



UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS - UFAM
INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA - INPA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS - ICB
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA - PGZOO



Biogeografia de ilhas na Amazônia: investigando a biodiversidade de
um arquipélago fluvial amazônico usando aranhas
como organismos modelo

THIAGO GOMES DE CARVALHO

MANAUS, AMAZONAS

JULHO - 2020



UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS - UFAM
INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA - INPA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS - ICB
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA - PGZOO



Biogeografia de ilhas na Amazônia: Investigando a biodiversidade de
um arquipélago fluvial amazônico usando aranhas
como organismos modelo

Discente: Thiago Gomes de Carvalho

Orientador: Prof. Dr. Sérgio Henrique Borges

Coorientador: Prof. Dr. Thierry Ray Gasnier

Dissertação apresentada à Universidade Federal do Amazonas como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre pelo Programa de Pós-Graduação em Zoologia.

MANAUS, AMAZONAS

JULHO - 2020

Ficha Catalográfica

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

C331b Carvalho, Thiago Gomes de
Biogeografia de ilhas na Amazônia : Investigando a
biodiversidade de um arquipélago fluvial amazônico usando
aranhas como organismos modelo / Thiago Gomes de Carvalho .
2020
79 f.: il. color; 31 cm.

Orientador: Sérgio Henrique Borges
Orientador: Thierry Ray Gasnier
Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Universidade Federal do
Amazonas.

1. Ilhas fluviais. 2. insularidade. 3. araneae. 4. diversidade alfa. 5.
Anavilhanas. I. Borges, Sérgio Henrique. II. Universidade Federal
do Amazonas III. Título

AGRADECIMENTOS

Agradeço a minha mãe Adelita Gomes e ao meu pai Georgeton de Carvalho pelo apoio incondicional e confiança depositada em mim, a minha companheira Ingrid Cândido pela paciência nos momentos de confinamento para a produção dos textos. Aos meus orientadores e amigos Dr. Sérgio Henrique Borges e Dr. Thierry Ray Gasnier que dedicaram seu tempo e acreditaram na ideia e tornaram possível a construção deste trabalho a partir da ideia inicial. Agradeço pelas críticas e por sempre esperarem mais de mim. Ao Dr. Sérgio Luiz R. da Silva pela enorme ajuda com as análises estatísticas, produção de gráficos e interpretação dos resultados. Agradeço à equipe de funcionários da base do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade ICMBio em Novo Airão: Priscila Maria da Costa Santos, Enrique Araújo de Salazar, Paula Soares Pinheiro, Adenilson Azevedo dos Santos, Maria Izabel Ferreira da Silva e aos colegas da base Lago do Apuaú que nos receberam super bem oferecendo alojamentos e facilitando a logística de deslocamento pelo rio. Agradeço aos colegas barqueiros Gerley de Vasconcelos Anicacio e seu irmão Ralison Vasconcelos Anicacio que nos guiaram e nos transportaram com segurança entre as ilhas além da valiosa ajuda em campo na coleta das aranhas. Ao amigo Phillip Klauvin pela grande ajuda na coleta das aranhas. Aos amigos e amigas do laboratório de ecologia terrestre e laboratório de ecotoxicologia da universidade federal do Amazonas pela grande ajuda na organização e cuidados com as aranhas, para o processo de fotografia das espécies. Devo também agradecer aos avaliadores do plano de mestrado (Dr. Eduardo Martins Venticinque, Dr. Fabrício Beggiato Baccaro e Dra. Lidianne Salvatierra), aos membros da banca da aula de qualificação (novamente Dr. Fabrício Beggiato Baccaro, Dr. Marcelo Menin e Dr. Naziano Pantoja Filizona Junior) e aos avaliadores da dissertação de mestrado (Dra. Juliana Hipólito, novamente Dr. Eduardo Martins Venticinque e Dr. Sérgio Henrique Borges) pelas imensas contribuições e valiosas sugestões. Ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Zoologia PPG-ZOO e do Instituto Nacional de Pesquisas na Amazônia INPA pelo treinamento e conhecimentos que foram fundamentais no meu processo de formação para a realização deste trabalho. Meus sinceros agradecimentos às instituições que de alguma forma colaboraram para a realização deste trabalho. A Universidade Federal do Amazonas UFAM e Programa de Pós-Graduação em Zoologia PPG-ZOO pela oferta do curso e auxílio financeiro para atividades de campo. A Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas FAPEAM pelo financiamento através da concessão da bolsa de estudos. Ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade ICMBio pela estrutura segura e alojamentos.

Nenhum animal morto ou relato de segunda mão pode transmitir a presença e a vitalidade do organismo vivo. Alguns minutos face a face com o animal vivo valem mais que anos de relatos, desenhos e exames em cadáveres conservados.

(Adaptação do relato de Hugh Edwards)

LISTA DE FIGURAS E TABELAS

Capítulo 1

Figura 1. Trecho do Parque Nacional de Anavilhanas.....	26
Figura 2. Efeito do tamanho das ilhas sobre a diversidade alfa.....	31
Figura 3. Efeito do tamanho das ilhas	32
Figura 4. Relação entre a dissimilaridade na composição e a diferença de tamanho das ilhas.....	33

Capítulo 2

Figura 1. Trecho do Parque Nacional de Anavilhanas onde foram realizadas as amostragens.....	53
Figura 2. Abundâncias relativas das famílias de aranhas.....	58
Figura 3. Exemplos de espécies de aranhas coletadas.....	59
Figura 4. Gráficos de variância com dados de diversidade.....	60
Figura 5. Curvas cumulativas de espécies para os três ambientes.....	61
Figura 6. Diagrama de venn com dados de 30 amostras.....	62
Figura 7 . Ordenações NMDS dos sítios de amostragem.....	64
Tabela 1. Análise ANOSIM entre os ambientes amostrados.....	63

RESUMO GERAL

Ilhas ao redor do mundo são consideradas laboratórios naturais, ocorrendo em inúmeros contextos ecológicos como ilhas oceânicas, fluviais ou mesmo ambientes análogos como lagos de hidrelétricas ou fragmentos florestais. Tais ilhas e ambientes análogos costumam ser abordados como unidades indivisíveis em estudos de biogeográficos, ou seja, os limites físicos da ilha representariam os limites teóricos das assembleias, mesmo em ilhas grandes. Além disso, a contribuição dos ambientes insulares para a biodiversidade regional ainda permanece pouco explorada, especialmente em regiões tropicais. Para animais como artrópodes é possível que os processos que regem os padrões de abundância, diversidade e composição ocorram em escala local, a qual haja interações entre os organismos. Portanto, compreender a influência que o tamanho da ilha exerce sobre as assembleias em uma área menor ou *grain* dentro desta ilha é essencial para interpretações mais acuradas dos processos ecológicos que ocorrem nas assembleias de artrópodes. Neste estudo investigamos os efeitos do tamanho das ilhas sobre a abundância, diversidade alfa, dominância e composição de aranhas arborícolas (capítulo 1), também investigamos os padrões de diversidade local, abundância e composição de aranhas arborícolas, com comparações entre ambientes insulares e contínuos (capítulo 2) em um dos maiores conjuntos de ilhas fluviais do mundo no Parque Nacional de Anavilhanas e arredores, localizado no baixo curso do Rio Negro. Seleccionamos 30 ilhas do arquipélago e mais 23 sítios em áreas de floresta contínua (florestas de igapó e de terra firme). Coletamos as aranhas utilizando uma técnica de chacoalhar vigorosamente a vegetação em um tempo padronizado de 30 minutos em cada ponto amostral. As assembleias foram acessadas utilizando dados de abundância, riqueza e composição de espécies/morfoespécies, assim como os índices de diversidade de Simpson e Alfa de Fisher calculados com o software estatístico R. Relacionamos a diversidade alfa, abundância, dominância e composição com a área das ilhas com regressões lineares, curvas *loess*, modelos *piecewise* e análises de proporção por espécie. Foram coletadas 4905 aranhas distribuídas entre as ilhas fluviais (3278 indivíduos), florestas de igapó (942) e florestas de terra firme (685). Identificamos 290 espécies/morfoespécies entre os 1404 indivíduos adultos. Observamos influência da área na diversidade alfa para ilhas com área entre 0,01 a 0,1 km², entretanto para ilhas maiores não houve relação. Indicando que para aranhas arborícolas a partir de certo tamanho, a ilha seria grande o suficiente para que a diversidade total da ilha tenha pouca influência sobre o número local de espécies. Observamos maior dominância nas

ilhas pequenas, indicando que a área também teria efeitos sobre a equitabilidade das espécies, com um padrão semelhante ao observado nas análises de diversidade alfa, onde há maior dominância em ilhas com área menor e ausência de relação em ilhas maiores. Não houve influência da área das ilhas sobre as proporções de indivíduos por espécie nem sobre a composição de espécies. O número médio de espécies foi similar entre os ambientes variando de 14.4 a 16.8 espécies por sítio. Porém a diversidade alfa representada pelo índice alfa de Fisher foi maior nas florestas de terra firme comparada com os outros ambientes. As curvas de rarefação também sugerem que os ambientes marginais (florestas de igapó e de terra firme) apresentam maior número total de espécies que as ilhas fluviais. A composição de espécies foi distinta entre os ambientes insulares e não insulares com poucas espécies compartilhadas, as ilhas fluviais possuem 12 espécies em comum com as florestas de igapó e apenas cinco com as florestas de terra firme. As ordenação (NMDS) e análises de similaridade (ANOSIM) revelaram que a composição de espécies de aranhas é significativamente diferente. Somente 11 das 290 espécies identificadas foram registradas em todos os ambientes amostrados.

PALAVRAS CHAVE:

Ilhas fluviais, insularidade, araneae, diversidade alfa, Anavilhanas.

INTRODUÇÃO GERAL

A região amazônica possui ilhas assim como ambientes análogos a estas como lagos de hidrelétricas e fragmentos florestais (Prance 1996; Laurance 2017; Itescu 2019), situações ecológicas que dão origem a uma paisagem extremamente dinâmica e heterogênea. As ilhas fluviais que ocorrem nas extensas planícies alagáveis da Amazônia estão entre os vários tipos de habitats que contribuem com a heterogeneidade ambiental da região amazônica. Muitos aspectos da biologia dos organismos que habitam ilhas fluviais na Amazônia ainda são desconhecidos. Mesmo com alguns esforços (e. g. Höfer e Brescovit 2001; Piedade *et al.* 2006; Rabelo *et al.* 2017), as assembleias biológicas em ilhas fluviais permanecem pouco conhecidas, especialmente para grupos megadiversos como os artrópodes (Basset *et al.* 2012; Nunes *et al.* 2014; Vanbergen *et al.* 2017). O estudo da influência do tamanho da ilha sobre os processos ecológicos nas assembleias de artrópodes com foco em diversidade alfa também recebeu pouca atenção.

No capítulo 1 desta dissertação abordamos a influência da área da ilha sobre a diversidade local ou alfa, a densidade de indivíduos por espécie, a dominância/equitabilidade e dos padrões de composição de espécies, além da importância da escala para interpretações dos processos ecológicos nas assembleias mais acuradas.

Estudos de biogeografia de ilhas geralmente abordam os processos ecológicos como se a ilha fosse uma unidade indivisível (Rosenzweig 1996; MacArthur e Wilson 1967; Whittaker e Fernández-Palacios 2009; Losos e Ricklefs 2010). Entretanto, abordar ilhas de uma perspectiva local com foco em uma área menor ou *grain* dentro destas (Wiens 1989; Tuomisto *et al.* 2017; Leibold e Chase 2018:5), pode contribuir para melhorar nossa interpretação da influência tamanho (área total) da ilha sobre os processos ecológicos que ocorrem nas assembleias em escala menor. Assim, a diversidade alfa, menos estudada que a diversidade total, representa uma medida de densidade da diversidade, e sua variação não é consequência de se amostrar em uma área maior (Webb e Hopkins 1984; Polis e Hurd 1995; Jonsson *et al.* 2009).

Considerando que o tamanho da ilha afeta a sua diversidade total, foi proposto que ilhas pequenas teriam maiores densidades por espécie que ilhas grandes, pois o número de espécies total da ilha seria menor (Schoener 1986; Rosenzweig 1996:14; Whittaker e Fernández-Palacios 2009:89). A maior densidade por espécie das ilhas que possuem um número menor de espécies foi chamada de *density compensation* (MacArthur *et al.* 1972), e

que teria como consequência a ampliação do nicho ecológico das espécies que habitam as ilhas pequenas. Porém, estudos com esta abordagem não encontraram evidências da ocorrência de *density compensation* (Faeth 1984:508; Connor et al. 2000; Bowman 2002; Jonsson et al. 2009; Novosolov et al. 2013), sugerindo que o efeito da área da ilha sobre suas densidades populacionais e nichos ecológicos precisa ser melhor investigado.

Na natureza o padrão de distribuição da abundância por espécie ou *species abundance distribution* (SAD) é geralmente caracterizado por poucas espécies muito abundantes e muitas espécies raras, dando origem a característica *hollow-curve* (McGill et al. 2007; Palmeirim et al. 2017). Em ilhas, por possuírem comunidades menos diversas que áreas continentais próximas, é esperado que as abundância das espécies mais comuns sejam ainda maiores proporcionalmente em relação às espécies menos comuns, algo que poderia afetar os padrões de dominância nas assembleias que habitam ilhas (Webb e Hopkins 1984; He e Legendre 2002; Fattorini et al. 2012; Ding et al. 2013).

A área pode influenciar na composição de espécies em ambientes insulares e análogos (Pitta et al. 2013; Si et al. 2015; Lima et al. 2015; Wu et al. 2017; Palmeirim et al. 2017), sendo esperado que as diferenças de tamanho entre as ilhas possam influenciar a composição de espécies. Entretanto, a maioria dos trabalhos foram realizados com vertebrados e/ou em ilhas oceânicas.

No capítulo 2 desta dissertação comparamos as diversidades alfa, dominância, curvas de rarefação e espécies indicadoras em três categorias de ambientes: ilhas fluviais (ambientes insulares) florestas de igapó e florestas de terra firme (ambientes marginais).

De forma geral, se desconhece a influência do entorno (área ao redor do ponto amostral), em um contexto amazônico incluindo florestas em ilhas fluviais sazonalmente alagadas que se constituem em um ambiente naturalmente fragmentado, as florestas de igapó que são planície contínuas que podem alagar sazonalmente ou permanentemente e as florestas de terra-firme que são contínuos conectados aos igapós porém acima do nível dos rios e portanto não alagam.

O conjunto das ilhas fluviais no trecho do Parque Nacional de Anavilhanas formam um dos maiores arquipélagos fluviais do planeta, com ilhas em inúmeras situações de isolamento físico, inseridas em uma paisagem extremamente dinâmica e heterogênea de floresta tropical (Latrubesse e Stevaux 2015). Assim compreender o contexto das ilhas em relação à paisagem se faz necessário para avaliarmos qual a contribuição destas ilhas para a

diversidade beta da região.

Porém, a enorme diversidade da região representa um grande desafio para estudos ecológicos de comunidade, principalmente com grupos extremamente ricos em espécies como os artrópodes (Basset *et al.* 2012; Zhang 2013). Estudos que envolvam análises de dissimilaridade composicional constituem um desafio ainda maior, uma vez que é necessário a identificação específica dos espécimes amostrados. Todo este esforço se traduzirá em uma caracterização detalhada destas assembleias de aranhas, incluindo imagens e lista completa de espécies e morfoespécies reconhecidas.

As aranhas estão entre os artrópodes mais diversos, sendo um grupo de predadores terrestres amplamente distribuído entre os vários ecossistemas do planeta (Brescovit *et al.* 2002; Bonaldo *et al.* 2009; Coddington e Levi 1991). Estes organismos podem se dispersar por terra, água e até mesmo pelo ar (Vanbergen *et al.* 2017; Suter *et al.* 2003) existindo espécies com diferentes capacidades de dispersão que tornam as aranhas úteis para o entendimento dos padrões de riqueza, abundância e composição de espécies em ambientes insulares (Gillespie 2002; Kuntner and Agnarsson 2011; Carvalho e Cardoso 2014).

Apresentamos aqui análises quantitativas e descritivas: 1) da influência da área das ilhas sobre a abundância de aranhas, 2) da influência que o tamanho da ilha exerce sobre os padrões de diversidade alfa usando diversas métricas de diversidade, 3) da relação entre a dominância nas assembleias de aranhas arborícolas com o tamanho das ilhas e 4) da influência do tamanho das ilhas sobre a composição de espécies de aranhas. Testamos as seguintes premissas: 1) que ambientes contínuos que ocupam áreas muito mais extensas que as ilhas terão maior diversidade de espécies de aranhas que as ilhas fluviais, 2) que os padrões de dominância nas ilhas fluviais sejam distintos dos encontrados nos ambientes não insulares. 3) que as ilhas possuam composições de espécies distintas dos ambientes das margens, 4) que espécies estejam associadas a algum dos ambientes amostrados, sendo portanto indicadoras.

De acordo com a teoria de biogeografia de ilhas é esperado que a área exerça influência sobre a diversidade alfa, a abundância, a dominância e sobre a composição, tanto em ambientes de ilhas quanto em ambientes contínuos.

REFERÊNCIAS

- Basset, Y.; Cizek, L.; Cuénoud, P.; Didham, R.K.; Guilhaumon, F.; Missa, O.; *et al.* 2012. Arthropod diversity in a tropical forest. *Science* (New York, NY). 338: 1481-1484.
- Bonaldo, A.B.; Carvalho, L.; Pinto-da-Rocha, R.; Tourinho, A.L.; Miglio, L.; Candiani, D.; *et al.* 2009. Inventário e história natural dos aracnídeos da Floresta Nacional de Caxiuanã. *In: Lisboa, P.L.B. (Org.). Caxiuanã: desafios para a conservação de uma Floresta Nacional na Amazônia.* p. 545-588.
- Brescovit, A.D.; Bonaldo, A.B.; Bertani, R.; Rheims, C.A. 2002. Araneae. *In: J. Adis. (Org.). Amazonian Arachnida and Myriapoda - Keys for the identification to classes, orders, families, some genera, and lists of know species.* Moscou: Pensoft, p. 303-343.
- Carvalho, J.C.; Cardoso, P. 2014. Drivers of beta diversity in Macaronesian spiders in relation to dispersal ability. *Journal of Biogeography*, 41:1859-1870. doi:10.1111/jbi.12348.
- Coddington, J.A.; Levi, H.W. 1991. Systematics and evolution of spiders (Araneae). *Annual Review of Ecology and Systematics*, 22: 565-592.
- Ding, Z.; Feeley, K.J.; Wang, Y.; Pakeman, R.J.; Ding, P. 2013. Patterns of bird functional diversity on land-bridge island fragments. *Journal of Animal Ecology*, 82:781-790.
- Fattorini, S.; Borges, P.A.V. 2017. Dapporto, L.; Strona, G. What can the parameters of the species-area relationship (SAR) tell us? Insights from Mediterranean islands. *Journal of Biogeography*, 44:1018-1028.
- Gillespie, R.G. 2002. Biogeography of spiders on remote oceanic islands of the Pacific: archipelagoes as stepping stones?. *Journal of Biogeography*, 29:655-662.
- He, F.; Legendre, P. 2002. Species diversity patterns derived from species-area models. *Concepts e Synthesis. Ecology*, 83:5, p. 1185-1198.
- Höfer, H.; Brescovit, A.D. 2001. Species and guild structure of a Neotropical spider assemblage (Araneae; Reserva Ducke, Amazonas, Manaus). *Andrias, Karlsruhe*, 15:1, p. 99-120.
- Jonsson, M.; Yeates G.W.; Wardle D.A. 2009. Patterns of invertebrate density and taxonomic richness across gradients of area, isolation, and vegetation diversity in a lake-island system. *Ecography*, 32: 963-72.
- Kuntner, M.; Agnarsson, I. 2011. Phylogeography of a successful aerial disperser: the golden orb spider *Nephila* on Indian Ocean islands. *BMC Evolutionary Biology*, 11:119.
- Latrubesse, E.M.; Stevaux, J.C. 2015. The Anavilhanas and Mariuá Archipelagos: Fluvial Wonders from the Negro River, Amazon Basin. *In: Vieira, B.C. et al. (eds.), Landscapes and Landforms of Brazil.* World Geomorphological Landscapes, p. 157-169.
- Laurance, W.F.; Camargo, J.L.C.; Fearnside, P.M.; Lovejoy, T.E.; Williamson, G.B.; Mesquita, R.C.G.; Meyer, C.F.J.; Bobrowiec, P.E.D.; Laurance, S.G.W. 2017. An Amazonian rainforest and its fragments as a laboratory of global change. *BIOLOGICAL*

REVIEWS, 92: , p. 1-25.

Leibold, M.A.; Chase, J.M. 2018. Metacommunity Ecology. MONOGRAPHS IN POPULATION BIOLOGY. Princeton University Press, 491p.

Lima, J.R.; Galatti, U.; Lima, C.J.; Faveri, S.B.; Vasconcelos, H.L.; Neckel-Oliveira, S. 2015. Amphibians on Amazonian Land-Bridge Islands are Affected More by Area Than Isolation. BIOTROPICA, 47:3, p. 369-376. doi:10.1111/btp.12205.

McGill, B.J.; Etienne, R.S.; Gray, J.S.; Alonso, D.; Anderson, M.J.; Benecha, H.K.; *et al.* 2007. Species abundance distributions: moving beyond single prediction theories to integration within an ecological framework. Ecology Letters, 10:995-1015. doi: 10.1111/j.1461-0248.2007.01094.

Nunes, R.V.; Carvalho, M.S.G.; Vaz-de-Mello, F.Z.; Dáttilo, W.; Izzo, T.J. 2014. Taxonomic composition of Scarabaeinae dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) inhabiting fluvial islands in the southern Brazilian Amazon. Annales de la Société entomologique de France (N.S.): International Journal of Entomology, 50:3-4, p. 407-413.

Palmeirim, A.F.; Vieira, M.V.; Peres, C.A. 2017. Non-random lizard extinctions in land-bridge Amazonian forest islands after 28 years of isolation. Biological Conservation 214:55-65. doi. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2017.08.002>.

Piedade, M.T.; Junk, W.J.; Adis, J.; Parolin, P. 2005. Ecologia, zonação e colonização da vegetação arbórea das Ilhas Anavilhanas. Pesquisas Botânica, 56: 117-144.

Pitta, E.; Kassara, C.; Giokas, S.; Sfenthourakis, S. 2013. Compositional dissimilarity patterns of reptiles and amphibians in insular systems around the world. Ecological Research 28:633-642. doi: 10.1007/s11284-013-1055-8.

Polis, G.E; Hurd, S.D. 1995. Extraordinarily high spider densities on islands: Flow of energy from the marine to terrestrial food webs and the absence of predation. Ecology. Proc. Natl. Acad. Sci. USA. Vol. 92: 4382-4386.

Prance, G.T. 1996. Islands in Amazonia. The Royal Society. Biological Sciences. Evolution on Islands, 351:1341, p. 823-833.

Rabelo, R.M.; Bicca-Marques, J.C.; Aragón, S.; Nelson, B.W. 2017. Are fluvial islands “real” islands for arboreal mammals? Uncovering the effect of patch size under the species-area relationship. Journal of Biogeography, 1-11. doi: 10.1111/jbi.13034.

Rosenzweig, M.L. 1996. Species Diversity in Space and Time. Cambridge Univ. Press. 462p.

Si, X.; Baselga, A.; Ding, P. 2015. Revealing Beta-Diversity Patterns of Breeding Bird and Lizard Communities on Inundated Land-Bridge Islands by Separating the Turnover and Nestedness Components. PLoS ONE, 10:5, e0127692. doi:10.1371/journal.pone.0127692.

Suter, R.B.; Stratton, G.; Miller, P.R. 2003. Water surface locomotion by spiders: Distinct gaits in diverse families. The Journal of Arachnology, 31:428-432, p. 556-586.

Tuomisto, H.; Ruokolainen, K.; Vormisto, J.; Duque, A.; Sánchez, M.; Paredes, V.V.;

Lähteenoja, O. 2017. Effect of sampling grain on patterns of species richness and turnover in Amazonian forests. *Ecography* 40: 840-852. doi: 10.1111/ecog.02453.

Vanbergen, A.J.; Woodcock, B.A.; Gray, A.; Andrews, C.; Ives, S.; Kjeldsen, T.R.; Laize, C.L.R.; Chapman, D.S.; Butler, A.; O'Hare, M.T. 2017. Dispersal capacity shapes responses of river island invertebrate assemblages to vegetation structure, island area, and flooding. *Insect Conservation and Diversity*, 10: 341-353.

Webb, N.R.; Hopkins, P.J. 1984. Invertebrate diversity on fragmented *Calluna* heathland. *Journal of Applied Ecology*, 21: 921-933.

Wiens, J.A. 1989. Spatial Scaling in Ecology. *Functional Ecology*, 3: 4, p. 385-397.

Wu, L.; Si, X.; Didham, R.K.; Ge, D.; Ding, P. 2017. Dispersal modality determines the relative partitioning of beta diversity in spider assemblages on subtropical land-bridge islands. *Journal of Biogeography*, 44:2121-2131. doi:10.1111/jbi.13007.

Zhang, Z-Q. 2013. Phylum Arthropoda. *In*: Zhang, Z.-Q. (Ed.) *Animal Biodiversity: An Outline of Higher-level Classification and Survey of Taxonomic Richness*. Addenda. *Zootaxa*, 3703:1-82.

SUMÁRIO

FICHA CATALOGRÁFICA.....	3
AGRADECIMENTOS.....	4
EPÍGRAFE.....	5
LISTA DE FIGURAS E TABELAS.....	6
RESUMO GERAL.....	7
INTRODUÇÃO GERAL.....	9
REFERÊNCIAS.....	12
Capítulo 1.....	17
ARTIGO ORIGINAL.....	18
RESUMO.....	19
ABSTRACT.....	21
INTRODUÇÃO.....	23
MATERIAL E MÉTODOS.....	26
Área de coleta.....	26
Amostragem e identificação das aranhas.....	27
Análises.....	28
RESULTADOS.....	31
DISCUSSÃO.....	34
CONCLUSÕES.....	38
REFERÊNCIAS.....	39
Capítulo 2.....	44
ARTIGO ORIGINAL.....	45
RESUMO.....	46
ABSTRACT.....	48
INTRODUÇÃO.....	50
MATERIAL E MÉTODOS.....	53
Área de estudo.....	53
Identificação e caracterização das aranhas.....	55
Análises.....	55

RESULTADOS.....	57
Resultados gerais do inventário.....	57
Resultados das análises de diversidade local.....	60
Resultados das análises de diversidade beta e espécies indicadoras.....	62
DISCUSSÃO.....	65
CONCLUSÕES.....	69
REFERÊNCIAS.....	70
CONCLUSÕES GERAIS.....	75
APÊNDICE.....	76
Lista das espécies do Parque Nacional de Anavilhanas.....	76

Capítulo 1

Relação entre diversidade alfa e área: Como o tamanho da ilha influencia a ecologia das assembleias de aranhas em um arquipélago fluvial amazônico

Thiago Gomes de Carvalho, Thierry Ray Gasnier e Sérgio Henrique Borges

Manuscrito preparado seguindo as normas do periódico *Acta Amazônica*.

ARTIGO ORIGINAL

Relação entre diversidade alfa e área: Como o tamanho da ilha influencia a ecologia das assembleias de aranhas em um arquipélago fluvial amazônico

Thiago Gomes de Carvalho¹, Thierry Ray Gasnier¹, Sérgio Henrique Borges¹

¹Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Amazonas, Av. General Rodrigo Otávio 6200, CEP 69077-000, Manaus, AM, Brasil.

RESUMO

Estudos de biogeografia de ilhas costumam tratar ambientes insulares como unidades indivisíveis, onde todos organismos possuem os mesmos níveis de interação, ou seja, os limites físicos da ilha seriam os limites da comunidade, mesmo em ilhas grandes. Entretanto, é possível que para animais como artrópodes os processos que regem os padrões de diversidade ocorram em escala local, a qual as interações entre estes organismos são mais próximas. Compreender a influência que o tamanho da ilha exerce sobre as assembleias em uma área menor ou *grain* dentro desta ilha é essencial para interpretações mais acuradas dos processos ecológicos que ocorrem nestas assembleias de artrópodes. Investigamos os efeitos do tamanho das ilhas sobre a abundância, diversidade alfa, dominância e composição de espécies de aranhas em ilhas fluviais de um dos maiores arquipélagos fluviais amazônicos, no Parque Nacional de Anavilhanas, estado do Amazonas, baixo curso do Rio Negro. Coletamos aranhas e utilizamos uma técnica de chacoalhar vigorosamente a vegetação, similar ao batedor de vegetação, em um tempo padronizado de 30 minutos em cada ponto amostral. As assembleias foram acessadas utilizando a abundância, riqueza e composição de espécies, assim como os índices Simpson e alfa de Fisher calculados com o software estatístico R. Relacionamos a diversidade, abundância, dominância e composição com a área das ilhas com regressões lineares, curvas *loess*, modelos *piecewise* e análises de proporção por espécie. Observamos influência da área na diversidade alfa para ilhas com área entre 0,01 a 0,1 km², entretanto para ilhas maiores não houve relação. Indicando que para aranhas arborícolas a partir de certo tamanho, a ilha seria grande o suficiente para que a diversidade total da ilha tenha pouca influência sobre o número local de espécies, e essa influência diminuiria com o aumento da ilha, suportando a ideia destas ilhas serem compreendidas e estudadas como áreas que contém metacomunidades, ou seja, várias unidades de assembleias dentro da ilha com diferentes graus de interação associados à distância entre seus indivíduos. Observamos maior dominância nas ilhas pequenas, indicando que a área também teria efeitos sobre a equitabilidade das espécies, com um padrão semelhante ao observado nas análises de diversidade alfa, onde há maior dominância em ilhas com área menor e ausência de relação em ilhas maiores. Não houve influência da área das ilhas sobre as proporções de indivíduos por espécie nem sobre a composição de espécies. A diversidade alfa sob a luz da perspectiva de metacomunidades pode nos ajudar a compreender os processos ecológicos das assembleias de artrópodes em ilhas, assim, mesmo ilhas podem ser abordadas como possuindo

metacomunidades e a escala espacial de amostragem deve considerar a área de vida do organismo estudado.

PALAVRAS-CHAVE:

Ilha fluvial, diversidade alfa, arquipélago, araneae, biogeografia de ilhas.

ABSTRACT

Island biogeography studies usually treat island environments as indivisible units, where all organisms have the same levels of interaction as the physical limits of the island are the limits of the community even in large islands. However, it is possible that for animals such as arthropods the processes that govern the patterns of animal diversity occur on a local scale in which the interactions between the organisms are closer. Understand the influence of the island size over the assemblages in a smaller area or grain within the island is essential for a correct interpretation of the ecological processes that occur in assemblages of arthropods. We investigated the effects of island size on abundance, alpha diversity, dominance and composition of arboreal spider that live in river islands at one of the largest Amazonian river archipelagos, the Anavilhanas National Park, state of Amazonas located downstream of Rio Negro. We collected spiders with a technique of vigorously shaking the vegetation, something similar to a vegetation beater method in a standardized time of 30 minutes at each sampling point. The assemblages were assessed using the abundance, richness and composition of species, as well as Simpson and Alpha of Fisher indexes calculated with the statistical software R. Diversity, abundance, dominance and species composition with the area of the islands were related using linear regressions, loess curves, piecewise models and species proportion analysis. We observed influence of area on alpha diversity for islands with sizes between 0.01 to 0.1 km², however for larger islands there was no relationship. Indicating that for arboreal spiders from a certain size, the islands would be big enough that the total diversity of the island so that the total diversity of the island has little influence on the local number of species and this influence get smaller with increasing island size. This supports the idea of these islands being understood and studied as areas containing metacommunities, in other words, units of assemblages within the island with different degrees of interaction associated with the distance between individuals. We observed greater dominance in small islands indicating that the area would also have effects on the equitability of species, with a pattern similar to that observed in the analysis of alpha diversity, where there is greater dominance on islands with smaller area and no relationship on larger islands. There was no influence of the islands area on the proportions of individual species nor on the composition of species. Alpha diversity in light of metacommunity perspective can help us understand the ecological processes of arthropod assemblages on islands, therefore even small islands can be approached as having metacommunities and the spatial sampling scale should consider the

organism home range.

KEY WORDS:

Fluvial island, alpha diversity, archipelago, araneae, island biogeography.

INTRODUÇÃO

As relações entre a área de ilhas e ambientes insulares análogos com a diversidade, abundância, dominância e composição de espécies tem sido objeto de estudo nas últimas décadas (MacArthur e Wilson 1967; Whittaker e Fernández-Palacios 2009; Losos e Ricklefs 2010). Entretanto, apesar da quantidade de estudos sobre o tema, ainda há aspectos relevantes sobre em biogeografia de ilhas que foram pouco abordados, como a relação entre diversidade alfa e o tamanho das ilhas. Além disso a maior parte dos estudos sobre biogeografia de ilhas foi desenvolvido em ilhas oceânicas, concentrando-se em poucos grupos taxonômicos, principalmente vertebrados (Schoener 1986; Rosenzweig 1996; Triantis et al. 2015)

Entender como as assembleias de organismos em uma área menor dentro das ilhas são influenciadas pelo tamanho (área total) desta ilha é essencial para que nossas interpretações dos processos ecológicos que ocorrem nas assembleias sejam mais acuradas. Sendo indispensáveis a escala na qual a diversidade foi acessada e o esforço de amostragem, uma vez que padrões e processos que ocorrem em escala menor (localizada), são melhor descritos por observações e medidas em escala também localizada (Wiens 1989; Heino *et al.* 2015; Tuomisto *et al.* 2017; Leibold e Chase 2018:5). Entretanto, nem sempre a escala de coleta utilizada nos estudos mais antigos é discutida, se local ou alfa (dentro da ilha) ou total (de toda a ilha) (Leibold e Chase 2018:279). Por isso, ao se comparar ilhas com tamanhos distintos, diferenças no esforço amostral tornam indistinguíveis os efeitos da área dos efeitos da amostragem (Rosenzweig 1996; Jonsson *et al.* 2009; Cam *et al.* 2002), desta forma, a utilização de maior esforço amostral em ilhas maiores é inadequado para se testar o efeito da área da ilha sobre as assembleias.

Embora a relação entre a área de uma ilha e sua diversidade biológica seja bastante comum em estudos de biogeografia de ilhas (MacArthur e Wilson 1967; Schoener 1986; Connor *et al.* 2000; Whittaker e Fernández-Palacios 2009; Losos e Ricklefs 2010), poucos abordam a influência da área da ilha sobre diversidade em uma perspectiva localizada (escala alfa) (Leibold e Chase 2018), isto é, uma área menor (*grain*) dentro da ilha, mantendo-se o esforço padronizado em cada área. Sendo a diversidade alfa uma medida de densidade da diversidade, sua variação não é meramente consequência de se amostrar em uma área maior (Webb e Hopkins 1984; Polis e Hurd 1995; Rosenzweig 1996; Jonsson *et al.* 2009), e até onde se sabe, não foi encontrado efeito significativo da área da ilha sobre a diversidade alfa (Leibold e Chase 2018:280).

Considerando o conjunto de organismos em um grupo ou táxon superior (e. g. aranhas, besouros, aves, lagartos), a densidade de indivíduos tende a ser relativamente constante, independente da área (e. g. MacArthur e Wilson 1967:13; Coleman *et al.* 1982). Uma vez que a área da ilha possui efeito sobre sua diversidade total, foi proposto que ilhas pequenas apresentariam maiores densidades por espécie, pois o número de espécies total da ilha seria menor (Schoener 1986; Rosenzweig 1996:14; Whittaker e Fernández-Palacios 2009:89). Esta maior densidade por espécie em ilhas menos diversas foi chamada *density compensation* (MacArthur *et al.* 1972), que teria como consequência a ampliação do nicho ecológico das espécies em ilhas pequenas. Entretanto, a maioria dos trabalhos que estudaram o efeito da área da ilha sobre suas densidades populacionais e nichos ecológicos não encontrou evidências deste fenômeno (Faeth 1984:508; Connor *et al.* 2000; Bowman 2002; Jonsson *et al.* 2009; Novosolov *et al.* 2013).

De forma geral, o padrão de distribuição da abundância por espécie ou *species abundance distribution* (SAD) é caracterizado por poucas espécies muito abundantes e muitas espécies raras, gerando um padrão característico de curva *hollow-curve* (McGill *et al.* 2007; Palmeirim *et al.* 2017). Fatores frequentemente associados aos ambientes insulares como isolamento, níveis de distúrbio e o número de espécies, afetam os padrões de dominância das assembleias (Webb e Hopkins 1984; He e Legendre 2002; Fattorini *et al.* 2012; Ding *et al.* 2013). Em ilhas Ding *et al.* (2013) observaram diminuição da equitabilidade com aumento do isolamento em aves, Palmeirim *et al.* (2018) observaram maiores níveis de dominância em ilhas de tamanho pequeno a médio em mamíferos, Palmeirim *et al.* (2017) não encontraram relação entre área e equitabilidade para lagartos. A área das ilhas em vários estudos foi o atributo mais relevante para o número de espécies (Ding *et al.* 2013; Carvalho e Cardoso 2014; Lima *et al.* 2015; Palmeirim *et al.* 2017), assim, mesmo que de forma indireta, poderiam haver influências nos padrões de dominância.

A dissimilaridade composicional de vários grupos de organismos pode variar em função da área de ilhas e ambientes análogos (Wardle *et al.* 1997; Pitta *et al.* 2013; Si *et al.* 2015; Lima *et al.* 2015; Wu *et al.* 2017; Palmeirim *et al.* 2017; Liu *et al.* 2018). Considerando que há evidências de que a área poderia afetar a composição de espécies em ambientes insulares, é esperado que grandes diferenças na área entre ilhas sejam acompanhadas de dissimilaridades significativas na composição de espécies. Considerando que o padrão de dissimilaridade na composição de espécies em ambientes insulares também dependem do

grupo taxonômico (Pitta *et al.* 2013). Dentro do grupo dos artrópodes, Carvalho e Cardoso (2014) observaram que a área *per se* é responsável por grande parte dos padrões composicionais em espécies de aranhas com alta capacidade de dispersão.

Artrópodes constituem a maior parte da diversidade na maioria dos ambientes, ocupando uma grande variedade de nichos ecológicos (Basset *et al.* 2012). Dentre os artrópodes, a ordem *Araneae* (aranhas) se destaca por formar um grupo relativamente homogêneo de predadores que estão entre os mais diversos e amplamente distribuídos (Wise 1993; Nentwig 1993; World Spider Catalog 2020). São capazes de se dispersar por terra, pela água e até mesmo pelo ar (Vanbergen *et al.* 2017; Suter *et al.* 2003; Gonzaga *et al.* 2007). Além disso, estes artrópodes podem ser coletados em grande número com métodos simples e padronizados, facilitando comparações de diversidade alfa e beta entre unidades de amostragem. Estas características tornam as aranhas um grupo particularmente adequado para testes de hipóteses dos efeitos da insularidade sobre as assembleias. Utilizamos espécies arborícolas de aranha (que habitam a vegetação), uma vez que em função das cheias sazonais do rio a grande maioria das espécies provavelmente habita a vegetação das ilhas.

Estudos com assembleias de artrópodes geralmente são desenvolvidos no contexto oceânico, poucos em ilhas ou arquipélagos fluviais (e. g. Jonsson *et al.* 2009; Vanbergen *et al.* 2017). A região amazônica possui arquipélagos fluviais que estão entre os maiores do mundo com centenas de ilhas, como Anavilhanas e Mariuá (Latrubesse e Stevaux 2015). Assim como ilhas oceânicas, ilhas fluviais representam ótimos laboratórios naturais para estudos biogeográficos e de comunidade, uma vez que a configuração naturalmente fragmentada da paisagem impõe desafios para a movimentação dos organismos. Além disso, o ciclo de cheias e vazantes do Rio Negro torna a paisagem complexa e dinâmica já que grande parte da vegetação das ilhas fica submersa durante o período da cheia (Piedade *et al.* 2005). Apesar das ilhas fluviais amazônicas possuírem características adequadas para se testar o efeito da área das ilhas sobre as assembleias, na Amazônia apenas os estudos de Rabelo *et al.* (2017), Borges *et al.* (2019), Ferreira (2007) e Laranjeiras *et al.* (2014) com abordagens similares foram conduzidos até o momento.

Neste estudo investigamos os efeitos da área das ilhas sobre as assembleias de aranhas que habitam o arquipélago de Anavilhanas, na Amazônia Central. Testamos as hipóteses: 1) que a área das ilhas exerce influência sobre a abundância das aranhas, 2) que a área das ilhas exerce influência sobre os padrões de diversidade alfa das aranhas, 3) que a área das ilhas

afeta a dominância das assembleias de aranhas arborícolas, e 4) que a área das ilhas afeta a composição de espécies de aranhas.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de coleta

O estudo foi realizado no Parque Nacional de Anavilhanas, cuja área total é de aproximadamente 3500 km² (Figura 1), localizado no estado do Amazonas, baixo curso do Rio Negro. A parte mais larga do canal do rio possui aproximadamente 20 km de uma margem a outra, o trecho do rio que compreende o parque possui cerca de 1700 km² (Almeida-Filho *et al.* 2016).

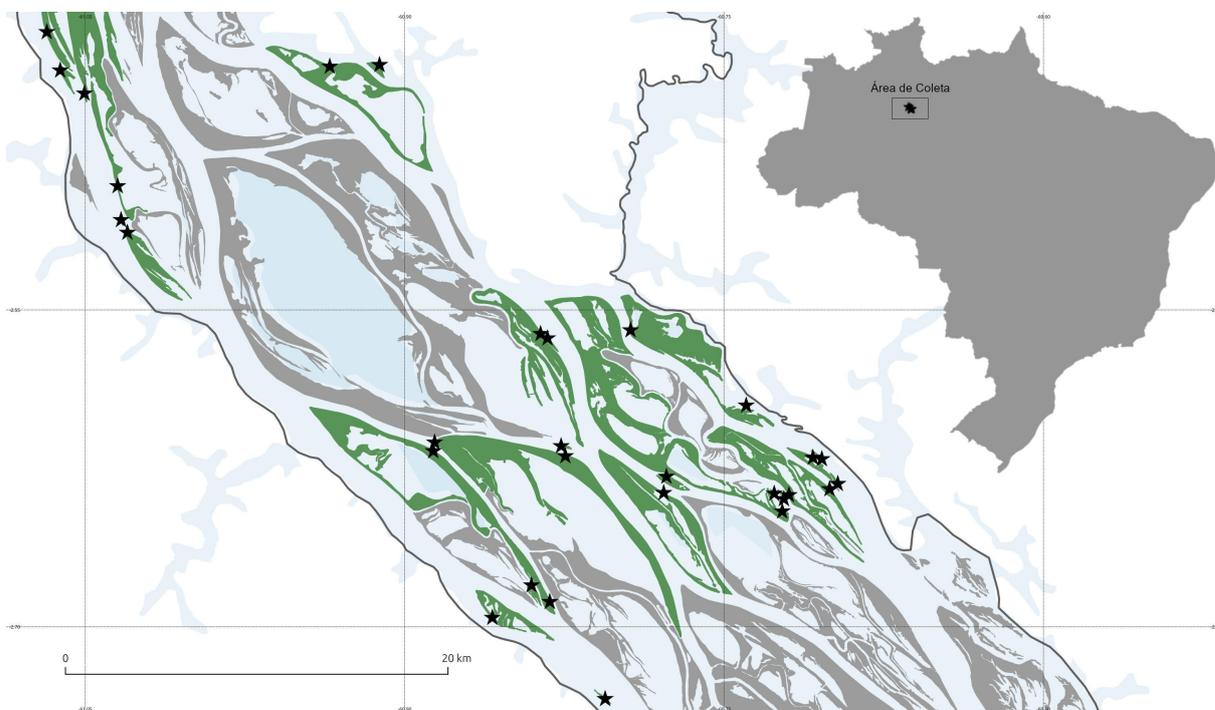


Figura 1. Trecho do Parque Nacional de Anavilhanas onde foram realizadas as amostragens das aranhas. As ilhas estão destacadas em verde e os pontos de coleta são indicados pelas estrelas pretas. Nesta escala nem todas as ilhas pequenas estão visíveis. A linha escura indica os limites parciais do Parque Nacional.

O arquipélago possui uma vegetação bastante íntegra, por ser unidade de conservação desde 1981 (ICMBio 2019). O clima da região é tropical chuvoso, caracterizado por temperaturas médias acima dos 26 °C, precipitação pluvial abundante sendo de Dezembro a Maio o período chuvoso com Março sendo o mês mais chuvoso e o período de Junho a Novembro o período menos chuvoso, com Agosto sendo o mês mais seco (Novo Airão 2017).

A dinâmica de cheias e vazantes do rio altera bastante a paisagem, uma vez que no período da cheia, grande parte da vegetação das ilhas fica submersa ficando apenas a copa das árvores mais altas fora do alcance das águas do rio (Latrubesse e Stevaux 2015; Almeida-Filho *et al.* 2016). A variação no nível da água ao longo do ano é de cerca de 10 metros (Junk 1989). A vegetação das ilhas consiste em floresta com altura entre 15 e 20 metros e estrutura semelhante a florestas de igapó, com sub-bosque nas ilhas apresentando uma variação na densidade de arbustos.

As ilhas onde ocorreram as coletas possuem formato delgado e estreito com tamanhos que variaram de 0,01 até 15,27 km². Os tamanhos das ilhas variam em função da enchente, principalmente pela formação de praias ao redor delas quando a água está baixa e pela submersão das áreas de vegetação arbustiva baixa quando a água está alta. As medidas dos tamanhos das ilhas foram determinadas com base na área de mata em uma imagem de satélite do Google Earth, o que nos parece o valor mais adequado, visto que a maioria destas espécies é de mata sub-bosque de florestas nestas ilhas.

Amostragem e identificação das aranhas

A coleta das aranhas ocorreu do dia 10 ao dia 21 de setembro de 2017, época que coincide com o final da vazante do rio (Latrubesse e Stevaux 2015), quando o solo das ilhas estava acima do nível do rio. Selecionamos 15 pares de ilhas sendo cada par composto por uma ilha pequena (entre 0,01 e 0,40 km²) e uma grande (entre 0,90 e 15 km²). Fizemos as amostragens de forma pareada para garantir uma distribuição espacial e condições de coleta semelhantes entre ilhas de tamanhos diferentes. A diversidade alfa representa uma medida local que varia em diferentes pontos dentro de uma mesma ilha, onde há um processo lento de sucessão ecológica em função da dinâmica do rio. Portanto, buscando padronizar e reduzir o ruído estatístico em função desta variação interna, sempre escolhemos pontos amostrais em posições relativamente centrais em relação à ilha e com vegetação de floresta madura.

Os locais de coleta foram escolhidos em função da estrutura da vegetação. Buscamos os locais com maior semelhança entre ilhas pequenas e grandes, com sub-bosque íntegro e sem indícios de alterações antrópicas. Padronizamos as coletas por tempo de 30 minutos em cada unidade amostral. Em função de diferenças naturais entre os pontos na densidade de arbustos no sub-bosque e de barreiras para a movimentação, estimamos que a área de coleta em cada ilha variou entre 200m² e 500m². A área das ilhas foi obtida através da ferramenta de medição de área do software Google Earth pro, desenhando um polígono ao redor da ilha

utilizando a imagem de satélite mais atual disponível (Dezembro de 2016) de um período de cheia como referência.

Utilizamos um método de coleta adaptado do batedor de vegetação (Harris *et al.* 1972), com um tecido branco medindo 1m x 1,5 m fixado sob os ramos de arbustos com o auxílio de três pessoas. Esta adaptação facilitou a inclusão de arbustos maiores na coleta, por possuir uma área útil de lençol mais ampla, tornando possível a coleta de um número maior de indivíduos por arbusto. Os ramos de arbustos e pequenas plantas foram agitados vigorosamente e os animais presentes nos ramos e folha que caíram no tecido foram coletados e acondicionados em potes plásticos contendo álcool 90%. Consideramos cada ponto de coleta como nossas unidades amostrais. Em uma ilha grande foram coletados dois pontos amostrais por engano, mas, consideramos que estes dados podem ser tratados como independentes, uma vez que a distância entre os pontos de coleta foi superior a 9 km.

As aranhas foram identificadas à menor resolução taxonômica que conseguimos com base nas chaves para famílias de aranhas (Brescovit *et al.* 2002; Ubick *et al.* 2005) e revisões para os gêneros, acessadas pelo site The World Spider Catalog (<http://www.wsc.nmbe.ch>). Sites mantidos por profissionais como Jumping Spiders (<http://salticidae.org>), Araneae (<https://araneae.unibe.ch/key>) Peckhamia (<http://peckhamia.com/salticidae>), e Jumping Spider of the World (<http://www.jumping-spiders.com>) também foram acessados durante as identificações. Os indivíduos jovens foram identificados até o nível de família e os exemplares que não puderam ser identificados á nível específico foram morfotipados. Todos os indivíduos identificados serão tombados e incorporados à Coleção Zoológica Paulo Buhrhein da Universidade Federal do Amazonas (CZPB - UFAM). Uma caracterização mais detalhada destas assembleias de aranhas, incluindo imagens e lista completa de espécies/morfoespécies será objeto do capítulo 2 desta dissertação. Em algumas espécies foi utilizado a abreviação do termo *affinis* (aff.) para indicar que o espécime identificado é similar, mas não idêntico ao do epíteto de referência.

Análises

Buscando representar a diversidade alfa das assembleias de aranhas utilizamos o número de espécies, assim como os índices de Simpson e alfa de Fisher. Os índices escolhidos são menos afetados pelas espécies mais abundantes, facilitando a observação de diferenças sutis nos padrões de diversidade (Rosenzweig 1996; Magurran 2004). De acordo com Magurran (2004) os índices Simpson e alfa de Fisher são úteis mesmo com amostras relativamente pequenas

gerando estimativas confiáveis da diversidade. Por possuírem propriedades matemáticas diferentes, ao revelarem resultados similares, indicam a existência de um padrão consistente de diversidade biológica. Para verificarmos se os padrões observados são de fato referentes à assembleia como um todo ou a uma espécie com grande êxito nas ilhas, repetimos as análises de diversidade alfa e dominância retirando a espécies mais abundante, pois uma espécie muito abundante poderia afetar os padrões de diversidade alfa e dominância. Nas análises utilizamos versões atualizadas dos pacotes *vegan* (Oksanen *et al.* 2019) e *segmented* (Muggeo 2008) para o software de programação e estatística R (R Development Core Team 2018).

As análises de relação entre diversidade de espécies e o tamanho das ilhas, foram realizadas através de modelos de regressão linear simples e utilizando a escala logarítmica na base 10 (\log_{10}) da área da ilha em km^2 . Aplicamos o modelo de reta em dois estágios (*piecewise*) com dois segmentos e um ponto de quebra, com base na curva do modelo *loess*. Modelo que demonstrou refletir melhor a tendência da relação do nosso conjunto de dados.

O modelo matemático que utilizamos para as regressões foi: $Y_{(A)} = b_0 + b_1 \times [\text{Log}_{10}(A)]$, onde $Y_{(A)}$ = índices Simpson, Alfa de Fisher, abundância, riqueza ou dominância (Berger-Parker), b_0 = coeficiente de inclinação (constante), b_1 = coeficiente de interceptação, A = área da ilha. A regressão *piecewise* e o ponto de quebra foram automaticamente calculados utilizando a função *segmented()*, com a entrada padrão de argumentos. Os modelos de regressão linear simples foram obtidos com a função *lm()* com a entrada padrão de argumentos. Decidimos por substituir os valores em \log_{10} da escala do eixo x dos gráficos por valores antilog (dados absolutos em km^2), facilitando a leitura e interpretação dos resultados.

Para a análise de diferença de abundância por espécie entre ilhas pequenas e grandes, selecionamos as 30 espécies mais abundantes e para cada uma delas comparamos a porcentagem de indivíduos capturados em ilhas pequenas. Utilizamos a equação $PAIP_i = 100 * (NAIP_i / (NAIP_i + NAIG_i))$, onde: $PAIP_i$ é a porcentagem de aranhas da espécie “i” em ilhas pequenas; $NAIG_i$ é o número de aranhas da espécie “i” nas ilhas grandes e $NAIP_i$ é o número de aranhas da espécie “i” nas ilhas pequenas. Dividindo-se o $NAIP_i$ pelo total ($NAIP_i + NAIG_i$) temos a proporção de indivíduos da espécie “i” em relação ao total de indivíduos desta espécie nas ilhas pequenas. Se a área influencia a porcentagem de indivíduos por espécie, esperamos que as ilhas pequenas apresentem maior abundância por espécie, com valores de $PAIP$ significativamente superiores a 50%. A avaliação da diferença da média obtida com a média esperada na hipótese nula (50%) foi testada com Bootstrap. Obtivemos os

intervalos de confiança BCA (IC-BCA 95%) utilizando as funções *boot()* e *boot.ci()*, integrantes do pacote *boot*, para os valores de PAIPi das 30 espécies mais abundantes. Consideramos que as diferenças seriam significativas na densidade por espécie em função do tamanho da ilha se o IC-BCA de 95% dos valores PAIP das espécies não incluir 50%.

Foram utilizados dois índices para avaliar dominância/equitabilidade nas assembleias do arquipélago, primeiro o índice de Berger-Parker calculado através da equação: $D_s = D_i/D_t$ (Berger-Parker 1970), onde D_s é a dominância, D_i é o número de indivíduos da espécie mais abundante da amostra, D_t é o número de indivíduos total da amostra. Assim, D_s é a proporção de indivíduos da espécie mais abundante em relação a todos os indivíduos da amostra.

O segundo foi o índice PAIP, explicado acima, para testar a influência da área sobre a dominância com outra abordagem matemática, comparando os valores de PAIP das 15 espécies mais abundantes (grupo 1), com os valores de PAIP 15 espécies seguintes (grupo 2). Sendo que em cada grupo a mesma espécie ocorre em ambas as categorias de ilha. Se a curva de dominância tivesse forma mais atenuada em ilhas maiores (maior equitabilidade), haveria uma tendência das 15 espécies mais abundantes apresentarem proporcionalmente mais indivíduos por espécie nas ilhas pequenas quando comparadas com as 15 espécies seguintes. Assim, espera-se que as espécies que compõe o grupo 1 apresentem valores de PAIP maiores que o que grupo 2, relação que seria caracterizada pelo contraste de padrões. Se os intervalos de confiança IC BCA de 95% das médias dos valores de PAIP das 15 espécies de cada grupo não incluir 50% para mais ou para menos, serão considerados significativos.

Testamos se a diferença de tamanho entre as ilhas poderia influenciar a composição de espécies de aranhas das ilhas. Primeiramente calculamos as diferenças de tamanho par-a-par entre todas as ilhas, gerando uma matriz com dados de diferença de tamanho. Em seguida obtivemos os dados de dissimilaridade composicional (diversidade-beta), calculando o valor inverso do índice de Jaccard (1 - Jaccard) entre todas as ilhas, dando origem a uma outra matriz, neste caso de dissimilaridade composicional. As duas matrizes (diferença de área e diferença de composição) foram comparadas através de uma análise RELATE, uma abordagem não paramétrica similar a um teste de Mantel, realizada através do software PRIMER V6 (Clarke 2006). Se a área afeta a composição observaremos um padrão onde maiores diferenças de tamanho gerariam maiores diferenças na composição.

RESULTADOS

Foram coletadas 3.278 aranhas, 1.652 em ilhas grandes e 1.626 em ilhas pequenas, deste total 2404 indivíduos (73%) foram jovens e 874 aranhas adultas. Dentre os indivíduos adultos, encontramos 150 espécies e morfoespécies, pertencentes a 84 gêneros dentro de 38 famílias. Em média foram coletados 29 indivíduos por unidade amostral, com variações entre 13 e 48 indivíduos, e uma média de 15 espécies com variação de 8 a 22. Dados mais detalhados do inventário realizado estão disponíveis no capítulo 2 desta dissertação.

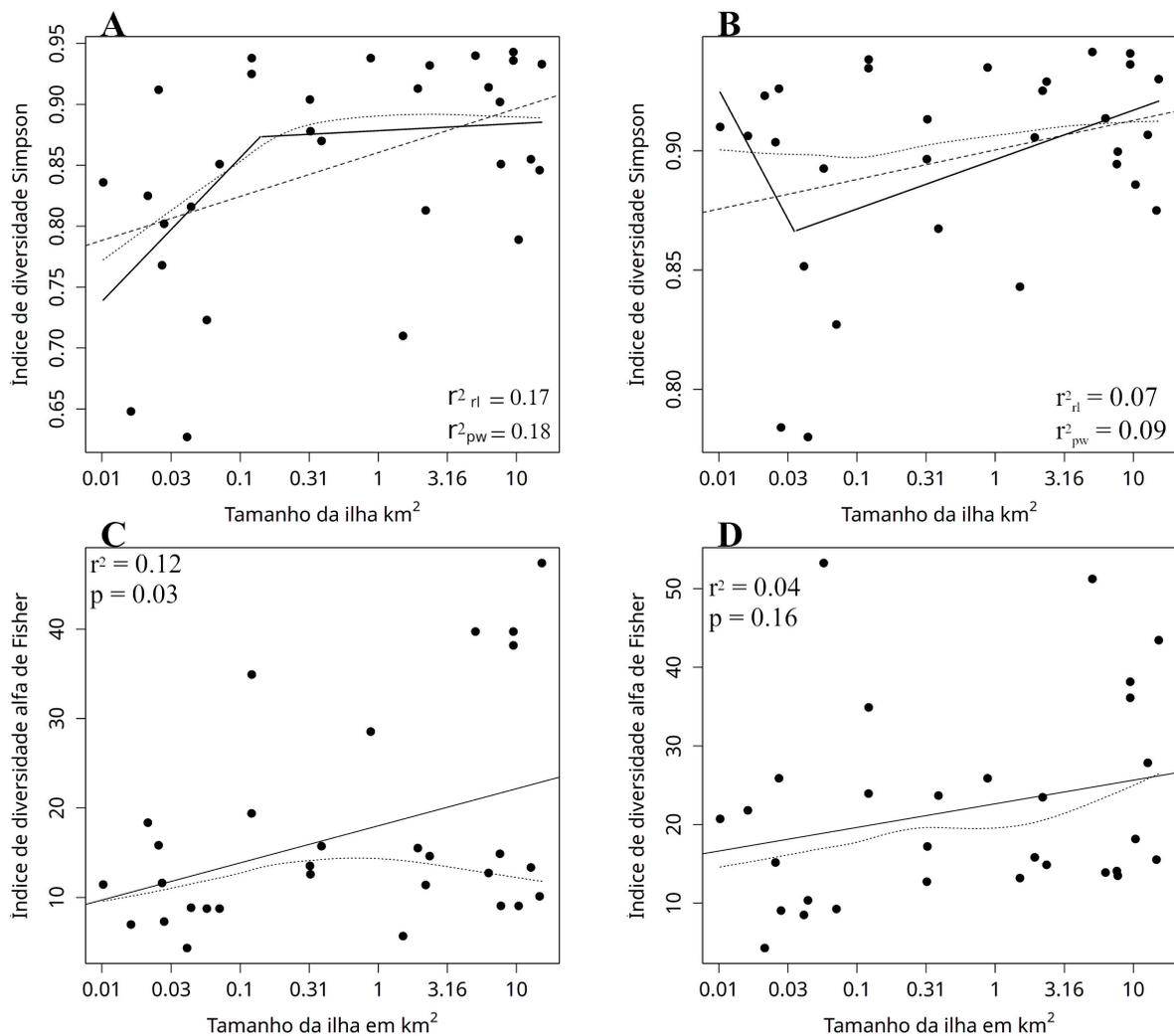


Figura 2. Relação entre o tamanho das ilhas sobre a diversidade alfa, medido pelos índices de Simpson (A) e Alfa de Fisher (B). As figuras C e D ilustram as análises dos mesmos índices excluindo a espécie mais abundante (*S. aff. Carinata*). O tamanho das ilhas é representado em escala logarítmica na base 10 da área e apresentado em km² (medidas absolutas antilog). Regressões lineares em A e B são significativas ($p < 0,05$), mas em C e D não ($p > 0,05$). Os valores de r^2 exibidos nas figuras são ajustados. Linhas pontilhadas são as curvas loess.

Houve uma tendência positiva de aumento no número de espécies por amostra com a área das ilhas, mas este aumento não foi estatisticamente significativo ($Y_{(A)} = 1,083 + 15,678 \times [\text{Log}_{10}(A)]$; $p = 0,104$). Entretanto, foi significativo o aumento na diversidade por unidade amostral medida pelos índices de Simpson ($Y_{(A)} = 0,036 + 0,860 \times [\text{Log}_{10}(A)]$; $p = 0,012$) e alfa de Fisher ($Y_{(A)} = 4,145 + 18,007 \times [\text{Log}_{10}(A)]$; $p = 0,033$) em função do tamanho da ilha (Figura 2A).

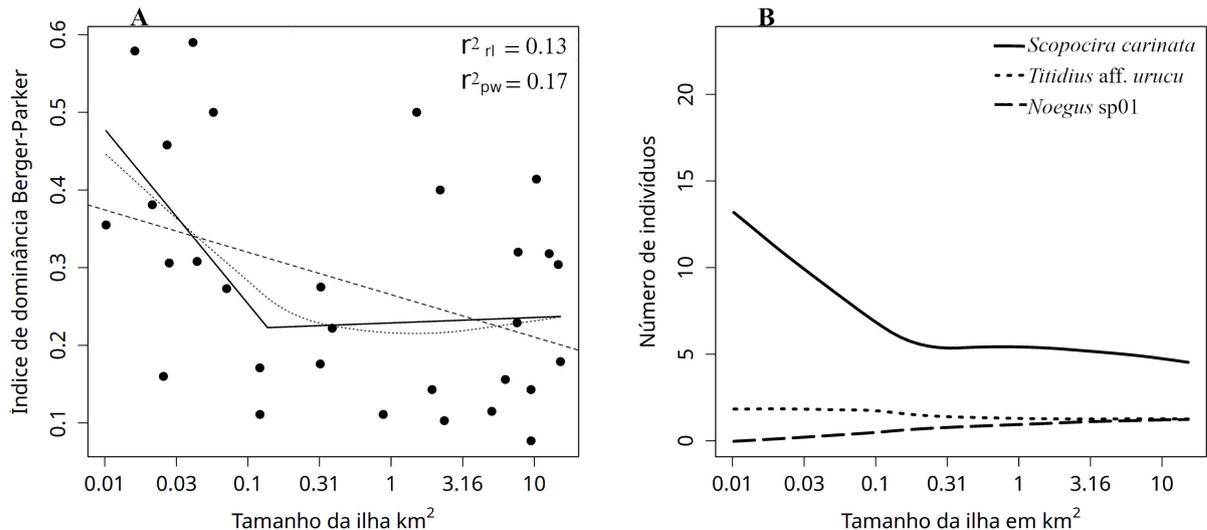


Figura 3. Efeito do tamanho das ilhas sobre: A) dominância pelo índice de Berger-Parker, B) abundância das três espécies mais frequentes. Em A o efeito do tamanho das ilhas sobre a dominância é significativo ($p = 0,030$). Deixando de ser significativo quando a espécie *S. aff. carinata* é removida da análise ($p = 0,260$; $r^2 = 0,010$). Em B é mostrado o efeito do tamanho das ilhas sobre a abundância das espécies mais comuns do estudo. Sendo as regressões lineares significativas para *S. aff. carinata* ($p = 0,019$; $r^2 = 0,150$) e *Noegus sp-01* ($p = 0,045$; $r^2 = 0,110$), e não significativa para *Titidius aff. urucu* ($p = 0,141$; $r^2 = 0,042$).

Para o índice de Simpson a curva loess indicou que a relação é melhor descrita por duas retas contíguas (piecewise) cujas equações foram: ($[\text{Log}_{10}(A)] \leq -0,85$), primeiro slope $Y(A) = 0,974 + 0,118 \times [\text{Log}_{10}(A)]$, e ($[\text{Log}_{10}(A)] > -0,85$), segundo slope $Y(A) = 0,878 + 0,006 \times [\text{Log}_{10}(A)]$, havendo um aumento da diversidade entre os tamanhos 0,01 e 0,1 km² e ausência de relação para ilhas maiores que 0,3 km². Entretanto, os padrões obtidos com o conjunto da comunidade não se preservaram com a remoção da espécie mais abundante *S. aff. carinata* Crane, 1945 (Salticidae) que representa 20% dos indivíduos adultos coletados. Removendo esta espécie, não encontramos mais relação significativa entre o tamanho das ilhas e o índice de Simpson ($[\text{Log}_{10}(A)] \leq -1,45$), primeiro slope $Y(A) = 0,708 + -0,108 \times [\text{Log}_{10}(A)]$, e ($[\text{Log}_{10}(A)] > -1,45$), segundo slope $Y(A) = 0,896 + 0,021 \times [\text{Log}_{10}(A)]$). De

forma similar, o efeito do tamanho das ilhas sobre a diversidade alfa representada pelo índice alfa de Fisher deixou de ser estatisticamente significativo ($Y_{(A)} = 16,816 + 3,012 \times [\text{Log}_{10}(A)]$; $p = 0,163$).

Não houve relação entre a abundância de aranhas coletadas por ilha e o logaritmo da área das ilhas ($Y(A) = -1,046 + 28,865 \times [\text{Log}_{10}(A)]$; $p = 0,432$). Em média coletamos 110,13 (IC-BCA 95% = 25,27 a 34,67) aranhas nas ilhas grandes e 108,4 (IC-BCA 95% = 25,27 a 34,67) aranhas nas ilhas pequenas. Considerando as 30 espécies mais abundantes, a média da percentagem por espécie de aranhas nas ilhas pequenas (PAIPi) foi 48,6%, um número não significativamente diferente de 50% (IC-BCA 95% de 41,98% à 56,32%), indicando que não há diferença entre as proporções de aranhas nas ilhas pequenas.

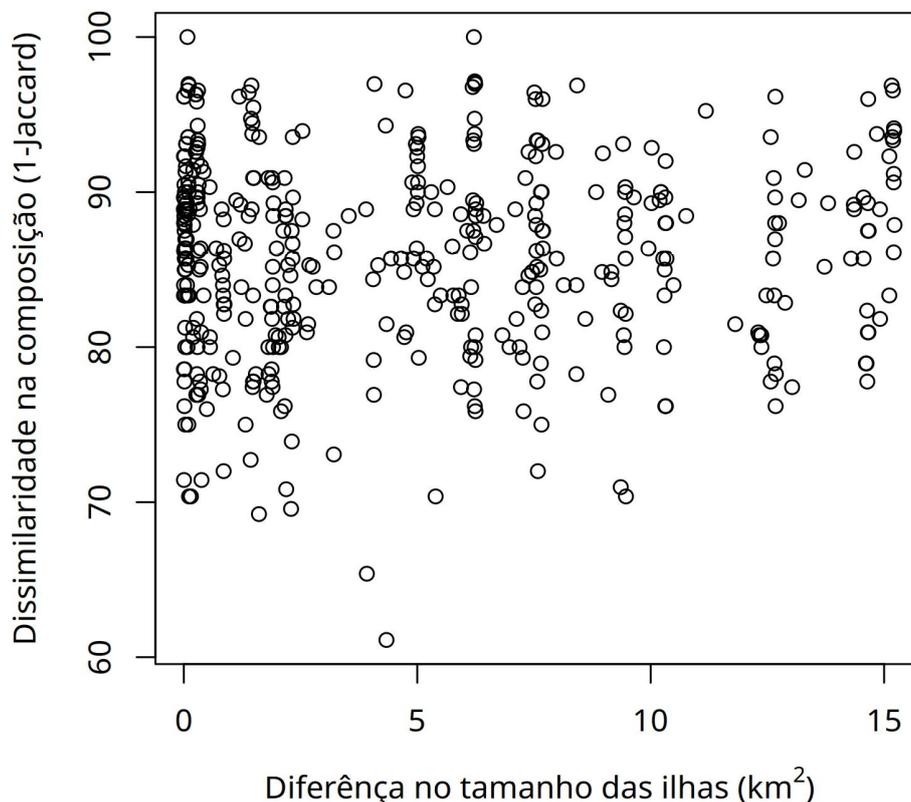


Figura 4. Relação par-a-par entre a dissimilaridade na composição de espécies e a diferença de tamanho das ilhas do Arquipélago de Anavilhanas, Amazonas, Brasil. Cada círculo representa um par de relação entre o número de espécies de cada ilha e a área de cada ilha.

Houve uma redução significativa na dominância medida pelo índice de Berger-Parker em função do tamanho das ilhas ($Y_{(A)} = -0,0545 + 0,2652 \times [\text{Log}_{10}(A)]$; $p = 0,027$) (Figura 3A). Esta relação também é melhor descrita por duas retas contíguas cujas equações foram:

($[\text{Log}_{10}(A)] \leq -0,86$), primeiro $\text{slope } Y_{(A)} = 0,029 + -0,225 \times [\text{Log}_{10}(A)]$, e ($[\text{Log}_{10}(A)] > -0,86$), segundo $\text{slope } Y_{(A)} = 0,229 + 0,007 \times [\text{Log}_{10}(A)]$. Entre os tamanhos 0,01 e 0,1 km² houve redução na dominância e ausência de relação para ilhas maiores que 0,3 km².

O padrão de dominância medido pelo índice Berger-Parker foi fortemente influenciado pela espécie mais abundante da assembleia, *S. aff. carinata* Crane, 1945 (Figura 3). Excluindo esta espécie da análise, não encontramos mais relação entre dominância e tamanho da ilha ($Y(A) = -0,017 + 0,181 \times [\text{Log}_{10}(A)]$; $p = 0,263$). Entretanto não houve diferença entre as médias dos valores de PAIPi grupo 1 as 15 espécies mais abundantes (IC-BCA 95% de 36,83% à 52,35%), grupo 2 as 15 espécies seguintes (IC-BCA 95% de 41,89% à 65,14%) e nem entre as variâncias dos valores PAIPi entre dos dois grupos em ordem de abundância (MW, $W = 92,5$; $p = 0,417$), indicando que não há diferença entre o nível de dominância entre ilhas pequenas e grandes para as espécies mais abundantes, considerando que a mesma espécie está em ambas as categorias de ilha.

Diferenças nos tamanho das ilhas não influenciaram a dissimilaridade na composição de espécies calculadas pelo inverso do índice de Jaccard 1-jaccard, ($\text{Rho} = -0,091$; $p = 0,810$ e 999 permutações), indicando que mesmo comparando-se ilhas com grandes diferenças de área, a composição de espécies tende a ser semelhante (Figura 4).

DISCUSSÃO

Estudos de biogeografia de ilhas costumam tratar ambientes insulares como unidades indivisíveis independente de sua área, onde todos organismos teriam os mesmos níveis de interação, tratando os limites físicos da ilha como limites da comunidade (e. g. MacArthur e Wilson 1967; Rosenzweig 1996; Whittaker e Fernández-Palacios 2009; Losos e Ricklefs 2010). Entretanto, ilhas podem ser compreendidas como áreas que contém metacomunidades no sentido *lato* (veja Leibold e Chase 2018:10), isto é, como se cada ilha contivesse várias comunidades internamente com diferentes graus de interação influenciados por suas posições.

Podemos imaginar dentro dos limites físicos de ilhas “unidades de assembleias de aranhas” em uma área de 100 x 100 m, suficientemente grande para incluir muitos indivíduos de várias espécies com suas presas e a maioria dos predadores, mas suficientemente pequena para estarem se influenciando efetivamente de forma mútua. Estas unidades com limites imaginários naturalmente interagem com as unidades de assembleias vizinhas, entretanto à medida que aumenta a distância entre estas unidades, as interações tornam-se cada vez menos

relevantes do ponto de vista dos processos ecológicos locais. Eventos localizados em um extremo de uma ilha grande poderiam nunca influir nas populações do outro extremo, algo que não é considerado em interpretações que tratam ilhas como unidades indivisíveis.

Acreditamos que as assembleias de aranhas nas ilhas do arquipélago de Anavilhanas precisam ser entendidas do ponto de vista local (internamente na ilha) e do ponto de vista do arquipélago (externamente entre ilhas), ou seja, como metacomunidades. Esta interpretação considerando a ideia de metacomunidades parece coerente com o aumento observado na diversidade alfa em ilhas pequenas e a falta de relação com tamanho de ilhas quando estas eram maiores que 0,3 km². Tomando como base as aranhas, uma ilha pequena, ou seja, que compreenda uma ou poucas unidades de assembleias, tendem a ter poucas espécies pois não possuem muitas unidades vizinhas para recolonização de espécies localmente extintas, por este motivo, em ilhas pequenas a área teria um efeito mais forte sobre a diversidade alfa. Entretanto, a contribuição de unidades de assembleias que, embora conectadas pela vegetação, estejam muito distantes, tende a ser insignificante não influenciando sobre a diversidade alfa. Assim, a utilização de uma escala espacial de amostragem incompatível com a área de vida dos organismos do grupo taxonômico modelo, pode acabar “diluindo” os efeitos que se pretende medir na assembleia (Wiens 1989; Heino *et al.* 2015; Tuomisto *et al.* 2017), e as estimativas da diversidade que efetivamente influenciam os processos ecológicos acabam sendo inflacionadas. Logo, a ausência de relação significativa entre a área da ilha e a diversidade alfa para vários grupos de invertebrados deve ser vista com cautela.

Para ilhas pequenas (entre 0,01 e 0,1 km²) nossos resultados de diversidade alfa com os índices alfa de Fisher e Simpson se assemelham ao esperado pela teoria de biogeografia de ilhas para diversidade total, embora a relação positiva da área sobre a diversidade alfa que observamos tenha sido sutil. Uma vez que a correlação entre riqueza de espécies e a área está geralmente associada ao grupo taxonômico modelo (Connor *et al.* 2000), a escala espacial de amostragem deve ser ajustada de acordo com o estilo de vida ou guilda dos organismos escolhidos. Considerando o grupo taxonômico das aranhas, Jonsson *et al.* (2009) observaram redução na riqueza de espécies com aumento da área (relação negativa entre riqueza e área), algo contrário ao que observamos para ilhas pequenas e ao que é esperado pela teoria de biogeografia de ilhas. Porém, quando utilizamos o número de espécies, observamos algo semelhante ao obtido por Vanbergen *et al.* (2017) e Webb e Hopkins (1984) que não detectaram relação entre a área da ilha o número de espécies de aranhas. Sugerindo que a

teoria de biogeografia de ilhas talvez não seja adequada para descrever os padrões biológicos da ordem *Araneae* em escala local.

A diversidade alfa nas ilhas pequenas e grandes foi semelhante, entretanto podemos inferir com segurança que a diversidade total será maior em ilhas maiores, pela maior disponibilidade de área e espécies adicionais (Schoener 1986; Rosenzweig 1996:14; Whittaker e Fernández-Palacios 2009:89). Em nossas análises a densidade de espécies não variou em função da área da ilha, portanto, os resultados que obtivemos indicam que a densidade das espécies de aranhas arborícolas neste arquipélago não é influenciada pela diversidade total das ilhas, divergindo do que é previsto pela a hipótese de *density compensation* (MacArthur *et al.* 1972). Outros estudos com abordagens semelhantes também não encontraram evidências da existência de *density compensation* (Faeth 1984:508; Connor *et al.* 2000; Bowman 2002; Jonsson *et al.* 2009; Novosolov *et al.* 2013). É provável que os processos mais relevantes para os padrões de densidade populacional na assembleia de aranhas sejam melhor descritos por uma escala local de medida da densidade, pois são consequência das interações entre os organismos nesta escala.

Uma vez que os padrões de dominância/equitabilidade são afetados pelo número total de espécies, que está associado a área da ilha (He e Legendre 2002; Fattorini *et al.* 2012; Ding *et al.* 2013), espera-se que ilhas pequenas possuam menos equitabilidade que áreas continentais ou ilhas maiores. Os resultados que obtivemos estão em parte de acordo com o esperado. Nas análises com o índice de Berger-Parker, que considera todas as espécies amostradas, as ilhas pequenas apresentaram menor equitabilidade. Porém, para ilhas maiores que 0,1 km² não há mais relação entre dominância e área. Além disso, a espécie *Scopocira* aff. *carinata*, da família Salticidae, a mais abundante neste sistema, quando removida da análise o padrão de equitabilidade deixou de ser significativo não havendo mais relação com a área. A ausência de relação com a retirada de *S.* aff. *carinata* está associada a maior abundância e frequência desta espécie nas ilhas pequenas, pois o índice Berger-Parker é fortemente afetado pela espécie mais abundante. Outras espécies com número de indivíduos suficiente para realizar a mesma análise, ou não exibem relação significativa, como *Titidius* aff. *urucu* Esmerio e Lise 1996 (Thomisidae), ou demonstram um padrão oposto, como *Noegus* sp-01 (Salticidae). Assim as espécies em uma assembleia podem apresentar respostas diferentes frente às condições ambientais similares do arquipélago, embora membros de uma mesma guilda, e a utilização de um índice que não seja afetado por uma espécie super

abundante, nos ajuda a melhor compreender esta relação.

Na análise da dominância através da comparação dos índices PAIP entre os grupos 1 e 2, observamos que não há diferença significativa nas proporções de indivíduos em ilhas pequenas, algo diferente do esperado pelo contraste de padrões. Assim, as ilhas pequenas não teriam abundâncias ainda maiores das espécies de aranhas arborícolas que já são comuns no arquipélago. Ao considerar a identidade das espécies em ambas as categorias de ilha, temos um índice que é mais adequado para detectar o efeito da área das ilhas sobre as espécies individualmente, evitando combinar outras espécies igualmente abundantes nas amostras.

Outros trabalhos que relacionaram dominância/equitabilidade com área encontraram vários tipos de padrões. Webb e Hopkins (1984) observaram diminuição da equitabilidade com aumento da área para besouros, aranhas e arbustos. Ding *et al.* (2013) e Palmeirim *et al.* (2017) não detectaram efeito da área sobre a equitabilidade/dominância para pássaros e lagartos, e Palmeirim *et al.* (2018) encontraram maiores níveis de dominância em ilhas menores com mamíferos. Portanto esta relação ainda não está bem compreendida, sendo necessários estudos que investiguem a influência do grupo taxonômico nos padrões de dominância/equitabilidade e qual escala espacial seria adequada para avaliar estes padrões.

Há evidências que a área influencie os padrões de composição de espécies em ilhas e ambientes análogos (Wardle *et al.* 1997; Pitta *et al.* 2013; Si *et al.* 2015; Lima *et al.* 2015; Wu *et al.* 2017; Palmeirim *et al.* 2017; Liu *et al.* 2018). Por isso, esperávamos que as grandes diferenças de tamanho entre as ilhas, seriam acompanhadas de diferenças significativas na composição de espécies. Entretanto a composição de aranhas arborícolas que habitam as ilhas do arquipélago de anavilhanas aparentemente não é afetada pelo tamanho da ilha, não havendo diferença na composição entre as ilhas pequenas e grandes. De fato, a maioria das espécies está amplamente distribuída pelo arquipélago, com algumas espécies presentes em praticamente todas as ilhas amostradas. Indicando que a capacidade de dispersão das aranhas possa ter homogeneizado a fauna do arquipélago.

A alta similaridade na composição entre as ilhas pequenas e grandes pode estar associada a grande capacidade de dispersão das aranhas arborícolas, o que tornaria a fauna mais homogênea neste arquipélago. Considerando as cheias sazonais do rio, e a existência de cerdas hidrofóbicas que tornam as pernas das aranhas impermeáveis (Hayashi *et al.* 2015), as chances dos animais conseguirem chegar à ilha aumentam, mesmo ao cair no rio durante a dispersão aérea (balonismo) que é bastante comum entre as aranhas (Suter *et al.* 2003;

Gonzaga *et al.* 2007; Kuntner and Agnarsson 2011; Vanbergen *et al.* 2017). Portanto é possível que os filtros ecológicos atuem de forma igual em ambas categorias de ilhas, o que tornaria a área algo irrelevante, e a situação ecológica insular esteja definindo os padrões de composição na comunidade de aranhas do arquipélago.

CONCLUSÕES

Nossos resultados nos levaram a reavaliar nossa visão inicial sobre a comparação entre comunidades que habitam ilhas, baseada em teorias que costumam tratar ilhas como entidades indivisíveis. Na busca em entender como as espécies se estruturam no espaço e como as interações entre estas espécies podem afetar a estrutura das assembleias, os limites das assembleias deveriam ser abordados de forma a não deixar a escala de amostragem distorcer o padrão ou fenômeno a ponto de compararmos esforços que não são equivalentes. Uma vez que a probabilidade de ocorrer encontros entre os organismos muda com a distância que está diretamente ligada ao tamanho da ilha. Assim, a escala de amostragem ou área de coleta adequada em cada unidade amostral, na medida do possível, deveria ser definida com base na história natural do organismo modelo, pois o que seria “local” ou “alfa” pode variar com o grupo taxonômico. Observamos influência do tamanho da ilha na diversidade alfa em ilhas com área entre 0,01 a 0,1 km², deixando de ser relevante nas maiores, ou seja, em aranhas arborícolas o efeito da área diminui com a distância entre as “unidades de assembleia”. A diversidade total das ilhas não influencia a densidade local de indivíduos por espécie neste sistema insular, algo também associado a escala. Devido a forte influência que a espécie mais abundante possui sobre o índice de Berger-Parker a tendência de maior dominância ilhas pequenas deve ser vista com cautela, com a remoção de *S. aff. carinata* torna os resultados entre os dois índices se tornam muito parecidos. A área das ilhas não influencia a composição de espécies, com ilhas pequenas e grandes hospedando praticamente as mesmas espécies. Foi observado, entretanto, que as ilhas do arquipélago hospedam uma fauna de aranhas distinta dos ambientes marginais, como as matas de igapó e de terra firme, aspectos que serão melhor explorados no capítulo 2 desta dissertação.

REFERÊNCIAS

- Almeida-Filho, R.; Shimabukuro, Y.E.; Beisl, C.H. 2016. Assessment of landscape changes in the Anavilhanas archipelago during the flood peak and drought events in the rio negro, central Amazônia, Brazil. *Revista Brasileira de Cartografia*, 68:5, p. 957-964.
- Basset, Y.; Cizek, L.; Cuénoud, P.; Didham, R.K.; Guilhaumon, F.; Missa, O.; *et al.* 2012. Arthropod diversity in a tropical forest. *Science*, 338: 1481-1484.
- Berger, W.H.; Parker, F.L. 1970. Diversity of Planktonic Foraminifera in Deep-Sea Sediments. *Science* 168: 3937, p. 1345-1347. doi: 10.1126/science.168.3937.1345.
- Bowman, J.; Cappuccino, N.; Fahrig, L. 2002. Patch size and population density: the effect of immigration behavior. *Conservation Ecology* 6: 9.
- Borges, S.H.; Baccaro, F.; Moreira, M.; Choueri, E.L. 2019. Bird assemblages on Amazonian river islands: Patterns of species diversity and composition. *Biotropica*, 00: 1-10. doi: 10.1111/btp.12716.
- Brescovit, A.D.; Bonaldo, A.B.; Bertani, R.; Rheims, C.A. 2002. Araneae. *In*: J. Adis. (Org.). *Amazonian Arachnida and Myriapoda - Keys for the identification to classes, orders, families, some genera, and lists of know species*. Moscou: Pensoft, p. 303-343.
- Cam, E.; Nichols, J.D.; Hines, J.E.; Sauer, J.R.; Alpizar-Jara, R.; Flather, C.H. 2002. Disentangling sampling and ecological explanations underlying species-area relationships. *Ecology*, 83:4, p. 1118-1130.
- Carvalho, J.C.; Cardoso, P. 2014. Drivers of beta diversity in Macaronesian spiders in relation to dispersal ability. *Journal of Biogeography*, 41: 1859-1870. doi:10.1111/jbi.12348.
- Clarke, K.R.; Gorley, R.N. 2006. *PRIMER v6: User manual/tutorial*. PRIMER-E, 192p.
- Coleman, B.D.; Mares, M.A.; Willig, M.R.; Hsieh, Y.H. 1982. Randomness, Area, and Species Richness. *Ecology*, 63:4, p. 1121-1133.
- Connor, E.F.; Courtney, A.C.; Yoder, J.M. 2000. Individuals-area relationships: The relationship between animal population density and area. *Ecology*, 81:3, p. 734-748.
- Ding, Z.; Feeley, K.J.; Wang, Y.; Pakeman, R.J.; Ding, P. 2013. Patterns of bird functional diversity on land-bridge island fragments. *Journal of Animal Ecology*, 82: 781-790.
- Faeth, S.H. 1984. Density compensation in vertebrates and invertebrates: a review and an experiment. *In* Strong, D.R.; Simberloff, D.; Abele, L.G.; Thistle, A.B. (eds.). *Ecological Communities: Conceptual issues and the evidence*. Princeton University Press, p. 491-509.
- Fattorini, S.; Borges, P.A.V. 2017. Dapporto, L.; Strona, G. What can the parameters of the species-area relationship (SAR) tell us? Insights from Mediterranean islands. *Journal of Biogeography*, 44: 1018-1028.
- Ferreira, R. S. 2007. EFEITOS DO ISOLAMENTO E DA PERDA DE ÁREA DE

FLORESTA SOBRE COMUNIDADES INSULARES DE ARANHAS, AMAZÔNIA CENTRAL, BRASIL. Dissertação (Mestrado) - INPA/UFAM, Manaus.

Gonzaga, M.O.; Santos, A.J.; Japyassú, H.F. (Orgs.). 2007. Ecologia e comportamento de aranhas. Rio de Janeiro: Interciência, 400p.

Harris, J.W.E.; Collis, D.G.; Magar, K.M. 1972. Evaluation of the tree-beating method for sampling defoliating forest insects. *The Canadian Entomologist*. Vol. 104. Issue 5: 723-729.

Hayashi, M.; Bakkali, M.; Hyde, A.; Goodacre, S.L. 2015. Sail or sink: novel behavioural adaptations on water in aerially dispersing species. *BMC Evolutionary Biology*, 15:118. doi: 10.1186/s12862-015-0402-5.

He, F.; Legendre, P. 2002. Species diversity patterns derived from species-area models. *Concepts e Synthesis. Ecology*, 83:5, p. 1185-1198.

Heino, J.; Melo, A.S.; Bini, L.M. 2015. Reconceptualising the beta diversity-environmental heterogeneity relationship in running water systems. *Freshwater Biology*. 60: 223-235. doi:10.1111/fwb.12502.

Jonsson, M.; Yeates G.W.; Wardle D.A. 2009. Patterns of invertebrate density and taxonomic richness across gradients of area, isolation, and vegetation diversity in a lake-island system. *Ecography*, 32: 963-72.

Junk, W.J. 1989. Flood tolerance and tree distribution in central Amazonian floodplains. *In: Holm-Nielsen, L.B.; Nielsen, I.C.; Balslev, H. (eds) Tropical forests: botanical dynamics, speciation and diversity*. Academic Press, London, p. 47-64.

Kuntner, M.; Agnarsson, I. 2011. Phylogeography of a successful aerial disperser: the golden orb spider *Nephila* on Indian Ocean islands. *BMC Evolutionary Biology*, 11:119.

Laranjeiras, T.O.; Naka, L.N.; Bechtoldt, C.L.; Costa, T.V.V.; Andretti, C.B.; Cerqueira, M.C.; *et al.* 2014. The avifauna of Viruá National Park, Roraima, reveals megadiversity in northern Amazonia. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 22:2, p. 138-171.

Latrubesse, E.M.; Stevaux, J.C. 2015. The Anavilhanas and Mariuá Archipelagos: Fluvial Wonders from the Negro River, Amazon Basin. *In: Vieira, B.C. et al. (eds.), Landscapes and Landforms of Brazil*. World Geomorphological Landscapes, p. 157-169.

Leibold, M.A.; Chase, J.M. 2018. *Metacommunity Ecology*. Monographs in Population Biology. Princeton University Press, 491p.

Lima, J.R.; Galatti, U.; Lima, C.J.; Faveri, S.B.; Vasconcelos, H.L.; Neckel-Oliveira, S. 2015. Amphibians on Amazonian Land-Bridge Islands are Affected More by Area Than Isolation. *BIOTROPICA*, 47:3, p. 369-376. doi:10.1111/btp.12205.

Liu, J.; Vellend, M.; Wang, Z.; Yu, M. 2018. High beta diversity among small islands is due to environmental heterogeneity rather than ecological drift. *Wiley Journal of Biogeography*, 45: 2252-2261. doi: 10.1111/jbi.13404.

- Losos, J.B.; Ricklefs, R.E. 2010. The theory of island biogeography Revisited. Princeton University Press. 494p.
- MacArthur, R.H.; Diamond, J.M.; Karr, J.R. 1972. Density compensation in island faunas. *Ecology*, 53: 330-342.
- MacArthur, R.H.; Wilson, E.O. 1967. The Theory of Island Biogeography. Princeton, NJ: Princeton University Press, 203p.
- Magurran, A.E. 2004. Measuring Biological Diversity. Blackwell, Oxford, 261p.
- McGill, B.J.; Etienne, R.S.; Gray, J.S.; Alonso, D.; Anderson, M.J.; Benecha, H.K.; *et al.* 2007. Species abundance distributions: moving beyond single prediction theories to integration within an ecological framework. *Ecology Letters*, 10: 995-1015. doi: 10.1111/j.1461-0248.2007.01094.
- Muggeo, V.M.R. 2008. segmented: an R Package to Fit Regression Models with Broken-Line Relationships. *R News*, 8:1, p. 20-25. <<https://cran.r-project.org/doc/Rnews/>>. Acesso em Abril de 2020.
- Nentwig, W. 1993. Spiders of Panama. Biogeography, investigation, phenology, check list, key and bibliography of a tropical spider fauna. Sandhill Crane Press, Inc., Gainesville, Florida, 274 p.
- Novo Airão, Amazonas. 2017. Plano de Manejo do Parque Nacional de Anavilhanas. Governo federal do Brasil. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio, 345p.
- Novosolov, M.; Raia, P.; Meiri, S. 2013. The island syndrome in lizards. *Global Ecology and Biogeography*, 22: 184-191.
- Oksanen, J.F.; Blanchet, G.; Friendly, M.; Kindt, R.; Legendre, P.; McGlinn, D.; *et al.* 2019. vegan: Community Ecology Package. R package version 2: 5-6.
- Palmeirim, A.F.; Benchimol, M.; Morante-Filho, J.C.; Vieira, M.V.; Peres, C.A. 2018. Ecological correlates of mammal β -diversity in Amazonian land-bridge islands: from small- to large-bodied species. *Diversity and Distributions*, 00:1-12. doi:10.1111/ddi.12749.
- Palmeirim, A.F.; Vieira, M.V.; Peres, C.A. 2017. Non-random lizard extinctions in land-bridge Amazonian forest islands after 28 years of isolation. *Biological Conservation* 214: 55-65. doi. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2017.08.002>.
- Piedade, M.T.; Junk, W.J.; Adis, J.; Parolin, P. 2005. Ecologia, zonação e colonização da vegetação arbórea das Ilhas Anavilhanas. *Pesquisas Botânica*, 56: 117-144.
- Pitta, E.; Kassara, C.; Giokas, S.; Sfenthourakis, S. 2013. Compositional dissimilarity patterns of reptiles and amphibians in insular systems around the world. *Ecological Research*, 28: 633-642. doi: 10.1007/s11284-013-1055-8.
- Polis, G.E; Hurd, S.D. 1995. Extraordinarily high spider densities on islands: Flow of energy

from the marine to terrestrial food webs and the absence of predation. *Ecology. Proc. Natl. Acad. Sci. USA.* 92: 4382-4386.

Rabelo, R.M.; Bicca-Marques, J.C.; Aragón, S.; Nelson, B.W. 2017. Are fluvial islands “real” islands for arboreal mammals? Uncovering the effect of patch size under the species-area relationship. *Journal of Biogeography*, 1-11. doi: 10.1111/jbi.13034.

RCoreTeam. 2018. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <<https://www.R-project.org>>. Acesso em Março de 2020.

Rosenzweig, M.L. 1996. *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge Univ. Press. 462p.

Schoener, T.W. 1986. Patterns in terrestrial vertebrate versus arthropod communities: do systematic differences in regularity exist? *in* J. Diamond and T.J. Case, editors. *Community ecology*. Harper and Row, New York, New York, USA, p. 556-586.

Si, X.; Baselga, A.; Ding, P. 2015. Revealing Beta-Diversity Patterns of Breeding Bird and Lizard Communities on Inundated Land-Bridge Islands by Separating the Turnover and Nestedness Components. *PLoS ONE*, 10:5. doi:10.1371/journal.pone.0127692.

Suter, R.B.; Stratton, G.; Miller, P.R. 2003. Water surface locomotion by spiders: Distinct gaits in diverse families. *The Journal of Arachnology*, 31:428-432, p. 556-586.

Tuomisto, H.; Ruokolainen, K.; Vormisto, J.; Duque, A.; Sánchez, M.; Paredes, V.V.; Lähteenoja, O. 2017. Effect of sampling grain on patterns of species richness and turnover in Amazonian forests. *Ecography* 40: 840-852. doi: 10.1111/ecog.02453.

Ubick, D.; Paquin, P.; Cushing, P.E.; Roth, V. 2005. *Spiders of North America: an Identification manual*. American Arachnological Society, 377p.

Vanbergen, A.J.; Woodcock, B.A.; Gray, A.; Andrews, C.; Ives, S.; Kjeldsen, T.R.; Laize, C.L.R.; Chapman, D.S.; Butler, A.; O'Hare, M.T. 2017. Dispersal capacity shapes responses of river island invertebrate assemblages to vegetation structure, island area, and flooding. *Insect Conservation and Diversity*, 10: 341-353.

Wardle, D.A.; Zackrisson, O.; Hörnberg, G.; Gallet, C. 1997. The Influence of Island Area on Ecosystem Properties. *Science*, 277:5330. p. 1296-1299. doi:10.1126/science.277.5330.1296

Webb, N.R.; Hopkins, P.J. 1984. Invertebrate diversity on fragmented *Calluna* heathland. *Journal of Applied Ecology*, 21: 921-933.

Whittaker, R.J.; Fernández-Palacios, J.M. 2009. *Island biogeography: ecology, evolution, and conservation*, 2nd edn. Oxford University Press, Oxford. 401p.

Wiens, J.A. 1989. Spatial Scaling in Ecology. *Functional Ecology*, 3:4, p. 385-397.

Wise, D.H. 1993. *Spiders in Ecological Webs*. Cambridge University Press, Cambridge. 328p.

World Spider Catalog. 2020. World Spider Catalog. Version 20.5. Natural History Museum

Bern, < <http://wsc.nmbe.ch>, accessed >. Acesso em Janeiro de 2020.

Wu, L.; Si, X.; Didham, R.K.; Ge, D.; Ding, P. 2017. Dispersal modality determines the relative partitioning of beta diversity in spider assemblages on subtropical land-bridge islands. *Journal of Biogeography*, 44: 2121-2131. doi:10.1111/jbi.13007.

Capítulo 2

Não é somente um pedaço do continente: Ilhas fluviais contribuem
com a diversidade regional de aranhas em um arquipélago
inundável na Amazônia

Thiago Gomes de Carvalho, Thierry Ray Gasnier, Sérgio Henrique Borges

Manuscrito preparado seguindo as normas do periódico *Acta Amazônica*.

ARTIGO ORIGINAL

**Não é somente um pedaço do continente: Ilhas fluviais contribuem
com a diversidade regional de aranhas em um arquipélago
inundável na Amazônia**

Thiago Gomes de Carvalho¹, Thierry Ray Gasnier¹, Sérgio Henrique Borges¹

*¹Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Amazonas, Av. General Rodrigo
Otávio 6200, CEP 69077-000, Manaus, AM, Brasil.*

RESUMO

Ilhas e ambientes análogos são *hotspots* de biodiversidade ocorrendo em inúmeros contextos ecológicos como ilhas oceânicas, fluviais ou ambientes análogos como lagos de hidrelétricas e mesmo fragmentos florestais, entretanto a contribuição destes ambientes para a biodiversidade regional ainda permanece pouco abordada, especialmente nas regiões tropicais. Pois espera-se que a fauna de ambientes insulares tropicais seja composta por espécies dos ambientes marginais adjacentes, ou seja, acredita-se que ilhas e ambientes análogos seriam um subconjunto dos ambientes contínuos mais próximos. Neste estudo investigamos os padrões de diversidade local, abundância e composição de espécies de aranhas arborícolas em um dos maiores conjuntos de ilhas fluviais do mundo no Parque Nacional de Anavilhanas e arredores, localizado no baixo curso do Rio Negro. Seleccionamos 30 ilhas do arquipélago e mais 23 sítios nos ambientes marginais (florestas de igapó e de terra firme). As aranhas foram coletadas agitando-se vigorosamente a vegetação sobre um tecido branco em um tempo padronizado de 30 minutos em cada sítio de amostragem. Foram coletadas 4905 aranhas distribuídas entre as ilhas fluviais (3278 indivíduos), florestas de igapó (942) e florestas de terra firme (685). Identificamos 290 espécies e/ou morfoespécies entre os 1404 indivíduos adultos. O número médio de espécies foi similar entre os ambientes variando de 14.4 a 16.8 espécies por sítio. Porém a diversidade alfa representada pelo índice alfa de Fisher foi maior nas florestas de terra firme comparada com os outros ambientes. As curvas de rarefação também sugerem que os ambientes marginais (florestas de igapó e de terra firme) apresentam maior número total de espécies que as ilhas fluviais. A composição de espécies foi distinta entre os ambientes insulares e não insulares com poucas espécies compartilhadas, as ilhas fluviais possuem 12 espécies em comum com as florestas de igapó e apenas cinco com as florestas de terra firme. As ordenação (NMDS) e análises de similaridade (ANOSIM) revelaram que a composição de espécies de aranhas é significativamente diferente. Somente 11 das 290 espécies identificadas foram registradas em todos os ambientes amostrados. Estas ilhas fluviais, portanto, não representam somente um subconjunto dos ambientes contínuos, contribuem efetivamente para a composição regional de espécies de aranhas. O isolamento, alagamento sazonal das ilhas e a competição interespecífica estão entre os mecanismos potencialmente responsáveis pelos padrões observados nas assembleias de aranhas arborícolas do Parque Nacional de Anavilhanas.

PALAVRAS-CHAVE:

Diversidade local, ambientes insulares, margens, composição, fauna arborícola.

ABSTRACT

Islands and similar environments are hotspots of biodiversity occurring in several ecological contexts such as true islands or analogous environments as hydroelectric lakes and even forest fragments, however the contribution of these environments to regional biodiversity remains poorly addressed, especially in tropical regions. In such cases it is expected that the fauna of tropical island environments will be composed mostly by species from marginal areas, as it is believed that islands and similar environments would be a subset of the nearby continuous environments. In this study we investigated the patterns of local diversity, abundance and composition of species of arboreal spiders at one of the largest sets of river islands in the world, the Anavilhanas National Park and surroundings, located in the lower course of Rio Negro. We selected 30 fluvial islands within the archipelago and 23 more sites in marginal environments (igapó and terra firme forests). The spiders were collected by vigorously shaking the vegetation above a white tissue in a standardized time of 30 minutes at each sampling site. A total of 4905 spiders were collected in the fluvial islands (3278 individuals), igapó forests (942) and terra firme forests (685). We identified 290 species and morphospecies among the 1404 adult individuals. The average number of species was similar between environments ranging from 14.4 to 16.8 species per site. However, the alpha diversity represented by Fisher's alpha index was higher in terra firme forests compared to other environments. The rarefaction curves also suggest that the marginal environments (igapó and terra firme forests) have a greater total number of species than the fluvial islands. The species composition was different between island and non-island (igapó and terra firme) environments with few shared species, the fluvial islands have 12 species in common with the igapó forests and only five species with terra firme forests. The ordering (NMDS) and similarity analysis (ANOSIM) revealed that the composition of spider species is significantly different between environments. Only 11 of the 290 identified species were recorded in all sampled environments. These fluvial islands, therefore, do not represent only a subset of continuous environments, they effectively contribute to the regional pool of spider species. Isolation, seasonal flooding of the islands and interspecific competition are among the mechanisms potentially responsible for the patterns observed in the assemblages of arboreal spiders in the Anavilhanas National Park.

KEY WORDS:

Local diversity, insular environments, margins, composition, arboreal fauna.

INTRODUÇÃO

Ilhas ao redor do mundo são consideradas laboratórios naturais, com a maior parte dos padrões biogeográficos de diversidade e composição de espécies estabelecidos a partir de investigações em ilhas e arquipélagos oceânicos (Whittaker e Fernández-Palacios 2009; Losos e Ricklefs 2010). No entanto, ilhas e ambientes análogos existem em inúmeras situações ecológicas, e uma vez que a área das ilhas afeta as assembleias biológicas os padrões de diversidade e abundância destas assembleias podem diferir, ao menos em parte, dos encontrados nos ambientes não insulares (Whittaker e Fernández-Palacios 2009; Jonsson *et al.* 2009; Losos e Ricklefs 2010). Assim, em ilhas e ambientes análogos é esperado que as assembleias biológicas possuam baixa diversidade de espécies, densidades populacionais maiores, e possuam uma fauna semelhante às das áreas contínuas adjacentes, quando comparadas com áreas similares no continente (MacArthur e Wilson 1967; Adler e Levins 1994; Rosenzweig 1996:14; McGill *et al.* 2007; Whittaker e Fernández-Palacios 2009:89).

Os inúmeros contextos ecológicos existentes na região amazônica incluem ilhas verdadeiras ou ambientes análogos como lagos de hidrelétricas, fragmentos florestais dentre outros (Prance 1996; Itescu 2019). Dentre os vários ambientes insulares, as ilhas fluviais que ocorrem nas extensas planícies alagáveis da Amazônia estão entre os habitats que contribuem com a heterogeneidade ambiental da região. O conjunto destas ilhas formam alguns dos maiores arquipélagos fluviais do planeta, com ilhas em inúmeras situações de isolamento físico, inseridas em uma paisagem extremamente dinâmica e heterogênea de floresta tropical (Latrubesse e Stevaux 2015). Embora estes ambientes insulares sejam importantes para a biodiversidade da região amazônica, a contribuição das ilhas fluviais em termos de composição de espécies de artrópodes para a diversidade regional ainda é pouco abordada em estudos ecológicos, sendo desconhecida em vários dos arquipélagos fluviais amazônicos.

Os padrões de diversidade, abundância, dominância e composição de espécies de vários grupos de organismos são afetados pela área das ilhas e ambientes análogos (Whittaker e Fernández-Palacios 2009; Jonsson *et al.* 2009; Losos e Ricklefs 2010; Pitta *et al.* 2013; Lima *et al.* 2015; Si *et al.* 2015; Wu *et al.* 2017). Nos estudos de Ding *et al.* (2013), Carvalho e Cardoso (2014) e Palmeirim *et al.* (2017) o atributo que melhor descreve o padrão de riqueza de espécies nas assembleias é a área das ilhas. Considerando a influência da área das ilhas sobre as assembleias, algo também fundamental é uma abordagem em escala local ou alfa que inclua um contexto comparativo amplo com ilhas e áreas contínuas. Algo

necessário para avaliarmos qual a contribuição das ilhas fluviais para a diversidade beta da região, e o desenvolvimento estudos biogeográficos que caracterizem a biota de ilhas fluviais promoverão o melhor entendimento da estrutura espacial da diversidade biológica deste ambiente único na paisagem amazônica, que inclui florestas ilha fluvial, florestas de igapó e florestas de terra-firme.

Embora diversos estudos tenham observado efeitos dos fatores ambientais e biológicos sobre as assembleias em ilhas (Wardle *et al.* 1997; Pitta *et al.* 2013; Si *et al.* 2015; Lima *et al.* 2015; Wu *et al.* 2017; Palmeirim *et al.* 2017; Liu *et al.* 2018), ainda há aspectos ecológicos das assembleias que habitam ilhas fluviais na Amazônia, como os que abordaremos neste estudo, que merecem atenção. Mesmo com alguns esforços (e. g. Piedade *et al.* 2006; Rabelo *et al.* 2017), as assembleias biológicas em ilhas fluviais permanecem ainda pouco conhecidas, especialmente para grupos megadiversos como os artrópodes (Nunes *et al.* 2014; Vanbergen *et al.* 2017). A enorme diversidade da região amazônica está associada a uma heterogeneidade ambiental que amplia as oportunidades de coexistência de um número elevado de espécies de animais e plantas. De fato, a Amazônia é composta por um mosaico de tipos de vegetação assentados sobre solos de diferentes composições físico-químicas, assim como vegetações que estão sujeitas às inundações sazonais por grandes rios (Prance 1996; Piedade *et al.* 2005; Junk *et al.* 2011).

A Amazônia possui a maior diversidade biológica do planeta (Silva e Garda 2016). Porém, esta enorme diversidade representa um grande desafio para estudos ecológicos de comunidade, pois geralmente é necessário reconhecer as espécies com as quais se trabalha, e isto se torna ainda mais crítico com grupos extremamente diversos como os artrópodes (Erwin 1982; Basset *et al.* 2012; Zhang 2013). Estudos que envolvam análises composicionais em regiões de floresta tropical amazônica representam um desafio enorme, sendo necessário a identificação específica dos espécimes amostrados, porém os materiais de referência para identificações são escasso e muitas espécies ainda não foram descritas. Além disso, a identificação específica de aranhas é baseada na genitália de indivíduos adultos (Brescovit *et al.* 2002), análises com aranhas imaturas são evitadas, mesmo os juvenis sendo grande maioria nas amostras, entretanto o uso de imaturos identificados a nível de família permite realizar análises com todos os indivíduos da amostra. Entretanto a escassez de material de referência para identificações e a existência de muitas espécies ainda não descritas, dificulta o estudo das assembleias de diversos grupos de artrópodes, especialmente em regiões com alta

diversidade como a Amazônia (Coddington et al. 2009; Bonaldo et al. 2009a).

Aranhas estão entre os artrópodes mais diversos sendo um grupo de predadores terrestres amplamente distribuído entre os vários ecossistemas do planeta (Brescovit *et al.* 2002; Bonaldo *et al.* 2009a; Coddington e Levi 1991). Além disso, aranhas podem ser coletadas de forma simples e barata em número suficiente para a realização das análises. Estes organismos podem se dispersar por terra, água e até mesmo pelo ar (Vanbergen *et al.* 2017; Suter *et al.* 2003) e o fato de existirem espécies com diferentes capacidades de dispersão, tornam as aranhas úteis para o entendimento dos padrões de riqueza, abundância e composição de espécies em ambientes insulares (Gillespie 2002; Kuntner and Agnarsson 2011; Carvalho e Cardoso 2014). Assim, determinados traços funcionais morfológicos das aranhas podem ser selecionados pelo constante contato com a água, essencial para habitar as ilhas, permitindo adaptações na utilização da água para dispersão (Hayashi *et al.* 2015; Suter *et al.* 2003).

Neste estudo apresentamos uma análise quantitativa das assembleias de aranhas que ocupam o arquipélago de Anavilhanas, um conjunto de centenas de ilhas que ocorre no baixo curso do Rio Negro. Um dos interesses é avaliar a contribuição das ilhas fluviais para a diversidade regional de aranhas. Para tanto realizamos amostragens adicionais nos ambientes contínuos das margens representados pelas florestas de igapó e de terra firme. Além disso, considerando que o estudo foi realizado no contexto insular, nos baseamos nas premissas clássicas de estudos em biogeografia de ilhas:

- 1) Considerando que a área possui um papel relevante para os padrões de diversidade em ilhas, é esperado que ambientes contínuos que ocupam áreas muito mais extensas que as ilhas terão maior diversidade total e conseqüentemente maior diversidade local de espécies de aranhas que as ilhas fluviais;

- 2) as ilhas fluviais apresentam certo nível de isolamento dos ambientes marginais, o que impõem um filtro ambiental que seria favorável a determinadas espécies, que podem se tornar localmente muito abundantes. Assim é esperado que os padrões de dominância nas ilhas fluviais sejam distintos dos encontrados nos ambientes não insulares;

- 3) as ilhas estudadas estão relativamente próximas dos ambientes contínuos, sendo esperado que as mesmas sejam colonizadas por espécies de aranhas que ocupam os ambientes das margens próximas, portanto, esperamos que a composição de espécies de aranhas de ilhas e ambientes das margens sejam similares;

4) uma vez que as condições nas ilhas podem representar filtros ecológicos, esperamos encontrar espécies que estejam associadas às ilhas e talvez aos ambientes contínuos amostrados, sendo portanto indicadoras destes.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi conduzido na região do baixo curso do Rio Negro dentro dos limites do Parque Nacional de Anavilhanas, município de Novo Airão (Figura 1), que conta com uma área total de aproximadamente 3500 km². O parque foi criado com o objetivo específico de proteger um dos maiores conjuntos de ilhas fluviais do mundo (Novo Airão 2017). A parte mais larga do rio no trecho onde ocorreram as amostragens possui aproximadamente 20 km (Almeida-Filho *et al.* 2016). As ilhas onde ocorreram as coletas possuem formato delgado e estreito com tamanhos que variando entre 0,01 km² e 15,27 km².

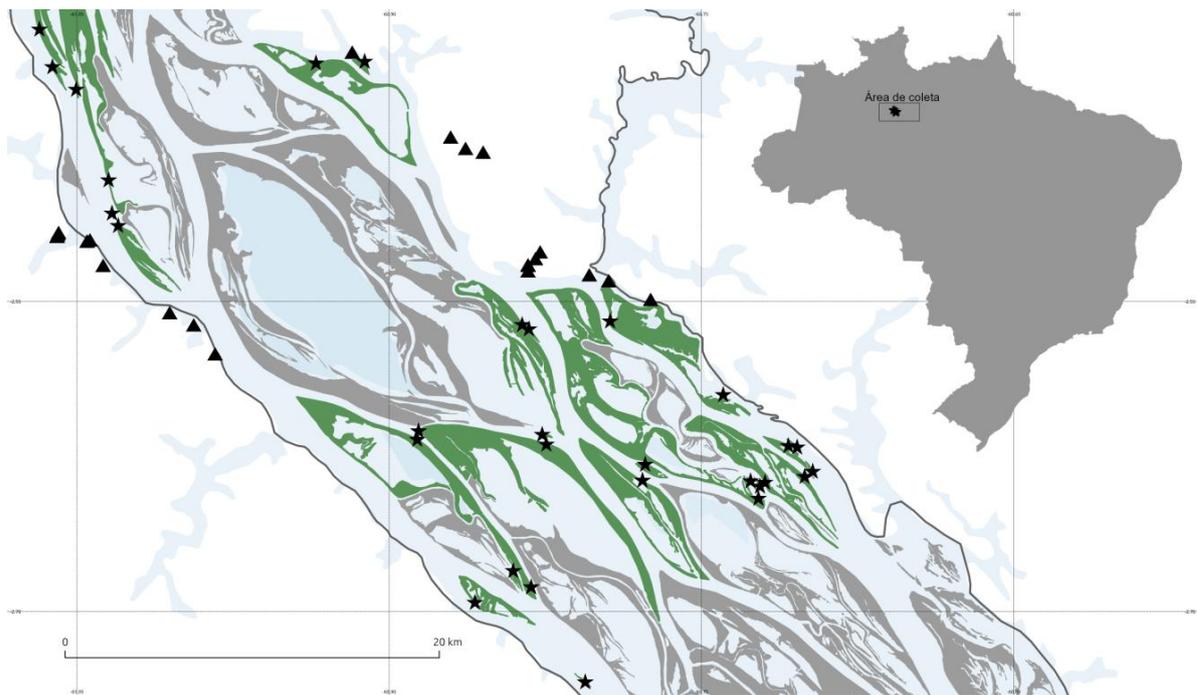


Figura 1. Trecho do Parque Nacional de Anavilhanas onde foram realizadas as amostragens de aranhas. As ilhas coletadas estão destacadas em verde. Estrelas representam pontos de coleta em ilhas, triângulos representam pontos de coleta nas áreas continentais (margens). Nem todas as ilhas pequenas estão visíveis nesta escala e alguns símbolos estão sobrepostos. A linha mais escura indica os limites deste trecho do Parque Nacional.

A dinâmica sazonal do nível dos rios altera bastante a paisagem, onde no período da cheia grande parte da vegetação das ilhas fica submersa, restando emersas apenas a copa das

árvores mais altas (Latrubesse e Stevaux 2015; Almeida-Filho *et al.* 2016). A vegetação das ilhas consiste de floresta de igapó com altura da copa das árvores variado de 15 a 20 metros (Piedade *et al.* 2005).

Amostragem das aranhas

Fizemos duas excursões de coleta, a primeira entre os dias 10 e 21 de setembro de 2017 (coleta em ilhas) e a segunda entre os dias 15 e 20 de dezembro de 2018 (coleta nas margens). O mês de setembro coincide com a época da vazante, quando o solo das ilhas volta a ficar acima do nível da água. Em meados de dezembro está iniciando o período da cheia do rio, entretanto o solo das ilhas ainda está exposto.

Dividimos os ambientes amostrados em três categorias: 1) floresta de ilha fluvial, naturalmente fragmentado e sazonalmente alagável, 2) floresta de igapó em ambas as margens do Rio Negro que consiste de florestas contíguas com as florestas de terra firme e que sofre alagamento sazonal, e 3) floresta de terra firme, em ambas as margens do Rio Negro, habitats contínuos que não sofrem influência do pulso sazonal de alagamento. Selecionamos 15 pares de ilhas compostas por ilhas pequenas (entre 0,01 e 0,40 km²) e grandes (entre 1 e 15 km²) próximas umas das outras. Estimamos o tamanho das ilhas através do software Google Earth Pro com a ferramenta de medição de área, desenhando um polígono ao redor da ilha, utilizando a imagem de satélite de Dezembro de 2016 (cheia) como referência (Google 2019). Além das ilhas fluviais, realizamos amostragens em 23 pontos nos ambientes de margem (neste caso margem inclui as unidades de floresta de igapó e floresta de terra firme), sendo 12 na margem direita (7 em igapó e 5 em terra firme) e 11 na margem esquerda (6 em igapó e 5 em terra firme). Assim, somando as 30 amostras de ilha fluvial e as 23 amostras de margem temos 53 unidades amostrais no total.

Coletamos as aranhas utilizando uma adaptação do tradicional batedor de vegetação (Harris *et al.* 1972), com um tecido branco medindo 1 x 1.5 m segurado sob os ramos de arbustos com o auxílio de duas pessoas. Tal adaptação proporcionou uma área mais ampla de lençol que facilita a inclusão de arbustos maiores na coleta. Os ramos dos arbustos sobre o lençol foram agitados vigorosamente, as aranhas presentes nestes ramos que caíram no tecido foram coletadas. Em seguida foram acondicionadas em recipientes contendo álcool 90%. As coletas tiveram tempo padronizado de 30 minutos em cada ponto. O mesmo protocolo foi adotado nos ambientes das margens. Em uma ilha grande foram realizadas coletas em dois pontos por engano, mas, consideramos que estes dados podem ser tratados como

independentes, uma vez que a distância entre os pontos é superior a 9 km.

Identificação e caracterização das aranhas

As aranhas foram identificadas ao nível taxonômico mais refinado possível, com base nas chaves para famílias de aranhas (Brescovit *et al.* 2002; Ubick *et al.* 2005) e revisões para os gêneros, acessadas através dos sites mantidos por especialistas: The World Spider Catalog (<http://www.wsc.nmbe.ch>), Araneae (<https://araneae.unibe.ch/key>), The Peckham Society (<http://peckhamia.com/salticidae>) e Jumping spiders (Arachnida: Araneae: Salticidae) of the wor (<http://www.jumping-spiders.com>). Fizemos fotos em alta resolução das aranhas e suas estruturas para serem utilizadas como referência nas comparações com as publicações, facilitando o processo de identificação. Ao final todos os indivíduos identificados serão tombados e incorporados à Coleção Zoológica Paulo Buhrein da Universidade Federal do Amazonas (CZPB-UFAM).

As espécies foram caracterizadas através de macrofotografias de alta resolução dos indivíduos vivos adultos e pertencentes a espécies e/ou morfoespécies distintas entre si. As aranhas escolhidas para representar a espécie (tipo fotográfico) eram indivíduos saudáveis e sem deformidades. As imagens foram feitas com as aranhas sobre substrato natural em três ângulos: frontal, lateral e dorsal (ver Figura 2 para exemplos). As imagens produzidas durante este estudo auxiliaram na identificação dos espécimes da região, e serão posteriormente reunidas em uma publicação do inventário ilustrado da araneofauna do arquipélago de Anavilhanas. Uma abordagem semelhante a utilizada por Carvalho e Gasnier (2019).

Análises

Utilizamos o índice de diversidade alfa de Fisher para representar a diversidade local de aranhas em cada amostra, que foi calculado através da função *fisher.alpha()*, utilizando o software de programação e estatística R (R Development Core Team 2018). As resoluções taxonômicas de família e espécie obtidas para os indivíduos nas amostras foram empregadas nas análises de ranqueamento de soma e no nível taxonômico de família foi possível utilizar os indivíduos imaturos, que representam a maioria dos indivíduos coletados. Uma vez que temos muito mais amostras em ilhas fluviais, unimos as amostras dos ambientes não insulares (igapó + terra firme) em uma única categoria “margem”, para realizar os testes de variância. Além disso, duas amostras dos ambientes marginais foram removidas da análise de variância com resolução taxonômica de espécie (Figura 4B), pois havia menos de 10 indivíduos adultos

coletados, algo que impossibilita o cálculo preciso do índice alfa de Fisher.

Para representar os padrões locais de dominância utilizamos o índice de Berger-Parker calculado com a equação: $D_s = D_i/D_t$ (Berger-Parker 1970), sendo: D_s a proporção de indivíduos da espécie mais abundante em relação a todos os indivíduos da amostra (dominância), D_i é o número de indivíduos da espécie mais abundante da amostra, D_t é o número de indivíduos total da amostra. Exibimos as diferenças nas proporções de indivíduos das famílias mais abundantes (mais de 40 indivíduos) por ambientes em um gráfico de barras. As proporções de indivíduos por família foram obtidas dividindo-se o número de aranhas das famílias em cada ambiente pelo total de aranhas do ambiente.

Testamos a hipótese de que a diversidade alfa é distinta entre os ambientes insulares (ilhas fluviais) e não insulares da margem (igapó + terra firme) utilizando uma análise de variância não paramétrica, um teste de ranqueamento de soma de Wilcoxon (Mann-Whitney - MW) através da função *wilcox.test()*. Uma vez que as ilhas grandes e pequenas não apresentaram diferenças apreciáveis nos padrões de diversidade alfa (ver capítulo 1) nós juntamos os dados para representar a diversidade local de ilhas como um todo.

Calculamos as curvas de rarefação com os dados de abundância da assembleia de aranhas de cada ambiente, através da função *specaccum()*, com o argumentos *method* definido para "rarefaction" e número de permutações definido para 100. O processo de rarefação foi realizado de forma independentemente para cada ambiente e em seguida sobrepostos em um único gráfico, com a função *plot()*. Além disso um diagrama de venn foi utilizado para sumarizar os dados totais de espécies coletadas exclusivamente em um dos três ambientes, assim como o número de espécies compartilhadas entre estes ambientes. Uma vez que há uma grande diferença no número de amostras entre os ambientes, o diagrama foi montado com os dados obtidos a partir do sorteio aleatório de 10 unidades amostrais em cada um dos três ambientes, permitindo uma comparação direta.

Para representar a variação na composição de espécies entre os ambientes, realizamos uma análise composicional do tipo ordenamento multidimensional não métrico (NMDS) utilizando dados de abundância e presença ou ausência. Através da função *metaMDS()* com o cálculo da distância feito pelo índice de Bray-Curtis, número de dimensões "k" igual a 2, número de reinícios de procura por uma solução estável "trymax" igual a 100 e uma vez que possuímos uma matriz com dados típicos da comunidade utilizamos o parâmetro "autotransform" configurado como *TRUE*. As análises NMDS foram realizadas utilizando

diferentes bases de dados e métricas de similaridade: todas as espécies utilizando dados de abundância com o índice de Bray Curtis, todas as espécies utilizando dados de presença ou ausência com o índice de Jaccard e somente espécies com mais de 10 indivíduos coletados com os índices de Bray Curtis e Jaccard.

Testamos a hipótese da existência de diferença na composição de espécies entre os ambientes amostrados com uma análise de similaridade ANOSIM, porém, antes os dados foram relativizados pelo número total de indivíduos coletados em cada amostra e transformados em raiz quadrado para equalizar a contribuição das espécies abundantes e raras (PRIMER). As análises NMDS e ANOSIM foram realizadas através dos pacotes *vegan* (Oksanen *et al.* 2019) e do software estatístico PRIMER v6 (Clarke 2006) respectivamente.

Para testar se algumas espécies estão associadas a determinado ambiente realizamos uma análise de espécies indicadoras (De Cáceres e Legendre 2009). Nesta análise são utilizadas a abundância e a frequência relativa das espécies nas unidades amostrais de cada um dos três ambientes (ilha, igapó e terra firme) para se calcular um valor de indicação que varia de 0 a 1 conforme o grau de associação de uma espécie a determinado grupo. Para esta análise utilizamos somente espécies com 10 ou mais indivíduos. Utilizando a função *multipatt()*, com a função de associação entre espécies e pontos de coleta (*func*) configurado para "*IndVal*" e o argumento de controle configurado para "*nperm*" com 999 permutações.

RESULTADOS

Resultados gerais do inventário

Foram coletadas 4905 aranhas, destas 3501 são jovens e 1404 adultos. Do total, 3278 aranhas foram coletadas em ilhas fluviais. Nos ambientes marginais (florestas de igapó e de terra firme) foram coletadas 1627 aranhas, destas 942 em florestas de igapó e 685 em florestas de terra firme. Somando todos os registros 38 famílias de aranhas foram reconhecidas, destas 29 famílias foram nas ilhas fluviais, 29 nas florestas de igapó e 32 nas florestas de terra firme.

Dentre as famílias mais abundantes destacam-se: Salticidae (com 1640 indivíduos), Araneidae (575), Theridiidae (512), Anyphaenidae (473), Thomisidae (339), Sparassidae (255), Pisauridae (251), Pholcidae (129), Scytodidae (124), Corinnidae (112) e Uloboridae (106), incluindo os indivíduos imaturos. Algumas famílias como Salticidae, Araneidae e Sparassidae apresentaram abundâncias relativas similares entre os ambientes amostrados. Em contraste, as famílias Scythodidae e Anyphanidae tiveram abundância relativa mais baixa nas

floresta de terra firme (Figura 2).

As famílias Pisauridae e Thomisidae apresentaram maiores abundâncias relativas nos ambientes de ilha fluvial, enquanto as famílias Corinnidae e Theridiosomatidae foram desproporcionalmente mais abundantes nas florestas de terra firme (Figura 2). Os gêneros mais abundantes foram: *Scopocira* (246 indivíduos), *Noegus* (89), *Titidius* (64), *Lyssomanes* (44), *Metagonia* (43), *Scytodes* (43), *Faiditus* (39), *Rishaschia* (36), e *Cyclosa* (35). Alguns destes gêneros tiveram ocorrências desproporcionais entre os ambientes, como *Scopocira*, *Faiditus*, *Titidius* e *Cyclosa* com pouquíssimos indivíduos coletados na floresta de terra firme.

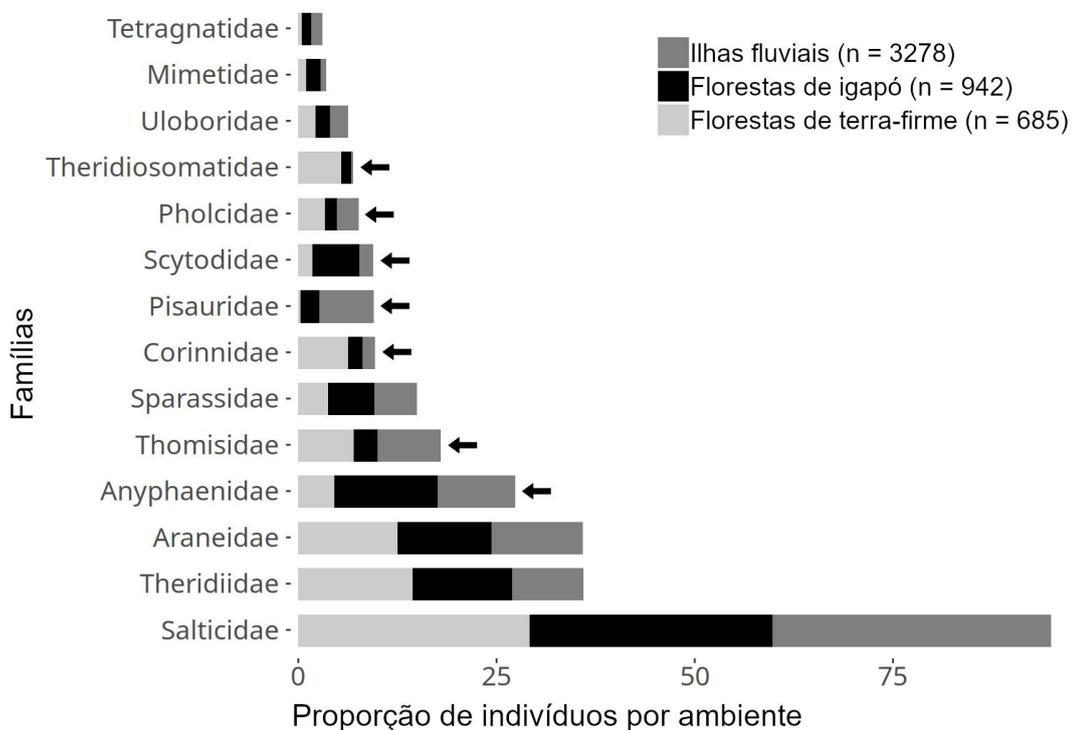


Figura 2. Abundâncias relativas das famílias de aranhas mais abundantes (mais de 40 indivíduos) distribuídas entre os ambientes do Parque Nacional de Anavilhanas, incluindo indivíduos imaturos. Setas indicam as famílias que apresentam abundâncias relativas distintas entre os ambientes. Barras indicam a proporção geral de indivíduos coletados por família.

Foi possível identificar 290 espécies e/ou morfoespécies dentre os 1404 indivíduos adultos, sendo 150 espécies nas ilhas fluviais, 122 nas florestas de igapó e 103 nas florestas de terra firme (Apêndice). Registramos algumas espécies pela primeira vez para a região, como *Fluda angulosa* Simon, 1900, com ocorrência apenas para localidade tipo na Venezuela (Galiano 1971), *Noegus franganilloi* Caporiacco, 1947, com registros para Guyana e Guayana Francesa (Galiano, 1982a) e *Nycerella decorata* Peckham e Peckham, 1894, com registros

para o Panamá, Colômbia e Ilha São Vicente (Galiano, 1982b). Uma parte significativa (46%) das espécies e morfoespécies foi representada por 1 único indivíduo (singletons) nas amostragens. A proporção destes singletons foi maior nas matas de terra firme (44%), seguida das matas de igapó (35%) e ilhas fluviais (31%).

Dentre as famílias coletadas, 29 foram representadas por 10 ou mais indivíduos. Cerca de 20% de todos os indivíduos adultos coletados pertencem à espécie *Scopocira* aff. *carinata* Crane, 1945 (Salticidae) (Figuras 3C e 3D), a mais abundante e frequente do estudo. Dentre todas as espécies registradas apenas 11 foram generalistas o suficiente para serem amostradas nas ilhas fluviais, florestas de igapó e florestas de terra firme. Considerando apenas espécies com registro de 5 ou mais indivíduos, cerca de 12 espécies foram amostradas exclusivamente nas ilhas, 7 foram exclusivas das florestas de terra firme e apenas 4 nas florestas de igapó.



Figura 3. Alguns exemplos de espécies de aranhas coletadas no Parque Nacional de Anavilhanas: (A) macho de *Hamataliwa* sp01 (Oxyopidae), espécie capturada apenas em ilhas, (B) macho de *Titidius* aff. *urucu* Esmerio e Lise 1996 (Thomisidae), em posição dorsal, espécie relativamente comum nas ilhas (54 indivíduos) e rara nas margens (3 indivíduos), (C e D) casal da espécie *Scopocira* aff. *carinata* Crane 1945 (Salticidae), (C) macho em posição frontal, (D) fêmea em posição lateral, espécie bastante comum nas ilhas (219 indivíduos) e pouco comum nas margens (13 indivíduos). Escala 2mm.

Resultados das análises de diversidade local

O número médio de espécies foi similar entre os ambientes, variando entre 14,4 e 16,8 espécies na comparação direta das diversidades alfa. Porém, houve diferença significativa na variância entre as ilhas fluviais e os ambientes marginais pelo índice de diversidade alfa de Fisher para a resolução taxonômica de espécie (MW, $w = 157$; $p = 0,002$), e também para a resolução taxonômica de família (MW, $w = 224$; $p = 0,030$), entretanto na comparação entre ilhas fluviais e florestas de igapó a diferença na variância não foi significativa (MW, $w = 151$; $p = 0,250$), indicando que no nível de família ilhas fluviais e florestas de igapó são parecidos.

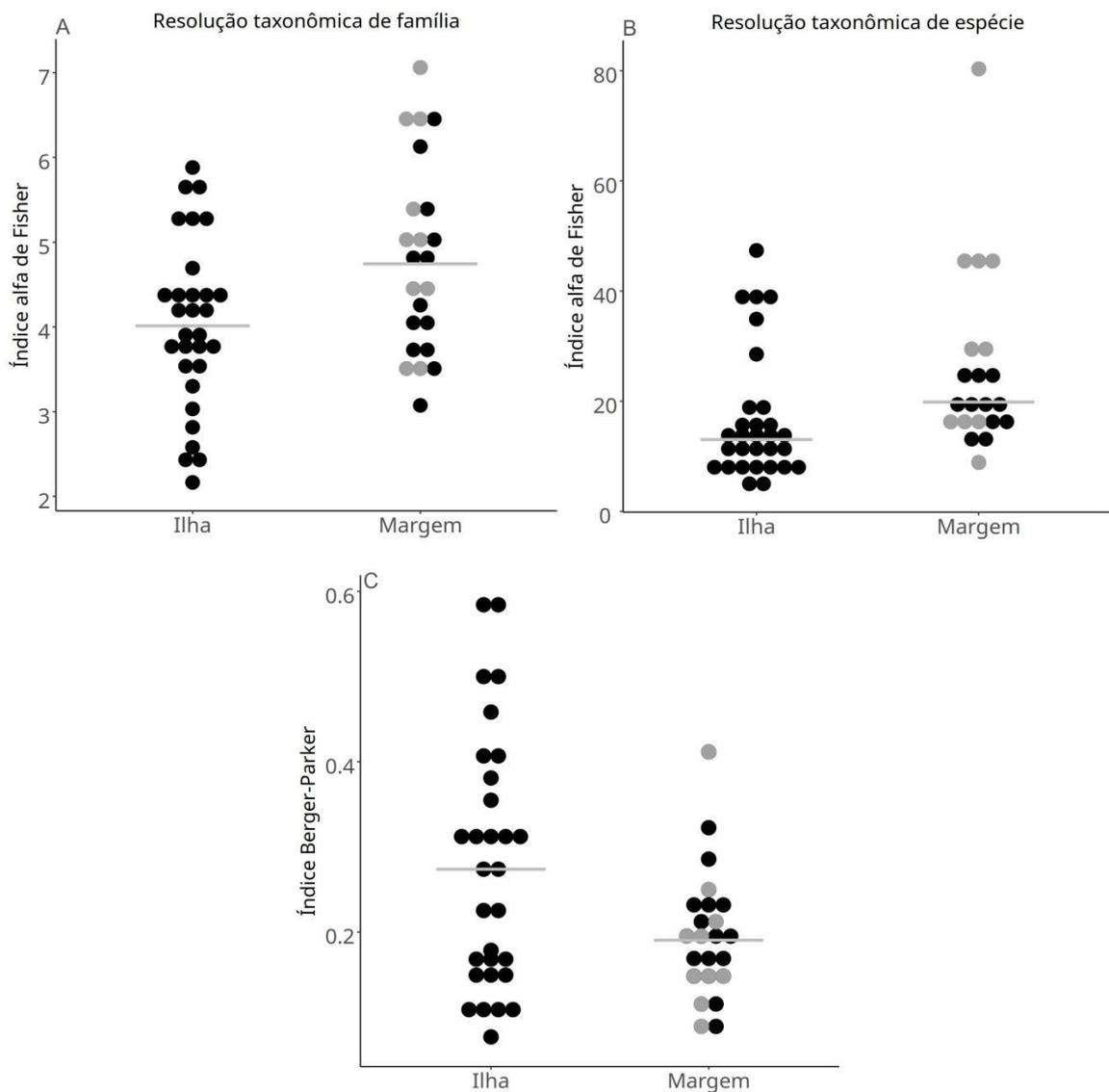


Figura 4. Gráficos de variância com dados de diversidade obtidos através dos índices alfa de Fisher (A e B) e dominância Berger-Parker (C) das assembleias de aranhas do Parque Nacional de Anavilhanas. Os círculos representam unidades amostrais. Barras em cinza indicam a mediana dos dados e pontos em cinza representam as amostras de terra firme.

Os testes de ranqueamento de soma também foram significativos quando comparamos as florestas de terra firme com as ilhas fluviais (MW, $w = 62,5$; $p = 0,006$), apresentando maiores diferenças que quando comparadas com as florestas de igapó (MW, $w = 94,5$; $p = 0,039$). Embora exista diferença entre os valores do índice de Berger-Parker para as amostras do ambiente insular em relação às dos ambientes marginais, estas diferenças não foram significativas. Porém o resultado foi marginalmente significativo com uma tendência para maior dominância nas ilhas fluviais (MW, $w = 445$; $p = 0,074$) (Figura 4C).

As curvas de acúmulo indicam que o número de espécies total amostrado é menor nas ilhas fluviais comparada às florestas de igapó e de terra firme (Figura 5), reforçando o padrão observado através do índice alfa de Fisher. Estas curvas de acúmulo de espécies também sugerem que o inventário apresentado neste estudo não amostrou completamente a fauna de aranhas em nenhum dos ambientes estudados. De acordo com método que utilizamos a redução na inclinação da curva mostra que a fauna de aranhas das ilhas foi mais bem amostrada (Figura 5).

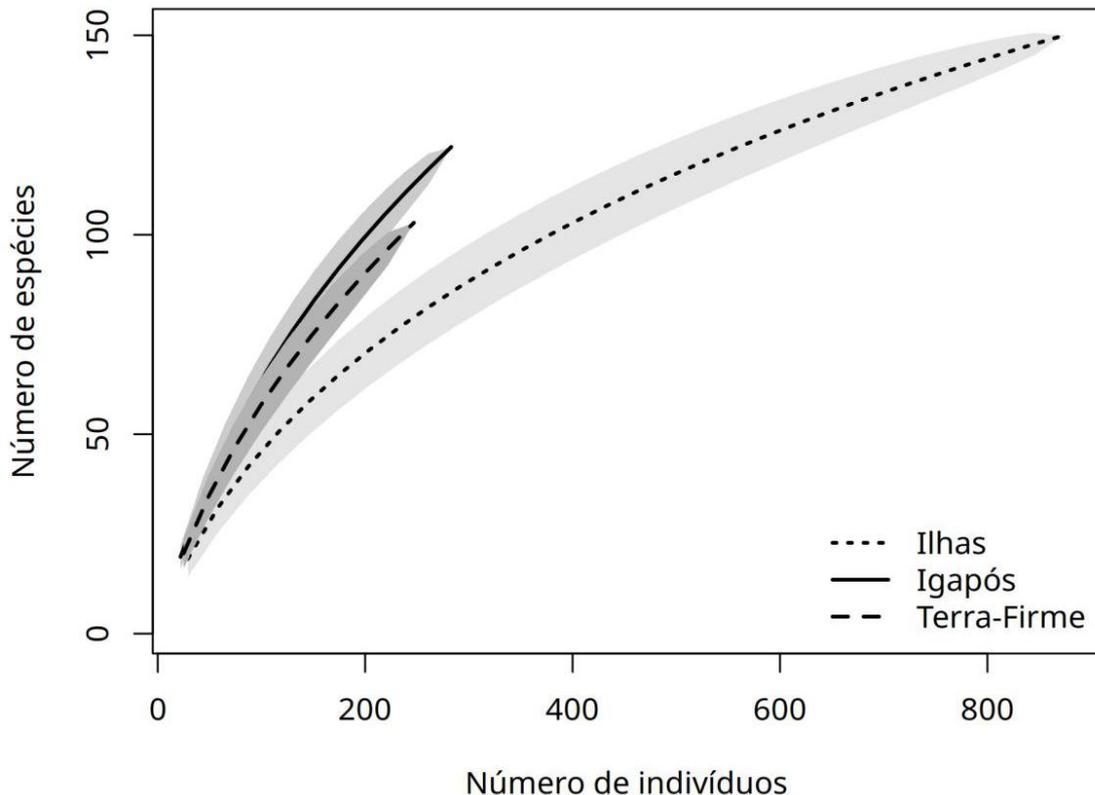


Figura 5. Curvas cumulativas de espécies por categoria de ambiente, construídas com base em matrizes de abundância das espécies coletadas. Polígonos cinza representam os intervalos de confiança de 95%.

Resultados das análises de diversidade beta e espécies indicadoras

Os ambientes compartilham poucas espécies, mesmo considerando a proximidade entre eles. As florestas de igapó possuem mais espécies em comum com as ilhas fluviais que com as florestas de terra firme, mesmo havendo conexão entre as florestas de igapó e de terra firme. Apenas 5 espécies foram compartilhadas entre os ambientes de ilha fluvial e floresta de terra firme. Das 224 espécies que integram o conjunto de amostras selecionadas para a construção do diagrama, somente oito foram amostradas em todos os ambientes (Figura 6).

Os ambientes amostrados hospedam assembleias de aranhas bastante distintas em composição de espécies, um padrão observado tanto com dados de abundância relativa, quanto com dados de presença ou ausência. A figura de ordenação NMDS mostra uma maior separação dos ambientes de terra firme em relação aos outros ambientes, indicando maior dissimilaridade composicional, entretanto ocorre uma pequena sobreposição entre as ilhas fluviais e as florestas de igapó, sugerindo maior semelhança na composição (Figura 7).

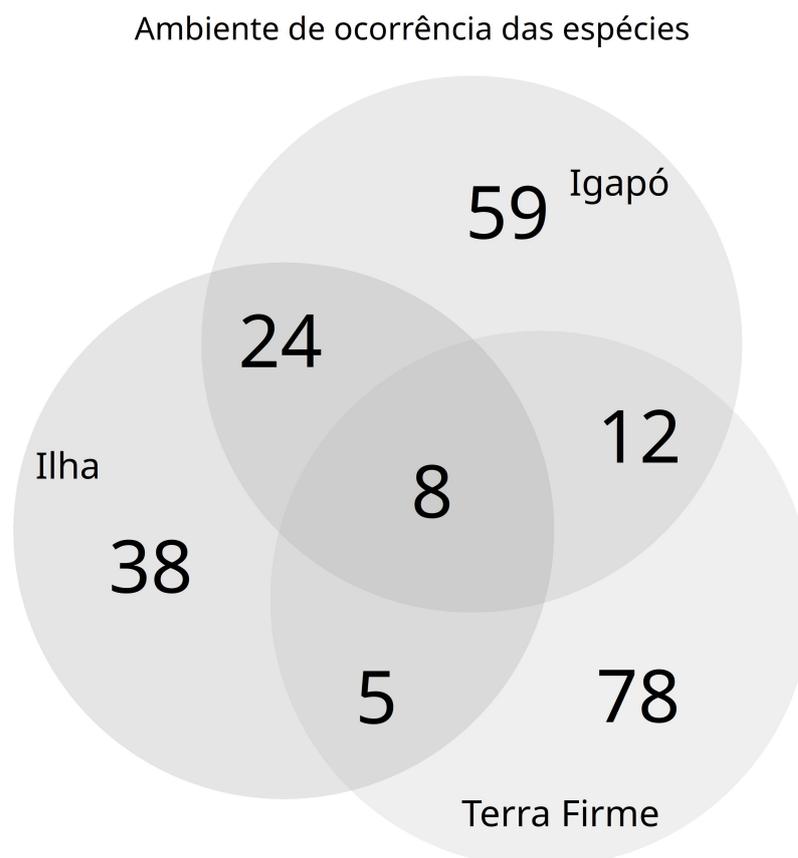


Figura 6. Diagrama construído com dados de 30 amostras (10 para cada ambiente) e 224 espécies. Números representam a contagem de registros de cada espécie em cada um dos três ambientes. Intersecções representam o número de espécies compartilhadas.

As análises de similaridade (ANOSIM) confirmam o padrão de distinção na composição de espécies entre os ambientes. Os valores de R foram altos quando se comparam as ilhas fluviais com as extensas florestas de terra firme, tanto considerando dados de abundância quanto de presença ou ausência (Tabela 1). As florestas de igapó e as ilhas fluviais, em contraste, tendem a apresentar assembleias de aranhas mais similares (Tabela 1). Ainda assim, esta análise indica que a composição de espécies de aranhas das ilhas fluviais foi significativamente distinta comparada com as florestas de igapó próximas (Tabela 1).

Restringindo as análises às espécies com no mínimo 10 indivíduos nas amostragens (n = 29 espécies), o padrão de distinção na composição de espécies entre os três ambientes permanece pouco alterado (Tabela 1), indicando que a distinção na composição de espécies entre os ambientes amostrados é um padrão consistente das assembleias de aranhas e não um artefato amostral devido a inclusão de espécies com poucos exemplares coletados, especialmente a grande proporção de *singletons* (46% dos indivíduos). No entanto, as ilhas fluviais continuam diferenciada das florestas de igapó mesmo considerando somente as espécies mais abundantes (Tabela 1, Figura 7 C e D).

Tabela 1. Resultados das comparações composicionais entre os ambientes amostrados (análise ANOSIM). Valores de R próximos de 0 indicam grande sobreposição na composição de espécies, enquanto valores próximos de 1 indicam grande distinção na composição de espécies. ILHA (Ilhas fluviais), FIGA (Florestas de igapó), TERF (Floresta de terra firme).

Dados	R global	Comparações pareadas	Valor de R	Valor de P
Abundância (todas as espécies)	0,76	FIGA vs. TERF	0,60	>0,001
		FIGA vs ILHA	0,65	>0,001
		ILHA vs. TERF	0,95	>0,001
Presença ou ausência (todas as espécies)	0,72	FIGA vs. TERF	0,65	>0,001
		FIGA vs ILHA	0,57	>0,001
		ILHA vs. TERF	0,93	>0,001
Abundância (espécies com 10 ou mais indivíduos)	0,74	FIGA vs. TERF	0,63	>0,001
		ILHA vs. FIGA	0,61	>0,001
		ILHA vs. TERF	0,92	>0,001
Frequência (espécies com 10 ou mais indivíduos)	0,69	FIGA vs. TERF	0,64	>0,001
		ILHA vs. FIGA	0,55	>0,001
		ILHA vs. TERF	0,87	>0,001

Considerando os dados de abundância de todas as espécies a composição de espécies de aranhas entre as margens direita e esquerda do Rio Negro foi relativamente distinta nas florestas de terra firme sendo possível observar uma separação (Figura 7A). Este padrão, no entanto, não se manteve nas outras análises, as quais não é possível observar separação entre as amostras de cada margem do rio.

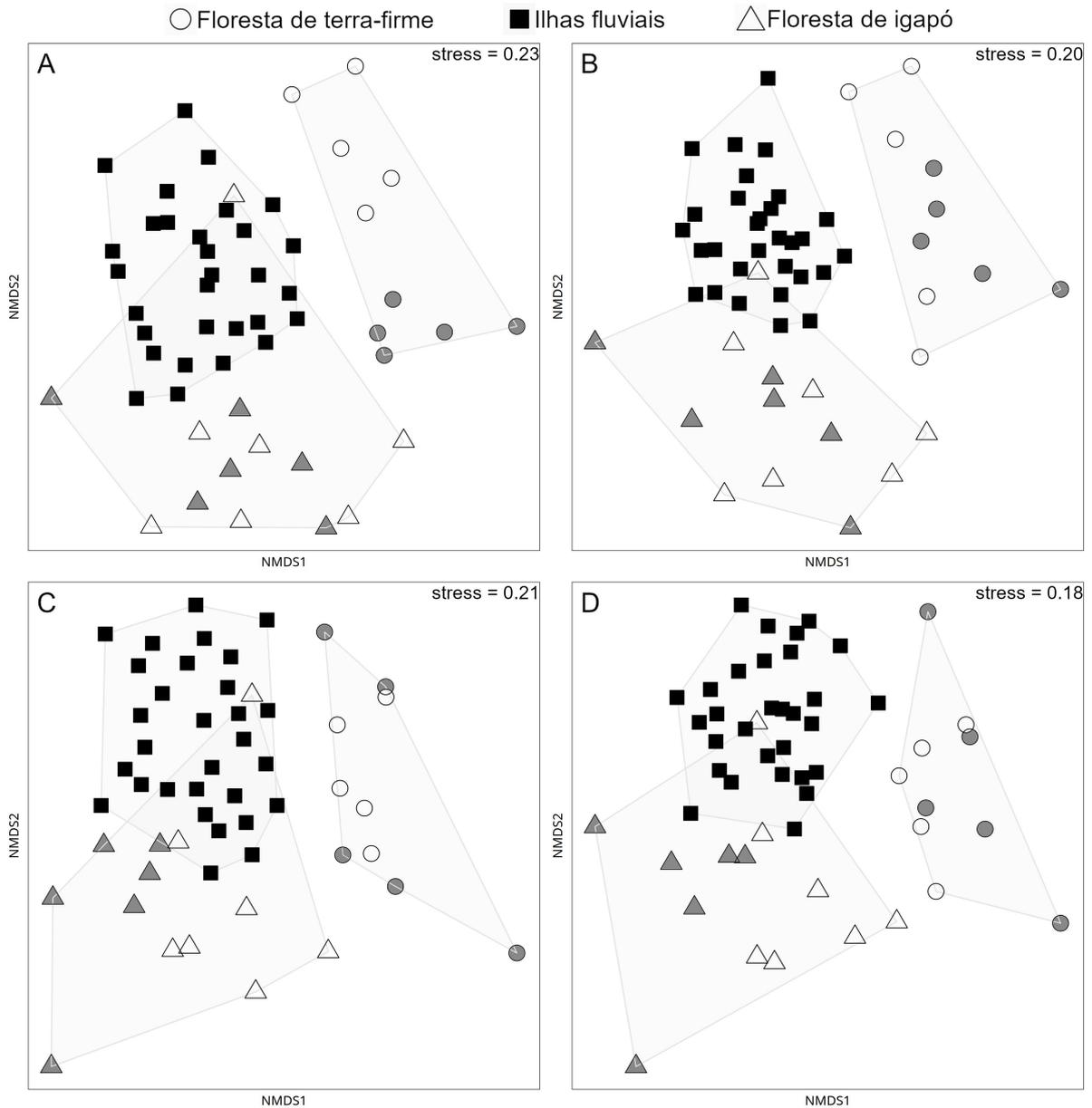


Figura 7. Ordenações dos sítios de amostragem através de análises multidimensionais não métricas (NMDS) a partir de diferentes bases de dados e medidas de distâncias: (A) índice de Bray Curtis com dados de abundância incluindo todas as espécies, (B) índice de Jaccard com dados de presença ou ausência incluindo todas as espécies, (C) índice de Bray Curtis com dados de abundância das espécies mais abundantes (≥ 10 indivíduos), (D) índice de Jaccard incluindo apenas as espécies mais abundantes. Triângulos e círculos preenchidos de cinza indicam que foram amostras da margem esquerda do rio.

O número de indivíduos na maioria das espécies não foi suficientemente grande para realizar a análise de associação aos ambientes. Por isso foram selecionadas 29 espécies com 10 ou mais indivíduos, destas 13 tiveram associações significativas com um dos ambientes. Entre as espécies indicadoras de ilhas fluviais destacaram-se: *Scopocira* aff. *carinata* (IndVal = 0,94; p = 0,001), *Titidius* aff. *urucu* (IndVal = 0,81; p = 0,001), *Faiditus* sp-01 (IndVal = 0,68; p = 0,002), *Cyclosa* sp-01 (IndVal = 0,66; p = 0,002), *Lyssomanes amazonicus* (IndVal = 0,61; p = 0,003), *Rishaschia amrishi* (IndVal = 0,60; p = 0,026) e *Carapoia* sp-01 (IndVal = 0,50; p = 0,040). As florestas de igapó tiveram como espécies indicadoras as aranhas *Spintharus* sp-01 (IndVal = 0,68; p = 0,001), *Cotinusa* sp-01 (IndVal = 0,57; p = 0,009) e *Itata* aff. *tipuloides* (IndVal = 0,49; p = 0,028). As espécies de aranhas indicadoras de florestas de terra firme foram *Helvibis* aff. *germaini* (IndVal = 0,84; p = 0,001), *Noegus* sp-03 (IndVal = 0,69; p = 0,001) e *Thymoites* sp-01 (IndVal = 0,55; p = 0,011).

DISCUSSÃO

A enorme diversidade de espécies representa um dos grandes desafios para o estudo de assembleias de artrópodes tropicais. Por exemplo, Basset *et al.* (2012) registraram mais de 6000 espécies de artrópodes em uma área menor que 0.5 hectare de floresta tropical no Panamá. Inventários realizados na Amazônia registram um número de espécies bastante variável (Höfer 1990; Höfer e Brescovit 2001; Bonaldo *et al.* 2009a; Bonaldo *et al.* 2009b; Rego *et al.* 2009), que depende do esforço amostral, método de coleta, tempo de estudo e características ecológicas dos ambientes amostrados. Estes fatores impossibilitam uma comparação direta entre os dados do nosso estudos com os demais estudos. Entretanto uma comparação genérica pode ajudar a compreender melhor a magnitude da diversidade de aranhas na Amazônia, assim como ampliar o conhecimento da distribuição de algumas espécies de aranhas.

Estudos anteriores realizados em ambientes sazonalmente alagáveis na Amazônia com aranhas registraram entre 130 a 348 espécies (Höfer 1990; Ferreira 2007; Rego *et al.* 2009). Em nosso estudo registramos nos ambientes alagáveis (ilhas fluviais + florestas de igapó) 223 espécies de aranhas, um total de espécies comparável aos outros estudos. Nas florestas de terra firme as quais a araneofauna é melhor conhecida como a Floresta Nacional de Caxiuanã e Reserva Florestal Adolfo Ducke podem hospedar de 500 a 600 espécies (Höfer e Brescovit 2001; Bonaldo *et al.* 2009a; Bonaldo *et al.* 2009b). Nas amostragens feitas em florestas de

terra firme foram registradas 104 espécies, isso indica que a quantidade de espécies observada em nosso estudo está longe do que é esperado para este ambiente.

A alta proporção de espécies representadas por um único indivíduo (*singletons*) também indica a sub-amostragem de aranhas e outros artrópodes em florestas tropicais, e proporção de *singletons* no presente estudo variou de 35% a 44% dependendo do ambiente considerado, algo bem próximo ao que Codington *et al.* (2009) encontraram, com um período de coletas de 10 dias com 5 coletores. Porém, para se obter inventário completos ou próximos do completo, para um grupo de animais tão rico em espécies quanto as aranhas, seriam necessários anos de amostragens intensivas, a aplicação de vários métodos de coleta, a colaboração de vários especialistas e uma quantidade enorme de indivíduos para que a maioria das espécies em uma região sejam inventariadas (Chao *et al.* 2009; Gotelli e Colwell 2011; Basset *et al.* 2012). Dadas as dificuldades, neste estudo registramos 290 espécies e morfoespécies, demonstrando a grande riqueza de aranhas arborícolas da região. Apesar das limitações apresentadas, os padrões documentados neste estudo são robustos, sendo baseados em amostras padronizadas e com análises que lidam com amostragens localizadas.

Nossos resultados indicam que mesmo na resolução de família, é possível identificar diferença nas assembleias de aranhas entre os ambientes. Dentre as famílias de aranhas registradas, Salticidae foi a mais diversa e também esta entre as mais abundantes em diversas localidades na Amazônia (World Spider Catalog 2020; Bonaldo *et al.* 2009a; Bonaldo *et al.* 2009b), neste estudo foi a família mais numerosa nos três ambientes amostrados, ocorrendo em proporções quase iguais tanto nas ilhas quanto nas margens. Indivíduos das famílias Corinnidae e Theridioossomatidae foram proporcionalmente mais abundantes das florestas de terra firme. Grande parte das espécies da família Corinnidae possuem carapaça e pernas extremamente esclerotizadas e em alguns casos poucas cerdas (Bonaldo 2000), o que poderia indicar pouca impermeabilidade e resistência à água, sugerindo que estes animais evitariam ambientes que alagam.

Em contraste as famílias Pisauridae e Anyphaenidae ocorreram com frequências maiores nos ambientes sujeitos a alagamento sazonal (*i. e.* ilhas fluviais e florestas de igapós). Inúmeras espécies de aranhas da família Pisauridae, utilizam a água para se locomover, caçar e fugir de predadores, sendo encontrados principalmente em ambientes encharcados, com algumas espécies adaptadas à captura de anfíbios e peixes (Suter *et al.* 2003; Bonaldo *et al.* 2009a; von May *et al.* 2019). A família Anyphaenidae também possui representantes que

habitam áreas húmidas e mesmo macrófitas aquáticas (Brescovit 1996). A história natural destas aranhas sugere que o alagamento sazonal assim como a insularidade atuam como filtros ambientais que selecionam determinados traços funcionais morfológicos destas aranhas, mas, estes aspectos estão fora do escopo deste trabalho, merecendo um estudo dedicado.

Nas assembleias de aranhas estudadas foram encontradas algumas das características típicas de biotas de ambientes insulares, como por exemplo, ambientes contínuos hospedarão mais espécies do que ilhas, uma vez que estes ocupam áreas muito mais extensas do que as ilhas (Schoener 1986; Rosenzweig 1996:14; Whittaker e Fernández-Palacios 2009:89). De fato observamos em nossas análises uma tendência de maior diversidade alfa nas amostras de terra firme, quando comparadas com as ilhas fluviais. De forma similar, as curvas de rarefação considerando amostras de tamanho similar apontam para uma maior diversidade local nos ambientes contínuos. Estes resultados evidenciam que a diversidade local de aranhas das ilhas fluviais é menor que a de ambientes contínuos.

Em ilhas e ambientes análogos também é previsto um aumento na proporção de indivíduos de algumas poucas espécies (He e Legendre 2002; Fattorini *et al.* 2012; Ding *et al.* 2013). Portanto, maior dominância seria consequência de um aumento desproporcional na abundância de algumas espécies altamente adaptadas as condições locais. Em nossas análises observamos uma tendência marginalmente significativa de maior dominância em escala local nas assembleias de aranhas nas ilhas fluviais (Figura 4D), algo que está de acordo com o esperado. Este resultado poderia indicar que algumas espécies de aranhas arborícolas possuem características que são favorecidas pela situação insular e conseqüentemente estas espécies se tornariam dominantes nas ilhas. Esta tendência é bem ilustrada por *Scopocira aff. carinata* Crane, 1945, uma espécie extremamente abundante (20% das amostras) e de ocorrência quase exclusiva nas ilhas.

A dissimilaridade composicional mostrou que as ilhas amostradas não são meramente um subconjunto dos ambientes marginais, algo discordante do esperado pela teoria de biogeografia de ilhas, considerando a proximidade das ilhas fluviais em relação as florestas de terra firme e a capacidade de dispersão das aranhas. Ferreira (2007) também observou uma diferença significativa ao comparar assembleias de aranhas entre ilhas e florestas contínuas, suportando a ideia de que ilhas fluviais, mesmo pouco isoladas possuem grupos taxonômicos distintos dos ambientes contínuos adjacentes. As assembleias de aranhas das ilhas de Anavilhanas diferem em composição mesmo considerando as espécies mais comuns,

incluindo algumas das mais abundantes que são raras ou inexistentes nos ambientes marginais, difere inclusive considerando as florestas de igapó, que possuem características físicas muito similares. Sugerindo que este padrão de divergência composicional não seria um artefato resultado do alto número de *singletons* nas amostragens.

Nossas amostragens resultaram em 38 espécies (cerca de 22%) registradas apenas nas ilhas fluviais, o que pode indicar que algumas espécies se tornaram especialistas ambientais, assim como ocorre com aves (Rosenberg 1990; Cintra *et al.* 2007; Laranjeiras *et al.* 2014; Borges *et al.* 2019). Entretanto, a possível especialização de habitat das espécies de aranhas desta região deve ser analisada com cautela, a partir do conhecimento atual sobre a distribuição geográfica, embora este seja escasso. Um exemplo disso é a espécie *Lyssomanes amazonicus* aqui registrada apenas em ilhas e que possui distribuição conhecida bastante ampla, com registros para a Amazônia brasileira, Bolívia e Guiana Inglesa (Galiano 1980; Bonaldo *et al.* 2009a; Carvalho e Gasnier 2019). O uso desproporcional das ilhas fluviais, portanto, seria um fenômeno regional para algumas espécies de ampla distribuição.

A possibilidade de especialização no uso das ilhas fluviais não deve ser desconsiderada, pois os mecanismos associados à possível especialização de algumas espécies ao ambiente insular fluvial pode estar associado a competição interespecífica. Para a maioria das espécies que foram associadas a um dos ambientes, há a ocorrência de outras espécies de do mesmo gênero (congêneres) em outro ambiente. Estas espécies congêneras que se substituem entre os ambientes possuem características morfológicas similares e provavelmente ocupam nichos também similares. Por exemplo, as espécies *Scopocira* aff. *carinata* e *Titidius* aff. *urucu* tiveram suas ocorrências praticamente exclusivas às ilhas fluviais. Mecanismos subjacentes à especialização de algumas espécies no uso das ilhas pode indicar competição interespecífica. Assim a ocorrência quase exclusiva destas espécies nas ilhas fluviais poderia estar relacionada com a presença de outras espécies do mesmo gênero nos ambientes contínuos. Além do fato de várias espécies aparentemente restrita às ilhas ocorrem amplamente em todo o arquipélago e com baixa abundância nos ambientes contínuos, sugere que a competição seja o principal fator controlando a densidade de indivíduos nas ilhas.

Dada a proximidade espacial entre os ambientes amostrados e a grande capacidade de dispersão das aranhas, esperávamos uma maior similaridade composicional entre os ambientes, especialmente entre as ilhas fluviais e as florestas de igapó que são habitats

próximos e compartilham semelhanças na estrutura e composição florísticas (Piedade *et al.* 2005). Porém as ilhas fluviais possuem apenas 4% de semelhança composicional com as florestas de terra firme, com um pouco mais de espécies compartilhadas entre as ilhas fluviais e as florestas de igapó. Isto pode estar relacionado com as áreas de igapó representarem uma “zona de transição” entre as ilhas fluviais e a floresta de terra-firme, embora as florestas de igapó tenham exibido um número maior de espécies em comum com as ilhas, mesmo estando conectadas às florestas de terra firme.

Observamos também que grande parte das análises de dissimilaridades na composição de espécies entre os ambientes foram superiores as diferenças de composição entre as margens do rio, sugerindo que o rio talvez não seria uma barreira para as aranhas arborícolas. Porém, apenas para as amostras de floresta de terra firme e com os dados de abundância de todas as espécies observamos uma separação entre as margens. Neste caso, um estudo direcionado com amostragens adicionais é necessário para que conclusões mais aprofundadas sejam obtidas. Assim, a beta diversidade de aranhas do Parque Nacional de Anavilhanas estaria sendo influenciada pela estrutura da vegetação e composição florística das florestas da região, do que a distância entre os pontos de amostragem.

CONCLUSÕES

Padrões de diversidade, dominância e composição das aranhas são documentados pela primeira vez para a região do Parque Nacional de Anavilhanas e com o inventário algumas espécies são registradas pela primeira vez nesta região. A diversidade local de aranhas foi significativamente menor nas ilhas fluviais comparada com os ambientes contínuos com esforço equivalente. As assembleias de aranhas das ilhas fluviais também apresentaram um nível elevado de dominância para poucas espécies. Além disso, a composição de espécies de aranhas das ilhas fluviais foi distinta dos ambientes marginais, mesmo quando foram consideradas as florestas de igapó que são bastante próximas, demonstrando que este ambiente contribui efetivamente para os padrões de *turn-over* regional de aranhas. Um número elevado de espécies foi registrado apenas nas amostras de ilha fluvial, indicando que a especialização de habitat pode estar envolvida na diferenciação das assembleias de aranhas das ilhas. Os filtros ambientais representados pelo isolamento e alagamento sazonal das ilhas e a competição interespecífica estão entre os mecanismos potencialmente responsáveis pelos padrões observados. A influência destes mecanismos sobre as assembleias de aranhas em

ilhas fluviais necessita de estudos adicionais.

REFERÊNCIAS

- Adler, G.H.; Levins, R. 1994. The Island Syndrome in Rodent Populations. The University of Chicago Press. *The Quarterly Review of Biology*, 69:4, p. 473-490.
- Almeida-Filho, R.; Shimabukuro, Y.E.; Beisl, C.H. 2016. Assessment of landscape changes in the Anavilhanas archipelago during the flood peak and drought events in the rio negro, central Amazônia, Brazil. *Revista Brasileira de Cartografia*. 68:5, p. 957-964.
- Basset, Y.; Cizek, L.; Cuénoud, P.; Didham, R.K.; Guilhaumon, F.; Missa, O.; *et al.* 2012. Arthropod diversity in a tropical forest. *Science*, 338: 1481-1484.
- Bonaldo, A.B. 2000. Taxonomia da subfamília Corinninae (Araneae, Corinnidae) nas Regiões Neotropical e Neártica. *Iheringia, Sér. Zool.*, Porto Alegre, 89: 3-148.
- Bonaldo, A.B.; Brescovit, A.D.; Höfer, H.; Gasnier, T.R.; Lise, A.A. 2009b. A araneofauna (Arachnida, Araneae) da Reserva Florestal Ducke, Manaus, Amazonas, Brasil. *In: Fonseca, C.R.V.; Magalhães, C.; Rafael, J.A.; Franklin, E. (Eds) A Fauna de Artrópodes da Reserva Florestal Ducke*. Editora INPA. p. 201-222.
- Bonaldo, A.B.; Carvalho, L.; Pinto-da-Rocha, R.; Tourinho, A.L.; Miglio, L.; Candiani, D.; *et al.* 2009a. Inventário e história natural dos aracnídeos da Floresta Nacional de Caxiuanã. p. 545-588. *In: Lisboa, P.L.B. (Org.) Caxiuanã: desafios para a conservação de uma Floresta Nacional na Amazônia*.
- Borges, S.H.; Baccaro, F.; Moreira, M.; Choueri, E.L. 2019. Bird assemblages on Amazonian river islands: Patterns of species diversity and composition. *Biotropica*, 00: 1-10. doi: 10.1111/btp.12716.
- Brescovit, A.D. 1996. Revisão de Anyphaeninae Bertkal a nível de gêneros na região Neotropical (Araneae, Anyphaenidae). *Revista Brasileira de Zoologia*, Curitiba, 13:1, p. 1-187.
- Brescovit, A.D.; Bonaldo, A.B.; Bertani, R.; Rheims, C.A. 2002. Araneae. *In: J. Adis. (Org.) Amazonian Arachnida and Myriapoda - Keys for the identification to classes, orders, families, some genera, and lists of know species*. Moscou: Pensoft, p. 303-343.
- Carvalho, J.C.; Cardoso, P. 2014. Drivers of beta diversity in Macaronesian spiders in relation to dispersal ability. *Journal of Biogeography*, 41: 1859-1870. doi:10.1111/jbi.12348.
- Carvalho, T.G.; Gasnier, T.J.R. 2019. Illustrated inventory of spiders from Amazonas state, Brazil: 94 understory species from a forest fragment in Manaus. *Scientia Amazonia*, 8:2, CB1-CB12. ISSN:2238.1910.
- Chao, A.; Colwell, R.K.; Lin, C.W.; Gotelli, N.J. 2009. Sufficient sampling for asymptotic minimum species richness estimators. *Ecology*. 90: 1125-1133.
- Cintra, R.; Sanaiotti, T.M.; Cohn-Haft, M. 2007. Spatial distribution and habitat of the

Anavilhanas Archipelago bird community in the Brazilian Amazon. *Biodivers Conserv*, 16: 313. doi: 10.1007/s10531-005-0606-x.

Clarke, K.R.; Gorley, R.N. 2006. PRIMER v6: User manual/tutorial. PRIMER-E, 192p.

Coddington, J.A.; Agnarsson, I.; Miller, J.A.; Kuntner, M.; Hormiga, G. 2009. Undersampling bias: the null hypothesis for singleton species in tropical arthropod surveys. *Journal of Animal Ecology*, 78: 573-584. doi: 10.1111/j.1365-2656.2009.01525.x.

Coddington, J.A.; Levi, H.W. 1991. Systematics and evolution of spiders (Araneae). *Annual Review of Ecology and Systematics*, 22: 565-592.

De Cáceres, M.; Legendre, P. 2009. Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology*, 90: 3566-3574.

Erwin, T.L. 1982. Tropical forests: their richness in Coleoptera and other arthropod species. *The Coleopterists Bulletin*, 36: 74-75.

Ferreira, R. S. 2007. EFEITOS DO ISOLAMENTO E DA PERDA DE ÁREA DE FLORESTA SOBRE COMUNIDADES INSULARES DE ARANHAS, AMAZÔNIA CENTRAL, BRASIL. Dissertação (Mestrado) - INPA/UFAM, Manaus.

Galiano, M.A. 1980. Revision del genero *Lyssomanes* Hentz, 1845 (Araneae, Salticidae). Zoological Institute University of Turku, TURKU, Finland.

Galiano, M.A. 1971. Salticidae (Araneae) Formiciformes, X. Revision del genero *Fluda* Peckham, 1892. *PHYSIS*, Buenos Aires. 81:0, p. 573-599.

Galiano, M.A. 1982a. New combinations and synonymies in Salticidae (Araneae). *Bull.Br.arachnol.Soc. Museo Argentine de Ciencias Naturales*, 5:9, p. 423-424.

Galiano, M.A. 1982b. Revision del genero *Nycerella* (Araneae, Salticidae). *PHYSIS*, Buenos Aires. 41:100, p. 53-63.

Gillespie, R.G. 2002. Biogeography of spiders on remote oceanic islands of the Pacific: archipelagoes as stepping stones? *Journal of Biogeography*, 29:655-662.

Google LLC. 2019. Google Earth Pro, V. 7.3.2.5776 (64-bit). Build Date. Tuesday, March 5, 2019 12:32:52 AM UTC. Server, kh.google.com.

Gotelli, N.J.; Colwell, R.K. 2011. Estimating species richness. p. 39-54. *In*: Magurran, A.; McGill, B. editors. *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment*. Oxford University Press, Oxford, UK.

Harris, J.W.E.; Collis, D.G.; Magar, K.M. 1972. Evaluation of the tree-beating method for sampling defoliating forest insects. *The Canadian Entomologist*. 104:5, 723-729.

Hayashi, M.; Bakkali, M.; Hyde, A.; Goodacre, S.L. 2015. Sail or sink: novel behavioural adaptations on water in aerially dispersing species. *BMC Evolutionary Biology*, 15:118. doi: 10.1186/s12862-015-0402-5.

Höfer, H. 1990. The spider community (Araneae) of a Central Amazonian blackwater

inundation forest (igapó). *Acta Zoologica Fennica*, 190: 173-179.

Höfer, H.; Brescovit, A.D. 2001. Species and guild structure of a Neotropical spider assemblage (Araneae; Reserva Ducke, Amazonas, Manaus). *Andrias*, Karlsruhe, 15:1, p.99-120.

Itescu, Y. 2019. Are island-like systems biologically similar to islands? A review of the evidence. *Ecography*, 42: 1298-1314. doi: 10.1111/ecog.03951.

Jonsson, M.; Yeates G.W.; Wardle D.A. 2009. Patterns of invertebrate density and taxonomic richness across gradients of area, isolation, and vegetation diversity in a lake-island system. *Ecography*, 32: 963-72.

Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Schöngart, J.; Cohn-Haft, M.; Adeney, J.M.; Wittmann, F. 2011. A Classification of Major Naturally-Occurring Amazonian Lowland Wetlands. Society of Wetland Scientists. doi:10.1007/s13157-011-0190-7.

Kuntner, M.; Agnarsson, I. 2011. Phylogeography of a successful aerial disperser: the golden orb spider *Nephila* on Indian Ocean islands. *BMC Evolutionary Biology*, 11:119.

Laranjeiras, T.O.; Naka, L.N.; Bechtoldt, C.L.; Costa, T.V.V.; Andretti, C.B.; Cerqueira, M.C.; *et al.* 2014. The avifauna of Viruá National Park, Roraima, reveals megadiversity in northern Amazonia. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 22:2, p. 138-171.

Latrubesse, E.M.; Stevaux, J.C. 2015. The Anavilhanas and Mariuá Archipelagos: Fluvial Wonders from the Negro River, Amazon Basin. *In: Vieira, B.C. et al. (eds.), Landscapes and Landforms of Brazil. World Geomorphological Landscapes*, p. 157-169.

Lima, J.R.; Galatti, U.; Lima, C.J.; Faveri, S.B.; Vasconcelos, H.L.; Neckel-Oliveira, S. 2015. Amphibians on Amazonian Land-Bridge Islands are Affected More by Area Than Isolation. *BIOTROPICA*, 47:3, p. 369-376. doi:10.1111/btp.12205.

Liu, J.; Vellend, M.; Wang, Z.; Yu, M. 2018. High beta diversity among small islands is due to environmental heterogeneity rather than ecological drift. *Wiley Journal of Biogeography*, 45:2252-2261. doi: 10.1111/jbi.13404.

Losos, J.B.; Ricklefs, R.E. 2010. *The theory of island biogeography Revisited*. Princeton University Press. 494p.

MacArthur, R.H.; Wilson, E.O. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton, NJ: Princeton University Press, 203p.

Novo Airão, Amazonas. 2017. Plano de Manejo do Parque Nacional de Anavilhanas. Governo federal do Brasil. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio, 345p.

Nunes, R.V.; Carvalho, M.S.G.; Vaz-de-Mello, F.Z.; Dáttilo, W.; Izzo, T.J. 2014. Taxonomic composition of Scarabaeinae dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) inhabiting fluvial islands in the southern Brazilian Amazon. *Annales de la Société entomologique de France (N.S.): International Journal of Entomology*, 50: 3-4, p. 407-413.

Oksanen, J.F.; Blanchet, G.; Friendly, M.; Kindt, R.; Legendre, P.; McGlinn, D.; *et al.* 2019.

vegan: Community Ecology Package. R package version 2: 5-6.

Palmeirim, A.F.; Vieira, M.V.; Peres, C.A. 2017. Non-random lizard extinctions in land-bridge Amazonian forest islands after 28 years of isolation. *Biological Conservation* 214:55-65. doi: 10.1016/j.biocon.2017.08.002.

Piedade, M.T.; Junk, W.J.; Adis, J.; Parolin, P. 2005. Ecologia, zonação e colonização da vegetação arbórea das Ilhas Anavilhanas. *Pesquisas Botânica*, 56: 117-144.

Pitta, E.; Kassara, C.; Giokas, S.; Sfenthourakis, S. 2013. Compositional dissimilarity patterns of reptiles and amphibians in insular systems around the world. *Ecological Research* 28:633-642. doi: 10.1007/s11284-013-1055-8.

Prance, G.T. 1996. Islands in Amazonia. The Royal Society. *Biological Sciences. Evolution on Islands*, 351:1341, p. 823-833.

Rabelo, R.M.; Bicca-Marques, J.C.; Aragón, S.; Nelson, B.W. 2017. Are fluvial islands “real” islands for arboreal mammals? Uncovering the effect of patch size under the species-area relationship. *Journal of Biogeography*, 1-11. doi: 10.1111/jbi.13034.

Rego, F.N.A.A.; Venticinque, E.M.; Brescovit, A.D.; Rheims, C.A.; Albernaz, A.L.K.M. 2009. A contribution to the knowledge of the spider fauna (Arachnida: Araneae) of the floodplain forests of the main Amazon River channel. *Revista Ibérica de Aracnología*, 17:1576-9518, p. 85-96.

Rosenberg, G.H. 1990. Habitat specialization and foraging behaviour by birds of Amazonian river islands in northeastern Peru. *The Condor*, 92: 427-443.

Rosenzweig, M.L. 1996. *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge Univ. Press. 462p.

Schoener, T.W. 1986. Patterns in terrestrial vertebrate versus arthropod communities: do systematic differences in regularity exist? *In: J. Diamond and T.J. Case, editors. Community ecology*. Harper and Row, New York, New York, USA, p. 556-586.

Si, X.; Baselga, A.; Ding, P. 2015. Revealing Beta-Diversity Patterns of Breeding Bird and Lizard Communities on Inundated Land-Bridge Islands by Separating the Turnover and Nestedness Components. *PLoS ONE*, 10:5. doi: 10.1371/journal.pone.0127692.

Silva, J.M.C.; Garda, A.A. 2016. Padrões e Processos Biogeográficos na Amazônia. p. 189-197. *In: Carvalho, C.J.B. e Almeida, E.A.B. (Eds.), Biogeografia da América do Sul: Padrões e Processos*. Ed. São Paulo, Brazil.

Suter, R.B.; Stratton, G.; Miller, P.R. 2003. Water surface locomotion by spiders: Distinct gaits in diverse families. *The Journal of Arachnology*, 31:428-432, p. 556-586.

Ubick, D.; Paquin, P.; Cushing, P.E.; Roth, V. 2005. *Spiders of North America: an Identification manual*. American Arachnological Society, 377p.

Vanbergen, A.J.; Woodcock, B.A.; Gray, A.; Andrews, C.; Ives, S.; Kjeldsen, T.R.; Laize, C.L.R.; Chapman, D.S.; Butler, A.; O'Hare, M.T. 2017. Dispersal capacity shapes responses of river island invertebrate assemblages to vegetation structure, island area, and flooding.

Insect Conservation and Diversity, 10: 341-353.

Wardle, D.A.; Zackrisson, O.; Hörnberg, G.; Gallet, C. 1997. The Influence of Island Area on Ecosystem Properties. *Science* 277:5330, p. 1296-1299. doi: 10.1126/science.277.5330.1296.

Whittaker, R.J.; Fernández-Palacios, J.M. 2009. *Island biogeography: ecology, evolution, and conservation*, 2nd edn. Oxford University Press, Oxford. 401p.

Wu, L.; Si, X.; Didham, R.K.; Ge, D.; Ding, P. 2017. Dispersal modality determines the relative partitioning of beta diversity in spider assemblages on subtropical land-bridge islands. *Journal of Biogeography*, 44: 2121-2131. doi:10.1111/jbi.13007.

Zhang, Z-Q. 2013. Phylum Arthropoda. *In*: Zhang, Z-Q. (Ed.) *Animal Biodiversity: An Outline of Higher-level Classification and Survey of Taxonomic Richness*. Addenda, *Zootaxa*, 3703: 1-82.

CONCLUSÕES GERAIS

Em estudos biogeográficos a abordagem das ilhas como possuindo metacomunidades ou unidades de assembleias pode nos ajudar a compreender os processos ecológicos que são reflexo das interações entre os organismos. Documentamos pela primeira vez para a região do Parque Nacional de Anavilhanas padrões de diversidade, dominância e composição das aranhas e o inventário traz os primeiros registros de algumas espécies para esta região. Observamos influência da área na diversidade alfa para ilhas com área entre 0,01 a 0,1 km², entretanto para ilhas maiores não houve relação, este resultado indica que para aranhas arborícolas o efeito da área diminui com a distância, suportando a ideia destas ilhas serem compreendidas e estudadas como áreas que contém metacomunidades, ou seja, unidades de assembleias compostas por indivíduos com diferentes graus de interação associados às distâncias dentro da ilha. As ilhas fluviais tendem a ter menor diversidade alfa quando comparadas aos ambientes contínuos das margens (igapó + terra firme), e a diversidade total das ilhas não influencia a densidade local de indivíduos por espécie neste sistema insular. Uma das espécies de aranhas se tornou tão abundantes nas ilhas que com sua remoção das análises os resultados deixaram de ser significativos. A área das ilhas não influencia a composição de espécies dentro do arquipélago. Entretanto a composição de espécies de aranhas das ilhas fluviais foi diferente dos ambientes marginais, mesmo quando foram comparadas às florestas de igapó que são próximas, indicando que estas ilhas fluviais contribuem efetivamente para os padrões de *turn-over* regional de aranhas. A diferença na composição entre ambientes foi superior a diferença de composição entre as margens direita e esquerda do rio. A densidade da maioria das espécies que foi associada a um dos ambientes pela análise de espécies indicadoras pode ter sido influenciada pela ocorrência de espécies congêneres. O isolamento das ilhas, alagamento sazonal e a competição interespecífica estão entre os filtros ambientais potencialmente responsáveis pelos padrões observados nas assembleias de aranhas do Parque Nacional de Anavilhanas.

APÊNDICE

Lista das espécies do Parque Nacional de Anavilhanas.

Família	Espécies	Família	Espécies	
Anyphaenidae	<i>Hibana</i> aff. <i>melloleitaoi</i>		<i>Mangora</i> sp 01	
	<i>Hibana</i> sp 01		<i>Mangora</i> sp 02	
	<i>Isigonia</i> sp 01		<i>Mangora</i> sp 03	
	<i>Katissa</i> sp 01		<i>Mangora</i> sp 04	
	<i>Patrera</i> sp 01		<i>Metazygia</i> aff. <i>uraricoera</i>	
	<i>Patrera</i> sp 02		<i>Metazygia</i> sp 01	
	<i>Patrera</i> sp 04		<i>Micrathena abrahami</i>	
	<i>Patrera</i> sp 05		<i>Micrathena plana</i>	
	<i>Sillus</i> sp 01		<i>Micrathena</i> sp 01	
	<i>Sillus</i> sp 02		<i>Micrathena ucayali</i>	
	<i>Wulfila</i> sp 01		<i>Parawixia</i> sp 01	
	<i>Wulfila</i> sp 02		<i>Spilasma duodecimguttata</i>	
	<i>Wulfila</i> sp 03		<i>Spilasma</i> sp 01	
	Araneidae	<i>Aculepeira</i> sp 01		<i>Spintharidius rhomboidalis</i>
		<i>Aculepeira travassosi</i>	Clubionidae	<i>Elaver juruti</i>
<i>Alpaida</i> sp 01		Corinnidae	<i>Castianeira</i> sp 01	
<i>Alpaida</i> sp 03			<i>Castianeira</i> sp 02	
<i>Alpaida</i> sp 04			<i>Castianeira</i> sp 03	
<i>Alpaida</i> sp 05			<i>Corinna</i> sp 01	
<i>Alpaida truncata</i>			<i>Falconina</i> sp 01	
<i>Amazonpeira</i> sp 01			<i>Myrmecium bifasciatum</i>	
<i>Amazonpeira</i> sp 02			<i>Myrmecium</i> sp 01	
<i>Amazonpeira</i> sp 03			<i>Myrmecium</i> sp 02	
<i>Cyclosa</i> sp 01			<i>Myrmecium</i> sp 03	
<i>Cyclosa</i> sp 02			<i>Myrmecotypus</i> sp 01	
<i>Cyclosa</i> sp 03			<i>Xeropigo</i> sp 01	
<i>Cyclosa</i> sp 04		Deinopidae	<i>Deinopis</i> sp 01	
<i>Cyclosa</i> sp 05		Dictynidae	<i>Aebutina</i> sp 01	
<i>Eustala</i> sp 01		Gnaphosidae	<i>Apopyllus</i> sp 01	
<i>Eustala</i> sp 02			<i>Zimiromus</i> sp 01	
<i>Eustala</i> sp 03		Hersiliidae	<i>Neotama</i> aff. <i>mexicana</i>	
<i>Eustala</i> sp 04			<i>Ypypuera</i> sp 01	
<i>Eustala</i> sp 05		Linyphiidae	<i>Sphecozone</i> sp 01	
<i>Eustala</i> sp 06	Mimetidae	<i>Gelanor</i> <i>latus</i>		
<i>Eustala</i> sp 07		<i>Mimetus</i> sp 01		
<i>Eustala</i> sp 08		<i>Mimetus</i> sp 02		
<i>Eustala</i> sp 09	Oonopidae	<i>Dysderina</i> sp 01		
<i>Eustala</i> sp 10		<i>Dysderina</i> sp 02		

Família	Espécies	Família	Espécies
	<i>Dysderina sp 03</i>		<i>Cotinusa sp 02</i>
	<i>Orchestina sp 01</i>		<i>Cotinusa sp 03</i>
	<i>Orchestina sp 02</i>		<i>Cotinusa sp 05</i>
	<i>Orchestina sp 03</i>		<i>Cotinusa sp 06</i>
Oxyopidae	<i>Hamataliwa sp 01</i>		<i>Cotinusa sp 07</i>
	<i>Hamataliwa sp 02</i>		<i>Cylistella sp 01</i>
	<i>Hamataliwa sp 03</i>		<i>Eustiromastix sp 01</i>
	<i>Oxyopes incertus</i>		<i>Fluda angulosa</i>
	<i>Oxyopes sp 01</i>		<i>Fluda opica</i>
	<i>Oxyopes sp 02</i>		<i>Freya aff. rubiginosa</i>
Palpimanidae	<i>Otiotrops sp 01</i>		<i>Gypogyna forceps</i>
Philodromidae	<i>Berlandiella sp 01</i>		<i>Hypaeus aff. triplagiatus</i>
Pholcidae	<i>Carapoia ocaína</i>		<i>Hypaeus barromachadoi</i>
	<i>Carapoia sp 01</i>		<i>Hypaeus sp 01</i>
	<i>Litoporus sp 01</i>		<i>Hypaeus sp 02</i>
	<i>Litoporus sp 02</i>		<i>Hypaeus sp 03</i>
	<i>Mecoloesthus sp 01</i>		<i>Hypaeus sp 04</i>
	<i>Mesabolivar sp 01</i>		<i>Ilargus sp 01</i>
	<i>Mesabolivar sp 02</i>		<i>Itata aff. tipuloides</i>
	<i>Metagonia aff. taruman</i>		<i>Lyssomanes aff. longipes</i>
	<i>Metagonia sp 01</i>		<i>Lyssomanes aff. nigropictus</i>
	<i>Metagonia sp 02</i>		<i>Lyssomanes aff. tenuis</i>
Pisauridae	<i>Thaumasia sp 01</i>		<i>Lyssomanes amazonicus</i>
	<i>Thaumasia sp 02</i>		<i>Lyssomanes longipes</i>
Salticidae	<i>Acragas sp 01</i>		<i>Lyssomanes sp 01</i>
	<i>Acragas sp 02</i>		<i>Lyssomanes sp 02</i>
	<i>Asaracus sp 01</i>		<i>Lyssomanes sp 03</i>
	<i>Beata aff. maccuni</i>		<i>Lyssomanes sp 04</i>
	<i>Beata sp 01</i>		<i>Lyssomanes sp 05</i>
	<i>Ceriomura aff. cruenta</i>		<i>Lyssomanes sp 06</i>
	<i>Chinoscopus gracilis</i>		<i>Lyssomanes sp 07</i>
	<i>Chirothecia sp 01</i>		<i>Mago acutidens</i>
	<i>Chirothecia sp 02</i>		<i>Mago sp 01</i>
	<i>Colonus aff. pallidus</i>		<i>Marma sp 01</i>
	<i>Colonus aff. vaccula</i>		<i>Messua sp 01</i>
	<i>Corythalia sp 01</i>		<i>Messua sp 02</i>
	<i>Corythalia sp 02</i>		<i>Noegus aff. actinosus</i>
	<i>Corythalia sp 03</i>		<i>Noegus aff. nivelmarginatus</i>
	<i>Corythalia sp 04</i>		<i>Noegus franganilloi</i>
	<i>Corythalia sp 06</i>		<i>Noegus sp 01</i>
	<i>Corythalia sp 07</i>		<i>Noegus sp 02</i>
	<i>Cotinusa sp 01</i>		<i>Noegus sp 03</i>

Família	Espécies	Família	Espécies
	<i>Noegus sp 04</i>	Theridiidae	<i>Achaearana aff. hieroglyphica</i>
	<i>Noegus sp 05</i>		<i>Achaearana sp 01</i>
	<i>Nygerella decorata</i>		<i>Achaearana sp 02</i>
	<i>Pachomius sp 01</i>		<i>Achaearana sp 03</i>
	<i>Parnaenus cyanidens</i>		<i>Anelosimus sp 01</i>
	<i>Peckmania sp 01</i>		<i>Argyrodes sp 01</i>
	<i>Phiale sp 01</i>		<i>Ariamnes sp 01</i>
	<i>Psecas sp 01</i>		<i>Chrosiothes sp 01</i>
	<i>Psecas sp 02</i>		<i>Chrosiothes sp 02</i>
	<i>Rishaschia mandibularis</i>		<i>Chrosiothes sp 03</i>
	<i>Sarinda sp 01</i>		<i>Chrosiothes sp 04</i>
	<i>Sassacus sp 01</i>		<i>Cryptachaea sp 01</i>
	<i>Sassacus sp 02</i>		<i>Dipoena sp 01</i>
	<i>Sassacus sp 03</i>		<i>Dipoena sp 02</i>
	<i>Sassacus sp 04</i>		<i>Dipoena sp 03</i>
	<i>Scopocira aff. carinata</i>		<i>Dipoena sp 04</i>
	<i>Scopocira sp 01</i>		<i>Dipoena sp 05</i>
	<i>Scopocira sp 02</i>		<i>Dipoena sp 06</i>
	<i>Sidusa aff. gratiosa</i>		<i>Faiditus sp 01</i>
	<i>Sidusa sp 01</i>		<i>Faiditus sp 02</i>
	<i>Soesilarishius amrishi</i>		<i>Faiditus sp 03</i>
	<i>Soesilarishius sp 01</i>		<i>Faiditus sp 05</i>
Scytodidae	<i>Scytodes sp 01</i>		<i>Faiditus sp 06</i>
	<i>Scytodes sp 02</i>		<i>Helvibis aff. germaini</i>
	<i>Scytodes sp 04</i>		<i>Helvibis sp 01</i>
	<i>Scytodes sp 05</i>		<i>Helvibis sp 02</i>
Senoculidae	<i>Senoculos sp 01</i>		<i>Janula sp 01</i>
	<i>Senoculos sp 02</i>		<i>Janula sp 02</i>
	<i>Senoculos sp 03</i>		<i>Neospintharus sp 01</i>
Sparassidae	<i>Nungara sp 01</i>		<i>Neospintharus sp 02</i>
	<i>Nungara sp 02</i>		<i>Phycosoma sp 01</i>
	<i>Nungara sp 03</i>		<i>Rhomphaea sp 01</i>
	<i>Olios sp 01</i>		<i>Rhomphaea sp 03</i>
	<i>Olios sp 02</i>		<i>Rhomphaea sp 04</i>
Synotaxidae	<i>Synotaxus sp 01</i>		<i>Spintharus sp 01</i>
Tetragnathidae	<i>Azilia sp 02</i>		<i>Tekellina sp 01</i>
Tetragnatidae	<i>Azilia sp 01</i>		<i>Tekellina sp 02</i>
	<i>Glenognatha sp 01</i>		<i>Tekellina sp 03</i>
	<i>Leucauge sp 01</i>		<i>Theridion sp 01</i>
	<i>Tetragnatha aff. tenuissima</i>		<i>Theridion sp 02</i>
	<i>Tetragnatha sp 01</i>		<i>Theridion sp 03</i>
	<i>Tetragnatha sp 02</i>		<i>Thwaitesia sp 01</i>

Família	Espécies	Família	Espécies
	<i>Thymoites sp 01</i>		<i>Uloborus sp 06</i>
Theridiosomatidae	<i>Chthonos sp 01</i>		<i>Uloborus sp 07</i>
	<i>Chthonos sp 02</i>		<i>Uloborus sp 08</i>
	<i>Epilineutes sp 01</i>		<i>Zosis sp 01</i>
	<i>Epilineutes sp 02</i>		
	<i>Naatlo sp 01</i>		
	<i>Naatlo sp 02</i>		
	<i>Ogulnius sp 01</i>		
	<i>Ogulnius sp 02</i>		
	<i>Plato sp 01</i>		
	<i>Plato sp 02</i>		
	<i>Plato sp 03</i>		
Thomisidae	<i>Bucranium taurifrons</i>		
	<i>Epicadus aff. taczanowskii</i>		
	<i>Epicadus sp 01</i>		
	<i>Epicadus sp 02</i>		
	<i>Epicadus sp 03</i>		
	<i>Misumenops sp 01</i>		
	<i>Onocolus aff. pentagonus</i>		
	<i>Stephanopis sp 01</i>		
	<i>Stephanopis sp 02</i>		
	<i>Stephanopoides simone</i>		
	<i>Strophius sp 01</i>		
	<i>Synema sp 01</i>		
	<i>Titidius aff. urucu</i>		
	<i>Titidius sp 01</i>		
	<i>Titidius sp 02</i>		
	<i>Titidius sp 03</i>		
Trachelidae	<i>Trachelas sp 01</i>		
	<i>Trachelas sp 02</i>		
Uloboridae	<i>Miagrammopes sp 01</i>		
	<i>Miagrammopes sp 02</i>		
	<i>Miagrammopes sp 03</i>		
	<i>Philoponella sp 01</i>		
	<i>Philoponella sp 02</i>		
	<i>Philoponella sp 03</i>		
	<i>Philoponella sp 04</i>		
	<i>Uloborus sp 01</i>		
	<i>Uloborus sp 02</i>		
	<i>Uloborus sp 03</i>		
	<i>Uloborus sp 04</i>		
	<i>Uloborus sp 05</i>		