trilhas dois observadores registraram espécies ativamente em períodos diurno e noturno (procura limitada por tempo – PLT= 252.6 horas) por meio de encontro visual (Crump & Scott 1994).

O segundo período de amostragem ocorreu durante a cheia do rio em 2009 (maio a julho - 60 dias) e em 2010 (fevereiro - 20 dias, maio a julho - 60 dias), e durante a seca do rio em 2009 (outubro a dezembro - 60 dias) e em 2010 (outubro a dezembro - 60 dias). Neste segundo período, as espécies foram amostradas em 60 parcelas distribuídas em florestas de terra firme (32 parcelas) e florestas de várzeas (28 parcelas) que abrangeram paisagens nos dois interflúvios do baixo rio Purus (Figura 1, quadros 1, 2, 3 e 4). Em cada uma dessas localidades, foram instaladas parcelas de tamanho 10 x 250 m (0,25 ha). Outros estudos com herpetofauna na Amazônia brasileira têm utilizado parcelas de tamanhos similares (Menin et al. 2007, 2008, 2011, Rojas-Ahumada & Menin 2010, Fraga et al. 2011).

Nestas parcelas, as espécies foram buscadas ativamente por um mínimo de dois e um máximo de quatro pessoas. Cada observador registrou as espécies distanciando-se até 5 m do centro da parcela. Cada parcela foi amostrada duas vezes em período diurno e duas vezes em período noturno, com um intervalo máximo de oito dias entre cada amostragem (procura limitada por tempo – PLT= 850,9 horas). Nestas ocasiões, as parcelas foram lentamente percorridas e as espécies procuradas no chão e na vegetação, sendo registradas por encontro visual (Crump & Scott 1994) e por amostragem auditiva (Zimmerman 1994). Em cada parcela também foram instaladas armadilhas de interceptação com funis duplos - AIF (*double-ended funnel traps with drift fence*) (Greenberg et al. 1994), contendo seis funis duplos ligados por uma cerca plástica guia em forma de Y, cada braço com 6 m de comprimento, 1 m de altura e enterrado no solo (esforço de AIF= 38.304 horas) (Figura 2D, 2E e 2F).

Para maximizar a independência da amostragem entre as localidades estudadas, todas as unidades amostrais (trilhas e parcelas) foram distribuídas com uma distância mínima de 1 km entre as mesmas. O primeiro autor participou de todas as coletas e as espécies observadas fora das unidades amostrais foram contabilizadas como registros ocasionais. Espécimes testemunhos foram coletados (licenças de coleta IBAMA 02005.001919/0098 & 20059-1) e depositados na coleção de Anfíbios e Répteis do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) em Manaus, Amazonas - Brasil.

3. *Análise de Dados*

A riqueza de anfíbios, lagartos e serpentes foi avaliada graficamente e por meio de curvas de rarefação, construídas por localidade amostrada e agrupando os dados para cada tipo de floresta. Essas curvas consideraram o número total de indivíduos em intervalos de confiança de 95%, a fim de padronizar o efeito dos diferentes métodos de coleta e estratégias de amostragem (Gotelli & Colwell 2001, Colwell 2004), utilizados em cada tipo de habitat nos dois períodos de estudo.

As curvas de rarefação foram graficamente comparadas com curvas de estimativa da riqueza local para cada grupo (sapos, lagartos e serpentes), também construídas por localidade e agrupando dados para cada tipo de floresta. Estas curvas de estimativa de riqueza representaram o valor médio obtido a partir de estimativas calculadas utilizando os quatro estimadores de riqueza baseados em abundância mais correntemente empregados (ACE, Chao 1, Jack 1 e Bootstrap) (ver Colwell 2004). O uso da média desses estimadores de riqueza minimiza variações no desempenho particular de estimadores, normalmente relacionadas às diferenças em diversidade, amostragem e equitabilidade das comunidades (O'Hara 2005). Todas as curvas de rarefação e de estimativa da riqueza local foram obtidas com o programa EstimateS v.7 (Colwell 2004), para tanto não contabilizamos os registros eventuais das espécies.

Resultados

Um total de 160 espécies e 5.561 indivíduos foram registrados neste estudo, entre as quais, espécies de anfíbios (Figura 3) e de répteis Squamata (Figura 4) pouco conhecidas para a região do baixo rio Purus. Deste total de espécies, 75 *taxa* foram anfíbios representados por 11 famílias de anuros e duas famílias de

gimnofionas (Tabela 1); e 85 *taxa* foram répteis Squamata representados por nove famílias de lagartos e oito famílias de serpentes (Tabela 2).

A diversidade observada neste estudo foi próxima da riqueza local estimada para anfíbios e lagartos, tanto nas florestas de várzea quanto nas florestas de terra firme, mas abaixo da riqueza local esperada para serpentes em ambos os tipos de florestas (Figura 5).

Para todas as taxocenoses avaliadas foi observada maior riqueza de espécies nas florestas de terra firme que nas florestas de várzea: anfíbios (60/43 spp.), lagartos (31/19 spp.) e serpentes (41/27 spp.) (Figura 6). No entanto, as florestas de várzea abrigaram maior riqueza de lagartos heliotérmicos de maior porte (Teiidae) e de sapos arborícolas (Hylidae).

No geral, um maior esforço de amostragem foi empregado nas florestas de terra firme que nas florestas de várzea (ver Estratégias de amostragem). Este desbalanço em esforço foi evidenciado pelo maior número de espécimes encontrados nas florestas de terra firme, mais que o triplo dos registros feitos nas florestas de várzea: anfíbios (2566/763 espécimes), lagartos (1536/450 espécimes) e serpentes (116/36 espécimes).

No entanto, quando comparamos a riqueza das taxocenoses avaliadas nos ambientes, entre os diferentes períodos de amostragem, um número de espécies mais similar foi evidenciado entre os tipos de paisagens florestais, nos períodos que empregaram esforço de coleta e estratégias de amostragem mais similares (Tabela 3). Também, foram expostas as variações de eficiência para cada método de amostragem empregado (ver Tabela 3). A busca ativa limitada por tempo (PLT) foi o método que no geral representou uma maior riqueza de espécies para todas as taxocenoses avaliadas nos dois tipos de florestas. Seguida das armadilhas de interceptação e queda (AIQ), que representaram uma maior riqueza de sapos terrícolas e principalmente de lagartos de serrapilheira nas florestas de terra firme. Finalmente, das armadilhas de interceptação com funis de dupla entrada (AIF), ineficientes na captura dos *taxa* melhores amostrados pelas AIQ, mas com melhor desempenho na amostragem da riqueza de serpentes terrícolas.

Discussão

A riqueza de espécies de anfíbios e répteis Squamata na região do baixo rio Purus foi similar a diversidade encontrada em outras áreas de floresta na planície Amazônica (e.g. Rodríguez & Duellman 1994, Martins & Oliveira 1998, Donnelly et al. 2005, Duellman 1999, 2005, Bernarde & Abe 2006, Vogt et al. 2007, Avila-Pires et al. 2009, 2010, Lima et al. 2008, Vitt et al. 2008), em particular, com localidades na mesma área de endemismo (ver Rodríguez 2003, Souza 2009, França & Venâncio 2010, Instituto Piagaçu 2010, Bernarde et al. 2011).

A diversidade de vertebrados na Amazônia tem sido relacionada à ocorrência de áreas de endemismo (Silva et al. 2005) e padrões de distribuição coincidentes foram evidenciados para espécies de sapos (Duellman 1999, Ron 2000) e lagartos (Avila-Pires 1995; Avila-Pires et al. 2009). A bacia de drenagem do rio Purus localiza-se na área de endemismo amazônica denominada Inambari *sensu* Cracraft (1985). Esta região biogeográfica corresponde à planície cisandina delimitada desde a confluência dos rios

Amazonas/Solimões com o rio Negro no Brasil, seguindo a oeste pela margem sul do Amazonas/Solimões através do Brasil e Peru e a leste pela margem oeste do rio Madeira através do Brasil, Bolívia e Peru (ver Silva et al. 2005). Uma análise preliminar da herpetofauna do baixo rio Purus comparou o Coeficiente de Similaridade Biogeográfica (*sensu* Duellman 1990) com outras localidades na Amazônia e encontrou maior correspondência biogeográfica com áreas na Amazônia Central, no Sudoeste e Oeste da Amazônia (Instituto Piagaçu 2010), regiões abrangidas pela área de endemismo Inambari (Silva et al. 2005). Este padrão de distribuição foi corroborado pela ocorrência de espécies como: os sapos *Dendropsophus allenorum*, *Pristimantis altamazonicus*, *Scinax pedromedinae* característicos do alto Amazonas/Solimões e sudoeste da Amazônia (Rodríguez & Duellman 1994, Duellman 1999, Ron 2000, Frost 2011), e os lagartos *Gonatodes hasemani*, *Leposoma osvaldoi*, encontrados no sudoeste da Amazônia, e *Anolis tandai*, *Leposoma snethlageae*, *Uracentron azureum guentheri*, encontrados no oeste da Amazônia (Avila-Pires 1995, Avila-Pires et al. 2009).

Nesse estudo, realizamos uma amostragem ampla em esforço e área, utilizando técnicas de coleta complementares eficientes na captação da diversidade da herpetofauna em florestas tropicais (ver Doan 2003, Ribeiro-Júnior et al. 2008). No entanto, para conhecer a diversidade das comunidades de anfíbios e pequenos répteis em grandes áreas de florestas de terras baixas na Amazônia, são requeridos estudos de longo prazo com grande esforço de amostragem (ver Rodríguez & Duellman 1994, Duellman 1999, Duellman 2005, Donnelly et al. 2005, Lima et al. 2008, Vitt et al. 2008). Nestes ambientes florestais, as serpentes normalmente correspondem ao grupo da herpetofauna menos conhecido por dificuldades associadas à detecção das espécies (Martins & Oliveira 1998, Bernarde & Abe 2006).

De fato, a amostragem da diversidade da herpetofauna no baixo Purus se mostrou satisfatória para sapos e lagartos nas florestas de terra firme e de várzea, com eficiência menor na amostragem de serpentes nos dois tipos de florestas (ver Figura 5). No entanto, alguns *taxa* foram notadamente ausentes na composição das espécies observada. No geral, foi baixo o número de registros de espécies com hábitos aquático e fossorial. Não foram observados répteis Squamata fossoriais das famílias Amphisbaenidae (*Amphisbaena* spp.) e Gymnophthalmidae (*Bachia* spp.); também ausentes foram lagartos dos gêneros *Neusticurus* semi-aquático (Gymnophthalmidae*), Stenocercus terrícola* (Tropiduridae) *e Polychrus arborícola (*Polychrotidae). Todos estes gêneros apresentam espécies ocorrendo na região da bacia do rio Purus (Rodríguez 2003, Avila-Pires et al. 2009). Também, salamandras da família Plethodontidae (*Bolitoglossa* spp.) não foram encontradas apesar de ocorrerem em ambos os interflúvios do rio Purus, como indicam espécimes depositados na Coleção de Anfíbios e Répteis do INPA. De acordo com esses resultados, acreditamos que a estratégia de amostragem empregada foi eficaz em representar a maior parte da diversidade da herpetofauna terrestre de hábitos arborícola e terrícola.

Novos registros de espécies foram feitos para os sapos *Dendropsophus allenorum*, primeiro registro para o Brasil (ver Frost 2011), e *Scinax pedromedinae*, segundo registro no país (ver Hoogmoed & Avila-Pires 2011). Estas duas espécies arborícolas são conhecidas da Amazônia Peruana, Boliviana e recentemente Brasileira, para o alto rio Amazonas/Solimões e as drenagens dos rios Madre de Dios e Purus (Rodríguez & Duellman 1994, Duellman 1999, Ron 2000, Hoogmoed & Avila-Pires 2011, Frost 2011). Na região do

baixo rio Purus *D. allenorum* (Figura 4C) e *S. pedromedinae* (Figura 4L) ocorreram associadas às florestas de várzeas.

Comparando a eficiência dos métodos de coleta utilizados (Tabela 3), a busca ativa realizada por coletores capacitados (procura limitada por tempo - PLT) foi o método mais eficaz na amostragem de um maior número de espécies da herpetofauna, como já descrito em inventários em regiões florestais na Amazônia (Neckel-Oliveira & Gordo 2004, Donnelly et al. 2005, Vogt et al. 2007, Turci & Bernarde 2008). O uso de armadilhas de interceptação e queda - AIQ (*pitfall traps*) apesar de bastante indicado para amostragem da herpetofauna em ambientes de florestas tropicais (Cechin & Martins 2000, Ribeiro-Júnior et al. 2008) é de difícil utilização em áreas com solos hidricamente saturados, como nas florestas sazonalmente alagáveis (Neckel-Oliveira & Gordo 2004). Dentro de uma estratégia que privilegia a amostragem de um grande número de localidades, o uso de *pitfall traps* onera as relações de custo-benefício. Neste estudo, a amostragem com AIQ foi restrita a um menor número de localidades de floresta de terra firme por um período maior de tempo (ver Estratégias de amostragem). As armadilhas de interceptação com funis duplos - AIF (*double-ended funnel traps*), por serem de rápida instalação, foram intermediárias nas relações de custos-benefício para espacializar muitas unidades amostrais por uma grande área. A instalação de *funnel traps* é facilmente adaptável aos solos hidromórficos das florestas de várzea. Neste e em outros estudos realizados em ambientes florestais as AIF foram eficientes na captura serpentes (Vogt et al. 2007, Bateman et al. 2009), um dos grupos menos representados em inventários rápidos (Martins & Oliveira 1998, Bernarde & Abe 2006). Considerando nossos resultados (Tabela 3), julgamos adequado utilizar AIF como método complementar a busca ativa por coletores capacitados, para amostragem da herpetofauna em florestas tropicais de planícies de terra firme e sazonalmente alagáveis. No entanto, resultados conflitantes quanto à eficiência das *funnel traps* na amostragem da herpetofauna são descritos na literatura (ver Ribeiro-Júnior et al. 2008). Estas diferenças podem estar relacionadas com características dos habitas. Nas florestas de várzea, certamente a menor eficácia relativa dos *funnel traps* foi influenciada pela menor representatividade de grupos fossoriais e de serrapilheira presentes na terra firme (ver Figura 6). Também, podem decorrer de variações na metodologia de uso dos *funnel traps*. Para ambientes florestais, independente da disposição dos conjuntos de AIF (linhas retas, linhas em Y, etc), recomendamos o uso de funis com dupla abertura, fixados à cerca guia, parcialmente enterrados e com as entradas preenchidas com o substrato do solo (ver Figura 2 E e 2F).

Além deste estudo, poucas pesquisas realizaram análises amplas sobre a diversidade da herpetofauna entre florestas sazonalmente alagáveis e de florestas de terra firme na Amazônia (ver Crump 1971, Doan & Arizábal 2002, Neckel-Oliveira & Gordo 2004, Duellman 2005). Alguns estudos realizaram uma análise restrita para sapos (Gascon 1996, Gascon et al. 2000, Gordo 2003). Em todos, foi comum uma distribuição desigual do esforço de amostragem devido a diferente a disponibilidade em área de cada tipo de ambiente. Os habitats de florestas de terra firme tiveram amostragem priorizada pela maior complexidade estrutural e pelo uso de armadilhas de interceptação e queda (AIQ) que são de difícil instalação em solos úmidos como das florestas alagáveis (Neckel-Oliveira & Gordo 2004).

De maneira geral, uma maior diversidade de espécies da herpetofauna tem sido associada às florestas de terra firme (Gascon 1996, Gascon et al. 2000, Doan & Arizábal 2002, Neckel-Oliveira & Gordo 2004, Duellman 2005). Em alguns estudos têm-se encontrado nas florestas de várzea uma diversidade maior ou similar a das florestas de terra firme (Crump 1971, Gordo 2003).

Na região do baixo Purus, foi encontrada uma maior riqueza de espécies e de famílias nas florestas de terra firme que nas florestas de várzea com marcante ausência de espécies fossoriais e de serrapilheira (Figura 6). No entanto, nas florestas de várzea encontramos um maior número de espécies de sapos arborícolas (Hylidae) e de lagartos heliotérmicos de maior porte (Teiidae) (Figura 6), com ocorrência de espécies semi-aquáticas pouco registradas (e.g. *Dracaena guianensis*) (Tabela 2, Figura 4I).

Uma riqueza de espécies da herpetofauna mais parecida em números absolutos entre os diferentes tipos de paisagens florestais pode ser observada considerando o número de espécies entre períodos de amostragem que empregaram esforço de coleta e estratégias de amostragem mais similares (ver Tabela 3). No entanto, apesar poderem ser similares em número espécies de anfíbios e répteis Squamata, as florestas de terra firme e de várzea na região estudada foram diferentes quanto ao conjunto de espécies. As várzeas foram amostradas durante a fase terrestre e a ausência de várias famílias de espécies da herpetofauna encontradas nos solos das florestas de terra firme adjacentes, indicou forte efeito do pulso de inundação (Junk et al. 1989) na estruturação das comunidades de anfíbios e répteis nas florestas de várzea. De fato, para florestas sazonalmente inundáveis na Amazônia Central o pulso de inundação tem sido reportado como o principal evento ecológico e histórico estruturador das comunidades animal e vegetal (ver Junk 1997, Haugaasen & Peres 2005).

A diversidade complementar de espécies de anfíbios e répteis Squamata entre as florestas de terra firme e as florestas de várzea (diversidade beta-β), relacionada com a maior abrangência local destas paisagens florestais, possivelmente representa a maior contribuição para a diversidade regional da herpetofauna no baixo rio Purus (diversidade Gama-γ).

Agradecimentos

A Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas (FAPEAM) concedeu bolsa de doutorado para F. Waldez (POSGRAD 001/2008). Ao CNPq pela Bolsa de Produtividade em Pesquisa concedida para M. Menin e R. C. Vogt. O Centro Estadual de Unidades de Conservação (CEUC) da Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável do Amazonas (SDS) autorizou a pesquisa na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus (n° proc.: 39/2010 SDS/CEUC). Os resultados apresentados neste estudo foram financiados pela FAPEAM através do Programa Integrado de Pesquisa e Inovação Tecnológica (PIPT) concedido para R. C. Vogt (n° proc.: 877/2003). Também pelo Instituto Piagaçu (IPI) em parceria com a Wildlife Conservation Society (WCS). Hermogenes Costa Neto construiu o mapa da figura 1. Dois revisores anônimos fizeram relevantes contribuições à primeira versão do manuscrito.

Referencias bibliográficas

ALBERNAZ, A.L.K.M. & VENTICINQUE, E.M. 2003. Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus: Características e Limites Geográficos In Piagaçu-Purus: Bases Científicas para Criação de uma Reserva de Desenvolvimento Sustentável (C. P. de Deus, R. Da Silveira & L.H.R. Py-Daniel, eds). IDSM, Manaus, p.3-12

ALLMON W. D. 1991. A plot study of forest floor litter frogs, Central Amazon, Brazil. J. Trop. Ecol. 7:503–22.

AVILA-PIRES, T.C.S. 1995. Lizards of Brazilian Amazonia (Reptilia: Squamata). Zool. Verh. 299:1-706.

AVILA-PIRES, T.C.S., VITT, L.J., SARTORIUS, S.S. & ZANI, P.A. 2009. Squamata (Reptilia) from four sites in southern Amazonia, with a biogeographic analysis of Amazonian lizards. Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Cienc. Nat.4(2):99-118.

AVILA-PIRES, T.C.S., HOOGMOED, M.S. & ROCHA, W.A. 2010. Notes on the Vertebrates of northern Pará, Brazil: a forgotten part of the Guianan Region, I. Herpetofauna. Bol. Mus. Para. Emilio Goeldi Cienc. Nat. 5(1):13-112.

AZEVEDO-RAMOS, C. & GALATTI, U. 2001. Patterns of amphibian diversity in Brazilian Amazonia: conservation implications. Biol. Conserv. 103:103-111.

BATEMAN, L.H., CHUNG-MACCOUBREY, A., SNELL, H.L. & FINCH, D.M. 2009. Abundance and species richness of snakes along the Middle Rio Grande riparian forest in New Mexico. Herpetol. Conserv. Biol. 4(1):1-8.

BERNARDE, P.S. & ABE, A.S. 2006. A snake community at Espigão do Oeste, Rondônia, Southwestern Amazon, Brazil. South Am. J. Herpetol. 1(2):102-113.

BERNARDE, P.S. & MACEDO, L.C. 2008. Impacto do desmatamento e formação de pastagens sobre a anurofauna de serapilheira em Rondônia. Iheringia, Sér. Zool. 98(4):454-459.

BERNARDE, P. S.; MACHADO, R. A. & TURCI, L. C. B. 2011. Herpetofauna da área do Igarapé Esperança na Reserva Extrativista Riozinho da Liberdade, Acre – Brasil. Biota Neotrop. 11(3):117-144. http://www.biotaneotropica. org.br/v11n3/en/abstract?inventory+bn02111032011 (último acesso em 14/02/2012)

BRASIL, 2001. Avaliação e identificação de ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade da Amazônia brasileira. Brasília. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.

CECHIN, S. Z. & MARTINS, M. 2000. Eficiência de armadilhas de queda (pitfall traps) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. Rev. Bras. Zool. 17:729–740.

COLWELL, R.K. 2004. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7. User's guide and application. University of Connecticut, Storrs. http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates (último acesso em 14/12/2011).

CRACRAFT, J. 1985. Historical biogeography and patterns of differentiation within the South American avifauna: areas of endemism. Ornith. Mono. 36:49-84.

CRUMP, M.L. & SCOTT, N.J. 1994. Visual encounter surveys. In Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians (W.R Heyer, M.A. Donnelly, R.W. McDiarmid, L.A.C. Hayek & M.S. Foster, eds). Smithsonian Institution Press, Washington DC, p.84–92.

CRUMP, M.L. 1971. Quantitative analysis of the ecological distribution of a tropical herpetofauna. Occas. Pap. Univ. Kansas Mus. Nat. Hist. 3:1-62.

DOAN, T. M. 2003. Which methods are most effective for surveying rain forest herpetofauna? J. Herpet. 37:72–81.

DOAN, T.M.; ARIZÁBAL A, W. 2002. Microgeographic variation in species composition of the herpetofaunal communities of Tambopata Region, Peru. Biotropica. 34(1): 101-117.

DONNELLY, M.A., CHEN, M.H., & WATKINS, G.G. 2005. Sampling amphibians and reptiles in the Iwokrama Forest ecosystem. ***Proc. Acad.*** Nat. Sci. ***Philadelphia***. 154 (1):55-69.

DUELLMAN, W.E. 1990. Herpetofaunas in Neotropical rainforests: comparative composition, history, and resource use. In Four Neotropical Rainforests (A.H. Gentry, ed.). Yale University Press, New Haven, Connecticut, p.455-505.

DUELLMAN, W.E. 1999. Distribution patterns of amphibians in South America. In Patterns of distribution of amphibians: a global perspective (W.E. DUELLMAN, ed.). Johns Hopkins University Press, Baltimore, p.255-328.

DUELLMAN, W.E., 2005. Cusco Amazónico. The lives of amphibians and reptiles in an Amazonian rainforest. Comstock Publishing Associates, Cornell University Press, Ithaca.

FEARNSIDE, P.M., ALENCASTRO-GRAÇA, P.M.L., KEIZER, E.W.H., MALDONADO, F.D., BARBOSA, R.I. & NOGUEIRA, E.M. 2009. Modelagem de desmatamento e emissões de gases de efeito estufa na região sob influência da rodovia Manaus-Porto Velho (BR-319). Rev. Bras. de Meteorol. 24(2):208-233.

FRAGA, R., LIMA, A.P. & MAGNUSSON, W.E. 2011. Mesoscale spatial ecology of a tropical snake assemblage: the width of riparian corridors in central Amazonia. Herpetol. J. 21:51–57.

FRANÇA, F.G.R. & VENÂNCIO, N.M. 2010. Reptiles and amphibians of a poorly known region in southwest Amazonia. Biotemas. 23 (3):71-84.

FROST, D.R. 2011. Amphibian Species of the World: an Online Reference Version 5.5. American Museum of Natural History, New York, http://research.amnh.org/vz/herpetology/amphibia/ (último acesso em 14/02/2012)

GARDNER, T.A., RIBEIRO-JUNIOR, M.A., BARLOW, J., AVILA-PIRES, T.C.S., HOOGMOED, M.S. & PERES, C.A. 2007. The value of primary, secondary and plantation forests for a neotropical herpetofauna. Conserv. Biol. 21:775-787.

GASCON C. 1996. Amphibian litter fauna and river barriers in flooded and non-flooded Amazonian rainforests. Biotropica 28: 136-140.

GASCON, C., MALCOLM, J.R., PATTON, J.L., SILVA, M.N.F.DA, BOGART, J.P., LOUGHEED, S.C., PERES, C.A., NECKEL, S. & BOAG, P. 2000. Riverine barriers in the geographic distribution of Amazonian species. P. Natl. Acad. Sci. 97(25):13672–13677.

GORDO, M. 2003. Os anfíbios anuros do baixo Rio Purus/Solimões. In Piagaçu-Purus: Bases Científicas para Criação de uma Reserva de Desenvolvimento Sustentável (C. P. de Deus, R. Da Silveira & L.H.R. Py-Daniel, eds). IDSM, Manaus, p.65-71.

GOTELLI, N. J., & COLWELL, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. Ecol. Lett. 4:379–391.

GOULDING, M., BARTHEM, R. & FERREIRA, E.J.G. 2003. The Smithsonian Atlas of the Amazon. Smithsonian Institution Press, Washington D.C.

GREENBERG, C. H., NEARY, D. & HARRIS, L. D. 1994. A comparison of herpetofaunal sampling effectiveness of pitfall, single-ended, and double-ended funnel traps used with drift fences. J. Herpet. 28:319–324.

HAUGAASEN, T. & PERES, C.A. 2005. Mammal assemblage structure in Amazonian flooded and unflooded forests. J. Trop. Ecol. 21:133−145.

HAUGAASEN, T. & PERES, C.A. 2006. Floristic, edaphic and structural characteristics of flooded and unflooded forests in the lower Rio Purús region of central Amazonia, Brazil. Acta Amaz. 36(1):25-36.

HEYER, W.R. 1976. Notes on the frog fauna of the Amazon Basin. Acta Amaz. 6(3):369-378.

HEYER, W.R. 1977. Taxonomic notes on frogs from the Madeira and Purus Rivers, Brazil. Pap. Avulsos Zool. 31:141-162.

HESS, L.L., MELACK, J.M., NOVO, E., BARBOSA, C.C.F. & GASTIL, M. 2003. Dual-season mapping of wetland inundation and vegetation for the central Amazon basin. ***Rem. Sens. Environ.*** 87:404-428.

HOOGMOED, M.S. & AVILA-PIRES, T.C.S. 2011. Sobre a presença de Scinax pedromedinae (Henle, 1991) (Amphibia: Anura: Hylidae) na Amazônia brasileira e norte do Peru. Bol. Mus. Para. Emilio Goeldi Cienc. Nat. 6(3):263-271.

IBGE. 2002. Mapa de Climas do Brasil. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Brasil ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapas/tematicos/mapas_murais/clima.pdf/ (último acesso em 14/02/2012)

INSTITUTO PIAGAÇU (org.). 2010. Plano de Gestão da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus. Secretaria de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável, Governo do Amazonas http://www.ceuc.sds.am.gov.br/downloads/category/9-planosdegestao.html (último acesso em 14/07/2011)

JUNK, W.J. 1997. The Central Amazon floodplains. Ecology of a pulsing system. Springer, Berlin/Heidelberg/New York.

JUNK, W.J., BAYLEY, P.B., SPARKS, R.E. 1989. The flood pulse concept in river – floodplain systems. In: Proc Int Large River Symp (LARS) (D.P. Dodge ed.). Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 106:110-127.

LIMA, A.P., MAGNUSSON, W. E., MENIN, M., ERDTMANN, L.K., RODRIGUES, D.J., KELLER, C. & HÖDL, W. 2008. Guia de Sapos da Reserva Adolpho Ducke: Amazônia Central. Attema Design Editorial Ltda, Manaus.

MARTINS JR, A.F. & WAICHMAN, A.V. 2009. Mapeamento dos ambientes aquáticos e da cobertura da terra na Bacia do Rio Purus, Amazonas, Brasil. In Anais do XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (J.C.N. Epiphanio & L.S. Galvão, eds.). Natal, 1:5973-5980.

MARTINS, M. & OLIVEIRA, M.E. 1998. Natural history of snakes in forests of the Manaus region, Central Amazonia, Brazil. Herpetol. Nat. Hist. 6(2):78-150.

MENIN, M., LIMA, A.P., MAGNUSSON, W.E & WALDEZ, F. 2007. Topographic and edaphic effects on the distribution of terrestrially reproducing anurans in Central Amazonia: mesoscale spatial patterns. J. Trop. Ecol. 23:539‑547.

MENIN, M., WALDEZ, F., LIMA, A.P. 2008. Temporal variation in the abundance and number of species of frogs in 10,000 ha of a forest in Central Amzonia, Brazil. South Am. J. Herpetol. 3:68-81.

MENIN, M., WALDEZ, F., LIMA, A.P. 2011. Effects of environmental and spatial factors on the distribution of anuran species with aquatic reproduction in central Amazonia. Herpetol. J. 21:255-261.

NECKEL-OLIVEIRA, S. & GORDO, M. 2004. Anfíbios, lagartos e serpentes do Parque Nacional do Jaú. In Janelas para a biodiversidade no Parque Nacional do Jaú – uma estratégia para o estudo da biodiversidade na Amazônia (S.H. Borges, S. Iwanaga, C.C. Durigan & M.R. Pinheiro, eds). p.161-176.

O'HARA, R.B. 2005. Species richness estimators: how many species can dance on the head of a pin? J. Anim. Ecol. 74:375–386.

RIBEIRO-JÚNIOR, M.A., GARDNER, T.A., ÁVILA-PIRES, T.C.S. 2008. Evaluating the effectiveness of herpetofaunal sampling techniques across a gradient of habitat change in a tropical forest landscape. J. Herpet. 42:733.

RODRÍGUEZ, L. O. 2003. Anfibios y reptiles de la región del Alto Purús. In Alto Purús: Biodiversidad, Conservación y Manejo (R.L. PITMAN, N. PITMAN & P. ÁLVAREZ, eds). Gráfica S.A. Lima-Perú, Center for Tropical Conservation Duke University, p.89-96.

RODRÍGUEZ, L.O. & DUELLMAN, W.E. 1994. Guide to the frogs of the Iquitos Region, Amazonian Peru. Univ. Kansas Mus. Nat. Hist. Spec. Publ. 22:1-80.

ROJAS-AHUMADA, D.P. & MENIN, M. 2010. Composition and abundance of anurans in riparian and non-riparian areas in a forest in Central Amazonia, Brazil. South Am. J. Herpetol. 5:157-167.

RON, S.R. 2000. Biogeographic area relationships of lowland Neotropical rainforest on raw distributions of vertebrate groups. Biol. J. Linn. Soc. 71: 379-402.

SILVA, A.E.P., ANGELIS, C.F., MACHADO, L.A.T. & WAICHAMAN, A.V. 2008. Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus. Acta Amaz. 38(4):733-742.

SILVA, J.M.C., RYLANDS, A.B. & FONSECA, G.A.B. 2005. O destino das áreas de endemismo da Amazônia. Megadiversidade. 1(1): 124-131.

SOARES-FILHO, B.S., NEPSTAD, D., CURRAN, L., VOLL, E., CERQUEIRA, G., GARCIA, R.A., AZEVEDO-RAMOS, C., MCDONALD, A., LEFEBVRE, P. & SCHLESINGER, P. 2006. Modeling conservation in the Amazon basin. Nature. 440:520-523.

SOUZA, M. B. 2009. Anfíbios: Reserva Extrativista do Alto Juruá e Parque Nacional da Serra do Divisor, Acre. Editora do Instituto de Filosofia e Ciências Humanas - IFCH Unicamp, Campinas – SP.

SOUZA, V.M, SOUZA, M.B. & MORATO, E.F. 2008. Efeitos da sucessão florestal sobre a anurofauna (Amphibia: Anura) da Reserva Catuaba e seu entorno, Acre, Amazônia Sul - Ocidental. Rev. Bras. Zool. 25:49-57.

TOCHER, M.; GASCON, C. & ZIMMERMAN, B.L. 1997. Fragmentation effects on a central Amazonian frog community: a ten-year study. In Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities (W.F. Laurance & R.O. Bierregaard, eds). University of Chicago Press, Chicago, p.124-137.

TURCI, L.C.B. & BERNARDE, P.S. 2008. Levantamento herpetofaunístico em uma localidade no município de Cacoal, Rondônia, Brasil. Bioikos. 22:101-108.

VITT, L.J., AVILA-PIRES, T.C.S., CALDWELL, J.P. & OLIVEIRA, V.R.L. 1998. The impact of individual tree harvesting on thermal environments of lizards in Amazonian rain forest. Conserv. Biol. 12:654–664.

VITT, L.J., MAGNUSSON, W.E., AVILA-PIRES, T.C.S. & LIMA, A.P. 2008. Guia de Lagartos da Reserva Adolpho Ducke, Amazônia Central. Attema Design Editorial Ltda, Manaus.

VOGT, R.C., FERRARA, C.R., BERNHARD, R., CARVALHO, V.T., BALENSIEFER, D.C., BONORA, L. & NOVELLE, S.M.H. 2007. Herpetofauna. In Biodiversidade do Médio Madeira: Bases científicas para propostas de conservação (L.R. PY-DANIEL, C.P. DEUS, A.L. HENRIQUES, D.M. PIMPÃO, & O.M. RIBEIRO, eds). INPA, Manaus, p.127-143.

VOGT, R.C., MOREIRA, G. M. & OLIVEIRA, C.D. 2001. Biodiversidade de répteis do bioma floresta amazônica e ações prioritárias para sua conservação. In Biodiversidade na Amazônia Brasileira (J.P.O.R. CAPABIANCO, ed.). Estação Liberdade/Instituto Socioambiental, São Paulo, p.89-96.

WALDEZ, F. & VOGT, R.C. 2007. Geographic Distribution. *Cercosaura argulus* (Elegant Eyed Lizard). Herpet. Rev. 37(4):493-494.

WALDEZ, F. & VOGT, R.C. 2009. Aspectos ecológicos e epidemiológicos de acidentes ofídicos em comunidades ribeirinhas do baixo rio Purus, Amazonas, Brasil. Acta Amaz. 39(3):681-692.

WALDEZ, F. & VOGT, R.C. 2011. As serpentes peçonhentas da Reserva Piagaçu-Purus e acidentes ofídicos na região do baixo rio Purus, Amazônia Central. Rev. Colombiana Cienc. Anim. 3:327-334.

ZIMMERMAN, B. L. 1994. Audio strip transects. In Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians (W.R HEYER, M.A. DONNELLY, R.W. MCDIARMID, L.A.C. HAYEK & M.S. FOSTER, eds). Smithsonian Institution Press, Washington DC, p.92–97.

TABELAS

Tabela 1. Espécies de anfíbios encontradas na região do baixo rio Purus, Amazônia Central, Brasil. O número de espécimes foi indicado por: tipo de ambiente (floresta de terra firme e floresta de várzea), tipo de unidade amostral (parcela e transectos) e métodos de coleta (armadilha de interceptação com funis duplos – AIF, armadilha de interceptação e queda – AIQ, procura limitada por tempo – PLT e registro ocasional). As áreas acinzentadas destacam os valores de abundância e de ocorrência das espécies.

Table 1. Species of amphibians found in the lower Purus River Basin, Central Amazonia, Brazil. The individual numbers are indicated by: type of forest habitat (terra firme nonflooded forests and várzea flooded forests), sampling unit (plot and transect) and sampling method (time constrained audio-visual search - PLT, pitfall traps with drift fence – AIQ, double-ended funnel traps with drift fence – AIF and occasional records). The grey areas show the abundance values and species occurrence values.

AMPHIBIA : LISSAMPHIBIA (75 spp.)	**TOTAL** .	**PARCELAS VÁRZEA** (N= 28)		**PARCELAS TERRA FIRME** (N= 32)		**TRANSECTOS TERRA FIRME** (N= 5)			**REGISTROS OCASIONAIS**
		AIF	**PLT**	**AIF**	**PLT**	**AIQ**	**AIF**	**PLT**	
Ordem ANURA (73 spp.)	**3384**	**14**	**749**	**96**	**1249**	**561**	**148**	**511**	**57**
Aromobatidae (3 spp.)									
Allobates femoralis (Boulenger, 1884 "1883")	67	0	10	4	13	27	1	12	0
Allobates sp.1	8	0	0	0	8	0	0	0	0
Allobates sp.2	22	0	0	0	14	6	0	2	0
Bufonidae (4 spp.)									
Amazophrynella aff.*bokermanni* (Izecksohn, 1994 “1993″)	2	0	0	0	2	0	0	0	0
Rhinella margaritifera (Laurenti, 1768)	318	1	4	14	152	58	21	68	0
Rhinella marina (Linnaeus, 1758)	98	5	23	0	52	9	1	8	0
Rhinella merianae Gallardo, 1965	36	0	0	0	1	0	0	20	15
Ceratophryidae (1 sp.)									
Ceratophrys cornuta (Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	0	1	0	0	0
Dendrobatidae (4 spp.)									
Adelphobates quinquevittatus (Steindachner, 1864)	3	0	0	0	2	1	0	0	0
Ameerega hahneli (Boulenger, 1884 "1883")	205	0	0	10	124	18	35	18	0
Ameerega trivittata (Spix, 1824)	37	0	0	0	14	9	0	14	0

Ranitomeya ventrimaculata (Shreve, 1935)	2	0	0	0	1	0	0	1	0
Eleutherodactylidae (1 sp.)									
Phyzelaphryne miriamae Heyer, 1977	15	0	0	0	10	5	0	0	0
Hylidae (33 spp.)									
Dendropsophus allenorum (Duellman and Trueb, 1989)	46	0	44	0	2	0	0	0	0
Dendropsophus brevifrons (Duellman & Crump, 1974)	2	0	2	0	0	0	0	0	0
Dendropsophus haraldschultzi (Bokermann, 1962)	2	0	1	0	0	0	0	0	1
Dendropsophus koechlini (Duellman & Trueb, 1989)	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Dendropsophus leali (Bokermann, 1964)	41	0	20	0	0	0	0	21	0
Dendropsophus leucophyllatus (Beireis, 1783)	191	0	17	0	127	0	0	47	0
Dendropsophus rossalleni (Goin, 1959)	6	0	0	0	1	0	0	5	0
Dendropsophus triangulum (Günther, 1869 "1868")	3	0	1	0	0	0	0	0	2
Hypsiboas calcaratus (Troschel in Schomburgk, 1848)	25	0	12	0	4	0	0	9	0
Hypsiboas cinerascens (Spix, 1824)	2	0	1	0	1	0	0	0	0
Hypsiboas fasciatus (Günther, 1859 "1858")	56	0	43	0	13	0	0	0	0
Hypsiboas geographicus (Spix, 1824)	37	0	31	0	1	0	0	5	0
Hypsiboas lanciformis (Cope, 1871)	12	0	4	0	6	0	0	2	0
Hypsiboas punctatus (Schneider, 1799)	4	0	3	0	1	0	0	0	0
Hypsiboas raniceps Cope, 1862	18	0	5	0	0	0	0	8	5
Hypsiboas wavrini (Parker, 1936)	71	0	22	0	12	0	0	37	0
Osteocephalus cf. *buckleyi* (Boulenger, 1882)	2	0	1	0	1	0	0	0	0
Osteocephalus cabrerai (Cochran & Goin, 1970)	1	0	0	0	1	0	0	0	0
Osteocephalus leprieurii (Duméril & Bibron, 1841)	4	0	0	0	4	0	0	0	0
Osteocephalus planiceps Cope, 1874	43	0	16	0	27	0	0	0	0
Osteocephalus taurinus Steindachner, 1862	153	0	58	0	50	0	0	45	0

Phyllomedusa vaillantii Boulenger, 1882	3	0	0	0	3	0	0	0	0
Pseudis limellum (Cope, 1862)	41	0	29	0	0	0	0	0	12
Scarthyla goinorum (Bokermann, 1962)	44	0	42	1	1	0	0	0	0
Scinax boesemani (Goin, 1966)	39	0	26	0	3	0	0	10	0
Scinax garbei (Miranda-Ribeiro, 1926)	109	0	47	0	37	0	0	25	0
Scinax nebulosus (Spix, 1824)	5	0	1	0	1	0	0	3	0
Scinax pedromedinae (Henle, 1991)	33	0	33	0	0	0	0	0	0
Scinax ruber (Laurenti, 1768)	61	0	39	0	6	0	0	16	0
Sphaenorhynchus carneus (Cope, 1868)	2	0	0	0	0	0	0	0	2
Sphaenorhynchus lacteus (Daudin, 1800)	2	0	0	0	0	0	0	0	2
Trachycephalus resinifictrix (Goeldi, 1907)	127	0	55	0	43	0	0	28	1
Trachycephalus typhonius (Linnaeus, 1758)	23	0	16	0	0	0	0	7	0
Leiuperidae (1 sp.)									
Engystomops freibergi (Donoso-Barros, 1969)	32	0	0	0	0	27	5	0	0
Leptodactylidae (11 spp.)									
Hydrolaetare schmidti (Cochran & Goin, 1959)	2	0	0	0	2	0	0	0	0
Leptodactylus aff. *andreae* Müller, 1923	860	3	98	65	382	229	23	60	0
Leptodactylus fuscus (Schneider, 1799)	20	0	0	0	0	0	0	8	12
Leptodactylus knudseni Heyer, 1972	10	0	0	0	0	7	3	0	0
Leptodactylus lineatus (Schneider, 1799)	31	0	0	0	0	26	4	1	0
Leptodactylus macrosternum Miranda-Ribeiro, 1926	4	0	4	0	0	0	0	0	0
Leptodactylus mystaceus (Spix, 1824)	68	0	0	0	1	41	22	4	0
Leptodactylus pentadactylus (Laurenti, 1768)	95	0	16	0	56	6	9	8	0
Leptodactylus petersii (Steindachner, 1864)	110	5	20	2	41	29	5	8	0
Leptodactylus rhodomystax Boulenger, 1884 "1883"	15	0	0	0	1	4	7	2	1
Leptodactylus stenodema Jiménez de la Espada, 1875	9	0	1	0	1	6	1	0	0

Microhylidae (7 spp.)									
Chiasmocleis avilapiresae Peloso & Sturaro, 2008	35	0	0	0	0	26	9	0	0
Chiasmocleis bassleri Dunn, 1949	27	0	0	0	3	13	2	9	0
Chiasmocleis hudsoni Parker, 1940	1	0	0	0	0	1	0	0	0
Ctenophryne geayi Mocquard, 1904	2	0	0	0	0	2	0	0	0
Hamptophryne boliviana (Parker, 1927)	2	0	0	0	0	2	0	0	0
Synapturanus aff. *salseri* Pyburn, 1975	16	0	3	0	13	0	0	0	0
Syncope aff. *antenori* Walker, 1973	1	0	0	0	0	1	0	0	0
Pipidae (2 spp.)									
Pipa pipa (Linnaeus, 1758)	3	0	0	0	1	0	0	0	2
Pipa snethlageae Müller, 1914	2	0	0	0	0	0	0	0	2
Strabomantidae (5 spp.)									
Oreobates quixensis Jiménez de la Espada, 1872	1	0	0	0	1	0	0	0	0
Pristimantis altamazonicus (Barbour & Dunn, 1921)	4	0	0	0	0	4	0	0	0
Pristimantis conspicillatus (Günther, 1858)	8	0	0	0	8	0	0	0	0
Pristimantis aff. *ventrimarmoratus* (Boulenger, 1912)	3	0	0	0	0	3	0	0	0
Pristimantis sp.	1	0	0	0	1	0	0	0	0
Ordem GYMNOPHIONA (2 spp.)	**4**	**0**	**0**	**0**	**0**	**1**	**0**	**0**	**3**
Caeciliidae (1 sp.)									
Oscaecilia aff. *bassleri* (Dunn, 1942)	1	0	0	0	0	1	0	0	0
Typhlonectidae (1 sp.)									
Typhlonectes compressicauda (Duméril & Bibron, 1841)	3	0	0	0	0	0	0	0	3

Tabela 2. Espécies de répteis Squamata encontradas na região do baixo rio Purus, Amazônia Central, Brasil. O número de espécimes foi indicado por: tipo de ambiente (floresta de terra firme e floresta de várzea), tipo de unidade amostral (parcela e transecto) e métodos de coleta (armadilha de interceptação com funis duplos – AIF, armadilha de interceptação e queda – AIQ, procura limitada por tempo – PLT e registro ocasional). As áreas acinzentadas destacam os valores de abundância e de ocorrência das espécies.

Table 2. Species of Squamata reptilians found in the lower Purus River Basin, Central Amazonia, Brazil. The individual numbers are indicated by: type of forests habitat (terra firme nonflooded forests and várzea flooded forests), sampling unit (plot and transect) and sampling method (time constrained audio-visual search - PLT, pitfall traps with drift fence – AIQ, double-ended funnel traps with drift fence – AIF and occasional records). The grey areas show the abundance values and species occurrence values.

REPTILIA : SQUAMATA (85 spp.)	**TOTAL**	**PARCELAS VÁRZEA** (N= 28)		**PARCELAS TERRA FIRME** (N= 32)		**TRANSECTOS TERRA FIRME** (N= 5)			**REGISTROS OCASIONAIS**
		AIF	**PLT**	**AIF**	**PLT**	**AIQ**	**AIF**	**PLT**	
Subordem SAURIA (34 spp.)	**1996**	**3**	**447**	**58**	**792**	**187**	**37**	**462**	**34**
Iguanidae (1 sp.)									
Iguana iguana (Linnaeus, 1758)	7	0	0	0	1	2	0	3	1
Polychrotidae (5 spp.)									
Anolis fuscoauratus D'Orbigny, 1837	219	0	65	0	65	19	0	70	0
Anolis tandai (Avila-Pires, 1995)	45	0	1	2	16	4	2	20	0
Anolis ortonii Cope, 1868	4	0	2	0	0	2	0	0	0
Anolis punctatus Daudin, 1802	4	0	1	0	1	1	0	1	0
Anolis transversalis Duméril, 1851	5	0	0	0	2	2	0	1	0
Tropiduridae (4 spp.)									
Plica plica (Linnaeus, 1758)	12	0	0	0	4	3	0	5	0
Plica umbra (Linnaeus, 1758)	24	0	11	0	10	1	0	2	0
Uracentron azureum (Linnaeus, 1758)	2	0	0	0	0	0	0	1	1
Uranoscodon superciliosus (Linnaeus, 1758)	125	0	72	0	32	1	0	16	4
Gekkonidae (1 sp.)									

Hemidactylus mabouia (Moreau de Jonnès, 1818)	2	0	0	0	0	0	0	0	2
Phyllodactylidae (1 sp.)									
Thecadactylus solimoensis Bergmann & Russell, 2007	7	0	0	0	1	0	0	5	1
Sphaerodactylidae (4 spp.)									
Chatogekko amazonicus (Andersson, 1918)	303	0	2	22	205	25	3	46	0
Gonatodes hasemani Griffin, 1917	4	0	0	0	3	0	1	0	0
Gonatodes humeralis (Guichenot, 1855)	348	0	76	0	151	0	0	121	0
Lepidoblepharis heyerorum Vanzolini, 1978	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Teiidae (6 spp.)									
Ameiva ameiva (Linnaeus, 1758)	250	0	30	17	145	20	9	29	0
Crocodilurus amazonicus Spix, 1825	34	0	1	0	1	0	0	32	0
Dracaena guianensis Daudin, 1802	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Kentropyx altamazonica (Cope, 1876)	131	0	99	0	0	0	0	32	0
Kentropyx pelviceps Cope, 1868	99	0	14	2	40	11	7	25	0
Tupinambis teguixin (Linnaeus, 1758)	62	0	28	0	28	0	0	6	0
Gymnophthalmidae (10 spp.)									
Alopoglossus angulatus (Linnaeus, 1758)	21	0	0	0	0	12	4	5	0
Alopoglossus aff. *atriventris* Duellman, 1973	88	0	0	8	43	22	5	10	0
Arthrosaura reticulata (O'Shaughnessy, 1881)	50	2	0	3	14	20	3	8	0
Cercosaura argulus Peters, 1863	3	0	0	0	0	3	0	0	0
Cercosaura ocellata Wagler, 1830	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Iphisa elegans Gray, 1851	11	0	0	0	1	9	0	1	0
Leposoma osvaldoi Ávila-Pires, 1995	3	0	0	0	0	3	0	0	0
Leposoma percarinatum (Müller, 1923)	23	0	1	1	8	13	0	0	0

Leposoma snethlageae Ávila-Pires, 1995	1	0	0	0	0	1	0	0	0
Ptychoglossus brevifrontalis Boulenger, 1912	5	0	0	0	0	5	0	0	0
Scincidae (2 spp.)									
Copeoglossum cf. *bistriata* (Spix, 1825)	2	0	0	0	0	2	0	0	0
Copeoglossum nigropunctatum (Spix, 1825)	99	1	44	1	21	6	3	23	0
Subordem SERPENTES (51 spp.)	**177**	**5**	**31**	**4**	**42**	**32**	**25**	**13**	**25**
Leptotyphlopidae (1 sp.)	.								
Epictia sp.	1	0	0	0	0	1	0	0	0
Typhlopidae (2 spp.)									
Typhlops minuisquamus Dixon & Hendricks, 1979	1	0	0	0	0	1	0	0	0
Typhlops reticulatus (Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	0	1	0	0	0
Aniliidae (1 sp.)									
Anilius scytale (Linnaeus, 1758)	3	1	0	0	0	0	2	0	0
Boidae (5 spp.)									
Boa constrictor Linnaeus, 1758	2	0	0	0	0	0	0	0	2
Corallus caninus (Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Corallus hortulanus (Linnaeus, 1758)	8	0	3	0	2	0	0	2	1
Epicrates cenchria (Linnaeus, 1758)	2	0	0	0	1	1	0	0	0
Eunectes murinus (Linnaeus, 1758)	3	0	1	0	0	0	0	0	2
Colubridae (12 spp.)									
Chironius carinatus (Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	1	0	0	0	0
Chironius exoletus (Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	1	0	0	0	0
Chironius fuscus (Linnaeus, 1758)	4	1	1	0	0	1	1	0	0
Chironius scurrulus (Wagler, 1824)	6	0	3	0	3	0	0	0	0
Dendrophidion dendrophis (Schlegel, 1837)	2	1	0	0	1	0	0	0	0
Drymoluber dichrous (Peters, 1863)	4	0	0	0	3	0	1	0	0
Leptophis ahaetulla (Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Oxybelis aeneus (Wagler, 1824)	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Oxybelis fulgidus (Daudin, 1803)	2	0	0	0	1	0	0	0	1
Pseustes poecilonotus (Günther, 1858)	2	0	0	0	1	0	0	1	0

Spilotes pullatus (Linnaeus, 1758)	2	0	1	0	0	0	0	1	0
Tantilla melanocephala (Linnaeus, 1758)	2	0	0	0	2	0	0	0	0
Dipsadidae (20 spp.)									
Atractus poeppigi (Jan, 1862)	4	0	0	0	0	2	2	0	0
Atractus schach (Boie, 1827)	2	0	0	0	0	2	0	0	0
Atractus torquatus (Duméril, Bibron & Duméril, 1854)	24	0	0	0	0	16	6	0	2
Dipsas catesbyi (Sentzen, 1796)	7	0	6	0	1	0	0	0	0
Dipsas indica Laurenti, 1768	3	0	3	0	0	0	0	0	0
Drepanoides anomalus (Jan, 1863)	4	1	0	1	0	0	2	0	0
Helicops angulatus (Linnaeus, 1758)	4	0	0	0	2	2	0	0	0
Hydrodynastes gigas (Duméril, Bibron & Duméril, 1854)	2	0	0	0	0	0	0	0	2
Hydrops martii (Wagler, 1824)	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Imantodes cenchoa (Linnaeus, 1758)	17	0	6	0	6	0	0	4	1
Leptodeira annulata (Linnaeus, 1758)	4	0	0	0	1	0	0	3	0
Liophis typhlus (Linnaeus, 1758)	4	0	1	0	1	0	0	1	1
Oxyrhopus occipitalis Wagler *in* Spix, 1824	2	0	0	0	1	0	1	0	0
Oxyrhopus vanidicus Lynch, 2009	3	0	0	0	1	0	2	0	0
Philodryas argentea (Daudin, 1803)	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Pseudoboa coronata Schneider, 1801	2	0	0	0	0	0	2	0	0
Siphlophis cervinus (Laurenti, 1768)	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Taeniophallus aff. *occipitalis* (Jan, 1863)	2	0	0	1	0	0	1	0	0
Thamnodynastes pallidus (Linnaeus, 1758)	2	1	1	0	0	0	0	0	0
Xenopholis scalaris (Wucherer, 1861)	5	0	1	1	1	0	1	1	0
Elapidae (6 spp.)									
Micrurus filiformis (Günther, 1859)	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Micrurus hemprichii (Jan, 1858)	7	0	0	0	0	5	2	0	0
Micrurus langsdorffii Wagler, 1824	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Micrurus lemniscatus (Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	1	0	0	0	0
Micrurus spixii Wagler, 1824	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Micrurus surinamensis (Cuvier, 1817)	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Viperidae (4 spp.)									
Bothriopsis bilineata (Wied, 1825)	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Bothriopsis taeniata (Wagler, 1824)	2	0	0	0	2	0	0	0	0
Bothrops atrox (Linnaeus, 1758)	17	0	2	0	9	0	2	0	4

Lachesis muta (Linnaeus, 1766)	1	0	0	0	0	0	0	0	1

Tabela 3. Riqueza de espécies da herpetofauna na região do baixo rio Purus, Amazonas, Brasil. O número de espécies registradas encontra-se apresentado por método de coleta, tipo de floresta e estratégia de amostragem. Entre parênteses o número de espécies registradas exclusivamente por cada tipo de método de coleta.

Table 3. Richness of herpetofauna species from the lower Purus River Basin, Central Amazonia, Brazil. The number of species is indicated by type of forest habitat, sampling unit and sampling method. The number of species recorded exclusively by each sampling method is noted in brackets.

GRUPO	**MÉTODO DE COLETA**	**NÚMERO DE ESPÉCIE REGISTRADAS (REGISTRADAS APENAS PELO MÉTODO)**		
		parcelas de várzea	**parcelas de terra firme**	**transectos de terra firme**
ANFÍBIOS	Armadilha de interceptação com funis – AIF	4 (0)	6 (0)	15 (0)
	Procura limitada por tempo – PLT	36 (32)	48 (42)	31 (14)
	Armadilhas de interceptação e queda – AIQ	-	-	27 (10)
	Total de espécies registradas	36	48	45
LAGARTOS	Armadilha de interceptação com funis – AIF	2 (1)	10 (2)	9 (1)
	Procura limitada por tempo – PLT	16 (15)	21 (14)	22 (6)
	Armadilhas de interceptação e queda – AIQ	-	-	23 (7)
	Total de espécies registradas	17	23	30
SERPENTES	Armadilha de interceptação com funis – AIF	5 (3)	4 (3)	13 (7)
	Procura limitada por tempo – PLT	14 (12)	21 (20)	7 (6)
	Armadilhas de interceptação e queda – AIQ	-	-	10 (6)
	Total de espécies registradas	17	24	24

LEGENDAS FIGURAS

Figura 1. Localização da área de estudos, RDS Piagaçu-Purus e dos pontos de amostragem, no mosaico regional de áreas protegidas da região do baixo rio Purus na Amazônia Central, Brasil. As imagens de satélite Landsat numeradas de acordo com as sub-regiões indicadas no mapa (figura superior esquerda) mostram as 65 localidades avaliadas, diferenciadas por estratégias de amostragem e por tipo de habitat florestal.

Figure 1. Geographical location of the study area, Piagaçu-Purus Reserve, and sampling plots, in the regional mosaic of protected areas from the lower Purus River Basin, Central Amazonia, Brazil. The Landsat satellite images were numbered according to the sub-regions indicated in the map (upper left figure) and indicate the 65 localities evaluated and differentiated by the sampling strategies and types of forest habitats.

Figura 2. Florestas de terra firme (A) e florestas de várzea (B) na região do baixo rio Purus, Amazônia Central – Brasil. Estas paisagens foram pesquisadas quanto à diversidade de anfíbios e répteis Squamata com o uso de armadilhas de interceptação e queda com funis duplos em linhas (C) e armadilhas de interceptação com funis duplos em Y (D, E, F).

Figure 2. The terra firme nonflooded forests (A) and the varzea flooded forests (B) from the lower Purus River Basin, Central Amazonia, Brazil. These landscapes were searched for the diversity of amphibians and Squamata reptiles, and we used technical sampling of lines of pitfall traps with drift fence interpolated with double-ended funnel traps (C) and Y-lines of double-ended funnel traps with drift fence (D, E, F).

Figura 3. Espécies de anfíbios observadas na região do baixo rio Purus, Amazônia Central, Brasil: a) *Hypsiboas fasciatus*; b) *Scarthyla goinorum*; c) *Dendropsophus allenorum*; d) *Trachycephalus typhonius*; e) *Hypsiboas lanciformis*; f) *Hypsiboas wavrini*; g) *Ranitomeya ventrimaculata*; h) *Ameerega hahneli*; i) *Hydrolaetare schmidti*; j) *Dendropsophus koechlini*; k) *Leptodactylus macrosternum*; l) *Scinax pedromedinae*; m) *Osteocephalus* cf. *buckleyi*; n) *Ceratophrys cornuta*; o) *Scinax boesemani*; p) *Hypsiboas geographicus*; q) *Oscaecilia* aff. *bassleri*; r) *Pristimantis conspicillatus*; s) *Ameerega trivittata*; t) *Allobates* sp.2; u) *Hamptophryne boliviana*; v) *Hypsiboas punctatus*; w) *Phyzelaphryne miriamae*; x) *Chiasmocleis avilapiresae*; y) *Leptodactylus pentadactylus*; z) *Leptodactylus mystaceus* e A) *Osteocephalus planiceps* (Fotos - F. Waldez).

Figure 3. Species of amphibians observed in the lower Purus River Basin, Central Amazonia, Brazil: a) *Hypsiboas fasciatus*; b) *Scarthyla goinorum*; c) *Dendropsophus allenorum*; d) *Trachycephalus typhonius*; e) *Hypsiboas lanciformis*; f) *Hypsiboas wavrini*; g) *Ranitomeya ventrimaculata*; h) *Ameerega hahneli*; i) *Hydrolaetare schmidti*; j) *Dendropsophus koechlini*; k) *Leptodactylus macrosternum*; l) *Scinax pedromedinae*; m) *Osteocephalus* cf. *buckleyi*; n) *Ceratophrys cornuta*; o) *Scinax boesemani*; p) *Hypsiboas geographicus*; q) *Oscaecilia* aff. *bassleri*; r) *Pristimantis conspicillatus*; s) *Ameerega*

trivittata; t) *Allobates* sp.2; u) *Hamptophryne boliviana*; v) *Hypsiboas punctatus*; w) *Phyzelaphryne miriamae*; x) *Chiasmocleis avilapiresae*; y) *Leptodactylus pentadactylus*; z) *Leptodactylus mystaceus* e A) *Osteocephalus planiceps* (Photos - F. Waldez).

Figura 4. Espécies de répteis Squamata observadas na região do baixo rio Purus, Amazônia Central, Brasil: a) *Anolis fuscoauratus*; b) *Anolis tandai*; c) *Gonatodes humeralis*; d) *Gonatodes hasemani*; e) *Chatogekko amazonicus*; f) *Alopoglossus* aff. *atriventris*; g) *Kentropyx altamazonica*; h) *Arthrosaura reticulata*; i) *Dracaena guianensis*; j) *Copeoglossum nigropunctatum*; k) *Uracentron azureum guentheri*; l) *Uranoscodon superciliosus*; m) *Lepidoblepharis heyerorum*; n) *Plica umbra*; o) *Chironius scurrulus*; p) *Micrurus langsdorffii*; q) *Tantilla melanocephala*; r) *Dipsas catesbyi*; s) *Oxyrhopus occipitalis*; t) *Bothriopsis taeniata*; u) *Liophis typhlus*; v) *Dendrophidion dendrophis*; w) *Dipsas indica*; x) *Taeniophallus* aff. *occipitalis*; y) *Bothrops atrox*; z) *Imantodes cenchoa* (Foto i - B. Marioni, demais fotos - F. Waldez).

Figure 4. Species of Squamata reptilians observed in the lower Purus River Basin, Central Amazonia, Brazil: a) *Anolis fuscoauratus*; b) *Anolis tandai*; c) *Gonatodes humeralis*; d) *Gonatodes hasemani*; e) *Chatogekko amazonicus*; f) *Alopoglossus* aff. *atriventris*; g) *Kentropyx altamazonica*; h) *Arthrosaura reticulata*; i) *Dracaena guianensis*; j) *Copeoglossum nigropunctatum*; k) *Uracentron azureum guentheri*; l) *Uranoscodon superciliosus*; m) *Lepidoblepharis heyerorum*; n) *Plica umbra*; o) *Chironius scurrulus*; p) *Micrurus langsdorffii*; q) *Tantilla melanocephala*; r) *Dipsas catesbyi*; s) *Oxyrhopus occipitalis*; t) *Bothriopsis taeniata*; u) *Liophis typhlus*; v) *Dendrophidion dendrophis*; w) *Dipsas indica*; x) *Taeniophallus* aff. *occipitalis*; y) *Bothrops atrox*; z) *Imantodes cenchoa* (Photo i - B. Marioni, too photos - F. Waldez).

Figura 5. Curvas de rarefação baseadas no número de indivíduos (círculos cheios) para as comunidades de serpentes (a, b), lagartos (c, d) e anfíbios (e, f) da região do baixo rio Purus, Amazônia Central, Brasil. As linhas tracejadas representam intervalos de confiança de 95%. Os círculos abertos demonstram a média das estimativas de riqueza de quatro diferentes estimadores (ACE, Chao 1, Jacknife & Bootstrap). As comunidades de espécies das florestas de várzea encontram-se na coluna esquerda e das espécies de florestas de terra firme na coluna direita.

Figure 5. Abundance-based rarefaction curves (Black symbols) for the assemblages of snakes (a, b), lizards (c, d) and amphibians (e, f) from the lower Purus River Basin in Central Amazonia, Brazil. Dotted lines denote 95% confidence intervals. Clear symbol lines show the mean estimated richness from four different richness estimators (ACE, Chao 1, Jacknife & Bootstrap). The species assemblages from the varzea flooded forests are in the left column and species from the terra firme nonflooded forests in the right column.

Figura 6. Número de espécies por famílias de anfíbios e répteis Squamata (lagartos e serpentes) encontradas nas florestas de terra firme e florestas de várzea da região do baixo rio Purus, Amazônia Central, Brasil.

Figure 6. Number of species by families of amphibians and Squamata reptilians (lizards and snakes) found in the terra firme nonflooded forests and the varzea flooded forests from the lower Purus River Basin, Central Amazonia, Brazil.

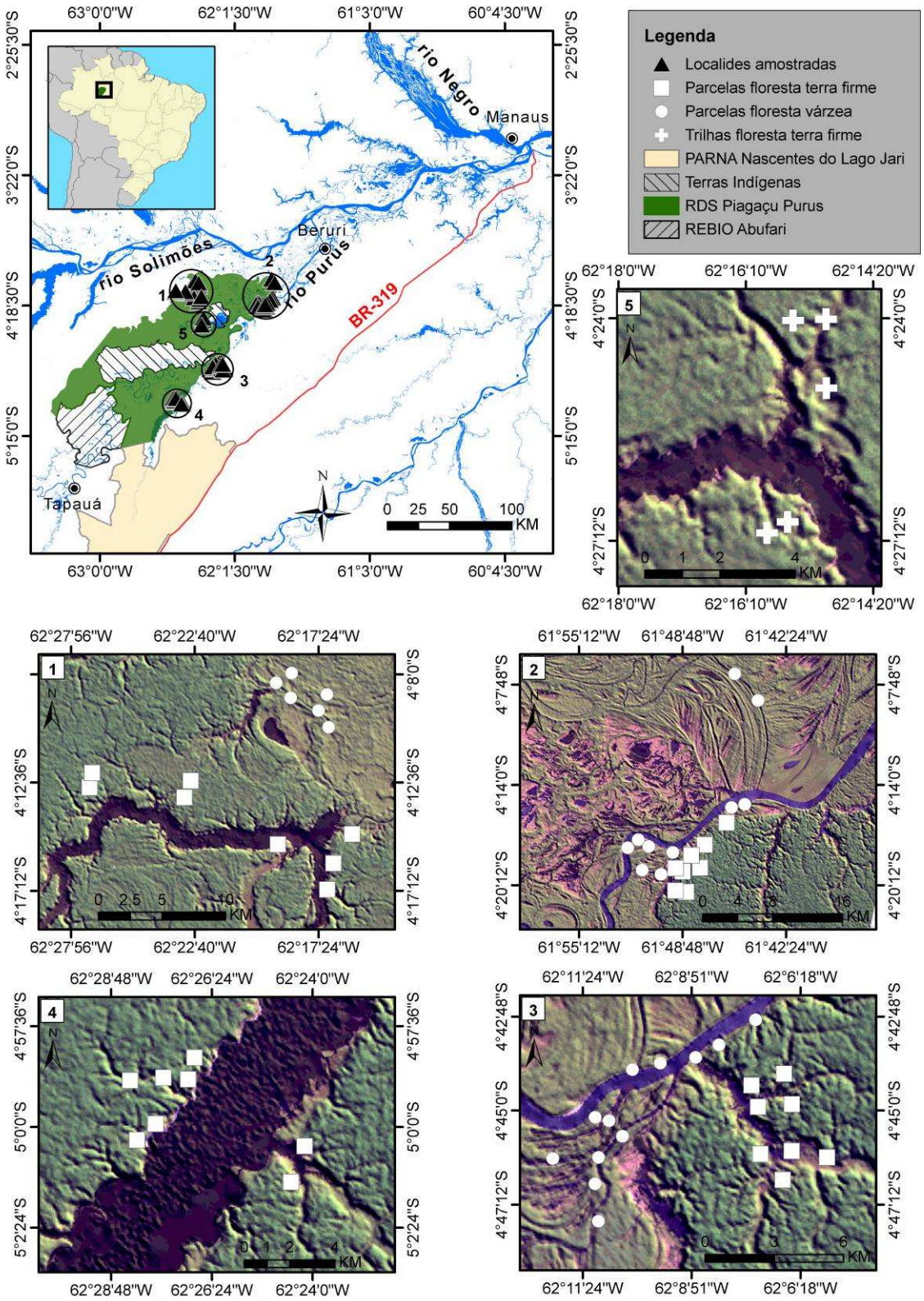

Figura 1. Localização da área de estudos, RDS Piagaçu-Purus e dos pontos de amostragem, no mosaico regional de áreas protegidas da região do baixo rio Purus na Amazônia Central, Brasil. As imagens de satélite Landsat numeradas de acordo com as sub-regiões indicadas no mapa (figura superior esquerda)

mostram as 65 localidades avaliadas, diferenciadas por estratégias de amostragem e por tipo de habitat florestal.

Figure 1. Geographical location of the study area, Piagaçu-Purus Reserve, and sampling plots, in the regional mosaic of protected areas from the lower Purus River Basin, Central Amazonia, Brazil. The Landsat satellite images were numbered according to the sub-regions indicated in the map (upper left figure) and indicate the 65 localities evaluated and differentiated by the sampling strategies and types of forest habitats.

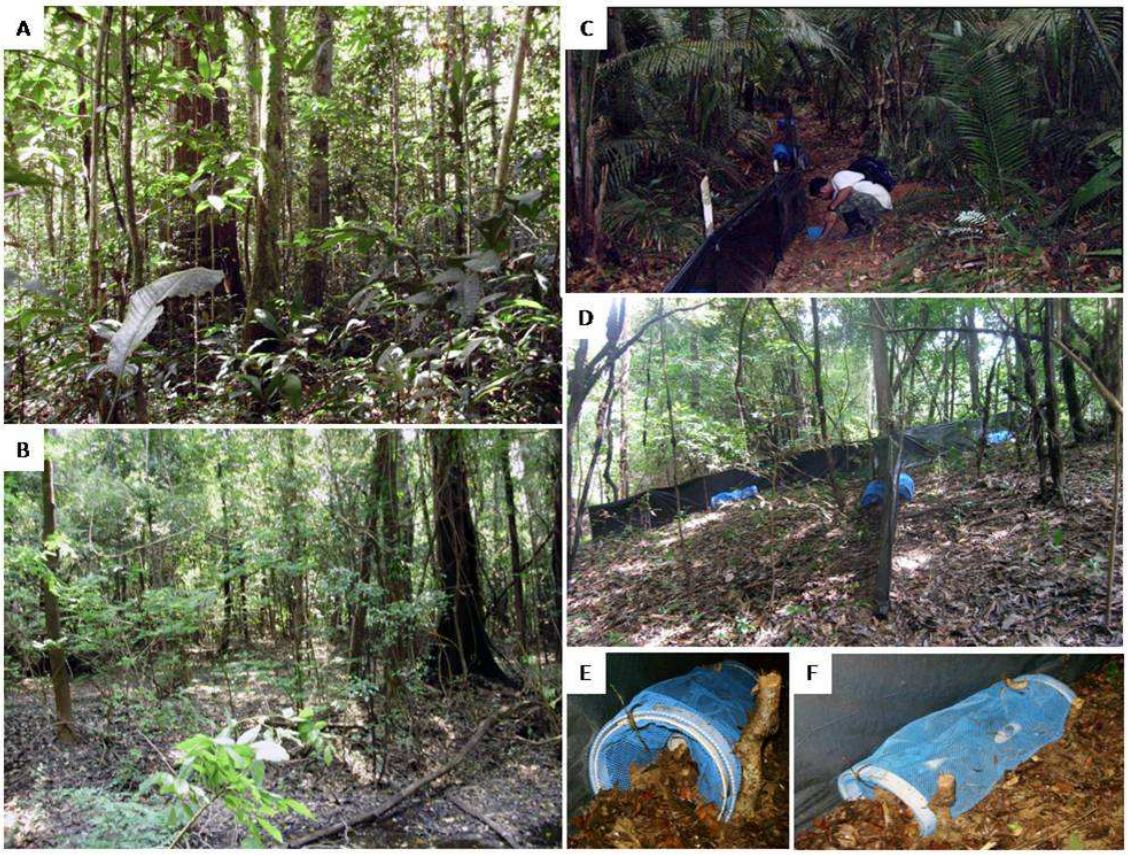

Figura 2. Florestas de terra firme (A) e florestas de várzea (B) na região do baixo rio Purus, Amazônia Central – Brasil. Estas paisagens foram pesquisadas quanto à diversidade de anfíbios e répteis Squamata com o uso de armadilhas de interceptação e queda com funis duplos em linhas (C) e armadilhas de interceptação com funis duplos em Y (D, E, F).

Figure 2. The terra firme nonflooded forests (A) and the varzea flooded forests (B) from the lower Purus River Basin, Central Amazonia, Brazil. These landscapes were searched for the diversity of amphibians and Squamata reptiles, and we used technical sampling of lines of pitfall traps with drift fence interpolated with double-ended funnel traps (C) and Y-lines of double-ended funnel traps with drift fence (D, E, F).

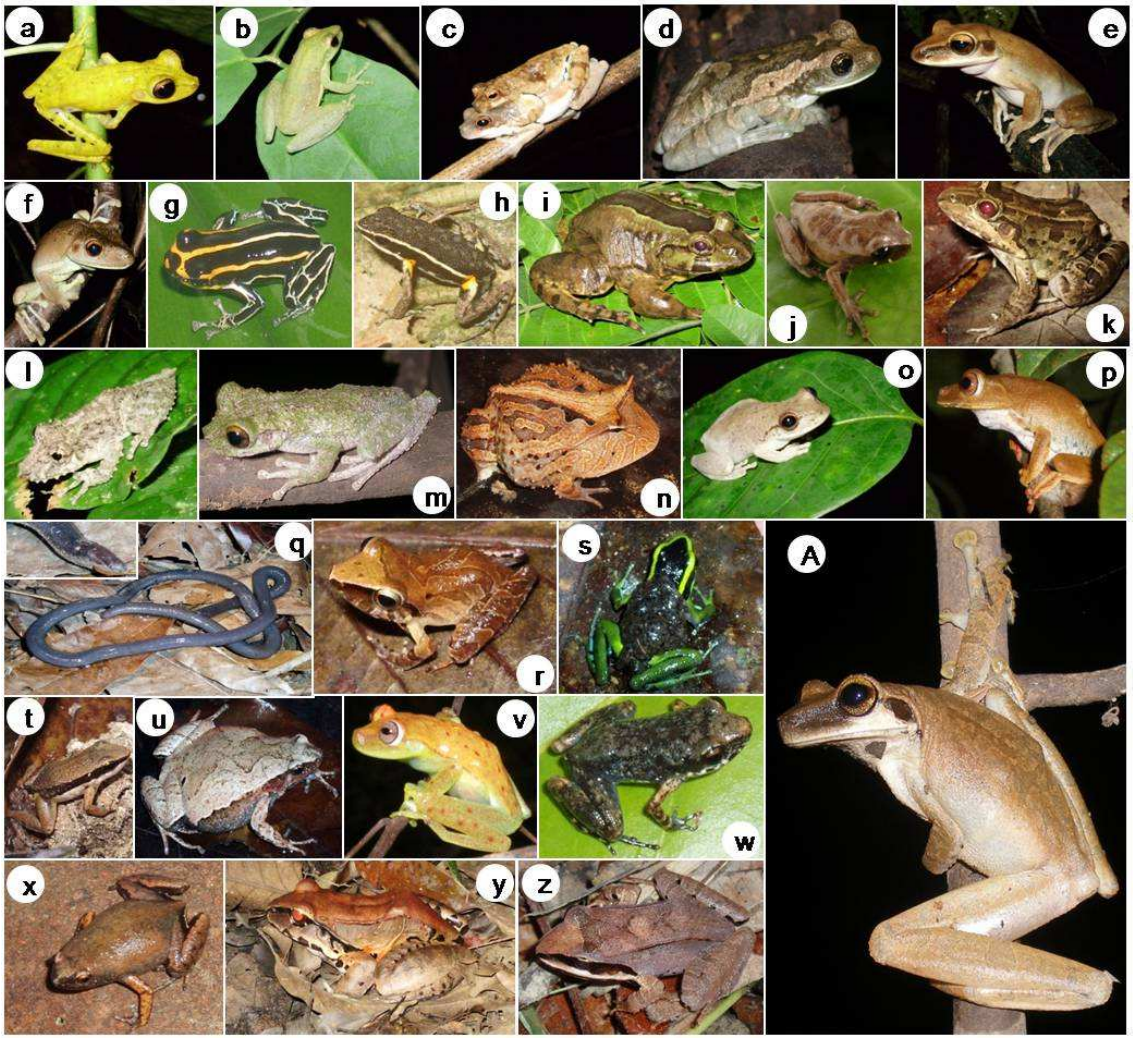

Figura 3. Espécies de anfíbios observadas na região do baixo rio Purus, Amazônia Central, Brasil: a) *Hypsiboas fasciatus*; b) *Scarthyla goinorum*; c) *Dendropsophus allenorum*; d) *Trachycephalus typhonius*; e) *Hypsiboas lanciformis*; f) *Hypsiboas wavrini*; g) *Ranitomeya ventrimaculata*; h) *Ameerega hahneli*; i) *Hydrolaetare schmidti*; j) *Dendropsophus koechlini*; k) *Leptodactylus macrosternum*; l) *Scinax pedromedinae*; m) *Osteocephalus* cf. *buckleyi*; n) *Ceratophrys cornuta*; o) *Scinax boesemani*; p) *Hypsiboas geographicus*; q) *Oscaecilia* aff. *bassleri*; r) *Pristimantis conspicillatus*; s) *Ameerega trivittata*; t) *Allobates* sp.2; u) *Hamptophryne boliviana*; v) *Hypsiboas punctatus*; w) *Phyzelaphryne miriamae*; x) *Chiasmocleis avilapiresae*; y) *Leptodactylus pentadactylus*; z) *Leptodactylus mystaceus* e A) *Osteocephalus planiceps* (Fotos - F. Waldez).

Figure 3. Species of amphibians observed in the lower Purus River Basin, Central Amazonia, Brazil: a) *Hypsiboas fasciatus*; b) *Scarthyla goinorum*; c) *Dendropsophus allenorum*; d) *Trachycephalus typhonius*; e) *Hypsiboas lanciformis*; f) *Hypsiboas wavrini*; g) *Ranitomeya ventrimaculata*; h) *Ameerega hahneli*; i) *Hydrolaetare schmidti*; j) *Dendropsophus koechlini*; k) *Leptodactylus macrosternum*; l) *Scinax pedromedinae*; m) *Osteocephalus* cf. *buckleyi*; n) *Ceratophrys cornuta*; o) *Scinax boesemani*; p) *Hypsiboas geographicus*; q) *Oscaecilia* aff. *bassleri*; r) *Pristimantis conspicillatus*; s) *Ameerega trivittata*; t) *Allobates* sp.2; u) *Hamptophryne boliviana*; v) *Hypsiboas punctatus*; w) *Phyzelaphryne*

miriamae; x) *Chiasmocleis avilapiresae*; y) *Leptodactylus pentadactylus*; z) *Leptodactylus mystaceus* e A) *Osteocephalus planiceps* (Photos - F. Waldez).

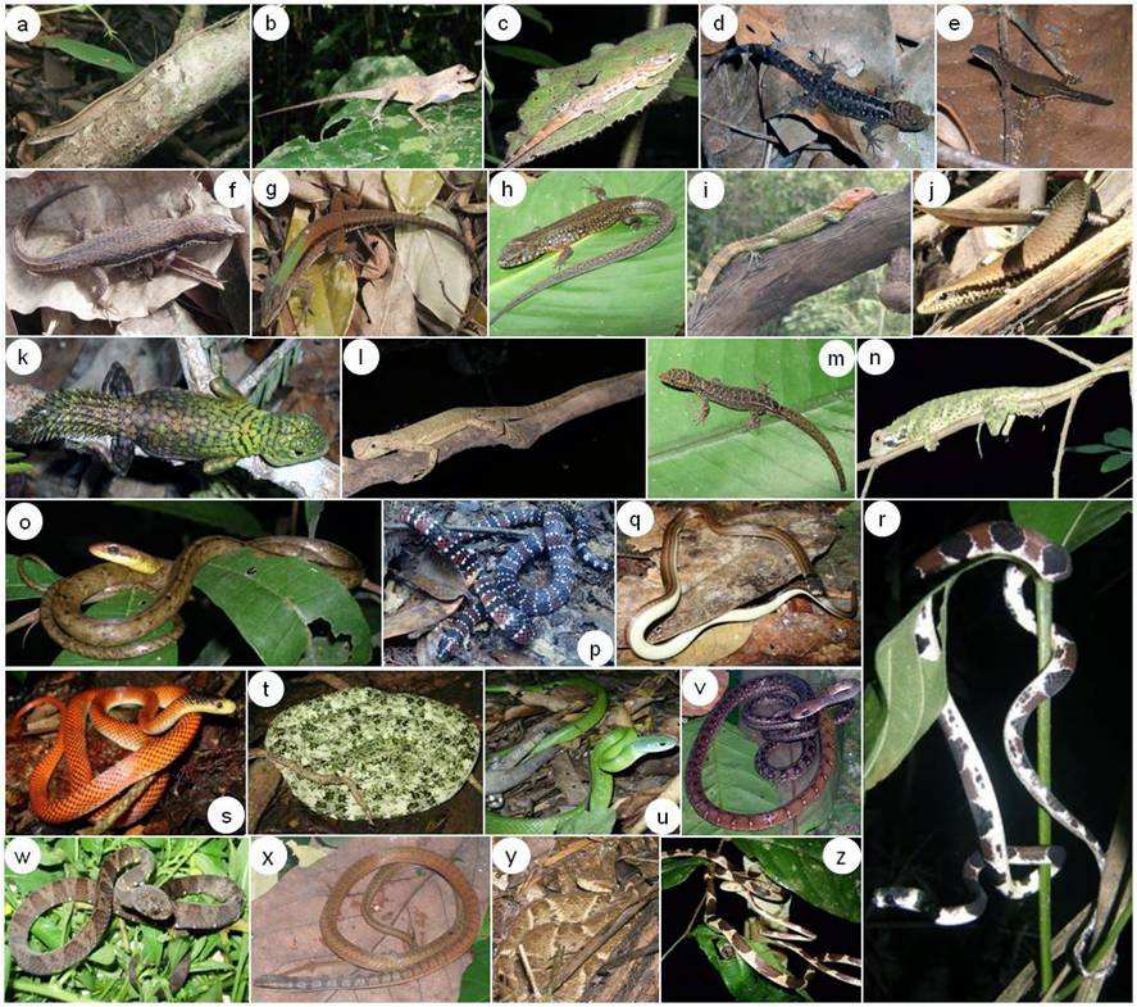

Figura 4. Espécies de répteis Squamata observadas na região do baixo rio Purus, Amazônia Central, Brasil: a) *Anolis fuscoauratus*; b) *Anolis tandai*; c) *Gonatodes humeralis*; d) *Gonatodes hasemani*; e) *Chatogekko amazonicus*; f) *Alopoglossus* aff. *atriventris*; g) *Kentropyx altamazonica*; h) *Arthrosaura reticulata*; i) *Dracaena guianensis*; j) *Copeoglossum nigropunctatum*; k) *Uracentron azureum guentheri*; l) *Uranoscodon superciliosus*; m) *Lepidoblepharis heyerorum*; n) *Plica umbra*; o) *Chironius scurrulus*; p) *Micrurus langsdorffii*; q) *Tantilla melanocephala*; r) *Dipsas catesbyi*; s) *Oxyrhopus occipitalis*; t) *Bothriopsis taeniata*; u) *Liophis typhlus*; v) *Dendrophidion dendrophis*; w) *Dipsas indica*; x) *Taeniophallus* aff. *occipitalis*; y) *Bothrops atrox*; z) *Imantodes cenchoa* (Foto i - B. Marioni, demais fotos - F. Waldez).

Figure 4. Species of Squamata reptilians observed in the lower Purus River Basin, Central Amazonia, Brazil: a) *Anolis fuscoauratus*; b) *Anolis tandai*; c) *Gonatodes humeralis*; d) *Gonatodes hasemani*; e) *Chatogekko amazonicus*; f) *Alopoglossus* aff. *atriventris*; g) *Kentropyx altamazonica*; h) *Arthrosaura reticulata*; i) *Dracaena guianensis*; j) *Copeoglossum nigropunctatum*; k) *Uracentron azureum guentheri*; l) *Uranoscodon superciliosus*; m) *Lepidoblepharis heyerorum*; n) *Plica umbra*; o) *Chironius scurrulus*; p) *Micrurus langsdorffii*; q) *Tantilla melanocephala*; r) *Dipsas catesbyi*; s) *Oxyrhopus occipitalis*; t) *Bothriopsis taeniata*; u) *Liophis typhlus*; v) *Dendrophidion dendrophis*; w) *Dipsas indica*; x)

Taeniophallus aff. *occipitalis*; y) *Bothrops atrox*; z) *Imantodes cenchoa* (Photo i - B. Marioni, too photos - F. Waldez).

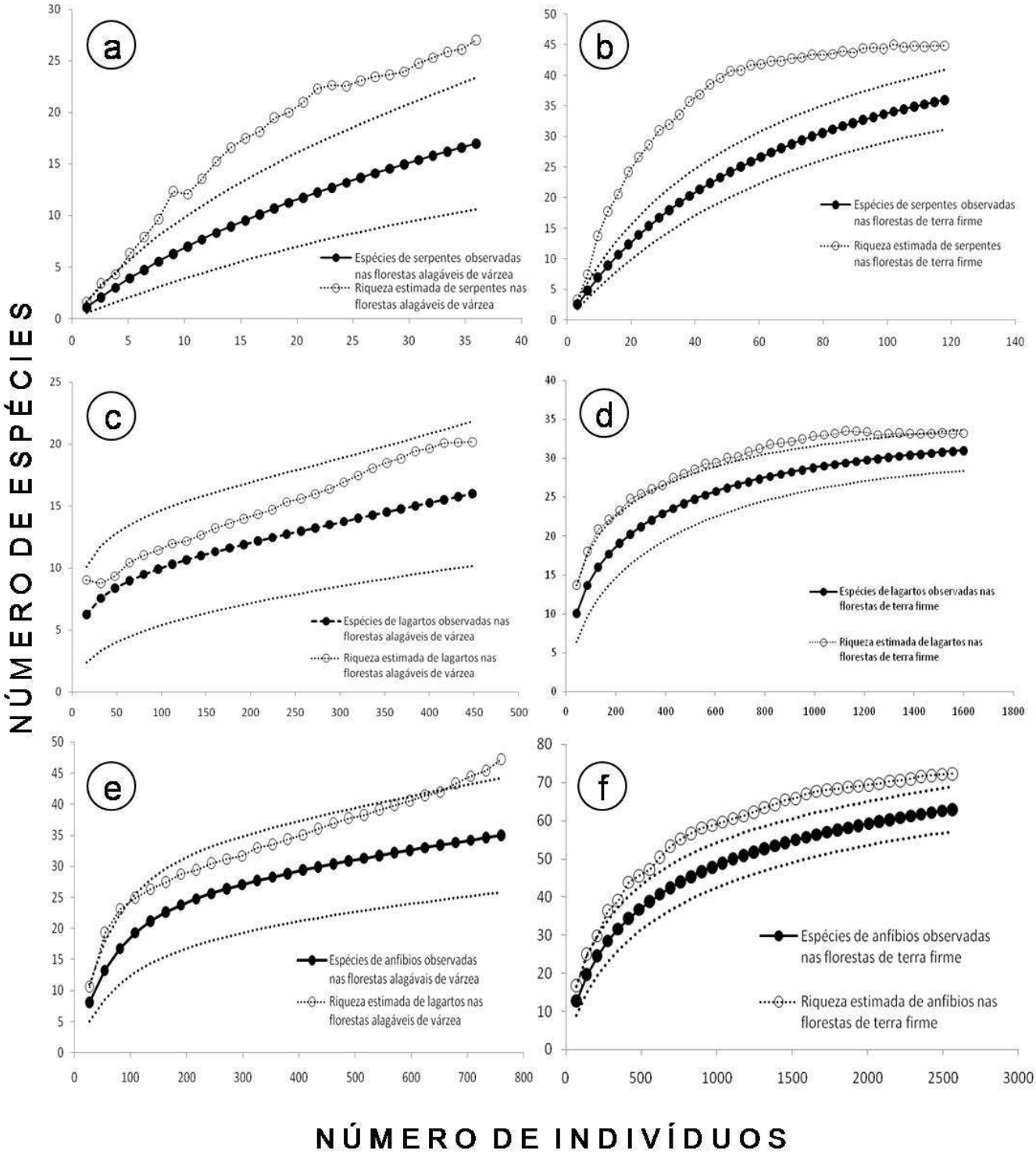

Figura 5. Curvas de rarefação baseadas no número de indivíduos (círculos cheios) para as comunidades de serpentes (a, b), lagartos (c, d) e anfíbios (e, f) da região do baixo rio Purus, Amazônia Central, Brasil.

As linhas tracejadas representam intervalos de confiança de 95%. Os círculos abertos demonstram a média das estimativas de riqueza de quatro diferentes estimadores (ACE, Chao 1, Jacknife & Bootstrap). As comunidades de espécies das florestas de várzea encontram-se na coluna esquerda e das espécies de florestas de terra firme na coluna direita.

Figure 5. Abundance-based rarefaction curves (Black symbols) for the assemblies of snakes (a, b), lizards (c, d) and amphibians (e, f) from the lower Purus River Basin in the Amazonia Central, Brazil. Dotted lines denote 95% confidence intervals. Clear symbol lines show the mean estimated richness from four different richness estimators (ACE, Chao 1, Jacknife & Bootstrap). The assemblies of species from the várzea flooded forests are in the left column and species from the terra firme nonflooded forests in the right column.

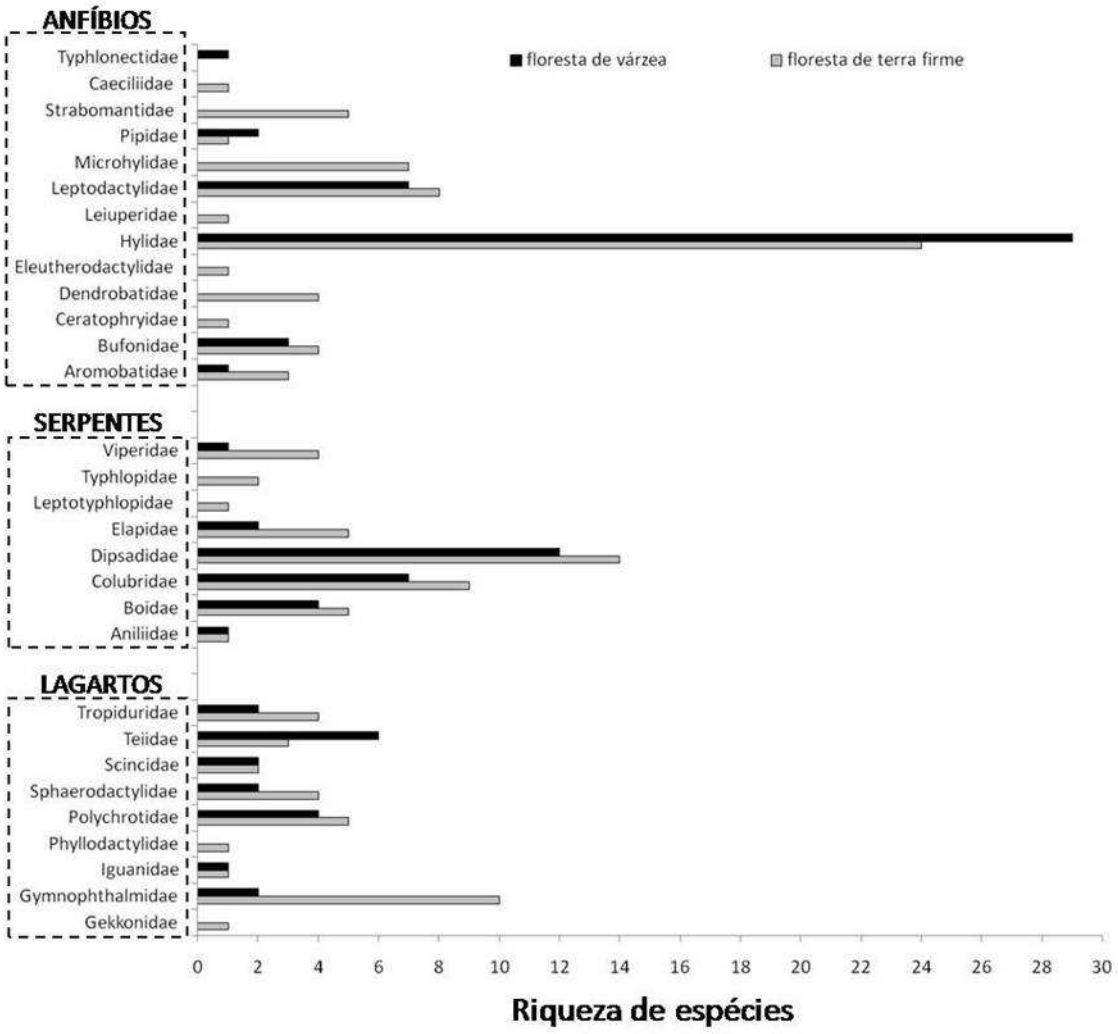

Figura 6. Número de espécies por famílias de anfíbios e répteis Squamata (lagartos e serpentes) encontradas nas florestas de terra firme e florestas de várzea da região do baixo rio Purus, Amazônia Central, Brasil.

Figure 6. Number of species by families of amphibians and Squamata reptilians (lizards and snakes) found in the terra firme nonflooded forests and the varzea flooded forests from the lower Purus River Basin, Central Amazonia, Brazil.

Capítulo 2

Waldez, F. ; Menin. M. & Vogt, R. C. Efeitos espaciais e topográficos sobre a distribuição das comunidades de anfíbios anuros e de répteis Squamata em um mosaico de florestas inundáveis e não-inundáveis na bacia do baixo rio Purus, Amazônia Central. Manuscrito em preparação para ***Iheringia. Série Zoologia***.

Efeitos espaciais e topográficos sobre a distribuição das comunidades de anfíbios anuros e de répteis Squamata em um mosaico de florestas inundáveis e não-inundáveis na bacia do baixo rio Purus, Amazônia Central

Fabiano Waldez[1*], Marcelo Menin[2] e Richard C. Vogt[3]

[1] Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA (http://www.inpa.gov.br). Programa de Pós-Graduação em Ecologia. CP478. 69011-970 Manaus - AM, Brasil.

[2] Departamento de Biologia e Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Amazonas – UFAM (http://portal.ufam.edu.br). Avenida General Rodrigo Otávio Jordão Ramos, 3.000. 69077-000 Manaus - AM, Brasil.

[3] Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA (http://www.inpa.gov.br). Curador da Coleção de Anfíbios e Répteis. Av. André Araújo, 2936, Aleixo. 69060-001 Manaus – AM, Brasil.

* E-mail: fwaldez@yahoo.com.br

ABSTRACT. Topographic and spatial effects on the distribution of anurans amphibians and Squamata reptilians communities in a mosaic of flooded and nonflooded forests from lower Purus River Basin, Central Amazonia. We systematically sampled the communities of anurans amphibians and Squamata reptilians in the lower Purus River Basin to compare the composition and structure of these communities in the seasonally flooded varzea forests and in the nonflooded terra firme forests, along the altitudinal gradient local. We tested for the existence of spatial patterns in the organization of these communities. We verified the influence of historical factors in relationship to the localization of the interfluvial regions of the Purus River and the varzea localities connected with the Amazonas-Solimões Basin. The sampling was conducted in the Piagaçu-Purus Reserve, Amazonas, Brazil. The sampling areas were distributed in two interfluvial regions of the Purus River: 60 plots of 10 x 250m, 32 in terra firme forest and 28 plots in varzea forest. We found 113 species of amphibians and reptiles. Anurans amphibians were represented by 57 species and nine families. Squamata reptilians were represented by 56 species and eight families of lizards (24 species) and six families of snakes (32 species). The total number of species was represented by many habitat generalists, species that were found in both types of forests. Habitat generalists species in the terra firme forests were represented by 53% of the anurans and 50% of the reptiles. In varzea forests had a higher percentage of habitat generalists, 71% of the amphibians and 70% of the reptiles. The terra firme and varzea forests are occupied by different compositions of species, delineating distinct communities. There was a pattern of species substitution in extreme differences of the altitudinal gradient, whereas at intermediate altitudes the species coexisted with similar abundances. There was a significant association between the composition of amphibians and the spatial distribution in the two forest types. This spatial autocorrelation was not expressed in the reptile communities. The location of the interfluve influenced the composition of the amphibians in the two types of forests. The composition of amphibians in the varzea forest was greatly influenced by the connection with the Amazonas-Solimões Basin, while this was not the case with reptiles. The varzea forests of the Purus River were verified to have a strong effect of the flooding pulse on the structure of these herpetofauna communities, such that some groups of anurans amphibians and Squamata reptilians that were found in adjacent forests were not found in the varzea forests.

KEYWORDS. herpetofauna, beta-β diversity, terra firme forests, varzea forests.

RESUMO. Realizamos amostragens padronizadas das comunidades de anfíbios anuros e répteis Squamata no baixo rio Purus, para comparar a composição e a estrutura nessas comunidades ao longo do contínuo topográfico onde ocorrem florestas sazonalmente inundáveis de várzea e florestas não-inundáveis de terra firme. Testamos a existência de padrões de organização espacial nas comunidades. Verificamos a influência de fatores históricos relacionados à localização nos interflúvios do rio Purus e as localidades de várzea terem ou não conexão com o sistema hídrico Amazonas-Solimões. As amostragens foram conduzidas na reserva Piagaçu-Purus, Amazonas - Brasil. As unidades amostrais foram distribuídas nos dois interflúvios do rio Purus: 60 parcelas de 10 x 250m, 32 em florestas de terra firme e 28 em florestas de várzea. Encontramos 113 espécies de anfíbios e de répteis. Anfíbios anuros foram representados por 57 espécies e nove famílias. Répteis Squamata foram representados por 56 espécies e oito famílias de lagartos (24 espécies) e seis famílias de serpentes (32 espécies). Do total de espécies muitas foram hábitat generalistas, ocorrendo nos dois tipos de floresta. Nas florestas de terra firme, as espécies habitat generalistas representaram 53% dos anfíbios e 50% dos répteis. Nas florestas de várzea, as espécies habitat generalistas ocorreram em maiores propoções representando 71% dos anfíbios e 70% dos répteis. A composição de espécies revelou comunidades distintas ocupando florestas de terra firme e de várzea. Um padrão de substituição de espécies foi observado nos extremos topográficos do gradiente de altitude e em posições intermediárias deste gradiente as espécies coexistiram com uma distribuição das abundâncias mais equitativa. Houve associação significativa entre a composição de anfíbios e a distribuição espacial nos dois tipos de florestas. Essa autocorrelação espacial foi inexpressiva para comunidades de répteis. A localização nos interflúvios influenciou a composição de anfíbios nos dois tipos de florestas. A composição de anfíbios em florestas de várzea sofreu influência de maior magnitude da conexão das várzeas com o sistema Amazonas-Solimões, que não influenciou a composição de répteis. Nas florestas de várzea do rio Purus, verificamos forte efeito do pulso de inundação na estruturação destas comunidades, com marcada ausência de vários grupos da herpetofauna encontrados nas florestas não-inundáveis adjacentes, não encontrados nas florestas de várzea.

PALAVRAS-CHAVE. herpetofauna, diversidade Beta-β, florestas de terra firme, florestas de várzea.

As florestas de terra firme ocorrem nas localidades acima do nível máximo de inundação dos rios, compondo a maior parte da paisagem florestal da Amazônia, ocorrendo em cerca de 80% da área da bacia (Hess *et al*., 2003; ter Steege *et al*., 2003). As florestas inundáveis ocorrem nas planícies de sedimentação dos rios sendo sazonalmente submetidas a um pulso de inundação regular (Junk *et al*., 1989) e alternando entre uma fase aquática e uma fase terrestre (Junk, 1997). As florestas inundáveis de várzea encontram-se associadas aos rios de alta fertilidade e ricos em sedimentos em suspensão (Junk, 1997), como a bacia rio Purus que transporta sedimentos de origem andina (Goulding *et al*., 2003). Florestas inundáveis de várzea correspondem ao segundo maior tipo de paisagem florestal da Amazônia ocorrendo em cerca de 2,6% da área da bacia (Hess *et al*., 2003; Junk *et al*., 2010).

Essas paisagens florestais predominam na bacia amazônica desde o período do Pleistoceno médio (780-125 mil anos), quando mudanças climáticas (e.g. Períodos Glaciais) e flutuações do nível do mar definiram a atual extensão do sistema hídrico da Amazônia (Junk *et al*., 2010). Muitos estudos consideram estes fenômenos como os principais responsáveis pela diversificação da biodiversidade na Amazônia (ver Salo *et al*., 1986; Bonaccorso *et al*., 2006).

A dinâmica histórica desses ecossistemas adjacentes, interligou a evolução das comunidades biológicas nessas paisagens florestais (Salo *et al*., 1986). As florestas não-inundáveis de terra firme e as florestas inundáveis de várzea podem apresentar mais de 30% de similaridade nas espécies de árvores em áreas sob menores níveis de inundação (Wittmann *et al*., 2010).

De fato, a diversidade complementar (diversidade-β) entre as florestas não-inundáveis de terra firme e as florestas sazonalmente inundáveis pode representar a maior contribuição para a heterogeneidade da biota na planície amazônica (Salo *et al*., 1986). Em relação às florestas inundáveis adjacentes, nas florestas de terra firme há uma maior diversidade de árvores (ter Steege *et al*., 2003; Haugaasen & Peres, 2006; Wittmann *et al*., 2010), de invertebrados terrestres (Junk, 1997; Adis & Junk, 2002; Junk *et al*., 2010) e de vertebrados terrestres (Remsen & Parker, 1983; Junk, 1997; Borges & Carvalhaes, 2000; Haugaasen & Peres, 2005; 2008; Pereira *et al*., 2009; Beja *et al*., 2010). No entanto, as florestas inundáveis contribuem para a biodiversidade amazônica por promover relevante aporte de recursos (e.g. frutos e nutrientes) para a biota das florestas não-inundáveis (Adis & Junk, 2002; Haugaasen & Peres, 2005; 2008; Pereira *et al*., 2009; Beja *et al*., 2010); também, por representar conjuntos únicos de espécies (Remsen & Parker, 1983; Junk, 1997; Borges & Carvalhaes, 2000; ter Steege *et al*., 2003; Haugaasen & Peres, 2005; 2008; Pereira

et al., 2009; Beja *et al*., 2010; Junk *et al*., 2010) e por oportunizar a especiação dos organismos como resposta adaptativa ao pulso de inundação regular (Junk *et al*., 1989), principal evento ecológico e histórico, estruturador das comunidades biológicas nestas florestas (Junk, 1997; Adis & Junk, 2002; Junk *et al*., 2010).

Para a herpetofauna na Amazônia, poucas pesquisas realizaram análises comparativas amplas entre a diversidade de florestas sazonalmente alagáveis e florestas de terra firme (ver Crump, 1971; Doan & Arizábal, 2002; Neckel-Oliveira & Gordo, 2004; Duellman, 2005). Embora, algumas análises foram feitas para sapos (Gascon, 1996; Gascon *et al*., 2000; Gordo, 2003). Na maior parte destes estudos foi comum encontrar uma distribuição desigual do esforço de amostragem entre ambientes, ocasionada pela disponibilidade local de cada tipo de floresta e também, pelos habitats de florestas de terra firme ser priorizados em amostragem por sua maior complexidade estrutural e pelo uso de armadilhas de interceptação e queda, de difícil instalação em solos hidromórficos como nas florestas alagáveis (Neckel-Oliveira & Gordo, 2004).

Uma maior diversidade relativa de anfíbios e répteis Squamata tem sido encontrada associada às florestas de terra firme (Gascon, 1996; Gascon *et al*., 2000; Doan & Arizábal, 2002; Neckel-Oliveira & Gordo, 2004; Duellman, 2005). Por outro lado, alguns estudos têm encontrado nas florestas de várzea uma diversidade relativa maior ou similar às florestas de terra firme (Crump, 1971; Gordo, 2003; Waldez *et al*. submetido).

Na porção baixa da bacia do rio Purus a paisagem é formada por um mosaico de florestas não-inundáveis de terra firme e de florestas sazonalmente inundáveis (Goulding *et al*., 2003; Haugaasen & Peres, 2006). Nesta região é observada uma uniformidade de relevo com presença de Paleovárzeas, ou seja, áreas atualmente ocupadas por florestas não-inundáveis de terra firme (40-60m acima do nível do mar – a.n.m.) que em um passado geológico recente corresponderam à florestas inundáveis de várzea (Irion *et al*., 2010).

No baixo Purus foi observada uma riqueza de espécies da herpetofauna similar entre florestas de terra firme e florestas de várzea (Waldez *et al*. submetido). Nas florestas de várzea foi observado forte efeito do pulso de inundação na estruturação das comunidades de anfíbios e répteis, com marcada ausência de grupos de espécies fossoriais e de serrapilheira (e.g. Dendrobatidae, Gymnophthalmidae, Typhlopoidea) (Waldez *et al*. submetido). No entanto, nas florestas de várzea do baixo Purus foi encontrado um maior

número de espécies de sapos arborícolas (Hylidae) e de lagartos heliotérmicos de maior porte (Teiidae) (Waldez *et al*. submetido).

Nos ecossistemas da planície amazônica, fatores biogeográficos são reconhecidamente importantes na estruturação atual das comunidades biológicas (Cracraft, 1985; Silva *et al*., 2005; Bonaccorso *et al*., 2006). A distribuição da diversidade de vertebrados na Amazônia tem revelado a ocorrência de áreas de endemismo e estas foram associadas ao histórico de conexão das paisagens (Bonaccorso *et al*., 2006) e a formação dos grandes rios da região (Cracraft, 1985; Silva *et al*., 2005). Padrões de distribuição coincidentes com áreas de endemismo amazônicas foram evidenciados principalmente para espécies de aves e primatas (Cracraft, 1985; Siva & Oren, 1996; Silva *et al*., 2002; 2005) e também, para espécies de sapos (Duellman, 1999; Ron, 2000) e lagartos (Avila-Pires, 1995; Avila-Pires *et al*., 2009).

A bacia de drenagem do rio Purus localiza-se na área de endemismo amazônica denominada Inambari (*sensu* Cracraft, 1985). Esta região biogeográfica corresponde à planície cisandina delimitada desde a confluência dos rios Amazonas/Solimões com o rio Negro no Brasil, seguindo a oeste pela margem sul do Amazonas/Solimões através do Brasil e Peru, e a leste pela margem oeste do rio Madeira através do Brasil, Bolívia e Peru (ver Silva *et al*., 2005).

Uma análise preliminar do Coeficiente de Similaridade Biogeográfica (*sensu* Duellman, 1990) da herpetofauna do baixo rio Purus, comparado com outras cinco áreas na Amazônia, encontrou maior correspondência biogeográfica com localidades na Amazônia Central, no Sudoeste e no Oeste da Amazônia (Instituto Piagaçu, 2010), todas estas regiões coincidentes em limites com a área de endemismo Inambari (Silva *et al*., 2005). No entanto região do baixo rio Purus ainda é pouco conhecida quanto à diversidade de anfíbios e répteis (Avila-Pires, 1995; Azevedo-Ramos & Gallati, 2001; Avila-Pires *et al*., 2009).

Análises sobre lacunas de conservação da Amazônia brasileira, têm identificado na bacia de drenagem do rio Purus áreas de relevante interesse para conservação de anfíbios e répteis (Azevedo-Ramos & Galatti, 2001; Brasil, 2001; Vogt *et al*., 2001), como a Reserva Biológica do Abufarí, contígua em área a nossa área de estudo.

A bacia de drenagem do rio Purus apresenta bom estado de conservação com cobertura de floresta primária correspondendo à maior parte da área total (Martins Junior & Waichman, 2009). Entretanto,

recentes modelos de desflorestamento futuro na Amazônia prevêem um aumento na perda de cobertura vegetal para região, relacionado à reativação da rodovia BR-319 (Manaus - Porto Velho) que percorre o interflúvio dos rios Madeira e Purus (Soares-Filho *et al*., 2006; Fearnside *et al*., 2009). Assim, avaliar comunidades biológicas na região do baixo rio Purus, torna-se estratégico para avaliar futuros impactos na biodiversidade decorrentes de mudanças na cobertura vegetal nativa.

Anfíbios e répteis Squamata são componentes importantes da biomassa e da diversidade de vertebrados em florestas tropicais (Scott, 1976; Inger, 1980; Duellman, 1990; Allmon, 1991; Rodda *et al*., 2001). As comunidades de anfíbios e pequenos répteis em áreas de floresta amazônica, apresentam rápida resposta às alterações na cobertura florestal (Tocher *et al*., 1997; Estupiñán & Galatti, 1999; Gardner *et al*., 2007; Bernarde & Macedo, 2008; Macedo *et al*., 2008; Souza *et al*., 2008), mesmo à alterações discretas como no corte florestal seletivo (Vitt *et al*., 1998; Lima *et al*., 2001).

Considerando os fatores acima levantados, realizamos amostragens padronizadas das comunidades de anfíbios anuros e répteis Squamata no mosaico florestal da região do baixo rio Purus. A partir dos dados obtidos em campo: i) comparamos a composição e a estrutura dessas comunidades ao longo do contínuo topográfico que determina a ocorrência das florestas sazonalmente inundáveis de várzea e das florestas não-inundáveis de terra firme; ii) avaliamos o efeito da altitude sobre a abundância, composição e riqueza de espécies dessas comunidades; iii) testamos a existência de padrões de organização espacial (autocorrelação espacial) para as comunidades em uma escala de paisagens; iv) verificamos a influência nas comunidades avaliadas de fatores históricos relacionados com a localização nos diferentes interflúvios da bacia do rio Purus e, v) nas comunidades de floresta de várzea, avaliamos o efeito das localidades terem ou não conexão com as florestas de várzea do sistema hídrico Amazonas-Solimões, principal corredor de florestas inundáveis da Bacia Amazônica (Goulding *et al*., 2003; Hess *et al*., 2003).

Material e Métodos

Área de estudo

As amostragens foram conduzidas na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus (RDS-PP, entre 4º03'–5º25'S e 61º40'–63º30'W), região do baixo rio Purus, Amazônia Central, estado do Amazonas - Brasil (Fig. 1).

Com uma área de 834.245 ha, a RDS-PP abrange um mosaico de grandes paisagens contínuas de florestas de terra firme e florestas inundáveis de várzea e igapó, em ambos interflúvios do rio Purus (Instituto Piagaçu, 2010).

O relevo da RDS-PP é homogêneo com altitudes menores que 100 m a.n.m. (Albernaz & Venticinque, 2003). O clima na região é Equatorial com sub-seca (*Af* - classificação Köppen-Geiger) e médias mensais de temperatura acima de 18ºC e precipitação anual variando entre 2000-2600 mm (IBGE, 2002). De acordo com Silva *et al*. (2008), esta pluviosidade varia sazonalmente, normalmente com a estação chuvosa distribuída entre novembro e março, quando ocorre a alagação da planície de inundação adjacente ao rio (cheia); a estação de estiagem está distribuída entre maio e setembro, quando ocorre a drenagem da planície (seca) e os abril e outubro correspondendo aos períodos de transição entre as estações. O nível de água no baixo rio Purus pode variar até 12 m entre estações, sendo influenciado tanto pela quantidade de chuvas, quanto por flutuações no nível de água do médio rio Solimões (Goulding *et al*., 2003).

As áreas estudadas corresponderam às paisagens de florestas de terra firme e de várzea (Figura 1). As florestas de terra firme ocupam 50% da área da RDS-PP e ocorrem nas maiores altitudes (>30 m a.n.m.), acima da planície inundação do rio Purus (Instituto Piagaçu, 2010). Estas florestas têm sub-bosque denso e alta diversidade de árvores, com Lecythidaceae e Chrysobalanaceae como principais famílias arbóreas (Haugaasen & Peres, 2006). Nesta região são encontradas manchas de floresta denominadas castanhais, com altas densidades de árvores de castanha-da-Amazônia (*Bertholletia excelsa* Humboldt & Bonpland – Lecythidaceae) e tradicionalmente utilizadas pelas populações locais como fontes de sementes comestíveis (Instituto Piagaçu, 2010; Haugaasen & Peres, 2006). As florestas de terra firme amostradas corresponderam a florestas de baixios e florestas de platôs em estágios de sucessão tardios e secundários (Ribeiro *et al*., 1999).

As florestas de várzea ocupam 45% da área da RDS-PP e ocorrem em altitudes menores (< 30 m a.n.m.) sendo sazonalmente alagadas, com a inundação da planície pelos rios Purus e Solimões (Instituto Piagaçu, 2010). Estas florestas possuem sub-boque mais aberto e menor diversidade relativa de árvores, com

Euphorbiaceae e Leguminosas (Caesalpiniaceae, Fabaceae e Mimosaceae) como principais famílias arbóreas (Haugaasen & Peres, 2006). As florestas de várzea amostradas corresponderam a florestas de várzea alta e florestas de várzea baixa em estágios de sucessão tardios e secundários (Wittmann *et al*., 2010).

Amostragem das espécies

O período de amostragem ocorreu durante a cheia do rio em 2009 (maio a julho - 60 dias) e em 2010 (fevereiro - 20 dias, maio a julho - 60 dias); e durante a seca do rio em 2009 (outubro a dezembro - 60 dias) e em 2010 (outubro a dezembro - 60 dias).

Nesse período foram amostradas 60 parcelas de 10 x 250m (0.25 ha), distribuídas em florestas de terra firme (32 parcelas) e em florestas de várzeas (28 parcelas), abrangendo paisagens nos dois interflúvios do baixo rio Purus (Figura 1, quadros 1, 2, 3 & 4). Outros estudos com herpetofauna na Amazônia brasileira têm utilizado parcelas de tamanhos similares (Menin *et al*., 2007; 2008; 2011; Rojas-Ahumada & Menin, 2010; Fraga *et al*., 2011).

Nestas parcelas, as espécies foram buscadas ativamente por um mínimo de duas e máximo de quatro pessoas. Cada observador registrou as espécies distanciando-se até cinco metros do centro da parcela. Cada parcela foi amostrada quatro vezes, duas vezes em período diurno e duas vezes em período noturno, em um intervalo máximo de oito dias entre cada amostragem (procura limitada por tempo – PLT= 850,9 horas.homem). Nestas ocasiões, as parcelas foram lentamente percorridas e as espécies procuradas no chão e na vegetação sendo registradas por encontro visual (Crump & Scott, 1994) e por amostragem auditiva (Zimmerman, 1994).

Em cada parcela foram instaladas armadilhas de interceptação com funis de dupla abertura - AIF (*double-ended funnel traps with drift fence*) (Greenberg *et al*., 1994). Em cada parcela foram dispostos seis funis ligados por uma cerca plástica guia em forma de Y, cada braço da cerca com 6m de comprimento, 1m de altura e enterrado no solo (esforço de AIF= 38.304 horas).

Para maximizar a independência da amostragem entre as localidades estudadas todas as parcelas foram distribuídas com uma distância mínima de 1 km entre as mesmas. O primeiro autor participou de todas as coletas. Espécimes testemunhos das espécies encontradas foram coletados (licenças de coleta IBAMA

02005.001919/0098 & 20059-1) e depositados na coleção de Anfíbios e Répteis do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) em Manaus, Amazonas - Brasil.

Parâmetros Ambientais: altitude, conectividade das várzeas e interflúvios do rio Purus

Em cada parcela foram aferidas coordenadas com GPS a cada 50m, totalizando cinco posições tomadas por parcela. A partir destas posições a altitude do terreno foi medida indiretamente através de imagens de satélite SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*), utilizando imagens SRTM 30 m do projeto brasileiro TOPODATA (Valeriano, 2008), disponíveis no portal *http://www.dsr.inpe.br/topodata/*. A média das cinco medidas de altitude tomadas em cada parcela representou a altitude de cada localidade. O dossel florestal afeta a altimetria do SRTM por refletir as ondas eletromagnéticas antes de essas atingirem o solo (Valeriano & Abdon, 2007). No entanto, a homogeneidade do relevo na RDS-PP com florestas inundáveis de várzea ocorrendo na planície do rio e com florestas não-inundáveis de terra firme (Paleovárzeas) que em um passado geológico recente corresponderam a florestas inundáveis de várzea (Irion *et al*., 2010), contribuiu para uma baixa variação de altura do dossel em cada tipo de floresta, uniformizando sobrestimativas de altitude (ver Valeriano & Abdon, 2007). A altitude observada variou nas florestas de terra firme entre 37,50 e 58,16 m (x= 47,72 m $\pm$6.88) e nas florestas de várzea entre 21,33 e 40,80 m (x= 33,36 m $\pm$4,58).

Na região da RDS-PP, as florestas de várzea próximas à foz do rio Purus estão conectadas às florestas várzeas que margeiam o sistema hídrico Amazonas-Solimões (Figura 1), o principal corredor de florestas inundáveis da Bacia Amazônica (Goulding *et al*., 2003; Hess *et al*., 2003). Essa conectividade com as várzeas do rio Solimões é reduzida quando desloca-se à jusante do rio Purus, distanciando-se de sua foz. Neste estudo classificamos as florestas de várzea quanto à conexão com as várzeas do rio Solimões, de acordo com a posição latitudinal: a partir de 4,1°S as florestas várzeas conectadas com o sistema Amazonas-Solimões ao norte da RDS-PP (n= 16) e a partir de 4,7°S as florestas de várzea isoladas ao sul da RDS-PP (n= 12).

As áreas de florestas avaliadas também foram classificadas quanto à localização nos interflúvios do rio Purus, sendo 40 parcelas localizadas no interflúvio com o rio Madeira (24 florestas de terra firme e 16 em florestas de várzea) e 20 parcelas localizadas no interflúvio com o rio Juruá (oito em florestas de terra firme e 12 em florestas de várzea) (Fig. 1).

Análise de dados

Diferenças na abundância e na riqueza de espécies entre os dois tipos de florestas foram avaliadas através de análises de variância (*ANOVA*). Também testamos por *ANOVA* nos dois tipos de florestas, diferenças na abundância e na riqueza de espécies entre os interflúvios do rio Purus e entre as florestas de várzea com conexão e isoladas do sistema hídrico Amazonas-Solimões.

Relações entre a abundância das espécies e da taxa de ocupação das parcelas (% de parcelas ocupadas por uma espécie) foram testadas por análises de regressão linear. Também testamos por regressão linear a relação da abundância e da riqueza de espécies com o gradiente altitudinal nos dois tipos de florestas.

Todos os modelos de análises de variância e de regressão linear foram gerados no programa SYSTAT v.10 (Wilkinson, 1990).

Comparamos o padrão de distribuição das abundâncias de espécies, em cada comunidade e por tipo de habitat florestal, com diagramas de *ranks* de abundância (*Whittaker plots*) que representaram as abundâncias log-transformadas ($\log_{10}$) (Magurran, 2004). Cada espécie teve a posição identificada nos diagramas de abundância para permitir visualizar padrões de distribuição complementares entre os dois tipos de florestas. Para avaliar padrões de dominância das espécies testamos o ajuste de três modelos de distribuição de abundância (Broken-stick, Log-normal e Série geométrica) para as comunidades de anfíbios anuros e repteis Squamata nos dois tipos de florestas. Estes modelos são os mais aplicados em estudos ecológicos com comunidades heterogêneas (Magurran, 2004). O ajuste a cada um dos três modelos foi testado por qui-quadrado (χ^2) no programa Bio-Dap (http://nhsbig.inhs.uiuc.edu/populations/bio-dap_readme.html) e valores abaixo do nível de confiança de 95% ($p < 0,05$) indicaram um padrão de distribuição das abundâncias significativamente diferente do modelo testado (Magurran, 2004).

Gráficos de ordenação direta foram utilizados para representar a abundância das espécies de anfíbios anuros e répteis Squamata ao longo do gradiente de altitude que correspondeu ao contínuo topográfico onde estiveram distribuídas as florestas sazonalmente inundáveis de várzea e as florestas não-inundáveis de terra firme.

Dissimilaridades na composição de espécies de anfíbios anuros e de répteis Squamata foram calculadas usando o índex de Bray-Curtis a partir de uma matriz de abundância das espécies padronizada pelo máximo de indivíduos em cada localidade e log-transformada (log [x+1]) para reduzir o efeito dos valores extremos.

A partir da matriz de dissimilaridade a composição de espécies de anfíbios anuros e de répteis Squamata foram resumidas por escalonamento multidimensional não-paramétrico (*NMDS*) no programa R v.5.0 (http://www.R-project.org).

As ordenações em duas dimensões produzidas por *NMDS* explicaram mais que 70% da variância relacionada às distâncias originais das comunidades de anfíbios anuros (r^2= 0,756) e répteis Squamata (r^2= 0,786). As correlações entre os eixos gerados por *NMDS* ficaram abaixo de 10% (r< 0,09) em todos os casos.

Para determinar a influência de variáveis ambientais sobre a composição de espécies, os escores produzidos pelos dois eixos do *NMDS* foram utilizados em análises de regressão multivariada para avaliar o efeito da altitude. Para avaliar o efeito da posição nos interflúvios do rio Purus e das florestas de várzea conectadas e isoladas das várzeas do rio Solimões, utilizamos os eixos do *NMDS* em análises de variância multivariada (*MANOVA*) e utilizamos estatística de *Pillai trace* para discriminar os grupos.

Os modelos multivariados de regressão e de análises de variância foram gerados no programa R v.5.0.

A presença de autocorrelação espacial na distribuição das comunidades foi avaliada por teste de *Mantel*, com 10.000 permutações e executado no programa R v.5.0. Este teste relacionou a matriz de distâncias geográficas construída por distância Euclidiana com matrizes de dissimilaridades construídas com o índex de Bray-Curtis para as comunidades de anfíbios anuros e répteis Squamata nos dois tipos de florestas.

Resultados

Abundância e riqueza de espécies nos dois tipos de florestas

Encontramos um total de 113 espécies e realizamos 3.488 registros de espécimes de anfíbios anuros e répteis Squamata na região do baixo rio Purus, Amazônia brasileira. Deste total, 57 *taxa* foram de anfíbios anuros representados por nove famílias (Tab. 1) e 56 *taxa* de répteis Squamata (24 lagartos e 32 serpentes) representados por oito famílias de lagartos e seis de serpentes (Tab. 2).

Nas florestas de terra firme (n= 32) foram encontradas 47 espécies de anfíbios anuros (Tab. 1, entre 4-19 espécies de sapos/parcela: x= 9,37 $\pm$3,07), 22 espécies de lagartos e 24 de serpentes (Tab. 2, entre 4-17 espécies de répteis Squamata/parcela: x= 9,43 $\pm$3,16).

Nas florestas de várzea (n= 28) foram encontradas 35 espécies de anfíbios anuros (Tab. 1, entre 4-12 espécies de sapos/parcela: x= 8,00 $\pm$2,00), 16 espécies de lagartos e 17 de serpentes (Tab. 2, entre 4-12 espécies de répteis Squamata/parcela: x= 7,35 $\pm$1,92).

A riqueza de espécies/parcela entre os dois tipos de florestas foi significativamente diferente para anfíbios anuros (*ANOVA*, F= 4,058; p= 0,049) e para répteis Squamata (*ANOVA*, F= 9,136; p= 0,004).

Realizamos 1.348 registros de anfíbios anuros nas florestas de terra firme (Tab. 1) e 894 registros de répteis Squamata (Tab. 2). Foram observados entre 10-179 indivíduos de anfíbios anuros/parcela (x= 42,03 $\pm$36,85) e entre 6-80 indivíduos de répteis Squamata/parcela (x= 27,93 $\pm$15,30).

Nas florestas de várzea, realizamos 760 registros de anfíbios anuros (Tab. 1) e 486 registros de répteis Squamata (Tab. 2). Foram observados entre 7-154 indivíduos de anfíbios anuros/parcela (x= 27,14 $\pm$27,63) e entre 6-41 indivíduos de répteis Squamata/parcela (x= 17,35 $\pm$9,10).

A abundância das espécies/parcela entre os dois tipos de florestas foi significativamente diferente para répteis Squamata (*ANOVA*, F= 10,206; p= 0,002). Não encontramos diferença na abundância de anfíbios anuros entre os dois tipos de florestas (*ANOVA*, F= 3,060; p= 0,086).

Padrões de abundância e de distribuição de espécies nos dois tipos de florestas

Do total de espécies observadas, 43,85% dos anfíbios anuros (25 espécies) e 41,07% dos répteis Squamata (23 espécies) foram hábitat generalistas, ocorrendo nos dois tipos de floresta. Considerando o conjunto de espécies encontrado nas florestas de terra firme, as espécies habitat generalistas representaram 53,19% das espécies de anfíbios anuros e 50% das espécies de répteis Squamata. Com

relação ao conjunto de espécies encontrado nas florestas de várzea, as espécies habitat generalistas corresponderam a 71,42% das espécies de anfíbios anuros e a 69,69% das espécies de répteis Squamata.

Para anfíbios anuros as espécies habitat generalistas em relação às hábitat especialistas, ocuparam um maior número de parcelas em florestas de terra firme (*ANOVA*, F= 8,507; p= 0,005) e em florestas de várzea (*ANOVA*, F= 8,751; p= 0,006). Não encontramos diferenças significativas entre as abundâncias das espécies de sapos habitat generalistas e hábitat especialistas nas florestas de terra firme (*ANOVA*, F=2,787; p= 0,102) e nas florestas de várzea (*ANOVA*, F= 3,387; p= 0,075). Entretanto, foram encontradas relações significativas entre taxa de ocupação das parcelas e a abundância de anfíbios anuros em florestas de terra firme (r^2= 0,607; p< 0,001) e em florestas de várzea (r^2= 0,411; p< 0,001) (Fig. 2).

Para répteis Squamata as espécies habitat generalistas em relação às hábitat especialistas, ocuparam um maior número de parcelas apenas nas florestas de terra firme (*ANOVA*, F= 12,304; p= 0,001), não sendo encontradas diferenças significativas de ocupação das parcelas nas florestas de várzea (*ANOVA*, F=0,973; p= 0,332). Espécies de répteis Squamata habitat generalistas foram mais abundantes que as espécies hábitat especialistas nas florestas de terra firme (*ANOVA*, F= 6,084; p= 0,018), não sendo encontrada diferença significativa entre as abundâncias destes grupos nas florestas de várzea (*ANOVA*, F= 0,239; p= 0,628). No entanto, foram encontradas relações significativas entre taxa de ocupação das parcelas e a abundância para répteis Squamata em florestas de terra firme (r^2= 0,666; p< 0,001) e em florestas de várzea (r^2=0,911; p< 0,001) (Fig. 2).

O padrão de distribuição das curvas de abundâncias das espécies de anfíbios anuros e de répteis Squamata, representados para os dois tipos de florestas (Fig. 3), foi adequado aos modelos Log-normal e Broken-stick, sendo de melhor ajuste ao modelo Log-normal como indicado pelos menores valores do teste qui-quadrado (χ^2) (Tab. 3).

Efeito do gradiente topográfico na abundância, composição, distribuição e riqueza de espécies

Os gráficos de ordenação direta utilizados para representar a distribuição de abundância das espécies de anfíbios anuros (Fig. 4) e répteis Squamata (Fig. 5) ao longo do gradiente de altitude demonstraram um padrão de substituição de espécies nos extremos topográficos e uma distribuição mais equitativa das abundâncias em posições intermediárias do gradiente altitudinal.

A composição das espécies resumida por *NMDS* revelou agrupamentos distintos de anfíbios anuros e répteis Squamata ocupando as florestas de terra firme e as florestas de várzea. Esses agrupamentos de espécies foram melhores visualizados quando relacionamos graficamente o eixo principal da ordenação ao gradiente ambiental de altitude, que representa o contínuo topográfico onde se distribuem as florestas sazonalmente inundáveis de várzea e as florestas não-inundáveis de terra firme (Fig. 6).

As comunidades dos dois tipos de florestas representadas pelos eixos da ordenação por *NMDS*, quando consideradas em conjunto para os dois tipos de florestas, apresentaram relação significativa com o gradiente de altitude para a composição de anfíbios anuros (*Pillai trace*= 0,437; *F*= 22,172; *p*< 0,0001) e de répteis Squamata (*Pillai trace*= 0,436; *F*= 22,039; *p*< 0,0001).

Quando consideramos as comunidades nos dois tipos de florestas como um único conjunto, a riqueza de anfíbios anuros (r^2= 0,051; *p*= 0,045) e de répteis Squamata (r^2= 0,102; *p*= 0,007) esteve relacionada ao gradiente de altitude apesar da baixa porcentagem de variação explicada. Não foram observadas relações entre a abundância das espécies e o gradiente de altitude nas comunidades de anfíbios anuros (r^2= 0,005; *p*= 0,262) e de répteis Squamata (r^2< 0,001; *p*= 0,686).

O efeito da altitude sobre a composição de espécies (eixos da ordenação por *NMDS*) se manteve apenas para anfíbios anuros nas florestas de várzea (*Pillai trace*= 0,259; *F*= 4,381; *p*= 0,023) e répteis Squamata nas florestas de terra firme (*Pillai trace*= 0,253; *F*= 4,933; *p*= 0,014) quando as comunidades foram analisadas separadamente pelos tipos de floresta. Não foi encontrada relação para anfíbios anuros nas florestas de terra firme (*Pillai trace*= 0,002; *F*= 0,037, *p*= 0,962) e para répteis Squamata nas florestas de várzea (*Pillai trace*= 0,034; *F*= 0,449; *p*= 0,643).

Ainda, considerado as comunidades separadas por tipo de floresta, não foi observado efeito da altitude sobre a riqueza de anfíbios anuros (r^2= 0,016; *p*= 0,228) e de répteis Squamata (r^2< 000,1; *p*= 0,704) nas florestas de terra firme. Também, não houve efeito da altitude sobre a riqueza de anfíbios anuros (r^2= 0,007; *p*= 0,283) e de répteis Squamata (r^2< 000,1; *p*= 0,392) nas florestas de várzea.

Para a abundância das espécies nas comunidades separadas por tipo de floresta, o efeito da altitude foi observado apenas sobre o número indivíduos de répteis Squamata nas florestas de terra firme (r^2= 0.293; *p*= 0.001). Nas florestas de várzea, não foi observado efeito da altitude sobre a abundância de anfíbios

anuros (r^2< 0.001; p= 0.353) e de répteis Squamata (r^2< 0,001; p= 0,896), assim como, para anfíbios anuros nas florestas de terra firme (r^2< 0,001; p= 0,926).

Efeito de autocorrelação espacial na distribuição das comunidades

O teste de *Mantel* demonstrou associação significativa entre a composição de espécies de anfíbios anuros e a localização espacial das comunidades de anfíbios nos dois tipos de florestas avaliadas (Tab. 4). O mesmo teste demonstrou uma autocorrelação espacial inexpressiva (r< 0,09) para as comunidades de répteis Squamata (Tab. 4).

Este efeito de autocorrelação espacial observado nas comunidades avaliadas, possivelmente refletiu um padrão de estruturação espacial determinado por fatores históricos que influenciaram na atual distribuição dessas comunidades.

Efeito dos interflúvios do rio Purus na abundância, composição e riqueza de espécies

De fato, a composição das espécies de anfíbios e répteis representadas pelos eixos do *NMDS* em gráficos de duas dimensões, revelou agrupamentos que foram relacionados com a localização nos interflúvios do rio Purus e a conexão entre florestas de várzea do Purus e as várzeas do rio Solimões (Fig. 7).

A localização nos interflúvios do rio Purus influenciou significativamente a composição de anfíbios anuros nas florestas de terra firme (*Pillai trace*= 0,421; F= 10,552; p= 0,0003) e nas florestas de várzea (*Pillai trace*= 0,321; F= 5,911; p= 0,007). O mesmo não ocorreu para os répteis e a localização nos interflúvios do rio Purus não influenciou a composição de répteis Squamata nas florestas de terra firme (*Pillai trace*= 0,069; F= 1,081; p= 0,352) e nas florestas de várzea (*Pillai trace*= 0,251; F= 4,2011; p= 0,060).

Entre os interflúvios do rio Purus não foram observadas diferenças significativas testadas por *ANOVA* para: i) abundância de anfíbios anuros (F=1,502; p= 0,230) e abundância de répteis Squamata (F= 0,212; p= 0,648) nas florestas de terra firme; ii) abundância de anfíbios anuros (F= 0,356; p= 0,556) e abundância de répteis Squamata (F= 0.218; p= 0,645) nas florestas de várzea; iii) riqueza de anfíbios anuros (F= 0,626; p= 0,435) e riqueza de répteis Squamata (F= 0,101; p= 0,753) nas florestas de terra

firme; iv) riqueza de anfíbios anuros (*F*= 0,139; *p*= 0,713) e riqueza de répteis Squamata (*F*= 0,281; *p*= 0,600) nas florestas de várzea.

Efeito da conexão com várzeas do sistema Amazonas/Solimões na abundância, composição, e riqueza de espécies

A localização em áreas de florestas de várzea isoladas ou conectadas ao sistema Amazonas-Solimões, principal corredor de conexão das florestas inundáveis da Bacia Amazônica, influenciou significativamente a composição de anfíbios anuros (*Pillai trace*= 0,750; *F*= 37,541; *p*< 0,0001). Não foi constatado efeito das florestas de várzea serem isoladas ou conectadas com as várzeas do rio Solimões sobre a composição de répteis Squamata (*Pillai trace*= 0,019; *F*= 0,251; *p*= 0,779).

Entre as florestas de várzea conectadas ou isoladas do sistema Amazonas-Solimões, não observamos diferenças significativas testadas por *ANOVA* para: i) abundância de anfíbios anuros (*F*= 0,356; *p*= 0,556) e abundância de répteis Squamata (*F*= 0,218; *p*= 0,645) e ii) riqueza de anfíbios anuros (*F*= 0,139; *p*= 0,713) e riqueza de répteis Squamata (*F*= 0,281; *p*= 0,600).

Discussão

Apesar da alta riqueza de espécies observada neste estudo, nossa estratégia de amostragem não representou na totalidade a diversidade da herpetofauna conhecida para região do baixo rio Purus, com um baixo número de registros de espécies com hábito aquático e fossorial. Estudos de campo na região já demonstraram a ocorrência de um maior número de espécies, com registro de 75 anfíbios (11 famílias de anuros e uma de gimnofionas) e 85 répteis Squamata (nove famílias de lagartos e oito de serpentes) (Waldez &Vogt, 2007; 2009; 2011; Waldez *et al*., submetido). Também, levantamentos na literatura e em coleções zoológicas, indicaram para região do baixo rio Purus a ocorrência de uma maior riqueza de anfíbios (99 espécies e 17 famílias), assim como, de espécies e famílias não registradas neste estudo para anfíbios (e.g. Plethodontidae) e répteis Squamata (e.g. Amphisbaenidae) (Instituto Piagaçu, 2010; Waldez &Vogt, 2011; Waldez *et al*., submetido). Apesar disso, as estratégias de amostragem utilizadas foram

eficazes em representar a maior parte da diversidade da herpetofauna terrestre de hábitos arborícola e terrícola, sendo capaz de descrever para estes grupos padrões consistentes de composição e estrutura das comunidades nos dois tipos de florestas avaliadas (ver Doan 2003). Outros estudos na Amazônia brasileira têm realizado amostragens consistentes da herpetofauna em áreas de floresta, utilizando parcelas de tamanhos similares (Menin *et al*., 2007; 2008; 2011; Rojas-Ahumada & Menin, 2010; Fraga *et al*., 2011; Pinto *et al*., 2011). Uma discussão sobre a eficiência de representação dos métodos de amostragem utilizados neste estudo pode ser encontrada em Waldez *et al*. (submetido).

Conhecer a diversidade das comunidades de anfíbios e pequenos répteis e os fatores responsáveis pela sua atual distribuição em grandes áreas de florestas de terras baixas na Amazônia requer estudos de longo prazo com grande esforço de amostragem (ver Duellman, 1999; Duellman, 2005; Donnelly *et al*., 2005). Ainda assim, nestes ambientes florestais as serpentes normalmente correspondem ao grupo da herpetofauna menos conhecido por dificuldades associadas à detecção das espécies (Martins & Oliveira, 1998; Bernarde & Abe, 2006).

Entre os dois tipos de florestas avaliadas, encontramos equivalências nas comunidades de anfíbios anuros e de répteis Squamata. Mesmo a riqueza sendo significativamente maior nas florestas de terra firme para os dois grupos, o número médio de espécies de anfíbios e répteis por parcela esteve próximo nos dois tipos de florestas, sendo para anfíbios anuros, apenas parcialmente maior nas florestas de terra firme (p= 0,049). Diferenças maiores foram observadas na abundância média de espécies anfíbios e répteis por parcela, cerca de duas vezes maior nas florestas de terra firme. No entanto, os dois tipos de florestas não diferiram na abundância de anfíbios anuros. Para répteis, observamos diferenças na abundância entre os dois tipos de florestas, relacionadas à quase ausência de pequenos lagartos de serrapilheira nas florestas de várzea (Gymnophthalmidae & Sphaerodactylidae), grupos que representaram mais de 20% da abundância total registrada para répteis Squamata.

O sapo *Leptodactylus* aff. *andreae* foi a espécie mais abundante nas comunidades de anfíbios anuros nos dois tipos de florestas. Nas comunidades de répteis Squamata os lagartos dominaram o ranking de abundância, com a espécie *Chatogekko amazonicus*mais abundante nas florestas de terra firme e a espécie *Kentropyx altamazonica* mais abundante nas florestas de várzea.

Considerando as 10 espécies mais abundantes nas comunidades de anfíbios anuros e de répteis Squamata em cada tipo de floresta (Fig. 3), foi observado que 90% destas espécies de anfíbios e também de répteis,

foram habitat generalistas, tendo ocorrido nos dois tipos de florestas. Neste ranking também observamos espécies hábitat especialistas: o sapo *Pseudis limellum* e o lagarto *K. altamazonica* de hábitos semi-aquático, que ocorreram apenas nas florestas de várzea, e o sapo *Ameerega hahneli* e o lagarto *Alopoglossus* aff. *atriventris* de hábitos terrícola que ocorreram apenas nas florestas de terra firme.

Considerando as espécies nas 10 posições dominantes em abundância, em cada tipo de floresta, houve coincidência de espécies ente os diferentes tipos florestais de 40% para as comunidades de anfíbios anuros (*L.* aff. *andreae*, *Leptodactylus petersii*, *Osteocephalus taurinus* e *Scinax garbei*) e de 70% de espécies entre as comunidades de répteis Squamata (*Ameiva ameiva*, *Gonatodes humeralis*, *Anolis fuscoauratus*, *Kentropyx pelviceps*, *Uranoscodon superciliosus*, *Tupinambis teguixin* e *Copeoglossum nigropunctatum*) (Figura 3).

Várias espécies de anfíbios anuros (25) e de répteis Squamata (23) demonstraram plasticidade adaptativa, ocorrendo tanto nas florestas não-inundáveis quanto nas florestas inundáveis. A participação das espécies hábitat generalistas foi maior nas florestas de várzea onde corresponderam a cerca de 70% do total das espécies observadas de anfíbios e répteis. Em geral, as espécies habitat generalistas ocorreram mais dispersas, ocupando um número significativamente maior de parcelas que as espécies habitat especialistas, com exceção para os répteis Squamata nas florestas de várzea, onde não houve diferenças de ocupação das parcelas entre os grupos. Embora mais dispersas, as espécies habitat generalistas não diferiram em abundância das espécies habitats especialistas, com exceção para os répteis Squamata nas florestas de terra firme, onde espécies habitats especialistas tiveram uma abundância significativamente menor.

Neste estudo amostramos em florestas de terra firme durante a fase cheia do rio e em florestas de várzea durante a fase terrestre do pulso de inundação. A capacidade dos animais ocuparem habitats inundados está relacionada com estratégias de sobrevivência, com adaptações ligadas a anatomia, ciclo de vida, comportamento e fisiologia das espécies (Junk, 1997; Adis & Junk, 2002). Mecanismos comportamentais de migrações regulares entre hábitats adjacentes não-inundáveis ou dentro do mesmo habitat, como para a copa das árvores, correspondem a uma estratégia de adaptação ao pulso de inundação descrita para muitos grupos de invertebrados terrestres nas florestas inundáveis da Amazônia central (Junk, 1997; Adis & Junk, 2002). Em função dessa capacidade de dispersão adaptada ao pulso de inundação, a fauna terrestre das

florestas inundáveis pode ser classificada em animais não-migrantes (= residentes) e migrantes regulares (Adis & Junk, 2002).

Durante a fase aquática do pulso de inundação nas florestas de várzea, as espécies hábitat generalistas mais abundantes de anfíbios e de répteis Squamata poderiam: i) realizar migrações horizontais para áreas adjacentes de terra firme, ocasionando maior abundância das espécies hábitat generalistas em relação às espécies habitat especialistas (como foi observado neste estudo) e/ou ii) realizar migrações verticais para ocupar a copa das florestas de várzea. Para algumas espécies maiores de lagartos terrícolas (e.g. *A. ameiva*, *K. pelviceps* e *T. teguixin*), parece plausível que uma maior capacidade dispersiva permitiria utilizarem-se da movimentação sazonal entre hábitats como principal estratégia; para outras espécies menores de hábito arborícola (e.g. *A. fuscoauratus*, *G. humeralis*, *M. nigropunctata*, *O. taurinus*, *S. garbei* e *U. superciliosus*), poderia ser possível tanto uma movimentação vertical para copa das árvores quanto migrações horizontais, determinadas pela distância dos hábitats não-inundáveis, devido à menor capacidade dispersiva destas espécies. Por outro lado, independentemente do tamanho e do hábito, algumas espécies poderiam realizar migrações horizontais por distâncias maiores, acompanhando em ambas as direções o movimento sazonal das águas e a umidade disponível. Este pode ter sido o caso da pequena espécie de sapo terrícola *L.* aff. *andreae*, encontrada dispersa por várias áreas isoladas de várzea.

A capacidade dos animais movimentarem-se entre estes ecossistemas adjacentes de florestas inundáveis de várzea e não-inundáveis de terra firme, como adaptação ao periódico pulso de inundação, provavelmente potencializa a manutenção de uma hiper-diversidade nestes habitats, constituindo um importante mecanismo de adaptação que reduz a competição e promove especiação, possibilitando as plantas acessar mais nutrientes e aos demais níveis tróficos acessar mais alimentos de melhor qualidade (Adis & Junk, 2002; Junk *et al*., 2010). De fato, para florestas de terra firme da Amazônia tem sido demonstrado que áreas sobre solos geologicamente recentes (mais férteis) podem suportar maiores biomassa e diversidade de anfíbios e lagartos, que regiões sobre solos mais antigos (menos férteis), por conta da maior produtividade primária em solos mais férteis (Deichmann *et al*., 2011).

A complexidade das comunidades de anfíbios anuros e répteis Squamata, com suas particularidades e semelhanças nos dois tipos de florestas avaliadas, foi expressa no melhor ajuste do modelo Log-normal (Tab. 3) ao padrão de distribuição das abundâncias das espécies em todos os casos (Fig. 3). Esse modelo pode ser caracterizado pela homogeneidade na distribuição das abundâncias das espécies (Magurran,

2004). Essa maior equitabilidade na abundância predita pelo modelo Log-normal, geralmente, indica múltiplos fatores influenciando a estrutura das comunidades, com espécies coexistindo em condições de competição parcial e adaptações promovendo diferenciação de nicho sem exclusão competitiva, uma situação comum para muitas comunidades com alta diversidade em habitats tropicais (Magurran, 2004).

O gradiente de altitude representou o contínuo topográfico onde estiveram distribuídas as espécies, agrupadas por tipo de florestas de várzea e de terra firme. A ordenação das abundâncias das espécies de anfíbios anuros (Fig. 4) e de répteis Squamata (Fig. 5) em função do gradiente altitudinal, demonstrou um claro padrão de substituição das espécies hábitat especialistas nos extremos topográficos. Em posições intermediárias no gradiente topográfico ocorreu uma distribuição mais equitativa nas abundâncias das espécies hábitat generalistas para ambos os grupos avaliados.

Os agrupamentos gerados para a composição de espécies de anfíbios anuros (Fig. 6A) e de répteis Squamata (Fig. 6B) revelou distintas comunidades ocupando as florestas de terra firme e as florestas de várzeas. Considerando a composição das espécies de anfíbios e répteis ao longo do gradiente altitudinal, foi observado forte efeito da altitude sobre ambos os grupos (Figura 6).

Na escala deste estudo, aparentemente observamos um efeito direto da altiude sobre as comunidades avaliadas. Esse efeito foi relacionado ao pulso de inundação regular (Junk *et al*., 1989) determinando nas florestas inundáveis de várzea a disponibilidade sazonal (6 meses de fase terrestre) de hábitats terrestres (solo, serrapilheira e sub-bosque). Outros estudos considerando escalas diferentes em áreas de floresta de terra firme na Amazônia, encontraram em microhábitats ripários e não-ripários distintas comunidades de anfíbios anuros (Rojas-Ahumada & Menin, 2010) e de répteis Squamata (Fraga *et al*., 2011). Esse efeito da altitude sobre as espécies é indireto, normalmente associado ao fato da topografia separar as áreas ripárias (mais baixas) das áreas não-ripárias (mais altas), sendo estas áreas diferentes em diponibilidade de corpos de hídricos, estrutura do hábitat e propiedades fisico-químicas de solo (Menin *et al*., 2007; 2011). Em florestas de várzea a herpetofauna deve responder de maneira similar, apesar de não encontramos estudos que evidenciem esta relação entre comunidades ripárias e não-ripárias para herpetofauna de florestas inundáveis na Amazônia.

Considerando cada comunidades diferente associada aum determinado tipo de floresta, o efeito da altitude se manteve apenas sobre a composição de anfíbios anuros em áreas de várzea e de répteis Squamata em áreas de terra firme. O efeito do gradiente altitudinal sobre a abundância e a riqueza de espécies nas

diferentes comunidades avaliadas, foi constatado apenas sobre a abundância de répteis Squamata em florestas de terra firme, onde a abundância das espécies foi positivamente influenciada pela altitude. As já mencionadas migrações regulares das espécies entre os ambientes, induzidas pela dinâmica do pulso de inundação, também podem ajudar a entender a influência do gradiente altitudinal. Espécies poderiam migrar para os habitats de várzea durante a fase terrestres do pulso de inundação e para habitas de terra firme durante a fase a aquática do pulso de inundação, alterando sazonalmente a abundância e a composição das comunidades nestes ambientes.

Encontramos evidência de estruturação espacial (autocorrelação espacial) nas comunidades de anfíbios avaliadas nos dois tipos de florestas (Tab. 4). Em função da ampla escala espacial de amostragem desse estudo, era esperado detectar influência de fatores históricos que determinaram a atual distribuição das comunidades. Destacamos os efeitos de fatores relacionados como a localização nos interflúvios do rio Purus e com a conexão das florestas de várzea com o corredor de várzeas do rio Amazonas-Solimões (Figura 7). Os padrões de organização espacial das comunidades de anfíbios refletiram efeitos de maior magnitude: i) da localização nos interflúvios do rio Purus sobre a composição das comunidades em florestas de terra firme (Fig. 7A) e ii) da conexão das florestas de várzea com o sistema hídrico Amazonas-Solimões sobre a composição das comunidades em florestas de várzea (Fig. 7B). O menor efeito relativo da localização nos interflúvios do rio Purus sobre a composição das comunidades de anfíbios em florestas de várzea, possivelmente está relacionado à movimentação das espécies entre os ambientes alagáveis e não-alagáveis e com a movimentação entre as margens dos rios. Várias espécies da herpetofauna podem dispersar através da movimentação sazonal em bancos de vegetação flutuante (Hoogmoed, 1993; Schiesari *et al*., 2003). Nas comunidades de répteis Squamata, acreditamos que uma maior capacidade dispersiva das espécies, assim como, uma amostragem insuficiente para a maioria das espécies de serpentes (Waldez *et al*., submetido), pode ter determinado o padrão de ausência de estruturação espacial encontrado (Fig. 7C e 7D).

O esclarecimento desses padrões de organização espacial, das comunidades de anfíbios e pequenos répteis no baixo rio Purus, necessita de corroboração por mais estudos de campo com desenhos experimentais que considerem uma distribuição balanceada de unidades amostrais entre ambientes e entre margens do rio. Também deve ser considerada a contribuição das diferentes bacias hidrográficas, uma vez que, outros estudos avaliaram a influência dos rios como barreiras geográficas nas comunidades de sapos em florestas de terra firme e florestas de várzea (Gascon, 1996; Gascon *et al*., 2000) e não constataram

diferenças na similaridade e na riqueza de espécies em cada ambiente, entre os interflúvios do rio Juruá. Segundo estes resultados, a composição de anfíbios anuros no rio Juruá foi influenciada pela distância geográfica sem efeito dos interflúvios do rio (Gascon *et al*., 2000).

Os bancos de vegetação flutuante (Junk, 1997; Goulding *et al*., 2003) constituem outro fator a ser considerado na amostragem das florestas de várzea durante a fase aquática do pulso de inundação. Este estrato ambiental sazonal abriga comunidades particulares de anfíbios e répteis (Hödl, 1977; Hoogmoed, 1993; Schiesari *et al*., 2003). Em geral, os bancos flutuantes de vegetação abrigam um número de espécies menor que o encontrado nas florestas, mas localmente pode ser observada uma diversidade de anfíbios (e.g. *Sphaenorhynchus* spp., *Leptodactylus macrosternum*, *Pipa snethlageae*) e de répteis (e.g. *Dracaena guianensis*, *Hydrodynastes gigas*, *Hydrops martii*) (Waldez *et al*., submetido) não representada nessa amostragem.

Agradecimentos

A Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas (FAPEAM) concedeu bolsa de doutorado para F. Waldez (POSGRAD 001/2008). O CNPq concede Bolsa de Produtividade em Pesquisa para M. Menin e R. C. Vogt. O Centro Estadual de Unidades de Conservação (CEUC) da Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável do Amazonas (SDS-AM) autorizou a pesquisa na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus (n° proc.: 39/2010 SDS/CEUC). Os resultados apresentados neste estudo foram financiados pela FAPEAM através do Programa Integrado de Pesquisa e Inovação Tecnológica (PIPT) concedido para R. C. Vogt (n° proc.: 877/2003); também foi apoiado pelo Instituto Piagaçu - IPI (www.piagacu.org.br) em parceria com a *Wildlife Conservation Society* (WCS). O Projeto Tartarugas da Amazônia (Petrobrás S.A. - Programa Petrobrás Ambiental) apoiou cientificamente esta pesquisa. Hermógenes Bastos Neto construiu o mapa da figura 1.

Referencias bibliográficas

Adis, J. & Junk, W. J. 2002. Terrestrial invertebrates inhabiting lowland river floodplains of Central Amazonia and Central Europe: a review. **Freshwater Biology 47**: 711–731.

Albernaz, A. L. K. M. & Venticinque, E. M. 2003. Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus: Características e Limites Geográficos *In*: DEUS, C. P.; DA SILVEIRA, R. & PY-DANIEL, L. H. R. eds. **Piagaçu-Purus: Bases Científicas para Criação de uma Reserva de Desenvolvimento Sustentável**. IDSM, Manaus. p.3-12.

Allmon, W. D. 1991. A plot study of forest floor litter frogs, Central Amazon, Brazil. **Journal *of* Tropical Ecology 7**:503–22.

Avila-Pires, T. C. S. 1995. Lizards of Brazilian Amazonia (Reptilia: Squamata). **Zoologische Verhandelingen 299**:1-706.

Avila-Pires, T. C. S.; Vitt, L. J.; Sartorius, S. S. & Zani, P. A. 2009. Squamata (Reptilia) from four sites in southern Amazonia, with a biogeographic analysis of Amazonian lizards. **Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi de Ciências Naturais 4**(2):99-118.

Azevedo-Ramos, C. & Galatti, U. 2001. Patterns of amphibian diversity in Brazilian Amazonia: conservation implications. **Biological Conservation 103**:103-111.

Beja, P.; Santos, C. D.; Santana, J.; Pereira, M. J.; Marques, J. T.; Queiroz, H. L. & Palmeirim, J. M. 2010. Seasonal patterns of spatial variation in understory bird assemblages across a mosaic of flooded and unflooded Amazonian forests. **Biodiversity and Conservation 19**:129−152

Bernarde, P. S. & Abe, A. S. 2006. A snake community at Espigão do Oeste, Rondônia, Southwestern Amazon, Brazil. **South American Journal of Herpetology 1**(2):102-113.

Bernarde, P. S. & Macedo, L. C. 2008. Impacto do desmatamento e formação de pastagens sobre a anurofauna de serapilheira em Rondônia. **Iheringia Série Zoologia 98**(4):454-459.

Bonaccorso, E.; Koch, I. & Peterson, A. T. 2006. Pleistocene fragmentation of Amazon species ranges. **Diversity and Distributions 12**:157-164.

Borges, S. H. & Carvalhaes, A. 2000. Bird species of black water inundation forests in the Jau National Park (Amazonas state, Brazil): their contribution to regional species richness. **Biodiversity and Conservation 9**:201–214

Brasil, 2001. **Avaliação e identificação de ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade da Amazônia brasileira**. Brasília. Ministério do Meio Ambiente, Brasília. 144p.

Cracraft, J. 1985. Historical biogeography and patterns of differentiation within the South American avifauna: areas of endemism. **Ornithological Monographs 36**:49-84.

Crump, M. L. & Scott, N. J. 1994. Visual encounter surveys. *In*: HEYER, W. R.; DONNELLY, M. A.; MCDIARMID, R. W.; HAYEK, L. A. C. & FOSTER, M. S. eds. **Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians**. Smithsonian Institution Press, Washington DC, p.84–92.

Crump, M. L. 1971. Quantitative analysis of the ecological distribution of a tropical herpetofauna. **Occasional Papers of the Museum of Natural History the University of Kansas 3**:1-62.

Deichmann, J. L.; Lima, A. P. & Williamson, G. B. 2011. Effects of Geomorphology and Primary Productivity on Amazonian Leaf Litter Herpetofauna. **Biotropica 43**:149-156.

Deus, C. P.; Da Silveira, R. & Py-Daniel, L. H. R. 2003. **Bases Científicas para Criação de uma Reserva de Desenvolvimento Sustentável**. IDSM, Manaus. 83p.

Doan, T. M. 2003. Which methods are most effective for surveying rain forest herpetofauna? **Journal of Herpetology 37**:72–81.

Doan, T. M. & Arizábal A., W. 2002. Microgeographic variation in species composition of the herpetofaunal communities of Tambopata Region, Peru. **Biotropica 34**(1): 101-117.

Donnelly, M. A.; Chen, M. H. & Watkins, G. G. 2005. Sampling amphibians and reptiles in the Iwokrama Forest ecosystem. **Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia 154** (1):55-69.

Duellman, W. E. 1990. Herpetofaunas in Neotropical rainforests: comparative composition, history, and resource use. *In*: GENTRY, A. H., ed. **Four Neotropical Rainforests**. Yale University Press, New Haven, Connecticut, p.455-505.

Duellman, W. E. 1999. Distribution patterns of amphibians in South America. *In*: DUELLMAN, W. E. ed. **Patterns of distribution of amphibians: a global perspective**. John Hopkins University Press, Baltimore, p.255-328.

Duellman, W. E. 2005. **Cusco Amazónico. The lives of amphibians and reptiles in an Amazonian rainforest**. Comstock Publishing Associates, Cornell University Press, Ithaca. 488p.

Estupiñán, R. A. & Galatti, U. 1999. La Fauna Anura en Áreas com Diferentes Grados de Intervención Antrópica de la Amazonia Oriental Brasileña. **Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales 23**:275-286.

Fearnside, P. M.; Alencastro-Graça, P. M. L.; Keizer, E. W. H.; Maldonado, F. D.; Barbosa, R. I. & Nogueira, E. M. 2009. Modelagem de desmatamento e emissões de gases de efeito estufa na região sob influência da rodovia Manaus-Porto Velho (BR-319). **Revista Brasileira de Meteorologia 24**(2):208-233.

Fraga, R.; Lima, A. P. & Magnusson, W. E. 2011. Mesoscale spatial ecology of a tropical snake assemblage: the width of riparian corridors in central Amazonia. **Herpetological Journal 21**:51–57.

Gardner, T. A.; Ribeiro-Junior, M. A.; Barlow, J.; Avila-Pires, T. C. S.; Hoogmoed, M. S. & Peres, C. A. 2007. The value of primary, secondary and plantation forests for a neotropical herpetofauna. **Conservation Biology 21**:775-787.

Gascon, C. 1996. Amphibian litter fauna and river barriers in flooded and non-flooded Amazonian rainforests. **Biotropica 28**: 136-140.

Gascon, C.; Malcolm, J. R.; Patton, J. L.; Silva, M. N. F. Da; Bogart, J. P.; Lougheed, S. C.; Peres, C. A.; Neckel, S. & Boag, P. 2000. Riverine barriers in the geographic distribution of Amazonian species. **Proceedings of the National Academy of Sciences 97**(25):13672–13677.

Gordo, M. 2003. Os anfíbios anuros do baixo Rio Purus/Solimões. *In*: DEUS, C. P.; DA SILVEIRA, R. & PY-DANIEL, L. H. R. eds. **Piagaçu-Purus: Bases Científicas para Criação de uma Reserva de Desenvolvimento Sustentável**. IDSM, Manaus. p.65-71.

Goulding, M.; Barthem, R. & Ferreira, E. J. G. 2003. **The Smithsonian Atlas of the Amazon**. Smithsonian Institution Press, Washington D.C. 256p.

Greenberg, C. H.; Neary, D. & Harris, L. D. 1994. A comparison of herpetofaunal sampling effectiveness of pitfall, single-ended, and double-ended funnel traps used with drift fences. **Journal of Herpetology 28**:319–324.

Haugaasen, T. & Peres, C. A. 2005. Mammal assemblage structure in Amazonian flooded and unflooded forests. **Journal of Tropical Ecology 21**:133−145.

Haugaasen, T. & Peres, C. A. 2006. Floristic, edaphic and structural characteristics of flooded and unflooded forests in the lower Rio Purús region of central Amazonia, Brazil. **Acta Amazônica** 36(1):25-36.

Haugaasen, T. & Peres, C. A. 2008. Population abundance and biomass of large-bodied birds in Amazonian flooded and unflooded forests. **Bird Conservation International 18**:87–101.

Hess, L. L.; Melack, J. M.; Novo, E.; Barbosa, C. C. F. & Gastil, M. 2003. Dual-season mapping of wetland inundation and vegetation for the central Amazon basin. **Remote Sensing of Environment 87**:404-428.

Hödl, W. 1977. Call differences and calling site segregation in Anuran species from Central Amazonian floating meadows. **Oecologia 28**: 351-363.

Hoogmoed, M. S. 1993. The herpetofauna of floating mesdows. 199-213pp. *In*: OUBOTER, P.E. ed. **Freshwater ecosystems of Suriname**. Kluwer academic Publishers. Nethelands. 292p.

IBGE. 2002. **Mapa de Climas do Brasil**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Brasil. Disponível em <ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapas/tematicos/mapas_murais/clima.pdf/>. Acesso em 14.02.2012.

Inger, R. F. 1980. Densities of floor-dwelling frogs and lizards in lowland forests of Southeast Asia and Central America. **American Naturalist 115**:761–770.

Instituto Piagaçu (org.). 2010. **Plano de Gestão da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus**. Secretaria de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável, Governo do Amazonas. <http://www.ceuc.sds.am.gov.br/downloads/category/9-planosdegestao.html>. Acesso em 14.07.2011.

Irion G.; de Mello, J. A. S. N.; Morais, J.; Piedade, M. T. F.; Junk, W. J. & Garming, L. 2010. Development of the Amazon valley during the middle to late quaternary: sedimentological and climatological observations. *In*: JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F.; WITTMANN, F.; SCHÖNGART J. & PAROLIN, P. eds. **Central Amazonian floodplain forests: ecophysiology, biodiversity and sustainable management**. Springer, Berlin/Heidelberg/New York. p.27-42.

Junk, W. J.; Piedade, M. T. F.; Wittmann, F.; Schöngart, J. & Parolin, P. 2010. **Central Amazonian floodplain forests: ecophysiology, biodiversity and sustainable management**. Springer, Berlin/Heidelberg/New York. 632p.

Junk, W. J. (ed.). 1997. **The Central Amazon floodplains. Ecology of a pulsing system**. Springer, Berlin/Heidelberg/New York. 548p.

Junk, W. J.; Bayley, P. B. & Sparks, R. E. 1989. The flood pulse concept in river – floodplain systems. *In*: DODGE, D. P. ed. Proc. International Large River Symposium *(*LARS*)*. **Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 106**:110-127.

Lima, A. P.; Suárez, F. I. O. & Higuchi, N. 2001. The effects of selective logging on the lizards *Kentropyx calcarata*, *Ameiva ameiva* and *Mabuya nigropunctata*. **Amphibia-Reptilia 22**:209-216.

Macedo, L. M.; Bernarde, P. S. & Abe, A. S. 2008. Lizard community (Squamata: Lacertilia) in forest and pasture areas at Espigão do Oeste, Rondônia, southwestern Amazon, Brazil. **Biota Neotropica 8**(1):133-139.

Magurran, A. E. 2004. **Measuring Biological Diversity**. Oxford:Blackwell Science. 264p.

Martins Jr., A. F. & Waichman, A. V. 2009. Mapeamento dos ambientes aquáticos e da cobertura da terra na Bacia do Rio Purus, Amazonas, Brasil. *In*: EPIPHANIO, J. C. N. & GALVÃO, L. S. eds. **Anais do XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto 1**:5973-5980.

Martins, M. & Oliveira, M. E. 1998. Natural history of snakes in forests of the Manaus region, Central Amazonia, Brazil. **Herpetological Natural History 6**(2):78-150.

Menin, M.; Lima, A. P.; Magnusson, W. E. & Waldez, F. 2007. Topographic and edaphic effects on the distribution of terrestrially reproducing anurans in Central Amazonia: mesoscale spatial patterns. **Journal of Tropical Ecology 23**:539‑547.

Menin, M.; Waldez, F. & Lima, A. P. 2008. Temporal variation in the abundance and number of species of frogs in 10,000 ha of a forest in Central Amzonia, Brazil. **South American Journal of Herpetology 3**:68-81.

Menin, M.; Waldez, F. & Lima, A. P. 2011. Effects of environmental and spatial factors on the distribution of anuran species with aquatic reproduction in central Amazonia. **Herpetological Journal 21**:255-261.

Neckel-Oliveira, S. & Gordo, M. 2004. Anfíbios, lagartos e serpentes do Parque Nacional do Jaú. *In*: BORGES, S. H.; IWANAGA, S.; DURIGAN, C. C. & PINHEIRO, M. R. eds. **Janelas para a biodiversidade no Parque Nacional do Jaú – uma estratégia para o estudo da biodiversidade na Amazônia.** p.161-176.

Pereira, M. J.; Marques, J. T.; Santana, J.; Santos, C. D.; Valsecchi, J.; Queiroz, H. L.; Beja, P. & Palmeirim, J. M. 2009. Structuring of Amazonian bat assemblages: the roles of flooding patterns and floodwater nutrient load. **Journal of Animal Ecology 78**(6): 1163–1171.

Pinto, M. G. M.; Manusson, W. E.; Lima, A. P. 2011. Lagartos. *In*: OLIVEIRA, M. L.; BACCARO, F. B.; BRAGA-NETO, R., MANUSSON, W. E. eds. **Reserva Ducke- A Biodiversidade Amazônica Através de uma Grade**. Manaus: INPA. p.99-108.

Remsen, J. V. Jr. & Parker, T. A. III. 1983. Contribution of river-created habitats to bird species richness in Amazonia. **Biotropica 15**:223–231

Ribeiro, J. E.; Hopkins, M.; Vicentini, A.; Sothers, C. A.; Costa, M. A.; Brito, J. M.; Souza, M. A.; Martins, L. H.; Lohmann, L. G.; Assunção, P. A.; Pereira, E.; Silva, C. F.; Mesquita, M. R. & Procópio, L. C. 1999. **Flora da Reserva Ducke Guia de identificacão das plantas vasculares de uma floresta de terra firme na Amazônia Central**. INPA-DFID, Manaus. 799p.

Rodda, G. H.; Perry, G.; Rondeau, R. J. & Lazell, J. 2001. The densest terrestrial vertebrate. **Journal of Tropical Ecology 17**:331–338.

Rojas-Ahumada, D. P. & Menin, M. 2010. Composition and abundance of anurans in riparian and non-riparian areas in a forest in Central Amazonia, Brazil. **South American Journal of Herpetology 5**:157-167.

Ron, S. R. 2000. Biogeographic area relationships of lowland Neotropical rainforest on raw distributions of vertebrate groups. **Biological Journal of the Linnean Society 71**: 379-402.

Sallo, J.; Kalliola, R.; Häkkiner, I.; Mäkinen, Y.; Niemelä, P.; Puhakka, M.; Coley, P. D. 1986. River dynamics and the diversity of Amazon lowland forest. **Nature 322**:254-258.

Schiesari, L.; Zuanon, J.; Azevedo-Ramos, C.; García, M.; Gordo, M.; Messias, M. & Monteiro, E. 2003. Macrophyte rafts as dispersal vectors for fishes and amphibians in the lower Solimoes River, Central Amazon. **Journal of Tropical Ecology 19**: 333-336.

Scott, N. J. Jr. 1976. The abundance and diversity of the herpetofaunas of tropical forest litter. **Biotropica 8**:41–58.

Silva, A. E. P.; Angelis, C. F.; Machado, L. A. T. & Waichaman, A. V. 2008. Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus. **Acta Amazonica 38**(4):733-742.

Silva, J. M. C. & Oren, D. C.. 1996. Application of parsimony analysis of endemicity (PAE) in Amazon biogeography: an example with primates. Biological **Journal of the Linnean Society 59**:427-437.

Silva, J. M. C.; Novaes, F. C. & Oren, D. C. 2002. Differentiation of *Xiphocolaptes* (Dendrocolaptidae) across the river Xingu, Brazilian Amazonia: recognition of a new phylogenetic species and biogeographic implications. **Bulletin of the British Ornithologists' Club 122**: 185-194.

Silva, J. M. C.; Rylands, A. B. & Fonseca, G. A. B. 2005. O destino das áreas de endemismo da Amazônia. **Megadiversidade 1**(1): 124-131.

Soares-Filho, B. S.; Nepstad, D.; Curran, L.; Voll, E.; Cerqueira, G.; Garcia, R. A.; Azevedo-Ramos, C.; mcDonald, A.; Lefebvre, P. & Schlesinger, P. 2006. Modeling conservation in the Amazon basin. **Nature 440**:520-523.

Souza, V. M.; Souza, M. B. & Morato, E. F. 2008. Efeitos da sucessão florestal sobre a anurofauna (Amphibia: Anura) da Reserva Catuaba e seu entorno, Acre, Amazônia Sul - Ocidental. **Revista Brasileira de Zoologia 25**:49-57.

ter Steege, H.; Pitman, N. C. A.; Philips, O. L.; Chave, J.; Sabatier, D.; Duque, A.; Molino, J. -F.; Prévost, M. -F.; Spichiger, R.; Castellanos, H.; von Hildebrand, P. & Vásquez, R. 2006. Continental-scale pattern of canopy tree composition and function across Amazonia. **Nature 443**: 444–447.

Tocher, M.; Gascon, C. & Zimmerman, B. L. 1997. Fragmentation effects on a central Amazonian frog community: a ten-year study. *In*: LAURANCE, W.F. & BIERREGAARD, R.O. eds. **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. University of Chicago Press, Chicago. p.124-137.

Valeriano, M. M. (Coord.). 2008. **TOPODATA – Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil**. São José dos Campos – SP: Instituto de Pesquisas Espaciais (INPE). Disponível em: <http://www.dsr.inpe.br/topodata/index.php>. Acesso em: 18.01.2011.

Valeriano, M. M. & Abdon, M. M. A. 2007. Aplicação de dados SRTM a estudos do Pantanal. **Revista Brasileira de Cartografia 59**(1):63-71.

Vitt, L. J.; Avila-Pires, T. C. S.; Caldwell, J. P. & Oliveira, V. R. L. 1998. The impact of individual tree harvesting on thermal environments of lizards in Amazonian rain forest. **Conservation Biology 12**:654–664.

Vogt, R. C.; Ferrara, C. R.; Bernhard, R.; Carvalho, V. T.; Balensiefer, D. C.; Bonora, L. & Novelle, S. M. H. 2007. Herpetofauna. *In*: PY-DANIEL, L. R.; DEUS, C. P.; HENRIQUES, A. L.; PIMPÃO, D. M. & RIBEIRO, O. M. eds. **Biodiversidade do Médio Madeira: Bases científicas para propostas de conservação**. INPA, Manaus, p.127-143.

Vogt, R. C.; Moreira, G. M. & Oliveira, C. D. 2001. Biodiversidade de répteis do bioma floresta amazônica e ações prioritárias para sua conservação. *In*: CAPABIANCO, J. P. O. R. ed. **Biodiversidade na Amazônia Brasileira.** Estação Liberdade/Instituto Socioambiental, São Paulo. p.89-96.

Waldez, F. & Vogt, R. C. 2007. Geographic Distribution. *Cercosaura argulus* (Elegant Eyed Lizard). **Herpetological Review 37**(4):493-494.

Waldez, F. & Vogt, R. C. 2009. Aspectos ecológicos e epidemiológicos de acidentes ofídicos em comunidades ribeirinhas do baixo rio Purus, Amazonas, Brasil. **Acta Amazonica 39**(3):681-692.

Waldez, F. & Vogt, R. C. 2011. As serpentes peçonhentas da Reserva Piagaçu-Purus e acidentes ofídicos na região do baixo rio Purus, Amazônia Central. **Revista Colombiana de Ciencia Animal 3**:327-334.

Waldez, F. ; Menin. M. & Vogt, R. C. SUBMETIDO. Diversidade de anfíbios e répteis Squamata na região do baixo rio Purus, Amazônia Central, Brasil. **Biota Neotropica.**

Wilkinson, L. 1990. SYSTAT: **The System for Statistics.** Systat Inc., Evanston, Illinois. 822p.

Wittmann, F.; Schöngart, J. & Junk, W. J. 2010. Phytogeography, species diversity, community structure and dynamics of central Amazonian floodplain forests. *In*: JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F.; WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J. & PAROLIN, P. eds. **Central Amazonian floodplain forests: ecophysiology, biodiversity and sustainable management**. Springer, Berlin/Heidelberg/New York. p.61-102.

Zimmerman, B. L. 1994. Audio strip transects. *In*: HEYER, W. R.; DONNELLY, M. A.; MCDIARMID, R. W.; HAYEK, L. A. C. & FOSTER, M. S. eds. **Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians**. Smithsonian Institution Press, Washington DC, p.92–97.

TABELAS

Tabela 1. Espécies de anfíbios anuros encontradas na região do baixo rio Purus, Amazonas – Brasil, relacionando a abundância das espécies e a quantidade de parcelas onde ocorreram por tipo de ambiente (TF= floresta de terra firme & VZ= floresta de várzea). As áreas acinzentadas destacam os valores de abundância e de ocorrência das espécies.

AMPHIBIA : LISSAMPHIBIA	OCORRÊNCIA NAS PARCELAS			ABUNDÂNCIA DAS ESPÉCIES		
	VZ (N=28)	TF (N=32)	TOTAL (N=60)	VZ	TF	TOTAL
Ordem ANURA (57 spp.)				**760**	**1348**	**2108**
Aromobatidae (3 spp.)						
Allobates femoralis (Boulenger, 1884 "1883")	4	7	11	10	17	27
Allobates sp.1	0	3	3	0	8	8
Allobates sp.2	0	3	3	0	14	14
Bufonidae (4 spp.)						
Amazophrynella **aff.***bokermanni* (Izecksohn, 1994 "1993")	0	1	1	0	2	2
Rhinella margaritifera (Laurenti, 1768)	3	28	31	5	166	171
Rhinella marina (Linnaeus, 1758)	14	23	37	28	52	80
Rhinella merianae Gallardo, 1965	0	1	1	0	1	1
Dendrobatidae (4 spp.)						
Adelphobates quinquevittatus (Steindachner, 1864)	0	1	1	0	2	2
Ameerega hahneli (Boulenger, 1884 "1883")	0	19	19	0	134	134
Ameerega trivittata (Spix, 1824)	0	8	8	0	14	14
Ranitomeya ventrimaculata (Shreve, 1935)	0	1	1	0	1	1
Eleutherodactylidae (1 sp.)						
Phyzelaphryne miriamae Heyer, 1977	0	8	8	0	10	10
Hylidae (31 spp.)						
Dendropsophus allenorum (Duellman and Trueb, 1989)	1	2	3	44	2	46

Dendropsophus brevifrons (Duellman & Crump, 1974)	2	0	2	2	0	2
Dendropsophus haraldschultzi (Bokermann, 1962)	1	0	1	1	0	1
Dendropsophus koechlini (Duellman & Trueb, 1989)	1	0	1	1	0	1
Dendropsophus leali (Bokermann, 1964)	1	0	1	20	0	20
Dendropsophus leucophyllatus (Beireis, 1783)	10	20	30	17	127	144
Dendropsophus rossalleni (Goin, 1959)	0	1	1	0	1	1
Dendropsophus triangulum (Günther, 1869 "1868")	1	0	1	1	0	1
Hypsiboas calcaratus (Troschel in Schomburgk, 1848)	9	3	12	12	4	16
Hypsiboas cinereascens (Spix, 1824)	1	1	2	1	1	2
Hypsiboas fasciatus (Günther, 1859 "1858")	8	2	10	43	13	56
Hypsiboas geographicus (Spix, 1824)	11	1	12	31	1	32
Hypsiboas lanciformis (Cope, 1871)	4	5	9	4	6	10
Hypsiboas punctatus (Schneider, 1799)	3	1	4	3	1	4
Hypsiboas raniceps Cope, 1862	3	0	3	5	0	5
Hypsiboas wavrini (Parker, 1936)	12	7	19	22	12	34
Osteocephalus **cf**. *buckleyi* (Boulenger, 1882)	1	1	2	1	1	2
Osteocephalus cabrerai (Cochran & Goin, 1970)	0	1	1	0	1	1
Osteocephalus leprieurii (Duméril & Bibron, 1841)	0	1	1	0	4	4
Osteocephalus planiceps Cope, 1874	9	12	21	16	27	43
Osteocephalus taurinus Steindachner, 1862	8	17	25	58	50	108
Phyllomedusa vaillantii Boulenger, 1882	0	1	1	0	3	3
Pseudis limellum (Cope, 1862)	1	0	1	29	0	29
Scarthyla goinorum (Bokermann, 1962)	16	2	18	42	2	44
Scinax boesemani (Goin, 1966)	12	1	13	26	3	29
Scinax garbei (Miranda-Ribeiro, 1926)	19	14	33	47	37	84
Scinax nebulosus (Spix, 1824)	1	1	2	1	1	2
Scinax pedromedinae (Henle, 1991)	9	0	9	33	0	33
Scinax ruber (Laurenti, 1768)	7	4	11	39	6	45
Trachycephalus resinifictrix (Goeldi, 1907)	10	20	30	55	43	98

Trachycephalus typhonius (Linnaeus, 1758)	7	0	7	16	0	16
Leptodactylidae (8 spp.)						
Hydrolaetare schmidti (Cochran & Goin, 1959)	0	2	2	0	2	2
Leptodactylus **aff**. *andreae* Müller, 1923	15	31	46	101	447	548
Leptodactylus macrosternum Miranda-Ribeiro, 1926	1	0	1	4	0	4
Leptodactylus mystaceus (Spix, 1824)	0	1	1	0	1	1
Leptodactylus pentadactylus (Laurenti, 1768)	8	18	26	16	59	75
Leptodactylus petersii (Steindachner, 1864)	11	11	22	25	43	68
Leptodactylus rhodomystax Boulenger, 1884 "1883"	0	1	1	0	1	1
Leptodactylus stenodema Jiménez de la Espada, 1875	1	1	2	1	1	2
Microhylidae (2 spp.)						
Chiasmocleis bassleri Dunn, 1949	0	3	3	0	3	3
Synapturanus **aff**. *salseri* Pyburn, 1975	0	2	2	0	13	13
Pipidae (1 sp.)						
Pipa pipa (Linnaeus, 1758)	0	1	1	0	1	1
Strabomantidae (3 spp.)						
Oreobates quixensis Jiménez de la Espada, 1872	0	1	1	0	1	1
Pristimantis conspicillatus (Günther, 1858)	0	5	5	0	8	8
Pristimantis sp.	0	1	1	0	1	1

Tabela 2. Espécies de répteis Squamata encontradas na região do baixo rio Purus, Amazonas – Brasil, relacionando a abundância das espécies e a quantidade de parcelas onde ocorreram por tipo de ambiente (TF= floresta de terra firme & VZ= floresta de várzea). As áreas acinzentadas destacam os valores de abundância e de ocorrência das espécies.

REPTILIA : LEPIDOSAURIA	OCORRÊNCIA NAS PARCELAS			ABUNDÂNCIA DAS ESPÉCIES		
	VZ (N=28)	TF (N=32)	TOTAL (N=60)	VZ	TF	TOTAL
Ordem SQUAMATA (56 spp.)				**487**	**894**	**1381**
SubordemSAURIA (24 spp.)				**451**	**847**	**1298**
Iguanidae (1 sp.)						
Iguana iguana (Linnaeus, 1758)	0	1	1	0	1	1
Polychrotidae (5 spp.)						
Anolis fuscoauratus D'Orbigny, 1837	28	32	60	65	65	130
Anolis tandai Avila-Pires, 1995	1	11	12	1	18	19
Anolis ortonii Cope, 1868	1	0	1	2	0	2
Anolis punctatus Daudin, 1802	1	1	2	1	1	2
Anolis transversalis Duméril, 1851	0	2	2	0	2	2
Tropiduridae (3 spp.)						
Plica plica (Linnaeus, 1758)	0	4	4	0	4	4
Plica umbra (Linnaeus, 1758)	9	9	18	11	10	21
Uranoscodon superciliosus (Linnaeus, 1758)	25	12	37	72	32	104
Phyllodactylidae (1 sp.)						
Thecadactylus solimoensis Bergmann & Russell, 2007	0	1	1	0	1	1
Sphaerodactylidae (3 spp.)						
Chatogekko amazonicus (Andersson, 1918)	1	31	32	2	227	229
Gonatodes humeralis (Guichenot, 1855)	28	32	60	76	151	227
Lepidoblepharis heyerorum Vanzolini, 1978	0	1	1	0	1	1
Teiidae (5 spp.)						
Ameiva ameiva (Linnaeus, 1758)	4	23	27	30	162	192

Crocodilurus amazonicus Spix, 1825	1	1	2	1	1	2
Kentropyx altamazonica (Cope, 1876)	28	0	28	99	0	99
Kentropyx pelviceps Cope, 1868	7	23	30	14	42	56
Tupinambis teguixin (Linnaeus, 1758)	17	26	43	28	28	56
Gymnophthalmidae (5 spp.)						
Alopoglossus **aff**. *atriventris* Duellman, 1973	0	20	20	0	51	51
Arthrosaura reticulata (O'Shaughnessy, 1881)	1	9	10	2	17	19
Cercosaura ocellata Wagler, 1830	0	1	1	0	1	1
Iphisa elegans Gray, 1851	0	1	1	0	1	1
Leposoma percarinatum (Müller, 1923)	1	5	6	1	9	10
Scincidae (1 sp.)						
Copeoglossum nigropunctatum (Spix, 1825)	22	17	39	45	22	67
Subordem SERPENTES (32 spp.)				**36**	**47**	**83**
Aniliidae (1 sp.)						
Anilius scytale (Linnaeus, 1758)	1	0	1	1	0	1
Boidae (3 spp.)						
Corallus hortulanus (Linnaeus, 1758)	3	2	5	3	2	5
Epicrates cenchria (Linnaeus, 1758)	0	1	1	0	1	1
Eunectes murinus (Linnaeus, 1758)	1	0	1	1	0	1
Colubridae (10 spp.)						
Chironius carinatus (Linnaeus, 1758)	0	1	1	0	1	1
Chironius exoletus (Linnaeus, 1758)	0	1	1	0	1	1
Chironius fuscus (Linnaeus, 1758)	2	0	2	2	0	2
Chironius scurrulus (Wagler, 1824)	3	2	5	3	3	6
Dendrophidion dendrophis (Schlegel, 1837)	1	1	2	1	1	2
Drymoluber dichrous (Peters, 1863)	0	4	4	0	4	4

Oxybelis fulgidus (Daudin, 1803)	0	1	1	0	1	1
Pseustes poecilonotus (Günther, 1858)	0	1	1	0	1	1
Spilotes pullatus (Linnaeus, 1758)	1	0	1	1	0	1
Tantilla melanocephala (Linnaeus, 1758)	0	2	2	0	2	2
Dipsadidae (13 spp.)						
Dipsas catesbyi (Sentzen, 1796)	3	1	4	6	1	7
Dipsas indica Laurenti, 1768	1	0	1	3	0	3
Drepanoides anomalus (Jan, 1863)	1	1	2	1	1	2
Helicops angulatus (Linnaeus, 1758)	0	2	2	0	2	2
Imantodes cenchoa (Linnaeus, 1758)	6	5	11	6	6	12
Leptodeira annulata (Linnaeus, 1758)	0	1	1	0	1	1
Liophis typhlus (Linnaeus, 1758)	1	1	2	1	1	2
Oxyrhopus occipitalis Wagler *in* Spix, 1824	0	1	1	0	1	1
Oxyrhopus vanidicus Lynch, 2009	0	1	1	0	1	1
Philodryas argentea (Daudin, 1803)	1	0	1	1	0	1
Taeniophallus **aff**. *occipitalis* (Jan, 1863)	0	1	1	0	1	1
Thamnodynastes pallidus (Linnaeus, 1758)	1	0	1	2	0	2
Xenopholis scalaris (Wucherer, 1861)	1	2	3	1	2	3
Elapidae (3 spp.)						
Micrurus filiformis (Günther, 1859)	1	0	1	1	0	1
Micrurus langsdorffii Wagler, 1824	0	1	1	0	1	1
Micrurus lemniscatus (Linnaeus, 1758)	0	1	1	0	1	1

Viperidae (2 spp.)						
Bothriopsis taeniata (Wagler, 1824)	0	1	1	0	2	2
Bothrops atrox (Linnaeus, 1758)	2	6	8	2	9	11

Tabela 3. Ajuste de três modelos de distribuição de abundância testados para as comunidades de anfíbios anuros e de répteis Squamata nos dois tipos de florestas avaliadas na região do baixo rio Purus na Amazônia Central, Brasil. O ajuste a cada um dos três modelos foi testado por qui-quadrado (χ^2) e valores abaixo do nível de confiança de 95% ($p < 0,05$) indicaram um padrão de distribuição das abundâncias significativamente diferente do modelo testado.

COMUNIDADES	TIPOS DE FLORESTA	MODELOS DE ABUNDÂNCIA	χ^2	*p*
Anfíbios Anuros	florestas de terra firme (não-inundáveis)	Log-normal	2,61	0,53
		Broken-stick	27,62	0,26
		Série Geométrica	81,80	0,01*
	florestas de várzea (sazonalmente inundáveis)	Log-normal	15,54	0,68
		Broken-stick	38,77	0,36
		Série Geométrica	81,80	0,01*
Répteis Squamata	florestas de terra firme (não-inundáveis)	Log-normal	4,60	0,61
		Broken-stick	17,22	0,44
		Série Geométrica	79,16	0,03*
	florestas de várzea (sazonalmente inundáveis)	Log-normal	16,12	0,77
		Broken-stick	46,64	0,43
		Série Geométrica	74,32	0,02*

Tabela 4. Teste de autocorrelação espacial na distribuição das comunidades de anfíbios anuros e de répteis Squamata nos dois tipos de florestas avaliadas na região do baixo rio Purus na Amazônia Central, Brasil.

COMUNIDADES	**TIPOS DE FLORESTA**	**TESTE DE *MANTEL*** (dissimilaridade da composição *versus* distância geográfica)		
		r	***p***	**n**
Anfíbios anuros	florestas de terra firme (não-inundáveis)	0,231	<0,001	32
	florestas de várzea (sazonalmente inundáveis)	0,574	<0,001	28
Répteis Squamata	florestas de terra firme (não-inundáveis)	0,085	0,051	32
	florestas de várzea (sazonalmente inundáveis)	0,066	0,101	28

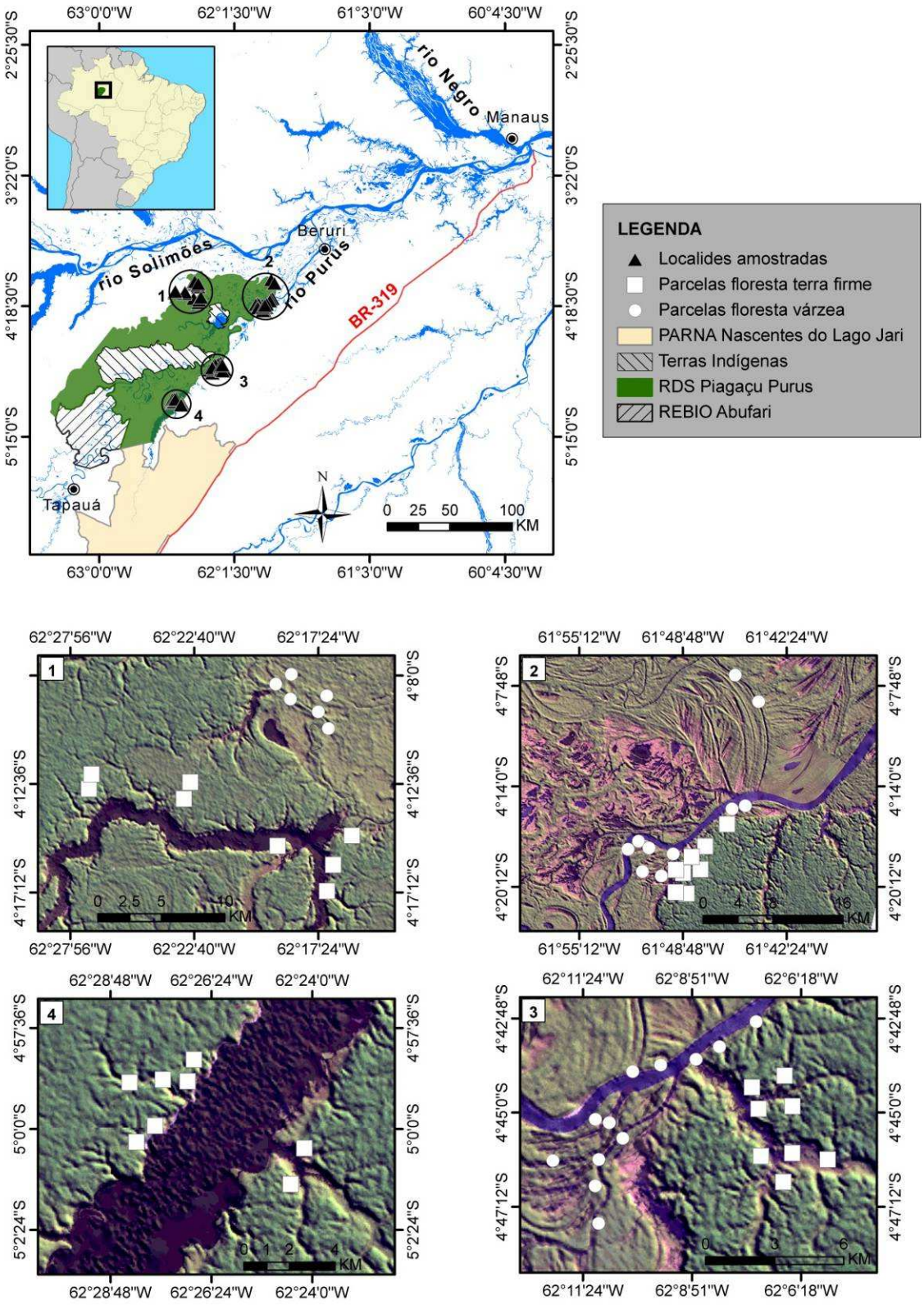

Figura 1. Localização da área de estudo e dos pontos de amostragem na RDS Piagaçu-Purus, inserida no mosaico regional de áreas protegidas da região do baixo rio Purus na Amazônia Central, Brasil. As imagens de satélite Landsat foram numeradas de acordo com as sub-regiões indicadas no mapa (figura superior esquerda) e mostram as 60 localidades avaliadas, diferenciadas por tipo de habitat florestal.

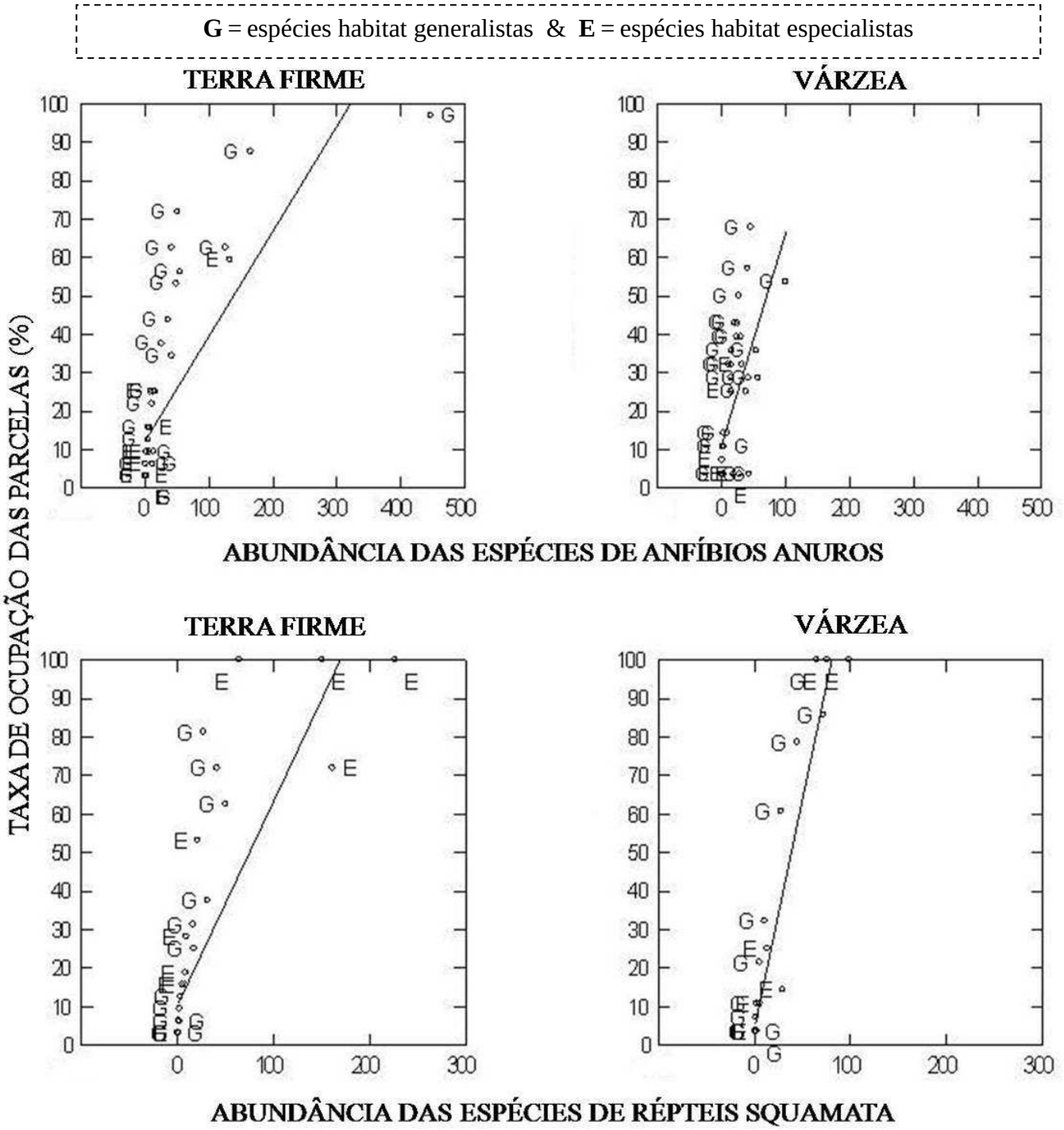

Figura 2. Relação entre a taxa de ocupação das parcelas e a abundância das espécies nas comunidades de anfíbios anuros (acima) e comunidades de répteis Squamata (abaixo), em florestas de terra firme (coluna esquerda) e em florestas de várzea (coluna direita), na região do baixo rio Purus na Amazônia Central, Brasil. As espécies foram identificadas quanto a ocorrência nos dois tipos de floresta (G= habitat generalistas) ou em apenas um dos tipos de florestas (E= habitat especialistas).

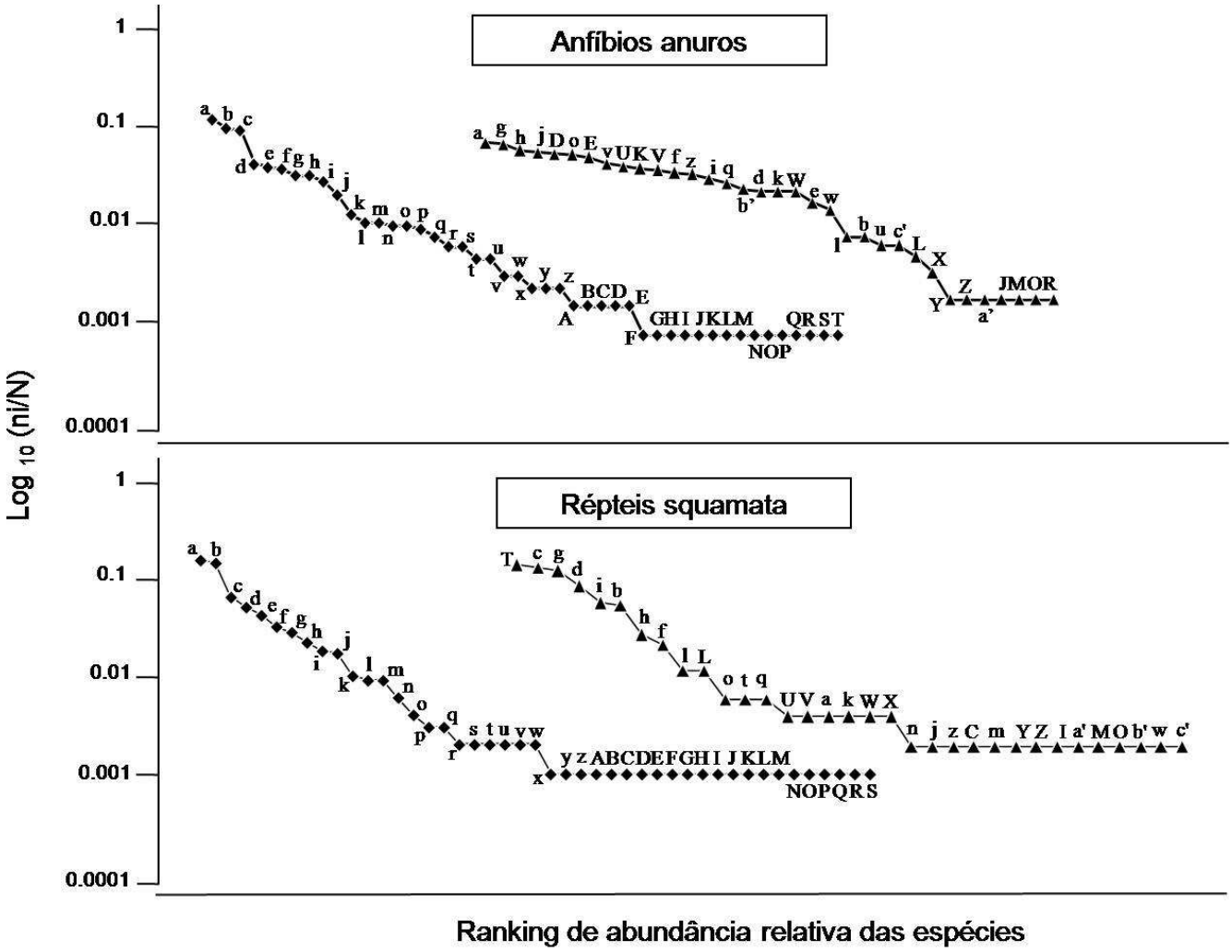

Figura 3. Curvas de abundância para espécies das comunidades de anfíbios anuros (acima) e répteis Squamata (abaixo) em florestas de terra firme (losangos) e em florestas de várzeas (triângulos) na região do baixo rio Purus na Amazônia Central, Brasil. As letras representam as espécies: **ANFÍBIOS ANUROS**: a- *Leptodactylus* aff. *andreae*, b- *Rhinella margaritifera*, c- *Ameerega hahneli*, d- *Dendropsophus leucophyllatus*, e- *Leptodactylus pentadactylus*, f- *Rhinella marina*, g- *Osteocephalus taurinus*, h- *Trachycephalus resinifictrix*, i- *Leptodactylus petersii*, j- *Scinax garbei*, k- *Osteocephalus planiceps*, l- *Allobates femoralis*, m- *Allobates* sp.2, n- *Ameerega trivittata*, o- *Hypsiboas fasciatus*, p- *Synapturanus* aff. *salseri*, q- *Hypsiboas wavrini*, r- *Phyzelaphryne miriamae*, s- *Allobates* sp.1, t- *Pristimantis conspicillatus*, u- *Hypsiboas lanciformis*, v- *Scinax ruber*, w- *Hypsiboas calcaratus*, x- *Osteocephalus leprieurii*, y- *Phyllomedusa vaillantii*, z- *Scinax boesemani*, A- *Chiasmocleis bassleri*, B- *Amazophrynella* aff.*bokermanni*, C- *Adelphobates quinquevittatus*, D- *Dendropsophus allenorum*, E- *Scarthyla goinorum*, F- *Hydrolaetare schmidti*, G- *Rhinella merianae*, H- *Ranitomeya ventrimaculata*, I-

Dendropsophus rossalleni, J- *Hypsiboas cinereascens*, K- *Hypsiboas geographicus*, L- *Hypsiboas punctatus*, M- *Osteocephalus* cf. *buckleyi*, N- *Osteocephalus cabrerai*, O- *Scinax nebulosus*, P- *Leptodactylus mystaceus*, Q- *Leptodactylus rhodomystax*, R- *Leptodactylus stenodema*, S- *Pipa pipa*, T- *Oreobates quixensis*, U- *Pseudis limellum*, V- *Hypsiboas raniceps*, W- *Dendropsophus leali*, X- *Dendropsophus brevifrons*, Y- *Dendropsophus haraldschultzi*, Z- *Dendropsophus koechlini*, a'- *Dendropsophus triangulum*, b'- *Trachycephalus typhonius*, c'- *Leptodactylus macrosternum*. **RÉPTEIS SQUAMATA**: a- *Chatogekko amazonicus*, b- *Ameiva ameiva*, c- *Gonatodes humeralis*, d- *Anolis fuscoauratus*, e- *Alopoglossus* aff. *atriventris*, f- *Kentropyx pelviceps*, g- *Uranoscodon superciliosus*, h- *Tupinambis teguixin*, i- *Copeoglossum nigropunctatum*, j- *Anolis tandai*, k-*Arthrosaura reticulata*, l- *Plica umbra*, m- *Leposoma percarinatum*, n- *Bothrops atrox*, o- *Imantodes cenchoa*, p- *Plica plica*, q- *Chironius scurrulus*, r- *Drymoluber dichrous*, s-*Anolis transversalis*, t- *Corallus hortulanus*, u- *Tantilla melanocephala*, v- *Helicops angulatus*, w- *Xenopholis scalaris*, x- *Bothriopsis taeniata*, y- *Iguana iguana*, z- *Anolis punctatus*, A- *Thecadactylus solimoensis*, B- *Lepidoblepharis heyerorum*, C- *Crocodilurus amazonicus*, D- *Cercosaura ocellata*, E- *Iphisa elegans*, F- *Epicrates cenchria*, G- *Chironius carinatus*, H- *Chironius exoletus*, I- *Dendrophidion dendrophis*, J- *Oxybelis fulgidus*, K- *Pseustes poecilonotus*, L- *Dipsas catesbyi*, M- *Drepanoides anomalus*, N- *Leptodeira annulata*, O- *Liophis typhlus*, P- *Oxyrhopus occipitalis*, Q- *Oxyrhopus vanidicus*, R- *Taeniophallus* aff. *occipitalis*, S- *Micrurus langsdorffii*, T- *Kentropyx altamazonica*, U- *Dipsas indica*, V- *Anolis ortonii*, W- *Chironius fuscus*, X- *Thamnodynastes pallidus*, Y- *Anilius scytale*, Z- *Eunectes murinus*, a'- *Spilotes pullatus*, b'- *Philodryas argentea*, c'- *Micrurus filiformis*.

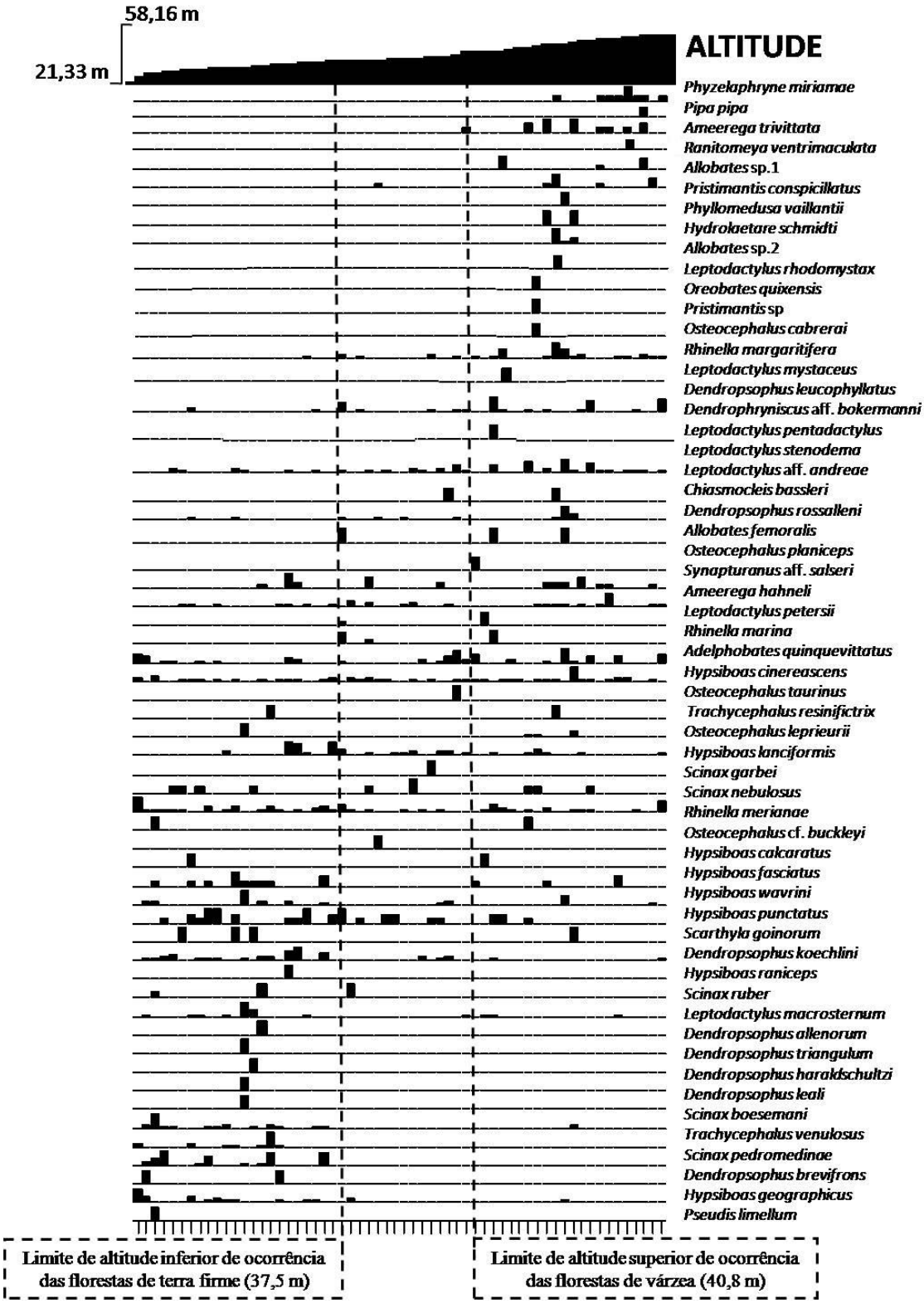

Figura 4. Ordenação das abundâncias das espécies de anfíbios anuros ao longo do gradiente altitudinal na região do baixo rio Purus na Amazônia Central, Brasil. No gradiente de altitude aparecem indicados o limite mínimo de ocorrência das florestas não-inundáveis de terra firme e o limite máximo de ocorrência das florestas inundáveis de várzea.

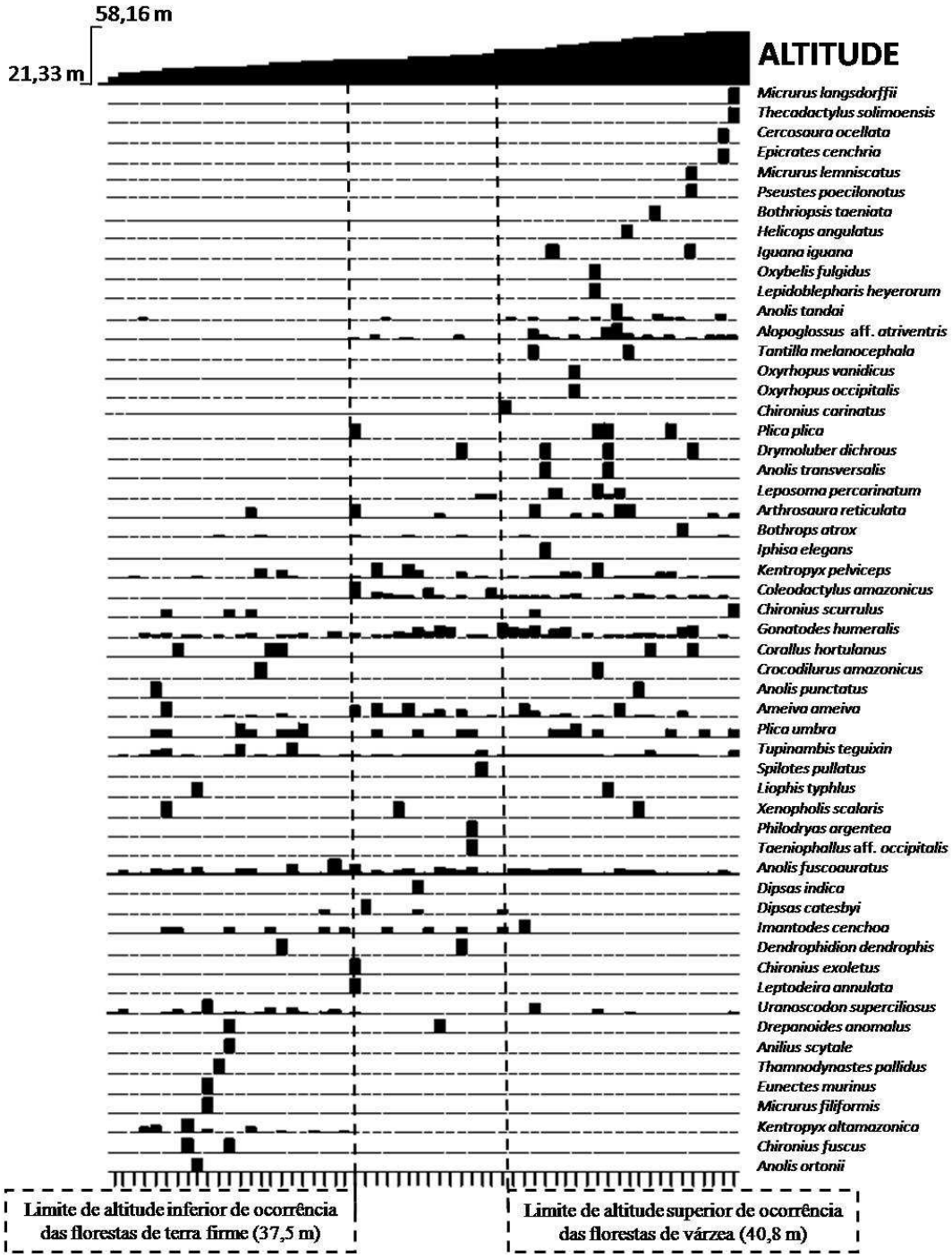

Figura 5. Ordenação das abundâncias das espécies de répteis Squamata ao longo do gradiente altitudinal na região do baixo rio Purus na Amazônia Central, Brasil. No gradiente de altitude aparecem indicados o limite mínimo de ocorrência das florestas não-inundáveis de terra firme e o limite máximo de ocorrência das florestas inundáveis de várzea.

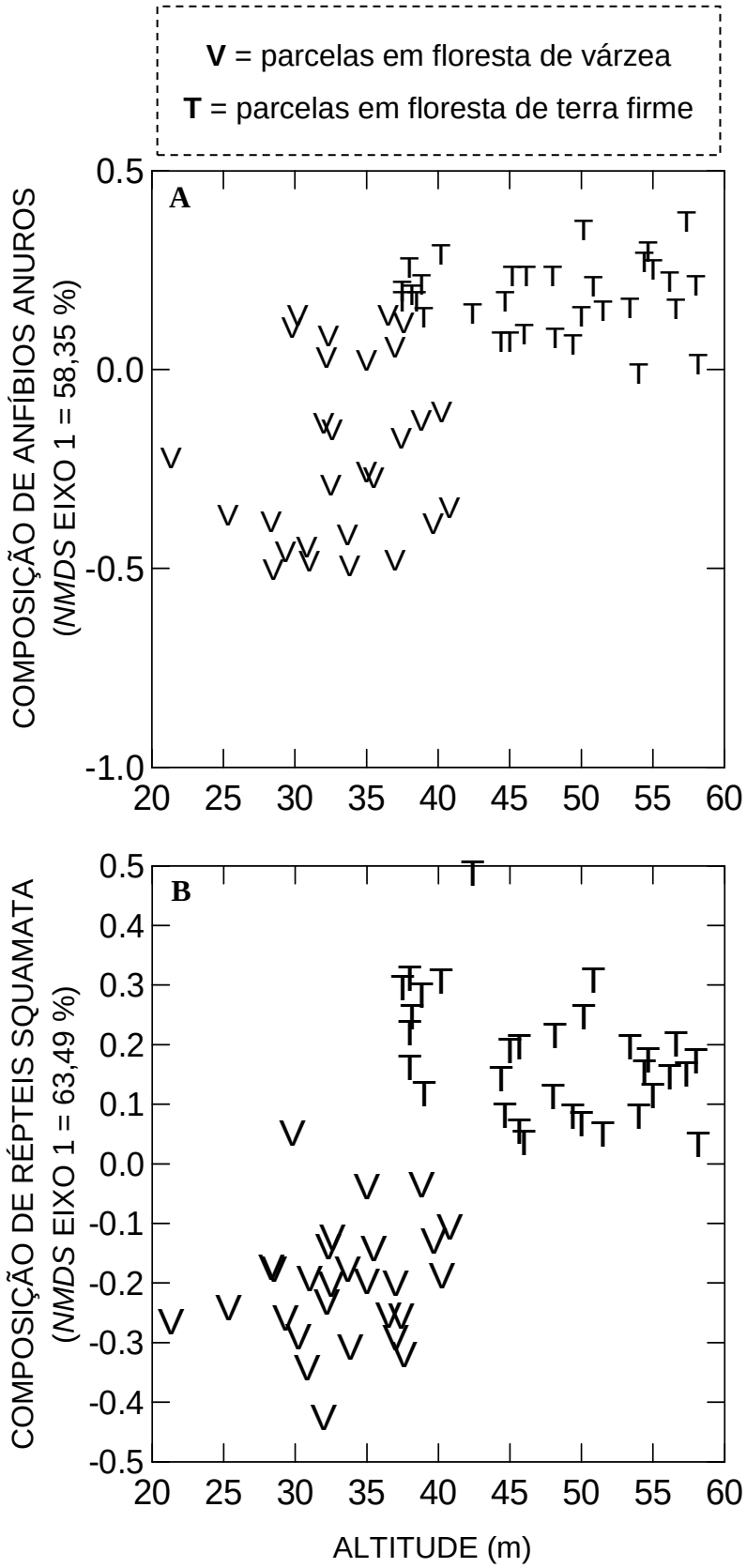

Figura 6. Distribuição das parcelas no gradiente altitudinal. Os eixos principais dos *NMDS* resumiram a composição de espécies das comunidades de anfíbios anuros (A) e de répteis Squamata (B) na região do

baixo rio Purus na Amazônia Central, Brasil. Apresentamos as parcelas identificadas quando ao tipo de hábitat (T= florestas não-inundáveis de terra firme & V= florestas inundáveis de várzea).

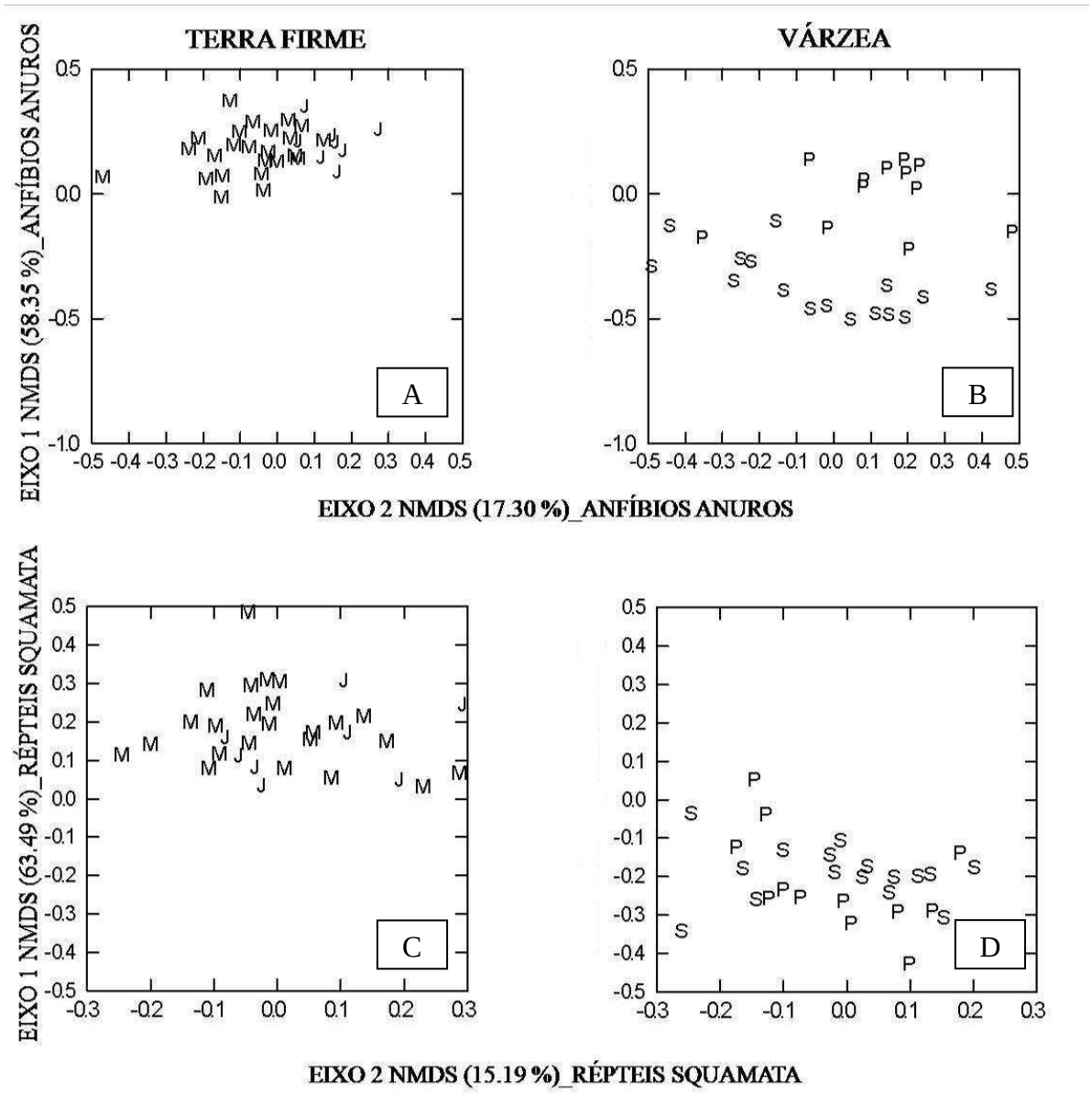

Figura 7. Distribuição das parcelas no espaço bidimensional a partir da relação entre os dois eixos dos *NMDS* que resumiram a composição das comunidades de anfíbios anuros (A e B) e de répteis Squamata (C e D), na região do baixo rio Purus na Amazônia Central, Brasil. Apresentamos parcelas correspondentes às florestas de terra firme na coluna esquerda (n= 32) e parcelas correspondentes às florestas de várzea na coluna direita (n= 28). As parcelas foram identificadas nas florestas de terra firme

quanto à localização nos interflúvios do rio Purus (M= Madeira-Purus; J= Jurua-Purus) e nas florestas de várzea quanto à conexão como as várzeas do corredor Amazonas-Solimões (P= várzeas do rio Purus isoladas; S= várzeas conectadas ao rio Solimões).

Capítulo 3

Waldez, F. ; Menin. M. & Vogt, R. C. Contribuição das florestas secundárias para diversidade da herpetofauna na bacia do baixo rio Purus, Amazônia Central. Manuscrito em preparação para ***Basic and Applied Herpetology***.

Contribuição das florestas secundárias para a diversidade da herpetofauna na bacia do baixo rio Purus, Amazônia Central.

Fabiano Waldez[1*], Marcelo Menin[2] e Richard C. Vogt[3]

[1] Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA (http://www.inpa.gov.br). Programa de Pós-Graduação em Ecologia. CP478. 69011-970 Manaus - AM, Brasil.

[2] Departamento de Biologia e Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Amazonas – UFAM (http://portal.ufam.edu.br). Avenida General Rodrigo Otávio Jordão Ramos, 3.000. 69077-000 Manaus - AM, Brasil.

[3] Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA (http://www.inpa.gov.br). Curador da Coleção de Anfíbios e Répteis. Av. André Araújo, 2936, Aleixo. 69060-001 Manaus – AM, Brasil.

* E-mail: fwaldez@yahoo.com.br

Diversidade da herpetofauna em florestas secundárias

Texto com 7.542 palavras, duas tabelas e quatro figuras

Resumo

O objetivo deste estudo foi avaliar o efeito das transformações humanas nas paisagens sobre a distribuição da herpetofauna na região do baixo rio Purus. Amostragens foram conduzidas na Reserva Piagaçu-Purus, em 60 parcelas distribuídas em áreas primárias e secundárias, de florestas não-inundáveis de terra firme e florestas sazonalmente inundáveis de várzea. Encontramos 113 espécies de anfíbios anuros e répteis Squamata na região. Desse total, 57 *taxa* foram anfíbios anuros representados por nove famílias e 56 *taxa* de répteis Squamata (24 lagartos e 32 serpentes) representados por oito famílias de lagartos e seis de serpentes. Em relação as florestas em estágios de sucessão secindários, as florestas primárias, de terra firme e de várzea, tiveram maior riqueza de anfíbios anuros e em florestas primárias de terra firme uma maior riqueza de lagartos. No entanto, as florestas secundárias abrigaram espécies da herpetofauna em abundâncias representativas do total observado. Apenas para anfíbios anuros de terra firme foi constatada maior abundância nas florestas primárias. Apesar das florestas secundárias de terra firme e de várzea terem respondido diferentemente a cronosequência de regeneração das florestas secundárias, este parâmetro influenciou: 1) na riqueza de anfíbios anuros nos dois tipos de paisagens e na abundância de anfíbios anuros em florestas de terra firme; 2) na riqueza de lagartos em florestas de terra firme e 3) na composição de espécies de répteis Squamata nas florestas de terra firme e nas florestas de várzea. Um padrão de distribuição hierárquica foi observado para comunidades de anfíbios anuros e lagartos, com florestas secundárias representando subconjuntos da riqueza encontrada nas florestas primárias, tanto em áreas de terra firme quanto de várzea, demonstrando a importância de florestas prístinas para manutenção da maior parte da herpetofauna regional. Nossos resultados sugerem que um maior tempo de regeneração para que as florestas secundárias alcancem a complexidade ecológica dos habitats e a diversidade de espécies encontrada em florestas prístinas. No entanto, para regiões tropicais faltam estudos com longas séries de dados que permitam avaliar qual o tempo de regeneração e o contexto ambiental necessário.

Palavras-chave: anfíbios anuros; capoeiras; distribuição hierárquica; florestas primárias; répteis Squamata

Anfíbios e répteis correspondem aos grupos de vertebrados com maior número de espécies ameaçadas de extinção e as causas primárias para essa perda de espécies estão relacionadas às mudanças no habitat natural (Gibbons *et al*., 2000; Crump, 2003; Cushman, 2006; Whitfield *et al*., 2007; Sodhi *et al*., 2008).

Na Amazônia, estudos sobre mudanças na cobertura vegetal influenciando a herpetofauna foram realizados em várias localidades e com o foco em: áreas de fragmentos florestais (Tocher *et al*., 1997; Tocher *et al*., 2002; Carvalho Jr. *et al*., 2008; Tsuji-Nishikido & Menin, 2011); de exploração florestal madeireira (Vitt *et al*., 1998; Lima *et al*., 2001; Vitt & Caldwell, 2001; Fredericksen & Fredericksen, 2004); em áreas de conversão da floresta em pastagens (Bernarde & Macedo, 2008; Macedo *et al*., 2008); plantios florestais (Gardner *et al*., 2007a), e grandes áreas de florestas secundárias (Crump, 1971; Estupiñán & Galatti, 1999; Gardner *et al*., 2007a; Souza *et al*., 2008). Estes estudos demonstraram efeitos sobre a abundância, a composição e a diversidade de espécies da herpetofauna em florestas degradadas quando comparados às áreas de florestas prístinas. Muitos destes estudos foram realizados em paisagens fragmentadas com alta intensidade de degradação, resultantes de projetos agropecuários e de silvicultura de larga escala na Amazônia (ver Tocher *et al*., 1997; Vitt *et al*., 1998; Estupiñán & Galatti, 1999; Lima *et al*., 2001; Vitt & Caldwell, 2001; Fredericksen & Fredericksen, 2004; Estupiñán & Galatti, 1999; Tocher *et al*., 2003; Gardner *et al*., 2007a; Bernarde & Macedo, 2008; Macedo *et al*., 2008; Souza *et al*., 2008).

Para a maior porção da Amazônia, as alterações humanas das paisagens mais difundidas são de menor impacto e relacionadas à agricultura de subsistência (Fearnside, 1989; Moran, 1990; Serrão *et al*. 1996). Entender como esses sistemas de baixo impacto afetam a biodiversidade nos trópicos permite avaliar o grau de sustentabilidade dessas práticas, sendo relevante no planejamento de ações de conservação de longo prazo (ver Bowman *et al*., 1990; Pineda & Halffter, 2004; Suazo-Ortuño *et al*., 2008; Wanger *et al*., 2009). Atualmente, uma importante atividade humana de baixo impacto que degrada as paisagens florestais na Amazônia brasileira é a agricultura migratória de corte e queima para cultivos baseados na mandioca (*Manihot esculenta* Crantz) (Fearnside, 1989; Moran, 1990; Serrão *et al*., 1996). Essa agricultura é praticada de forma migratória nas diferentes paisagens sazonalmente inundáveis e de terra firme, e por sua dinâmica de frequente rotação entre áreas cultivadas e em repouso, cria um mosaico de florestas com diferentes idades de crescimento, geralmente, próximos das comunidades humanas (Pereira *et al*., 2006; Richers, 2010). Estimativas relacionam essa prática tradicional de agricultura com 30% do desmatamento observado na Amazônia (Serrão *et al*. 1996). O efeito de desmatamento desse tipo de

agricultura familiar é potencializado em impacto de desmatamento quando associado com facilidades de acesso a grandes mercados (Caldas *et al*., 2003).

A bacia de drenagem do rio Purus apresenta bom estado de conservação com cobertura de floresta primária correspondendo à maior parte da área (Martins Junior & Waichman, 2009). Na porção baixa da bacia do rio Purus a paisagem é formada por um mosaico de florestas não-inundáveis de terra firme e de florestas sazonalmente inundáveis (Goulding *et al*., 2003; Haugaasen & Peres, 2006). Nesta região, no estado do Amazonas, três municípios (Anori, Beruri e Tapauá) com uma população aproximada de 50 mil habitantes, encontram-se localizados a cerca de 400 km náuticos de grandes cidades (Manaus e Manacapuru) que somam cerca de 2 milhões de habitantes (IBGE, 2010). Facilidades de acesso entre essas localidades são previstas pela reativação da rodovia BR-319, que percorre o interflúvio dos rios Madeira e Purus, interligando as cidades Manaus-AM, Porto Velho-RO e os municípios da região. Recentes modelos de desflorestamento futuro na Amazônia têm relacionado à implantação da BR-319 com aumento na perda de cobertura vegetal no interflúvio dos rios Madeira e Purus, incluindo a região do baixo rio Purus (Soares-Filho *et al*., 2006; Fearnside *et al*., 2009). Nesses cenários de expansão do desmatamento no baixo rio Purus com a pavimentação da BR-319, gerando facilidades de acessos dos municípios aos grandes mercados locais, é provável um aumento na intensidade das atividades agropecuárias nesta região. Assim, torna-se extremamente necessário avaliar as comunidades biológicas locais para determinar impactos decorrentes de mudanças na cobertura vegetal.

Anfíbios anuros e répteis Squamata podem ser utilizados para avaliar o efeito dessas mudanças nas paisagens por serem relevantes componentes da biomassa e da diversidade de vertebrados em florestas tropicais (Scott, 1976; Inger, 1980; Duellman, 1990; Allmon, 1991; Rodda *et al*., 2001). Ainda, por comunidades de anfíbios e pequenos répteis em áreas de floresta amazônica, terem demonstrado rápida resposta às alterações na cobertura florestal (Tocher *et al*., 1997; Estupiñán & Galatti, 1999; Tocher *et al*., 2002; Gardner *et al*., 2007; Bernarde & Macedo, 2008; Macedo *et al*., 2008; Tsuji-Nishikido & Menin, 2011), mesmo às alterações mais discretas como o corte florestal seletivo (Vitt *et al*., 1998; Lima *et al*., 2001; Vitt & Caldwell, 2001). Neste estudo pesquisamos a distribuição de anfíbios anuros e répteis Squamata na região do baixo rio Purus, em florestas secundárias de terra firme e de várzea, resultantes das práticas tradicionais de agropecuária, com objetivo de: i) verificar a contribuição para diversidade da herpetofauna das paisagens primárias e secundárias de florestas sazonalmente inundáveis de várzea e de florestas não-inundáveis de terra firme; ii) avaliar o efeito do tempo de regeneração da floresta sobre a

abundância, composição e riqueza de espécies dessas comunidades; iii) testar padrões de distribuição hierárquica para as diferentes comunidades, entre localidades de florestas secundárias e primárias, e iv) descrever conjuntos de espécies características de paisagens primárias e secundárias nas florestas de terra firme e de várzea.

Material e Métodos

Área de estudo

As amostragens foram conduzidas na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus (RDS-PP, entre 4º03'–5º25'S e 61º40'–63º30'W), região do baixo rio Purus, Amazônia Central, estado do Amazonas - Brasil (Figura 1).

Com uma área de 834.245 ha, a RDS-PP abrange um mosaico de grandes paisagens contínuas de florestas de terra firme e florestas inundáveis de várzea e igapó, em ambos interflúvios do rio Purus (Instituto Piagaçu, 2010).

O relevo da RDS-PP é homogêneo com altitudes menores que 100 m a.n.m. (Albernaz & Venticinque, 2003). O clima na região é Equatorial com sub-seca (*Af* - classificação Köppen-Geiger) e médias mensais de temperatura acima de 18ºC e precipitação anual variando entre 2000-2600 mm (IBGE, 2002). De acordo com Silva *et al*. (2008), esta pluviosidade varia sazonalmente, normalmente com a estação chuvosa distribuída entre novembro e março, quando ocorre a alagação da planície de inundação adjacente ao rio (cheia); a estação de estiagem está distribuída entre maio e setembro, quando ocorre a drenagem da planície (seca) e os abril e outubro correspondendo aos períodos de transição entre as estações. O nível de água no baixo rio Purus pode variar até 12 m entre estações, sendo influenciado tanto pela quantidade de chuvas, quanto por flutuações no nível de água do médio rio Solimões (Goulding *et al*., 2003).

As áreas estudadas corresponderam às paisagens de florestas de terra firme e de várzea (Figura 1). As florestas de terra firme ocupam 50% da área da RDS-PP e ocorrem nas maiores altitudes (>30 m a.n.m.), acima da planície de inundação do rio Purus (Instituto Piagaçu, 2010). Estas florestas têm sub-bosque denso e alta diversidade de árvores, com Lecythidaceae e Chrysobalanaceae como principais famílias

arbóreas (Haugaasen & Peres, 2006). Nesta região são encontradas manchas de floresta denominadas castanhais, com altas densidades de árvores de castanha-da-Amazônia (*Bertholletia excelsa* Humboldt & Bonpland – Lecythidaceae) e tradicionalmente utilizadas pelas populações locais como fontes de sementes comestíveis (Instituto Piagaçu, 2010; Haugaasen & Peres, 2006). As florestas de terra firme amostradas corresponderam a florestas de baixios e florestas de platôs em estágios de sucessão tardios e secundários (Ribeiro *et al*., 1999).

As florestas de várzea ocupam 45% da área da RDS-PP e ocorrem em altitudes menores (< 30 m a.n.m.) sendo sazonalmente alagadas, com a inundação da planície pelos rios Purus e Solimões (Instituto Piagaçu, 2010). Estas florestas possuem sub-boque mais aberto e menor diversidade relativa de árvores, com Euphorbiaceae e Leguminosas (Caesalpiniaceae, Fabaceae e Mimosaceae) como principais famílias arbóreas (Haugaasen & Peres, 2006). As florestas de várzea amostradas corresponderam a florestas de várzea alta e florestas de várzea baixa em estágios de sucessão tardios e secundários (Wittmann *et al*., 2010).

Na RDS-PP as florestas em estágios de sucessão secundários ocupam cerca de 3 mil ha (0,4% da área total) e são resultantes de prática agropecuária realizada em áreas de florestas inundáveis e não-inundáveis (Instituto Piagaçu 2010). Regionalmente são conhecidas como “capoeiras” (do tupi *Kapuéra*, o que já foi roça ou cultivo) (Michaelis, 1998). Estas florestas secundárias de terra firme e de várzea, em relação às florestas em estágio tardio, caracterizam-se por uma maior ocorrência de árvores pioneiras de *Cecropia* spp. (Moraceae), *Inga* spp. (Fabaceae) e *Vismia* spp. (Clusiacaeae), e por sub-bosque com herbáceas (Cyperaceae, Heliconiaceae, Marantaceae e Poaceae) e samambaias (Pteridophyta) (obs pess.).

Amostragem das espécies

O período de amostragem ocorreu durante a cheia do rio em 2009 (maio a julho - 60 dias) e em 2010 (fevereiro - 20 dias, maio a julho - 60 dias); e durante a seca do rio em 2009 (outubro a dezembro - 60 dias) e em 2010 (outubro a dezembro - 60 dias).

Nesse período foram amostradas 60 parcelas de 10 x 250m (0.25 ha), 32 parcelas distribuídas em florestas de terra firme (16 florestas primárias e 16 florestas secundárias) e 28 parcelas em florestas de várzeas (17 florestas primárias e 11 florestas secundárias), abrangendo paisagens nos dois interflúvios do baixo rio Purus (Figura 1, quadros 1, 2, 3 & 4). Outros estudos na Amazônia brasileira têm realizado amostragens

consistentes da herpetofauna em áreas de floresta, utilizando parcelas de tamanhos similares (Menin *et al*., 2007; 2008; 2011; Rojas-Ahumada & Menin, 2010; Fraga *et al*., 2011; Pinto *et al*., 2011).

As 28 parcelas localizadas em florestas secundárias foram situadas no centro de áreas de cultivo abandonadas. Estas manchas de áreas já cultivadas apresentaram variação no tamanho (determinado no local com uso de trena métrica), entre 1,5 – 4,8 ha nas áreas de terra firme (x= 2,1, DP= ±1,3) e entre 1,1 – 3,2 ha nas áreas de várzea (x= 1,7, DP= ±1,1). Todas as florestas secundárias estiveram localizadas próximas de cursos d'água que serviam de principal acesso as áreas. Nas florestas secundárias de terra firme as distâncias dos cursos d'água foram menores que 100 m. Nas áreas de várzea as florestas secundárias localizaram-se em maiores distâncias (100 - 250 m) dos cursos d'água, pela amostragem destas ares ter ocorrido no período de seca do rio. As manchas de florestas secundárias tiveram formato irregular e na maior o entorno destas áreas parte foi constituído por florestas secundárias cultivadas e em abandono.

Nestas parcelas, as espécies foram buscadas ativamente por um mínimo de duas e máximo de quatro pessoas. Cada observador registrou as espécies distanciando-se até cinco metros do centro da parcela. Cada parcela foi amostrada quatro vezes, duas vezes em período diurno e duas vezes em período noturno, em um intervalo máximo de oito dias entre cada amostragem (procura limitada por tempo – PLT= 850,9 horas homem). Nestas ocasiões, as parcelas foram lentamente percorridas e as espécies procuradas no chão e na vegetação sendo registradas por encontro visual (Crump & Scott, 1994) e por amostragem auditiva (Zimmerman, 1994).

Em cada parcela foram instaladas armadilhas de interceptação com funis de dupla entreda - AIF (*double-ended funnel traps with drift fence*) (Greenberg *et al*., 1994) contendo seis funis interligados por uma cerca plástica guia em forma de Y, cada braço medido 6m de comprimento, 1m de altura e enterrado no solo (esforço de AIF= 38,30 horas).

Para maximizar a independência da amostragem entre as localidades estudadas todas as parcelas foram distribuídas com uma distância mínima de 1 km entre as mesmas. O primeiro autor participou de todas as coletas. Espécimes testemunhos foram coletados (licenças de coleta IBAMA 02005.001919/0098 & 20059-1) e depositados na coleção de Anfíbios e Répteis do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) em Manaus, Amazonas - Brasil.

Parâmetros Ambientais

tempo de abandono das florestas secundárias

O tempo de abandono das florestas secundárias foi obtido com a família dos agricultores que cultivaram há menos tempo na localidade. O tempo de abandono das florestas secundárias variou nas áreas de terra firme de 8 - 60 anos (x= 20,5, DP= ±13,6, N= 16) e nas áreas de várzea de 5 – 45 anos (x= 27,6, DP= ±11,1, N= 11).

tamanho das maiores árvores em cada parcela

O tamanho das maiores árvores de cada parcela foi utilizado como uma medida relacionada com as estimativas de tempo de abandono das áreas avaliadas. Em cada parcela, a cada 50 m, foi aferida a circunferência do tronco à altura do peito (CAP) da maior árvore em um raio de 30 m do centro da parcela. Um total de cinco árvores foram medidas por parcela. A média de tamanho destas cinco árvores representou o tamanho das maiores árvores de cada parcela. Nas florestas secundárias, árvores remanescentes da vegetação primária não foram incluídas nesta amostragem.

Nas florestas de terra firme a CAP das florestas primárias variou entre 211,18-493,43 (x= 292,01, DP= ±85,90, N= 16) e das florestas secundárias entre 85,04-194,48 (x= 121,19, DP= ±32,52, N= 16). Nas florestas de várzea a CAP das florestas primárias variou entre 167,20-390,20 (x= 250,49, DP= ±62,56, N= 17) e das florestas secundárias entre 78,96-329,10 (x= 182,80, DP= ±82,20, N= 11).

Análise de dados

Diferenças na abundância e na riqueza de espécies entre florestas primárias e secundárias nos dois tipos de florestas avaliadas foram testadas por meio de análises de variância (*ANOVA*). Também, diferenças na circunferência (CAP) das maiores árvores entre as áreas de florestas primárias e secundárias, de terra firme e de várzea, foram testadas por *ANOVA*.

Para avaliar as estimativas de tempo de regeneração das áreas de florestas secundárias estudadas, relacionamos por meio de modelos de regressão linear o tempo de abandono de cultivo das localidades (anos) com as médias da circunferência (CAP) das maiores árvores em cada parcela (cm). O tempo de abandono de cultivo nas áreas de florestas secundárias (anos) também foi relacionado com a abundância e a riqueza de espécies por parcela por meio de regressões lineares.

Para determinar se as comunidades de anfíbios anuros e répteis Squamata, de florestas de terra firme e de várzea, têm um padrão de distribuição hierárquico e quantificar este padrão, foi usado o pacote *Nested Temperature Calculator* (Atmar & Patterson, 1995). Este programa utiliza a estrutura da matriz de presença-ausência das espécies para calcular a "temperatura" (*T*) dessa matriz, que pode variar entre 0º, para um sistema perfeitamente hierárquico, e 100º, para um sistema completamente aleatório. Para gerar matrizes randômicas foram feitas 10.000 simulações de Monte-Carlo e os valores de *T* destas foram usados para determinar a significância da "temperatura" da matriz com dados observados em campo.

Gráficos de ordenação direta foram utilizados para representar a abundância das espécies de anfíbios anuros e de lagartos ao longo do gradiente de tempo de regeneração das florestas secundárias nas florestas sazonalmente inundáveis de várzea e as florestas não-inundáveis de terra firme. Nesta análise, as áreas de florestas primárias foram consideradas com um tempo mínimo de regeneração de 100 anos.

Dissimilaridades na composição de espécies de anfíbios anuros e de répteis Squamata foram calculadas usando o índice de Bray-Curtis a partir de uma matriz de abundância das espécies padronizada pelo máximo de indivíduos em cada localidade e log-transformada (log [x+1]) para reduzir o efeito dos valores extremos.

A partir da matriz de dissimilaridade a composição de espécies de anfíbios anuros e de répteis Squamata foram resumidas por escalonamento multidimensional não-métrico (*NMDS*) no programa R v.5.0 (http://www.R-project.org).

As ordenações em duas dimensões produzidas por *NMDS* explicaram mais que 70% da variância relacionada às distâncias originais das comunidades de anfíbios anuros (r^2= 0,756) e répteis Squamata (r^2= 0,786). As correlações entre os eixos gerados por *NMDS* ficaram abaixo de 10% (r< 0,09) em todos os casos.

Para determinar a influência do tempo de regeneração das áreas de florestas secundárias sobre a composição de espécies, os escores produzidos pelos dois eixos do *NMDS* foram utilizados em análises de regressão multivariada. Estatística de *Pillai trace* foi usada para discriminar os grupos.

Os modelos multivariados de regressão foram gerados no programa R v.5.0.

Resultados

Riqueza de espécies em florestas primárias e secundárias

Encontramos um total de 113 espécies e realizamos 3.488 registros de espécimes de anfíbios anuros e répteis Squamata na região do baixo rio Purus, Amazônia brasileira. Deste total, 57 *taxa* foram anfíbios anuros representados por nove famílias (Tabela 1) e 56 *taxa* de répteis Squamata (24 lagartos e 32 serpentes) representados por oito famílias de lagartos e seis de serpentes (Tabela 2).

Nas florestas primárias de terra firme (N= 16 parcelas) foram encontradas 40 espécies de anfíbios anuros (Tabela 1, entre 7-19 espécies de sapos/parcela: x= 11,12 $\pm$2,89), 22 espécies de lagartos (Tabela 2, entre 4-17 espécies de lagartos/parcela: x= 9,50 $\pm$2,98) e 17 de serpentes (Tabela 2, entre 0-3 espécies de serpentes/parcela: x= 1,31 $\pm$1,13).

Nas florestas secundárias de terra firme (N= 16 parcelas) foram encontradas 28 espécies de anfíbios anuros (Tabela 1, entre 4-11 espécies de sapos/parcela: x= 7,62 $\pm$2,15), 13 espécies de lagartos (Tabela 2, entre 4-10 espécies de lagartos/parcela: x= 6,81 $\pm$1,87) e 11 de serpentes (Tabela 2, entre 0-4 espécies de serpentes/parcela: x= 1,25 $\pm$1,12).

Nas florestas primárias de várzea (N= 17 parcelas) foram encontradas 35 espécies de anfíbios anuros (Tabela 1, entre 5-12 espécies de sapos/parcela: x= 8,70 $\pm$1,86), 13 espécies de lagartos (Tabela 2, entre 4-9 espécies de lagartos/parcela: x= 6,23 $\pm$1,48) e 15 de serpentes (Tabela 2, entre 0-5 espécies de serpentes/parcela: x= 1,35 $\pm$1,27).

Nas florestas secundárias de várzea (N= 11 parcelas) foram encontradas 26 espécies de anfíbios anuros (Tabela 1, entre 4-11 espécies de sapos/parcela: x= 6,90 $\pm$1,81), 12 espécies de lagartos (Tabela 2, entre 4-9 espécies de lagartos/parcela: x= 6,27 $\pm$1,55) e sete de serpentes (Tabela 2, entre 0-2 espécies de serpentes/parcela: x= 0,72 $\pm$0,90).

A riqueza de espécies/parcela entre florestas primárias e secundárias foi significativamente diferente para anfíbios anuros tanto nas florestas de terra firme (*ANOVA*, F= 15,038; p= 0,001) quanto nas florestas de várzea (*ANOVA*, F= 6,339; p= 0,018). Para répteis Squamata, riqueza de espécies/parcela entre florestas primárias e secundárias foi significativamente diferente apenas para lagartos de florestas de terra firme

(*ANOVA*, *F*= 9,298; *p*= 0,005). Entre as florestas primárias e secundárias, as comunidades de lagartos de florestas de várzea (*ANOVA*, *F*= 0,004; *p*= 0,949), de serpentes de florestas de terra firme (*ANOVA*, *F*= 0,024; *p*= 0,877) e de serpentes de florestas de várzea (*ANOVA*, *F*= 1,995; *p*= 0,170) não diferiram na riqueza de espécies.

Abundância das espécies em florestas primárias e secundárias

Nas florestas primárias de terra firme, realizamos 955 registros de anfíbios anuros (Tabela 1) e 427 registros de répteis Squamata (Tabela 2). Foram observados entre 12-179 indivíduos de anfíbios anuros/parcela (*x*= 59,50 ±45,00); entre 6-77 indivíduos de lagartos/parcela (*x*= 25,25 ±18,97), e entre 0-4 indivíduos de serpentes/parcela (*x*= 1,43 ±1,31).

Nas florestas secundárias de terra firme, realizamos 393 registros de anfíbios anuros (Tabela 1) e 467 registros de répteis Squamata (Tabela 2). Foram observados entre 10-50 indivíduos de anfíbios anuros/parcela (*x*= 24,56 ±11,44); entre 8-51 indivíduos de lagartos/parcela (*x*= 27,68 ±10,33), e entre 0-4 indivíduos de serpentes/parcela (*x*= 1,50 ±1,36).

Nas florestas primárias de várzea, realizamos 446 registros de anfíbios anuros (Tabela 1) e 258 registros de répteis Squamata (Tabela 2). Foram observados entre 16-59 indivíduos de anfíbios anuros/parcela (*x*= 26,23 ±12,71); entre 4-38 indivíduos de lagartos/parcela (*x*= 13,64 ±9,30), e entre 0-5 indivíduos de serpentes/parcela (*x*= 1,52 ±1,50).

Nas florestas secundárias de várzea, realizamos 314 registros de anfíbios anuros (Tabela 1) e 228 registros de répteis Squamata (Tabela 2). Foram observados entre 7-154 indivíduos de anfíbios anuros/parcela (*x*= 28,54 ±42,42); entre 6-32 indivíduos de lagartos/parcela (*x*= 19,81 ±7,76), e entre 0-4 indivíduos de serpentes/parcela (*x*= 0,90 ±1,30).

A abundância das espécies/parcela entre florestas primárias e secundárias foi significativamente diferente para anfíbios anuros nas florestas de terra firme (*ANOVA*, *F*= 9,056; *p*= 0,005) não tendo diferindo nas florestas de várzea (*ANOVA*, *F*= 0,045; *p*= 0,834). Para répteis Squamata os lagartos representaram 95% do total de registros (Tabela 2), e a abundância de espécies/parcela não diferiu entre as comunidades de florestas primárias e secundárias para lagartos de florestas de terra firme (*ANOVA*, *F*= 0,204; *p*= 0,655),

lagartos de florestas de várzea (*ANOVA*, F= 3,324; p= 0,080), serpentes de florestas de terra firme (*ANOVA*, F= 0,017; p= 0,896) e serpentes de florestas de várzea (*ANOVA*, F= 1,257; p= 0,272).

Estimativas do cronosequência de regeneração das florestas secundárias

As áreas de florestas primárias tiveram valores médios de circunferência (CAP) das árvores, significativamente maiores que nas florestas secundárias, tanto em florestas de terra firme (*ANOVA*, F= 55,337; p< 0,0001) quanto em florestas de várzea (*ANOVA*, F= 6,112; p= 0,020).

Nas florestas secundárias a relação entre o tempo de regeneração estimado e a circunferência (CAP) média das maiores árvores medidas em cada parcela, foi significativa nas florestas de terra firme (r^2= 0,748; p< 0,0001) e sem efeito nas florestas de várzea (r^2< 0,0001; p= 0,440) (Figura 2).

Efeito do tempo de regeneração das florestas secundárias na riqueza de espécies

Para anfíbios anuros, a cronosequencia de regeneração das florestas secundárias influenciou significativamente a riqueza de espécies, tanto nas florestas de terra firme (r^2= 0,331; p< 0,0001) quanto nas florestas de várzea (r^2= 0,178; p= 0,014).

Para répteis Squamata, o tempo estimado de regeneração das florestas secundárias influenciou significativamente a riqueza de lagartos nas florestas de terra firme (r^2= 0,237; p< 0,003). Não foi constatado efeito sobre a riqueza de lagartos nas florestas de várzea (r^2< 0,0001; p= 0,812), de serpentes nas florestas de terra firme (r^2< 0,0001; p= 0,922) e de serpentes nas florestas de várzea (r^2= 0,038; p= 0,163).

Efeito da cronosequencia de regeneração das florestas secundárias na abundância de espécies

Para anfíbios anuros, o tempo de regeneração das florestas secundárias influenciou significativamente a abundância de espécies nas florestas de terra firme (r^2= 0,210; p< 0,005) e não teve efeito nas florestas de várzea (r^2< 0,0001; p= 0,964).

Para répteis Squamata não foi constatado efeito do tempo de regeneração das florestas estimado em anos sobre a abundância de lagartos nas florestas de terra firme (r^2< 0,0001; p= 0,649) e nas florestas de várzea

(r^2= 0,051; p= 0,130); também sobre a abundância de serpentes nas florestas de terra firme (r^2< 0,0001; p= 0,757) e nas florestas de várzea (r^2= 0,007; p= 0,285).

Distribuição hierárquica das espécies e ordenação das abundâncias em função do tempo de regeneração

Um padrão de distribuição hierárquico, com as localidades mais pobres em espécies representando subconjuntos das parcelas mais ricas em espécies, foi observado para comunidades de anfíbios anuros em florestas de terra firme [T (temperatura) = 23,11º, p < 0,0001] e de várzea [T (temperatura) = 36,91º, p < 0,0001]; e nas comunidades de lagartos em florestas de terra firme [T (temperatura) = 14,86º, p < 0,0001] e de várzea [T (temperatura) = 11,30º, p< 0,0001]. Não foi observada uma distribuição hierárquica das comunidades de serpentes em florestas de terra firme [T (temperatura) = 28,61º, p = 1,00] e de várzea [T (temperatura) = 27,80º, p = 0,955].

Para evidenciar subconjuntos hierárquicos de anfíbios anuros e lagartos, em florestas de terra firme e de várzea, realizamos a ordenação das abundâncias das espécies em função do tempo de regeneração da floresta (Figura 3).

Composição de espécies de anfíbios anuros e de répteis Squamata

Considerando a distribuição das localidades de florestas primárias e secundárias em florestas de terra firme e de várzea, a composição das espécies de anfíbios anuros e de répteis Squamata resumida por *NMDS* não revelou agrupamentos bem definidos no espaço bidimensional criado pela relação gráfica entre os dois eixos do *NMDS* (Figura 4).

Efeito do tempo de regeneração das florestas na composição de espécies

O tempo de regeneração das florestas secundárias influenciou significativamente a composição de espécies de répteis Squamata nas florestas de terra firme (*Pillai trace*= 0,496; F= 14,301; p< 0,0001) e nas florestas de várzea (*Pillai trace*= 0,225; F= 3,635; p= 0,041). Não foi observado efeito significativo do tempo de regeneração das florestas secundárias sobre a composição de espécies de anfíbios anuros nas florestas de terra firme (*Pillai trace*= 0,014; F= 0,210; p= 0,811) e nas florestas de várzea (*Pillai trace*= 0,184; F= 2,819; p= 0,078).

Discussão

Na região do baixo rio Purus, florestas secundárias abrigaram subconjuntos da diversidade observada. Nas florestas secundárias de terra firme foram encontrados 60% dos anfíbios anuros e 52% dos répteis Squamata observados em cada tipo de paisagem. Nas florestas secundárias de várzea uma proporção ainda maior da diversidade esteve representada, com 74% dos anfíbios anuros e 57% dos répteis Squamata observados nestas florestas. Apesar de uma alta proporção da diversidade da herpetofauna local ocorrer nas florestas secundárias, as florestas primárias tiveram maior riqueza de anfíbios anuros em florestas de terra firme e de várzea, e de lagartos em florestas de terra firme. Vários estudos demonstraram que florestas secundárias abrigam uma herpetofauna menos diversa que a observada em bordas de florestas primárias (Crump, 1971; Bowman *et al*., 1990; Heinen, 1992; Tocher *et al*., 2002; Vallan, 2002; Gardner *et al*., 2007a). No entanto, as florestas secundárias foram representativas das abundâncias das espécies, tanto nas florestas de terra firme (29% do total de indivíduos anfíbios anuros e 52% de répteis Squamata) quanto nas florestas de várzea (41% do total de indivíduos de anfíbios anuros e 47% de répteis Squamata). Apenas para comunidades de anfíbios anuros de terra firme foi constatada uma maior abundância nas florestas primárias.

Para herpetofauna da Amazônia ocidental brasileira, Gardner *et al*. (2007a) reportou para áreas de florestas primárias, secundárias e plantações florestais no estado do Pará, um padrão similar ao encontrado neste estudo, com diferenças na riqueza de espécies mas com abundâncias similares entre essas paisagens. Gardner *et al*. (2007a) atribuíram valor de conservação às florestas secundárias indicando que estas abrigaram subconjuntos representativos da fauna de anfíbios anuros e lagartos da região. Florestas secundárias também foram reportadas com valor de conservação para herpetofauna em plantações de cacau (*Theobroma cacao* L.) nas florestas tropicais do sudeste da Ásia, Indonésia (Wanger *et al*., 2009) e em plantações de café (*Coffea* spp.) e pastagens nas florestas mesófilas de montanha da região centro-oriental do México (Pineda & Halffter, 2004).

Por outro lado, outros estudos têm reportado resultados diferentes e atribuído baixo valor de conservação para herpetofauna tropical do México, para áreas de florestas secundárias e paisagens agrícolas (plantações e pastagens), estabelecidas em áreas de floresta seca da região centro-oriental do México

(Suazo-Ortuño *et al*., 2008) e em áreas de florestas estacionais da península de Yucatan (Luja *et al*., 2008).

Embora a composição de espécies de anfíbios anuros e répteis Squamata não tenha representado agrupamentos óbvios em localidades de florestas primárias e secundárias (Figura 4), o ordenamento das espécies em relação à cronosequência de regeneração das florestas, evidenciou diferentes padrões de ocupação das florestas secundárias e primárias por anfíbios anuros e lagartos.

Em florestas secundárias foi comum a ocorrência de espécies de áreas abertas, tanto de sapos arborícolas (*Hypsiboas lanciformis*, *Scinax ruber*) quanto de lagartos heliotérmicos (*Gonatodes humeralis*). Algumas espécies foram encontradas predominantemente em habitats de florestas secundárias de várzea (*Kentropyx altamazonica*, *Scinax pedromedinae*, *Trachycephalus typhonius*) e habitats de florestas secundárias de terra firme (*Ameiva ameiva*, *Bothrops atrox*). Em florestas primárias predominaram espécies ombrófilas, de sapos arborícolas (*Osteocephalus planiceps*, *Trachycephalus resinifictrix*) e de sapos de liteira (*Allobates femoralis*, *Leptodactylus* **aff**. *andreae*, *Rhinella margaritifera*). Espécies ombrófilas de liteira, de lagartos (*Anolis tandai*, *Alopoglossus* **aff**. *atriventris*, *Arthrosaura reticulata*) e de sapos (*Ameerega trivittata*) caracterizaram os habitats de florestas primárias de terra firme. E o lagarto semi-aquático *Uranoscodon superciliosus* foi encontrado principalmente habitats de florestas primárias de várzea.

Estudos em regiões tropicais têm demonstrado que o aumento no tempo de regeneração das florestas secundárias incrementa a diversidade de espécies da herpetofauna e a complexidade das interações ecológicas (Bowman *et al*., 1990; Heinen, 1992; Pawar *et al*., 2004; Ríos-López & Aide, 2007). No noroeste da Índia, florestas secundárias com 30 anos de regeneração demonstraram diversidade de anfíbios anuros e lagartos similares à encontrada em florestas primárias (Pawar *et al*., 2004). Enquanto, Ríos-López & Aide (2007) demonstraram aumento na complexidade das interações tróficas da herpetofauna com o avanço da sucessão florestal em florestas subtropicais úmidas do norte de Porto Rico, na região do Mar do Caribe.

Na região estudada, as florestas secundárias de terra firme e de várzea responderam diferentemente ao parâmetro utilizado para estabelecer o tempo de regeneração das florestas. As relações encontradas entre a CAP das maiores árvores nas parcelas e o tempo estimado de abandono de cultivo nas localidades

(Figura 2), indicaram que esse método foi robusto para estabelecer a cronosequência de regeneração florestal apenas em florestas secundárias de terra firme. No entanto, o conhecimento do histórico de uso recente das áreas avaliadas demonstrou que altos valores médios da CAP das árvores (>250 cm) foram eficazes em distinguir as áreas de florestas primárias das áreas de floresta secundárias, tanto em florestas de terra firme quanto em florestas de várzea.

De fato, a cronosequência de regeneração influenciou positivamente na riqueza de anfíbios anuros nos dois tipos de paisagens de terra firme e de várzea, e na riqueza de lagartos em florestas secundárias de terra firme. Também influenciou na abundância de anfíbios anuros em florestas secundárias de terra firme. Houve ainda, efeito do tempo de regeneração das florestas secundárias sobre a composição de espécies de répteis Squamata, nas florestas de terra firme e nas florestas de várzea, refletindo as florestas secundárias terem abrigado cerca de metade da abundância total dos répteis Squamata.

Com relação à conservação da diversidade de anfíbios anuros e lagartos do baixo rio Purus, região com predominância de paisagens florestais, nosso estudo não indicou alto valor de conservação das florestas secundárias em relação à matriz de florestas primárias, tanto em paisagens de florestas não inundáveis de terra firme e quanto de florestas sazonalmente inundáveis de várzea. A alta representatividade da diversidade da herpetofauna encontrada nas florestas secundárias avaliadas, provavelmente refletiu a matriz predominante de florestas primárias. No entanto, mesmo com grande disponibilidade de áreas fontes de espécies (áreas prístinas), as florestas secundárias em estágios de crescimento tardio (>20 anos) abrigaram menor riqueza de espécies de anfíbios anuros e de répteis Squamata que as áreas de florestas primárias. O padrão de distribuição hierárquica das comunidades de anfíbios e lagartos, com florestas secundárias representando subconjuntos da riqueza encontrada nas áreas primárias, tanto em florestas de terra firme quanto de várzea, demonstrou maior importância de florestas prístinas para manutenção da maior parte da diversidade da herpetofauna local.

Aparentemente, para a herpetofauana de planície amazônica um maior tempo de regeneração das florestas secundárias é necessário para que estas alcancem a complexidade ecológica dos habitats e a diversidade de espécies encontrada em florestas prístinas. Entretanto, para regiões tropicais faltam estudos com longas séries de dados que permitam avaliar qual o tempo de regeneração e o contexto ambiental necessário para florestas secundárias abrigarem uma diversidade da herpetofauna similar a das florestas primárias (ver Gardner *et al.*, 2007b; Whitfield *et al.*, 2007; Herrera-Montes & Brokaw, 2010).

Agradecimentos: A Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas (FAPEAM) concedeu bolsa de doutorado para F. Waldez (POSGRAD 001/2008). O CNPq concede Bolsa de Produtividade em Pesquisa para M. Menin e R. C. Vogt. O Centro Estadual de Unidades de Conservação (CEUC) da Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável do Amazonas (SDS-AM) autorizou a pesquisa na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus (n° proc.: 39/2010 SDS/CEUC). Os resultados apresentados neste estudo foram financiados pela FAPEAM por meio do Programa Integrado de Pesquisa e Inovação Tecnológica (PIPT) concedido para R. C. Vogt (n° proc.: 877/2003); também foi apoiado pelo Instituto Piagaçu - IPI (www.piagacu.org.br) em parceria com a *Wildlife Conservation Society* (WCS). O Projeto Tartarugas da Amazônia (Petrobrás S.A. - Programa Petrobrás Ambiental) apoiou cientificamente esta pesquisa. Hermógenes Bastos Neto construiu o mapa da figura 1.

Referencias bibliográficas

Allmon, W.D. 1991. A plot study of forest floor litter frogs, Central Amazon, Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 7: 503–22.

Atmar W. & Patterson B.D. 1995. The Nestedness Temperature Calculator: a Visual Basic Program Including 294 Presence–Absence Matrices. *AICS Research on the Field Museum*, Chicago.

Bernarde, P.S. & Macedo, L.C. 2008. Impacto do desmatamento e formação de pastagens sobre a anurofauna de serapilheira em Rondônia. *Iheringia Série Zoologia* 98(4):454-459.

Bowman, D.; Woinarski, J.C.Z.; Sands, D.P.A.; Wells, A. & McShane, V.J. 1990. Slash-and-burn agriculture in the wet coastal lowlands of Papua-New-Guinea – response of birds, butterflies and reptiles. *Journal of Biogeography* 17: 227–239.

Caldas, M.M; Walker, R.; Shirota, R.; Perz, S. & Skole, D. 2003. Ciclo de Vida da Família e Desmatamento na Amazônia: Combinando Informações de Sensoriamento Remoto com Dados Primários. *Revista Brasileira de Economia* 57(4): 683-711.

Carvalho Jr, E.A.R.; Lima, A.; Magnusson, W.E. & Albernaz, A.K.L.M. 2008. Long-term effect of forest fragmentation on the Amazonian gekkonid lizards, *Coleodactylus amazonicus* and *Gonatodes humeralis*. *Austral Ecology* 33: 723-729.

Crump, M. 1971. Quantitative analysis of the ecological distribution of a tropical herpetofauna. *Occasional Papers of the Museum of Natural History*, University of Kansas 3**:**1–62.

Crump, M.L. & Scott, N.J. 1994. Visual encounter surveys. *In* Heyer, W.R.; Donnelly, M.A.; McDiarmid, R.W.; Hayek, L.A.C. & Foster, M.S. (eds) *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians*. Smithsonian Institution Press, Washington DC, pp. 84–92.

Crump, M.L. 2003. Conservation of amphibians in the new world tropics. *In* Semlitsch, R.D. (ed.) *Amphibian Conservation*. Smithsonian Institution, Washington, pp. 53–69.

Cushman, S.A. 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. *Biological Conservation* 128: 231–240.

Duellman, W.E. 1990. Herpetofaunas in Neotropical rainforests: comparative composition, history, and resource use. *In* Gentry, A.H. (ed.) *Four Neotropical Rainforests*. Yale University Press, New Haven, Connecticut, pp. 455-505.

Estupiñán, R. A. & Galatti, U. 1999. La Fauna Anura en Áreas com Diferentes Grados de Intervención Antrópica de la Amazonia Oriental Brasileña. *Revista de la Academia Colombiana de* **Ciencias** *Exactas, Físicas y Naturales* 23: 275-286.

Fearnside, P. 1989. Agricultura na Amazônia: Tipos de agricultura, padrão e tendências (TENDÊNCIAS). *Cadernos NAEA*, 10: 197-252.

Fearnside, P.M.; Alencastro-Graça, P.M.L.; Keizer, E.W.H.; Maldonado, F.D.; Barbosa, R.I. & Nogueira, E.M. 2009. Modelagem de desmatamento e emissões de gases de efeito estufa na região sob influência da rodovia Manaus-Porto Velho (BR-319). *Revista Brasileira de Meteorologia* 24(2): 208-233.

Fraga, R.; Lima, A.P. & Magnusson, W.E. 2011. Mesoscale spatial ecology of a tropical snake assemblage: the width of riparian corridors in central Amazonia. *Herpetological Journal* 21: 51–57.

Fredericksen, N.J. & Fredericksen, T.S. 2004. Impacts of selective logging on amphibians in a Bolivian tropical humid forest. *Forest Ecology and Management* 191: 275–282.

Gardner, T. A.; Ribeiro-Junior, M. A.; Barlow, J.; Avila-Pires, T. C. S.; Hoogmoed, M. S. & Peres, C. A. 2007a. The value of primary, secondary and plantation forests for a neotropical herpetofauna. *Conservation Biology* 21: 775-787.

Gardner, T.A.; Barlow, J. & Peres, C.A. 2007b. Paradox, presumption and pitfalls in conservation biology: the importance of habitat change for amphibians and reptiles. *Biological Conservation* 138: 166–179.

Gibbons, J.W.; Scott, D.E.; Ryan, T.J.; Buhlmann, K.A.; Tuberville, T.D.; Metts, B.S.; Greene, J.L.; Mills, T.; Leiden, Y.; Poppy, S. & Winne, C.T. 2000. The global decline of reptiles, deja-vu amphibians. *Bioscience* 50: 653–667.

Goulding, M.; Barthem, R. & Ferreira, E.J.G. 2003. *The Smithsonian Atlas of the Amazon*. Smithsonian Institution Press, Washington D.C. 256p.

Greenberg, C.H.; Neary, D. & Harris, L.D. 1994. A comparison of herpetofaunal sampling effectiveness of pitfall, single-ended, and double-ended funnel traps used with drift fences. **Journal** *of Herpetology* 28: 319–324.

Haugaasen, T. & Peres, C.A. 2006. Floristic, edaphic and structural characteristics of flooded and unflooded forests in the lower Rio Purús region of central Amazonia, Brazil. *Acta Amazônica* 36(1):25-36.

Heinen, J.T. 1992. Comparisons of the leaf litter herpetofauna in abandoned cacao plantations and primary rain-forest in Costa-Rica – some implications for faunal restoration. *Biotropica* 24: 431–439.

Herrera-Montes, A. & Brokaw, N. 2010. Conservation value of tropical secundary forest: A herpetofaunal perspective. *Biological Conservation* 143: 1414-1422.

Hess, L.L.; Melack, J.M.; Novo, E.; Barbosa, C.C.F. & Gastil, M. 2003. Dual-season mapping of wetland inundation and vegetation for the central Amazon basin. *Remote Sensing of Environment* 87:404-428.

IBGE. 2002. *Mapa de Climas do Brasil.* Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Brasil. Disponível em <ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapas/tematicos/mapas_murais/clima.pdf/>. Acesso em 14.02.2012.

IBGE, 2010. *Cidades@*. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Brasil. Disponível em <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>. Acesso em 14.05.2012.

Inger, R.F. 1980. Densities of floor-dwelling frogs and lizards in lowland forests of Southeast Asia and Central America. *American Naturalist* 115: 761–770.

Instituto Piagaçu (org.). 2010. *Plano de Gestão da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus*. Secretaria de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável, Governo do Amazonas. <http://www.ceuc.sds.am.gov.br/downloads/category/9-planosdegestao.html>. Acesso em 14.07.2011.

Lima, A.P.; Suárez, F.I.O. & Higuchi, N. 2001. The effects of selective logging on the lizards *Kentropyx calcarata*, *Ameiva ameiva* and *Mabuya nigropunctata*. *Amphibia-Reptilia* 22:209-216.

Luja, V.H.; Herrando-Perez, S.; Gonzalez-Solis, D. & Luiselli, L. 2008. Secondary rain forests are not havens for reptile species in tropical Mexico. *Biotropica* 40: 747–757.

Macedo, L.M.; Bernarde, P.S. & Abe, A.S. 2008. Lizard community (Squamata: Lacertilia) in forest and pasture areas at Espigão do Oeste, Rondônia, southwestern Amazon, Brazil. *Biota Neotropica* 8(1): 133-139.

Martins Jr., A. F. & Waichman, A. V. 2009. Mapeamento dos ambientes aquáticos e da cobertura da terra na Bacia do Rio Purus, Amazonas, Brasil. *In* Epiphanio, J.C.N. & Galvão, L.S. (eds) *Anais do XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto* 1:5973-5980.

Menin, M.; Lima, A.P.; Magnusson, W.E. & Waldez, F. 2007. Topographic and edaphic effects on the distribution of terrestrially reproducing anurans in Central Amazonia: mesoscale spatial patterns. *Journal of Tropical Ecology* 23:539‑547.

Menin, M.; Waldez, F. & Lima, A.P. 2011. Effects of environmental and spatial factors on the distribution of anuran species with aquatic reproduction in central Amazonia. *Herpetological Journal* 21: 255-261.

Michaelis. 1998. *Moderno dicionário da língua Portuguesa*. São Paulo. Companhia Melhoramentos (dicionários Michaelis). 2267p.

Moran, E. 1990. *A ecologia humana das populações da Amazônia*. Vozes, Petrópolis. 367 pp.

Pawar, S.S.; Rawat, G.S. & Choudhury, B.C. 2004. Recovery of frog and lizard communities alteration in Mizoram, Northeast India. *BMC Ecology* 4: 10.

Pereira, K.J.C.; Lima, B.F.; Reis, R.S. & Veasey, E.A. 2006. Saber tradicional, agricultura e transformação da paisagem na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã, Amazonas. *Uakari* 2(1): 9-26.

Pineda, E. & Halffter, G. 2004. Species diversity and habitat fragmentation: frogs in a tropical montane landscape in Mexico. *Biological Conservation* 117: 499–508.

Pinto, M.G.M.; Manusson, W. E. & Lima, A. P. 2011. Lagartos. *In* Oliveira, M.L.; Baccaro, F.B.; Braga-Neto, R.; Magnusson, W.E. (eds) *Reserva Ducke- A Biodiversidade Amazônica Através de uma Grade*. Manaus: INPA. pp. 99-108.

Ribeiro, J. E.; Hopkins, M.; Vicentini, A.; Sothers, C. A.; Costa, M. A.; Brito, J. M.; Souza, M. A.; Martins, L. H.; Lohmann, L. G.; Assunção, P. A.; Pereira, E.; Silva, C. F.; Mesquita, M. R. & Procópio, L. C. 1999. *Flora da Reserva Ducke Guia de identificacão das plantas vasculares de uma floresta de terra firme na Amazônia Central*. INPA-DFID, Manaus. 799p.

Richers, B.T.T. 2010. Agricultura Migratória em Ambientes de Várzea na Amazônia Central: ameaça ou sistema integrado?. *Uakari* 6(1): 27-37.

Ríos-López, N. & Aide, T.M. 2007. Herpetofaunal dynamics during secondary succession. *Herpetologica* 63: 35–50.

Rodda, G. H.; Perry, G.; Rondeau, R. J. & Lazell, J. 2001. The densest terrestrial vertebrate. *Journal of Tropical Ecology* 17:331–338.

Rojas-Ahumada, D. P. & Menin, M. 2010. Composition and abundance of anurans in riparian and non-riparian areas in a forest in Central Amazonia, Brazil. *South American Journal of Herpetology 5*:157-167.

Scott, N. J. Jr. 1976. The abundance and diversity of the herpetofaunas of tropical forest litter. *Biotropica* 8:41–58.

Serão, E.A.; Nepstad, D.; Walker, R.T. 1996. Upland agricultural and forestry development in the Amazon: sustainability, criticality and resilience. *Ecological Economics*, 18: 3-13.

Silva, A. E. P.; Angelis, C. F.; Machado, L. A. T. & Waichaman, A. V. 2008. Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus. *Acta Amazonica* 38(4):733-742.

Soares-Filho, B. S.; Nepstad, D.; Curran, L.; Voll, E.; Cerqueira, G.; Garcia, R. A.; Azevedo-Ramos, C.; mcDonald, A.; Lefebvre, P. & Schlesinger, P. 2006. Modeling conservation in the Amazon basin. *Nature* 440:520-523.

Sodhi, N.S.; Bickford, D.; Diesmos, A.C.; Lee, T.M.; Koh, L.P.; Brook, B.W.; Sekercioglu, C.H. & Bradshaw, C.J.A. 2008. Measuring the meltdown: drivers of global amphibian extinction and decline. *PLoS ONE* 3: e1636.

Souza, V. M.; Souza, M. B. & Morato, E. F. 2008. Efeitos da sucessão florestal sobre a anurofauna (Amphibia: Anura) da Reserva Catuaba e seu entorno, Acre, Amazônia Sul - Ocidental. *Revista Brasileira de Zoologia* 25: 49-57.

Suazo-Ortuño, I.; Alvarado-Díaz, J. & Martínez-Ramos, M. 2008. Effects of conversion of dry tropical forest to agricultural mosaic on herpetofaunal assemblages. *Conservation Biology* 22(2):362-74.

Tocher, M.; Gascon, C. & Meyer, J.R. 2002. Community composition and breeding success of Amazonian frogs in continuous forest and matrix aquatic sites. *In* Bierregaard, R.O.; Gascon, C.; Lovejoy, T.E. & Mesquita, R.(eds) *Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest*. Yale University Press, New Haven, Connecticut, pp. 235–247.

Tocher, M.; Gascon, C. & Zimmerman, B. L. 1997. Fragmentation effects on a central Amazonian frog community: a ten-year study. *In* LAURANCE, W.F. & BIERREGAARD, R.O. (eds) *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press, Chicago. pp. 124-137.

Tsuji-Nishikido B. M. & Menin, M. Distribution of frogs in riparian areas of an urban forest fragment in Central Amazonia. *Biota Neotropica* 11(2):63-70.

Urbina-Cardona, J.N.; Olivares-Pérez, M. & Reynoso, V.H. 2006. Herpetofauna diversity and microenvironment correlates across the pasture-edge-interior gradient in tropical rainforest fragments in the region of Los Tuxtlas, Veracruz. *Biological Conservation* 132: 61–75.

Vallan, D. 2002. Effects of anthropogenic environmental changes on amphibian diversity in the rain forests of eastern Madagascar. *Journal of Tropical Ecology* 18: 725–742.

Vitt, L.J. & Caldwell, J.P. 2001. The effects of logging on reptiles and amphibians of tropical forests. *In* Fimbel, R.A.; Grajal, A. & Robinson, J. (eds). *The cutting edge*. Columbia University Press, New York, pp. 239–260.

Vitt, L.J.; Avila-Pires, T.C.S.; Caldwell, J. P. & Oliveira, V.R.L. 1998. The impact of individual tree harvesting on thermal environments of lizards in Amazonian rain forest. *Conservation Biology* 12: 654–664.

Wanger, T.C.; Saro, A.; Iskandar, D.T.; Brook, B.W.; Sodhi, N.S.; Clough, Y. & Tscharntke, T. 2009. Conservation value of cacao agroforestry for amphibians and reptiles in South-East Asia: combining correlative models with follow-up field experiments. *Journal of Applied Ecology* 46: 823–832.

Whitfield, S.M.; Bell, K.E.; Philippi, T.; Sasa, M.; Bolanos, F.; Chaves, G.; Savage, J.M. & Donnelly, M.A. 2007. Amphibian and reptile declines over 35 years at La Selva, Costa Rica. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104: 8352–8356.

Wilkinson, L. 1990. SYSTAT: *The System for Statistics***.** Systat Inc., Evanston, Illinois. 822p.

Wittmann, F.; Schöngart, J. & Junk, W. J. 2010. Phytogeography, species diversity, community structure and dynamics of central Amazonian floodplain forests. *In* Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Wittmann, F.; Schöngart, J. & Parolin, P. (eds) *Central Amazonian floodplain forests: ecophysiology, biodiversity and sustainable management*. Springer, Berlin/Heidelberg/New York. p.61-102.

Zimmerman, B.L. 1994. Audio strip transects. *In*: HEYER, W.R.; DONNELLY, M.A.; MCDIARMID, R.W.; HAYEK, L.A.C. & FOSTER, M.S. (eds) *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians*. Smithsonian Institution Press, Washington DC, pp. 92–97.

Tabela 1. Espécies de anfíbios anuros encontradas na região do baixo rio Purus, Amazonas – Brasil, relacionando as abundâncias, o número de parcelas em que ocorreram e a riqueza de espécies por tipos de floresta (FS= florestas secundárias; FP= florestas primárias). As áreas acinzentadas destacam os valores de abundância e de ocorrência das espécies.

AMPHIBIA : LISSAMPHIBIA	**OCORRÊNCIA PARCELAS FLORESTA DE VÁRZEA**			**OCORRÊNCIA PARCELAS FLORESTA DE TERRA FIRME**			**ABUNDÂNCIA FLORESTAS DE VÁRZEA**			**ABUNDÂNCIA FLORESTAS DE TERRA FIRME**		
	FS	**FP**	**TOTAL**	**FS**	**FP**	**TOTAL**	**FS**	**FP**	**TOTAL**	**FS**	**FP**	**TOTAL**
TOTAIS	**11**	**17**	**28**	**16**	**16**	**32**	**314**	**446**	**760**	**393**	**955**	**1348**
Ordem ANURA (57 spp.)			**35 spp.**			**47 spp.**						
RIQUEZA DE ESPÉCIES	**26**	**30**		**28**	**40**							
ESPÉCIES EXCLUSIVAS	**5**	**9**		**7**	**19**							
Aromobatidae (3 spp.)												
Allobates femoralis (Boulenger, 1884 "1883")	0	4	4	4	7	11	0	10	10	4	13	17
Allobates sp.1	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	8	8
Allobates sp.2	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	14	14
Bufonidae (4 spp.)												
Amazophrynella aff.*bokermanni* (Izecksohn, 1994 “1993″)	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	2	2
Rhinella margaritifera (Laurenti, 1768)	0	3	3	12	16	28	0	5	5	35	131	166
Rhinella marina (Linnaeus, 1758)	4	10	14	15	8	23	7	21	28	26	26	52
Rhinella merianae Gallardo, 1965	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1
Dendrobatidae (4 spp.)												
Adelphobates quinquevittatus (Steindachner, 1864)	0	0	0	1	0	1	0	0	0	2	0	2
Ameerega hahneli (Boulenger, 1884 "1883")	0	0	0	11	8	19	0	0	0	39	95	134
Ameerega trivittata (Spix, 1824)	0	0	0	2	6	8	0	0	0	2	12	14
Ranitomeya ventrimaculata (Shreve, 1935)	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1
Eleutherodactylidae (1 sp.)												
Phyzelaphryne miriamae Heyer, 1977	0	0	0	2	6	8	0	0	0	4	6	10
Hylidae (31 spp.)												
Dendropsophus allenorum	1	0	1	1	1	2	44	0	44	1	1	2

(Duellman and Trueb, 1989)												
Dendropsophus brevifrons (Duellman & Crump, 1974)	1	1	2	0	0	0	1	1	2	0	0	0
Dendropsophus haraldschultzi (Bokermann, 1962)	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0
Dendropsophus koechlini (Duellman & Trueb, 1989)	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0
Dendropsophus leali (Bokermann, 1964)	1	0	1	0	0	0	20	0	20	0	0	0
Dendropsophus leucophyllatus (Beireis, 1783)	4	6	10	9	11	20	4	13	17	13	114	127
Dendropsophus rossalleni (Goin, 1959)	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1
Dendropsophus triangulum (Günther, 1869 "1868")	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0
Hypsiboas calcaratus (Troschel in Schomburgk, 1848)	4	5	9	2	1	3	5	7	12	3	1	4
Hypsiboas cinereascens (Spix, 1824)	1	0	1	0	1	1	1	0	1	0	1	1
Hypsiboas fasciatus (Günther, 1859 "1858")	2	6	8	0	2	2	21	22	43	0	13	13
Hypsiboas geographicus (Spix, 1824)	2	9	11	0	1	1	11	20	31	0	1	1
Hypsiboas lanciformis (Cope, 1871)	3	1	4	3	2	5	3	1	4	4	2	6
Hypsiboas punctatus (Schneider, 1799)	1	2	3	0	1	1	1	2	3	0	1	1
Hypsiboas raniceps Cope, 1862	0	3	3	0	0	0	0	5	5	0	0	0
Hypsiboas wavrini (Parker, 1936)	3	9	12	3	4	7	4	18	22	4	8	12
Osteocephalus cf. *buckleyi* (Boulenger, 1882)	0	1	1	1	0	1	0	1	1	1	0	1
Osteocephalus cabrerai (Cochran & Goin, 1970)	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1
Osteocephalus leprieurii (Duméril & Bibron, 1841)	0	0	0	1	0	1	0	0	0	4	0	4
Osteocephalus planiceps Cope, 1874	1	8	9	4	8	12	2	14	16	9	18	27
Osteocephalus taurinus Steindachner, 1862	3	5	8	8	9	17	48	10	58	19	31	50
Phyllomedusa vaillantii Boulenger, 1882	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	3	3
Pseudis limellum (Cope, 1862)	0	1	1	0	0	0	0	29	29	0	0	0
Scarthyla goinorum (Bokermann, 1962)	7	9	16	0	2	2	18	24	42	0	2	2

Scinax boesemani (Goin, 1966)	6	6	12	0	1	1	7	19	26	0	3	3
Scinax garbei (Miranda-Ribeiro, 1926)	7	12	19	4	10	14	24	23	47	6	31	37
Scinax nebulosus (Spix, 1824)	0	1	1	0	1	1	0	1	1	0	1	1
Scinax pedromedinae (Henle, 1991)	5	4	9	0	0	0	21	12	33	0	0	0
Scinax ruber (Laurenti, 1768)	3	4	7	3	1	4	33	6	39	4	2	6
Trachycephalus resinifictrix (Goeldi, 1907)	1	9	10	7	13	20	2	53	55	18	25	43
Trachycephalus typhonius (Linnaeus, 1758)	3	4	7	0	0	0	11	5	16	0	0	0
Leptodactylidae (8 spp.)												
Hydrolaetare schmidti (Cochran & Goin, 1959)	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	2	2
Leptodactylus aff. *andreae* Müller, 1923	4	11	15	15	16	31	8	93	101	146	301	447
Leptodactylus macrosternum Miranda-Ribeiro, 1926	0	1	1	0	0	0	0	4	4	0	0	0
Leptodactylus mystaceus (Spix, 1824)	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1
Leptodactylus pentadactylus (Laurenti, 1768)	3	5	8	6	12	18	6	10	16	13	46	59
Leptodactylus petersii (Steindachner, 1864)	5	6	11	5	6	11	10	15	25	21	22	43
Leptodactylus rhodomystax Boulenger, 1884 "1883"	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1
Leptodactylus stenodema Jiménez de la Espada, 1875	0	1	1	0	1	1	0	1	1	0	1	1
Microhylidae (2 spp.)												
Chiasmocleis bassleri Dunn, 1949	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	3	3
Synapturanus aff. *salseri* Pyburn, 1975	0	0	0	1	1	2	0	0	0	10	3	13
Pipidae (1 sp.)												
Pipa pipa (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1
Strabomantidae (3 spp.)												
Oreobates quixensis Jiménez de la Espada, 1872	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1
Pristimantis conspicillatus (Günther, 1858)	0	0	0	1	4	5	0	0	0	1	7	8
Pristimantis sp.	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1

Tabela 2. Espécies de répteis Squamata encontradas na região do baixo rio Purus, Amazonas – Brasil, relacionando as abundâncias, o número de parcelas em que ocorreram e a riqueza de espécies por tipos de floresta (FS= florestas secundárias; FP= florestas primárias). As áreas acinzentadas destacam os valores de abundância e de ocorrência das espécies.

REPTILIA : LEPIDOSAURIA	**OCORRÊNCIA PARCELAS FLORESTA DE VÁRZEA**			**OCORRÊNCIA PARCELAS FLORESTA DE TERRA FIRME**			**ABUNDÂNCIA FLORESTAS DE VÁRZEA**			**ABUNDÂNCIA FLORESTAS DE TERRA FIRME**		
	FS	**FP**	**TOTAL**	**FS**	**FP**	**TOTAL**	**FS**	**FP**	**TOTAL**	**FS**	**FP**	**TOTAL**
TOTAIS	**11**	**17**	**28**	**16**	**16**	**32**	**228**	**258**	**486**	**467**	**427**	**894**
Ordem SQUAMATA (56 spp.)			**33 spp.**			**46 spp.**						
RIQUEZA DE ESPÉCIES	**19**	**28**		**24**	**39**							
ESPÉCIES EXCLUSIVAS	**5**	**14**		**7**	**22**							
Subordem SAURIA (24 spp.)			**16 spp.**			**22 spp.**						
Iguanidae (1 sp.)												
Iguana iguana (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1
Polychrotidae (5 spp.)												
Anolis fuscoauratus D'Orbigny, 1837	11	17	28	16	16	32	29	36	65	34	31	65
Anolis tandai Avila-Pires, 1995	1	0	1	3	8	11	1	0	1	3	15	18
Anolis ortonii Cope, 1868	0	1	1	0	0	0	0	2	2	0	0	0
Anolis punctatus Daudin, 1802	1	0	1	0	1	1	1	0	1	0	1	1
Anolis transversalis Duméril, 1851	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	2	2
Tropiduridae (3 spp.)												
Plica plica (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	4	4	0	0	0	0	4	4
Plica umbra (Linnaeus, 1758)	5	4	9	4	5	9	6	5	11	4	6	10
Uranoscodon superciliosus (Linnaeus, 1758)	9	16	25	4	8	12	20	52	72	4	28	32
Phyllodactylidae (1 sp.)												
Thecadactylus solimoensis Bergmann & Russell, 2007	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1
Sphaerodactylidae (3 spp.)												
Chatogekko amazonicus (Andersson, 1918)	0	1	1	15	16	31	0	2	2	127	100	227
Gonatodes humeralis	11	17	28	16	16	32	46	30	76	105	46	151

(Guichenot, 1855)												
Lepidoblepharis heyerorum Vanzolini, 1978	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1
Teiidae (5 spp.)												
Ameiva ameiva (Linnaeus, 1758)	2	2	4	15	8	23	8	22	30	114	48	162
Crocodilurus amazonicus Spix, 1825	0	1	1	0	1	1	0	1	1	0	1	1
Kentropyx altamazonica (Cope, 1876)	11	17	28	0	0	0	70	29	99	0	0	0
Kentropyx pelviceps Cope, 1868	2	5	7	9	14	23	6	8	14	20	22	42
Tupinambis teguixin (Linnaeus, 1758)	7	10	17	14	12	26	11	17	28	14	14	28
Gymnophthalmidae (5 spp.)												
Alopoglossus aff. *atriventris* Duellman, 1973	0	0	0	5	15	20	0	0	0	7	44	51
Arthrosaura reticulata (O'Shaughnessy, 1881)	1	0	1	1	8	9	2	0	2	1	16	17
Cercosaura ocellata Wagler, 1830	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1
Iphisa elegans Gray, 1851	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1
Leposoma percarinatum (Müller, 1923)	0	1	1	2	3	5	0	1	1	3	6	9
Scincidae (1 sp.)												
Copeoglossum nigropunctatum (Spix, 1825)	8	14	22	6	11	17	18	27	45	7	15	22
Subordem SERPENTES (32 spp.)			**17 spp.**			**24 spp.**			**36**			**46**
Aniliidae (1 sp.)												
Anilius scytale (Linnaeus, 1758)	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0
Boidae (3 spp.)												
Corallus hortulanus (Linnaeus, 1758)	2	1	3	1	1	2	2	1	3	1	1	2
Epicrates cenchria (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1
Eunectes murinus (Linnaeus, 1758)	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0
Colubridae (10 spp.)												
Chironius carinatus (Linnaeus, 1758)	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1
Chironius exoletus (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1
Chironius fuscus (Linnaeus, 1758)	1	1	2	0	0	0	1	1	2	0	0	0
Chironius scurrulus (Wagler, 1824)	1	2	3	0	2	2	1	2	3	0	3	3
Dendrophidion dendrophis (Schlegel, 1837)	1	0	1	1	0	1	1	0	1	1	0	1

Drymoluber dichrous (Peters, 1863)	0	0	0	2	2	4	0	0	0	2	2	4
Oxybelis fulgidus (Daudin, 1803)	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1
Pseustes poecilonotus (Günther, 1858)	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1
Spilotes pullatus (Linnaeus, 1758)	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0
Tantilla melanocephala (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	2	2
Dipsadidae (13 spp.)												
Dipsas catesbyi (Sentzen, 1796)	1	2	3	1	0	1	1	5	6	1	0	1
Dipsas indica Laurenti, 1768	1	0	1	0	0	0	3	0	3	0	0	0
Drepanoides anomalus (Jan, 1863)	0	1	1	1	0	1	0	1	1	1	0	1
Helicops angulatus (Linnaeus, 1758)	0	0	0	2	0	2	0	0	0	2	0	2
Imantodes cenchoa (Linnaeus, 1758)	1	5	6	5	0	5	1	5	6	6	0	6
Leptodeira annulata (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1
Liophis typhlus (Linnaeus, 1758)	0	1	1	0	1	1	0	1	1	0	1	1
Oxyrhopus occipitalis Wagler *in* Spix, 1824	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1
Oxyrhopus vanidicus Lynch, 2009	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1
Philodryas argentea (Daudin, 1803)	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0
Taeniophallus aff. *occipitalis* (Jan, 1863)	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1
Thamnodynastes pallidus (Linnaeus, 1758)	0	1	1	0	0	0	0	2	2	0	0	0
Xenopholis scalaris (Wucherer, 1861)	0	1	1	1	1	2	0	1	1	1	1	2
Elapidae (3 spp.)												
Micrurus filiformis (Günther, 1859)	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0
Micrurus langsdorffii Wagler, 1824	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1
Micrurus lemniscatus (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1
Viperidae (2 spp.)												
Bothriopsis taeniata (Wagler, 1824)	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	2	2
Bothrops atrox (Linnaeus, 1758)	0	2	2	4	2	6	0	2	2	7	2	9

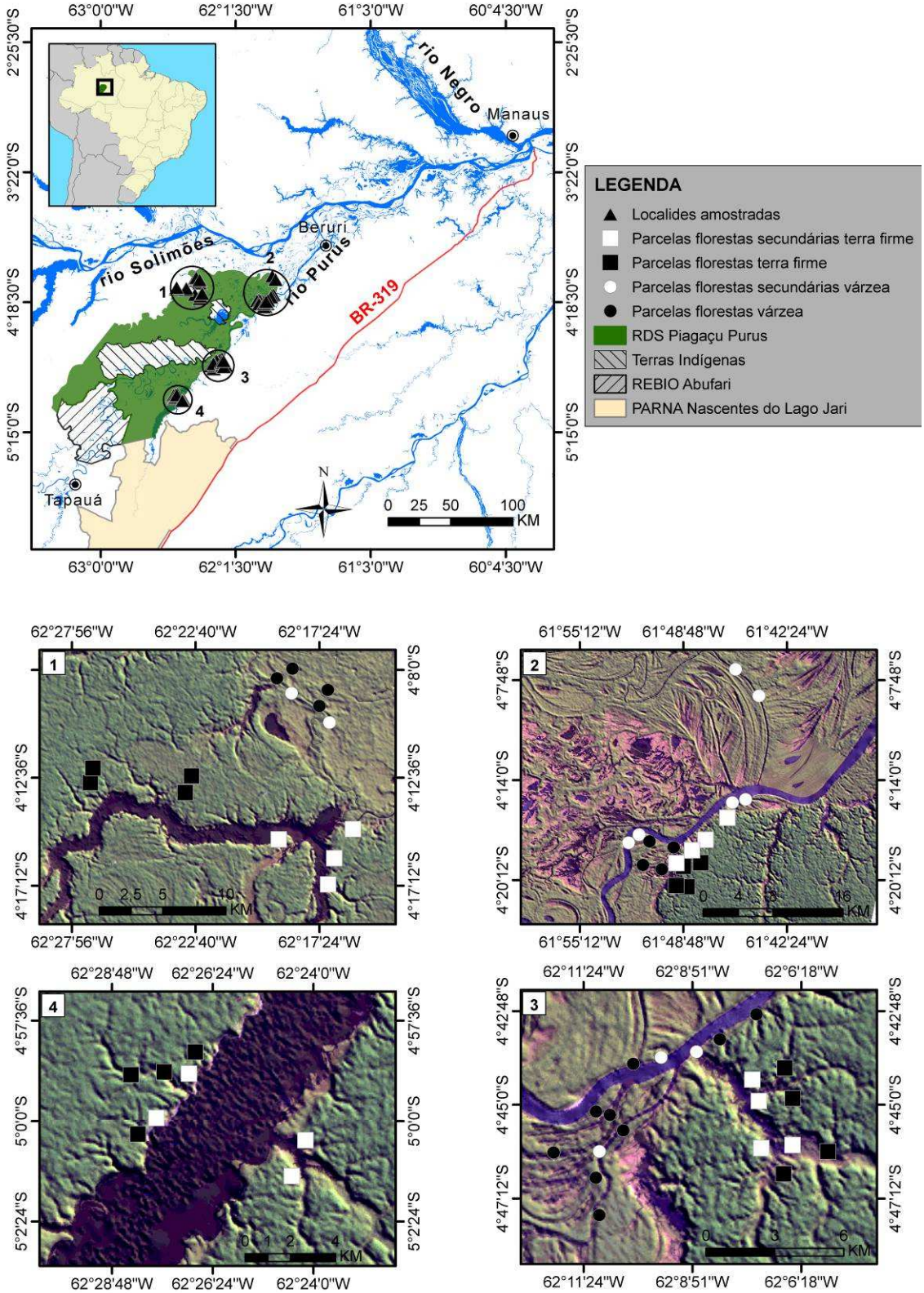

Figura 1. Localização da área de estudo e dos pontos de amostragem na RDS Piagaçu-Purus, inserida no mosaico regional de áreas protegidas da região do baixo rio Purus na Amazônia Central, Brasil. As

imagens de satélite Landsat foram numeradas de acordo com as sub-regiões indicadas no mapa (figura superior esquerda) e mostram as 60 localidades avaliadas, diferenciadas por tipo de habitat florestal.

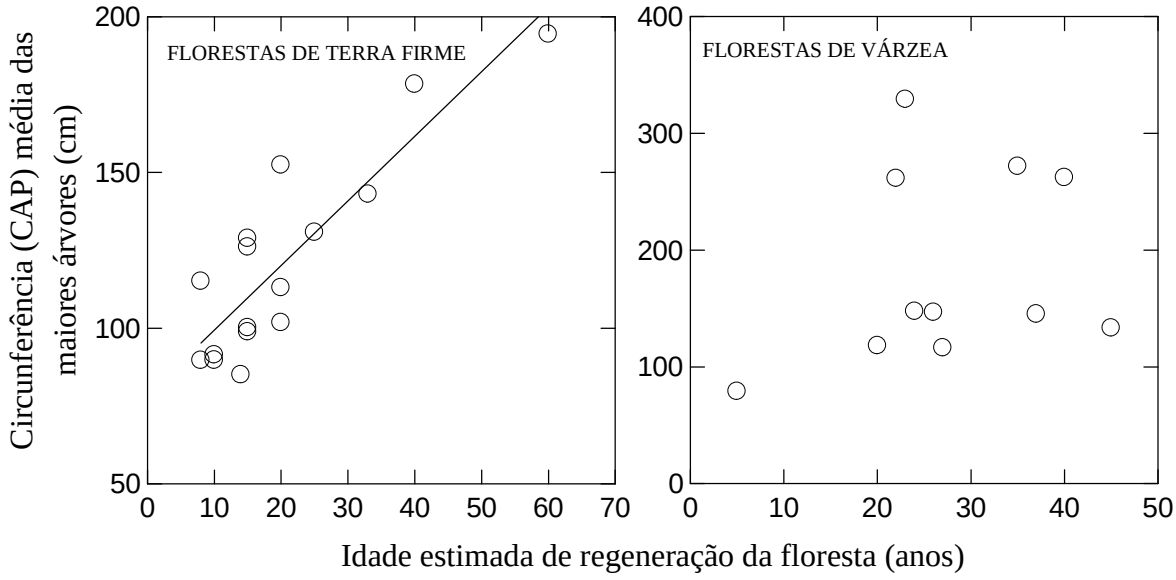

Figura 2. Relação entre o tempo estimado de regeneração florestal (tempo posterior ao último cultivo agrícola no local) e a circunferência (CAP) das maiores árvores encontradas nas florestas secundárias de terra firme (N= 16; r^2= 0,748; p< 0,0001) e de várzea (N=11; r^2< 0,0001; p= 0,440), na região do baixo rio Purus, Amazonas – Brasil.

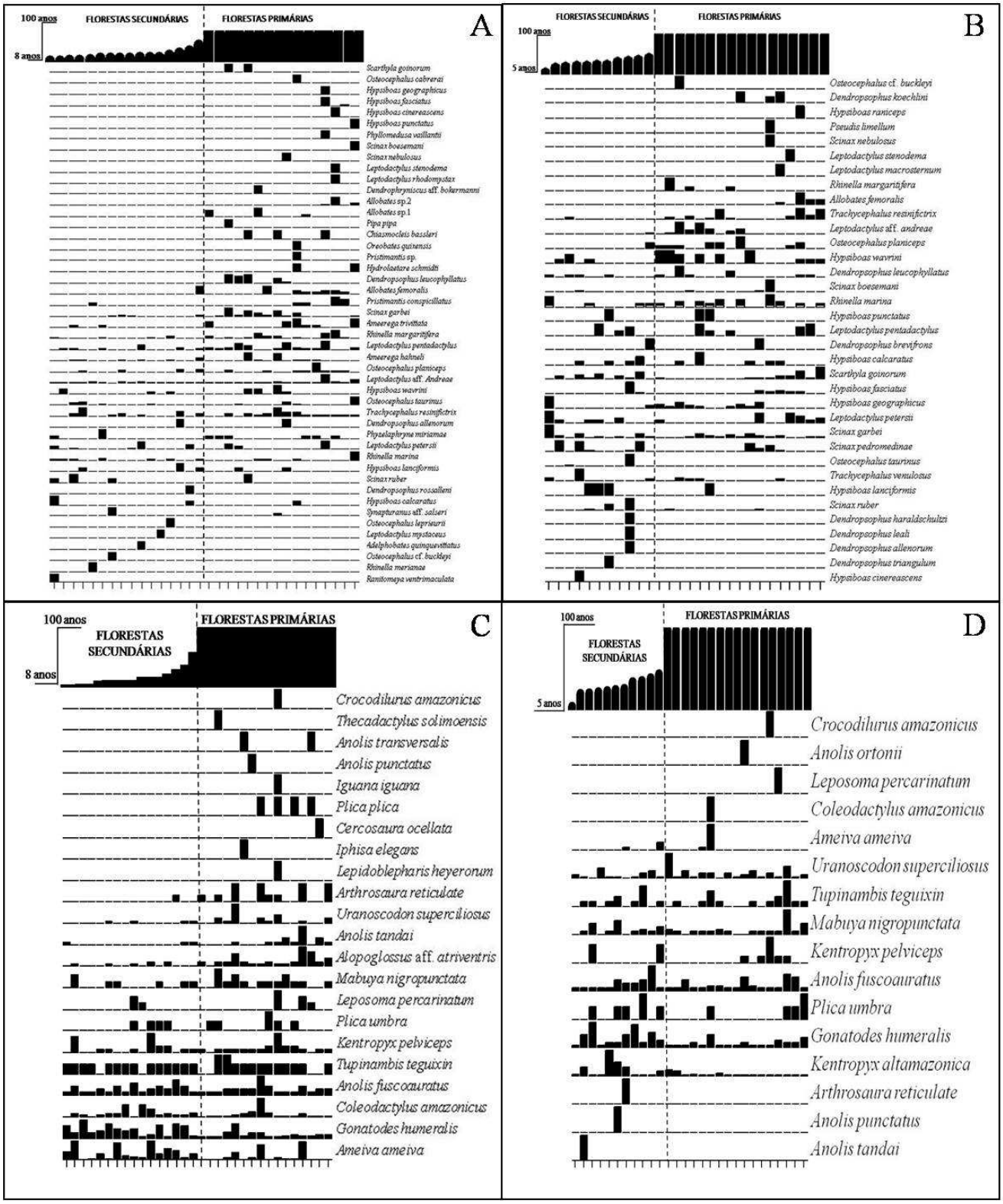
A
100 anos
8 anos
FLORESTAS SECUNDÁRIAS
FLORESTAS PRIMÁRIAS
Scarthyla goinorum
Osteocephalus cabrerai
Hypsiboas geographicus
Hypsiboas fasciatus
Hypsiboas cinereascens
Hypsiboas punctatus
Phyllomedusa vaillantii
Scinax boesemani
Scinax nebulosus
Leptodactylus stenodema
Leptodactylus rhodomystax
Dendrophryniscus aff. bokermanni
Allobates sp.2
Allobates sp.1
Pipa pipa
Chiasmocleis bassleri
Oreobates quinensis
Pristimantis sp.
Hydrolaetare schmidti
Dendropsophus leucophyllatus
Allobates femoralis
Pristimantis conspicillatus
Scinax garbei
Ameerega trivittata
Rhinella margaritifera
Leptodactylus pentadactylus
Ameerega hahneli
Osteocephalus planiceps
Leptodactylus aff. Andreae
Hypsiboas wavrini
Osteocephalus taurinus
Trachycephalus resinifictrix
Dendropsophus allenorum
Physalaemus miriamae
Leptodactylus petersii
Rhinella marina
Hypsiboas lanciformis
Scinax ruber
Dendropsophus rossalleni
Hypsiboas calcaratus
Synapturanus aff. salseri
Osteocephalus leprieurii
Leptodactylus mystaceus
Adelphobates quinquevittatus
Osteocephalus cf. buckleyi
Rhinella merianae
Ranitomeya ventrimaculata
B
FLORESTAS SECUNDÁRIAS
FLORESTAS PRIMÁRIAS
100 anos
5 anos
Osteocephalus cf. buckleyi
Dendropsophus koechlini
Hypsiboas raniceps
Pseudis limellum
Scinax nebulosus
Leptodactylus stenodema
Leptodactylus macrosternum
Rhinella margaritifera
Allobates femoralis
Trachycephalus resinifictrix
Leptodactylus aff. andreae
Osteocephalus planiceps
Hypsiboas wavrini
Dendropsophus leucophyllatus
Scinax boesemani
Rhinella marina
Hypsiboas punctatus
Leptodactylus pentadactylus
Dendropsophus brevifrons
Hypsiboas calcaratus
Scarthyla goinorum
Hypsiboas fasciatus
Hypsiboas geographicus
Leptodactylus petersii
Scinax garbei
Scinax pedromedinae
Osteocephalus taurinus
Trachycephalus venulosus
Hypsiboas lanciformis
Scinax ruber
Dendropsophus haraldschultzi
Dendropsophus leali
Dendropsophus allenorum
Dendropsophus triangulum
Hypsiboas cinereascens
C
100 anos
8 anos
FLORESTAS SECUNDÁRIAS
FLORESTAS PRIMÁRIAS
Crocodilurus amazonicus
Thecadactylus solimoensis
Anolis transversalis
Anolis punctatus
Iguana iguana
Plica plica
Cercosaura ocellata
Iphisa elegans
Lepidoblepharis heyerorum
Arthrosaura reticulate
Uranoscodon superciliosus
Anolis tandai
Alopoglossus aff. atriventris
Mabuya nigropunctata
Leposoma percarinatum
Plica umbra
Kentropyx pelviceps
Tupinambis teguixin
Anolis fuscoauratus
Coleodactylus amazonicus
Gonatodes humeralis
Ameiva ameiva
D
100 anos
5 anos
FLORESTAS SECUNDÁRIAS
FLORESTAS PRIMÁRIAS
Crocodilurus amazonicus
Anolis ortonii
Leposoma percarinatum
Coleodactylus amazonicus
Ameiva ameiva
Uranoscodon superciliosus
Tupinambis teguixin
Mabuya nigropunctata
Kentropyx pelviceps
Anolis fuscoauratus
Plica umbra
Gonatodes humeralis
Kentropyx altamazonica
Arthrosaura reticulate
Anolis punctatus
Anolis tandai

Figura 3. Ordenação das abundâncias das espécies em relação ao tempo de regeneração das florestas, em comunidades de anfíbios anuros de florestas de terra firme (A) e de várzea (B), e comunidades de lagartos de florestas de terra firme (C) e de várzea (D), na região do baixo rio Purus, Amazonas – Brasil.

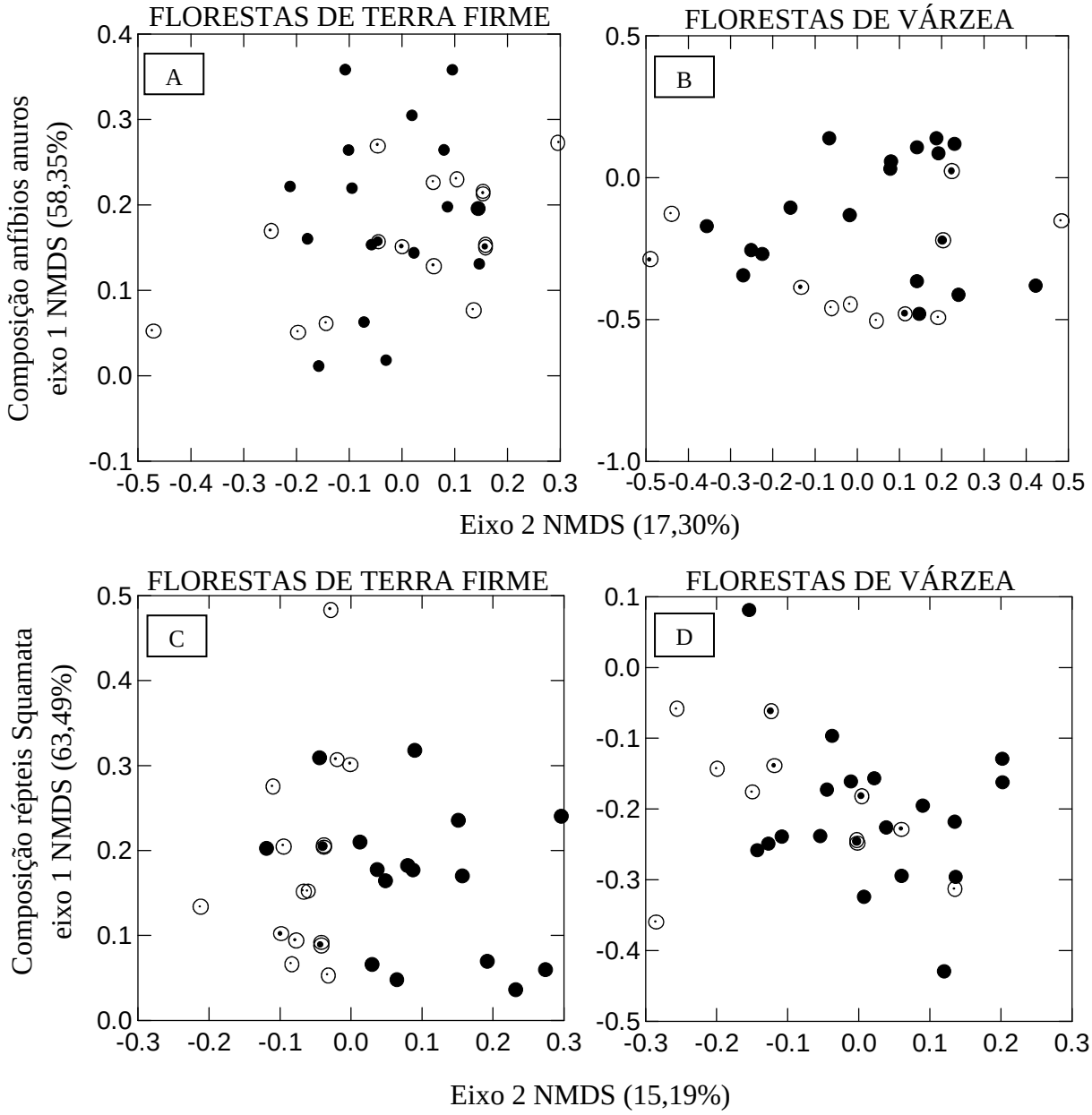

Figura 4. Distribuição das parcelas no espaço bidimensional a partir da relação entre os dois eixos dos *NMDS* que resumiram a composição das comunidades (dados quantitativos) de anfíbios anuros (A e B) e de répteis Squamata (C e D), na região do baixo rio Purus na Amazônia Central, Brasil. Na coluna esquerda estão as parcelas de florestas de terra firme (N= 32) e na coluna direita as parcelas de florestas

de várzea (N= 28). As florestas primárias foram representadas por círculos totalmente preenchidos. As florestas secundárias por círculos parcialmente preenchidos, sendo maior a área de preenchimento nas localidades com maior tempo de regeneração.

Capítulo 4

Waldez, F. & Vogt, R. C. Aspectos ecológicos e epidemiológicos de acidentes ofídicos em comunidades ribeirinhas do baixo rio Purus, Amazonas, Brasil. Manuscrito publicado na ***Acta Amazonica vol. 39(3) 2009: 681 – 692***.

Aspectos ecológicos e epidemiológicos de acidentes ofídicos em comunidades ribeirinhas do baixo rio Purus, Amazonas, Brasil.

Ecological and epidemiological aspects of snakebites in riverside communities of the lower Purus River, Amazonas, Brazil.

Fabiano WALDEZ[1*], Richard C. VOGT[2]

[1]Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA (http://www.inpa.gov.br). Programa de Pós-Graduação em Ecologia. CP478. 69011-970 Manaus - AM, Brasil. * E-mail: fwaldez@yahoo.com.br

[2]Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA (http://www.inpa.gov.br). Curador da Coleção de Anfíbios e Répteis. Av. André Araújo, 2936, Aleixo. 69060-001 Manaus – AM, Brasil.

RESUMO

Acidentes ofídicos foram registrados em dez comunidades ribeirinhas do baixo rio Purus através de entrevista às vítimas. Os ribeirinhos responderam perguntas sobre a percepção ambiental da ecologia das serpentes envolvidas nos acidentes. O tamanho das serpentes e a altura da mordida no corpo foram estimados com fita métrica. A correspondência entre os nomes locais e científicos das serpentes foi levantada utilizando descrições e imagens das espécies. Para outras 17 comunidades dados adicionais do número de famílias com vítimas de acidentes ofídicos foram avaliados através do diagnóstico sócio-ambiental da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus. Foram entrevistados 18 ribeirinhos e registrados 28 acidentes ofídicos em cinco comunidades. O número de vítimas por comunidade não teve relação com o tamanho da população. O número de famílias com vítimas foi maior em comunidades maiores (r^2= 0,444; p= 0,003). Aproximadamente 88% das mordidas foram nos membros inferiores. Não houve relação do tamanho estimado da serpente com a altura da mordida. A maioria dos acidentes ocorreu de dia (82,14%) e no período de cheia (64,28%) na época de exploração da castanha-da-Amazônia e da madeira pelos ribeirinhos, atividades que despendem maior tempo na floresta. Um único caso de morte por acidente ofídico foi registrado. A serpente *Bothrops atrox* foi à espécie mais relacionada com acidentes na região. O reconhecimento das serpentes pelos ribeirinhos revelou várias sinonímias, com 20 nomes locais atribuídos a 33 espécies. Na percepção dos ribeirinhos as serpentes *B. atrox* e *Lachesis muta* foram às espécies mais temidas e diferem no comportamento de ataque.

PALVRAS-CHAVE

Serpentes, ofídismo, percepção ambiental, rio Purus, Amazônia.

Ecological and epidemiological aspects of snakebites in riverside communities of the lower Purus River, Amazonas, Brazil.

ABSTRACT

Snakebites were registered in 10 riverside communities of the lower Purus River through interviews with the victims. Local inhabitants answered questions about their perception on ecological aspects of snakes species involved in snakebites. Snake size and bite height on the victim body were estimated with measuring tape. Correspondence of local names and scientific species were obtained by using descriptions and images of the snakes. Additional data on the number of families with snakebites victims were obtained from social-economic surveys for other 17 communities in the Piagaçu Purus Reserve. Eighteen people and 28 snakebites events were registered in five communities. The number of victims per community was not related to population's size. The number of families with victims was higher in larger communities (r^2= 0.444; p= 0.003). Approximately 88% of snakebites were inflicted on the lower limbs of the victims. There was no relationship between estimated snake's size and the height of the bite. Most snakebites occurred at daytime (82.14%), and during the high rive period (64.28%) that coincides with the extraction of brazil nut and timber by the local people when they spend more time in the forest. Only one death due to snakebite was registered. The species *Bothrops atrox* was responsible for most of the accidents in the region. Snake's identification by local people revealed various synonymies, with 20 local names attributed to 33 species. In their perception, *B. atrox* and *Lachesis muta* were the most dangerous species and differ in attack behavior.

KEYWORDS

Serpentes, snakebite, environmental perception, Purus River, Amazon.

INTRODUÇÃO

As serpentes correspondem ao grupo de répteis Squamata com maior riqueza em florestas Neotropicais variando entre cerca de 50 até 130 espécies por região (Dixon & Soini, 1986; Duellman, 1990; Doan & Arizábal 2002; Savage, 2002). Nestes ambientes, esses répteis predadores participam de complexas teias alimentares que envolvem uma grande heterogeneidade de invertebrados e vertebrados (Strüssmann & Sazima, 1993; Martins & Oliveira, 1998; Bernarde & Abe 2006).

Por sua natureza caçadora algumas espécies de serpentes podem adotar posturas defensivas agressivas (ver Martins, 1996) que, em geral, induzem nas pessoas atitudes extremas de extermínio das serpentes, contribuindo para este grupo ter sido historicamente estigmatizado como "animais nocivos" (Greene, 1997).

Ações educativas que promovam o conhecimento sobre as serpentes e as relações destas com o ambiente têm sido apontadas como uma eficiente estratégia para atribuir valor de conservação ao grupo (Dodd, 1993). Isto, porque de uma maneira geral, os prejuízos ocasionados pela extinção local de serpentes são pouco divulgados como, por exemplo, a erosão da variabilidade genética das populações com conseqüente perda de substâncias de potencial fármaco-químico presentes na peçonha das espécies (Ferreira, 1994; Da Silva *et al*., 1996; Furtado, 2007). Também, as flutuações das populações de suas presas (*e.g.* roedores) e de parasitos relacionados com estas (*e.g.* artrópodes vetores de agentes etiológicos).

Apenas 14% do total de aproximadamente 3.000 espécies de serpentes conhecidas utilizam a tática de subjugar as presas por envenenamento como principal estratégia alimentar (Barraviera & Pereira, 1994). Serpentes peçonhentas perigosas aos humanos também se encontram ausentes de várias regiões do planeta como Chile, Hawaii e outras ilhas do Pacífico; da maioria das ilhas do oeste do Mediterrâneo, do Atlântico e do Caribe, e de ilhas maiores como Irlanda, Madagascar, Nova Caledônia e Nova Zelândia (Warrell, 2003; Campbell & Lamar, 2004). Além disso, serpentes peçonhentas são consideradas de pouca importância para a saúde pública em grande parte da área onde ocorrem como, por exemplo, na Canadá, Europa e Japão (Chippaux, 1998).

Chippaux (1998) estimou que anualmente ocorreriam 2.500.000 acidentes ofídicos no mundo, resultando na morte de aproximadamente 125.000 pessoas. A maior parte destes acidentes distribuídos na

zona tropical e subtropical (Warrell, 1992; Gutiérrez *et al*., 2006), onde há uma grande diversidade de serpentes convivendo com uma população humana campesina de acesso limitado à tecnologia rural.

Na América Latina, acidentes com serpentes constituem um relevante problema de saúde pública, ocasionando altas taxas de morbidade e mortalidade (Fan & Cardoso, 1995; Gutiérrez, 1995; Warrell, 2004). As principais serpentes de interesse médico nas Américas são da família Viperidae, sub-família Crotalinae (cascavéis, jararacas e surucucus) (Fan & Cardoso, 1995; Gutiérrez, 1995; Warrell, 2004), que possuem dentição solenóglifa, com dentes anteriores maiores e móveis, altamente especializados para a injeção de peçonha (Campbell & Lamar, 2004).

As jararacas se destacam como o grupo mais diversificado com os gêneros *Atropoides*, *Bothriechis*, *Bothriopsis*, *Bothrocophias*, *Bothrops*, *Cerrophidion*, *Ophryacus* e *Porthidium* (Campbell & Lamar, 2004), relacionados a uma alta incidência de acidentes, maior que a dos acidentes com cascavéis (*Crotalus* spp. e *Sistrurus* spp.) e com surucucus (*Lachesis* spp.), apesar de estes dois últimos grupos causarem acidentes de maior letalidade que as jararacas (Fan & Cardoso, 1995; Gutiérrez, 1995; Araújo *et al*., 2003; Praba-Egge *et al*., 2003; Gutiérrez *et al*., 2006).

Nas mesmas regiões, ocorrem outros grupos de importância médica relativamente menor como as serpentes da família Elapidae, sub-família Elapinae (corais verdadeiras), representada pelos gêneros *Leptomicrurus* e *Micrurus*, de dentição proteróglifa, com dentes anteriores maiores, fixos e especializados na injeção da peçonha (Roze, 1996). Também, algumas serpentes da família Colubridae, sub-família Xenodontinae, capazes de envenenamento humano e representadas pelos gêneros *Boiruna*, *Clelia*, *Erythrolamprus*, *Leptodeira*, *Oxyrhopus*, *Phalotris*, *Philodryas*, *Tachymenis* e *Thamnodynastes*, de dentição opistóglifa, com dentes posteriores maiores e imóveis, especializados na injeção de peçonha (Gutiérrez & Sasa, 2002; Prado-Franceschi & Hyslop, 2002; Savage, 2002; Puorto & França, 2003; Salomão *et al*., 2003; Serapicos & Merusse, 2006).

Ainda, espécies de serpentes com dentição áglifa, com dentes indiferenciados e não especializados na injeção de peçonha, mas capazes de causar ferimentos com alto risco de infecção da família Boidae, sub-família Boinae, como *Boa constrictor* e espécies dos gêneros *Corallus*, *Epicrates* e *Eunectes* (jibóias, suaçubóias, salamantas e sucuris) (Jorge & Ribeiro, 1991; Puorto & França, 2003). Também, espécies da família Colubridae (Xenodontinae), como os gêneros *Helicops* e *Liophis* que

possuem na saliva enzimas e peptídeos de ação anti-coagulante e alergênica (Prado-Franceschi & Hyslop, 2002; Puorto & França, 2003).

Apesar da importância dos acidentes ofídicos para a saúde pública de vários paises latino-americanos, aspectos relacionados à pesquisa epidemiológica, ao acesso ao tratamento e à qualificação de profissionais em saúde ainda são negligenciados pelas políticas públicas nacionais (Gutiérrez *et al*., 2006; 2007). No Brasil, por exemplo, mais de 20.000 acidentes são registrados anualmente, com uma mortalidade associada de 0,45% (cerca de 90 pessoas/ano), com maior freqüência na zona rural (SINITOX, 2007), e mais de 90% dos eventos provocados por espécies do gênero *Bothrops* (Ministério da Saúde, 2001; Araújo *et al*., 2003; Bochner & Struchiner, 2003). Estas estimativas, entretanto, encontram-se subestimadas pelas dificuldades de registro dos acidentes nas regiões mais remotas do país, em especial no Centro-Oeste, Nordeste e Norte do país (Ministério da Saúde, 2001).

Na região Norte do Brasil ocorre a segunda maior incidência de acidentes ofídicos do país (24/100.000 habitantes), menor apenas que na região Centro-Oeste (33/100.000 habitantes) (Ministério da Saúde, 2001; Pinho & Pereira, 2001). Entretanto, na Amazônia brasileira ainda são poucos os estudos sobre acidentes ofídicos (Pardal *et al*., 1995; Sá-Neto & Santos, 1995; Dos-Santos *et al*., 1995; Carvalho & Nogueira, 1998; Borges *et al*., 1999; Nascimento, 2000; Oliveira & Martins, 2001).

No Amazonas, o maior dos estados brasileiros, a mortalidade de 1% associada aos acidentes ofídicos é mais alta (Dos-Santos *et al*., 1995; Borges *et al*., 1999) que a média nacional de 0,4% (Ministério da Saúde, 2001; Araújo *et al*., 2003; Bochner & Struchiner, 2003) e o problema da subnotificação é agravado porque grandes distâncias são percorridas apenas por via fluvial, havendo diversas localidades com um perfil epidemiológico pouco ou nada conhecido (ver Borges *et al*., 1999). Neste trabalho, registramos aspectos ecológicos e epidemiológicos de acidentes ofídicos em comunidades ribeirinhas do Amazonas, na Amazônia central.

MATERIAIS E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado entre os meses de maio e junho de 2005, em 10 comunidades ribeirinhas do Lago Ayapuá, localizado no baixo curso do rio Purus, na Reserva Estadual de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus (RDS-PP), município de Beruri, estado do Amazonas, Brasil. (Figura 1).

INSERIR AQUI A FIGURA 1

Nesta região, a pluviosidade média é de 2600/ano com distribuição sazonal das chuvas, sendo maior a concentração entre os meses de fevereiro e junho, e menor a pluviosidade entre os meses de julho e outubro (Haugaasen & Peres, 2006). O nível fluvial do rio Purus na região pode variar cerca de 12 m entre os maiores níveis de enchente e os menores níveis de vazante, e a paisagem local é composta por um mosaico de vegetações florestais de terra-firme e de florestas sazonalmente alagáveis de várzea e igapó (Haugaasen & Peres, 2006).

O lago Ayapuá está localizado a cerca de 120 km, por via fluvial, da sede do município de Beruri. Durante o período de cheia, o espelho d'água do lago pode alcançar mais de 20 km entre as margens. Dez comunidades ribeirinhas de origem não-indígena e três comunidades de origem indígena ocupam a região do lago, desde a "boca do lago", próxima do canal do rio Purus, até o "paraná grande do lago", onde estão as cabeceiras de vários igarapés (Figura 1).

COLETA DE DADOS

Foram visitadas as dez comunidades não-indígenas do lago: Bom Jesus, Boa Esperança (Evaristo), Divino Espírito Santo (Pinheiros), São Sebastião (Craviana) e Nossa Sra. do Livramento (Uixí). A maioria destas comunidades está localizada em áreas de floresta de terra-firme, com exceção da comunidade de Bom Jesus localizada em área de floresta de várzea (Figura 1).

Informações sobre os acidentes ofídicos, as circunstâncias associadas e os aspectos bioecológicos das serpentes, foram levantadas através da aplicação de questionário aos ribeirinhos vitimados. Nos casos de crianças acidentadas ou de óbito, o questionário foi aplicado ao adulto que presenciou o evento ou prestou assistência à vítima.

Para estimar o tamanho da serpente envolvida no acidente e a altura da mordida no corpo da vítima em relação ao solo, os entrevistados utilizaram uma fita métrica flexível de 10.000 mm. Para

comparar o tamanho estimado da serpente e a altura da mordida no corpo da vítima os dados métricos foram transformados em logaritmo de base 10 e a relação foi avaliada por regressão linear.

A relação entre o número de pessoas acidentadas registradas neste estudo e o número de habitantes de suas comunidades foi verificada por regressão linear.

Também foram analisados dados adicionais sobre ocorrência de acidentes com serpentes para outras 17 comunidades ribeirinhas da região, através do diagnóstico sócio-ambiental da RDS-PP realizado em 2005 pelo Instituto Piagaçu (IPi) organização não-governamental que atua como co-gestor da RDS-PP em acordo com o Centro Estadual de Unidades de Conservação do Amazonas (CEUC/SDS). Este diagnóstico levantou em cada comunidade o número de famílias com vítimas de acidentes ofídicos, expresso como número de residências com vítimas. Este número foi relacionado com a população destas comunidades através de regressão linear.

Todas as análises e testes estatísticos foram feitos utilizando o programa SYSTAT 8.0 (Wilkinson, 1990).

Os moradores vitimados foram inquiridos sobre os nomes locais utilizados para reconhecimento das espécies de serpentes para estabelecer correspondência com a nomenclatura científica das serpentes. Para tanto, utilizamos descrições e fotos de serpentes amazônicas do livro Bartlett & Bartlett (2003) e do artigo Martins e Oliveira (1998), tomando como base um inventário da herpetofauna feito na região da RDS-PP (Waldez *et al*., 2006). A nomenclatura taxonômica utilizada foi a da lista de espécies de répteis do Brasil da Sociedade Brasileira de Herpetologia (SBH, 2008).

As serpentes reconhecidas pelos moradores da região também foram classificadas quanto ao risco de acidentes ofídicos com base no comportamento de defesa e no tipo de dentição, evidenciados através da literatura especializada (Martins e Oliveira, 1998; Bartlett & Bartlett 2003), e por nossas observações durante trabalhos de campo com as espécies na região. Com relação ao potencial de acidentes, as espécies foram alocadas em três diferentes categorias: a) perigosa - espécies com dentição proteróglifa ou solenóglifa; b) agressiva - espécies com dentição áglifa ou opistóglifa, que utilizam a mordida como defesa e c) pacífica - espécies com dentição áglifa ou opistóglifa, que não utilizam a mordida como defesa.

Os ribeirinhos entrevistados também responderam perguntas relacionadas à percepção ambiental sobre quais seriam as espécies de serpentes mais envolvidas com acidentes na região, o comportamento e ecologia destas espécies e o período do ano em que os acidentes ofídicos são mais freqüentes na região.

RESULTADOS

ASPECTOS EPIDEMIOLÓGICOS

Em cinco das dez comunidades pesquisadas foram encontradas pessoas vitimadas por serpentes. Nestas, foram entrevistados 18 ribeirinhos e obtidos registros de 28 eventos envolvendo acidentes ofídicos, com uma média de 1,67 (DP= ±0,84) acidentes por entrevistado e um máximo de quatro acidentes sofridos por uma mesma vítima. Dois questionários foram aplicados a terceiros, um para a mãe de uma criança vitimada e outro para o filho de um homem que faleceu em decorrência do acidente.

O número de acidentes registrados por comunidade variou de um a 12 (Tabela 1). Estes registros compreenderam eventos ocorridos em prazos de menos de um ano até 50 anos e a maioria dos envolvidos foram homens (82,14%) (Tabela 2).

Das 17 comunidades avaliadas pelo diagnóstico sócio-ambiental da RDS-PP, dez comunidades tiveram famílias com incidência de acidentes ofídicos, com uma média de 2,47 (DP= ±3,12) famílias acidentadas/comunidade, e um máximo de dez famílias por comunidade.

INSERIR TABELA 1

INSERIR TABELA 2

Não houve relação significativa entre o número de acidentes e o de habitantes nas cinco comunidades onde as vítimas foram entrevistadas (r^2= 0,010; p= 0,874). No entanto, nas 17 comunidades onde foi realizado censo sócio-econômico, o número de residências com casos de acidentes ofídicos foi positivamente relacionado com o tamanho da população (r^2= 0,444; p= 0,003; Figura 2).

INSERIR FIGURA 2

Nos 28 eventos avaliados através de entrevista, aproximadamente 88% das mordidas ocorreram nos membros inferiores das vítimas (Tabela 3). Mais de 80% dos entrevistados relataram estarem descalços no momento do acidente e 39,29% alegaram ter tocado ou pisado na serpente.

INSERIR TABELA 3

Em 26 casos foi possível medir a altura da mordida no corpo da vítima em relação ao solo. Foi encontrada altura média de 219 mm (DP= ±310), com amplitude que variou de 30 a 1.280 mm.

Em 24 casos também foi possível obter, dos entrevistados, estimativas do tamanho da serpente envolvida no acidente. Foi observado um tamanho médio de 926 mm (DP= ±821), com amplitude que variou de 200 a 3.840 mm.

INSERIR FIGURA 5

Não houve relação significativa entre o tamanho estimado da serpente e a altura da mordida no corpo da vítima (r^2= 0,086; p= 0,165).

A maioria dos acidentes ocorreu durante o dia (82,14%), entre 06:00 e 17:00 horas e as seguintes atividades estiveram relacionadas com os eventos: extrativismo florestal (39,28%), agricultura (17,85%), caça (17,85%), atividades na comunidade (17,85%) e dentro da água (7,14%).

Do total de acidentes registrados (N= 28), em apenas 25% dos casos houve administração de soro antiofídico, em média, dentro de 33,14 horas (DP= ±51,52) após o acidente. Em 67,85% dos casos os vitimados utilizaram outras formas de terapia, como o uso de antibióticos injetáveis, do fitoteráptico "espécífico-pessoa®" e também, de práticas tradicionais que envolveram elementos da fauna e da flora local na fabricação de "antídotos".

Mais da metade (57,14%) dos entrevistados relatou ainda sentir complicações de saúde decorrentes dos acidentes. Destes, 31,25% receberam administração de soro antiofídico.

Foi constatado um único caso de morte por acidente ofídico, de um homem adulto acidentado durante a atividade de coleta de açaí (*Euterpe precatoria*) na floresta. A serpente relacionada ao acidente foi descrita pelo filho do vitimado como da espécie surucucurana (*Bothrops atrox*), a espécie mais envolvida nos acidentes registrados na região (Figura 3).

INSERIR FIGURA 3

ASPECTOS ECOLÓGICOS

A maioria dos acidentes (64,28%) ocorreu durante o período fluvial de nível mais alto das águas (cheia), entre dezembro e junho. Apenas 17,85% dos acidentes ocorreram durante o período fluvial de menor nível das águas (seca) e uma porcentagem semelhante em período não informado. Mais de 80% dos acidentes aconteceram no ambiente de terra-firme.

Em 71,43% dos casos a serpente envolvida no acidente foi morta e em 92,86% dos acidentes as vítimas alegaram ter reconhecido à espécie de serpente envolvida.

O reconhecimento das espécies pelos ribeirinhos apresentou vários conflitos evidenciados pelas sinonímias, dos 20 nomes locais atribuídos a 33 espécies de serpentes reconhecidas (Tabela 4).

Com relação ao risco de acidentes ofídicos das 33 espécies de serpentes reconhecidas pelos ribeirinhos: 45,5% foram consideradas agressivas, 33,3% pacíficas e 21,2% perigosas (Tabela 4).

INSERIR TABELA 4

Relatos sobre a percepção ambiental dos acidentes com serpentes na região foram obtidos de 13 ribeirinhos, na maioria homens (84,62%). Segundo 72% destes relatos os acidentes ofídicos seriam mais freqüentes no período de cheia, entre dezembro e junho, e sete espécies de serpentes seriam mais envolvidas com os acidentes na região (Figura 4).

INSERIR FIGURA 4

As informações obtidas com os ribeirinhos sobre o comportamento de ataque, o horário de atividade e uso dos hábitats das sete espécies de serpente mais envolvidas em acidentes estão resumidas na Tabela 5. No geral, estas espécies foram reconhecidas como serpentes terrestres e peçonhentas, que ocorrem no chão da floresta, a exceção de três espécies que também possuem hábito arborícola: cobra-papagaio em 80% das citações, surucucurana em 30,77% e jararaca em 25%.

INSERIR TABELA 5

As espécies surucucurana (*Bothrops atrox*) e surucucu-pico-de-jaca (*Lachesis muta*) foram mencionadas por todos os ribeirinhos entrevistados (Figura 4) e aspectos da ecologia destas espécies foram reportados com maior freqüência (Tabela 5). Estes resultados apontaram que os ribeirinhos reconhecem diferenças no comportamento de ataque das espécies locais mais temidas, com *B. atrox* descrita como mais agressiva, reagindo com ataque à simples aproximação humana, e *L. muta* como menos agressiva, atacando apenas quando molestada ou tocada.

Todos os ribeirinhos vitimados perceberam o evento de acidente como um encontro casual com a serpente, a exceção de um caso no qual o comunitário se sentiu envolvido em uma tentativa de predação por uma serpente sucurijú (*Eunectes murinus*) de aproximadamente 3,5 m. O evento ocorreu de dia, em uma pescaria solitária de canoa pequena (4 m), em área de floresta de igapó alagada. O pescador deslocava-se a remo com as pernas na água quando foi surpreendido por uma mordida no pé e afundado sua canoa. Na água o ribeirinho foi envolvido na cintura pela serpente que lhe constringiu o corpo, tendo quase provocado o afogamento da vítima, que se apoiou na canoa que não afundou completamente, para manter a cabeça fora da água. O mesmo permaneceu nessa situação por cerca de dez minutos, conseguido se livrar da serpente e subir em uma árvore onde permaneceu até ser socorrido. A vítima ainda relatou, que após o acidente, por cerca de três semanas, apresentou dores e edema e na região da cintura pélvica, e inflamação no local da mordida.

DISCUSSÃO

Este estudo apresentou um resgate histórico de aproximadamente 50 anos dos acidentes ofídicos para as comunidades avaliadas. A recuperação desta informação, mesmo decorrido um longo período de tempo, foi possível porque em pequenas comunidades amazônicas acidentes com serpentes peçonhentas causam grande mobilização para o auxílio à vítima, constituído um evento marcante tanto para o vitimado quanto para sua comunidade ficando preservado na memória coletiva.

Um ponto que deve ser considerado em mais detalhes durante este intervalo de tempo amostrado, é a influência sobre os resultados obtidos do êxodo das populações ribeirinhas para os centros urbanos ou comunidades maiores. Relatos de moradores locais apontaram que há 50 anos a população na região do Lago Ayapuá era maior que a atual, devido à maior disponibilidade de recursos naturais e a uma política

de incentivo à exploração desses recursos na região, inicialmente da borracha (*Hevea* spp.) e depois para o comércio de peles animais (ver Marcano *et al*., 2003).

Esta maior densidade humana poderia resultar em maior freqüência de acidentes, como indicou a análise que envolveu um maior número de comunidades da RDS-PP, demonstrando maior probabilidade de ocorrência de acidentes em comunidades maiores (Figura 2). No entanto, nas comunidades onde o presente estudo registrou vítimas, aparentemente outros fatores ambientais e sociais foram mais determinantes para a ocorrência dos acidentes ofídicos que a simples densidade de pessoas.

De fato, vários trabalhos têm sugerido forte relação entre os acidentes ofídicos e os padrões de atividade humana. Gutiérrez *et al*. (2006), revisando padrões globais, relataram variação sazonal na distribuição de acidentes ofídicos relacionada ao clima, especialmente com a estação das chuvas e a temperatura, as mesmas variáveis que determinam os padrões agrícolas anuais.

Trabalhos realizados na Amazônia brasileira (Pardal *et al*., 1995; Sá-Neto & Santos, 1995; Dos-Santos *et al*., 1995; Carvalho & Nogueira, 1998; Borges *et al*., 1999; Oliveira & Martins, 2001) já haviam demonstrado a existência de distribuição sazonal dos acidentes ofídicos para a região, com aumento da incidência ocorrendo no período de maior precipitação. No entanto, talvez em função da variabilidade climática e da subnotificação, esta sazonalidade não é tão marcante em análises territorialmente mais amplas (Ministério da Saúde, 2001).

Alguns dos trabalhos acima mencionados tentaram explicar a distribuição sazonal de acidentes ofídicos por meio da hipótese ecológica de maior adensamento das serpentes durante a cheia, provocada pelo deslocamento dos animais desde as áreas inundáveis (igapós e várzeas) para as áreas não inundáveis de terra-firme (Sá-Neto e Santos, 1995; Dos-Santos *et al*., 1995). Entretanto, Borges *et al*. (1999) e Oliveira & Martins (2001) sugeriram que os padrões de atividade das pessoas e das serpentes poderiam estar relacionados com a intensificação destes eventos durante a época cheia. Os autores chegaram a esta conclusão através da análise de prontuários médicos de 34 municípios do Amazonas (Borges *et al*., 1999), e do estudo de padrões de atividade de *B. atrox* e da análise de prontuários de acidentes envolvendo esta espécie no hospital de referência da cidade de Manaus (Oliveira & Martins, 2001).

Nossos resultados corroboraram esta última hipótese. Nas comunidades pesquisadas foi observada forte relação entre circunstâncias ocupacionais e os eventos de acidentes ofídicos, com o

extrativismo florestal sendo a atividade que mais expôs os ribeirinhos aos acidentes. As principais atividades extrativistas da região são a coleta de castanha-da-Amazônia (*Bertholletia excelsa*) e a retirada de madeira. O pico da extração desses dois recursos ocorre durante o durante o período fluvial de nível mais alto das águas (cheia), pela fenologia de frutificação da castanheira e pelas facilidades de acesso aos locais de extração de madeira e de transporte das toras. Esses fatores aumentam o tempo de atividade dos ribeirinhos em locais com maior risco de acidentes e seriam responsáveis pela maior incidência dos acidentes no período de cheia.

A maior susceptibilidade aos acidentes ofídicos durante o período de cheia, também esteve relacionada com a falta de equipamentos de segurança para realizar as atividades de extrativismo florestal como luvas e calçados apropriados. O uso de botas com 400 mm de altura poderia evitar até 84,61% dos acidentes que tiveram a altura da mordida registrada (Figura 5). Estas atividades extrativistas empregam mão-de-obra essencialmente masculina o que contribuiu para que os homens tenham sido mais acometidos por acidentes com serpentes nas comunidades estudadas.

O baixo número de acidentes registrados na comunidade Bom Jesus, localizada em área de várzea (Tabela 1), possivelmente refletiu a maior vocação econômica desta para a atividade da pesca, atividade com baixa exposição dos ribeirinhos a acidentes ofídicos.

Apesar de baixa mortalidade associada aos acidentes com serpentes na região, nas comunidades pesquisadas foi registrada alta morbidade, resultante das seqüelas que dificultam o desempenho das atividades cotidianas por parte dos vitimados (*e.g.* dificuldade de movimento no membro atingido, perda de tecido no local da mordida, dores recorrentes). Possivelmente, esta morbidade foi decorrente da baixa porcentagem de administração de soro antiofídico às vítimas e, também, ao elevado tempo decorrido entre o acidente e a administração do soro. Nas comunidades estudadas, as vítimas tiveram acesso ao soro antiofídico num tempo médio cerca de seis vezes maior que a média relacionada aos casos de óbito por acidentes ofídicos para outras localidades do Amazonas (ver Borges *et al.*, 1999). Segundo Borges *et al.* (1999) nestas localidades, em 90% dos casos letais, as vítimas foram atendidas num tempo superior a seis horas depois do acidente. Os mesmos autores também observaram que o retardo ou a ausência de soroterapia às vítimas foram as principais causas de complicações e letalidade, sendo determinantes da alta taxa de letalidade (1%) para acidentes ofídicos no estado do Amazonas.

Das serpentes envolvidas nos acidentes registrados, *B. atrox* foi relacionada para aproximadamente metade dos eventos, corroborando outros trabalhos que a colocam como principal serpente de interesse médico da região norte do Brasil (Dos-Santos *et al*., 1995; Pardal *et al*., 1995; Borges *et al*., 1999) e a maior causadora de acidentes letais na América do Sul (ver Gutiérrez *et al*., 2006).

Outras três espécies: sucurijú (*Eunectes murinus*), cobra papagaio verde (*Bothriopsis bilineata* ou *Corallus caninus*) e pepeu (*Hydrodynastes gigas*), representaram 27% dos acidentes registrados. As duas primeiras espécies já haviam sido reportadas para casos de acidentes ofídicos na Amazônia (Borges *et al*., 1999). Entretanto, acidentes envolvendo *E. murinus* e *H. gigas*, duas espécies áglifas e semi-aquáticas de grande porte, diferiram do padrão epidemiológico geral. Estes eventos podem ter relação com a atividade de pesca, sendo estas espécies ocasionalmente capturadas por ribeirinhos nas redes de pesca, podendo utilizar a espécie *E. murinus* para extração de gordura com finalidade medicinal (Marioni & Waldez, *no prelo*).

O conhecimento das serpentes pelos ribeirinhos se mostrou limitado, com poucos nomes referindo-se de modo inequívoco a uma única espécie, como já observado por Dos-Santos *et al*. (1995). As seis espécies locais consideradas perigosas, por exemplo, foram reconhecidas por nove nomes locais (Tabela 4), a maioria dos quais apresentaram sinonímias com serpentes consideradas não perigosas. A única exceção foi o nome surucucu-pico-de-jaca, empregado apenas para serpentes efetivamente peçonhentas (*L. muta* e *B. atrox*).

Este estudo constatou que apenas quatro dos 19 nomes utilizados pelos ribeirinhos foram inequivocamente empregados para designar uma única espécie: jibóia comum ou verdadeira (*Boa constrictor*), pepeu (*Hydrodynastes gigas*) e sucurijú (*Eunectes murinus*) (Tabela 4).

A maior quantidade de sinonímias foi registrada para *B. atrox*, cuja nomenclatura local refletiu o uso diferencial do hábitat em distintas fases da ontogenia. Juvenis dessa espécie foram reconhecidos pelos ribeirinhos como japobóia, de hábitos arborícolas, distintos daqueles da surucucurana, denominação correspondente aos adultos, de hábitos mais terrestres. Maior freqüência de encontros de juvenis de *B. atrox* na vegetação acima do solo já havia sido observada por Oliveira e Martins (2001), como uma provável adaptação a uma dieta constituída por pequenos anfíbios e lagartos. O tamanho da serpente

também teve influência na denominação popular de *B. atrox*, com indivíduos maiores sendo freqüentemente confundidos com a surucucu-pico-de-jaca (*L. muta*).

Na maioria dos acidentes registrados neste estudo houve a morte da serpente envolvida. O ato de levar o espécime morto ao posto de saúde poderia ajudar a elucidar grande parte desta profusão de nomes locais, podendo ser útil no tratamento clínico do envenenamento. Para algumas espécies do gênero *Bothrops* ocorre uma variação ontogenética na composição da peçonha (Kouyoumdjian & Polizelli, 1989; Ribeiro & Jorge, 1990; Furtado *et al*., 1991). Para *B. atrox*, foram observadas maiores complicações locais e sistêmicas relacionadas ao envenenamento por juvenis desta espécie (Meier, 1986; López-Lozano *et al*., 2002; Saldarriaga *et al*., 2003).

A percepção dos ribeirinhos sobre o comportamento de defesa das espécies mais temidas encontrou respaldo em registros da literatura, que descrevem a surucucu-pico-de-jaca (*L. muta*) como de comportamento letárgico durante o dia, permanecendo abrigada e atacando apenas quanto molestada ou tocada (Dos-Santos *et al*., 1995; Martins & Oliveira, 1998). Ao contrário, *B. atrox* pode ser encontrada em atividade durante o dia (Oliveira & Martins, 2001), o que poderia explicar as circunstâncias observadas na maioria dos acidentes reportados neste estudo, onde *B. atrox* foi a principal espécie causadora e menos de metade das vítimas alegaram ter tocado na serpente.

Circunstâncias acidentais têm sido reportadas como a principal causa de acidentes com animais peçonhentos no Brasil (SINITOX, 2007). Neste estudo, a maioria dos ribeirinhos vitimados reconheceu a casualidade do acidente, por não ter enxergado antecipadamente a serpente, mesmo no período diurno. Estes resultados apontam que, conjuntamente com o aumento da atividade dos ribeirinhos em áreas de floresta, a coloração críptica e o comportamento agressivo de *B. atrox* seriam importantes fatores promotores dos acidentes na região. Borges *et al*. (1999) relataram predominância de acidentes ofídicos diurnos, para várias localidades do Amazonas. Oliveira & Martins (2001), entretanto, encontraram maior incidência noturna para acidentes com *B. atrox*, o que pode estar relacionado ao fato do estudo ter sido realizado em Manaus, onde o acesso à energia elétrica pode ter determinado aumento na atividade humana noturna.

Em suma, o levantamento de informação sobre acidentes ofídicos em comunidades ribeirinhas da Amazônia, especialmente nas mais distantes das sedes municipais, pode auxiliar no mapeamento das localidades com altas taxas de subnotificação de acidentes. A identificação de causas ecológicas e

epidemiológicas relacionadas aos acidentes ofídicos é essencial para conhecer aspectos particulares aos acidentes da região, a exemplo dos acidentes envolvendo espécies consideradas não-peçonhentas. No Brasil este grupo de serpentes pode representar até 40% dos casos notificados em centros de referência em ofidismo como o Hospital Vital Brazil, do Instituto Butantan em São Paulo (Salomão *et al*., 2003). Adicionalmente, o esclarecimento dos nomes locais das espécies de serpentes pode evitar administrações equivocadas de soro anti-ofídico.

AGRADECIMENTOS

Aos moradores das comunidades da RDS-PP pela disposição em compartilhar suas experiências de vida. O Instituto Piagaçu apoiou com a logística em campo e permitiu acesso ao seu banco de dados. A FAPEAM concedeu auxílio PIPT para R.C. Vogt nº proc.: 877/2003 e bolsa de doutorado para F. Waldez (POSGRAD 001/2008). O CEUC/SDS-AM autorizou a pesquisa na RDS-PP. Hádamo Andrade e Whaldener Endo auxiliaram na aplicação dos questionários. Bruce Bell disponibilizou imagens de satélite da região. Hermógenes Neto confeccionou o mapa da Figura 1. Boris Marioni e Rosélis Mazurek revisaram os textos em Inglês. Dois revisores anônimos acrescentaram valiosas sugestões à primeira versão deste manuscrito.

BIBLIOGRAFIA CITADA

Araújo, F.A.A.; Santalúcia, M.; Cabral, R.F. 2003. Epidemiologia dos acidentes por animais peçonhentos. *In:* Cardoso, J.L.C.; França, F.O.S.; Wen, F.H.; Malaque, C. M.S.; Haddad Junior, V. (Eds). *Animais peçonhentos no Brasil: biologia, clínica e terapêutica dos acidentes*. Sarvier, São Paulo, SP. p. 6-12.

Barraviera, B.; Pereira, P.C.M. 1994. Acidentes por serpentes do gênero *Bothrops*. *In*: Barraviera, B. (Ed). *Venenos Animais, uma Visão Integrada*. EPUC, Rio de Janeiro, RJ. p. 261-280.

Bartlett, R.D.; Bartlett, P.P. 2003. *Reptiles and Amphibians of the Amazon – An Ecoturist's Guide*. University Press of Florida, Gainesville. 310pp.

Bernarde, P.S.; Abe, A.S. 2006. A snake community at Espigão do Oeste, Rondônia, southwestern Amazon, Brazil. *South American Journal of Herpetology*, 1(2): 102-113.

Bochner, R.; Struchiner, C.J. 2003. Epidemiologia dos acidentes ofídicos nos últimos 100 anos no Brasil: uma revisão. *Cad. Saúde Pública*, 19(1): 7-16.

Borges, C.C.; Sadahiro, M.; Dos-Santos, M.C. 1999. Aspectos epidemiológicos e clínicos dos acidentes ofídicos ocorridos nos municípios do Estado do Amazonas. *Rev. Soc. Bras. Med. Trop.*, 32(6): 637-646.

Campbell, J.A.; Lamar, W.W. 2004. *The Venomous Reptiles of the Western Hemisphere.* Comstock Publishing Associates, Ithaca and London. 1032pp.

Carvalho, M.A.; Nogueira, F. 1998. Serpentes da área urbana de Cuiabá, Mato Grosso: aspectos ecológicos e acidentes ofídicos associados. *Cad. Saúde Pública*, 14(4): 753-763.

Chippaux, J.P. 1998. Snake-bites: appraisal of the global situation. *Bull. World Health Org*., 76(5): 515-524.

Da Silva, R.J., Fecchio, D.; Barraviera, B. 1996. Antitumor Effect of Snake Venoms. *J. Venom. Anim. Toxins*, 2(2): 79-90.

Dixon, J.R.; Soini, P. 1986. The reptiles of the upper Amazon basin, Iquitos region, Peru. 2nd ed. *Milwaukee Publ. Mus.* Milwaukee, Wisconsin. 154pp.

Doan, T.M.; Arizábal A, W. 2002. Microgeographic variation in species composition of the herpetofaunal communities of Tambopata Region, Peru. *Biotropica*, 34(1): 101-

Dodd, C.K. Jr. 1993. Strategies for Snake Conservation. *In*: Siegel, R.A.; Collins, J.T. (Eds). *Snakes – Ecology and Behavior*. McGraw-Hill, USA, New York. p. 363-393.

Dos-Santos, M.C.; Martins, M.; Boechat, A.L.; Sá-Neto, R.P.; Oliveira, M.E. 1995. *Serpentes de interesse médico da Amazônia*, Universidade do Amazonas/SESU. Manaus, Amazonas. 64pp.

Duellman, W.E. 1990. Herpetofaunas in Neotropical rainforests: comparative composition, history, and resource use. *In*: Gentry, A.H. (Ed). *Four Neotropical Rainforests*. Yale University Press, New Haven, Connecticut. p. 455-505.

Duellman, W.E. 2005. *Cusco Amazónico – the lives of amphibians and reptiles in an Amazonian rainforest*. Cornell University Press, Ithaca, New York. 433pp.

Fan, H.W.; Cardoso, J.L. 1995. Clinical toxicology of snake bites in South America. *In*: Meier, J. e White, J. (Eds). *Handbook of Clinical Toxicology of Animal Venoms and Poisons*. CRC Press, Florida. p. 667–688.

Ferreira, S.H. 1994. University discoveries and intellectual property rights: from *Bothrops jararaca* bradykinin potentiating peptides to angiotensin converting enzymes inhibitors. *Brazilian J. Med. Biol. Res.*, 27(8): 1693-1698.

Furtado, M.F.D.; Maruyama, M.; Kamiguti, A.S.; Antonio, L.C. 1991. Comparative study of nine *Bothrops* snakes venom from adult female snakes and their offspring. *Toxicon*, 29: 219-226.

Furtado. M.F.D. 2007. Aspectos sistemáticos e biológicos que atuam na diversidade da composição de venenos em serpentes peçonhentas brasileiras. *In*: Nascimento, L.B. & Oliveira, M.E. (Eds). *Herpetologia no Brasil II*. Sociedade Brasileira de Herpetologia, Belo Horizonte. p. 183-200.

Greene, H.W. 1997. *Snakes: The Evolution of Mystery in Nature*. University of California Press, Berkeley and Los Angeles. 351pp.

Gutiérrez, J.M. 1995. Clinical toxicology of snakebite in Central America. *In*: Meier, J.; White, J. (Eds). *Handbook of Clinical Toxicology of Animal Venoms and Poisons*. CRC Press, Florida. p. 645–665.

Gutiérrez, J.M.; Sasa, M. 2002. Bites and envenomations by colubrid snakes in Mexico and Central America. *J. Toxicol. Toxin Rev.*, 21 (2002): 105–115.

Gutiérrez, J.M.; Theakston, R.D.G.; Warrell, D.A. 2006. Confronting the neglected problem of snake bite envenoming: The need for a global partnership. *PLoS Med.*, 3(6): 727-731.

Gutiérrez, J.M.; Higashi, H.G.; Wen, F. H.; Burnouf, T. 2007. Strengthening antivenom production in Central and South American public laboratories: report of a workshop. *Toxicon*, 49(1): 30-35.

Haugaasen, T.; Peres, C.A. 2006. Floristic, edaphic and structural characteristics of flooded and unflooded forests in the lower Rio Purús region of central Amazonia, Brazil. *Acta Amaz.*, 36(1): 25-36.

Jorge, M.T.; Ribeiro, L.A. 1991. Acidentes causados por animais peçonhentos. *In*: Amato Neto, V.; Baldy, J.L.S. (Eds). *Doenças Transmissíveis*. Sarvier, São Paulo. p. 133-141.

Kouyoumdjian, J.A.; Polizelli, C. 1989. Acidentes ofídicos causados por *Bothrops moojeni*: correlação do quadro clínico com o tamanho da serpente. *Rev. Inst. Med. Trop. São Paulo*, 31: 84-90.

López-Lozano, J.L.; Souza, M.V.; Ricart, C.A.O.; Chávez-Olortegui, C.; Sanchez, E.F.; Muniz, E.G.; Buhrnheim, P.F.; Morhy, L. 2002. Ontogenetic variation of metalloproteinases and plasma coagulant activity in venems of wild *Bothrops atrox* specimens from Amazonian rain forest. *Toxicon*, 40: 997-1006.

Marcano, L.C.; Venticinque, E.; Albernaz, A.L.K.M. 2003. Avaliação preliminar da situação sócio-econômica dos moradores do baixo rio Purus. *In*: Deus, C.P. de; Da Silveira, R.; Py-Daniel, L.H.R. (Eds). *Piagaçu-Purus*: *Bases Científicas para Criação de uma Reserva de Desenvolvimento Sustentável*. Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, Manaus, Amazonas. p. 13-24.

Marioni, B.; Waldez, F. (no prelo). Natural History Notes. *Eunectes murinus* (Green Anaconda or Sucuriju). Occasional fishing and Traditional use. *Herpetol. Rev.*

Martins, M. 1996. Defensive tactics in lizards and snakes: the potential contribution of the Neotropical fauna. *In*: Del Claro, K. (Ed.). *Anais do XIV Encontro Anual de Etologia*. Sociedade Brasileira de Etologia, Universidade Federal de Uberlândia, Minas Gerais, Brasil. p. 185–199.

Martins, M; Oliveira, M.E. 1998 (1999). Natural history of snakes in forests of the Manaus Region, central Amazonia, Brazil. *Herpetol. Nat. Hist*., 6: 78–150.

Meier, J. 1986. Individual and age-dependent variations in the venom of the fer-de-lance (*Bothrops atrox*). *Toxicon*, 24: 41-46.

Ministério da Saúde. 2001. *Manual de diagnóstico e tratamento de acidentes por animais peçonhentos*. Fundação Nacional de Saúde (FUNASA), Brasília, DF. 120pp.

Nascimento, S.P. 2000. Aspectos epidemiológicos dos acidentes ofídicos ocorridos no Estado de Roraima, Brasil, entre 1992 e 1998. *Cad. Saúde Pública*, 16(1): 271-276.

Oliveira, M.E.; Martins, M. 2001. When and where to find a pitviper: activity patterns and habitat use of the lancehead, *Bothrops atrox*, in central Amazonia, Brazil. *Herpetol. Nat. Hist*., 8(2): 101–110.

Pardal, P.P.O., Monteiro, M.R.C.C, Arnaund, R.N., Lopes, F.O.B., Asano, M.E. 1995. Aspectos epidemiológicos de 465 acidentes ofídicos atendidos no HUJBB - Belém - Pará no período de 1993 a 1994. *Rev. Soc. Bras. Med. Trop.*, 28 (supl I): 170.

Pinho, F.M.O.; Pereira, I.D. 2001. Ofidismo. *Rev. Assoc. Méd. Bras*., 47(1): 24-29.

Praba-Egge, A.D.; Cone, S.W.; Araim, O.; Isabel Freire L.; Paida, G.V.; Escalante, J.T.; Carrera, F.M.; Chavez, M.R.; Merrell, R.C. 2003. Snakebites in the Rainforests of Ecuador. *World J. Surg.*, 27: 234–240.

Prado-Franceschi, J.; Hyslop, S. 2002. South America colubrid envenomations. *Toxin Reviews*, 21(1 e 2): 117 – 158.

Puorto, G.; França, F.O.S. 2003. Serpentes não peçonhentas e aspectos clínicos dos acidentes. *In*: Cardoso, J.L.C.; França, F.O.S.; Wen, F.H; Málaque, Sant'Ana C.M.; Haddad Jr., V. (Eds). *Animais Peçonhentos no Brasil. Biologia, clínica e terapêutica dos acidentes*. Sarvier, FAPESP, São Paulo. p. 108-114.

Ribeiro, L.A.; Jorge, M.T., 1990. Epidemiologia e quadro clínico dos acidentes por serpentes *Bothrops jararaca* adultas e filhotes. *Rev. Inst. Med. Trop. São Paulo*, 32: 436-442.

Roze, J.A. 1996. *Coral Snakes of the Americas: Biology, Identification and Venoms*. Krieger Publishing Company, Malabar, Florida. 328pp.

Sá-Neto R.P.; Santos M.C. 1995. Aspectos epidemiológicos dos acidentes ofídicos atendidos no Instituto de Medicina Tropical de Manaus (IMTM), 1986-92: estudo retrospectivo. *Rev. Soc. Bras. Med. Trop*., 28(supl I): 171.

Saldarriaga, M.M.; Otero, R.; Nunez, V.; Toro, M.F. Díaz, A.; Gutiérrez, J.M. 2003. Ontogenetic variability of *Bothrops atrox* and *Bothrops asper* snake venoms from Colombia. *Toxicon*, 42: 405-411.

Salomão, M.G.; Albolea, A.B.P.; Almeida-Santos, S.M. 2003. Colubrid snakebite: a public health problem in Brazil. *Herpetol. Rev*., 34(3): 307-312.

Serapicos, E.O.; Merusse, J.L.B. 2006. Morfologia e histoquímica das glândulas de Duvernoy e supralabial de seis espécies de colubrídeos opistoglifodontes (Serpentes, Colubridae). *Pap. Avuls Zool.* 46(15): 187-195.

Savage, J.M. 2002. *The Amphibians and Reptiles of Costa Rica: A Herpetofauna between Two Continents, between Two Seas*. University of Chicago Press, Chicago. 1934pp.

SBH. 2008. *Brazilian reptiles – List of species.* (http://www.sbherpetologia.org.br.) Sociedade Brasileira de Herpetologia. Acesso: 14/10/2008.

SINITOX, 2007. *Estatística Anual dos Casos de Intoxicação e Envenenamento de 2005*. Ministério da Saúde do Brasil, Fundação Osvaldo Cruz (FIOCRUZ), Sistema Nacional de Informações Tóxico-Farmacológicas (SINITOX). Rio de Janeiro, Brasil. (http://www.fiocruz.br/sinitox). Acesso: 15/09/07.

Strüssmann, C.; Sazima, I. 1993. The snake assemblage of the Pantanal at Poconé, western Brazil: faunal composition and ecological summary. *Stud. Neot. Faun. Envir.*, 28: 157-168.

Waldez, F.; Vogt, R.C.; Gordo, M. 2006. Anfíbios e répteis esquamatas da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus, Amazonas. *In*: Lopes, J. (Ed). *Anais do XXVI Congresso Brasileiro de Zoologia - CD ROM*. Sociedade Brasileira de Zoologia. Universidade Estadual de Londrina (EUA), Centro Universitário Filadélfia (UniFil), Londrina, Paraná.

Warrell, D.A. 1992. The global problem of snake bite: Its prevention and treatment. *In*: Gopalakrishnakone P, Tan, C.K. (Eds). *Recent advances in toxinology research*. National University of Singapore, Singapore. p. 121–153.

Warrell, D.A. 2003. Injuries, envenoming, poisoning and allergic reactions caused by animals. *In*: Warrel D.A.; Cox, T.M.; Firth, J.D.; Benz, E.J. (Eds). *Oxford Text Book of Medicine*. University Press, New York. p. 923-946.

Warrell, D. 2004. Snakebites in Central and South America: epidemiology, clinical features, and clinical management. *In*: Campbell, J.A.; Lamar, W.W. (Eds). *The Venomous Reptiles of the Western Hemisphere*. vol. 2. Comstock Publishing Associates, Ithaca and London. p. 709-761.

Wilkinson, L. 1990. *SYSTAT: The System for Statistics.* Evanston, Illinois.

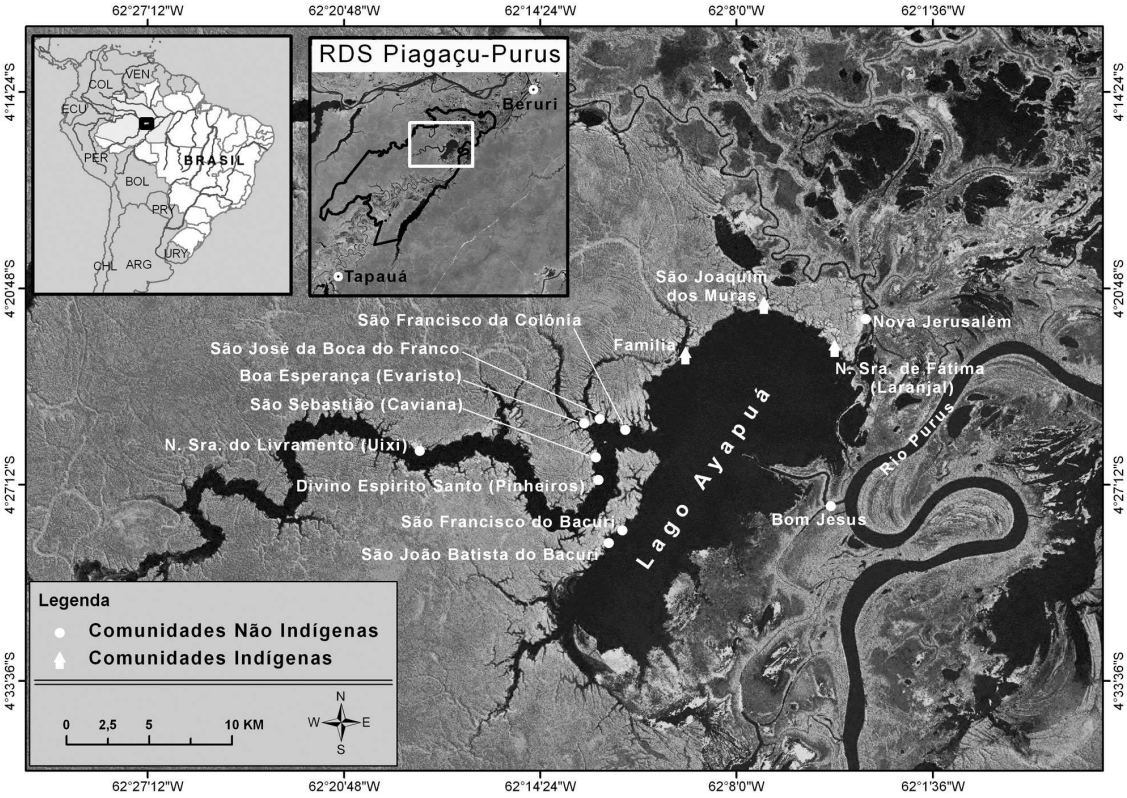

Figura 1 – Localização do Lago Ayapuá na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus, bacia do baixo rio Purus, e das dez comunidades ribeirinhas não indígenas que foram estudadas.

Figure 1 – Location of Ayapuá Lake in the Sustainable Development Reserve Piagaçu-Purus, the lower basin of the Purus River, and of the 10 non-indigenous riverside communities were this study was carried out.

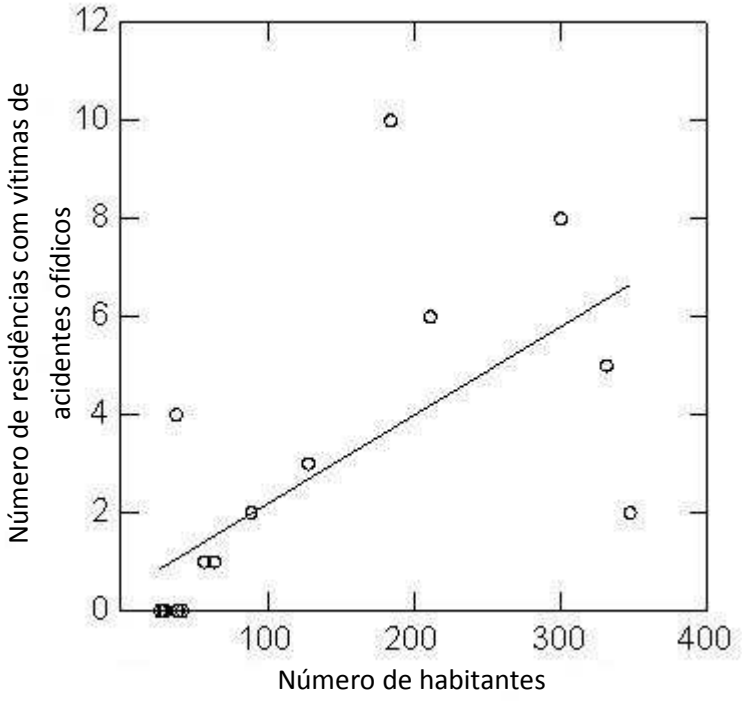

Figura 2 – Relação entre o número de habitantes e o número de residências com vítimas de acidentes ofídicos para 17 comunidades ribeirinhas da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus, baixo rio Purus, Amazonas.

Figure 2 – Relationship between number of people and number of residences with snakebite in 17 riverside communities in the Sustainable Development Reserve Piagaçu-Purus, lower Purus River, Amazonas State.

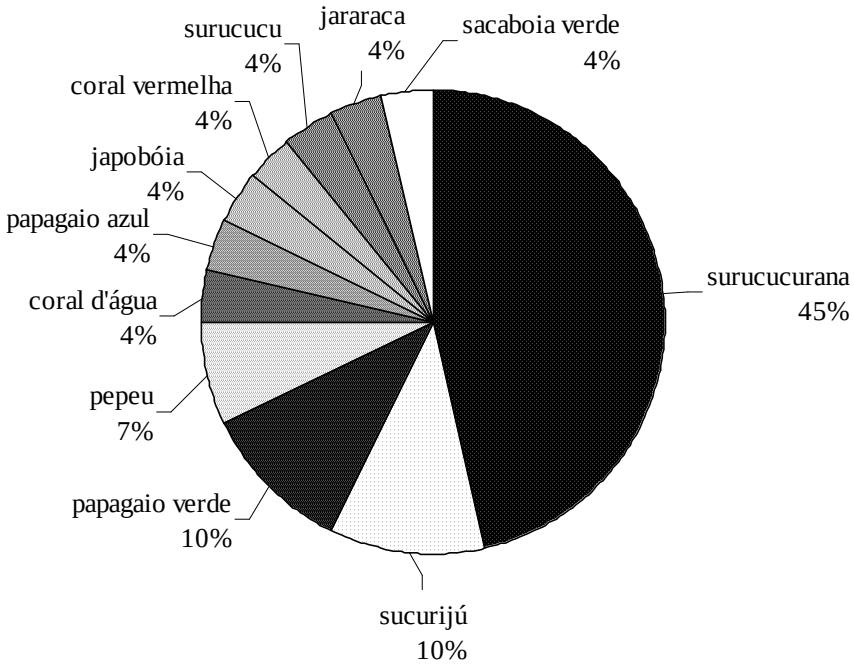

Figura 3 – Proporção das espécies de serpentes envolvidas em acidentes ofídicos (N= 28) com ribeirinhos da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus, baixo rio Purus, Amazonas. As correspondências entre os nomes locais e científicos das serpentes estão listadas na Tabela 4.

Figure 3 – Proportion of snake species involved in snakebites (N= 28), reported by the victims in the Sustainable Development Reserve Piagaçu-Purus, lower Purus River, Amazonas State. Correspondences between local and scientific names of snakes are listed in Table 4.

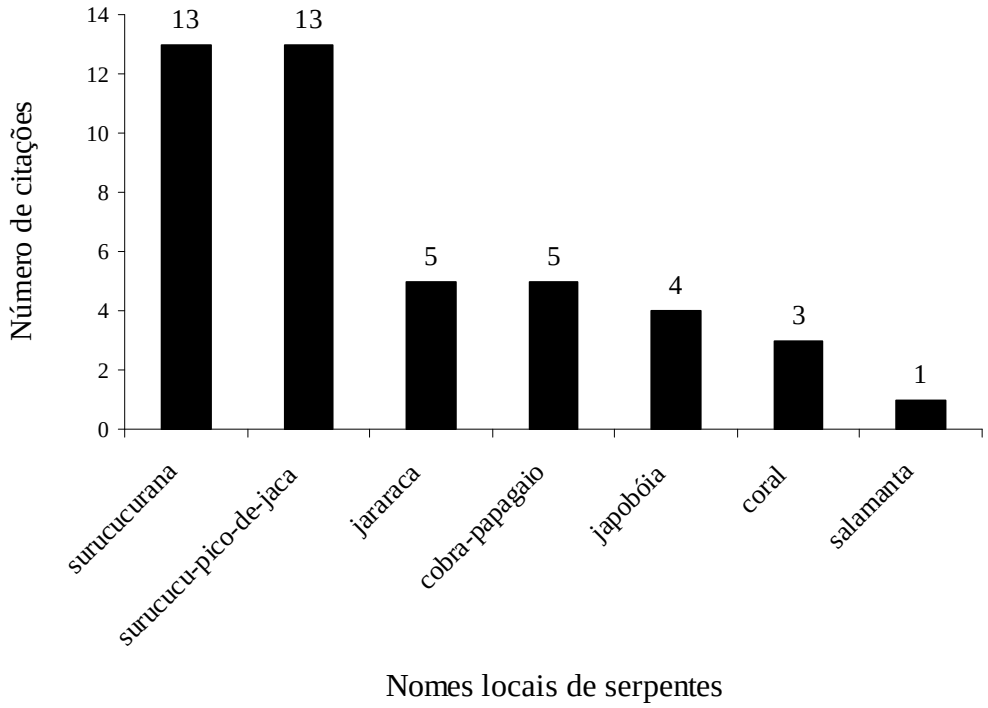

Figura 4 – Espécies de serpentes mais freqüentemente envolvidas em acidentes ofídicos citadas por ribeirinhos (N= 13) da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus, baixo rio Purus, Amazonas. As correspondências entre os nomes locais e científicos das serpentes estão listadas na Tabela 4.

Figure 4 – Snakes species most frequently involved in snakebites according to community residents (N= 13) from the Sustainable Development Reserve Piagaçu-Purus, lower Purus River, Amazonas State. Correspondences between local and scientific names of snakes are listed in Table 4.

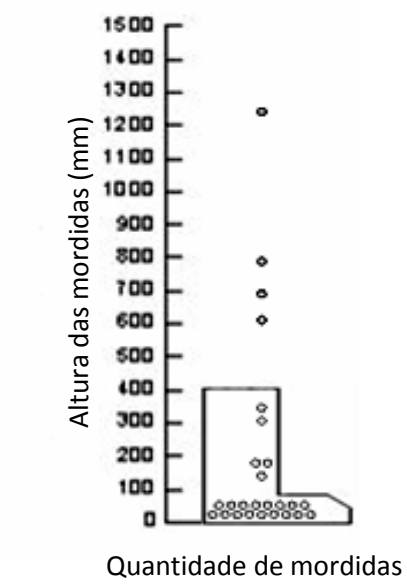

Figura 5 – Altura das mordidas de serpentes (N= 24) no corpo das vítimas com a representação de uma bota com 400 mm de altura demonstrando a eficiência na prevenção de acidentes ofídicos em comunidades ribeirinhas da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus, baixo rio Purus, Amazonas.

Figure 5 – Height of the snakebite in the victim's leg (N= 24) included a drawing of a 400 mm height boot to represent its possible efficiency on preventing accidents in the Sustainable Development Reserve Piagaçu-Purus, lower Purus River, Amazonas State.

Tabela 1 – Características sócio-econômicas de cinco comunidades ribeirinhas onde foram entrevistadas vítimas de acidentes ofídicos, no Lago Ayapuá na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus, região do baixo rio Purus, (Fonte: Instituto Piagaçu).

Table 1 – Social-economic profile of five riverside communities where snakebite victims were interviewed, in the Sustainable Development Reserve Piagaçu-Purus, lower Purus River region, (Source: Piagaçu Institute).

Comunidade	**Localização**	**Habitantes**	**Casas na terra-firme**	**Casas flutuantes**	**Principais atividades econômicas**	**Acidentes**
Bom Jesus	62º4’56”W 4º27’55”S	57	0	6	Agricultura, pesca e caça.	1
Boa Esperança (Evaristo)	62º12’49”W 4º25’28”S	35	6	3	Agricultura, pesca e coleta de castanha da Amazônia	4
Divino Espíto Santo (Pinheiros)	62º12’27”W 4º27’0,9”S	128	20	4	Agricultura, pesca, caça e coleta de castanha da Amazônia	12
São Sebastião (Craviana)	62º12’36”W 4º26’18’’S	38	5	0	Agricultura, pesca e coleta de castanha da Amazônia	8
Nossa Sra. do Livramento (Uixí)	62º18’9”W 4º26’09”S	184	28	3	Agricultura, pesca, caça e coleta de castanha da Amazônia	3

Tabela 2 – Quantidade de acidentes ofídicos segundo o tempo decorrido do acidente e o sexo das vítimas em cinco comunidades ribeirinhas no Lago Ayapuá na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus, região do Baixo Purus.

Table 2 – Number of snakebites and gender of victims over the years for five riverside communities in Ayapuá Lake in the Sustainable Development Reserve Piagaçu-Purus, lower Purus River region.

Anos decorridos	**Sexo**				**Total**	
	Masculino		**Feminino**			
	n	**%**	**n**	**%**	**n**	**%**
0-1	3	13,06	0	0	3	10,71
>1-4	2	8,69	1	20	3	10,71
>4-8	0	0	1	20	1	3,57
>8-16	2	8,69	3	60	5	17,85
>16-25	8	34,79	0	0	8	28,58
>25-33	2	8,69	0	0	2	7,14
>33-40	2	8,69	0	0	2	7,14
>40-50	4	17,39	0	0	4	14,30
	23	100	5	100	28	100

Tabela 3 – Freqüência dos acidentes ofídicos no corpo das vítimas de cinco comunidades ribeirinhas no Lago Ayapuá na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus, baixo rio Purus, Amazonas.

Table 3 – Frequency of snakebite on the victim's body parts for five riverside communities in Ayapuá Lake in the Sustainable Development Reserve Piagaçu-Purus, lower Purus River, Amazonas State.

Local da mordida	**Número**	**%**
Membros inferiores		
Pé	11	42,31
Tornozelo	6	23,07
Panturrilha	4	15,38
Perna	1	3,85
Coxa	1	3,85
Membros superiores		
Mão	2	7,69
Braço	1	3,85
Total	26	100

Tabela 4 – Correspondência entre os nomes científicos e locais de serpentes identificando as sinonímias. O risco de acidentes ofídicos para cada espécie esta identificado pelas legendas sobrescritas: P= perigosa, A= agressiva e PC= pacífica.

Table 4 – Correspondence between local and scientific names of snakes identifying the synonymities. The snakebites risk per species is identified by superscript legends: P= dangerous, A= aggressive and PC= pacific.

Nomes locais	**Nomes científicos**	**Sinonímias**
cobra-de-chuva	*Typhlops reticulatus*^{PC} *T. minuisquamus*^{PC}	*Leptotyphlops* sp.^{PC}
cobra-papagaio azul	*Oxybelis fulgidus*^{A*}	*Leptophis ahaetulla*^{A}
cobra-papagaio verde ou sacabóia verde	*Corallus caninus*^{A}	*Bothriopsis bilineata*^{P}
coral d'água	*Micrurus surinamesis*^{P}	*Hydrops martii*^{A}
coral preta	*Micrurus hemprichii*^{P}	*Atractus poeppigi*^{PC}
coral vermelha	*Micrurus langsdorffi*^{P}	*Anilius scytale* ^{PC}
Japobóia	juvenis de *Bothrops atrox*^{P}	*Pseustes poecilonotus*^{A} e *Thamnodynastes pallidus*^{A*}
Jararaca	*Leptodeira annulata*^{PC*}	*B. atrox*^{P}, *Helicops angulatus*^{A} e *Imantodes cenchoa*^{PC*}
jibóia branca	*Corallus hortulanus*^{A}	juvenis de *C. caninus*^{A}
jibóia comum ou verdadeira	*Boa constrictor*^{A}	sem sinonímia
jibóia vermelha ou salamanta	*Epicrates cenchria*^{A}	*C. caninus*^{A} e *C. hortulanus*^{A}
Pepeu	*Hydrodynastes gigas*^{A}	sem sinonímia
Sucurijú	*Eunectes murinus*^{A}	sem sinonímia
surradeira	*Spilotes pullatus*^{A}	*Chironius fuscus*^{A}
surucucu-pico-de-jaca	*Lachesis muta*^{P}	indivíduos maiores da espécie *B. atrox*^{P}
surucucurana	*B. atrox*^{P}	*T. pallidus* ^{A*}
surucucurana-de-fogo	*Atractus torquatus*^{PC}, *Drepanoides anomalus*^{PC},	*Xenopholis scalaris*^{PC*} e outras espécies

	Oxyrhopus formosus[A*] e *Oxyrhopus melanogenys*[PC*]	terrestres de coloração avermelhada

* colubrídeos opistoglifodontes

Tabela 5 – Número de citações sobre a percepção de aspectos ecológicos das espécies de serpentes mais envolvidas em acidentes ofídicos de acordo com ribeirinhos da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus, baixo rio Purus, Amazonas. As correspondências entre os nomes locais e científicos das serpentes estão listadas na Tabela 4.

Table 5 – Number of records on perception of ecological aspects the snake species most involved in snakebite according to inhabitants in the Sustainable Development Reserve Piagaçu-Purus, lower Purus River, Amazonas State. Correspondences between local and scientific names of snakes are listed in Table 4.

Espécies	**Uso dos ambientes**		**Horário de atividade**		**Comportamento de ataque**	
	terra-firme	áreas alagáveis	diurno	noturno	à aproximação	ao toque
cobra-papagaio	2	4	4	0	2	2
Coral	4	1	2	2	1	0
Japoboia	4	1	3	1	3	1
Jararaca	4	3	1	2	3	1
surucucu-pico-de-jaca	12	5	7	6	2	11
Salamanta	1	1	1	1	0	1
Surucucurana	11	9	7	10	12	1

Síntese

O baixo curso do rio Purus corresponde a uma região com alta diversidade de herpetofauna Amazônica (Avila-Pires 1995, Azevedo-Ramos & Gallati 2001, Brasil 2001, Vogt et al. 2001). Levantamentos de campo, na literatura especializada e em coleção zoológica (INPA), indicaram a ocorrência de 99 espécies anfíbios distribuídas em 17 famílias, e de 90 espécies de répteis Squamata representando 18 famílias (Heyer, 1977; Gordo, 2003; Waldez e Vogt, 2007; 2009; 2011; Instituto Piagaçu, 2010). Neste estudo, registramos em campo uma considerável proporção dessa diversidade, com 75 anfíbios (11 famílias de anuros e duas de gimnofionas) e 85 répteis Squamata (nove famílias de lagartos e oito de serpentes).

A diversidade da herpetofauna observada na região do baixo rio Purus revelou novos registros de ocorrência de espécies, em especial para os sapos arborícolas *Dendropsophus allenorum* e *Scinax pedromedinae* (ver Capítulo 1). Nesta região, a ocorrência destas e de outras espécies como os anfíbios *Pristimantis altamazonicus* e *Oscaecilia* aff. *bassleri*, os lagartos *Anolis tandai*, *Gonatodes hasemani*, *Leposoma osvaldoi*, *L. snethlageae* e *Uracentron azureum guentheri*, e as serpentes *Bothriopsis bilineata* e *B. taeniata*; corroboram com a alocação do baixo rio Purus na provícia biogegráfica de Inambari, relacionada com áreas do sudoeste e do oeste da Amazônia (ver Capítulo 1). Aparentemente a bacia do rio Purus perfaz parte de um corredor ecológico que comunica a fauna de regiões do sudoeste e oeste da Amazônia com a região da Amazônia central brasileira, na confuência dos rios negros e Solimões (ver Silva et al. 2005). Nesta região a província Inambari delimita fronteira com outras três áreas de endemismos (Guiana, Imeri e Rondonia), sendo esta região uma zona de encontro de faunas, com alta diversidade e com potencial para especiação e dispersão de espécies.

Entre as principais florestais do baixo rio Purus, florestas não inundáveis de terra firme e florestas inundáveis de várzea, encontramos padrões similares de riqueza relativa de espécies da herpetofauna (ver Capítulo 2). As Florestas de terra firme apresentaram um maior número absoluto de espécies incluíndo muitas espécies habiat especialistas. As florestas de várzea tiveram uma riqueza relativa de espécies por parcelas similar as florestas de terra firme. Nas florestas várzea a diversidade de espécies da herpetofauna foi composta por um alto número de espécies habitat generalistas e neste habitat encontramaos um maior número absoluto de espécies de sapos arborícolas (Hylidae) e de lagartos heliotérmicos de maior porte (Teiidae), com ocorrência de espécies semi-aquáticas pouco registradas (e.g. *Crocodilurus amazonicus*, *Dracaena guianensis*).

As paisagens florestais de terra firme e de várzea do baixo rio Purus apesar de similares em número relativo de espécies de anfíbios e de répteis Squamata, foram diferentes quanto à composição destas espécies (ver Capítulo 2). Nas florestas de várzea foi observado forte efeito do pulso de inundação na estruturação das comunidades de anfíbios e répteis Squamata, com marcante ausência de famílias de espécies fossoriais e de serrapilheira (e.g. Dendrobatidae, Gymnophthalmidae, Typhlopoidea), encontrados nas florestas de terra firme adjacentes. A diversidade complementar de espécies de anfíbios e répteis Squamata (diversidade beta-β) entre as florestas de terra firme e as florestas de várzea, relacionada com a maior abrangência local destas paisagens florestais, possivelmente representa a maior contribuição para a diversidade regional da herpetofauna no baixo rio Purus (diversidade Gama-γ).

A composição das espécies nestes dois tipos de florestas demonstrou agrupamentos bem definidos distribuidos ao longo do gradiente altitudinal, demonstrando forte efeito da altitude na estruturação das comunidades de anfíbios e répteis Squamata (ver Capítulo 2). Um padrão de substituição de espécies habitats especialistas foi observado nos extremos topográficos do gradiente de altitude. Em posições intermediárias deste gradiente, espécies habitats generalistas coexistiram com abundâncias mais equitativas. Os padrões de dominância de abundância das espécies de anfíbios e répteis Squamata foram ajustados ao modelo de distribuição Log-normal. A maior equitabilidade na abundância predita pelo modelo Log-normal, indicou múltiplos fatores influenciando a estrutura das comunidades, uma situação comum para muitas comunidades com alta diversidade em habitats tropicais (Magurran, 2004).

Conhecemos pouco sobre as estratégias adaptativas da herpetofauna terrestre ao pulso de inundação nas florestas inundáveis da Amazônia. Ainda assim, verificamos forte efeito da alagação sazonal sobre a estruturação das comunidades de anfíbios anuros e pequenos répteis nas florestas de várzea do rio Purus, com marcada ausência de vários grupos da herpetofauna que são encontrados nos solos das florestas não-inundáveis adjacentes (ver Waldez *et al*., submetido). Avaliar respostas para estas e outras questões relacionadas, depende de uma metodologia que permita estudos padronizados das comunidades de anfíbios anuros e répteis Squamata nas florestas de várzea durante fase aquática do pulso de inundação, passível de replicação nas florestas de terra firme durante a fase seca do rio, assim como, nos demais períodos sazonais em ambos os hábitats. Também, se fazem necessários estudos genéticos sobre a estrutura das populações dessas espécies habitat generalistas, a fim de conhecer o nível de fluxo gênico dessas populações entre os diferentes habitats adjacentes.

Florestas primárias de terra firme e de várzea, em relação as florestas em estágios de sucessão secindários, abrigaram maior riqueza de anfíbios anuros (ver Capítulo 3). A riqueza de lagartos foi maior apenas em florestas primárias de terra firme. Florestas secundárias de terra firme e de várzea abrigaram espécies da herpetofauna em abundâncias representativas do total observado, provavelmente refletindo a matriz local predominante de florestas primárias. Apenas para anfíbios anuros de terra firme foi constatada maior abundância nas florestas primárias. A cronosequência de regeneração das florestas secundárias influenciou: i) na riqueza de anfíbios anuros nos dois tipos de paisagens e na abundância de anfíbios anuros em florestas de terra firme; ii) na riqueza de lagartos em florestas de terra firme e iii) na composição de espécies de répteis Squamata nas florestas de terra firme e nas florestas de várzea. Um padrão de distribuição hierárquica foi observado para comunidades de anfíbios anuros e lagartos, com florestas secundárias representando subconjuntos da riqueza encontrada nas florestas primárias, tanto em áreas de terra firme quanto de várzea, demonstrando a importância de florestas prístinas para manutenção da maior parte da herpetofauna regional. Nossos resultados sugerem que um maior tempo de regeneração para que as florestas secundárias alcancem a complexidade ecológica dos habitats e a diversidade de espécies encontrada em florestas prístinas. No entanto, para regiões tropicais faltam estudos com longas séries de dados que permitam avaliar qual o tempo de regeneração e o contexto ambiental necessário.

Nas comunidades humanas ribeirinhas avaliadas, a incidência de acidentes ofídicos esteve relacionada com circunstâncias ocupacionais sendo o extrativismo florestal a atividade que mais expôs os ribeirinhos aos acidentes com serpentes (ver Capítulo 4). Na região do baixo rio Purus 12 espécies de serpente peçonhentas podem ser observadas (Waldez e Vogt, 2011). No entanto, uma única espécie *Bothrops atrox* foi relacionada para metade dos eventos registrados neste estudo. O conhecimento das serpentes pelos ribeirinhos se mostrou limitado, com poucos nomes referindo-se de modo inequívoco a uma única espécie. Os acidentes ofídicos nas comunidades da RDS-PP representaram eventos com alta taxa de agravo à saúde, causando morte eventual. A baixa administração de soro-antiofídico às vitimas desta região, em média mais de 24h depois dos acidentes foi a principal causa de complicações e da letalidade. Um maior envolvimento dos órgãos locais de saúde pública, principais distribuidores do soro antiofídico na região, é um fator preponderante para redução de danos nas comunidades da RDS-PP. A capacitação dos comunitários para reconhecer as espécies de serpentes peçonhentas, maneiras eficientes de prevenção e tratamento dos acidentes ofídicos também podem reduzir os riscos de picadas com vítimas fatais na região.

Referências Bibliográficas

Adis, J. & Junk, W. J. 2002. Terrestrial invertebrates inhabiting lowland river floodplains of Central Amazonia and Central Europe: a review. Freshwater Biology 47: 711–731.

Albernaz, A. L. K. M. & Venticinque, E. M. 2003. Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus: Características e Limites Geográficos *In*: DEUS, C. P.; DA SILVEIRA, R. & PY-DANIEL, L. H. R. eds. Piagaçu-Purus: Bases Científicas para Criação de uma Reserva de Desenvolvimento Sustentável. IDSM, Manaus. p.3-12.

Allmon, W. D. 1991. A plot study of forest floor litter frogs, Central Amazon, Brazil. Journal *of* Tropical Ecology 7:503–22.

Araújo, F.A.A.; Santalúcia, M.; Cabral, R.F. 2003. Epidemiologia dos acidentes por animais peçonhentos. *In:* Cardoso, J.L.C.; França, F.O.S.; Wen, F.H.; Malaque, C. M.S.; Haddad Junior, V. (Eds). *Animais peçonhentos no Brasil: biologia, clínica e terapêutica dos acidentes*. Sarvier, São Paulo, SP. p. 6-12.

Atmar W. & Patterson B.D. 1995. The Nestedness Temperature Calculator: a Visual Basic Program Including 294 Presence–Absence Matrices. *AICS Research on the Field Museum*, Chicago.

Avila-Pires, T. C. S.; Vitt, L. J.; Sartorius, S. S. & Zani, P. A. 2009. Squamata (Reptilia) from four sites in southern Amazonia, with a biogeographic analysis of Amazonian lizards. Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi de Ciências Naturais 4(2):99-118.

Avila-Pires, T.C.S. 1995. Lizards of Brazilian Amazonia (Reptilia: Squamata). *Zoologische Verhandelingen*, 299: 1-706.

Avila-Pires, T.C.S.; Hoogmoed, M.S.; Rocha, W.A. 2010. Notes on the Vertebrates of northern Pará, Brazil: a forgotten part of the Guianan Region, I. Herpetofauna. *Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi de Ciências Naturais*, 5(1): 13-112.

Avila-Pires, T.C.S.; Vitt, L.J. 1998. A new species of *Neusticurus* (Reptilia: Gymnophthalmidae) from the Rio Jurua, Acre, Brazil. *Herpetologica*, 54(2): 235-245.

Avila-Pires, T.C.S.; Vitt, L.J.; Sartorius, S.S.; Zani, P.A. 2009. Squamata (Reptilia) from four sites in southern Amazonia, with a biogeographic analysis of Amazonian lizards. *Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi de Ciências Naturais*, 4(2): 99-118.

Azevedo-Ramos, C.; Galatti, U. 2001. Patterns of amphibian diversity in Brazilian Amazonia: conservation implications. *Biological Conservation*, 103:103-111.

Barraviera, B.; Pereira, P.C.M. 1994. Acidentes por serpentes do gênero *Bothrops*. *In*: Barraviera, B. (Ed). *Venenos Animais, uma Visão Integrada*. EPUC, Rio de Janeiro, RJ. p. 261-280.

Bartlett, R.D.; Bartlett, P.P. 2003. *Reptiles and Amphibians of the Amazon – An Ecoturist's Guide*. University Press of Florida, Gainesville. 310pp.
BATEMAN, L.H., CHUNG-MACCOUBREY, A., SNELL, H.L. & FINCH, D.M. 2009. Abundance and species richness of snakes along the Middle Rio Grande riparian forest in New Mexico. Herpetol. Conserv. Biol. 4(1):1-8.

Beja, P.; Santos, C. D.; Santana, J.; Pereira, M. J.; Marques, J. T.; Queiroz, H. L. & Palmeirim, J. M. 2010. Seasonal patterns of spatial variation in understory bird assemblages across a mosaic of flooded and unflooded Amazonian forests. Biodiversity and Conservation 19:129−152

Bernarde, P.S. 2012. *Serpentes Peçonhentas e Acidentes Ofídicos no Acre*. Curitiba: Anolis Books, v. 1. 112 p.

Bernarde, P.S. Albuquerque, S.; Turci, L.C. 2012. *Serpentes Peçonhentas e Acidentes Ofídicos em Rondônia*. Curitiba: Anolis Books, v. 1. 128 p.

Bernarde, P.S.; Abe, A.S. 2006. A snake community at Espigão do Oeste, Rondônia, southwestern Amazon, Brazil. *South American Journal of Herpetology*, 1(2): 102-113.

Bernarde, P.S.; Macedo, L.C. 2008. Impacto do desmatamento e formação de pastagens sobre a anurofauna de serapilheira em Rondônia. *Iheringia Série Zoologia*, 98(4): 454-459.

Bernarde, P.S.; Machado, R.A.; Turci, L.C.B. 2011. Herpetofauna da área do Igarapé Esperança na Reserva Extrativista Riozinho da Liberdade, Acre – Brasil. *Biota Neotropica*, 11(3):117-144.

Bérnils, R.S.; Costa, H.C. (org.). 2011. Brazilian reptiles – List of species. Sociedade Brasileira de Herpetologia (http://www.sbherpetologia.org.br.). Acesso: 14/08/2011.

Bochner, R.; Struchiner, C.J. 2003. Epidemiologia dos acidentes ofídicos nos últimos 100 anos no Brasil: uma revisão. *Cad. Saúde Pública*, 19(1): 7-16.

Bonaccorso, E.; Koch, I.; Peterson, A.T. 2006. Pleistocene fragmentation of Amazon species ranges. *Diversity and Distributions*, 12: 157-164.

Borges, C.C.; Sadahiro, M.; Dos-Santos, M.C. 1999. Aspectos epidemiológicos e clínicos dos acidentes ofídicos ocorridos nos municípios do Estado do Amazonas. *Rev. Soc. Bras. Med. Trop.*, 32(6): 637-646.

Borges, S. H. & Carvalhaes, A. 2000. Bird species of black water inundation forests in the Jau National Park (Amazonas state, Brazil): their contribution to regional species richness. Biodiversity and Conservation 9:201–214

Borges, S.H.; Silva, J.M.C. 2012. A New Area of Endemism for Amazonian Birds in the Rio Negro Basin. *The Wilson Journal of Ornithology*, v. 124, p. 15-23, 2012.

Bowman, D.; Woinarski, J.C.Z.; Sands, D.P.A.; Wells, A. & McShane, V.J. 1990. Slash-and-burn agriculture in the wet coastal lowlands of Papua-New-Guinea – response of birds, butterflies and reptiles. *Journal of Biogeography* 17: 227–239.

Brasil, 2001. *Avaliação e identificação de ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade da Amazônia brasileira*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília. 144p.

Brasil, 2009. *Acidentes por Animais Peçonhentos – Serpentes: situação epidemiológica*. Ministério da Saúde do Brasil. (http://portal.saude.gov.br/portal/saude/profissional/area.cfm?id_area=1539/). Acesso: 15/08/2010.

Caldas, M.M; Walker, R.; Shirota, R.; Perz, S. & Skole, D. 2003. Ciclo de Vida da Família e Desmatamento na Amazônia: Combinando Informações de Sensoriamento Remoto com Dados Primários. *Revista Brasileira de Economia* 57(4): 683-711.

Campbell, J.A.; Lamar, W.W. 2004. *The Venomous Reptiles of the Western Hemisphere.* Comstock Publishing Associates, Ithaca and London. 1032pp.

Carvalho Jr, E.A.R.; Lima, A.; Magnusson, W.E. & Albernaz, A.K.L.M. 2008. Long-term effect of forest fragmentation on the Amazonian gekkonid lizards, *Coleodactylus amazonicus* and *Gonatodes humeralis*. *Austral Ecology* 33: 723-729.

Carvalho, M.A.; Nogueira, F. 1998. Serpentes da área urbana de Cuiabá, Mato Grosso: aspectos ecológicos e acidentes ofídicos associados. *Cad. Saúde Pública*, 14(4): 753-763.

Carvalho, V.T.; Macculloch, R.D.; Bonora, L.; Vogt, R.C. 2010. A New Species of *Stefania* (Anura: Cryptobatrachidae) from Northern Amazonas, Brazil. *Journal of Herpetology*, 44: 229-235.

CECHIN, S. Z. & MARTINS, M. 2000. Eficiência de armadilhas de queda (pitfall traps) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. Rev. Bras. Zool. 17:729–740.

Chippaux, J.P. 1998. Snake-bites: appraisal of the global situation. *Bull. World Health Org*., 76(5): 515-524.

COLWELL, R.K. 2004. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7. User's guide and application. University of Connecticut, Storrs. http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates (último acesso em 14/12/2011).

Cracraft, J. 1985. Historical biogeography and patterns of differentiation within the South American avifauna: areas of endemism. *Ornithological Monographs*, 36: 49-84.

Crump, M.L. & Scott, N.J. 1994. Visual encounter surveys. *In* Heyer, W.R.; Donnelly, M.A.; McDiarmid, R.W.; Hayek, L.A.C. & Foster, M.S. (eds) *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians*. Smithsonian Institution Press, Washington DC, pp. 84–92.

Crump, M.L. 1971. Quantitative analysis of the ecological distribution of a tropical herpetofauna. *Occasional Papers of the* Museum *of Natural History the University of Kansas*, 3: 1-62.

Crump, M.L. 2003. Conservation of amphibians in the new world tropics. *In* Semlitsch, R.D. (ed.) *Amphibian Conservation*. Smithsonian Institution, Washington, pp. 53–69.

Cunha, O.R.; Nascimento, F.P. 1978. Ofídios da Amazônia. X. As cobras da região leste do Pará. *Publicações Avulsas do Museu Paraense Emílio Goeldi*, 32: 1-218.

Cushman, S.A. 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. *Biological Conservation* 128: 231–240.

Da Silva, R.J., Fecchio, D.; Barraviera, B. 1996. Antitumor Effect of Snake Venoms. *J. Venom. Anim. Toxins*, 2(2): 79-90.

Deichmann, J. L.; Lima, A. P. & Williamson, G. B. 2011. Effects of Geomorphology and Primary Productivity on Amazonian Leaf Litter Herpetofauna. Biotropica 43:149-156.

Deus, C.P., Da Silveira, R.; Py-Daniel, L.H.R. 2003. *Bases Científicas para Criação de uma Reserva de Desenvolvimento Sustentável*. IDSM, Manaus.

Dixon, J.R.; Soini, P. 1986. The reptiles of the upper Amazon basin, Iquitos region, Peru. 2nd ed. *Milwaukee Publ. Mus.* Milwaukee, Wisconsin. 154pp.

Doan, T. M. 2003. Which methods are most effective for surveying rain forest herpetofauna? Journal of Herpetology 37:72–81.

Doan, T. M. & Arizábal A., W. 2002. Microgeographic variation in species composition of the herpetofaunal communities of Tambopata Region, Peru. Biotropica 34(1): 101-117.

Dodd, C.K. Jr. 1993. Strategies for Snake Conservation. *In*: Siegel, R.A.; Collins, J.T. (Eds). *Snakes – Ecology and Behavior*. McGraw-Hill, USA, New York. p. 363-393.

Donnelly, M. A.; Chen, M. H.; Watkins, G. G. 2005. Sampling amphibians and reptiles in the Iwokrama Forest ecosystem. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, 154(1): 55-69.

Dos-Santos, M.C.; Martins, M.; Boechat, A.L.; Sá-Neto, R.P.; Oliveira, M.E. 1995. *Serpentes de interesse médico da Amazônia, Universidade do Amazonas/SESU. Manaus, Amazonas. 64pp.*

Duellman, W.E. 1990. Herpetofaunas in Neotropical rainforests: comparative composition, history, and resource use. *In*: Gentry, A. H. (ed). *Four Neotropical Rainforests*. Yale University Press, New Haven, Connecticut. p. 455-505.

Duellman, W.E. 1999. Distribution patterns of amphibians in South America. *In*: Duellman, W.E. (ed). *Patterns of distribution of amphibians: a global perspective*. John Hopkins University Press, Baltimore. p. 255-328.

Duellman, W.E. 2005. *Cusco Amazónico. The lives of amphibians and reptiles in an Amazonian rainforest*. Comstock Publishing Associates, Cornell University Press, Ithaca. 488p.

Estupiñán, R.A.; Galatti, U. 1999. La Fauna Anura en Áreas com Diferentes Grados de Intervención Antrópica de la Amazonia Oriental Brasileña. *Revista de la Academia Colombiana de* Ciencias *Exactas, Físicas y Naturales*, 23:275-286.

Fan, H.W.; Cardoso, J.L. 1995. Clinical toxicology of snake bites in South America. *In*: Meier, J. e White, J. (Eds). *Handbook of Clinical Toxicology of Animal Venoms and Poisons*. CRC Press, Florida. p. 667–688.

Fearnside, P. 1989. Agricultura na Amazônia: Tipos de agricultura, padrão e tendências (TENDÊNCIAS). *Cadernos NAEA*, 10: 197-252.

Fearnside, P. M.; Alencastro-Graça, P. M. L.; Keizer, E. W. H.; Maldonado, F. D.; Barbosa, R. I. & Nogueira, E. M. 2009. Modelagem de desmatamento e emissões de gases de efeito estufa na região sob influência da rodovia Manaus-Porto Velho (BR-319). Revista Brasileira de Meteorologia 24(2):208-233.

Ferreira, S.H. 1994. University discoveries and intellectual property rights: from *Bothrops jararaca* bradykinin potentiating peptides to angiotensin converting enzymes inhibitors. *Brazilian J. Med. Biol. Res*., 27(8): 1693-1698.

Fouquet, A.; Gaucher, P.; Blanc, M.; Velez-Rodrigues, C.M. 2007a. Description of two new species of Rhinella (Anura: Bufonidae) from the lowlands of the Guiana Shield. *Zootaxa*, 1663: 17-32.

Fouquet, A.; Gilles, A.; Vences, M.; Marty, C.; Gemmell, N.J. 2007b. Underestimation of Species Richness in Neotropical Frogs Revealed by mtDNA Analyses. *Plos One*, 2: e1109.

Fraga, R.; Lima, A.P. & Magnusson, W.E. 2011. Mesoscale spatial ecology of a tropical snake assemblage: the width of riparian corridors in central Amazonia. *Herpetological Journal* 21: 51–57.

França, F.G.R.; Mesquita, D.O.; Colli, G.R. 2006. A checklist of snakes from Amazonian savannas in Brazil, housed in the Coleção Herpetológica da Universidade de Brasília, with new distribution records. *Occasional Papers Sam Noble Oklahoma Museum of Natural History*, 17: 1-13

França, F.G.R.; Venâncio, N.M. 2010. Reptiles and amphibians of a poorly known region in southwest Amazonia. *Biotemas*, 23 (3): 71-84.

Fredericksen, N.J. & Fredericksen, T.S. 2004. Impacts of selective logging on amphibians in a Bolivian tropical humid forest. *Forest Ecology and Management* 191: 275–282.
FROST, D.R. 2011. Amphibian Species of the World: an Online Reference Version 5.5. American Museum of Natural History, New York, http://research.amnh.org/vz/herpetology/amphibia/ (último acesso em 14/02/2012)

Furtado, M.F.D.; Maruyama, M.; Kamiguti, A.S.; Antonio, L.C. 1991. Comparative study of nine *Bothrops* snakes venom from adult female snakes and their offspring. *Toxicon*, 29: 219-226.

Furtado. M.F.D. 2007. Aspectos sistemáticos e biológicos que atuam na diversidade da composição de venenos em serpentes peçonhentas brasileiras. *In*: Nascimento, L.B. & Oliveira, M.E. (Eds). *Herpetologia no Brasil II*. Sociedade Brasileira de Herpetologia, Belo Horizonte. p. 183-200.

Gardner, T.A., Ribeiro-Junior, M.A., Barlow, J., Avila-Pires, T.C.S., Hoogmoed, M.S.; Peres, C.A. 2007. The value of primary, secondary and plantation forests for a neotropical herpetofauna. *Conserv. Biol*., 21: 775-787.

Gardner, T.A.; Barlow, J. & Peres, C.A. 2007b. Paradox, presumption and pitfalls in conservation biology: the importance of habitat change for amphibians and reptiles. *Biological Conservation* 138: 166–179.

Gascon, C. 1996. Amphibian litter fauna and river barriers in flooded and non-flooded Amazonian rainforests. *Biotropica*, 28: 136-140.

Gascon, C.; Malcolm, J. R.; Patton, J. L.; Silva, M. N. F. Da; Bogart, J. P.; Lougheed, S. C.; Peres, C. A.; Neckel, S. & Boag, P. 2000. Riverine barriers in the geographic distribution of Amazonian species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 97(25):13672–13677.

Geurgas, S.R.; Rodrigues, M.T. 2010. The hidden diversity of Coleodactylus amazonicus (Sphaerodactylinae, Gekkota) revealed by molecular data. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 54: 583-593.

Gibbons, J.W.; Scott, D.E.; Ryan, T.J.; Buhlmann, K.A.; Tuberville, T.D.; Metts, B.S.; Greene, J.L.; Mills, T.; Leiden, Y.; Poppy, S. & Winne, C.T. 2000. The global decline of reptiles, deja-vu amphibians. *Bioscience* 50: 653–667.

Gordo, M. 2003. Os anfíbios anuros do baixo Rio Purus/Solimões. *In*: Deus, C.P.; Da Silveira, R.; Py-Daniel, L.H.R. (Eds). *Piagaçu-Purus: Bases Científicas para Criação de uma Reserva de Desenvolvimento Sustentável*. IDSM, Manaus. p. 65-71.

GOTELLI, N. J., & COLWELL, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. Ecol. Lett. 4:379–391.

Goulding, M.; Barthem, R. & Ferreira, E.J.G. 2003. *The Smithsonian Atlas of the Amazon*. Smithsonian Institution Press, Washington D.C. 256p.

Greenberg, C.H.; Neary, D. & Harris, L.D. 1994. A comparison of herpetofaunal sampling effectiveness of pitfall, single-ended, and double-ended funnel traps used with drift fences. Journal *of Herpetology* 28: 319–324.

Greene, H.W. 1997. *Snakes: The Evolution of Mystery in Nature*. University of California Press, Berkeley and Los Angeles. 351pp.

Gutiérrez, J.M. 1995. Clinical toxicology of snakebite in Central America. *In*: Meier, J.; White, J. (Eds). *Handbook of Clinical Toxicology of Animal Venoms and Poisons*. CRC Press, Florida. p. 645–665.

Gutiérrez, J.M.; Higashi, H.G.; Wen, F. H.; Burnouf, T. 2007. Strengthening antivenom production in Central and South American public laboratories: report of a workshop. *Toxicon*, 49(1): 30-35.

Gutiérrez, J.M.; Sasa, M. 2002. Bites and envenomations by colubrid snakes in Mexico and Central America. *J. Toxicol. Toxin Rev.*, 21 (2002): 105–115.

Gutiérrez, J.M.; Theakston, R.D.G.; Warrell, D.A. 2006. Confronting the neglected problem of snake bite envenoming: The need for a global partnership. *PLoS Med*., 3(6): 727-731.

Harrison, R.A.; Hargreaves, A; Wagstaff, S.C.; Faragher, B.; Lalloo, D.G. 2009. Snake Envenoming: A Disease of Poverty. *PLoS Negl Trop Dis*, 3(12): e569.

Haugaasen, T. & Peres, C. A. 2005. Mammal assemblage structure in Amazonian flooded and unflooded forests. Journal of Tropical Ecology 21:133−145.

Haugaasen, T. & Peres, C. A. 2008. Population abundance and biomass of large-bodied birds in Amazonian flooded and unflooded forests. Bird Conservation International 18:87–101.

Haugaasen, T.; Peres, C.A. 2006. Floristic, edaphic and structural characteristics of flooded and unflooded forests in the lower Rio Purús region of central Amazonia, Brazil. *Acta Amaz*., 36(1): 25-36.

Heinen, J.T. 1992. Comparisons of the leaf litter herpetofauna in abandoned cacao plantations and primary rain-forest in Costa-Rica – some implications for faunal restoration. *Biotropica* 24: 431–439.

Herrera-Montes, A. & Brokaw, N. 2010. Conservation value of tropical secundary forest: A herpetofaunal perspective. *Biological Conservation* 143: 1414-1422.

Hess, L.L.; Melack, J.M.; Novo, E.; Barbosa, C.C.F. & Gastil, M. 2003. Dual-season mapping of wetland inundation and vegetation for the central Amazon basin. *Remote Sensing of Environment* 87:404-428.

Heyer, W.R. 1976. Notes on the frog fauna of the Amazon Basin. *Acta Amazonica*, 6(3):369-378.

HEYER, W.R. 1977. Taxonomic notes on frogs from the Madeira and Purus Rivers, Brazil. Pap. Avulsos Zool. 31:141-162.

Hödl, W. 1977. Call differences and calling site segregation in Anuran species from Central Amazonian floating meadows. Oecologia 28: 351-363.

Hoogmoed, M. S. 1993. The herpetofauna of floating mesdows. 199-213pp. *In*: OUBOTER, P.E. ed. Freshwater ecosystems of Suriname. Kluwer academic Publishers. Nethelands. 292p.

HOOGMOED, M.S. & AVILA-PIRES, T.C.S. 2011. Sobre a presença de *Scinax pedromedinae* (Henle, 1991) (Amphibia: Anura: Hylidae) na Amazônia brasileira e norte do Peru. Bol. Mus. Para. Emilio Goeldi Cienc. Nat. 6(3):263-271.

Hoogmoed, M.S. 1973. Notes on the herpetofauna of Surinam. IV The lizards and amphisbaenians of Surinam. Dr. W. Junk Publishers, The Hague. *Biogeographica*, 4: 1-417.

Hoogmoed, M.S.; Pinto, R.R.; Rocha, W.A.; Pereira, E.G. 2009. A new species of *Mesobaena* Mertens, 1925 (Squamata: Amphisbaenidae) from Brazilian Guiana, with a key to the Amphisbaenidae of the Guianan Region. *Herpetologica*, 65(4): 436-448.

IBGE, 2010. *Cidades@*. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Brasil. Disponível em <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>. Acesso em 14.05.2012.

IBGE. 2002. Mapa de Climas do Brasil. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Brasil ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapas/tematicos/mapas_murais/clima.pdf/ (último acesso em 14/02/2012)

Inger, R.F. 1980. Densities of floor-dwelling frogs and lizards in lowland forests of Southeast Asia and Central America. *American Naturalist*, 115:761–770.

Instituto Piagaçu (org.). 2010. Plano de Gestão da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus – volume 1 e 2. Secretaria de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável, Governo do Amazonas (http://www.ceuc.sds.am.gov.br/downloads/category/9-planosdegestao.html). Acesso: 14/07/2011.

Irion G.; de Mello, J. A. S. N.; Morais, J.; Piedade, M. T. F.; Junk, W. J. & Garming, L. 2010. Development of the Amazon valley during the middle to late quaternary: sedimentological and climatological observations. *In*: JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F.; WITTMANN, F.; SCHÖNGART J. & PAROLIN, P. eds. Central Amazonian floodplain forests: ecophysiology, biodiversity and sustainable management. Springer, Berlin/Heidelberg/New York. p.27-42.

Jorge, M.T.; Ribeiro, L.A. 1991. Acidentes causados por animais peçonhentos. *In*: Amato Neto, V.; Baldy, J.L.S. (Eds). *Doenças Transmissíveis.* Sarvier, São Paulo. p. 133-141.

Junk, W. J. (ed.). 1997. *The Central Amazon floodplains. Ecology of a pulsing system*. Springer, Berlin/Heidelberg/New York. 548p.

Junk, W.J.; Bayley, P.B.; Sparks, R.E. 1989. The flood pulse concept in river – floodplain systems. *In*: Dodge, D.P. (ed). Proc. International Large River Symposium (LARS). *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106: 110-127.

Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Wittmann, F.; Schöngart, J. & Parolin, P. 2010. *Central Amazonian floodplain forests: ecophysiology, biodiversity and sustainable management*. Springer, Berlin/Heidelberg/New York. 632p.

Kouyoumdjian, J.A.; Polizelli, C. 1989. Acidentes ofídicos causados por *Bothrops moojeni*: correlação do quadro clínico com o tamanho da serpente. *Rev. Inst. Med. Trop. São Paulo*, 31: 84-90.

Lescure, J.; Marty, C. 2000. Atlas des amphibiens de Guyane. *Patrimoines Naturels*, 45: 1-388.

Lima, A.P.; Magnusson, W.E.; Menin, M.; Erdtmann, L.K.; Rodrigues, D.J.; Keller, C.; Hödl, W. 2006. *Guia dos Sapos da Reserva Adolpho Ducke - Amazônia Central /Guide to the frogs of Reserva Adolpho Ducke - Central Amazonia*. 1. ed. Manaus: Attama. 168 p.

Lima, A.P.; Suárez, F.I.O. & Higuchi, N. 2001. The effects of selective logging on the lizards *Kentropyx calcarata*, *Ameiva ameiva* and *Mabuya nigropunctata*. *Amphibia-Reptilia* 22:209-216.

López-Lozano, J.L.; Souza, M.V.; Ricart, C.A.O.; Chávez-Olortegui, C.; Sanchez, E.F.; Muniz, E.G.; Buhrnheim, P.F.; Morhy, L. 2002. Ontogenetic variation of metalloproteinases and plasma coagulant activity in venems of wild *Bothrops atrox* specimens from Amazonian rain forest. *Toxicon*, 40: 997-1006.

Luja, V.H.; Herrando-Perez, S.; Gonzalez-Solis, D. & Luiselli, L. 2008. Secondary rain forests are not havens for reptile species in tropical Mexico. *Biotropica* 40: 747–757.

Macedo, L.M.; Bernarde, P.S. & Abe, A.S. 2008. Lizard community (Squamata: Lacertilia) in forest and pasture areas at Espigão do Oeste, Rondônia, southwestern Amazon, Brazil. *Biota Neotropica*, 8(1):133-139.

Maciel, A.O.; Hoogmoed, M.S. 2011. Notes on the Vertebrates of northern Pará, Brazil: a forgotten part of the Guianan Region, III. A new species of *Microcaecilia* (Amphibia: Gymnophiona: Caeciliidae). *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais*, 6: 67-72.

Marcano, L.C.; Venticinque, E.; Albernaz, A.L.K.M. 2003. Avaliação preliminar da situação sócio-econômica dos moradores do baixo rio Purus. *In*: Deus, C.P. de; Da Silveira, R.; Py-Daniel, L.H.R. (Eds). *Piagaçu-Purus*: *Bases Científicas para Criação de uma Reserva de Desenvolvimento Sustentável*. Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, Manaus, Amazonas. p. 13-24.

Marioni, B.; Waldez, F. (no prelo). Natural History Notes. *Eunectes murinus* (Green Anaconda or Sucuriju). Occasional fishing and Traditional use. *Herpetol. Rev*.

Martins Jr., A. F. & Waichman, A. V. 2009. Mapeamento dos ambientes aquáticos e da cobertura da terra na Bacia do Rio Purus, Amazonas, Brasil. *In*: Epiphanio, J.C.N.; Galvão, L.S. (Eds). *Anais do XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, 1: 5973-5980.

Martins, M. 1996. Defensive tactics in lizards and snakes: the potential contribution of the Neotropical fauna. *In*: Del Claro, K. (Ed.). *Anais do XIV Encontro Anual de Etologia*. Sociedade Brasileira de Etologia, Universidade Federal de Uberlândia, Minas Gerais, Brasil. p. 185–199.

Martins, M.; Oliveira, M.E. 1998. Natural history of snakes in forests of the Manaus region, Central Amazonia, Brazil. *Herpetol. Nat. Hist*., 6(2): 78-150.

McDiarmid, R.W.; Donnelly, M.A. 2005. The Herpetofauna of the Guayana Highlands: Amphibians and Reptiles of the Lost World. *In*: Donnelly, M.A.; Crother, B.I.; Guyer, C.; Wake, M.H.; White, M.E. (Eds.): *Ecology and evolution in the tropics. A herpetological perspective*. University of Chicago Press, Chicago. p. 461-560.

Meier, J. 1986. Individual and age-dependent variations in the venom of the fer-de-lance (*Bothrops atrox*). *Toxicon*, 24: 41-46.

Menin, M.; Lima, A.P.; Magnusson, W.E. & Waldez, F. 2007. Topographic and edaphic effects on the distribution of terrestrially reproducing anurans in Central Amazonia: mesoscale spatial patterns. *Journal of Tropical Ecology* 23:539‑547.

Menin, M.; Waldez, F. & Lima, A. P. 2008. Temporal variation in the abundance and number of species of frogs in 10,000 ha of a forest in Central Amzonia, Brazil. South American Journal of Herpetology 3:68-81.

Menin, M.; Waldez, F. & Lima, A.P. 2011. Effects of environmental and spatial factors on the distribution of anuran species with aquatic reproduction in central Amazonia. *Herpetological Journal* 21: 255-261.

Michaelis. 1998. *Moderno dicionário da língua Portuguesa*. São Paulo. Companhia Melhoramentos (dicionários Michaelis). 2267p.

Ministério da Saúde. 2001. *Manual de diagnóstico e tratamento de acidentes por animais peçonhentos*. Fundação Nacional de Saúde (FUNASA), Brasília, DF. 120pp.

Moran, E. 1990. *A ecologia humana das populações da Amazônia*. Vozes, Petrópolis. 367 pp.

Nascimento, S.P. 2000. Aspectos epidemiológicos dos acidentes ofídicos ocorridos no Estado de Roraima, Brasil, entre 1992 e 1998. *Cad. Saúde Pública*, 16(1): 271-276.

Neckel-Oliveira, S.; Gordo, M. 2004. Anfíbios, lagartos e serpentes do Parque Nacional do Jaú. *In*: Borges, S.H.; Iwanaga, S.; Durigan, C.C.; Pinheiro, M.R. (Eds). *Janelas para a biodiversidade no Parque Nacional do Jaú – uma estratégia para o estudo da biodiversidade na Amazônia*. p. 161-176.

Neckel-Oliveira, S.; Magnusson, W.E.; Lima, A.P.; Albernaz, A.L.K. 2000. Diversity and distribution of frogs in an Amazonian savanna in Brazil. *Amphibia-Reptilia*, 21: 317-326.

O'HARA, R.B. 2005. Species richness estimators: how many species can dance on the head of a pin? J. Anim. Ecol. 74:375–386.

Oliveira, M.E.; Martins, M. 2001. When and where to find a pitviper: activity patterns and habitat use of the lancehead, *Bothrops atrox*, in central Amazonia, Brazil. *Herpetol. Nat. Hist*., 8(2): 101–110.

Pardal, P.P.O., Monteiro, M.R.C.C, Arnaund, R.N., Lopes, F.O.B., Asano, M.E. 1995. Aspectos epidemiológicos de 465 acidentes ofídicos atendidos no HUJBB - Belém - Pará no período de 1993 a 1994. *Rev. Soc. Bras. Med. Trop.*, 28 (supl I): 170.

Pawar, S.S.; Rawat, G.S. & Choudhury, B.C. 2004. Recovery of frog and lizard communities alteration in Mizoram, Northeast India. *BMC Ecology* 4: 10.

Pellegrino, K.C.M.; Rodrigues, M.T.; Harris, D.J.; Yonenaga-Yassuda, Y.; Sites, W.J. 2011. Molecular phylogeny, biogeography and insights into the origin of parthenogenesis in the Neotropical genus *Leposoma* (Squamata: Gymnophthalmidae): Ancient links between the Atlantic Forest and Amazonia. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 61: 446-459.

Peloso, P.L.V.; Pellegrino, K.C.M.; Rodrigues, M.T.; Ávila-Pires, T.C.S. 2011. Description and Phylogenetic Relationships of a New Genus and Species of Lizard (Squamata, Gymnophthalmidae) from the Amazonian Rainforest of Northern Brazil. *American Museum Novitates*, 2011: 1-24.

Pereira, K.J.C.; Lima, B.F.; Reis, R.S. & Veasey, E.A. 2006. Saber tradicional, agricultura e transformação da paisagem na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã, Amazonas. *Uakari* 2(1): 9-26.

Pereira, M. J.; Marques, J. T.; Santana, J.; Santos, C. D.; Valsecchi, J.; Queiroz, H. L.; Beja, P. & Palmeirim, J. M. 2009. Structuring of Amazonian bat assemblages: the roles of flooding patterns and floodwater nutrient load. Journal of Animal Ecology 78(6): 1163–1171.

Pineda, E. & Halffter, G. 2004. Species diversity and habitat fragmentation: frogs in a tropical montane landscape in Mexico. *Biological Conservation* 117: 499–508.

Pinho, F.M.O.; Pereira, I.D. 2001. Ofidismo. *Rev. Assoc. Méd. Bras*., 47(1): 24-29.

Pinto, M.G.M.; Manusson, W. E. & Lima, A. P. 2011. Lagartos. *In* Oliveira, M.L.; Baccaro, F.B.; Braga-Neto, R.; Magnusson, W.E. (eds) *Reserva Ducke- A Biodiversidade Amazônica Através de uma Grade*. Manaus: INPA. pp. 99-108.

Pinto, M.G.M.; Quatman, W. E. 2005. Geographic Distribution: *Ptychoglossus brevifrontalis* (Boulenger's Large-scaled Lizard). *Herpetological Review*, 36: 202.

Praba-Egge, A.D.; Cone, S.W.; Araim, O.; Isabel Freire L.; Paida, G.V.; Escalante, J.T.; Carrera, F.M.; Chavez, M.R.; Merrell, R.C. 2003. Snakebites in the Rainforests of Ecuador. *World J. Surg.*, 27: 234–240.

Prado-Franceschi, J.; Hyslop, S. 2002. South America colubrid envenomations. *Toxin Reviews*, 21(1 e 2): 117 – 158.

Puorto, G.; França, F.O.S. 2003. Serpentes não peçonhentas e aspectos clínicos dos acidentes. *In*: Cardoso, J.L.C.; França, F.O.S.; Wen, F.H; Málaque, Sant'Ana C.M.; Haddad Jr., V. (Eds). *Animais Peçonhentos no Brasil. Biologia, clínica e terapêutica dos acidentes*. Sarvier, FAPESP, São Paulo. p. 108-114.

Remsen, J. V. Jr. & Parker, T. A. III. 1983. Contribution of river-created habitats to bird species richness in Amazonia. Biotropica 15:223–231

Ribeiro, J. E.; Hopkins, M.; Vicentini, A.; Sothers, C. A.; Costa, M. A.; Brito, J. M.; Souza, M. A.; Martins, L. H.; Lohmann, L. G.; Assunção, P. A.; Pereira, E.; Silva, C. F.; Mesquita, M. R. & Procópio, L. C. 1999. *Flora da Reserva Ducke Guia de identificacão das plantas vasculares de uma floresta de terra firme na Amazônia Central*. INPA-DFID, Manaus. 799p.

Ribeiro, L.A.; Jorge, M.T., 1990. Epidemiologia e quadro clínico dos acidentes por serpentes *Bothrops jararaca* adultas e filhotes. *Rev. Inst. Med. Trop. São Paulo*, 32: 436-442.

RIBEIRO-JÚNIOR, M.A., GARDNER, T.A., ÁVILA-PIRES, T.C.S. 2008. Evaluating the effectiveness of herpetofaunal sampling techniques across a gradient of habitat change in a tropical forest landscape. J. Herpet. 42:733.

Richers, B.T.T. 2010. Agricultura Migratória em Ambientes de Várzea na Amazônia Central: ameaça ou sistema integrado?. *Uakari* 6(1): 27-37.

Ríos-López, N. & Aide, T.M. 2007. Herpetofaunal dynamics during secondary succession. *Herpetologica* 63: 35–50.

Rodda, G.H.; Perry, G.; Rondeau, R.J.; Lazell, J. 2001. The densest terrestrial vertebrate. *Journal of Tropical Ecology*, 17:331–338.

Rodrigues, M.T.; Ávila-Pires, T.C.S. 2005. New lizard of the genus *Leposoma* (Squamata, Gymnophthalmidae) from the lower Rio Negro, Amazonas, Brazil. *Journal of Herpetology*, 39(4): 541-546.

Rodríguez, L.O. 2003. Anfibios y reptiles de la región del Alto Purús. *In*: Pitman, R.L.; Pitman, N.; Álvarez, P. (Eds). *Alto Purús: Biodiversidad, Conservación y Manejo*. Gráfica S.A. Lima-Perú, Center for Tropical Conservation Duke University. p. 89-96.

Rodriguez, L.O.; Duellman, W.E. 1994. *Guide to the Frogs of the Iquitos Region, Amazonian Peru*. Kansas, The University of Kansas. 80 p.

Rojas-Ahumada, D. P. & Menin, M. 2010. Composition and abundance of anurans in riparian and non-riparian areas in a forest in Central Amazonia, Brazil. *South American Journal of Herpetology 5*:157-167.

Ron, S.R. 2000. Biogeographic area relationships of lowland Neotropical rainforest on raw distributions of vertebrate groups. *Biological Journal of the Linnean Society*, 71: 379-402.

Roze, J.A. 1996. *Coral Snakes of the Americas: Biology, Identification and Venoms*. Krieger Publishing Company, Malabar, Florida. 328pp.

Saldarriaga, M.M.; Otero, R.; Nunez, V.; Toro, M.F. Díaz, A.; Gutiérrez, J.M. 2003. Ontogenetic variability of *Bothrops atrox* and *Bothrops asper* snake venoms from Colombia. *Toxicon*, 42: 405-411.

Sallo, J.; Kalliola, R.; Häkkiner, I.; Mäkinen, Y.; Niemelä, P.; Puhakka, M.; Coley, P.D. 1986. River dynamics and the diversity of Amazon lowland forest. *Nature*, 322: 254-258.

Salomão, M.G.; Albolea, A.B.P.; Almeida-Santos, S.M. 2003. Colubrid snakebite: a public health problem in Brazil. *Herpetol. Rev*., 34(3): 307-312.

Sá-Neto R.P.; Santos M.C. 1995. Aspectos epidemiológicos dos acidentes ofídicos atendidos no Instituto de Medicina Tropical de Manaus (IMTM), 1986-92: estudo retrospectivo. *Rev. Soc. Bras. Med. Trop*., 28(supl I): 171.

Santos, M.C.; Martins, M.; Boechat, A.L.; Sá-Neto, R.P.; Oliveira, M.E. 1995. *Serpentes de interesse médico da Amazônia. Universidade do Amazonas/SESU*. Manaus, Amazonas. 64p.

Savage, J.M. 2002. *The Amphibians and Reptiles of Costa Rica: A Herpetofauna between Two Continents, between Two Seas*. University of Chicago Press, Chicago. 1934pp.

SBH. 2008. *Brazilian reptiles – List of species.* (http://www.sbherpetologia.org.br.) Sociedade Brasileira de Herpetologia. Acesso: 14/10/2008.

Schiesari, L.; Zuanon, J.; Azevedo-Ramos, C.; García, M.; Gordo, M.; Messias, M. & Monteiro, E. 2003. Macrophyte rafts as dispersal vectors for fishes and amphibians in the lower Solimoes River, CentralAmazon. Journal of Tropical Ecology 19: 333-336.

Scott, N. J. Jr. 1976. The abundance and diversity of the herpetofaunas of tropical forest litter. *Biotropica* 8:41–58.

Segalla, M.V.; Caramaschi, U.; Cruz, C.A.G.; Garcia, P.C.A.; Grant, T.; Haddad, C.F.B; Langone, J. 2012. Brazilian amphibians – List of species. Sociedade Brasileira de Herpetologia (http://www.sbherpetologia.org.br.). Acesso: 11/03/2012.

Serão, E.A.; Nepstad, D.; Walker, R.T. 1996. Upland agricultural and forestry development in the Amazon: sustainability, criticality and resilience. *Ecological Economics*, 18: 3-13.

Serapicos, E.O.; Merusse, J.L.B. 2006. Morfologia e histoquímica das glândulas de Duvernoy e supralabial de seis espécies de colubrídeos opistoglifodontes (Serpentes, Colubridae). *Pap. Avuls Zool.* 46(15): 187-195.

Silva, A. E. P.; Angelis, C. F.; Machado, L. A. T. & Waichaman, A. V. 2008. Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus. *Acta Amazonica* 38(4):733-742.

Silva, J. M. C. & Oren, D. C.. 1996. Application of parsimony analysis of endemicity (PAE) in Amazon biogeography: an example with primates. Biological Journal of the Linnean Society 59:427-437.

Silva, J. M. C.; Novaes, F. C.; Oren, D. C. 2002. Differentiation of *Xiphocolaptes* (Dendrocolaptidae) across the river Xingu, Brazilian Amazonia: recognition of a new phylogenetic species and biogeographic implications. Bulletin of the British Ornithologists' Club, 122: 185-194.

Silva, J.M.C.; Oren, D.C. 1996. Application of parsimony analysis of endemicity (PAE) in Amazon biogeography: an example with primates. *Biological Journal of the Linnean Society*, 59:427-437.

Silva, J.M.C.; Rylands, A.B.; Fonseca, G.A.B. 2005. O destino das áreas de endemismo da Amazônia. *Megadiversidade*, 1(1): 124-131.

Silva, V.X.; Rodrigues, M.T. 2008. Taxonomic revision of the *Bothrops neuwiedi* complex (Serpentes, Viperidae) with description of a new species. *Phyllomedusa*, 7(1): 45-90.

Simões, P.I.; Lima, A.P.; Farias, I.P. 2010. The description of a cryptic species related to the pan-Amazonian frog *Allobates femoralis* (Boulenger 1883) (Anura: Aromobatidae). *Zootaxa*, 2406: 1-28.

SINITOX, 2007. *Estatística Anual dos Casos de Intoxicação e Envenenamento de 2005*. Ministério da Saúde do Brasil, Fundação Osvaldo Cruz (FIOCRUZ), Sistema Nacional de Informações Tóxico-Farmacológicas (SINITOX). Rio de Janeiro, Brasil. (http://www.fiocruz.br/sinitox). Acesso: 15/09/07.

Soares-Filho, B.S.; Nepstad, D.; Curran, L.; Voll, E.; Cerqueira, G.; Garcia, R.A.; Azevedo-Ramos, C.; McDonald, A.; Lefebvre, P.; Schlesinger, P. 2006. Modeling conservation in the Amazon basin. *Nature*, 440: 520-523.

Sodhi, N.S.; Bickford, D.; Diesmos, A.C.; Lee, T.M.; Koh, L.P.; Brook, B.W.; Sekercioglu, C.H. & Bradshaw, C.J.A. 2008. Measuring the meltdown: drivers of global amphibian extinction and decline. *PLoS ONE* 3: e1636.

Souza, M.B. 2009. *Anfíbios: Reserva Extrativista do Alto Juruá e Parque Nacional da Serra do Divisor, Acre*. Editora do Instituto de Filosofia e Ciências Humanas - IFCH Unicamp, Campinas – SP.

Souza, V.M.; Souza, M.B.; Morato, E.F. 2008. Efeitos da sucessão florestal sobre a anurofauna (Amphibia: Anura) da Reserva Catuaba e seu entorno, Acre, Amazônia Sul - Ocidental. *Revista Brasileira de Zoologia*, 25: 49-57.

Starace, F. 1998. *Guide des serpents et amphisbènes de Guyane*. Ibis Rouge Editions, Guyane. 449p

Strüssmann, C.; Sazima, I. 1993. The snake assemblage of the Pantanal at Poconé, western Brazil: faunal composition and ecological summary. *Stud. Neot. Faun. Envir.*, 28: 157-168.

Suazo-Ortuño, I.; Alvarado-Díaz, J. & Martínez-Ramos, M. 2008. Effects of conversion of dry tropical forest to agricultural mosaic on herpetofaunal assemblages. *Conservation Biology* 22(2):362-74.

ter Steege, H.; Pitman, N. C. A.; Philips, O. L.; Chave, J.; Sabatier, D.; Duque, A.; Molino, J. -F.; Prévost, M. -F.; Spichiger, R.; Castellanos, H.; von Hildebrand, P.; Vásquez, R. 2006. Continental-scale pattern of canopy tree composition and function across Amazonia. *Nature*, 443: 444–447.

Tocher, M.; Gascon, C. & Meyer, J.R. 2002. Community composition and breeding success of Amazonian frogs in continuous forest and matrix aquatic sites. *In* Bierregaard, R.O.; Gascon, C.; Lovejoy, T.E. & Mesquita, R.(eds) *Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest*. Yale University Press, New Haven, Connecticut, pp. 235–247.

Tocher, M.; Gascon, C. & Zimmerman, B. L. 1997. Fragmentation effects on a central Amazonian frog community: a ten-year study. *In* LAURANCE, W.F. & BIERREGAARD, R.O. (eds) *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of ChicagoPress, Chicago. pp. 124-137.

Tsuji-Nishikido B. M. & Menin, M. Distribution of frogs in riparian areas of an urban forest fragment in Central Amazonia. *Biota Neotropica* 11(2):63-70.

TURCI, L.C.B. & BERNARDE, P.S. 2008. Levantamento herpetofaunístico em uma localidade no município de Cacoal, Rondônia, Brasil. Bioikos. 22:101-108.

Urbina-Cardona, J.N.; Olivares-Pérez, M. & Reynoso, V.H. 2006. Herpetofauna diversity and microenvironment correlates across the pasture-edge-interior gradient in tropical rainforest fragments in the region of Los Tuxtlas, Veracruz. *Biological Conservation* 132: 61–75.

Valeriano, M. M. & Abdon, M. M. A. 2007. Aplicação de dados SRTM a estudos do Pantanal. Revista Brasileira de Cartografia 59(1):63-71.

Valeriano, M. M. (Coord.). 2008. TOPODATA – Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil. São José dos Campos – SP: Instituto de Pesquisas Espaciais (INPE). Disponível em: <http://www.dsr.inpe.br/topodata/index.php>. Acesso em: 18.01.2011.

Vallan, D. 2002. Effects of anthropogenic environmental changes on amphibian diversity in the rain forests of eastern Madagascar. *Journal of Tropical Ecology* 18: 725–742.

Vanzolini, P.E. 1986. Levantamento herpetológico da área do Estado de Rondônia sob a influência da rodovia Br-364. Ministério da Ciência e Tecnologia, Brasília, 50 p. (Relatório de pesquisa, Programa Polonoroeste/Ecologia Animal n. 1).

Vitt, L.; Magnusson, W.E.; Avila-Pires, T.S.; Lima, A.P. 2008. *Guia de Lagartos da Reserva Adolpho Ducke - Amazônia Central "Guide to the Lizards of Rserva Adolpho Ducke"*. 1. ed. Manaus: Áttema Design Editorial, v. 1. 176 p.

Vitt, L.J. & Caldwell, J.P. 2001. The effects of logging on reptiles and amphibians of tropical forests. *In* Fimbel, R.A.; Grajal, A. & Robinson, J. (eds). *The cutting edge*. Columbia University Press, New York, pp. 239–260.

Vitt, L.J. 1996. Biodiversity of Amazonian Lizards. *In*: Gibson, A.C. (Ed). *Neotropical Biodiversity and Conservation*. Mildred E. Mathias Botanical Garden, University of California. p. 89-108.

Vitt, L.J.; Avila-Pires, T.C.S.; Caldwell, J. P. & Oliveira, V.R.L. 1998. The impact of individual tree harvesting on thermal environments of lizards in Amazonian rain forest. *Conservation Biology* 12: 654–664.

Vogt, R.C.; Ferrara, C.R.; Bernhard, R.; Carvalho, V.T.; Balensiefer, D.C.; Bonora, L.; Novelle, S.M.H. 2007. Herpetofauna. *In*: Py-Daniel, L.R.; Deus, C.P.; Henriques, A.L.; Pimpão, D.M.; Ribeiro, O.M. (Eds). *Biodiversidade do Médio Madeira: Bases científicas para propostas de conservação*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas. p. 127-143.

Vogt, R.C.; Moreira, G.M.; Oliveira, C.D. 2001. Biodiversidade de répteis do bioma floresta amazônica e ações prioritárias para sua conservação. In: Capabianco, J.P.O.R. (ed.). *Biodiversidade na Amazônia Brasileira*. Estação Liberdade/Instituto Socioambiental, São Paulo. p. 89-96.

Waldez, F. ; Menin. M. & Vogt, R. C. SUBMETIDO. Diversidade de anfíbios e répteis Squamata na região do baixo rio Purus, Amazônia Central, Brasil. Biota Neotropica.

Waldez, F. ; Vogt, R.C. 2007. Geographic Distribution. *Cercosaura argulus* (Elegant Eyed Lizard). *Herpetological Review*, 37(4):493-494.

Waldez, F. ; Vogt, R.C. 2009. Aspectos ecológicos e epidemiológicos de acidentes ofídicos em comunidades ribeirinhas do baixo rio Purus, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica*, 39(3): 681-692.

Waldez, F. ; Vogt, R.C. 2011. As serpentes peçonhentas da Reserva Piagaçu-Purus e acidentes ofídicos na região do baixo rio Purus, Amazônia Central. *Revista Colombiana* de *Ciencia Animal*, 3:327-334.

Waldez, F.; Vogt, R.C.; Gordo, M. 2006. Anfíbios e répteis esquamatas da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus, Amazonas. *In*: Lopes, J. (Ed). *Anais do XXVI Congresso Brasileiro de Zoologia - CD ROM*. Sociedade Brasileira de Zoologia. Universidade Estadual de Londrina (EUA), Centro Universitário Filadélfia (UniFil), Londrina, Paraná.

Wanger, T.C.; Saro, A.; Iskandar, D.T.; Brook, B.W.; Sodhi, N.S.; Clough, Y. & Tscharntke, T. 2009. Conservation value of cacao agroforestry for amphibians and reptiles in South-East Asia: combining correlative models with follow-up field experiments. *Journal of Applied Ecology* 46: 823–832.

Warrel, D.A. 2010. Snake bite. *Lancet*, 375(2): 77-88.

Warrell, D. 2004. Snakebites in Central and South America: epidemiology, clinical features, and clinical management. *In*: Campbell, J.A.; Lamar, W.W. (Eds). *The Venomous Reptiles of the Western Hemisphere*. vol. 2. Comstock Publishing Associates, Ithaca and London. p. 709-761.

Warrell, D.A. 1992. The global problem of snake bite: Its prevention and treatment. *In*: Gopalakrishnakone P, Tan, C.K. (Eds). *Recent advances in toxinology research*. National University of Singapore, Singapore. p. 121–153.

Warrell, D.A. 2003. Injuries, envenoming, poisoning and allergic reactions caused by animals. *In*: Warrel D.A.; Cox, T.M.; Firth, J.D.; Benz, E.J. (Eds). *Oxford Text Book of Medicine*. University Press, New York. p. 923-946.

Whitfield, S.M.; Bell, K.E.; Philippi, T.; Sasa, M.; Bolanos, F.; Chaves, G.; Savage, J.M. & Donnelly, M.A. 2007. Amphibian and reptile declines over 35 years at La Selva, Costa Rica. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104: 8352–8356.

WHO. 2009. Snakebite. World Health Organization. (http://www.who.int/neglected_diseases/diseases/snakebites/en/index.html/). Acesso: 15/08/2010.

Wilkinson, L. 1990. SYSTAT: *The System for Statistics*. Systat Inc., Evanston, Illinois. 822p.

Wittmann, F.; Schöngart, J. & Junk, W. J. 2010. Phytogeography, species diversity, community structure and dynamics of central Amazonian floodplain forests. *In* Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Wittmann, F.; Schöngart, J. & Parolin, P. (eds) *Central Amazonian floodplain forests: ecophysiology, biodiversity and sustainable management*. Springer, Berlin/Heidelberg/New York. p.61-102.

Zimmerman, B.L. 1994. Audio strip transects. *In*: HEYER, W.R.; DONNELLY, M.A.; MCDIARMID, R.W.; HAYEK, L.A.C. & FOSTER, M.S. (eds) *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians*. Smithsonian Institution Press, Washington DC, pp. 92–97.
Zimmerman, B.L.; Rodrigues, M.T. 1990. Frogs, snakes, and lizards of the INPA/WWF reserves near Manaus, Brazil. In: Gentry, A.H. (ed.). *Four Neotropical Rainforests.* Yale University Press, New Haven. p. 426-454.

ANEXOS (7)

ATA DE QUALIFICAÇÃO DA TESE

PG·ECO·INPA
PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

INPA
INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA

Ministério da Ciência e Tecnologia
BRASIL UM PAÍS DE TODOS

AULA DE QUALIFICAÇÃO

PARECER

Aluno(a): FABIANO WALDEZ SILVA GUIMARÃES
Curso: ECOLOGIA
Nível: DOUTORADO
Orientador(a): RICHARD C. VOGT

Título:

"Padrões de diversidade de anfíbios e répteis Squamata em paisagens naturais e manejadas na região do baixo Rio Purus".

BANCA JULGADORA:

TITULARES:
MARCELO MENIN (UFAM)
THIERRY GASNIER (UFAM)
RONIS DA SILVEIRA (UFAM)
RENATO CINTRA (INPA)

SUPLENTES:
EDUARDO VENTICINQUE WCS)
GEORGE REBÊLO (INPA)

EXAMINADORES	PARECER		ASSINATURA
Marcelo Menin (UFAM)	(X) Aprovado	( ) Reprovado	Marcelo Menin
Thierry Gasnier (UFAM)	(X) Aprovado	( ) Reprovado	
Ronis da Silveira (UFAM)	(X) Aprovado	( ) Reprovado	
Renato Cintra (INPA)	(X) Aprovado	( ) Reprovado	
Eduardo Venticinque (WCS)	( ) Aprovado	( ) Reprovado	
George Rebêlo (INPA)	( ) Aprovado	( ) Reprovado	

Manaus(AM), 18 de novembro de 2008

CBS: O aluno contextualizou apropriadamente os objetivos durante a introdução e o método foi mais utilizado na sua análise. O aluno respondeu satisfatoriamente as questões da banca e foi aprovado por unanimidade.

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA TROPICAL E RECURSOS NATURAIS - PIPG-BTRN
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA PPG-ECO/INPA
Av. Efigênio Sales, 2239 - Bairro: Adrianopolis - Caixa Postal: 478 - CEP: 69.011-970, Manaus/AM.
Fone: (+55) 92 3643-1909 Fax:(+55) 92 3643-1909
site: http://pg.inpa.gov.br e-mail: pgeco@inpa.gov.br

PARECERES DE AVALIAÇÃO DA TESE (4):

AVALIADOR 1 - Dr. DOMINGOS DE JESUS RODRIGUES – UFMT
(Parecer final: Aprovada com correções)

PG-ECO-INPA

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA
Programa de Pós-graduação em Ecologia

INPA

Avaliação de dissertação de doutorado

Título: PADRÕES DE DIVERSIDADE EM COMUNIDADES DE ANFÍBIOS E RÉPTEIS SQUAMATA NO MOSAICO DE FLORESTAS NATURAIS E MANEJADA DA REGIÃO DO BAIXO RIO PURUS, AMAZONAS, BRASIL

Aluno: **Fabiano Waldez S. Guimarães**

Orientador: **Richard C. Vogt** Co-orientador: **Marcelo Menin**

Avaliador: **Dr. Domingos de Jesus Rodrigues**

Por favor, marque a alternativa que considerar mais apropriada para cada item abaixo, e marque seu parecer final no quadro abaixo

	Muito bom	Bom	Necessita revisão	Reprovado
Relevância do estudo	(X)	( )	( )	( )
Revisão bibliográfica	( )	(X)	( )	( )
Desenho amostral/experimental	( )	(X)	( )	( )
Metodologia	( )	(X)	( )	( )
Resultados	( )	(X)	( )	( )
Discussão e conclusões	( )	( )	(X)	( )
Formatação e estilo texto	( )	(X)	( )	( )
Potencial para publicação em periódico(s) indexado(s)	( )	(X)	( )	( )

PARECER FINAL

( ) **Aprovada** (indica que o avaliador aprova o trabalho sem correções ou com correções mínimas)

(X) **Aprovada com correções** (indica que o avaliador aprova o trabalho com correções externas, mas que não precisa retornar ao avaliador para reavaliação)

( ) **Necessita revisão** (indica que há necessidade de reformulação do trabalho e que o avaliador quer reavaliar a nova versão antes de emitir uma decisão final)

( ) **Reprovada** (indica que o trabalho não é adequado, nem com modificações substanciais)

Sinop - MT, 14/08/2012, _____
Local Data Assinatura

Comentários e sugestões podem ser enviados como uma continuação desta ficha, como arquivo separado ou como anotações no texto impresso ou digital da tese. Por favor, envie a ficha assinada, bem como a cópia anotada da tese aiou arquivo de comentários por e-mail para posecologia@gmail.com e flaviacosta001@gmail.com ou por correio ao endereço abaixo. O envio por e-mail é preferível ao envio por correio. Uma cópia digital de sua assinatura será válida.

Endereço para envio de correspondência:

Flávia Costa
DCEC/CBio/INPA
CP 478 69011-970 Manaus AM Brazil

AVALIADOR 2 - Dr. MIGUEL TREFAUT U. RODRIGUES – USP
(Parecer final: Aprovada)

PG-ECO-INPA

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA
Programa de Pós-graduação em Ecologia

INPA

Avaliação de dissertação de doutorado

Título: PADRÕES DE DIVERSIDADE EM COMUNIDADES DE ANFÍBIOS E RÉPTEIS SQUAMATA NO MOSAICO DE FLORESTAS NATURAIS E MANEJADA DA REGIÃO DO BAIXO RIO PURUS, AMAZONAS, BRASIL

Aluno: **Fabiano Waldez S. Guimarães**

Orientador: **Richard C. Vogt** Co-orientador: **Marcelo Menin**

Avaliador: **Miguel Trefaut Rodrigues**

Por favor, marque a alternativa que considerar mais apropriada para cada item abaixo, e marque seu parecer final no quadro abaixo

	Muito bom	Bom	Necessita revisão	Reprovado
Relevância do estudo	(x)	( )	( )	( )
Revisão bibliográfica	(x)	( )	( )	( )
Desenho amostral/experimental	(x)	( )	( )	( )
Metodologia	(x)	( )	( )	( )
Resultados	(x)	( )	( )	( )
Discussão e conclusões	(x)	( )	( )	( )
Formatação e estilo texto	(x)	( )	( )	( )
Potencial para publicação em periódico(s) indexado(s)	(x)	( )	( )	( )

PARECER FINAL

(x) **Aprovada** (indica que o avaliador aprova o trabalho sem correções ou com correções mínimas)

( ) **Aprovada com correções** (indica que o avaliador aprova o trabalho com correções extensas, mas que não precisa retornar ao avaliador para reavaliação)

( ) **Necessita revisão** (indica que há necessidade de reformulação do trabalho e que o avaliador quer reavaliar a nova versão antes de emitir uma decisão final)

( ) **Reprovada** (indica que o trabalho não é adequado, nem com modificações substanciais)

São Paulo 26 de Julho de 2012

Local **Data** **Assinatura**

Comentários e sugestões podem ser enviados como uma continuação desta ficha, como arquivo separado ou como anotações no texto impresso ou digital da tese. Por favor, envie a ficha assinada, bem como a cópia anotada da tese e/ou arquivo de comentários por e-mail para pgecologia@gmail.com e flaviacosta001@gmail.com ou por correio ao endereço abaixo. O envio por e-mail é preferível ao envio por correio. Uma cópia digital de sua assinatura será válida.

Endereço para envio de correspondência:

Flávia Costa
DCEC/CBio/INPA
CP 478 69011-970 Manaus AM Brazil

AVALIADOR 3 - Dr. PAULO SÉRGIO BERNARDE – UFAC
(Parecer final: Aprovada)

PG-ECO-INPA

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA
Programa de Pós-graduação em Ecologia

INPA

Avaliação de dissertação de doutorado

Título: PADRÕES DE DIVERSIDADE EM COMUNIDADES DE ANFÍBIOS E RÉPTEIS SQUAMATA NO MOSAICO DE FLORESTAS NATURAIS E MANEJADA DA REGIÃO DO BAIXO RIO PURUS, AMAZONAS, BRASIL

Aluno: **Fabiano Waldez S. Guimarães**

Orientador: **Richard C. Vogt** Co-orientador: **Marcelo Menin**

Avaliador: **Paulo Sérgio Bernarde**

Por favor, marque a alternativa que considerar mais apropriada para cada item abaixo, e marque seu parecer final no quadro abaixo

	Muito bom	Bom	Necessita revisão	Reprovado
Relevância do estudo	(X)	( )	( )	( )
Revisão bibliográfica	(X)	( )	( )	( )
Desenho amostral/experimental	(X)	( )	( )	( )
Metodologia	(X)	( )	( )	( )
Resultados	(X)	( )	( )	( )
Discussão e conclusões	(X)	( )	( )	( )
Formatação e estilo texto	(X)	( )	( )	( )
Potencial para publicação em periódico(s) indexado(s)	(X)	( )	( )	( )

PARECER FINAL

(X) **Aprovada** (indica que o avaliador aprova o trabalho sem correções ou com correções mínimas)

( ) **Aprovada com correções** (indica que o avaliador aprova o trabalho com correções extensas, mas que não precisa retornar ao avaliador para reavaliação)

( ) **Necessita revisão** (indica que há necessidade de reformulação do trabalho e que o avaliador quer reavaliar a nova versão antes de emitir uma decisão final)

( ) **Reprovada** (indica que o trabalho não é adequado, nem com modificações substanciais)

__Cruzeiro do Sul__, __15 de agosto de 2012_, _____
Local Data Assinatura

Comentários e sugestões podem ser enviados como uma continuação desta ficha, como arquivo separado ou como anotações no texto impresso ou digital da tese. Por favor, envie a ficha assinada, bem como a cópia anotada da tese e/ou arquivo de comentários por e-mail para pgecologia@gmail.com e flaviacosta001@gmail.com ou por correio ao endereço abaixo. O envio por e-mail é preferível ao envio por correio. Uma cópia digital de sua assinatura será válida.

Endereço para envio de correspondência:

Flávia Costa
DCEC/CBio/INPA
CP 478 69011-970 Manaus AM Brazil

AVALIADOR 4 - Dr. RONIS DA SILVEIRA – UFAM
(Parecer final: Aprovada)

PG·ECO·INPA

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA
Programa de Pós-graduação em Ecologia

INPA

Avaliação de dissertação de doutorado

Título: PADRÕES DE DIVERSIDADE EM COMUNIDADES DE ANFÍBIOS E RÉPTEIS SQUAMATA NO MOSAICO DE FLORESTAS NATURAIS E MANEJADA DA REGIÃO DO BAIXO RIO PURUS, AMAZONAS, BRASIL

Aluno: **Fabiano Waldez S. Guimarães**

Orientador: **Richard C. Vogt** Co-orientador: **Marcelo Menin**

Avaliador: **Ronis Da Silveira**

Por favor, marque a alternativa que considerar mais apropriada para cada item abaixo, e marque seu parecer final no quadro abaixo

	Muito bom	Bom	Necessita revisão	Reprovado
Relevância do estudo	( )	(X)	( )	( )
Revisão bibliográfica	( )	(X)	( )	( )
Desenho amostral/experimental	( )	(X)	( )	( )
Metodologia	( )	(X)	( )	( )
Resultados	( )	(X)	( )	( )
Discussão e conclusões	( )	(X)	( )	( )
Formatação e estilo texto	( )	( )	(X)	( )
Potencial para publicação em periódico(s) indexado(s)	( )	(X)	( )	( )

PARECER FINAL

(X) **Aprovada** (indica que o avaliador aprova o trabalho sem correções ou com correções mínimas)

( ) **Aprovada com correções** (indica que o avaliador aprova o trabalho com correções extensas, mas que não precisa retornar ao avaliador para reavaliação)

( ) **Necessita revisão** (indica que há necessidade de reformulação do trabalho e que o avaliador quer reavaliar a nova versão antes de emitir uma decisão final)

( ) **Reprovada** (indica que o trabalho não é adequado, nem com modificações substanciais)

Manaus, 17 de agosto de 2012.
Local Data Assinatura

Professor Doutor
Ronis Da Silveira
ICB-UFAM
ronis@ufam.edu.br

Comentários e sugestões podem ser enviados como uma continuação desta ficha, como arquivo separado ou como anotações no texto impresso ou digital da tese. Por favor, envie a ficha assinada, bem como a cópia anotada da tese e/ou arquivo de comentários por e-mail para pgecologia@gmail.com **e** flaviacosta001@gmail.com **ou por correio ao endereço abaixo. O envio por e-mail é preferível ao envio por correio. Uma cópia digital de sua assinatura será válida.**

SUGESTÕES DE FORMATO, CRÍTICAS E CONSIDERAÇÕES FORAM REDIGIDAS EM CÓPIA IMPRESSA DA TESE.

Endereço para envio de correspondência:

Flávia Costa
DCEC/CBio/INPA
CP 478 69011-970 Manaus AM Brazil

ATA DE DEFESA DA TESE

INPA
INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA

PG·ECO·INPA
PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

GOVERNO FEDERAL
BRASIL
PAÍS RICO É PAÍS SEM POBREZA

ATA DA DEFESA PÚBLICA DA TESE DE DOUTORADO DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DO INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA

Aos 14 dias do mês de novembro do ano de 2012, às 14:00 horas, na sala de aula do Programa de Pós Graduação de Genética, Conservação e Biologia Evolutiva - PPG GCBEv /INPA, reuniu-se a Comissão Examinadora de Defesa Pública, composta pelos seguintes membros: o(a) Prof(a). Dr(a). **Ronis da Silveira**, da Universidade Federal do Amazonas - UFAM, o(a) Prof(a). Dr(a). **Thierry Ray Jehlen Gasnier**, da Universidade Federal do Amazonas - UFAM e o(a) Prof(a). Dr(a). **Rafael Bernhard**, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA, tendo como suplentes o(a) Prof(a). Dr(a). Renato Cintra, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA e o(a) Prof(a). Dr(a). Jansen Alfredo Sampaio Zuanon, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA, sob a presidência do(a) primeiro(a), a fim de proceder a argüição pública do trabalho de **TESE DE DOUTORADO** de **FABIANO WALDEZ SILVA GUIMARÃES**, intitulado "Padrões de diversidade em comunidades de anfíbios e répteis Squamata no mosaico de florestas naturais e manejadas da região do baixo rio Purus, Amazonas, Brasil", orientado pelo(a) Prof(a). Dr(a). Richard Carl Vogt, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA e co-orientado pelo(a) Prof(a). Dr(a). Marcelo Menin, da Universidade Federal do Amazonas - UFAM.

Após a exposição, o(a) discente foi argüido(a) oralmente pelos membros da Comissão Examinadora, tendo recebido o conceito final:

- [x] APROVADO(A)
- [ ] REPROVADO(A)
- [x] POR UNANIMIDADE
- [ ] POR MAIORIA

Nada mais havendo, foi lavrada a presente ata, que, após lida e aprovada, foi assinada pelos membros da Comissão Examinadora.

Prof(a).Dr(a). Ronis da Silveira

Prof(a).Dr(a). Thierry Ray Jehlen Gasnier

Prof(a).Dr(a). Rafael Bernhard

Coordenação PPG-ECO/INPA

Bothrops atrox (VIPERIDAE) principal serpente envolvida em acidentes ofídicos na Reserva Piagaçu-Purus, Amazonas, Brasil (Foto: Fabiano Waldez)