



UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS – UFAM  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS – ICB  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DIVERSIDADE BIOLÓGICA – PPGDV

**INFLUÊNCIA DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS E GEOGRÁFICAS NA  
ESTRUTURAÇÃO DA COMUNIDADE DE RÉPTEIS SQUAMATA EM  
FLORESTAS DE VÁRZEA E TERRA FIRME NA REGIÃO DO MÉDIO RIO  
SOLIMÕES, AMAZONAS, BRASIL**

Iury Valente Debien

Manaus – Amazonas  
Dezembro – 2014



UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS – UFAM  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS – ICB  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DIVERSIDADE BIOLÓGICA – PPGDV

**INFLUÊNCIA DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS E GEOGRÁFICAS NA  
ESTRUTURAÇÃO DA COMUNIDADE DE RÉPTEIS SQUAMATA EM  
FLORESTAS DE VÁRZEA E TERRA FIRME NA REGIÃO DO MÉDIO RIO  
SOLIMÕES, AMAZONAS, BRASIL**

Iury Valente Debien

Dissertação apresentada ao Programa de  
Pós-Graduação em Diversidade Biológica,  
como requisito parcial para a obtenção do  
título de Mestre em Diversidade Biológica.

Orientador: Dr. Marcelo Menin  
Coorientador: Dr. Fabiano Waldez S. Guimarães

Manaus – Amazonas  
Dezembro – 2014

Debien, Iury Valente  
D286i INFLUÊNCIA DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS E GEOGRÁFICAS  
NA ESTRUTURAÇÃO DA COMUNIDADE DE RÉPTEIS  
SQUAMATA EM FLORESTAS DE VÁRZEA E TERRA FIRME NA  
REGIÃO DO MÉDIO RIO SOLIMÕES, AMAZONAS, BRASIL / Iury  
Valente Debien. 2014  
43 f.: il. color; 31 cm.

Orientador: Dr. Marcelo Menin  
Co-Orientador: Dr. Fabiano Waldez S. Guimarães  
Dissertação (Mestrado em Diversidade Biológica) - Universidade  
Federal do Amazonas.

1. Comunidade de Squamata. 2. médio Solimões. 3. várzea. 4.  
estrutura de comunidade. 5. variáveis ambientais. I. Menin, Marcelo  
II. Universidade Federal do Amazonas III. Título

## Agradecimentos

Gostaria de agradecer

-A Luciana Cobra pelo amor incondicional, companheirismo, extrema paciência durante esse processo, imensa dedicação, sempre estando pronta a me ajudar e me apoiar, e por acreditar em mim, principalmente nos momentos em que eu mais precisava.

-A minha família, principalmente meus pais, pelo amor, apoio em momentos de dificuldades e compreensão nos momentos em que eu me distanciei um pouco para aumentar minha dedicação em algo que eu acredito.

-Ao Dr. Marcelo Menin, meu orientador, pela fundamental ajuda no desenvolvimento de todas as etapas estudo, pela confiança na minha capacidade e paciência em todos os momentos difíceis durante esse período. Não esquecendo de forma alguma o grande empenho e disponibilidade durante todo o período de orientação.

-Ao Dr. Fabiano Waldez, meu coorientador, que apesar das distâncias, foi de grande importância nessa caminhada.

-Aos Drs. Marcelo Gordo, Maria Ermelinda Oliveira, Fabricio Baccaro e Igor Kaefer pelas importantes críticas e sugestões dadas ao projeto durante a aula de qualificação e defesa da dissertação.

-Aos Drs. Paulo Sérgio Bernarde e Fabricio Baccaro pelas sugestões e avaliação da dissertação.

-Ao Dr. Fabrício Baccaro pela amizade e incentivo, pela grande paciência e ajuda nas análises e no entendimento das mesmas.

-A Rafael Fraga e Vinicius Carvalho, pela amizade, parceria e imensa ajuda na identificação dos animais e com excelentes discussões ecológicas e zoológicas.

-Ao Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá - IDSM, pelo financiamento de minha pesquisa e pelo grande e importantíssimo apoio logístico.

-Aos membros do Grupo de Pesquisa em Ecologia de Vertebrados Terrestres – ECOVERT - IDSM, pela grande parcela de contribuição que todos que são ou fizeram parte dessa grande família tiveram na minha vivência com conservação na Amazônia.

-À UFAM, por meio do Programa de Pós-graduação em Diversidade Biológica, pelo auxílio intelectual.

-À CAPES por conceder a bolsa de estudo durante o período do mestrado.

-Ao RAN-Ibama, pela grande efetividade e velocidade nas questões referentes à licença de coleta deste e de outros projetos.

-Ao Ivan Junqueira, Thais Morcatti, Wallace Coelho e Louise Maranhão pela ajuda importantíssima em campo.

-Ao Rodox, Dieguito, Murilão, Rafa, Shin e Gustavs, parceiros de moradia dos tempos de Manaus e verdadeiros irmãos que foram muito importantes durante todo o processo do mestrado.

-Ao Careta, Pelado, Sineca, Rizo, Bel, Eici, Sale, Sapo, Branco, Evandro, Loco Abreu, Negão, Abraão, Washington, Nego, Igson, Otilho, Áquila, Hudson, Wagner, Francione, Raimundo, Messias, Thiago, Raelso, Val, Radinelso, Radenelso, Ariak e Totó que estiveram diretamente ligados ao projeto, mas também a todo o restante dos moradores da RDS Amanã, um muito obrigado do fundo do coração pela ajuda na montagem e execução do projeto, sem vocês nada disso seria possível. Me emociono até em citá-los pois o sentimento é de uma grande família que criamos nesses 8 meses em campo (que já somam quase 4 anos de amizade). Já sinto muitas saudades. !!!

## Resumo

O estudo teve como objetivos i) realizar o levantamento de espécies de répteis Squamata e ii) avaliar a influência de fatores ambientais (profundidade de serapilheira, altitude, inclinação do terreno, distância do corpo hídrico mais próximo e número de árvores caídas) e da distância geográfica entre as unidades amostrais na estruturação da comunidade de Squamata na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã. A área de estudo está localizada no estado do Amazonas-Brasil, no interflúvio entre os rios Negro e Solimões e é composta de um mosaico de florestas de várzea e de terra firme. As amostragens foram realizadas em período chuvoso e não chuvoso, na estação seca, entre outubro de 2013 e fevereiro de 2014. Os répteis Squamata foram capturados por busca ativa em 40 parcelas (20 em várzea e 20 em terra firme) de 250 metros de comprimento por 5 m de largura e, passivamente, por conjuntos de armadilhas de interceptação e queda instalados em cada parcela. A composição de espécies foi resumida por eixos de ordenação NMDS. Para avaliar os modelos de variáveis espaciais e ambientais sobre a composição de espécies, foram realizadas Análises de Redundância (RDA). Para visualizar quanto da variação foi explicada pelos componentes do modelo foi realizada uma partição da variância. As composições de Squamata entre as fitofisionomias foram bem distintas, com baixa similaridade entre os ambientes. A várzea foi caracterizada por um menor número de espécies, mais com uma abundância total de indivíduos maior, enquanto que na terra firme, houve um número superior de espécies, mas essas com poucos indivíduos. As variáveis ambientais significativas foram altitude, profundidade de serapilheira e inclinação do terreno. A partição da variância revelou que 5% da estruturação da comunidade foi explicada pelas variáveis ambientais, 7% pelas distâncias geográficas entre as áreas e 18% por ambas conjuntamente. As maiores diferenças encontradas nas composições entre os ambientes estão ligadas diretamente ou indiretamente ao pulso de inundação recorrente em ambiente de várzea, que seleciona espécies capazes de sobreviver nessas condições. A camada úmida da serapilheira pode estar influenciando a comunidade em ambiente de várzea durante o período da seca, mesmo que as espécies nesse ambiente não sejam, em sua maioria, especialistas neste habitat. A altitude e inclinação parecem responder melhor pela influência das alagações severas nas formações florestais em altitudes menores. O mosaico desses ambientes, ilustrado por uma alta dissimilaridade de espécies entre tipos de floresta (diversidade beta), tem uma contribuição direta para a diversidade da região da RDS Amanã.

**Palavras-chave:** Comunidade de Squamata; médio Solimões; várzea; estrutura de comunidade; variáveis ambientais.

## Abstract

This study aimed to do an inventory and evaluate the influence of environmental factors (depth of leaf litter, altitude, slope, distance from the nearest water body and number of fallen trees) and the distance between sampling units on the Squamata reptiles community at the Amanã Sustainable Development Reserve (Amanã SDR). The study area is located in the State of Amazonas, Brazil, in the interfluvium of the Negro and Solimões rivers and is composed of a mosaic of *várzea* (white-water flooded) forests and *terra firme* (non-flooded) forests. The data was collected in rainy and non-rainy periods, between October 2013 and February 2014. The species were captured using active search in 40 plots (20 in *várzea* and 20 in *terra firme*) of 250 meters long and 5 meters width and passively by sets of pitfall traps installed in each plot. The species composition was summarized by NMDS ordination axes and Redundancy Analysis (RDA) were performed in order to evaluate models of spatial and environmental variables on species composition. Variance partitioning analyses was used to evaluate the fraction of the variance explained by each component. The species composition was significantly different between the two forest types, with low similarity between the environments. The *várzea* was characterized by a smaller number of species, nonetheless with a greater total abundance of individuals; while at the *terra firme* have a greater number of species, but in a smaller abundance. The significant environmental variables were altitude, depth of leaf litter and slope. The variance partitioning analyses revealed that 5% of the community structure was explained by environmental variables, 7% by the geographical distances between the areas and 18% by the environmental and spatial component jointly. The great difference in composition between environments could be caused by direct or indirect influence to the recurrent flood pulse in the *várzea* environment, which selects species able to survive in these conditions. The moist of leaf litter layer may be influencing the community in the *várzea* during the dry season, even that these species are not specialist of this habitat. The effects of the altitude and slope on the community could be related to their role in determining the influence of severe floods at lower altitudes, consequently influencing on forest formation. The mosaic of these environments, illustrated by high species dissimilarity between the forests types (beta diversity), has a direct contribution to the diversity of the Amanã RDS region.

**Keywords:** Squamata community; middle Solimões; *várzea*; community structure; environmental variables.

# Sumário

Agradecimentos.....	i
Resumo.....	iii
Abstract.....	iv
Lista de Tabelas.....	vi
Lista de Figuras.....	vii
Introdução Geral.....	1
Referências.....	3
Capítulo 1 - Diversidade e Composição de Répteis Squamata da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã – RDSA, Região do Médio Rio Solimões, Amazonas, Brasil.....	5
1. Introdução.....	6
2. Objetivos.....	8
2.1 Geral.....	8
2.2 Específicos.....	8
3. Material e Métodos.....	9
3.1 Área de Estudo.....	9
3.2 Coleta de Dados.....	9
3.3 Análises dos Dados.....	13
4. Resultados.....	13
5. Discussão.....	19
Referências.....	22
Capítulo 2 - Influência de variáveis ambientais e geográficas na estruturação da comunidade de Squamata em ambientes de várzea e terra firme na região do médio rio Solimões.....	25
1. Introdução.....	26
2. Objetivos.....	29
2.1 Geral.....	29
2.2 Específicos.....	29
3. Material e Métodos.....	30
3.1. Área de estudo e Coleta de dados.....	30
3.2 Variáveis Ambientais.....	30
3.3 Análises dos Dados.....	31
4. Resultados.....	33
5. Discussão.....	36
Referências.....	40
Conclusões.....	43

## Lista de Tabelas

<b>Tabela 1.</b> Espécies de Squamata registrados na RDS Amanã. O número de espécimes foi indicado por tipo de ambiente (floresta de terra firme e floresta de várzea) e métodos de amostragem (armadilha de interceptação e queda – AIQ, busca limitada por tempo – BLT e encontro ocasional – EO [* para as espécies registradas somente pelo EO]), além do total de parcelas onde cada espécie foi registrada –TP.....	<b>16</b>
---	-----------

## Lista de Figuras

- Figura 1:** (Dir. Sup.) Mapa do Brasil com localização do estado do Amazonas. (Central) Localização da RDS Amanã no interflúvio dos rios Negro (acima) e Solimões (abaixo) (Fonte: Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá-IDSM) .....10
- Figura 2:** Mapa com localização e distribuição das unidades amostrais na área focal da RDS Amanã. Os pontos em vermelho são as unidades amostrais localizadas em ambientes de terra firme (módulos 1, 2 e 3) e os pontos em preto são as unidades amostrais localizadas em ambientes de várzea (módulos 4, 5 e 6) .....11
- Figura 3:** Esquema ilustrando a unidade amostral. A esquerda localiza-se as armadilhas de pitfall com 3 baldes de 100 litros unidos por 40 m de cerca guia. A direita, seguindo a mesma curva de nível, a parcela de 250 m X10 m para a realização da busca ativa .....12
- Figura 4:** Espécies de Squamata registradas na RDS Amanã, médio Solimões, Brasil: 1) *Eunectes murinus*; 2) *Erythrolamprus reginae*; 3) *Lepidoblepharis heyerorum*; 4) *Typhlops reticulatus*; 5) *Alopoglossus angulatus*; 6) *Norops fuscoauratus*; 7) *Dactyloa transversalis*; 8) *Chironius scurrulus*; 9) *Corallus hortulanus* 10) *Dipsas catesbyi*; 11) *Leptophis ahaetulla*; 12) *Gonatodes humeralis*; 13) *Ameiva ameiva*; 14) *Enyalioides laticeps*; 15) *Bothrops atrox*. (Fotos: Iury Debien) .....15
- Figura 5:** Curvas de rarefação baseadas no número de unidades amostrais (quadrados cheios) para as comunidades de cobras e lagartos em floresta de várzea (coluna esquerda) e floresta de terra firme (coluna direita) da RDS Amanã. Linhas tracejadas: Intervalos de confiança de 95%. Quadrados abertos: Média das estimativas de riqueza de quatro diferentes estimadores (ACE, Chao 1, Jacknife & Bootstrap) ..... 18
- Figura 6:** Relação entre os dois eixos gerados nas ordenações com dados qualitativos e quantitativos com NMDS resumindo a composição de espécies de lagartos (figuras superiores) e cobras (figuras inferiores) em 40 parcelas na RDS Amanã. Triângulos vermelhos representam as parcelas em floresta inundável de várzea e os círculos pretos representam as parcelas em floresta de terra firme .....34
- Figura 7:** Diagrama de Venn gerado a partir da partição da variação global dos dados agrupados das comunidades de lagartos presentes nas duas fitofisionomias amostradas na RDS Amanã, Amazonas, Brasil .....34

## Introdução Geral

Grande parte dos estudos relacionados com a riqueza e a composição de répteis Squamata na bacia amazônica brasileira está concentrada em poucas regiões do estado do Amazonas, do Pará e de Rondônia (e.g., Cunha & Nascimento 1993; Martins & Oliveira 1998; Bernarde & Abe 2006; Vitt *et al.* 2008; Maschio *et al.* 2009; Avila-Pires *et al.* 2009; Fraga *et al.* 2013). Mesmo assim, a realização de novos inventários para o grupo nesses estados ainda é apontada como uma necessidade (Vogt *et al.* 2001), uma vez que somente pequenas porções da complexa bacia amazônica tiveram sua diversidade acessada (Peres 2005).

A Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã (RDSA) possui uma paisagem formada por florestas não-inundáveis (terra firme) e por florestas sazonalmente inundáveis (várzea e igapó). Está localizada no estado do Amazonas, no interflúvio dos rios Negro e Solimões e compreende cerca de 2.350.000 hectares. A RDSA possui área contígua à área do Parque Nacional do Jaú (ParNa-Jaú), considerado de grande importância para a preservação e manutenção da diversidade dos Squamata amazônicos (Neckel-Oliveira & Gordo 2004).

Florestas de terra firme, quando comparadas com as florestas de várzea adjacentes, possuem uma maior diversidade de espécies de diferentes grupos animais (Borges & Carvalhaes 2000; Adis & Junk 2002; Pereira *et al.* 2009; Beja *et al.* 2010). As regiões de várzea na Amazônia contribuem com um grande aporte de recursos para a fauna das regiões do entorno de sua ocorrência e, por isso, possuem grande importância na composição da biodiversidade da região onde ocorrem (Adis & Junk 2002; Pereira *et al.* 2009; Beja *et al.* 2010).

Nos últimos anos, alguns autores têm observado significativa influência de fatores ambientais atuando localmente na distribuição dos organismos na Amazônia (Hero *et al.* 2001; Costa *et al.* 2005; Kinupp & Magnusson 2005; Pinto 2006; Fraga *et al.* 2011; Waldez 2012). A investigação desses processos em escala local fornece evidências sobre como as características do ambiente em menor escala estão relacionadas com a estrutura das comunidades (Schoener 1974; Cody e Diamond 1975; Pianka 1986). O conhecimento sobre as interações entre diferentes tipos de ambientes, seus recursos e a resposta das espécies a estes, são ferramentas importantes e iniciais para se planejar estratégias de manejo e conservação mais efetivas (Williams & Hero 2001; Pianka & Vitt 2003).

Nesse contexto, dividimos essa dissertação em dois capítulos, onde nos propomos a determinar a composição da comunidade de répteis Squamata nos ambientes de várzea e terra firme da

Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã (Capítulo 1), além de avaliar a influência de algumas variáveis ambientais e da distância geográfica entre as unidades amostrais na estruturação desta comunidade (Capítulo 2).

## Referências

- Adis, J.; Junk, W.J. 2002. Terrestrial invertebrates inhabiting lowland river floodplains of Central Amazonia and Central Europe: a review. **Freshwater Biology**. 47: 711–731p.
- Ávila-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 do Museu Paraense Emílio Goeldi de Ciências Naturais**. 4(2):99-118p.
- 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**. 19:129–152p.
- 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):102-113p.
- Borges, S.H.; Carvalhaes, A. 2000. Bird species of black water inundation forests in the Jaú National Park (Amazonas state, Brazil): their contribution to regional species richness. **Biodiversity and Conservation**. 9:201–214p.
- Cody, M. L.; Diamond, J. M. (eds.). 1975. Ecology and Evolution of Communities. **Belknap Press**. 545pp.
- Costa, F. R. C.; Magnusson, W. E.; Luizão, R. C. 2005. Mesoscale distribution patterns of Amazonian understory herbs in relation to topography, soil and watersheds. **Journal of Ecology**, 93:863-878p.
- Cunha, O.R. & Nascimento, F.P. 1993. Ofídios da Amazônia: as cobras da região Leste do Pará. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**. Série Zoológica. 9(1):191pp.
- 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**. 21:51–57p.
- Fraga, R.; Lima, A. P.; Prudente, A. L. C.; Magnusson, W. E. 2013. Guia de cobras da região de Manaus - Amazônia Central. **Editora Inpa**. 303pp.
- Hero, J.-M.; Magnusson, W. E.; Rocha, C. F. D.; Catterall, C. P. 2001. Antipredator defenses influence the distribution of amphibian prey species in the central Amazon rain forest. **Biotropica**. 33:131-141p.
- Kinupp, V. F.; Magnusson, W. E. 2005. Spatial patterns in the understory genus *Psychotria* in central Amazonia: effects of distance and topography. **Journal of Tropical Ecology**. 21 (4): 363-374p.
- Martins, M.; Oiveira, M.E. 1998. Natural history of snakes in forests of the Manaus region, Central Amazonia, Brazil. **Herpetological Natural History**. 6(2):78-150p.
- Maschio, G.F., Santos-Costa, M.C., Prudente, A.L.C. 2009. Comunidades de Serpentes da região de Caxiuanã com avaliação da eficiência dos métodos de captura. In: Lisboa, P.L.B. (org.). **Caxiuanã: Desafios para a Conservação de uma Floresta Nacional na Amazônia**. Museu Paraense Emílio Goeldi.589-603p.
- 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**. 161-176p.
- 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): 1163–1171p.
- Peres, C.A. 2005. Porque precisamos de megareservas na Amazônia. **Megadiversidade**. 1(1): 174-180p.
- Pianka, E. R. 1986. Ecology and Natural History of Desert Lizards, Analyses of the Ecological Niche and Communities Structure. **Princeton University Press**. 229pp.
- Pianka, E. R.; Vitt, L. J. 2003. Lizards. Windows to the evolution of diversity. **University of California Press**. 325pp.

Pinto, M.G.M. 2006. Diversidade beta, métodos de amostragem e influência de fatores ambientais sobre uma comunidade de lagartos na Amazônia Central. **Instituto Nacional de Pesquisas na Amazônia**. Manaus. Tese de Doutorado – INPA/UFAM. 90pp.

Schoener, T. W. 1974. Resource partitioning in ecological communities. **Science**. 174: 27-37p.

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. 176pp.

Vogt, R.C.; Moreira, G.M.; Duarte, A.C.O.C. 2001. Biodiversidade de Répteis do Bioma Floresta Amazônica e Ações Prioritárias para sua Conservação. *In*: Capobianco, J.P.R. (org.). **Biodiversidade na Amazônia Brasileira, Avaliação e ações prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição de benefícios**. Estação Liberdade: Instituto Socioambiental. 89-96p.

Waldez, F. 2012. Padrões de Diversidade em Comunidades de Anfíbios e Répteis Squamatas no Mosaico de Florestas Naturais e Manejadas da Região do Baixo Rio Purus, Amazonas, Brasil. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA. Manaus. **Dissertação de Doutorado**. 188pp.

Williams, S.E.; Hero, J.-M. 2001. Multiple determinants of Australian tropical frog biodiversity. **Biological Conservation**. 98:1-10p.

**Capítulo 1 - Diversidade e Composição de Répteis Squamata da Reserva de  
Desenvolvimento Sustentável Amanã – RDSA, Região do Médio Rio Solimões,  
Amazonas, Brasil**

# 1. Introdução

Atualmente, o Brasil possui a segunda maior riqueza de répteis do mundo com 744 espécies descritas, ficando atrás apenas da Austrália (Bérnils & Costa 2012). Uma parte significativa dessas espécies é encontrada na floresta Amazônica, bioma onde foram registradas 94 espécies de lagartos, 10 de anfisbenídeos e 149 de cobras (Avila-Pires *et al.* 2007). Esses números são considerados subestimados uma vez que algumas regiões possuem esforços de amostragem insuficientes e outras ainda não foram amostradas (Vogt *et al.* 2001). A dificuldade de acessibilidade encontrada em algumas áreas ou fitofisionomias é um fator que possivelmente acaba direcionando algumas amostragens para regiões onde tal problema seja menos agravante (Peres 2005).

Grande parte dos estudos relacionados com riqueza e composição de Squamata na bacia amazônica brasileira estão concentrados em algumas regiões do estado do Amazonas, do Pará e de Rondônia (e.g., Cunha & Nascimento 1993; Martins & Oliveira 1998; Bernarde & Abe 2006; Vitt *et al.* 2008; Maschio *et al.* 2009; Avila-Pires *et al.* 2009; Fraga *et al.* 2013). Mesmo assim, a realização de novos inventários para o grupo nesses estados é apontada como uma necessidade (Vogt *et al.* 2001), uma vez que somente pequenas porções da complexa bacia amazônica tiveram sua diversidade acessada (Peres 2005).

Listas de espécies detalhadas, associadas aos dados biogeográficos, são ferramentas de grande importância para a conservação da biodiversidade (Nogueira *et al.* 2009), influenciando diretamente na visualização da distribuição de um grande número de espécies no espaço. Estas listas são unidades básicas utilizadas na descrição de comunidades biológicas, e podem ser utilizadas como boas indicadoras de respostas exclusivas das espécies em relação às características dos ambientes (Gascon 1991).

Grande parte das formações florestais localizadas na Amazônia Central é composta de um mosaico de áreas sazonalmente inundáveis e não inundáveis (Hess *et al.* 2003). A inundação sazonal das florestas de várzea nessas regiões parece ter importante influência na estruturação das comunidades de vertebrados (Tuomisto *et al.* 1995). Mas, amostragens conjuntas de répteis Squamata em florestas não inundáveis de terra firme e florestas inundáveis de várzea na Amazônia brasileira, afim de avaliar um possível efeito desse mosaico na composição regional do grupo, são escassos. Na região da bacia do baixo rio Purus, o mosaico de várzea e terra firme foi provavelmente um dos maiores responsáveis pela diversidade encontrada na região (Waldez 2012). Características particulares de cada ambiente parecem favorecer a adaptação de alguns grupos nestes ambientes, influenciando na diversidade regional (Waldez *et al.* 2013).

A Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã (RDSA) abrange cerca de 2.350.000 hectares, situados no estado do Amazonas, fazendo parte da Reserva da Biosfera da Amazônia Central (UNESCO 2014). Compõe também parte da região central do corredor de unidades de conservação da Amazônia Central (Ayres *et al.* 2005). Localizada no interflúvio dos rios Negro e Solimões, a RDSA possui área contígua a área do Parque Nacional do Jaú (ParNa-Jaú), considerado de grande importância para a preservação e manutenção da diversidade dos Squamata amazônicos (Neckel-Oliveira & Gordo 2004). O lago Amanã, localizado na região focal da reserva, é abastecido por águas pretas provenientes de igarapés que drenam as florestas de terra firme, no entorno do lago. A região mais ao sul da reserva faz parte da bacia de inundação do rio Japurá, dominada por formações florestais de várzea (Pereira *et al.* 2009).

## 2. Objetivos

### 2.1 Geral

Realizar o levantamento de espécies de répteis Squamata em florestas de terra firme e de várzea na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã, por meio de diferentes métodos de amostragem.

### 2.2 Específicos

- i. Realizar o levantamento das espécies de répteis Squamata na RDS Amanã, produzindo a lista de espécies ocorrentes na região.
  
- ii. Determinar a composição de espécies de répteis Squamata associadas às florestas não inundáveis de terra firme e as florestas sazonalmente inundáveis de várzea na RDS Amanã.
  
- iii. Comparar a eficiência dos métodos de amostragem empregados para acessar a diversidade de répteis Squamata nestes dois tipos de florestas.

## 3. Material e Métodos

### 3.1 Área de Estudo

A Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã (RDSA) possui uma paisagem formada por florestas não-inundáveis (terra firme) e por florestas sazonalmente inundáveis (várzea e igapó), com 2.350.000 hectares (Pereira *et al.* 2009). Está localizada entre a Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (RDSM) e o Parque Nacional do Jaú (ParNa do Jaú), sendo sua parte de várzea fronteira com a RDSM, compreendendo a bacia do Rio Solimões, na região do baixo curso do Rio Japurá e sua parte de terra firme fronteira com o ParNa do Jaú, compreendendo uma parte da bacia do Rio Negro (Pucci *et al.* 2009). Há também trechos com solos arenosos dominados por vegetação savanoide de campina e por florestas de campinarana, localizados em áreas de difícil acesso (Valsecchi & do Amaral 2009).

As florestas de terra firme cobrem uma parte significativa da área total da reserva (Alencar 2010). O relevo “plano-ondulado” possui vários cursos d’água pequenos em seu interior. O solo característico dessa fitofisionomia, geralmente é pobre em nutrientes (Bierregaard Jr. & Lovejoy 1988). As florestas de várzea, segundo maior tipo florestal encontrado na bacia amazônica (Hess *et al.* 2003; Junk & Piedade 2010), estão restritas apenas à porção sul da reserva, região essa com grande influência dos rios Japurá e Solimões (Figura 1). As várzeas são formações florestais que estão associadas aos rios com uma grande quantidade de materiais em suspensão, e o período sazonal de inundação lhes confere um solo com alta fertilidade (Junk 1997).

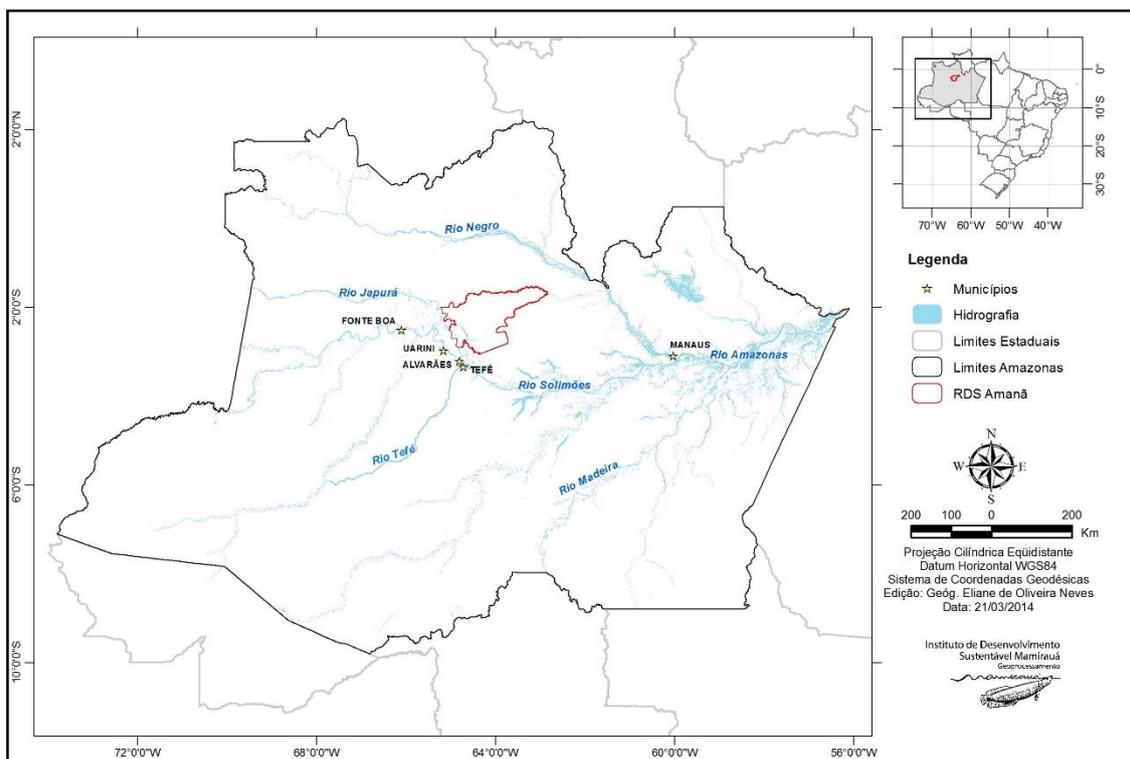
A precipitação média na região é de 2.500 mm, com grande parte concentrada no período chuvoso (dezembro-junho) e uma pequena parte no período com menor precipitação (julho-novembro; Ayres 1993). Durante os períodos de cheia, os níveis da água nos rios das florestas de várzea podem alcançar uma amplitude anual média de 10,60 m na região do médio Solimões (Ramalho *et al.* 2009). Nessa região observa-se dominância de espécies de árvores pertencentes às famílias Sapotaceae, Lecythidaceae, Euphorbiaceae, Myristicaceae, Leguminosae, Mimosidae, Caesalpinioideae e Faboideae (Ayres 1993; Pereira *et al.* 2009).

### 3.2 Coleta de Dados

As atividades de coleta de dados foram realizadas em três etapas. A primeira foi composta pela montagem das parcelas e armadilhas durante os meses de agosto (10 a 31) e setembro (01 a 19)

de 2013. Após esse período, com as armadilhas fechadas, não retornamos durante 25 dias (20 de setembro a 14 de outubro) nas áreas a serem amostradas afim de que o impacto gerado no processo de montagem fosse minimizado. Em seguida, as amostragens dos répteis Squamata foram realizadas em duas campanhas (primeira de 15 de outubro a 21 de dezembro de 2013 e a segunda de 7 de janeiro a 28 de fevereiro de 2014). A maior quantidade de dias gasto na primeira amostragem (creca de 15 dias) não significou maior esforço de coleta. Nesta houve aumento no período de paralização por consequência de maior quantidade de chuvas intensas e alguns problemas logísticos que inviabilizaram a amostragem em alguns dias.

As regiões amostradas foram distribuídas nos setores Lago Amanã, Paranã do Amanã e São José, da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã (RDSA). Essas regiões estão localizadas no entorno do lago Amanã (áreas de terra firme) e sul da RDSA, próximo ao rio Tambaqui (áreas de várzea) (Figura 2).

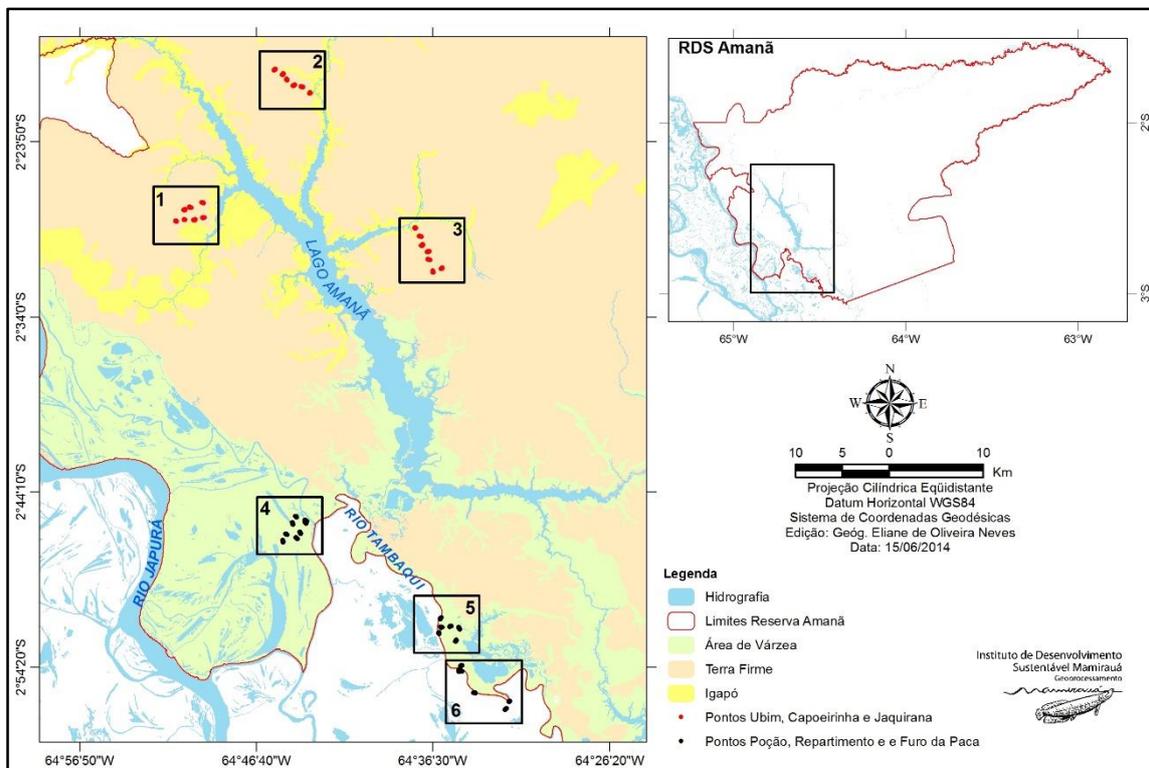


**Figura 3:** (Dir. Sup.) Mapa do Brasil com localização do estado do Amazonas. (Central) Localização da RDS Amanã no interflúvio dos rios Negro (acima) e Solimões (abaixo) (Fonte: Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá-IDSMM).

Foram instaladas 40 unidades amostrais (parcelas), sendo 20 parcelas na floresta de terra firme, organizadas em 3 módulos contendo de 6 a 7 parcelas cada, e 20 parcelas em floresta de várzea distribuídas da mesma forma (Figura 2). As parcelas foram instaladas cerca de 700 m umas das outras, com uma distância total entre as unidades mais distantes de aproximadamente 75 km em

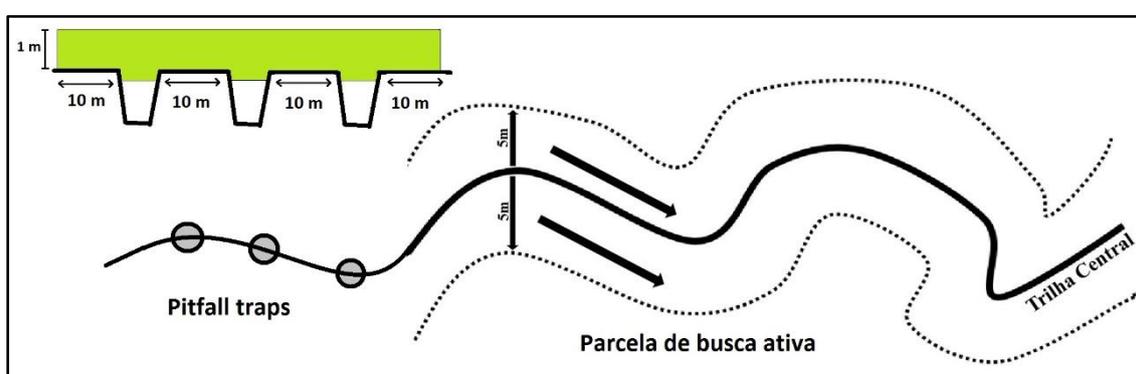
linha reta e mais de 100 km seguindo os cursos hídricos. Cada uma das 40 parcelas possuía 250 m de extensão, seguindo a curva de nível do terreno, por 10 m de largura (Magnusson *et al.* 2005 – Figura 3). Um trecho complementar de 40 m foi instalado anterior a cada parcela, seguindo a mesma curva de nível, para amostragens com armadilhas de interceptação e queda – AIQ (*pitfall traps*) (adaptado de Cechin & Martins 2000 - Figura 3).

Esse modelo de amostragem tem sido utilizado por outros pesquisadores para se estudar a herpetofauna no bioma amazônico com e sem a utilização das armadilhas de queda (Menin *et al.* 2007, 2008, 2011; Rojas-Ahumada & Menin 2010; Fraga *et al.* 2011; Waldez *et al.* 2013). Em cada parcela os animais foram procurados ativamente pelo método de busca limitada por tempo (BLT). A busca foi realizada por um grupo padronizado de 5 pessoas dispostas paralelamente entre si, até uma distância de 5m da linha central da parcela para cada lado. Durante um período médio de uma hora e meia por parcela, essa busca foi realizada em meio à serapilheira, solo, troncos, ocós e vegetação e a uma altura máxima de 5 metros (adaptado de Campbell & Christman 1982; Crump & Scott 1994). As amostragens foram realizadas no período diurno e com intervalo mínimo de um mês entre cada campanha. O esforço total de amostragem por busca ativa foi de 600 horas, divididas em 120 horas/homem.



**Figura 4:** Mapa com localização e distribuição das unidades amostrais na área focal da RDS Amanã. Os pontos em vermelho são as unidades amostrais localizadas em ambientes de terra firme (módulos 1, 2 e 3) e os pontos em preto são as unidades amostrais localizadas em ambientes de várzea (módulos 4, 5 e 6).

Nas regiões das parcelas utilizadas para a coleta com AIQ, foram instalados conjuntos de armadilhas compostas por três baldes de 100 L e cercas-guia. Os baldes foram posicionados distantes 10 metros um do outro e ligados entre si por uma tela plástica verde (cerca-guia) de 1 metro de altura com 20 cm enterrado no solo (totalizando 40 m). A fim de executar um esforço de amostragem equiparável (com ambos os métodos) nos dois tipos florestais, as duas campanhas foram realizadas durante o período da seca, período em que a várzea possui ambientes terrestres, possibilitando o uso das armadilhas AIQ. Cada módulo teve seu conjunto de AIQ abertos ao mesmo tempo, permanecendo assim durante o período de cinco dias por campanha (10 dias no total das duas campanhas), vistoriadas diariamente. O esforço total de amostragem por meio desse método foi de 1170 baldes, com uma média de 117 baldes/dia.



**Figura 3:** Esquema ilustrando a unidade amostral. A esquerda localiza-se as armadilhas de pitfall com 3 baldes de 100 litros unidos por 40 m de cerca guia. A direita, seguindo a mesma curva de nível, a parcela de 250 m X10 m para a realização da busca ativa.

Dentre os animais capturados, foram coletados e colecionados espécimes testemunhos (licença de coleta: Sisbio/ICMBio – 12927169). Os animais foram mortos utilizando uma associação do anestésico cloridrato de cetamina na dosagem de 50mg/kg, associado ao cloridrato de xylazina 2 mg/kg, aplicado por via intravenosa ou intramuscular (Mader 2006). Após esse procedimento, foi administrado cloreto de potássio por via endovenosa ou intracardíaca, 2mg/kg ou até ser constatado o óbito do animal. Esse protocolo foi previamente definido pela médica veterinária responsável pelo projeto e aprovado pelo comitê de ética (CEP IDSM 007/2013). O material foi fixado em formol 10% e armazenado em álcool 70%. Todo o material coletado está tombado na coleção científica do Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá – IDSM, Tefé – Amazonas (Números de tombo: Herpeto 0407 a 0430, 0519 a 0609, 0615 a 0643 e 0647 a 0649).

Animais encontrados ocasionalmente durante o deslocamento entre as parcelas e por outras equipes de pesquisa atuando na região da RDSA, ou por moradores locais, também foram registrados, desde que possuíssem dados de localidade e data de coleta. Esses registros não

foram utilizados em nenhuma das análises realizadas. As identificações dos animais foram baseadas nos estudos de Peters & Orejas-Miranda (1970), Avila-Pires (1995), Carvalho *et al.* (2007), Vitt *et al.* (2008) e Fraga *et al.* (2013).

### 3.3 Análises dos Dados

Para cada tipo florestal (floresta de terra firme e floresta de várzea) e grupo animal (lagartos e cobras) foram geradas curvas de rarefação baseadas nos dados agrupados de riqueza e abundância de cada localidade. Como foram utilizados dois métodos de amostragem complementares, essa análise é indicada, pois gera curvas considerando o número total de indivíduos com intervalos de confiança de 95%, padronizando os efeitos do uso de diferentes métodos (Colwell 2004). Também utilizando os dados agrupados de cada localidade por grupos e por fitofisionomia, foram construídas curvas de estimativa da riqueza baseadas na abundância. Essas curvas representam o valor médio de estimativas calculadas por quatro estimadores de riqueza mais correntemente empregados (ACE, Chao 1, Jack 1 e Bootstrap) (ver Colwell 2004). Segundo O'Hara (2005), o uso da média desses valores diminui variações associadas a cada um desses estimadores. Para esses procedimentos não foram incluídos os encontros ocasionais pelas equipes ou por terceiros. Todas as análises foram realizadas no programa EstimateS v.9.1 (Colwell 2004).

## 4. Resultados

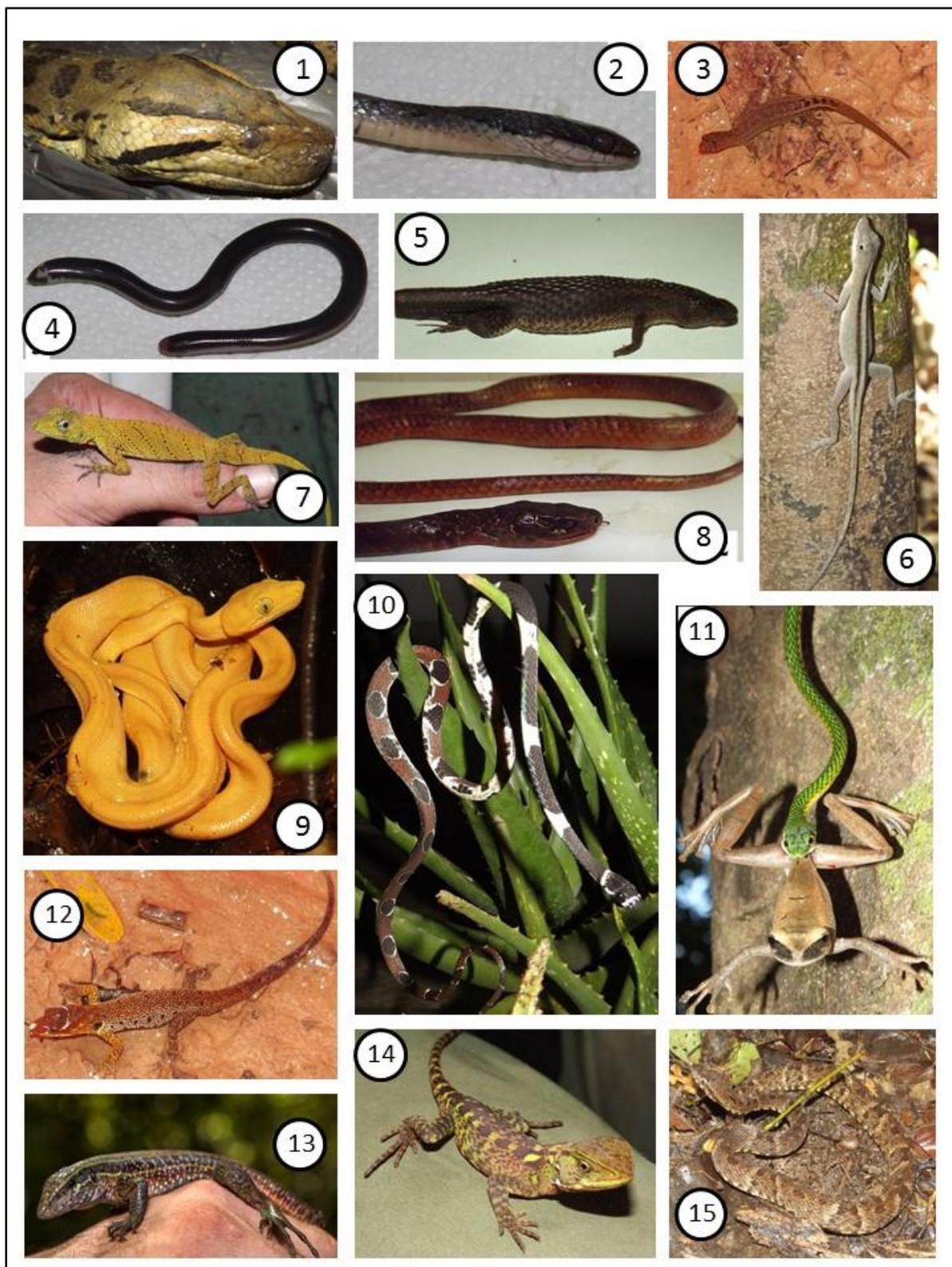
No presente estudo foram registrados 512 indivíduos de répteis Squamata, distribuídos em 462 indivíduos de lagartos e anfisbênias e 50 indivíduos de cobras (Figura 3). Os animais foram identificados em 30 espécies de lagartos pertencentes a dez famílias (as famílias Gymnophthalmidae e Teiidae apresentaram maior número de espécies), uma espécie de anfisbênia (*Amphisbaena fuliginosa*) e 25 espécies de cobras distribuídas em seis famílias (Dipsadidae apresentou maior número de espécies [Tabela 1]).

Considerando somente os métodos de amostragem padronizados, houve maior riqueza de espécies de lagartos e cobras (17 e 13, respectivamente) em floresta de terra firme quando comparados com a várzea (13 e 7, respectivamente). A única espécie de anfisbênia foi registrada ocasionalmente. Na floresta de terra firme foram registradas nove espécies de lagartos encontradas exclusivamente nesse ambiente, enquanto na várzea apenas cinco espécies foram exclusivas. As espécies *Kentropyx pelviceps* e *Ameiva ameiva* foram as mais abundantes no ambiente de terra firme representando 47,4% dos registros e, juntamente com *Kentropyx altamazonica*, foram as espécies que ocorreram em maior número de parcelas. *Enyalioides*

*laticeps*, dentre as espécies encontradas somente na terra firme, foi a mais amplamente distribuída, ocorrendo em nove parcelas (Tabela 1). Na várzea, as espécies *Gonatodes humeralis* e *Kentropyx altamazonica* foram as mais abundantes, compondo 66,5% dos espécimes registrados e, juntamente com *Norops fuscoauratus*, foram as que ocuparam o maior número de parcelas. *Gonatodes humeralis* foi restrita somente à várzea e a espécie mais amplamente distribuída, ocupando 16 parcelas. Dentre as cobras apenas as espécies *Bothrops atrox* e *Erythrolamprus reginae* foram encontradas em ambos os ambientes. *Bothrops atrox* foi a espécie mais abundante em ambiente de várzea, representado 46,1% dos indivíduos amostrados e ocorrendo em quatro parcelas. Todas as espécies de cobras em terra firme possuíram baixa abundância (entre um ou dois indivíduos amostrados [Tabela 1]).

A riqueza de espécies observada neste estudo foi próxima da riqueza local estimada para lagartos, tanto nas florestas de várzea quanto nas florestas de terra firme, mas muito abaixo da riqueza local esperada para cobras em ambos os tipos de florestas (Figura 4).

Para os lagartos o método BLT foi mais eficiente que a AIQ na captura de um maior número de indivíduos em ambos os ambientes. Em ambiente de terra firme, a AIQ possibilitou o registro de maior número de espécies (16 - AIQ e 8 - BLT), sendo nove destas amostradas somente por este método. Para as cobras a BLT foi responsável por um maior número de registros tanto de indivíduos quanto de espécies (Tabela 1).



**Figura 4:** Espécies de Squamata registradas na RDS Amanã, médio Solimões, Brasil: 1) *Eunectes murinus*; 2) *Erythrolamprus reginae*; 3) *Lepidoblepharis heyerorum*; 4) *Typhlops reticulatus*; 5) *Alopoglossus angulatus*; 6) *Norops fuscoauratus*; 7) *Dactyloa transversalis*; 8) *Chironius scurrulus*; 9) *Corallus hortulanus* 10) *Dipsas catesbyi*; 11) *Leptophis ahaetulla*; 12) *Gonatodes humeralis*; 13) *Ameiva ameiva*; 14) *Enyalioides laticeps*; 15) *Bothrops atrox*. (Fotos: Iury Debien)

**Tabela 1.** Espécies de Squamata registrados na RDS Amanã. O número de espécimes foi indicado por tipo de ambiente (floresta de terra firme e floresta de várzea) e métodos de amostragem (armadilha de interceptação e queda – AIQ, busca limitada por tempo – BLT e encontro ocasional – EO [ \* para as espécies registradas somente pelo EO]), além do total de parcelas onde cada espécie foi registrada -TP.

Famílias/Espécies	Várzea (N=20)			Terra Firme (N=20)			Total	
	TP	AIQ	BLT	TP	AIQ	BLT	EO	N
<b>Subordem Sauria</b>								
<b>Amphisbaenidae</b>								
<i>Amphisbaena fuliginosa</i> * Linnaeus, 1758	0	0	0	0	0	0	1	1
<b>Gekkonidae</b>								
<i>Hemidactylus mabouia</i> * (Moreau de Jonnés, 1818)	0	0	0	0	0	0	2	2
<b>Phyllodactylidae</b>								
<i>Thecadactylus solimoensis</i> * Bergmann & Russell, 2007	0	0	0	0	0	0	3	3
<b>Iguanidae</b>								
<i>Iguana iguana</i> * (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	5	5
<b>Sphaerodactylidae</b>								
<i>Chatogekko amazonicus</i> (Andersson, 1918)	0	0	0	5	1	8	0	9
<i>Gonatodes aff. hasemani</i> Griffin, 1917	0	0	0	1	1	0	0	1
<i>Gonatodes humeralis</i> (Guichenot, 1855)	16	3	85	0	0	0	0	88
<i>Lepidoblepharis heyerorum</i> Vanzolini, 1978	6	4	4	0	0	0	0	8
<b>Mabuyidae</b>								
<i>Copeoglossum nigropunctatum</i> (Spix, 1825)	7	3	9	9	1	11	15	39
<b>Dactyloidae</b>								
<i>Dactyloa punctata</i> * (Daudin, 1802)	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Dactyloa transversalis</i> (Duméril, 1851)	0	0	0	2	1	1	0	2
<i>Norops fuscoauratus</i> (D'Orbigny, 1837)	15	2	29	5	0	6	11	48
<i>Norops ortonii</i> * (Cope, 1868)	0	0	0	0	0	0	2	2
<b>Hoplocercidae</b>								
<i>Enyalioides laticeps</i> (Guichenot, 1855)	0	0	0	9	7	5	0	12
<b>Tropiduridae</b>								
<i>Plica plica</i> * (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Plica umbra</i> (Linnaeus, 1758)	3	3	3	6	6	0	0	12
<i>Uracentron azureum</i> * (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Uranoscodon superciliosus</i> (Linnaeus, 1758)	5	5	4	2	2	0	0	11
<b>Gymnophthalmidae</b>								
<i>Alopoglossus angulatus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	2	2	0	0	2
<i>Cercosaura oshaughnessyi</i> (Boulenger, 1885)	3	0	4	0	0	0	0	4
<i>Cercosaura ocellata</i> Wagler, 1830	0	0	0	1	1	0	0	1
<i>Iphisa elegans</i> Gray, 1851	0	0	0	1	1	0	0	1
<i>Leposoma osvaldoi</i> Ávila-Pires, 1995	2	1	1	1	1	0	0	3
<i>Leposoma percarinatum</i> (Müller, 1923)	0	0	0	2	2	0	0	2
<b>Teiidae</b>								

<i>Ameiva ameiva</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	1	13	7	34	0	42
<i>Kentropyx altamazonica</i> (Cope, 1876)	15	10	79	12	6	17	0	112
<i>Kentropyx pelviceps</i> Cope, 1868	4	3	7	15	21	11	0	42
<i>Crocodylurus amazonicus</i> Spix, 1825	0	0	0	1	1	0	0	1
<i>Dracaena guianensis</i> Daudin, 1802	1	0	1	0	0	0	0	1
<i>Tupinambis teguixin</i> (Linnaeus, 1758)	5	1	4	0	0	0	0	5

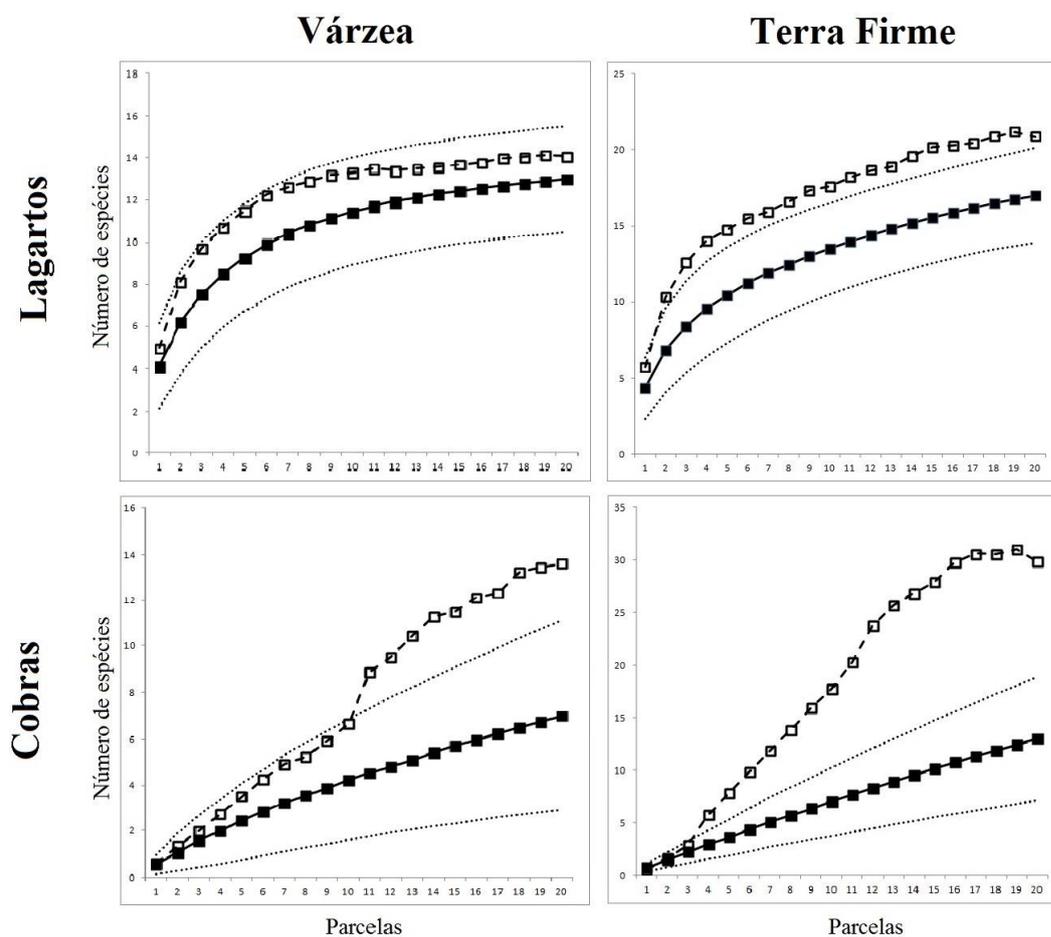
---

<b>Total de Individuos</b>	35	231		61	93		42	462
----------------------------	----	-----	--	----	----	--	----	-----

---

<b>Subordem Ophidia</b>	<b>TP</b>	<b>AIQ</b>	<b>BLT</b>	<b>TP</b>	<b>AIQ</b>	<b>BLT</b>	<b>EO</b>	<b>N</b>
<b>Typhlopidae</b>								
<i>Typhlops reticulatus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	1	0	1	1	2
<b>Boidae</b>								
<i>Boa constrictor</i> Linnaeus, 1758	1	0	1	0	0	0	2	3
<i>Corallus hortulanus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	1	0	1	3	4
<i>Epicrates cenchria</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	2	1	1	1	3
<i>Corallus caninus</i> * (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Eunectes murinus</i> * (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	1	1
<b>Colubridae</b>								
<i>Leptophis ahaetulla</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	1	0	0	0	1	2
<i>Chironius scurrulus</i> * (Wagler, 1824)	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Oxybelis fulgidus</i> * (Daudin, 1803)	0	0	0	0	0	0	2	2
<b>Dipsadidae</b>								
<i>Atractus torquatus</i> (Duméril, Bibron & Duméril, 1854)	0	0	0	2	1	1	0	2
<i>Dipsas catesbyi</i> (Sentzen, 1796)	1	0	1	0	0	0	0	1
<i>Imantodes cenchoa</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	1	0	0	0	0	1
<i>Helicops angulatus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	1	1	0	0	1
<i>Clelia clelia</i> (Daudin, 1803)	0	0	0	1	0	1	0	1
<i>Oxyrhopus formosus</i> (Wied, 1820)	0	0	0	1	1	0	0	1
<i>Oxyrhopus melanogenys</i> (Tschudi, 1845)	0	0	0	1	0	1	1	2
<i>Oxyrhopus petolarius</i> Reuss, 1834	2	0	2	0	0	0	0	2
<i>Erythrolamprus pygmaeus</i> (Cope, 1868)	0	0	0	1	0	1	0	1
<i>Erythrolamprus reginae</i> (Wagler, 1824)	1	0	1	1	0	1	1	3
<i>Xenodon rabdocephalus</i> (Wied, 1824)	0	0	0	1	0	1	0	1
<b>Elapidae</b>								

<i>Micrurus langsdorffii</i> Wagler, 1824	0	0	0	1	1	0	0	1
<i>Micrurus albicinctus</i> * Amaral, 1926	0	0	0	0	0	0	1	1
<b>Viperidae</b>								
<i>Bothrops atrox</i> (Linnaeus, 1758)	4	0	6	1	0	1	4	11
<i>Bothrops bilineatus</i> * (Wied, 1821)	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Lachesis muta</i> * (Linnaeus, 1766)	0	0	0	0	0	0	1	1
<b>Total de Indivíduos</b>		0	13		5	10	22	50
<b>Número de Espécies Lagartos</b>		<b>13</b>			<b>17</b>		<b>10</b>	<b>30</b>
<b>Número de Espécies Cobras</b>		<b>7</b>			<b>13</b>		<b>15</b>	<b>25</b>



**Figura 5:** Curvas de rarefação baseadas no número de unidades amostrais (quadrados cheios) para as comunidades de cobras e lagartos em floresta de várzea (coluna esquerda) e floresta de terra firme (coluna direita) da RDS Amanã. Linhas tracejadas: Intervalos de confiança de 95%. Quadrados abertos: Média das estimativas de riqueza de quatro diferentes estimadores (ACE, Chao 1, Jackknife & Bootstrap).

## 5. Discussão

No presente estudo registramos uma riqueza de espécies de lagartos similar e de espécies de cobras inferior à riqueza encontrada em outras áreas de floresta na Amazônia brasileira (Martins & Oliveira 1998; Neckel-Oliveira & Gordo 2004; Bernarde & Abe 2006; Vitt *et al.* 2008; Avila-Pires *et al.* 2009; Fraga *et al.* 2013; Waldez *et al.* 2013). A menor riqueza de espécies de cobras detectada no presente estudo pode ser atribuída à 1) dificuldade associada à detecção das espécies em ambientes florestais (Martins & Oliveira 1998; Bernarde & Abe 2006; Fraga *et al.* 2013) e 2) ao período (manhã e tarde) de realização das amostragens ativas (Fraga *et al.* 2013).

Algumas espécies esperadas para a região não foram registradas no presente estudo: *Bachia flavescens* (Gymnophthalmidae), *Norops tandai* (Dactyloidae), *Polychrus marmoratus* (Polychrotidae) e *Varzea bistrata* (Mabuyidae), todas registradas para o Parque Nacional do Jaú (Neckel-Oliveira & Gordo 2004), área contígua à RDS Amanã. A espécie *Gonatodes humeralis*, neste estudo registrada somente na várzea e com alta abundância, foi registrada em outros estudos principalmente em floresta de terra firme (Neckel-Oliveira & Gordo 2004; Pinto 2006; Waldez *et al.* 2013) e com uma menor abundância em floresta de várzea (Waldez *et al.* 2013). *Enyalioides laticeps*, observado em nove parcelas de terra firme no presente estudo, não foi registrado no ParNa do Jaú (Neckel-Oliveira & Gordo 2004).

As duas espécies de cobras registradas em ambas as fitofisionomias (*Erythrolamprus reginae* e *Bothrops atrox*) são amplamente distribuídas na Amazônia (Cunha & Nascimento 1978; Duellman 1978; Antunes 2012, compilando dados da literatura). Espécies como *Micrurus spixii* (Elapidae) e *Bothrops taeniatus* (Viperidae), amostradas no ParNa do Jaú (Neckel-Oliveira & Gordo 2004), não foram registradas na RDS Amanã. *Anilius scytale* (Aniliidae), *Dendrophidion dendrophis*, *Tantilla melanocephala* (Colubridae) e *Micrurus lemniscatus* (Elapidae) registradas na região central da Amazônia por alguns autores (Neckel-Oliveira & Gordo 2004; Fraga *et al.* 2011; Waldez *et al.* 2013), também não foram registradas no presente estudo.

A amostragem da diversidade de Squamata na RDS Amanã se mostrou representativa para lagartos e menos representativa para cobras nos dois tipos de ambientes estudados. Os dados deste estudo, representados por curvas de rarefação, comparados com os índices gerados pelos estimadores de riqueza de espécies, apoiam essa afirmativa, demonstrando a necessidade de empregar maior esforço para um melhor conhecimento da diversidade de Squamata (principalmente de cobras) na região. As espécies com menor representatividade ou não detectadas nas amostragens realizadas foram aquelas com hábitos aquáticos e fossoriais. Por isso, há a necessidade da utilização de técnicas de captura complementares para uma eficiente

amostragem da diversidade da herpetofauna em ambientes amazônicos (Ribeiro-Júnior *et al.* 2008) e também de estudos de longo prazo e com grande esforço de amostragem (Vitt *et al.* 2008; Fraga *et al.* 2013).

De um modo geral, os métodos de amostragem utilizados, quando comparados entre si, mostraram que a busca ativa limitada por tempo (BLT) foi o método mais eficaz na amostragem da riqueza e abundância dos Squamata na RDS Amanã, assim como observado por outros estudos realizados em outras regiões da Amazônia (Neckel-Oliveira & Gordo 2004; Pinto 2006; Waldez *et al.* 2013). No entanto, as armadilhas de interceptação e queda (AIQ) permitiram melhor amostragem da riqueza de lagartos em ambiente de terra firme. Mesmo com estudos que discutem a desvantagem no uso deste método devido ao custo elevado (Pinto 2006; Waldez *et al.* 2013), registramos nove espécies de lagartos e três espécies de cobras, em ambiente de terra firme, exclusivamente por este método. Segundo Cechin & Martins (2000) e Ribeiro-Júnior *et al.* (2008), o uso desse método é bastante indicado para acessar uma parte da diversidade da herpetofauna em florestas tropicais de difícil visualização pela busca ativa. Mas a dificuldade de utilização de AIQ em solos sazonalmente alagáveis na Amazônia tem sido apontada por alguns autores como importante problema logístico, tendo influência direta na aplicação do mesmo esforço de amostragem em regiões alagáveis e não alagáveis (Doan & Arriaga 2002; Doan 2003; Neckel-Oliveira & Gordo 2004; Waldez *et al.* 2013). Neste estudo tivemos problemas de utilização do método somente em uma parcela localizada em ambiente de várzea. Não houve drenagem do solo em todo esse ponto de amostragem, o que impossibilitou a utilização de AIQ. Nos demais pontos na várzea, dentro do limite de cada parcela, foram escolhidos locais com características de drenagem do solo que viabilizassem o uso do método da melhor forma possível. Na terra firme, a drenagem do solo não gerou problemas para a utilização do método.

Uma maior diversidade de espécies de Squamata tem sido associada às florestas de terra firme (Doan & Arriaga 2002; Neckel-Oliveira & Gordo 2004; Waldez *et al.* 2013). Mas, de acordo com Waldez *et al.* (2013), em ambiente de várzea alguns grupos específicos podem se mostrar melhor adaptados a esse tipo de ambiente, sendo assim mais diversos que na terra firme. Nesse estudo registramos uma grande diferença na composição de espécies entre essas duas fitofisionomias, fato relatado também para o grupo por Waldez *et al.* (2013), em estudo realizado na RDS Piagaçu-Purus. O pulso de inundação (Junk *et al.* 1989) é o principal evento estruturador das comunidades de Squamata em ambiente de várzea, uma vez que ele restringe o acesso ao ambiente terrestre em determinada época do ano (Waldez *et al.* 2013). Haugaasen & Peres (2005) também apontam esse efeito como importante estruturador das comunidades animais em florestas sazonalmente inundáveis na Amazônia Central. Nossos dados concordam com estudo realizado por Salo *et al.* (1986) onde são apontadas as formações florestais

compostas por mosaicos de várzea e de terra firme como importantes áreas na determinação e manutenção de processos responsáveis pelos altos índices de biodiversidade encontrados na planície amazônica.

## Referências

- Alencar, E. F. 2010. Dinâmica territorial e mobilidade geográfica no processo de ocupação humana. **UAKARI**. 6(1):39-58p.
- Antunes, J.F. 2012. Diversidade Filogenética, Distribuição Geográfica e Prioridades de Conservação em Jararacas Sulamericanas (Serpentes: Viperidae: Bothrops e Bothrocophias). **Dissertação de Mestrado Universidade de Brasília**. 66pp.
- Ávila-Pires, T.C.S. 1995. Lizards of Brazilian Amazonia (Reptilia: Squamata). *Zool. Verh.* 299:706pp.
- Ávila-Pires, T.C.S.; Hoogmoed, M.S.; Vitt, L.J. 2007. Parte I: Herpetofauna da Amazônia. 14-43p. *In*: Nascimento, L.B.; Oliveira, M.E. (ed.). **Herpetologia no Brasil II. Sociedade Brasileira de Herpetologia**.
- Ávila-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 do Museu Paraense Emílio Goeldi de Ciências Naturais**. 4(2):99-118p.
- Ayres, J.M. 1993. As matas de várzea do Mamirauá: Médio rio Solimões. **CNPq/Sociedade Civil Mamirauá**. 126pp.
- Ayres, J. M.; Fonseca, G. A. B.; Rylands, A. B.; Queiroz, H. L.; Pinto, L. P.; Masterson, D.; Cavalcanti, R. B. 2005. Os corredores ecológicos das florestas tropicais do Brasil. **Sociedade Civil Mamirauá**. 256pp.
- 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):102-113p.
- Bérnils, R. S.; Costa, H. C. (Org.). 2012. Répteis brasileiros: Lista de espécies. **Sociedade Brasileira de Herpetologia**. Versão 2012.2. Disponível em: <http://www.sbherpetologia.org.br/>. Acesso em: 21 de julho de 2103.
- Bierregaard Jr., R.O.; Lovejoy T.E. 1988. Birds in Amazonian forest fragments: effects of insularization. *In*: Quillet, H. (ed.). **Acta XIX Congress International Ornithology**. Univ. of Ottawa Press. 1409pp.
- Campbell, H.W.; Christman, S.P. 1982. Field techniques for herpetofaunal community analysis. *In*: Scott Jr, N.J. (ed.). **Herpetological Communities: A Symposium of the Society for the Study of Amphibians and Reptiles and the Herpetologists League**. United States Fish and Wildlife Service. 13: 193-200p.
- Carvalho, C.M., Alencar, I.C.S.; Vilar, J.C. 2007. Serpentes da Região de Manaus, Amazônia Central, Brasil. **Biologia Geral Experimental**. 7(2): 41-59p.
- Cechin, S.Z.; Martins, M. 2000. Eficiência de armadilhas de queda (pitfall traps) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**. 17: 729-740p.
- 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> (acesso em 10/05/2014)
- 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. 84-92p.
- 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**. 31: 218pp.
- Cunha, O.R. & Nascimento, F.P. 1993. Ofídios da Amazônia: as cobras da região Leste do Pará. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**. Série Zoológica. 9(1):191pp.
- Doan, T.M. 2003. Which methods are most effective for surveying rain forest herpetofauna? **Journal of Herpetology**. 37:72-81p.
- Doan, T.M.; Arriaga, W.A. 2002. Microgeographic variation in species composition of the herpetofaunal communities of Tambopata Region, Peru. **Biotropica**. 34 (1): 101-117p.
- Duellman, W. E. 1978. The biology of an equatorial herpetofauna in Amazonian Ecuador. **Univ. Kans. Mus. Nat. Hist. Misc. Publ.** 65:352pp.

- 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**. 21:51–57p.
- Fraga, R.; Lima, A. P.; Prudente, A. L. C.; Magnusson, W. E. 2013. Guia de cobras da região de Manaus - Amazônia Central. **Editora Inpa**. 303pp.
- Gascon, C. 1991. Population- and Community-Level Analyses of Species Occurrences of Central Amazonian Rainforest Tadpoles. **Ecology**. 72(5): 1731-1746p.
- Haugaasen, T.; Peres, C.A. 2005. Mammal assemblage structure in Amazonian flooded and unflooded forests. **Journal of Tropical Ecology**. 21:133–145p.
- 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**. 87:404-428p.
- Junk, W.J.; Bayley, P.B.; Sparks, R.E. 1989. The flood pulse concept in river – floodplain systems. In: Dodge, D.P. (eds.). **Proc. International Large River Symposium (LARS)**. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences. 106:110-127p.
- Junk, W.J. (ed.). 1997. The Central Amazon floodplains: Ecology of a pulsing system. **Springer Velarg**. 126pp.
- Junk, W.J.; Piedade, M.T.F. 2010. An Introduction to South American Wetland Forests: Distribution, Definitions and General Characterization. In: Junk, W.J. Piedade, M.T.F.; Wittmann, F.; Schongart J.; Parolin, P. (eds). **Central Amazonian floodplain forests: ecophysiology, biodiversity and sustainable management**. Springer. 27-42p.
- Mader, D. R. 2006. **Reptile medicine and surgery**. W. B. Saunders Company. 2ed. 564-568pp.
- Magnusson, W.E.; Lima, A.P.; Luizão, R.; Luizão, F.; Costa, F.R.C.; Castilho, C.V.; Kinupp, V.F. 2005. RAPELD: uma modificação do método de Gentry para inventários de biodiversidade em sítios para pesquisa ecológica de longa duração. **Biota Neotropica**. 5(2):1-6p.
- Martins, M.; Oiveira, M.E. 1998. Natural history of snakes in forests of the Manaus region, Central Amazonia, Brazil. **Herpetological Natural History**. 6(2):78-150p.
- Maschio, G.F., Santos-Costa, M.C., Prudente, A.L.C. 2009. Comunidades de Serpentes da região de Caxiuanã com avaliação da eficiência dos métodos de captura. In: Lisboa, P.L.B. (org.). **Caxiuanã: Desafios para a Conservação de uma Floresta Nacional na Amazônia**. Museu Paraense Emílio Goeldi.589-603p.
- 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**. 23:539-547p.
- 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 Amazonia, Brazil. **South American Journal of Herpetology**. 3:68-81p.
- 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**. 21:255-261p.
- 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**. 161-176p.
- Nogueira, C.; Valdujo, P.H.; Paese, A.; Ramos-Neto, M.B.; Machado, R.B. 2009. Desafios para a identificação de áreas para conservação da biodiversidade. **Megadiversidade**. 5(1-2): 43-53p.
- O'Hara, R.B. 2005. Species richness estimators: how many species can dance on the head of a pin? **Journal of Animal Ecology**. 74:375-386p.
- 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): 1163–1171p.
- Peres, C.A. 2005. Porque precisamos de megareservas na Amazônia. **Megadiversidade**. 1(1): 174-180p.
- Peters, J.A. & Orejas-Miranda, B. 1970. Catalogue of the Neotropical Squamata. Part I: Snakes. **Bulletin of the United States National Museum**. 297: 347pp.

- Pinto, M.G.M. 2006. Diversidade beta, métodos de amostragem e influência de fatores ambientais sobre uma comunidade de lagartos na Amazônia Central. Instituto Nacional de Pesquisas na Amazônia. **Tese de Doutorado – INPA/UFAM**. 90pp.
- Pucci, H. A., Queiroz, H. L., Almeida, H. L. 2009. Peixes Ornamentais do Amanã. **IDS**. 241pp.
- Ramalho, E.E.;Macedo, J.; Vieira, T.M.;Valsecchi, J.; Calvimontes, J.; Marmontel, M.; Queiroz, H.L. 2009. Ciclo Hidrológico nos Ambientes de Várzea da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá – Médio Rio Solimões, Período de 1990 a 2008. **UAKARI**. 5(1): 61-87p.
- 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**. 5:157-167p.
- 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. **Journal of Herpetology**. 42: 733pp.
- Sallo, J.; Kalliola, R.; Häkkinen, I.; Mäkinen, Y.; Niemelä, P.; Puhakka, M.; Coley, P.D. 1986. River dynamics and the diversity of Amazon lowland forest. **Nature**. 322: 254-258p.
- Tuomisto, H.; Ruokolainen, K.; Kalliola, R.; Linna, A.; Danjoy, W.; Rodriguez, Z. 1995. Dissecting Amazonian biodiversity. **Science**. 269: 63-66p.
- UNESCO - United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. 2014. Disponível em: <http://www.unesco.org/mabdb/br/brdir/directory/biores.asp?code=BRA+05&mode=all>. Acesso em: 08 de outubro de 2014.
- Valsecchi, J; Amaral, P. V. D. 2009. Perfil da Caça e dos Caçadores na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã, Amazonas – Brasil. **UAKARI**, 5 (2): 33-48p.
- 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. 176pp.
- Vogt, R.C.; Moreira, G.M.; Duarte, A.C.O.C. 2001. Biodiversidade de Répteis do Bioma Floresta Amazônica e Ações Prioritárias para sua Conservação. *In*: Capobianco, J.P.R. (org.). **Biodiversidade na Amazônia Brasileira, Avaliação e ações prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição de benefícios**. Estação Liberdade: Instituto Socioambiental. 89-96p.
- Waldez, F. 2012. Padrões de Diversidade em Comunidades de Anfíbios e Répteis Squamatas no Mosaico de Florestas Naturais e Manejadas da Região do Baixo Rio Purus, Amazonas, Brasil. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA. Manaus. **Dissertação de Doutorado**. 188pp.
- Waldez, F., Menin, M.; Vogt, R.C. 2013. Diversidade de anfíbios e répteis Squamata na região do baixo rio Purus, Amazônia Central, Brasil. **Biota Neotropica**. 13(1):17pp.

**Capítulo 2 - Influência de variáveis ambientais e geográficas na estruturação da comunidade de Squamata em ambientes de várzea e terra firme na região do médio rio Solimões**

# 1. Introdução

A identificação das características ambientais responsáveis pela determinação da estrutura das comunidades tem sido, há muito, discutida em ecologia de comunidades (Pianka 1973; Cody 1974; Schluter & Ricklefs 1993). Sabe-se que os organismos não usam todos os ambientes dentro de uma mesma área e que eles se distribuem de acordo com as características ambientais necessárias para sua sobrevivência (Costa *et al.* 2005; Kinupp & Magnusson 2005; Menin *et al.* 2007). A estrutura e a dinâmica das comunidades podem ser associadas a fatores determinísticos, como as características ambientais locais (Heyer *et al.* 1975) e/ou estocásticos (Hubbell 2001), embora não exista ainda um conjunto de dados que explique com clareza a importância relativa desses fatores sobre as comunidades (Kodric-Brown & Brown 1993).

Nos últimos anos, alguns autores têm observado significativa influência de fatores ambientais atuando localmente na distribuição dos organismos (Hero *et al.* 2001; Costa *et al.* 2005; Kinupp & Magnusson 2005; Pinto 2006; Fraga *et al.* 2011; Waldez 2012). A investigação desses processos em escala local fornece evidências sobre como as características do ambiente em menor escala estão relacionadas com a estrutura das comunidades (Schoener 1974; Cody e Diamond 1975; Pianka 1986). Como exemplos de fatores bióticos que podem exercer essa influência, podemos citar a predação (Azevedo-Ramos *et al.* 1999), a densidade de árvores no sub-bosque, a profundidade da serapilheira (Pinto 2006) e a competição (Losos 1995); já em relação aos fatores abióticos, a distância de cursos d'água (Fraga *et al.* 2011), a inclinação do terreno, a altitude (Waldez 2012), a topografia e a umidade do solo (Vonesh 2001), são considerados fatores ambientais importantes atuando na distribuição de espécies em comunidades de vertebrados.

A estrutura da comunidade herpetológica associada à serapilheira pode ser determinada por diferentes fatores. Por exemplo, a umidade, a temperatura do ar e a profundidade da serapilheira foram responsáveis pela estrutura da comunidade da herpetofauna na Costa Rica (Lieberman 1986). Características locais como a topografia, o número de árvores e a cobertura vegetal do solo também foram determinantes na distribuição das espécies na região africana (Vonesh 2001). Em escala local, a estrutura da comunidade da herpetofauna não é dependente somente de um fator, mas sim de um conjunto de características do ambiente. Na Amazônia peruana a influência em conjunto de fatores ambientais locais como hidrografia, topografia, tipos de solo e serapilheira atuaram de forma importante na estruturação da comunidade na região (Doan & Arriaga 2002).

Em um estudo realizado na Amazônia brasileira, próxima à região de Manaus, algumas espécies de cobras responderam positivamente, outras negativamente, e um pequeno número não demonstrou influência aparente em relação ao fator distância do curso d'água (Fraga *et al.* 2011). Na mesma área de estudo, não foram encontrados padrões que indicassem alguma influência direta de fatores ambientais medidos na estruturação da comunidade de lagartos (Pinto 2006). A autora observou que a altitude pode ser utilizada para tentar correlacionar as espécies de lagartos com um padrão geral dessas variações. Nesse contexto, as diferenças gerais intrínsecas aos habitats de floresta de várzea (locais mais baixos) e de terra firme (locais mais altos) são um exemplo. Nas regiões baixas, durante o período das cheias dos rios, as espécies de répteis Squamata poderiam migrar para regiões mais altas, alterando a abundância e a composição da comunidade (Waldez 2012). Serpentes parecem ter uma relação com a distância e largura dos igarapés na Amazônia Central (Fraga *et al.* 2011). Mudanças na composição da comunidade foram verificadas ao longo do gradiente de distância podendo indicar que algumas espécies possuem preferências a características específicas de cada um dos tipos de ambientes (Fraga *et al.* 2011).

Os principais tipos florestais da Amazônia (florestas de terra firme e de várzea) apresentam apenas 30% de similaridade em relação à composição de espécies arbóreas, fator esse diretamente relacionado com os altos índices de diversidade encontrados em regiões que englobam as duas fitofisionomias (Wittmann *et al.* 2010). As florestas de terra firme, quando comparadas com as florestas de várzea adjacentes, possuem uma maior diversidade de espécies de diferentes grupos animais (Borges & Carvalhaes 2000; Adis & Junk 2002; Pereira *et al.* 2009; Beja *et al.* 2010). Em uma escala maior, as regiões de várzea na Amazônia contribuem com um grande aporte de recursos para a fauna das regiões do entorno de sua ocorrência e, por isso, possuem grande importância na composição da biodiversidade da região onde ocorrem (Adis & Junk 2002; Pereira *et al.* 2009; Beja *et al.* 2010). Além disso, as várzeas possuem espécies animais características (Borges & Carvalhaes 2000; Haugaasen & Peres 2005; Pereira *et al.* 2009; Beja *et al.* 2010), provavelmente adaptadas ao pulso de inundação que ocorre regularmente e de forma determinante nessas regiões (Junk *et al.* 1989).

Na Amazônia brasileira poucos estudos avaliaram a influência de fatores ambientais sobre a distribuição e composição das espécies de Squamata em ambas as fitofisionomias de florestas alagáveis de várzea e florestas não alagáveis de terra firme. Composições de espécies distintas para o grupo entre essas fitofisionomias foram encontradas na região do baixo rio Purus, registrando índices relevantes de diversidade para a região (Waldez *et al.* 2013). A diferença de altitude, característica entre esses dois tipos de ambientes, parece influenciar fortemente a distribuição das espécies (Waldez 2012). A realização de estudos em diferentes ambientes

dentro de uma mesma região geográfica (escala local) parece ser uma estratégia interessante para conhecer a influência dos fatores ambientais sobre os répteis Squamata, facilitando a investigação e melhorando a compreensão da influência do ambiente sobre as espécies de uma região (Pianka & Vitt 2003). O conhecimento sobre as interações entre diferentes tipos de ambientes, seus recursos e a resposta das espécies a estes, são ferramentas importantes e iniciais para se planejar estratégias de manejo e conservação mais efetivas (Williams & Hero 2001; Pianka & Vitt 2003).

## 2. Objetivos

### 2.1 Geral

Avaliar a influência de fatores ambientais e da distância geográfica entre as unidades amostrais na estruturação da comunidade dos répteis Squamata em florestas de terra firme e florestas de várzea na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã (RDS Amanã).

### 2.2 Específicos

- I. Determinar a existência de padrões de agrupamento e de similaridade na composição de espécies de répteis Squamata entre as áreas de floresta de terra firme e de várzea na RDSA.
  
- II. Determinar a influência de fatores ambientais (distância do igarapé, número de árvores caídas, inclinação do terreno, altitude e profundidade da serapilheira) e da distância geográfica entre parcelas sobre a estrutura da comunidade de répteis Squamata no complexo de florestas de terra firme e de várzea na RDS Amanã.

## 3. Material e Métodos

### 3.1. Área de estudo e Coleta de dados

Esses itens estão descritos detalhadamente no Capítulo 1.

### 3.2 Variáveis Ambientais

As variáveis topográficas medidas foram a elevação e a inclinação do terreno. O valor da elevação de cada parcela foi extraído através do shape de SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) (Farr *et al.* 2005). Como essas parcelas seguem a curva de nível do terreno, assume-se que a elevação é a mesma em toda a sua extensão (Magnusson *et al.* 2005). Ao longo de cada parcela a inclinação do terreno foi medida (em graus) com o uso de um clinômetro. Foram aferidas medidas a cada 50 metros (seis medidas por parcela). Em cada um desses pontos foram feitas duas medições, uma a esquerda e outra à direita da linha central da parcela, a uma distância de cinco metros. Para obter um valor geral para a parcela, foi feita uma média dos seis valores obtidos dentro de cada unidade amostral.

A profundidade da serapilheira foi determinada com 11 medições em cada parcela (a cada 25 m) em cada uma das duas amostragens, totalizando 22 medições. Cada medição foi realizada a um metro da linha central por meio da introdução um cano de PVC de ½ polegada graduado em centímetros na serapilheira até tocar o solo. Esse cano teve suas extremidades fechadas e em um dos lados foi feita uma ponta para que o mesmo penetrasse na serapilheira. A profundidade (cm) foi considerada a distância entre a primeira folha até o solo. Para ter um valor geral de cada parcela foi realizada uma média entre os 22 valores.

A distância até o igarapé não perene mais próximo de cada parcela foi determinada por meio da identificação do mesmo em campo, seguida pela sua localização no shape SRTM (Shuttle Radar Topography Mission). Neste as distâncias foram aferidas em relação à parcela correspondente, através do recurso *Interpolate Shape* do programa ArcGIS.

O número de árvores caídas foi determinado com a contagem visual simples, por parcela, em cada uma das duas amostragens. Foram consideradas árvores caídas dentro do limite da busca ativa de 5 metros para cada lado da linha central. O valor geral de cada parcela foi a média das duas contagens.

A coordenada geográfica foi determinada com GPS (Garmin eTrex® 30) na linha central de cada parcela a 130 metros do início a fim de termos um valor mais representativo da localização de cada unidade amostral na região amostrada.

### 3.3 Análises dos Dados

Os dados de composição de cobras e de lagartos foram analisados separadamente por serem grupos taxonômicos com riqueza, abundância e hábitos distintos. Análises multivariadas foram utilizadas para reduzir a dimensionalidade dos dados da composição de cada grupo. Utilizamos a técnica de escalonamento multidimensional não-métrico (Non-metric Multidimensional Scaling - NMDS) para a realização de ordenações com dados quantitativos e qualitativos. Com isso, perdemos as distâncias da matriz original, e levamos em consideração a relação de ordenamento entre os objetos (Legendre & Legendre 1998). Para identificar padrões em ecologia de comunidades, essa técnica de ordenação é considerada um método robusto (McCune & Grace 2002). As matrizes de associação usadas nas NMDS foram construídas utilizando índices de distância de Bray-Curtis (qualitativa) e Jaccard (quantitativa). Calculamos o estresse produzido pelo ajuste dos dois eixos gerados pelas ordenações para verificar o nível de confiabilidade nos padrões obtidos (Gotelli & Ellison 2004).

Para testarmos as diferenças de similaridade entre os ambientes de várzea e terra firme utilizamos a análise multivariada de permutações da variância ADONIS. Esse método utiliza matrizes de distâncias que relacionam composição de espécies com ambientes (fitofisionomias). Em ecologia ela é utilizada quando se tem um número limitado de amostras de indivíduos (Zapala & Schork 2006). Para estimar a quantidade da variância das amostras que foi explicada pela NMDS, utilizamos a função VEGDIST. Ambas as análises foram realizadas com os dados quantitativos e qualitativos e para os dois grupos de animais.

Para eliminar as variáveis correlacionadas foi realizada uma correlação de Pearson. As variáveis com índices maiores que 0,45 ou menores que -0,45 foram consideradas correlacionadas. Somente para a variável “número de árvores caídas” foram registrados índices de correlação acima dos limites de corte pré-definidos ( $r = -0,46; 0,61; 0,63$ ), com isso, a excluimos das análises subsequentes. Como as variáveis ambientais mensuradas estavam em escalas e unidades diferentes, foi realizada uma transformação logarítmica ( $\log x + 1$ ), seguida de uma padronização para que todas apresentassem médias = 0. As variáveis espaciais (coordenadas

geográficas) foram transformadas usando mapeamento de Eigen Moran por meio da técnica Coordenadas Principais de Matrizes Vizinhas – PCNM (Borcard & Legendre 2002).

Para avaliar individualmente a significância dos modelos de variáveis espaciais e de variáveis ambientais não correlacionadas sobre a composição de espécies, foram realizadas Análises de Redundância - RDA (Legendre & Legendre 1998), seguidas de uma ANOVA com 5000 permutações. Os dados de abundância das espécies foram modificados utilizando a transformação de Hellinger, para reduzir a influência das espécies menos abundantes (Legendre & Gallagher 2001). Para a composição de cobras, ambos os modelos não foram significativos. Com isso o próximo modelo só foi construído para os lagartos.

Para avaliar a significância de um modelo conjunto incluindo as variáveis espaciais e de variáveis ambientais, sobre a composição de espécies de lagartos, foi realizada uma Análise de Redundância – RDA (Legendre & Legendre 1998). Buscando um melhor ajuste para o modelo, excluimos a variável ambiental “distância do igarapé” e os 4 eixos finais gerados pela PCNM, pois essas não foram satisfatórias para explicar a variação da comunidade no espaço. Em seguida, realizamos uma ANOVA com 5000 permutações, seguida da partição da variância (Peres-Neto *et al.* 2006). A partição da variância fornece o quanto da variação na composição das espécies é explicado pelos diferentes componentes e pela interação entre os componentes (Peres-Neto *et al.* 2006) dentro do modelo.

Todas as análises foram realizadas em ambiente “R” (R Development Core Team 2013). Para retirar as variáveis colineares usamos a função *cor*, disponível no pacote *car* (Fox & Weisberg 2011). Para a realização da ordenação e análise de dissimilaridade dos dados de composição, foram utilizadas as funções *metaMDS*, *stressplot*, *adonis* e *vegdist*. Para realizar RDA, obter os *eigen* vetores espaciais e a partição da variância foram utilizadas as funções *pcnm*, *rda*, *anova.cca*, *step* e *varpart*. Todas as funções estão disponíveis no pacote *vegan* (Oksanen *et al.* 2011).

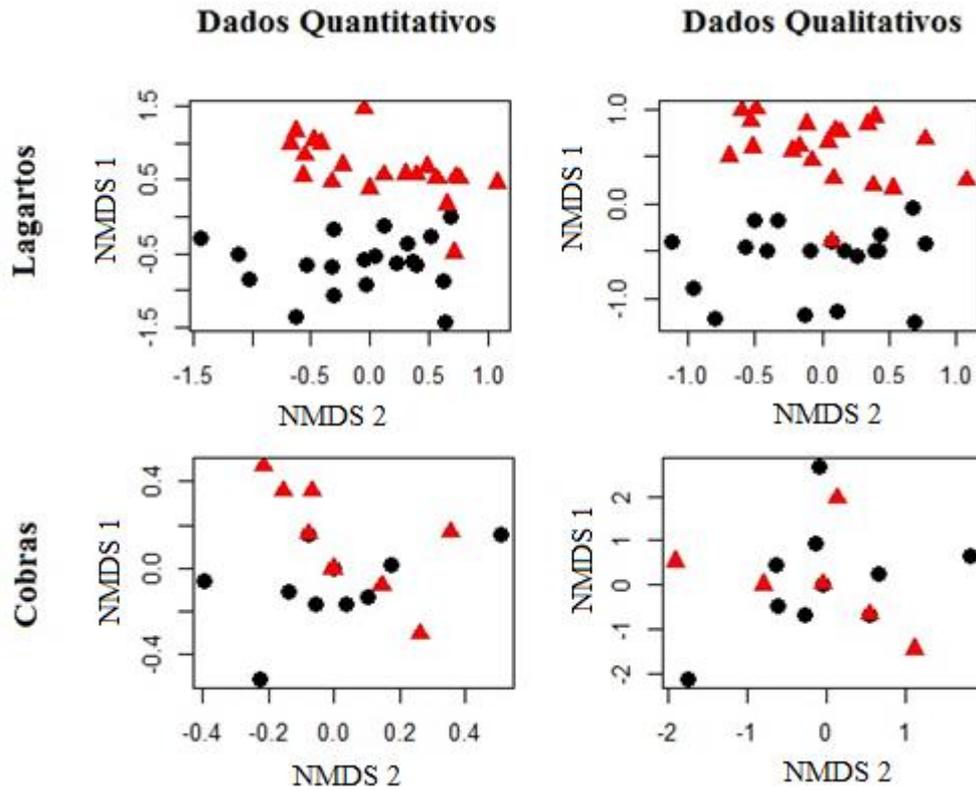
## 4. Resultados

A composição de espécies de lagartos, resumida por NMDS, diferiu entre as parcelas de terra firme e as de várzea, apresentando agrupamentos claros tanto para dados qualitativos (estresse:  $R^2 = 0,97$ ), quanto para dados quantitativos (estresse:  $R^2 = 0,97$  - Figura 6). Nestes, 66% da variância dos dados qualitativos ( $R^2 = 0,66$ ;  $P = 0,001$ ) e 69% da variância dos dados quantitativos ( $R^2 = 0,69$ ;  $P = 0,001$ ) foram explicadas pela NMDS. A análise de similaridade entre as composições de cada fitofisionomia também foi significativa, apresentando cerca de 26% de similaridade ( $R^2 = 0,26$ ;  $P = 0,001$ ) para dados qualitativos e 31% ( $R^2 = 0,31$ ;  $P = 0,001$ ) para dados quantitativos. Para a composição de espécies de cobras, também resumida por NMDS, não houve diferença entre as parcelas de terra firme e as de várzea. Para esse grupo não observamos nenhum padrão claro de agrupamento para os dados qualitativos (estresse:  $R^2 = 0,99$ ) e quantitativos (estresse:  $R^2 = 0,99$  - Figura 6). Apesar disso, 54% da variância das amostras de dados qualitativos ( $R^2 = 0,54$ ;  $P = 0,001$ ) e 53% da variância dos dados quantitativos ( $R^2 = 0,53$ ;  $P = 0,001$ ) foram explicadas pela NMDS. A análise de similaridade entre as espécies de cada fitofisionomia não foi significativa, com 3% de similaridade ( $R^2 = 0,03$ ;  $P = 0,2$ ) para dados qualitativos e 3% de similaridade ( $R^2 = 0,03$ ;  $P = 0,2$ ) para dados quantitativos. Como as análises qualitativas e quantitativas seguiram o mesmo padrão de ordenação e similaridade para ambos os grupos animais, somente foram utilizados os dados qualitativos nas análises subsequentes.

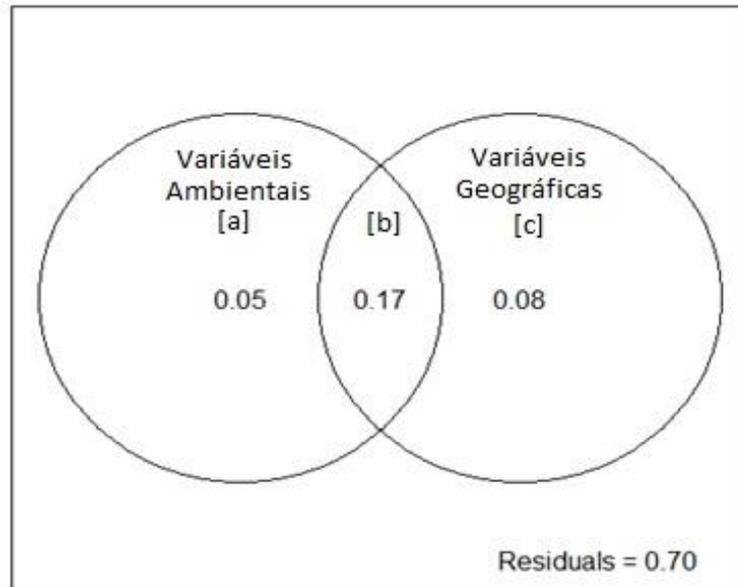
Construindo um modelo de redundância onde as variáveis ambientais atuaram como preditoras da comunidade de lagartos, os resultados explicaram cerca de 30% da variação ( $R^2 = 0,30$ ;  $P = 0,001$ ). Neste mesmo modelo para a comunidade de cobras, houve cerca de 12% da variação explicada, mas não foi significativa ( $R^2 = 0,12$ ;  $P = 0,1$ ). Utilizando outro modelo onde as distâncias geográficas atuaram como preditoras, 29% da variação ( $R^2 = 0,29$ ;  $P = 0,001$ ) na comunidade de lagartos pode ser explicada pela distância entre as parcelas. Por outro lado, não foi possível determinar a variação na composição de espécies de cobras de acordo com a distância geográfica entre as parcelas ( $R^2 = 0,0$ ;  $P = 0,4$ ). Como os modelos testados não foram novamente significativos para a composição de espécies de cobras, as próximas análises foram realizadas somente para o grupo dos lagartos.

Ao final, as variáveis ambientais significativas foram profundidade da serapilheira, elevação e inclinação do terreno. Assim, realizamos novamente uma análise de redundância, mas agora incluindo ambas as variáveis preditoras anteriores (ambientais significativas e geográficas) em um mesmo modelo. Cerca de 30% da variação na composição da comunidade de lagartos ( $R^2 = 0,30$ ;  $P = 0,001$ ) foi explicada pelo conjunto das variáveis ambientais e geográficas obtidas nas

parcelas. Destes, 5% da variação da composição da comunidade foi explicada exclusivamente por variáveis ambientais (fração [a]). As variáveis geográficas (fração [c]) foram responsáveis por explicar 8% da variação. A fração explicada no modelo por ambos os grupos de variáveis em conjunto (fração [b]), explicou 17% da variação na composição da comunidade de lagartos entre as parcelas (Figura 7).



**Figura 6:** Relação entre os dois eixos gerados nas ordenações com dados qualitativos e quantitativos com NMDS resumindo a composição de espécies de lagartos (figuras superiores) e cobras (figuras inferiores) em 40 parcelas na RDS Amanã. Triângulos vermelhos representam as parcelas em floresta inundável de várzea e os círculos pretos representam as parcelas em floresta de terra firme.



**Figura 7:** Diagrama de Venn gerado a partir da partição da variação global dos dados agrupados das comunidades de lagartos presentes nas duas fitofisionomias amostradas na RDS Amanã, Amazonas, Brasil.

## 5. Discussão

### Cobras

Neste estudo, os modelos testados não permitiram avaliar a diferença na composição das comunidades de cobras entre as florestas de terra firme e as florestas de várzea. Da mesma forma, não foi possível determinar os efeitos das variáveis ambientais na estrutura da comunidade desse grupo. Provavelmente, o esforço amostral não foi suficiente para a visualização de padrões na estrutura das comunidades de cobras. Apesar dos dados do NMDS terem sido significativos, esses não demonstraram um padrão claro que permitisse uma avaliação segura a respeito da existência de diferenças na composição entre as fitofisionomias. A não significância das análises subsequentes (juntamente com o gráfico dos estimadores de espécies [cap 1]), reforçam essa ideia. A necessidade de grandes esforços para o estudo de comunidade de cobras ilustra a tamanha dificuldade de detectabilidade encontrada no grupo em ambiente de floresta (Fraga *et al.* 2014). Falsas ausências poderiam gerar previsões erradas a respeito das respostas das espécies frente à variação natural dos fatores ambientais (Gu & Swinhart 2003) e geográficos na região. Futuros estudos nessa região devem considerar também amostragens noturnas como uma forma de aumentar o número de espécies observadas.

### Lagartos

No presente estudo foram detectadas diferenças na composição de espécies de lagartos entre as florestas de terra firme e florestas de várzea, indicando que as diferenças estruturais desses ambientes determinam a composição e abundância das espécies. Levando em consideração a composição, riqueza e abundância encontradas nos dois ambientes, a baixa similaridade (30% de espécies de lagartos), além dos agrupamentos claros demonstrados pela NMDS (Figura 6) ilustram claramente essa separação. A fase aquática da várzea é provavelmente um fator importante, podendo ser um dos maiores responsáveis pela baixa riqueza de algumas espécies de Squamata terrícolas, fossórias e com baixa mobilidade (Waldez 2012), principalmente da família Gymnophthalmidae, encontradas nas florestas de terra firme adjacentes. A comunidade de lagartos encontrada na várzea foi formada por espécies com características, em sua grande maioria, escansoriais, capazes de ocupar tanto o solo na fase terrestre, quanto a copa das árvores durante a fase aquática ou espécies não territorialistas (Teiidae) com potencial de realizar grandes deslocamentos (Vitt & Pianka 2004) entre as áreas de várzea e terra firme. Tais características morfológicas e comportamentais desses grupos, provavelmente permitam a esses

animais a possibilidade de habitar os ambientes de várzea (mesmo que sazonalmente). Segundo Junk e colaboradores (1989), a previsibilidade e o prolongamento típicos do pulso de inundação dos grandes rios favorecem a seleção de características morfológicas, fisiológicas e comportamentais de organismos terrestres para colonizar as florestas inundáveis. A várzea, por passar grande parte do ano (cerca de seis meses) submersa, cria um ambiente seletivo desfavorecendo a permanência de uma gama de vertebrados terrestres que não toleram essa condicionante (Junk *et al.* 1989; Peres 1997).

As espécies *Gonatodes humeralis*, *Norops fuscoauratus* e *Kentropyx altamazonica* foram as mais abundantes encontradas nesse estudo. A abundância das duas últimas espécies foi maior nas florestas de várzea (*Gonatodes humeralis* não foi registrada em florestas de terra firme neste estudo). As abundâncias somadas somente dessas três espécies de lagartos em ambiente de várzea superou o dobro da abundância total dos lagartos encontrados nas florestas de terra firme. Ambas as espécies têm distribuição em ambientes de florestas contínuas de terra firme e de várzea, mas também foram associadas (com grande número de indivíduos) a ambientes com influência de efeito de borda (seja antrópico ou natural de margens de rios e igarapés), de clareiras e de regiões de vegetação secundária (Vanzolini 1972; Avila-Pires *et al.* 1995; Carvalho *et al.* 2008). A floresta de várzea na região de estudo é contínua, mas possui uma paisagem naturalmente fragmentada formando um grande mosaico florestal composto por regiões de várzea alta, várzea baixa e chavascal (Ferreira *et al.* 2014). Essa fragmentação natural, juntamente com a proximidade de algumas áreas de amostragem das margens dos rios, podem ser os fatores mais prováveis para explicar a grande abundância dessas espécies nesse ambiente. Além disso, elas parecem ser bem adaptadas à inundação recorrente da várzea, onde já foram registrados inúmeros indivíduos de *Kentropyx altamazonica* durante o período das cheias se refugiando em ilhas de macrófitas e troncos flutuantes (ver Avila-Pires *et al.* 1995)

## Variáveis Ambientais e Geográficas

A comunidade de lagartos foi estruturada em parte (30%) pelas variações nos fatores ambientais (profundidade da serapilheira, elevação e inclinação do terreno) existentes em ambos os ambientes e pela distância geográfica entre as parcelas (distância euclidiana entre as unidades amostrais). Porém cerca de 70% da variância da comunidade não foi explicada pelas variáveis medidas.

A profundidade da serapilheira é uma importante variável determinando a estrutura de comunidades de lagartos em áreas de terra firme, podendo fornecer maior quantidade de abrigos e alimentos para algumas espécies à medida que aumenta a sua profundidade (Fauth *et al.* 1989;

Pinto 2006). Isso permite um maior número de espécies coexistindo em uma mesma área (Fauth *et al.* 1989). No ambiente de várzea, devido à influência do pulso de inundação, esperava-se uma baixa influência dessa variável na organização da comunidade. Nesse ambiente foi registrado um menor número de espécies especialistas nesse recurso. Apesar disso, observamos grande parte dos indivíduos (abundância total) de várzea associados às áreas onde foram encontradas camadas mais profundas de serapilheira (observação pessoal). A camada úmida da serapilheira pode ser um importante recurso para espécies da herpetofauna durante o período de seca (Vonish 2001). Fato esse que poderia estar relacionado com a colonização sazonal durante o período sem influência hídrica (Lieberman 1986), época de amostragem desse estudo. Essas populações podem estar utilizando esse recurso durante esse período, aumentando as chances de colonização e de manutenção do tamanho da população em um ambiente altamente instável.

As diferenças de elevação e inclinação do terreno encontradas entre os ambientes de várzea e terra firme na região da RDS Amanã não foram grandes. Essas variaram em poucos metros nas elevações (máximo de 64m terra firme e 54m na várzea) e, conseqüentemente, com pouca variação de inclinação. Essas variáveis não podem ser consideradas únicas influenciando a comunidade, pois são responsáveis por englobar características do ambiente (e.g. umidade, temperatura, estrutura florestal e solo). Isso resulta em diversos habitats ao longo do gradiente (Hofer *et al.* 1999). Regiões de várzea possuem intensa influência da alagação nas regiões de menor elevação (Junk 1997). Na região desse estudo, essa característica é bem marcante, tanto em várzea como em terra firme, com baixas elevações tendo grande influência da inundação, elevações intermediárias possuindo uma menor influência e somente as regiões de maiores elevações sendo pouco ou nunca alagadas (observação pessoal). Segundo Aires (1993) em florestas de várzea no baixo Japurá, os tipos florestais são definidos de acordo com a profundidade de inundação média: chavascal (5 e 7 m), várzea baixa (2,5 a 5 m) e várzea alta (1 a 2,5 m). Lagartos em geral são especialistas de habitats, e diferenças topográficas influenciam as comunidades, à medida que altera os habitats associados (Hofer *et al.* 1999). Isso sugere que a influência da elevação na estruturação da comunidade de lagartos na região da RDS Amanã, provavelmente, esteja associada às influências das formações florestais decorrentes das taxas de inundação.

Apesar dos efeitos das variáveis ambientais, a análise da variável geográfica levanta uma questão interessante. Observando a partição das variâncias (Figura 7), ela foi responsável por explicar uma parte maior da variação na comunidade. Boa parte dessa explicação se deve à relação de distância encontrada entre os pontos de amostragem na várzea e terra firme (não houve pontos próximos entre os dois ambientes). Porém, ela se refere também às grandes distâncias existentes entre pontos localizados no mesmo ambiente. Mesmo em pequena escala,

diferentes locais de uma região de floresta Amazônica não são homogêneos. Além disso, a estruturação da comunidade de Squamata não é dependente apenas de um fator ou de um pequeno conjunto de fatores (Doan & Arriaga 2002) e sim de uma complexa rede de interações. Parcelas localizadas somente em terra firme (ou na várzea) possuíram grandes diferenças de composição, riqueza e abundância, à medida que aumentou a distância entre os locais, não respondendo somente às características do ambiente mensuradas nesse estudo. Características geográficas em escala local como hidrografia e tipo de solo determinam muitas características florestais locais e podem ser fatores responsáveis por grandes diferenças encontradas entre regiões aparentemente semelhantes (Doan & Arriaga 2002). Isso sugere que tão importante quanto características desses ambientes observadas nesse estudo influenciando na seleção das espécies capazes de habitar tal tipo florestal ou localidade, outras características em microescala (e.g. fatores edáficos, hidrológicos, predação e competição) tem grande importância na definição das relações entre as espécies e como essas se organizam no ambiente (Watling 2004).

## Referências

- Adis, J.; Junk, W.J. 2002. Terrestrial invertebrates inhabiting lowland river floodplains of Central Amazonia and Central Europe: a review. **Freshwater Biology**. 47: 711–731p.
- Ávila-Pires, T.C.S. 1995. Lizards of Brazilian Amazonia (Reptilia: Squamata). *Zool. Verh.* 299:706pp.
- Azevedo-Ramos, C.; Magnusson, W.; Bayliss, P. 1999. Predation as key factor structuring tadpole assemblages in a savanna área in Central Amazônia. **Copeia**. 1: 22-33p.
- Ayres, J.M. 1993. As matas de várzea do Mamirauá: Médio rio Solimões. **CNPq/Sociedade Civil Mamirauá**. 126pp.
- 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**. 19:129–152p.
- Borcard, D.; Legendre, P. 2002. All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neigh-bour matrices. **Ecology Modelling**. 153:51–68p.
- Borges, S.H.; Carvalhaes, A. 2000. Bird species of black water inundation forests in the Jaú National Park (Amazonas state, Brazil): their contribution to regional species richness. **Biodiversity and Conservation**. 9:201–214p.
- Carvalho-JR, E.A.R.; Lima, A.P.; Magnusson, W.E.; Albernaz, A.L.K.M. 2008. Long-term effect of forest fragmentation on the Amazonian gekkonid lizards, *Coleodactylus amazonicus* and *Gonatodes humeralis*. **Austral Ecology**. 33: 723–729pp.
- Cody, M.L. 1974. Competition and the structure of bird communities. **Princeton University Press**. 289pp.
- Cody, M. L.; Diamond, J. M. (eds.). 1975. Ecology and Evolution of Communities. **Belknap Press**. 545pp.
- Costa, F. R. C.; Magnusson, W. E.; Luizão, R. C. 2005. Mesoscale distribution patterns of Amazonian understory herbs in relation to topography, soil and watersheds. **Journal of Ecology**, 93:863-878p.
- Doan, T.M.; Arriaga, W. A. 2002. Microgeographic variation in species composition of the herpetofaunal communities of Tambopata Region, Peru. **Biotropica**. 34 (1): 101-117p.
- Farr, T. G; Rosen, P. A; Caro, E; Crippen, R; Duren, R; Hensley, S; Kobrick, M; Paller, M; Rodriguez, E; Roth, L; Seal, D; Shaffer, S; Shimada, J; Umland, J; Werner, M; Oskin, M; Burbank, D; Alsdorf, D. 2007. The Shuttle Radar Topography Mission. **Reviews of Geophysics**. 45: 33pp.
- Fauth, J. E.; Crother, B. I. & Slowinski, J. B. 1989. Elevational Patterns of Species Richness, Evenness, and Abundance of the Costa Rican LeafLitter Herpetofauna. **Biotropica**. 21(2):178-185p.
- Ferreira, J.F.; Silva, T.S.F.; Streher, A.S.; Affonso, A.G.; Furtado, L.F.A.; Forsberg, B.R.; Valsecchi, J; Queiroz, H.L.; Novo, E.M.L.M. 2014. Combining ALOS/PALSAR derived vegetation structure and inundation patterns to characterize major vegetation types in the Mamirauá Sustainable Development Reserve, Central Amazon floodplain, Brazil. **Wetlands Ecol Manage**. DOI 10.1007/s11273-014-9359-1
- 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**. 21:51–57p.
- Fraga, R.; Stow, A.J.; Magnusson, W.E.; Lima, A.P. 2014. The Costs of Evaluating Species Densities and Composition of Snakes to Assess Development Impacts in Amazonia. **PLoS ONE**. 9(8): 1-9p.
- Fox, J.; Weisberg, S. 2011. An {R} Companion to Applied Regression. Thousand Oaks CA: Sage. 2ª eds. (acesso em: 20 de julho 2014) <http://socserv.socsci.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion>.
- Gotelli, N. J.; Ellison, A. M. 2004. A primer of ecological statistics. **Sinauer Associates**. 492pp.
- Gu, W.; Swihart, R.K. 2003. Absent or undetected? Effects of non-detection of species occurrence on wildlife-habitats models. **Biological Conservation**. 116: 195–203p.
- Haugaasen, T.; Peres, C.A. 2005. Mammal assemblage structure in Amazonian flooded and unflooded forests. **Journal of Tropical Ecology**. 21:133–145p.

- Hero, J.-M.; Magnusson, W. E.; Rocha, C. F. D.; Catterall, C. P. 2001. Antipredator defenses influence the distribution of amphibian prey species in the central Amazon rain forest. **Biotropica**. 33:131-141p.
- Heyer, W. R., McDiarmid, R. W.; Weigmann, D. L. 1975. Tadpoles, predation, and pond habitats in the tropics. **Biotropica**. 7:100-111p.
- Hofer, U.; Bersier, L.; Borcard, D. 1999. Spatial Organization of a Herpetofauna on an Elevational Gradient Revealed by Null Model Tests. **Ecology**. 80(3):976-988p.
- Hubbell, S. P. 2001. The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography. Monographs in Population Biology. **Princeton University Press**. 32pp.
- Junk, W.J.; Bayley, P.B.; Sparks, R.E. 1989. The flood pulse concept in river – floodplain systems. In: Dodge, D.P. (eds.). Proc. International Large River Symposium (LARS). **Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences**. 106:110-127p.
- Junk, W.J. (ed.). 1997. The Central Amazon floodplains: Ecology of a pulsing system. **Springer Verlag**. 126pp.
- Kinupp, V. F.; Magnusson, W. E. 2005. Spatial patterns in the understory genus *Psychotria* in central Amazonia: effects of distance and topography. **Journal of Tropical Ecology**. 21 (4): 363-374p.
- Kodric-Brown, A.; Brown, J. H. 1993. Highly structured Fish communities in Australian desert springs. **Ecology**. 74:1847-1855p.
- Legendre, P.; Gallagher, E. D. 2001. Ecologically meaningful transformation for ordination of species data. **Oecologia**. 129: 271-280p.
- Legendre, P.; Legendre, L. 1998. **Numerical Ecology**. Elsevier Science B.V. 2<sup>a</sup> eds. 853pp.
- Lieberman, S.S. 1986. Ecology of the leaf litter herpetofauna of a neotropical rain forest: La selva, Costa Rica. **Acta Zoologica Mexicana**. 15: 72pp.
- Losos, J. B. 1995. Community evolution in Greater Antillean *Anolis* lizards: phylogenetic patterns and experimental tests. **Philosophical Transactions of Royal Society B Biological Science**. 349(1327): 69-75p.
- McCune, B.; Grace, J.B. 2002. Analysis of ecological communities. **MjM Software Design**. 300pp.
- Magnusson, W.E.; Lima, A.P.; Luizão, R.; Luizão, F.; Costa, F.R.C.; Castilho, C.V.; Kinupp, V.F. 2005. RAPELD: uma modificação do método de Gentry para inventários de biodiversidade em sítios para pesquisa ecológica de longa duração. **Biota Neotropica**. 5(2):1-6p.
- 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**. 23:539-547p.
- Oksanen, J.; Blanchet, F. G.; Kindt, R. 2011. **R package version**. 1.17-6. (Acesso em: 16 de julho de 2014) <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- 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): 1163-1171p.
- Peres, C. A. 1997. Primate community structure at twenty western Amazonian flooded and unflooded forests. **Journal of Tropical Ecology**, 13:381-405p.
- Peres-Neto, P. R.; Legendre, P.; Dray, S.; Borcard, D. 2006. Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. **Ecology**. 87:2614-2625p.
- Pianka, E. R. 1973. The structure of lizard communities. **Annual Review of Ecology and Systematics**. 4: 53-74p.
- Pianka, E. R. 1986. Ecology and Natural History of Desert Lizards, Analyses of the Ecological Niche and Communities Structure. **Princeton University Press**. 229pp.
- Pianka, E. R.; Vitt, L. J. 2003. Lizards. Windows to the evolution of diversity. **University of California Press**. 325pp.

- Pinto, M.G.M. 2006. Diversidade beta, métodos de amostragem e influência de fatores ambientais sobre uma comunidade de lagartos na Amazônia Central. **Instituto Nacional de Pesquisas na Amazônia**. Manaus. Tese de Doutorado – INPA/UFAM. 90pp.
- R Development Core Team. 2013. R: A Language and Environment for Statistical Computing. **R Foundation for Statistical Computing**. Vienna.
- Schoener, T. W. 1974. Resource partitioning in ecological communities. **Science**. 174: 27-37p.
- Schluter, D.; R. E. Ricklefs. 1993. Community diversity: an introduction to the problem. 1–10p. *In*: R. E. Ricklefs; D. Schluter (Eds.): **Species Diversity: Historical and Geographical Perspectives**. University of Chicago Press. 414 pp.
- Vanzolini, P.E. 1972. Miscellaneous notes on the ecology of some brasilian lizards (Sauria). **Papeis Avulsos de Zoologia**. 26(8):83-115p.
- Vitt, L.J.; Pianka, E.R. 2004. Historical Patterns in Lizard Ecology: What Teiids Can Tell us About Lacertids. *In*: Pérez-Mellado, V.; Riera, N.; Perera, A. (eds.). **The Biology of Lacertid lizards. Evolutionary and Ecological Perspectives**. Institut Menorquí d'Estudis. Recerca. 8: 139-157p.
- Vonesh, J. R. 2001. Patterns of richness and abundance in a Tropical African herpetofauna. **Biotropica**. 33(3): 502-510p.
- Waldez, F. 2012. Padrões de Diversidade em Comunidades de Anfíbios e Répteis Squamatas no Mosaico de Florestas Naturais e Manejadas da Região do Baixo Rio Purus, Amazonas, Brasil. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA. Manaus. **Dissertação de Doutorado**. 188pp.
- Waldez, F., Menin, M.; Vogt, R.C. 2013. Diversidade de anfíbios e répteis Squamata na região do baixo rio Purus, Amazônia Central, Brasil. **Biota Neotropica**. 13(1):17pp.
- Watling, J.I. 2004. Edaphically-biased distributions of amphibians and reptiles in a lowland tropical rainforest. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**. 40(1): 15 – 21p.
- Williams, S.E.; Hero, J.-M. 2001. Multiple determinants of Australian tropical frog biodiversity. **Biological Conservation**. 98:1-10p.
- 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.; Schongart, J.; Parolin, P. (eds.). **Central Amazonian floodplain forests: ecophysiology, biodiversity and sustainable management**. Springer. 61-102p.
- Zapala, M. A.; Schork, N. J. 2006. Multivariate regression analysis of distance matrices for testing associations between gene expression patterns and related variables. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**. 103 (51): 19430 – 19435p.

## Conclusões

A composição de répteis Squamata diferiu entre as comunidades de várzea e terra firme na RDS Amanã. Essa diferença é atribuída à influência do pulso de inundação, responsável pelas características estruturais das florestas de várzea e que seleciona organismos capazes de se estabelecer, mesmo que sazonalmente, em um ambiente altamente dinâmico. A comunidade de cobras foi subamostrada, indicando a necessidade de aumentar o esforço, incluindo amostragens noturnas, importante para estudos da ecologia da comunidade do grupo. O uso de AIQ, apesar do custo elevado, foi importante na captura de espécies não amostradas pela BLT. Não houve efeito das variáveis ambientais e espacial na estrutura da comunidade de cobras. Por outro lado, a comunidade de lagartos foi afetada pelas variáveis ambientais profundidade da serapilheira, altitude e inclinação do terreno e também pela distância geográfica entre as parcelas, indicando tanto efeitos baseados no nicho quanto efeitos aleatórios. A diversidade complementar de Squamata entre os ambientes de várzea e terra firme (diversidade beta- $\beta$ ) é responsável pela diversidade regional da RDS Amanã.