

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ACRE
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E MANEJO DE RECURSOS
NATURAIS

INFLUÊNCIA DA CONECTIVIDADE DE LAGOS E REGIME
HIDROLÓGICO SOBRE A INTERAÇÕES ECOLÓGICAS DE UMA
COMUNIDADE DE ANUROS ASSOCIADAS A BANCOS DE
MACRÓFITAS EM LAGOS DE MEANDRO ABANDONADO DO MÉDIO
RIO PURUS

LUCICLÉIA RAILENE ASSIS DE MATOS

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

RIO BRANCO-AC, BRASIL

JULHO DE 2018

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ACRE
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E MANEJO DE RECURSOS
NATURAIS

INFLUÊNCIA DA CONECTIVIDADE DE LAGOS E REGIME
HIDROLÓGICO SOBRE A INTERAÇÕES ECOLÓGICAS DE UMA
COMUNIDADE DE ANUROS ASSOCIADAS A BANCOS DE
MACRÓFITAS EM LAGOS DE MEANDRO ABANDONADO DO MÉDIO
RIO PURUS

LUCICLÉIA RAILENE ASSIS DE MATOS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-
Graduação em Ecologia e Manejo de Recursos
Naturais da Universidade Federal do Acre como
requisito parcial à obtenção do título de Mestre.
Orientador: Prof. Dr. Lisandro Juno Soares Vieira

RIO BRANCO-AC, BRASIL

JULHO DE 2018

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ACRE
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E MANEJO DE RECURSOS
NATURAIS

INFLUÊNCIA DA CONECTIVIDADE DE LAGOS E REGIME
HIDROLÓGICO SOBRE A INTERAÇÕES ECOLÓGICAS DE UMA
COMUNIDADE DE ANUROS ASSOCIADAS A BANCOS DE
MACRÓFITAS EM LAGOS DE MEANDRO ABANDONADO DO MÉDIO
RIO PURUS

LUCICLÉIA RAILENE ASSIS DE MATOS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais da Universidade Federal do Acre como requisito parcial à obtenção do título de Mestre.

Aprovada em 31 de julho de 2018 pela banca examinadora:

Dr. Lisandro Juno Soares Vieira
Universidade Federal do Acre, Centro de Ciências Biológicas e da Natureza
Orientador

Dr. Armando Muniz Calouro
Universidade Federal do Acre, Centro de Ciências Biológicas e da Natureza
Examinador interno



Dra. Iberê Farina Machado
Universidade Federal de Goiás
Examinador externo

RIO BRANCO-AC, BRASIL

JULHO DE 2018

M433i Matos, Lucicléia Railene Assis de, 1993 -

Influência da conectividade de lagos e regime hidrológico sobre a interações ecológicas de uma comunidade de anuros associadas a bancos macrófitas em lagos de meandro abandonado do médio Rio Purus/ Lucicléia Railene Assis de Matos; orientador: Dr. Lisandro Juno Soares Vieira. – 2018. 69 f.: il. ; 30 cm.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Acre, Programa de Pós – Graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais. Rio Branco, 2018.

Inclui referências bibliográficas e anexos.

1. Macrófitas. 2. Rio Purus. 3. Meio ambiente. I. Vieira, Lisandro Juno Soares (orientador). II. Título.

CDD: 574.501

Bibliotecária: Nádia Batista Vieira CRB-11º/882.

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

MATOS, L. R. A. 2018. Influência da conectividade de lagos e regime hidrológico sobre a interações ecológicas de uma comunidade de anuros associadas a bancos de macrófitas em lagos de meandro abandonado do médio rio Purus. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais, Universidade Federal do Acre, Rio Branco-AC, 69 p.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Lucicléia Railene Assis de Matos

GRAU: Mestre

Concedo à Universidade Federal do Acre-UFAC permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestá-las somente para propósitos acadêmicos e científicos. Reservo outros direitos de publicação, de forma que nenhuma parte desta dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem minha autorização por escrito.

Lucicléia Railene Assis de Matos

Endereço eletrônico: lucicleia.railene@gmail.com

Dedico aos meus pais, por todo amor e carinho
que recebi durante a elaboração desse trabalho.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço ao meu orientador Dr. Lisandro Juno Soares Vieira pela oportunidade proporcionada e pela confiança em me incluir na equipe de pesquisa do IctioLab.

Ao MSc. Werther Pereira Ramalho pelas sugestões durante o desenvolvimento do projeto, na conclusão desta dissertação e por sempre estar do meu lado, obrigado “man”.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais da Universidade Federal do Acre e a todos os professores do curso pelos ensinamentos e sugestões para a realização deste trabalho.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de mestrado.

Ao ICMBio pela concessão da licença para coleta.

Ao CEUA – UFAC pela concessão da licença de uso animal.

Aos meus pais, que sempre me apoiaram e me ajudaram durante essa etapa, entendendo todos os problemas e dificuldade. Meus avós, irmã e toda família que me apoiou.

Aos colegas do mestrado por compartilhar os bons momentos de aprendizado e descontração. Em especial ao Roni Zumba, que sempre esteve ao meu lado.

Aos companheiros do IctioLab pela boa convivência, em especial ao Ronaldo pelas ajudas em campo, companhia e por sempre estar ao meu lado, apesar das brigas rs.

Aos meus amigos Danyella, Mauricio, Ivan, Bianca, Marcos, Douglas Coutinho e tantos outros, por sempre confiarem e me apoiarem na luta do dia a dia, passando carinho e felicidade para que tudo caminhasse corretamente.

Ao Edinelson pelo companheirismo, ajuda e experiência durante as coletas de campo, me guiando durante a estadia nos lagos do rio Purus.

Aos moradores ribeirinhos e suas famílias pela receptividade e abrigo durante os campos.

Ao meu ajudante de campo Guilherme, pelos desgastes, aborrecimentos, calor e mosquitos, para coletar macrófitas, invertebrados e sapos, sendo essencial para o sucesso da pesquisa.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	9
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	12
Artigo 1.....	18
Resumo	18
Abstract.....	19
1. Introdução	20
2. Material e métodos	21
2.1 Área de estudo	21
2.2 Coleta de dados	23
2.3 Análise de dados	24
3. Resultados.....	25
3.1 Variação de riqueza entre conectividades	25
3.2 Variação de Biomassa entre conectividades	29
3.3 Variação da composição de macrófitas entre conectividades	31
4. Discussão	32
Agradecimentos	34
Referências	34
Artigo 2.....	39
Resumo	39
Abstract.....	40
1. Introdução.....	40
2. Material e métodos	42
2.1 Área de estudo	42
2.2 Coleta de dados	42
2.3 Análise de dados	44
3. Resultados.....	47
3.1 Disponibilidade de recursos ambientais - macrófitas	47
3.2 Disponibilidade de recursos alimentares - invertebrados	47
3.3 Itens consumidos por cada espécie	48
3.4 Efeitos dos preditores bióticos sobre a abundância dos anuros	49
3.5 Interações ecológicas	50
4. Discussão	54

5. Conclusão	56
Agradecimentos	56
Referência.....	56
Material Suplementar	61
CONCLUSÕES GERAIS	68
APÊNDICES	69

INTRODUÇÃO GERAL

Os ecossistemas aquáticos inundáveis da região Neotropical abrigam uma rica diversidade biológica decorrente da heterogeneidade ambiental, de eventos geológicos e da grande disponibilidade de nichos e recursos alimentares (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2008; Neiff, 2011). As planícies de inundação são áreas alagáveis continentais, adjacentes à calha fluvial de rios. São sistemas dinâmicos, compostos por habitats aquáticos, palustres, terrestres e zonas de ecótono (Junk et al., 1989, 2006, 2014). Nesses ambientes, o regime hidrológico é um fator-chave para os padrões de funcionamento ecológico e de sua biodiversidade (Junk et al., 1989; Bunn & Arthington, 2002; Agostinho et al., 2004), pois o pulso de inundação promove alterações físicas e químicas (Junk et al., 1989; Agostinho et al., 2004) e afetam a estrutura das comunidades ali existentes. Os pulsos de inundação causam expansão lateral do rio e promovem o fluxo de nutrientes e organismos entre o canal do rio e a planície inundada (Junk et al., 1989), isto aumenta a superfície de conexão entre os habitat, proporciona disponibilidade de abrigo e recursos (Thomaz et al., 2007), de modo que esses ambientes tornam-se áreas ideais para reprodução, refúgio e alimentação para várias espécies faunísticas (Luz-Agostinho et al., 2009), sendo afetado pelos diferentes níveis de conectividade entre os ambientes (Tockner et al., 2006; Fernandes et al., 2009).

Os lagos de meandro abandonado fazem parte dos sistemas alagáveis e apresentam condições ambientais variáveis ao longo do ciclo hidrológico, tais como a turbidez e a concentração de oxigênio dissolvido (Lewis JR et al., 2000; Carvalho et al., 2001; Welcomme et al., 2006). Os lagos marginais de rios meândricos são resultantes de processos de erosão e deposição de sedimentos (Wetzel, 1993) e são influenciados pela conectividade com o canal principal do rio. No período de seca, muitos lagos permanecem completamente isolados da calha principal do rio, enquanto no período de cheia, lagos transformam-se em sistemas abertos, ocorrendo troca de matéria e energia com o rio aumento da remineralização de nutrientes e das produções primária e secundária (Winemiller, 1996).

Nos lagos, é comum a formação de bancos de macrófitas, que são vegetais comuns em regiões de planície de inundação da Amazônia (Mormul et al., 2013), os quais apresentam um padrão variado de diversidade e composição de espécies, e estrutura baseada no seu modo de vida no ambiente aquático. As macrófitas aquáticas são representadas por formas com folhas flutuantes e enraizadas no sedimento, flutuantes

livres, emersas enraizadas no sedimento com folhas acima da linha d'água, submersas enraizadas crescendo totalmente submersas na água e submersas livres com rizoides pouco desenvolvidos e flutuam livremente submersas na água em locais com pouca turbulência (Esteves, 1998; Pott et al., 1989). A diversidade de espécies e a estrutura influenciam a dissimilaridade dos bancos em diferentes regiões da planície (Bini et al., 2001), de modo que a presença de diferentes espécies ocasiona o desenvolvimento de micro habitats importantes para espécies animais, promovendo refúgios e recursos alimentares para a fauna associada. São plantas altamente produtivas, diversificadas e importantes na manutenção da diversidade tanto de invertebrados (Peiró & Alves, 2006; Higuti et al., 2009; Lansac-Tôha et al., 2009) quanto de vertebrados (Petry et al., 2003; Pelicice & Agostinho 2006; Canto-maza & Vega-cendejas, 2008). A heterogeneidade existente nos bancos de macrófitas em lagos de meandros, é estruturada pelo pulso de inundação e isolamento da calha principal do rio (Mormul et al., 2013), funcionando como um filtro para as espécies de anfíbios adaptadas à estratificação de habitat (Hoogmoed 1993; Ramalho et al., 2016).

Os bancos de macrófitas compõem um nicho ambiental capaz de explicar a variabilidade na composição de anuros, mas pouco se conhece já que há escassez de informações. Os estudos sobre os anuros adultos são predominantemente focados sobre ecossistemas terrestres, onde se conhece bem as variáveis ambientais capazes de explicar a grande diversidade de anuros, tais como altitude, área do corpo d'água, hidroperíodo, distância até o riacho mais próximo, características do solo, angulação do terreno, volume de serapilheira, tipo de vegetação e número de árvores (Menin et al., 2007; Rojas-Ahumada et al., 2012; Landeiro et al., 2014; Prado & Rossa-Feres, 2014), com a resposta variando de acordo com o modo reprodutivo (Landeiro et al., 2014). Os poucos estudos com anfíbios em bancos de macrófitas compõem de levantamentos de espécies (Hoogmoed, 1993; Upton et al., 2011; 2014, Ramalho et al., 2016) e descrições sucintas da utilização destes como sítio de vocalização e reprodução (Hödl, 1977; Upton et al., 2014) e vetores de dispersão (Schiesari et al., 2003).

Os anfíbios possuem importante papel ecológico em florestas tropicais, como predadores de artrópodes, minhocas e pequenos vertebrados, além de serem presas de invertebrados e vertebrados, tais como aracnídeos, serpentes e aves (Hecnar & Closkey, 1997). Os anfíbios apresentam enorme variedade de adaptações fisiológicas, morfológicas e comportamentais que permitem a ocupação de uma variedade de habitat, abrangendo desde espécies estritamente aquáticas até totalmente terrestres. Essas

adaptações justificam a sua ampla distribuição geográfica, tornando os anfíbios importantes modelos para estudos ecológicos (Duellman, 1999).

No Brasil foram registradas 1.080 espécies de anfíbios, 1.039 da ordem Anura, 36 Gymnophiona e cinco Caudata, considerado o país com maior diversidade de espécies do planeta (Segalla et al., 2016). Para a Amazônia, são conhecidas 308 espécies de anuros (Galatti, 2016). Dentro da ordem Anura, a família Hylidae é uma das famílias com maior diversidade, sendo as espécies arborícolas e representadas na América do Sul principalmente pelos gêneros *Boana*, *Dendropsophus*, *Osteocephalus* e *Phyllomedusa* (Frost, 2018). São associados a corpos d'água, entretanto usam predominantemente os bancos de macrófitas para reprodução, forrageio, desenvolvimento dos juvenis e como local de refúgio (Hödl, 1977; Rodriguez et al., 1994; Bartlett & Bartlett, 2003). Os anfíbios consomem principalmente insetos, além de outros artrópodes, e sua dieta resulta de adaptações morfológicas, como tamanho da boca, tamanho corporal, que afetam a taxa de ingestão e os tipos de presa consumidas (Van Sluys & Rocha, 1998; Sabagh et al., 2010), variação ontogenética, disponibilidade de presas no ambiente (Emerson, 1985; Duellman & Trueb, 1994; Biavati et al., 2004), aspectos fisiológicos, como a demanda de energia (Grayson et al., 2005), e acuidade visual para a detecção de presas, contribuindo para a localização, captura e ingestão de uma ampla variedade de presas (Simon & Toft, 1991; Duellman & Trueb, 1994; Vitt & Caldwell, 2009).

Variações na disponibilidade de recursos alimentares são influenciadas pelas mudanças na composição dos bancos de macrófitas. Isto ocorre devidos a possível fidelidade dos organismos associados a estes ambientes com o tipo estrutural de macrofita (Peiró & Alves, 2006; Upton et al., 2014). Por exemplo, espécies de grande porte podem utilizar bancos formados por macrófitas com estruturas do tipo flutuantes livres e emergentes de caules eretos, e em estratos mais elevados da macrófita emergente, já aquelas de pequeno porte estão associadas as plantas pequenas e de folhas finas, emergentes e flutuantes livres (Hödl 1977; Upton et al., 2014). Neste sentido, utilizar a dieta (nicho trófico), associada ao nicho ambiental (composição e estrutura de macrófitas) como fator determinante da ocorrência dos anuros em macrófitas também é uma forma de investigação importante para preencher lacunas ainda existentes sobre importância dos bancos de macrófitas para a biodiversidade em planícies de inundação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; VERÍSSIMO, S.; OKADA, E. K. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: Effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 14, p. 11-19. 2004.
- BARTLETT, R. D.; P. BARTLETT. **Reptiles and Amphibians of the Amazon: an Ecotourists Guide**. University Press of Florida, Gainesville, Florida. 2003. p. 291.
- BIAVATI, G. M.; WIEDERHECKER, H. C.; COLLI, G. R. Diet of *Epipedobates flavopictus* (Anura: Dendrobatidae) in a Neotropical Savanna. **Journal of Herpetology**. v. 38, p. 510-518. 2004.
- BINI, L. M.; THOMAZ, S. M.; SOUZA, D. C. Species richness and B-diversity of aquatic macrophytes in the upper Paraná River floodplain. **Archiv für Hydrobiologie**. v. 151, p. 511-525. 2001.
- BUNN, S. E.; ARTHINGTON, A. H. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. **Journal of Environmental Management**. v. 30, p. 492-507. 2002.
- CANTO-MAZA, W. G.; VEGA-CENDEJAS, M. E. Hábitos alimenticios del pez *Lagodon rhomboides* (Perciformes: Sparidae) en la laguna costera de Chelem, Yucatán, México. **Revista de Biología Tropical**. v. 56, p. 1837-1846. 2008.
- CARVALHO, P.; BINI, L. M.; THOMAZ, S. M.; OLIVEIRA, G.; ROBERTSON, B., LUIZ, W., TAVECHIO, G. Comparative limnology of South American floodplain lakes and lagoons. **Comparative and General Pharmacology**. v. 23, p. 265-273. 2001.
- DUELLMAN, W. E. Distribution patterns of Amphibians in South America. In: W. E. DUELLMAN. **Patterns of Distribution of Amphibians**. The Johns Hopkins University Press, Baltimore and London. p. 633. 1999.
- DUELLMAN, W. E.; TRUEB, L. **Biology of amphibians**. Baltimore: The Johns Hopkins University Press. 1994. p. 670.
- EMERSON, S. B. Skull shape in frog: correlation with diet. **Herpetologica**. v. 41, p. 177-188. 1985.

- ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos em limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência. 1998. p. 226.
- FERNANDES, R.; AGOSTINHO, A. A.; FERREIRA, E. A.; PAVANELLI, C. S., SUZUKI, H. I.; LIMA JR, D. P.; LIMA, D. P.; GOMES, L. C. Effects of the hydrological regime on the ichthyofauna of riverine environments of the Upper Paraná River floodplain. **Brazilian Journal of Biology**. v. 69, p. 66-680. 2009.
- FROST, D. R. **Amphibian Species of the World 6.0**. American Museum of Natural History New York, USA. Disponível em: <<http://research.amnh.org/vz/herpetology/amphibia/>> Acesso em: 04 de jul. 2018.
- GALATTI, U. **Censo da Biodiversidade da Amazônia Brasileira**. Museu Paraense Emilio Goeldi. Disponível em: <<http://www.museu-goeldi.br/censo/>> Acesso em: 04 de jul. 2018.
- GRAYSON, K. L.; COOK, L. W.; TODD, M. J.; PIERCE, D.; HOPKINS, W. A.; GATTEN JR, R. E.; DORCAS, M. E. Effects of prey type on specific dynamic action, growth, and mass conversion efficiencies in the horned frog, *Ceratophrys cranwelli*. **Comparative Biochemistry and Physiology**. v. 141, 298-304. 2005.
- HECNAR, S. J.; CLOSKEY, R. T. M. The effects of predatory fish on amphibian species richness and distribution. **Biological Conservation**. v. 79, 123-131. 1997.
- HIGUTI, J.; LANSAC-TÔHA, F.; VELHO, L. F.; MARTENS, K. Biodiversity of non-marine ostracods (Crustacea, Ostracoda) in the alluvial valley of the upper Paraná River, **Brazilian Journal of Biology**. v. 69, 661-668. 2009.
- HÖDL, W. Call differences and calling site segregation in Anuran Species from central Amazonian floating meadows. **Oecologia**. v. 28, 351-563. 1977.
- HOOGMOED, M. S. **Herpetofauna floating meadows**. In: Ouboter P.E. eds. Freshw. Ecosyst. Suriname. Monographiae Biologicae. Dordrecht Academic Publishers. v. 70, p. 199-213.1993.
- JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: **Proceedings of the International Large River Symposium**. Special Publications on Fishery and Aquatic Sciences, Canadá. p. 110-127, 1989.

JUNK, W. J.; BROWN, M.; CAMPBELL, I. C.; FINLAYSON, M.; GOPAL, B.; RAMBERG, L.; WARNER, B. G. The comparative biodiversity of seven globally important wetlands: A synthesis. **Aquatic Sciences**. v. 68, p. 400-414. 2006.

JUNK, W.J.; PIEDADE, M.T.F.; LOURIVAL, R.; WITTMANN, F.; KANDUS, P.; LACERDA, L.D.; BOZELLI, R.L.; ESTEVES, F.A.; NUNES DA CUNHA, C.; MALTCHIK, L.; SCHÖNGART, J.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; AGOSTINHO, A.A.; NOBREGA, R.L.B.; CAMARGO, E. Definição e Classificação das Áreas Úmidas (AUs) Brasileiras: Base Científica para uma Nova Política de Proteção e Manejo Sustentável. In: CUNHA, C.N.; PIEDADE, M.T.F.; JUNK, W.J. **Classificação e Delineamento das Áreas Úmidas Brasileiras e de seus Macrohabitats**. 1. ed. Cuiabá: INCT-INAU-EdUFMT. 2014. p. 13-76.

LANDEIRO, V. L.; WALDEZ, F.; MENIN, M. Spatial and environmental patterns of Amazonian anurans: Differences between assemblages with aquatic and terrestrial reproduction, and implications for conservation management. **National Conservation**. v. 12, p. 42-46. 2014.

LANSAC-TÔHA, F. A.; BONECKER, C. C.; VELHO, L. F. M.; SIMÕES, N. R.; DIAS, J. D.; ALVES, G. M.; TAKAHASHI, E. M. Biodiversity of zooplankton communities in the Upper Paraná River floodplain: interannual variation from long-term studies. **Brazilian Journal of Biology**. v. 69, p. 539-549. 2009.

LEWIS JR, W. M.; HAMILTON, S. K.; LASI, M. A.; RODRÍGUEZ, M.; SAUNDERS, J. F. Ecological determinism on the Orinoco floodplain. **Bioscience**. v. 50, p. 681-692. 2000.

LUZ-AGOSTINHO, K. D. G.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; JÚLIO, H. F.; FUGI, R. Effects of flooding regime on the feeding activity and body condition of piscivorous fish in the Upper Paraná River floodplain. **Brazilian Journal of Biology**. v. 69, p. 481-490. 2009.

MENIN, M.; LIMA, A. P.; MAGNUSSON, W. E.; WALDEZ, F. Topographic and edaphic effects on the distribution of terrestrially reproducing anurans in Central Amazonia: mesoscale spatial patterns. **Journal of Tropical Ecology**. v. 23. p. 539-547. 2007.

MORMUL, R. P.; THOMAZ, S. M.; VIEIRA, L. J. S. Richness and composition of macrophyte assemblages in four Amazonian lakes. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*.v. 35, p. 343-350. 2013.

NEIFF, J. J. Diversity in some tropical wetland systems of South America. In: B. GOPAL, W. JUNK, B. DAVIS. **Biodiversity In Wetlands: Assessment, Function And Conservation**. Leiden, Backhuys Publishers. 2011. p. 157–186.

PEIRÓ, D. F.; ALVES, R. G. Insetos aquáticos associados a macrófitas da região litoral da represa do Ribeirão das Anhumas (município de Américo Brasiliense, São Paulo, Brasil). **Biota Neotropica**. v. 6, p. 1-9. 2006.

PELICICE, F. M.; AGOSTINHO, A. A. Feeding ecology of fishes associated with *Egeria* spp. patches in a tropical reservoir, Brazil. **Ecology of Freshwater Fish**. v. 15, p. 10-19. 2006.

PETRY, P.; BAYLEY, P. B.; MARKLE, D. F. Relationships between fish assemblages, macrophytes and environmental gradients in the Amazon River floodplain. **Journal of Fish Biology**. v. 63,p. 547-579. 2003.

POTT, V. J.; BUENO, N. C.; PEREIRA, R. A. C.; SALIS, S. M.; VIEIRA, N. L. Distribuição de macrófitas aquáticas numa lagoa na fazenda Nhumirim, Nhecolândia, Pantanal, MS. **Acta Botanica Brasilica**. v. 3,p. 153-168. 1989.

PRADO, V. H. M.; ROSSA-FERES, D. DE C. The influence of niche and neutral processes on a neotropical anuran metacommunity. **Austral Ecology**. v. 39, p. 540-547. 2014.

RAMALHO, W. P.; ANDRADE, M. S.; MATOS, L. R. A.; VIEIRA, L. J. S. Amphibians of varzea environments and floating meadows of the oxbow lakes of the Middle Purus River, Amazonas, Brazil. **Biota Neotropica**. v. 16, p. 1-15. 2016.

RODRIGUEZ, L. O.; DUELLMAN, W. E.; RODRÍGUEZ, L. O.; DUELLMAN, W. E. **Guide to the frogs of the Iquitos Region, Amazonian Peru**. 1994. p. 80.

ROJAS-AHUMADA, D. P.; LANDEIRO, V. L.; MENIN, M. Role of environmental and spatial processes in structuring anuran communities across a tropical rain forest. **Austral Ecology**. v. 37, p. 865-873. 2012.

- SABAGH, L. T.; FERREIRA, V. L.; ROCHA, C. F. D. Living together, sometimes feeding in a similar way: the case of the syntopic hylid frogs *Hypsiboas raniceps* and *Scinax acuminatus* (Anura: Hylidae) in the Pantanal of Miranda, Mato Grosso do Sul State, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**. v. 70, p. 955-959. 2010.
- SCHIESARI, L.; ZUANON, J.; AZEVEDO-RAMOS, C.; GARCIA, M.; GORDO, M., MESSIAS, M.; MONTEIRO VIEIRA, E. Macrophyte rafts as dispersal vectors for fishes and amphibians in the Lower Solimões River, Central Amazon. **Journal of Tropical Ecology**. v. 19, p. 333-336. 2003.
- SEGALLA, M. V.; CARAMASCHI, U.; CRUZ, C. A. G.; GRANT, T.; HADDAD, C. F. B.; GARCIA, P. C. D. A.; BERNECK, B. V. M.; LANGONE, J. A. Brazilian Amphibians: List of Species. **Herpetology Brazilian**. v. 5, p. 34-46. 2016.
- SIMON, M. P.; TOFT, C. A. Diet specialization in small vertebrates: mite-eating in frogs. **Oikos**. v. 61, p. 263-278. 1991.
- THOMAZ, S. M.; BINI, L. M.; BOZELLI, R. L. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. **Hydrobiologia**. v. 579, p. 1-13. 2007.
- TOCKNER, K.; PAETZOLD, A.; KARAU, U.; CLARET, C.; ZETTEL, J. Ecology of Braided Rivers. In: SMITH, G. H. S.; BEST, J. L.; BRISTOW, C. S.; PETTS, G. **Braided Rivers**. IAS Special Publication, Blackwell, Oxford. 2006. p. 332-352.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos. 2008. p. 632.
- UPTON, K.; STEADMAN, J.; POPPLEWELL, D.; ROGERS, I.; WILLS, A. Amazonian frog diversity and microhabitat use. **Herpetology Bull**. v. 45, p. 209-212. 2011.
- UPTON, K.; WARREN-THOMAS, E.; ROGERS, I. Amphibian diversity on floating meadows in flooded forests of the peruvian Amazon. **Herpetological Review**. v. 45, p. 209-212. 2014.
- VAN SLUYS, M.; ROCHA, C. F. D. Feeding habits and microhabitat utilization by two syntopic Brazilian Amazonian frogs (*Hyla minuta* and *Pseudopaludicola* sp. (gr. *falcipes*)). **Revista Brasileira de Biologia**. v. 58, p.559-562. 1998.
- VITT, L. J.; CALDWELL, J. P. **Herpetology**. 3. ed. Burlington, Massachusetts, EUA: Academic Press. 2009. p. 697.

WELCOMME, R. L.; WINEMILLER, K. O.; COWX I. G. Fish environmental guilds as a tool for assessment of ecological condition of rivers. **River Research and Applications**. v. 22, p. 377-396. 2006.

WETZEL, R. G. **Limnologia**. 1. ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian. 1993. p. 919.

WINEMILLER, K. O. Dynamic diversity in fish assemblages of tropical rivers. In: CODY, M. L.; SMALLWOOD, J. A. **Long-Term Studies of Vertebrate Communities**. Academic Press, Orlando, Florida. 1996. p. 99–134.

Artigo 1

Variação na riqueza de espécies, biomassa e composição de macrófitas aquáticas, devido à conectividade hidrológica em lagos de meandro amazônicos*

Lucicléia Railene Assis de Matos^{1,6}, Werther Pereira Ramalho², Roger Paulo Mormul³, Lucena Rocha Virgílio⁴, Guilherme Sampaio Cabral¹, Lisandro Juno Soares Vieira⁵

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais, Universidade Federal do Acre (UFAC), Caixa postal 500, 69920-900, Rio Branco, AC, Brasil

²Instituto Boitatá de Etnobiologia e Conservação da Fauna, Instituto Boitatá. Avenida, 136, QdF-44, Lt50, Lojas 01 e 02 Setor Sul 74093250 - Goiânia, GO – Brasil, Telefone: (62) 30878386

³Universidade Estadual de Maringá (UEM), Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (NUPELIA). Av Colombo, 5790–Bloco H90, CEP87020-900, Maringá, PR, Brazil

⁴Universidade Federal do Acre, Centro Multidisciplinar do Campus Floresta. Campus Floresta Canela Fina 69980000 - Cruzeiro do Sul, AC - Brasil - Caixa-postal: 130, Telefone: (68) 33112533

⁵Centro de Ciências Biológicas e da Natureza, UFAC, Caixa postal 500, 69920-900, Rio Branco, AC, Brasil

⁶Autor para correspondência: lucicleia.railene@gmail.com

*Conforme normas do periódico Acta Limnologica Brasiliensia (Apêndice 1)

Resumo

Objetivo: Analisar o efeito da conectividade e regime hidrológico sobre a riqueza, composição e biomassa, e a heterogeneidade de bancos de macrófitas em lagos de meandro no médio rio Purus. **Métodos:** Foram escolhidos lagos com baixa, média e alta conectividade, nos períodos hidrológicos de seca e cheia. A abundância das macrófitas foi avaliada pela porcentagem de cobertura de cada espécie dentro de um quadrat de 0,5 x 0,5 m, biomassa mesurada pelo peso seco e variáveis abióticas da água foram coletadas (pH, condutividade elétrica, profundidade e temperatura da água), para verificar sua influência nos bancos de macrófitas. **Resultados:** 46 espécies de macrófitas identificadas. A riqueza de macrófitas diferiu entre conectividades, sendo maior no lago com alta em relação aos lagos com conectividade baixa e média, cujas riquezas são semelhantes. Não houve diferença na riqueza de macrófitas entre regimes hidrológicos e na interação entre conectividade e regimes hidrológicos, a riqueza foi influenciada negativamente pela condutividade elétrica. A biomassa de macrófitas diferiu entre conectividades e na interação entre conectividade e regime hidrológico. A biomassa foi influenciada positivamente pela temperatura e pela profundidade dos lagos. A composição de

macrófitas diferiu entre conectividades, entre regimes hidrológicos e na interação entre conectividade e regime. Os bancos de macrófitas diferiram quanto à heterogeneidade na composição de espécies entre as diferentes conectividades, sendo mais homogêneos no lago com baixa conectividade em relação à alta e média. **Conclusões:** A conectividade e o regime hidrológico influenciam a estrutura dos bancos de macrófitas, devido as características intrínsecas dos lagos, modificando a biomassa, riqueza e composição das espécies, e assim sua heterogeneidade. Em consequência, essas variações podem influenciar a fauna associada aos bancos de macrófitas.

Palavras-chave: Heterogeneidade, Pulso de inundação, Regime hidrológico, rio Purus, Amazonas.

Abstract

Variation in species richness, biomass and composition of aquatic macrophytes due to hydrological connectivity in amazonian meander lakes

Aim: To analyze the effect of connectivity and hydrological regime on richness, composition and biomass, and the heterogeneity of macrophytic banks in meander lakes in the middle Purus river. **Methods:** Lakes with low, medium and high connectivity were chosen in the hydrologic periods of dry and flood. The abundance of macrophytes was evaluated by the percentage of cover of each species within a quadrat of 0.5 x 0.5 m, biomass measured by dry weight and abiotic water variables were collected (pH, electrical conductivity, water depth and temperature), to verify their influence on macrophytic banks. **Results:** 46 species of macrophytes identified. The richness of macrophytes differed between connectivities, being higher in the lake with high in relation to lakes with low and medium connectivity, whose riches are similar. There was no difference in the richness of macrophytes between hydrological regimes and in the interaction between connectivity and hydrological regimes, richness was negatively influenced by electrical conductivity. Macrophyte biomass differed between connectivity and the interaction between connectivity and hydrological regime. Biomass was positively influenced by the temperature and depth of the lakes. The composition of macrophytes differed between connectivities, between hydrological regimes and in the interaction between connectivity and regime. Macrophyte banks differed in heterogeneity in species composition between the different connectivities, being more homogeneous in the lake with low connectivity in relation to high and medium. **Conclusion:** Connectivity and the hydrological regime influence the structure of the macrophyte banks, due to the intrinsic characteristics of the

lakes, modifying the biomass, richness and composition of the species, and their heterogeneity. As a consequence, these variations may influence the fauna associated with macrophyte banks.

Key words: Heterogeneity, Flood Pulse, Hydrological Regime, Purus River, Amazonas.

1. Introdução

Em áreas inundáveis, o regime hidrológico é fator chave no funcionamento ecossistêmico (Junk et al., 1989; Richter et al., 1996; Poff et al., 1997; Bunn & Arthington, 2002), sendo o pulso de inundação responsável alterações ecológicas na estrutura da biota dos sistemas rio-lago (Junk et al., 1989). Este fenômeno cíclico causa expansão lateral no rio e promove o fluxo de nutrientes e organismos, aumenta a conexão entre os habitats e, por conseguinte, proporcionam abrigo e recursos para espécies da fauna (Junk et al., 1989, Thomaz et al., 2007), se tornando áreas ideais para reprodução, refúgio e sitio de alimentação (Luz-Agostinho et al., 2009). Entretanto, esse fluxo de nutrientes e organismos também pode causar homogeneização biótica, devido aos efeitos imprevisíveis que as inundações causam aos sistemas, afetando-os de diferentes formas (Petsch, 2016).

Os lagos de meandro, comuns em planícies de inundação dos grandes rios amazônicos, se originam a partir de processos de erosão e deposição de sedimentos (Wetzel, 1993). Estes lagos, em geral, possuem ligação direta com o canal principal do rio durante o período de cheias, formando um sistema aberto com trocas de matéria e energia com o rio. A conexão também facilita a remineralização dos nutrientes e aumenta a produtividade primária e secundária (Winemiller, 1996). Lagos também podem ficar desconectados de rios e outros lagos próximos durante os regimes hidrológicos de seca, durante este período, o isolamento pode intensificar as condições abióticas estressantes até que ocorra uma nova inundação (Tockner et al., 2000). Ao mesmo tempo, as interações bióticas podem se tornar mais fortes, principalmente entre organismos de ambientes espacialmente restritos (Sieppel et al., 1992; Winemiller, 1996).

A conectividade é um conceito fundamental em Ecologia, pois define ligações entre elementos do ecossistema no espaço e no tempo (Tockner et al., 2000; Amoros & Bornette, 2002) e controla movimentos ativos e passivos de organismos e transferência de matéria e energia entre ambientes que sofrem inundação (Tockner et al., 1999; Tischendorf & Fahrig, 2000; Pringle, 2001; Roach et al., de 2009). A conexão e o isolamento de lagos afetam a riqueza de fauna e flora e influenciam a colonização e a taxa

de extinção (MacArthur & Wilson, 1967). Dentre os organismos influenciados pela conectividade, encontram-se as macrófitas aquáticas, vegetais comuns em planícies de inundação da Amazônia (Mormul et al., 2013; Bini et al., 2001).

Na Amazônia, atualmente, são conhecidas cerca de 540 espécies de macrófitas aquáticas (Moura Júnior et al., 2015). Em lagos da porção sul ocidental da Amazônia, são esperadas cerca de 50 espécies (Mormul et al., 2013). O nível de isolamento e o pulso de inundação, em conjunto com características intrínsecas de cada lago, afetam e demonstram um padrão variado de riqueza, diversidade, composição e a estrutura das comunidades de macrófitas (Bini et al., 2001; Thomaz et al., 2007, 2009; Akasaka & Takamura, 2012; Mormul et al., 2013; Vukoy et al., 2017). Lagos conectados com o rio fornecem um corredor de dispersão de macrófitas, favorecendo seu crescimento e diminuindo a competição, além de influenciarem um incremento da diversidade de macrófitas (Akasaka & Takamura, 2011; 2012). A inundação nas áreas de planície conecta os lagos com a várzea, florestas alagadas e o rio, aumentando o desenvolvimento dos bancos de macrófitas e sua heterogeneidade e proporcionando aumento da diversidade de micro-habitats para a fauna associada (Agostinho & Zalewski, 1995; Lewis Jr. et al., 2000; Gomes et al., 2011). Por outro lado, essa expansão causa uma diminuição da diversidade das macrófitas em lagos desconectados, causando a redução do fornecimento de alimento, refúgio e extinção de algumas espécies, por competição interespecífica, onde espécies dominantes se estabelecem com maior facilidade, subjugando outras espécies (Agostinho & Zalewski, 1995; Thomaz et al., 2007).

O objetivo deste estudo foi analisar se o nível de conectividade hidrológica influencia na estruturação dos bancos de macrófitas em lagos de meandro na Amazônia. Especificamente, foram testadas as seguintes hipóteses: (i) lagos com diferentes conectividades diferem quanto a riqueza e biomassa de macrófitas; (2) quais características abióticas dos lagos influenciam a riqueza e a biomassa de macrófitas; (3) lagos com diferentes conectividades com o rio diferem quanto à composição de macrófitas, onde bancos de macrófitas são mais heterogêneos em maiores conectividades.

2. Material e métodos

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado em três lagos, Bom Lugar (8°38'51.86"S 67°20'38.86"O), Flor do Ouro (8°28'39.58"S 67°23'25.11"O) e Lago Verde (8°37'15.28"S 67°22'32.07"O), localizados na planície de inundação do médio rio Purus, no município de Boca do Acre,

estado do Amazonas ($08^{\circ}51'18''$ S e $67^{\circ}44'34''$ O) (Figura 1). A bacia do rio Purus está localizada na porção sudoeste da Amazônia, sendo um dos grandes tributários do sistema Solimões-Amazonas. É um dos rios mais longos da América do Sul, percorrendo aproximadamente 3.380 km, adentrando no Brasil pelo estado do Acre, com sua foz no rio Solimões, estado do Amazonas e possui padrão meandroso (Ríos-Villamizar et al., 2011).

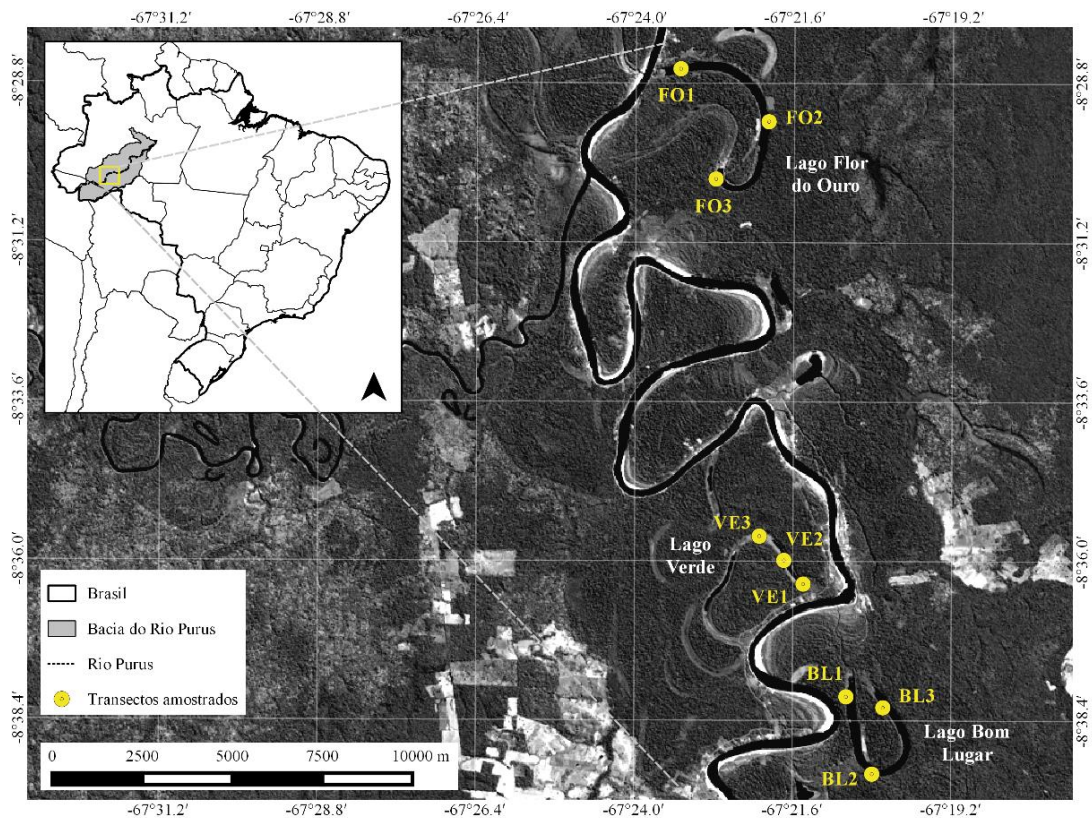


Figura 1. Área de estudo. Em destaque, a indicação dos pontos de mostragem (transectos) nos lagos, Lago Flor do Ouro (FO1, FO2, FO3), Lago Verde (VE1, VE2, VE3) e Lago Bom Lugar (BL1, BL2, BL3) de meandro abandonado no médio rio Purus, Amazonas.

Seguindo-se a classificação de Sioli (1991), o rio Purus possui água branca, sendo rica em sedimentos andinos (Ríos-Villamizar et al., 2011). O clima da região é Tropical Chuvoso tipo monção (Köppen, 1948; Projeto RadamBrasil, 1976). A precipitação apresenta ciclo anual marcado por uma estação chuvosa, entre novembro e março, e uma estação seca, entre maio e setembro. Os meses de abril e outubro são considerados de transição (Angelis et al., 2008).

2.2 Coleta de dados

Três lagos foram selecionados com base no critério de conectividade: Alta (Bom Lugar), Média (Flor do Ouro) e Baixa (Lago Verde). Os dados de classificação de conectividade dos lagos, foi obtido na dissertação de Lucena Virgílio (2013), onde o lago com alta conectividade mantém a conectividade com o rio durante todo o ciclo hidrológico, possui profundidade média de 2,4 m e largura média de 2,5 m durante a seca, e apresenta conexão direta com riachos de baixa ordem. O lago com conectividade média possui profundidade média de 0,53 m e largura média de 0,9 m durante o período de seca. Lagos com conectividade baixa perdem totalmente a conexão com o rio durante os períodos de seca e vazante. A profundidade dos lagos (Prof) foi obtida com auxílio de ecobatímetro, modelo Eagle Cuda, e a largura através de pontos de GPS, onde foi percorrido todo o perímetro do lago, e a cada 50 m era marcado um ponto, que foram plotados sobre a imagem Landsat-5 (Orbita/Ponto= 005/062), adquirida para o dia 1 de setembro de 2011, através do website GLOVIS da NASA (<http://glovis.usgs.gov/>) e as análises foram realizadas utilizando uma escala de 1:750.000, nos softwares *ArcGIS*® e *ArcMap*™.

A coleta de dados ocorreu nos períodos de 8 a 17 de julho de 2017 e 17 a 25 de janeiro de 2018, contemplando, respectivamente, os regimes hidrológicos de seca e cheia. Em cada lago foram realizadas amostragens em três transectos de 200 m, com distância mínima de 1.000 metros entre cada dois consecutivos, escolhidos conforme a ocorrência de bancos de macrófitas. A abundância das macrófitas foi avaliada por estimativas visuais da porcentagem de cobertura de cada espécie dentro de um *quadrat* de 0,5 × 0,5 m, que foi transformado em uma escala baseada em Braun-Blanquet (1979). Foram analisados 180 *quadrats*, sendo 60 por lago. Adicionalmente, as macrófitas ao redor dos *quadrats* foram inspecionadas visualmente, afim de aumentar a lista de espécies. Durante todas as coletas foram mensurados os valores das variáveis: temperatura da água (T, °C), condutividade elétrica (Cond, $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) e oxigênio dissolvido (OD, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), utilizando a sonda limnológica Sanxin 751 (Tabela 1). A biomassa foi mensurada pelo peso seco das macrófitas, em gramas, utilizando a soma dos *quadrats* por lago. A profundidade (m) foi medida com auxílio de uma trena milimetrada, com um peso em sua ponta.

Tabela 1. Valores das variáveis abióticas, com desvio padrão, mensuradas nos lagos de meandro abandonado do médio rio Purus, Amazonas, Brasil.

Parâmetros	Bom Lugar (alta conectividade)	Flor do Ouro (média conectividade)	Lago Verde (baixa conectividade)
Profundidade dos lagos (m)	5,13 ± 3,46	5,76 ± 3,87	2,23 ± 0,71
DO (%Sat)	6,34 ± 0,88	9,17 ± 2,20	2,94 ± 1,16
Condutividade ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	42,03 ± 5,60	148,12 ± 51,18	98,82 ± 21,41
Temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$)	28,73 ± 0,47	29,93 ± 1,04	28,74 ± 0,47

2.3 Análise de dados

A influência dos níveis de conectividade sobre a riqueza e biomassa de macrófitas foi testada através de análise de variância com dois fatores (two-way ANOVA), nas quais a conectividade e os regimes hidrológicos (cheia e seca) foram considerados como variáveis categóricas preditoras e os atributos de riqueza e biomassa como variáveis resposta. O teste *post-hoc* de Tukey foi utilizado para verificar possíveis diferenças, par-a-par, de interações entre os fatores.

A influência das variáveis físicas e químicas sobre a riqueza e biomassa de macrófitas foi testada utilizando análises de regressão linear múltipla *stepwise* com seleção *backward*. Para cada variável resposta, foram construídos modelos cheios de regressão com as quatro variáveis preditoras (T, OD, Cond e Prof) selecionadas anteriormente. A seleção foi realizada através da retirada das variáveis menos significativas do modelo (baseado no valor de F), sendo o procedimento repetido até que o modelo final fosse constituído somente por variáveis com valor de F significativo ($p < 0,05$).

Uma Análise Multivariada Permutacional de Variância (PERMANOVA) com dois fatores (conectividade e regime hidrológico) foi utilizada para testar se havia diferenças na composição de macrófitas entre os níveis de conectividade. Foi utilizada a distância de Bray-Curtis para considerar a porcentagem de macrófita como uma medida de abundância. As diferenças na composição de macrófitas foram ordenadas graficamente por Escalonamento Multidimensional não-Métrico (NMDS; Legendre & Legendre, 2012).

Para detectar a heterogeneidade na composição de macrófitas em cada nível de conectividade, a porcentagem das espécies em cada *quadrat* foi utilizada, somando-se os dois regimes hidrológicos (total de 10 unidades por transecto). A matriz com as

porcentagens foi transformada em uma matriz de distância utilizando o método de Bray-Curtis. A heterogeneidade foi avaliada por um teste de homogeneidade de dispersão (PERMDISP, Anderson et al., 2006). Esta abordagem usa a estatística F para comparar a diferença entre grupos (nível de conectividade) a partir da distância das observações ao seu centroide (*quadrat*). Logo, maiores distâncias foram interpretadas como maiores heterogeneidades. O teste *post-hoc* de Tukey foi utilizado para testar as diferenças, par-a-par, entre as conectividades.

Todas as análises foram realizadas no software R (R Core Team, 2017) utilizando as funções *lm*, *drop1*, *adonis*, *metaMDS*, *betadisper* e *TukeyHSD* disponíveis no pacote *vegan* (Oksanen et al., 2017).

3. Resultados

3.1 Variação de riqueza entre conectividades

Identificamos 46 espécies de macrófitas, 29 em alta conectividade, 28 em média e 22 em baixa. Trinta e quatro espécies utilizando o método de *quadrat*, enquanto 14 registramos ocasionalmente durante a amostragem nos transectos, permanecendo fora das análises estatísticas (Tabela 2). As espécies mais abundantes nos lagos estudados foram *Pistia stratiotes* (33%), *Enydra anagallis* (14%) e *Ludwigia helminthorrhiza* (7%), em alta conectividade, *Pistia stratiotes* (25%), *Eichhornia crassipes* (24%) e *Salvinia minima* (14%), em média conectividade, e *Ludwigia helminthorrhiza* (27%), *Eichhornia crassipes* (20%) e *Hydrocotyle ranunculoides* (16%), em baixa conectividade. A riqueza de macrófitas diferiu entre conectividades ($F = 9,55$, $p < 0,01$, $gl = 2$), sendo maior no lago com alta (média = 16,3) em relação aos lagos com conectividade baixa (média = 10,6; $p = 0,01$) e média (média = 10; $p < 0,01$), que apresentaram riqueza semelhante. Não houve diferença na riqueza de macrófitas entre regimes hidrológicos ($F = 1,87$, $p = 0,20$, $gl = 1$) e na interação entre conectividade e regimes hidrológicos ($F = 1,25$, $p = 0,32$, $gl = 2$; Figura 2). A riqueza de macrófitas foi influenciada negativamente pela condutividade elétrica ($t = -5,53$, $p < 0,01$; Figura 3).

Tabela 2. Lista de espécie de macrófitas aquáticas amostradas, com valores de porcentagem em cada conectividade. FV = Forma de vida: AN = anfíbia, FL = flutuante livre, SL = submersa livre, EM = emergente, EP = epífita. DQ = Espécies registradas dentro dos *quadrats* lançados. FQ = Espécies registradas fora do *quadrats* lançados, ✓ = Lagos onde as espécies fora dos *quadrats* foram registradas.

Família/Espécie	Local	Alta	Média	Baixa	FV
Ricciaceae					
<i>Ricciocarpus natans</i> (L.) Corda	DQ	1,3	0	0	FL
Pteridaceae					
<i>Ceratopteris pteridoides</i> (Hook.) Hieron.	DQ	3,7	2,2	0	FL
Salviniaceae					
<i>Azolla filiculoides</i> Lam.	DQ	0,6	4,9	2,5	FL
<i>Salvinia auriculata</i> Aubl.	DQ	0,9	0,9	0	FL
<i>Salvinia mínima</i> Baker	DQ	6,5	13,5	0,6	FL
Amaranthaceae					
<i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb	DQ	0,2	0	0	AN
Araceae					
<i>Lemna minuta</i> Kunth	DQ	5,7	8	0,4	FL
<i>Pistia stratiotes</i> L.	DQ	33,4	25	2,5	FL
<i>Wolffiella lingulata</i> (Hegelm.) Hegelm.	DQ	0,1	0,1	1	FL
Araliaceae					
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i> L.f.	DQ	0	1,3	16,2	EM
Asteraceae					
<i>Eclipta prostrata</i> (L.) L.	DQ	0,7	0	0	AN
<i>Enydra anagallis</i> Gardner	DQ	14,4	0,2	0,1	EM
<i>Erechtites hieracifolius</i> (L.) Raf. ex DC.	FQ	✓			AN
<i>Gymnocoronis spilanthoides</i> DC.	DQ	0	0,3	0	AN
<i>Mikania scandens</i> B.L.Rob.	DQ	0	0	2,5	AN
Ceratophyllaceae					
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	FQ			✓	SL
Commelinaceae					
<i>Commelina erecta</i> L.	DQ	0,1	0	0	AN
Convolvulaceae					
<i>Ipomoea carnea</i> Jacq.	FQ			✓	AN
<i>Ipomoea quamoclit</i> L.	FQ		✓		AN
Cucurbitaceae					
<i>Luffa operculata</i> (L.) Cogn.	DQ	0,1	0	0	AN
Cyperaceae					
<i>Cyperus ferax</i> Rich.	FQ		✓		AN
<i>Oxycaryum cubense</i> (Poepp. E Kunth) Lye	DQ	1,8	12,8	12,1	EP
Euphorbiaceae					
<i>Caperonia castaneifolia</i> (L.) A.St.-Hil.	DQ	0	0,2	0	AN
Fabaceae					

Família/Espécie	Local	Alta	Média	Baixa	FV
<i>Mimosa invisa</i> Mart. ex Colla	FQ	✓			AN
<i>Mimosa pigra</i> Lindl.	DQ	0	0,01	0	AN
<i>Vigna lasiocarpa</i> (Mart. ex Benth.) Verdc.	DQ	2,5	0,6	0	AN
Hydrocharitaceae					
<i>Limnobium laevigatum</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Heine	DQ	5,4	3,2	3,4	FL
Lentibulariaceae					
<i>Utricularia gibba</i> L.	DQ	1,8	2,1	6,5	SL
Onagraceae					
<i>Ludwigia affinis</i> (DC.) H. Hara	DQ	0,7	0	0	EM
<i>Ludwigia helminthorrhiza</i> (Mart.) H. Hara	DQ	7,5	0	27	FL
<i>Ludwigia leptocarpa</i> (Nutt.) H. Hara	DQ	0	0,2	0	EM
Orchidaceae					
<i>Habenaria repens</i> Nutt.	FQ			✓	EM
Passifloraceae					
<i>Passiflora</i> sp	DQ	0,5	0,1	0	AN
Phyllanthaceae					
<i>Phyllanthus fluitans</i> Benth. ex Müll.Arg.	DQ	0,05	0	0	FL
Poaceae					
<i>Andropogon bicornis</i> L.	FQ			✓	AN
<i>Brachiaria purpurascens</i> (Raddi) Henrard	DQ	0,2	0	0	AN
<i>Gymnerium sagittatum</i> (Aubl.) P. Beauv.	FQ		✓		AN
<i>Hymenachne amplexicaulis</i> (Rudge) Nees	DQ	0,2	0	0	EM
<i>Leersia hexandra</i> Sw.	FQ	✓			EM
<i>Panicum aquaticum</i> Poir.	DQ	0	0	0,2	EM
<i>Paspalum paniculatum</i> L.	FQ		✓		AN
<i>Paspalum repens</i> P.J. Bergius	DQ	4,7	0,1	5,1	EM
<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguélen	FQ		✓		EM
Polygonaceae					
<i>Polygonum spectabile</i> Mart.	FQ			✓	EM
Pontederiaceae					
<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	DQ	7	24,3	19,8	FL
Verbenaceae					
<i>Lippia alba</i> (Mill.) N.E.Br. ex P. Wilson	FQ	✓	✓		AN

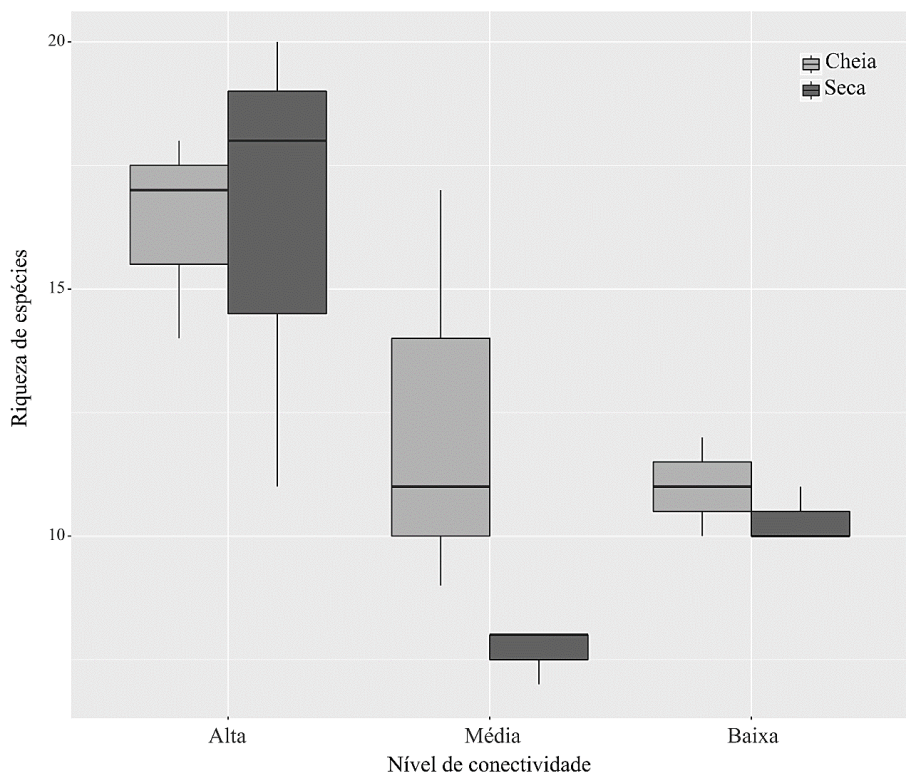


Figura 2. Variações na riqueza de macrófitas entre lagos com diferentes níveis de conectividade e nos períodos hidrológicos, amostrados no médio rio Purus, Amazonas, Brasil.

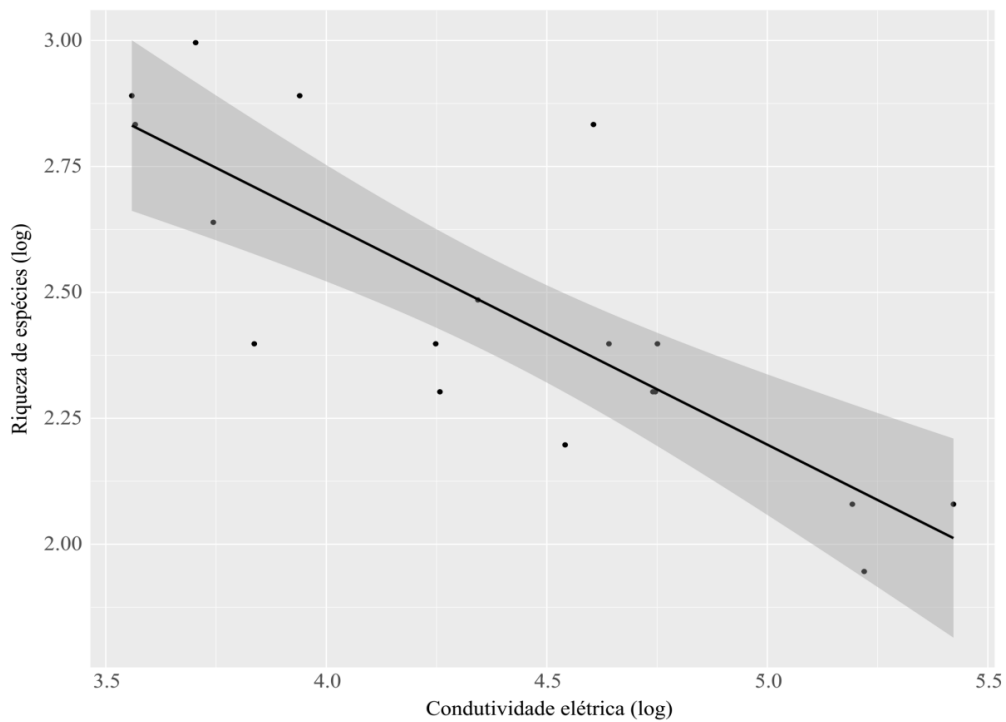


Figura 3. Variações entre condutividade elétrica e riqueza de espécies de macrófitas em lagos com diferentes conectividades no médio rio Purus, Amazonas, Brasil. A área hachurada representa os intervalos de confiança.

3.2 Variação de Biomassa entre conectividades

A biomassa de macrófitas diferiu entre conectividades ($F = 6,10$, $p = 0,02$, $gl = 2$) e na interação entre conectividade e regime hidrológico ($F = 4,00$, $p = 0,04$, $gl = 2$), atribuída à maior biomassa no lago de conectividade média em relação à alta e baixa durante o regime hidrológico de seca ($p < 0,05$; Figura 4). A biomassa foi influenciada positivamente pela temperatura ($t = 2,59$, $p = 0,02$; Figura 5) e pela profundidade dos lagos ($t = 2,07$, $p = 0,05$; Figura 6).

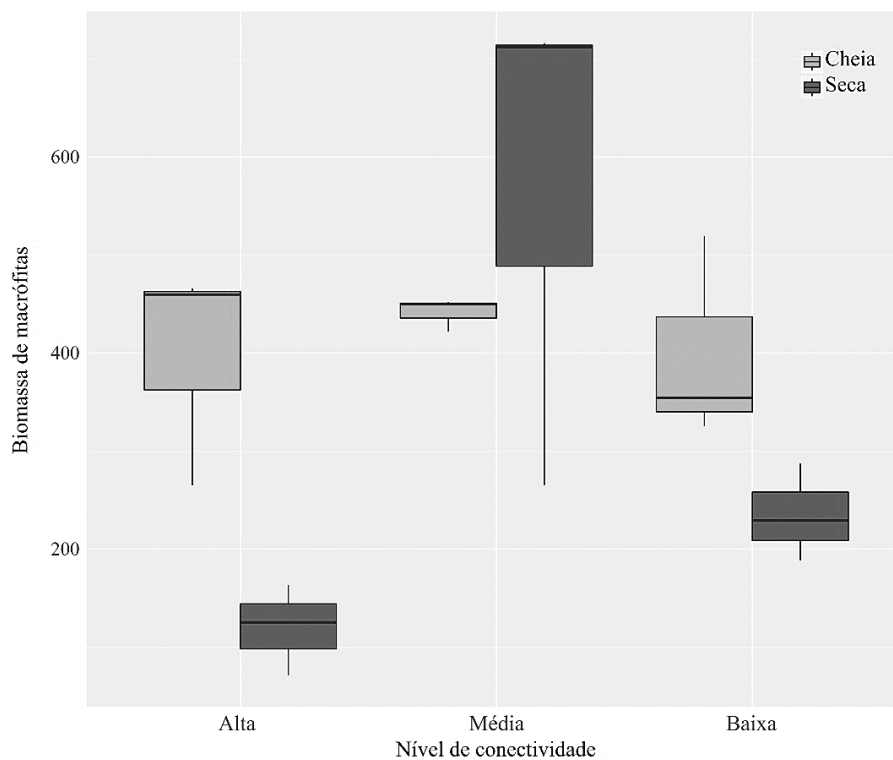


Figura 4. Variações na biomassa de macrófitas entre lagos com diferentes níveis de conectividade, amostrados no médio rio Purus, Amazonas, Brasil.

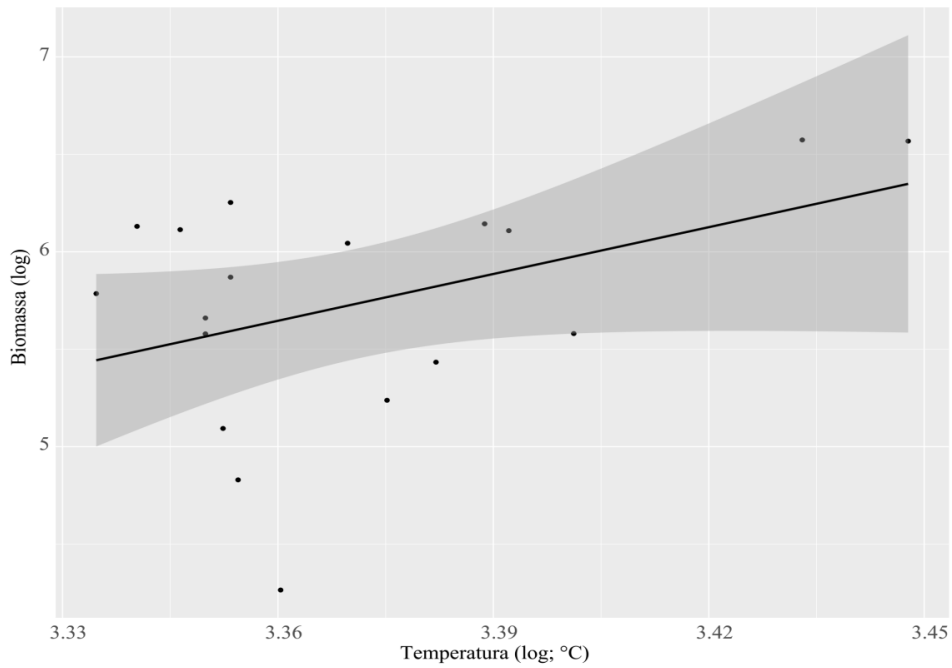


Figura 5. Variações entre temperatura da água e biomassa de macrófitas dos lagos estudados, com diferentes conectividades, no médio rio Purus, Amazonas, Brasil. A área hachurada representa os intervalos de confiança.

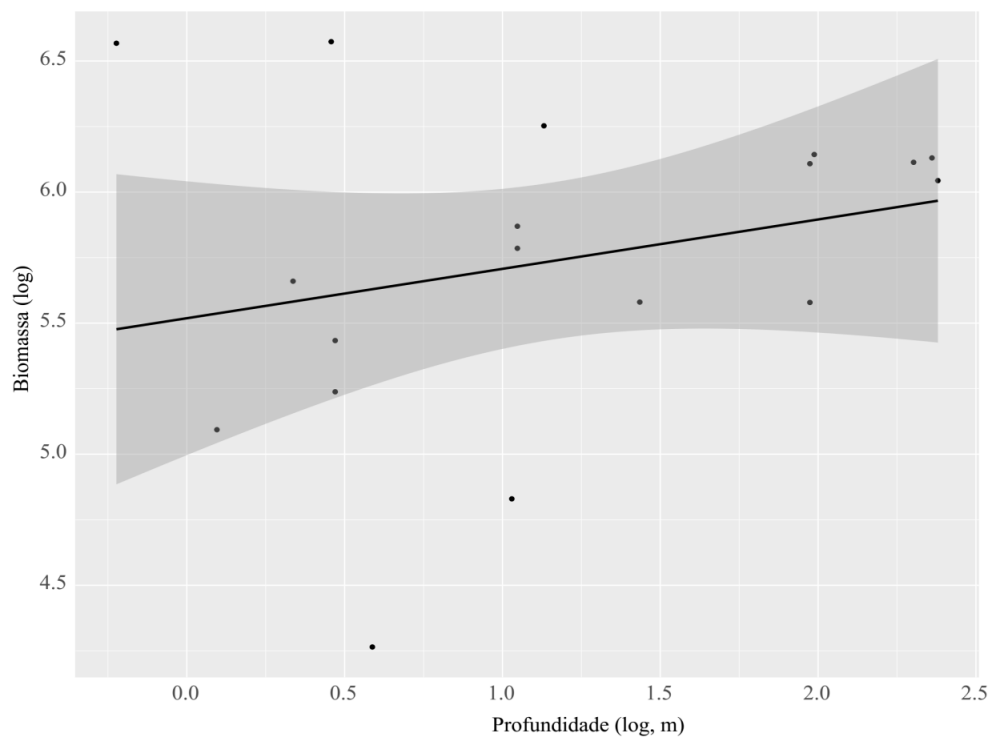


Figura 6. Variações entre profundidade e biomassa de macrófitas dos lagos estudados, com diferentes conectividades, no médio rio Purus, Amazonas, Brasil. A área hachurada representa os intervalos de confiança.

3.3 Variação da composição de macrófitas entre conectividades

A composição de macrófitas diferiu entre conectividades ($F_{\text{model}} = 19,13$, $R^2 = 0,49$, $p < 0,01$), entre regimes hidrológicos ($F_{\text{model}} = 9,86$, $R^2 = 0,13$, $p < 0,01$) e na interação entre conectividade e regime ($F_{\text{model}} = 8,75$, $R^2 = 0,23$, $p < 0,01$). As diferenças na composição foram evidentes na análise de ordenação, que mostrou as similaridades na composição entre amostras dos mesmos regimes hidrológicos, e uma dissimilaridade evidente na composição de macrófitas no lago com baixa conectividade em relação aos demais (Figura 7). Os bancos de macrófitas diferiram quanto à heterogeneidade na composição de espécies entre as diferentes conectividades ($F = 3,96$, $p = 0,02$), sendo mais homogêneos no lago com baixa (Lago Verde) conectividade em relação à alta (Bom Lugar) ($p = 0,04$) e média (Flor do Ouro) ($p = 0,04$; Figura 8).

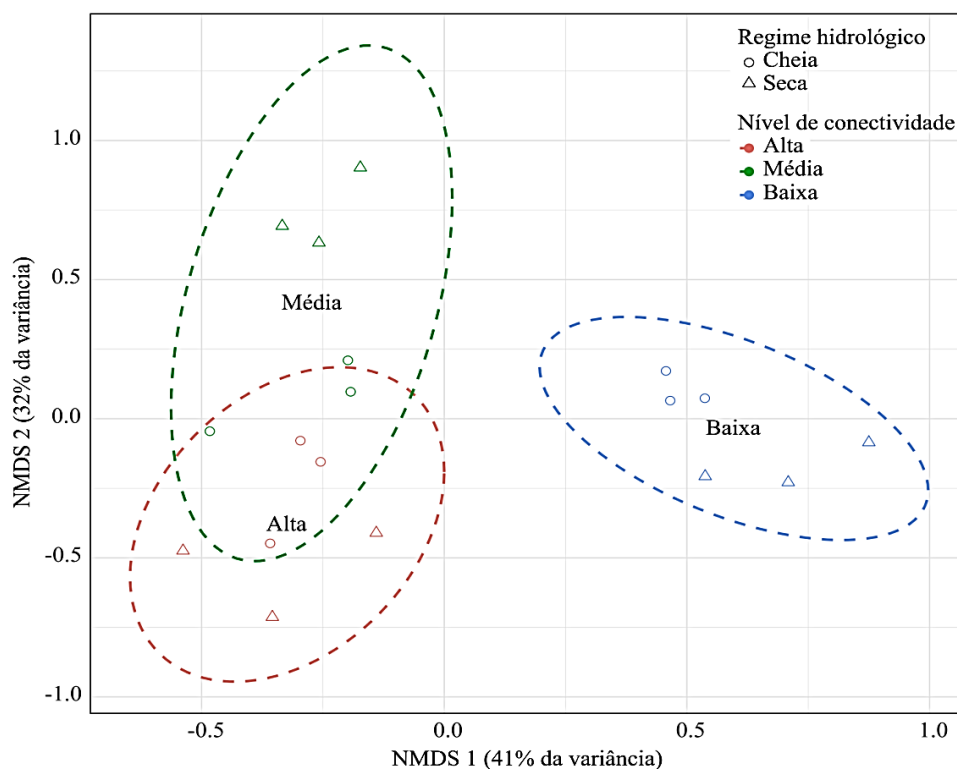


Figura 7. Ordenação por Escalonamento Multidimensional não-Métrico evidenciando variações na composição de macrófitas entre lagos com diferentes conectividades no médio rio Purus, Amazonas, Brasil.

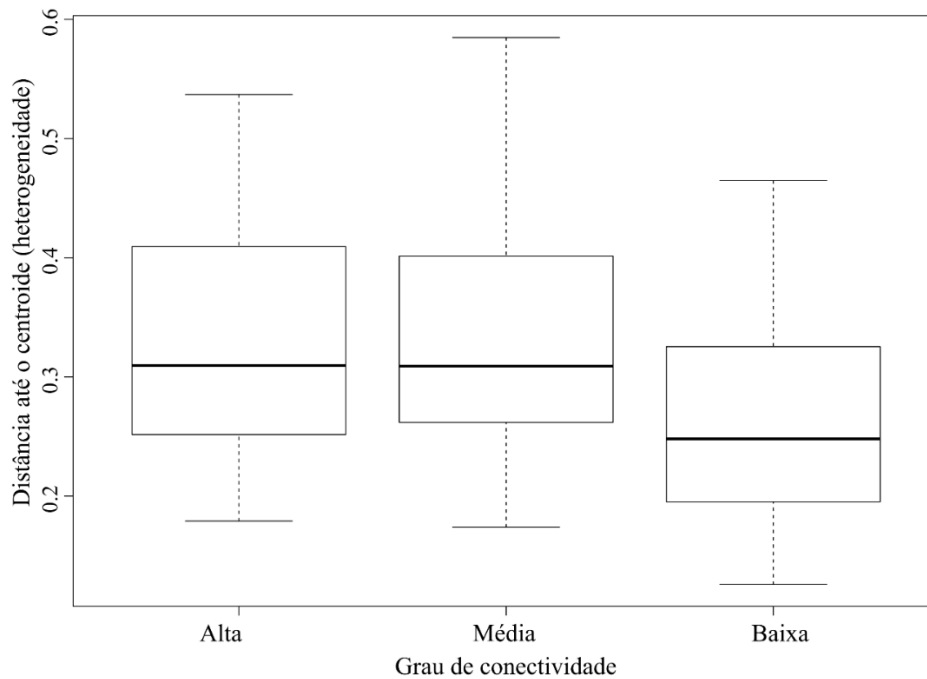


Figura 8. Variações na heterogeneidade da composição de macrófitas entre lagos com diferentes níveis de conectividade amostrados no médio rio Purus, Amazonas, Brasil.

4. Discussão

Encontramos comunidades de macrófitas que representam sistemas complexos e que variam em riqueza, biomassa e composição em função dos níveis de conectividade, corroborando as hipóteses apresentadas. Diferença na riqueza de espécies entre as conectividades ocorre devido ao efeito da conectividade e da característica intrínseca de cada lago, confirmando o proposto por Mormul et al., (2013). Lagos que permanecem conectados com o rio durante todos os regimes hidrológicos, possui um aumento da dispersão de propágulos e de indivíduos (Agostinho & Zalewski, 1995, Mouquet & Loreau, 2003), sofrem menos impacto de herbivoria (Akasama & Akamura, 2012) e recebem alto teor de nutrientes providos do rio Purus, aumentando sua produtividade (Araujo-Lima & Ruffino, 2003).

As características abióticas intrínsecas de cada lago influenciaram diretamente a riqueza e biomassa de macrófitas. A relação negativa da riqueza de espécies com o aumento na condutividade elétrica pode ser resultado da liberação de nutrientes durante o processo de decomposição (Martins & Pitelli, 2005), ou seja, diminuição do número de indivíduos e espécies presentes nos bancos. Por outro lado, a biomassa de macrófitas aumentou com a temperatura da água e com a profundidade. O aumento da biomassa com a temperatura pode estar associado com a aceleração das reações químicas metabólicas e,

consequentemente, ao aumento da taxa de produtividade e crescimento das espécies (Carr et al., 1997). Algumas espécies de macrófitas possuem uma intensa taxa de crescimento quando o nível de água está aumentando, podendo estar associado de acordo com o aumento da temperatura (Camargo et al., 2003) e da disponibilidade de luz no gradiente de profundidade d'água (Tarkowska-Kukuryk & Mieczan, 2017). Em contrapartida, durante a vazante as macrófitas tendem a derivar seguindo o fluxo de água (Thomaz et al., 2006), resultando na redução da biomassa das plantas localmente (Padial et al., 2009). Observamos que o lago com média conectividade, apresentou elevados valores de biomassa de macrófitas. Embora seja em um menor grau, a conectividade média diminui a deriva dos bancos de macrófitas, eleva os valores de temperatura e profundidade da água auxiliando, assim, no aumento da produtividade. Os lagos diferiram quanto a composição de espécies, tanto entre conectividades quanto entre regimes hidrológicos. O lago com baixa conectividade foi dissimilar em relação aos demais, indicando que o isolamento em relação ao canal principal do rio pode influenciar diretamente a composição de macrófitas. A principal causa desta dissimilaridade pode ter sido a ausência de processos de homogeneização biótica promovida pelo pulso de inundação em suas planícies de inundação (Bini et al., 2001, Thomaz et al., 2007). A ausência desse processo causa a redução da entrada de água que determina temperatura, o teor de nutrientes, ressuspensão dos resíduos sólidos e recrutamento de propágulos, diminuindo assim sua produtividade (Thomaz et al., 2007).

Neste “sistema fechado”, a conectividade e a restrição das variáveis abióticas ocasionam uma exclusão competitiva das espécies (Dias et al., 2017). Devido a este isolamento, algumas espécies são extremamente dominantes (e.g. *Eichhornia crassipes*, *Hydrocotyle ranunculoides* e *Ludwigia helminthorrhiza*) e outras possuíram distribuição restrita a estes lagos (e.g. *Mikania scandens* e *Panicum aquaticum*).

Lagos com conectividade média e alta participam diretamente da homogeneização na planície de inundação em regimes de enchente (Brito et al., 2014, Thomaz et al., 2007). Estes lagos possuem maior riqueza de espécies, são similares em composição de espécies e possuem maior variabilidade na composição de espécies ao longo do espaço. Sua conexão com o rio aumenta a entrada de nutrientes, mantém a manutenção da profundidade, dispersão de organismos, diminui a competição entre as espécies e impacto de predadores (Akasama & Akamura, 2012; Thomaz et al., 2007).

Em conclusão, os níveis de conectividade hidrológica influenciaram o regime hidrológico, alteraram as características abióticas dos lagos, modificando a estruturação

dos bancos de macrófitas, sua riqueza e biomassa. Os lagos diferiram em composição e possuem bancos mais heterogêneos, em maiores conectividades. Estes resultados mostram a importância de estudos sobre as diversas interações nestes ambientes, e que estudos com organismos ali associados preenchem lacunas ainda existentes sobre importância dos bancos de macrófitas para a biodiversidade.

Agradecimentos

Os autores agradecem à CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pela bolsa de mestrado concedida, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais pelo apoio financeiro via PROAP, a Ednelson pelo excelente trabalho como barqueiro e guia local, aos moradores locais pela moradia e apoio nas coletas, e aos estudantes de pós-graduação do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais da Universidade Federal do Acre pela ajuda em campo.

Referências

- AGOSTINHO, A.A. & ZALEWSKI, M. The dependence of fish community structure and dynamics on floodplain and riparian ecotone zone in Parana River, Brazil. *Hydrobiologia*, 1995, 303,141-148. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00034051>.
- AKASAKA, M. & TAKAMURA, N. The relative importance of dispersal and the local environment for species richness in two aquatic plant growth forms. *Oikos*, 2011, 120, 38-46. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18497.x>.
- AKASAKA, M. & TAKAMURA, N. Hydrologic connection between ponds positively affects macrophyte α and γ diversity but negatively affects β diversity. *Ecology*, 2012, 93(5), 967-973. <https://doi.org/10.2307/23213491>.
- AMOROS, C. & BORNETTE, G. Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. *Freshwater Biology*, 2002, 47, 761-776. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00905.x>.
- ANDERSON, M.J. Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics*, 2006, 62, 245-253. <https://doi.org/10.1111/j.1541-0420.2005.00440.x>.
- ANGELIS, C.F., WAICHAMAN, A.V., SILVA, A.E.P. & MACHADO, L.A.T. Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus. *Acta Amazonica*, 2008, 38, 733-742. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672008000400017>.
- ARAÚJO-LIMA, C.R.M. & RUFFINO, M.L. Migratory fishes of the Brazilian Amazon. In: CAROSFELD, J., HARVEY, B., ROSS, C. & BAER, A. *Migratory fishes of South America-Biology. Fisheries and conservation status*. Ottawa: International Development Research Center. 2003, pp. 235-301. 1 ed.

- BINI, L.M., THOMAZ, S.M. & SOUZA, D.C. Species richness and B-diversity of aquatic macrophytes in the upper Paraná River floodplain. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 2001, 151(3): 511-525. <http://dx.doi.org/10.1127/archiv-hydrobiol/151/2001/511>.
- BRAUN-BLANQUET, J. Fitosociología: bases para el estudio de las comunidades vegetales. Madrid: H. Blume, 1979, pp. 820. 3ed.
- BRITO, J., ALVES, L.F. & ESPIRITO SANTO, H.M.V. Seasonal and spatial variations in limnological conditions of a floodplain lake (Lake Catalão) connected to both the Solimões and Negro Rivers, Central Amazonia. *Acta Amazonica*, 2014, 44(1): 121-134. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672014000100012>.
- BUNN, S.E. & ARTHINGTON, A.H. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management*, 2002, 30(4), 492-507. <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-002-2737-0>.
- CAMARGO, A.F.M, PEZZATO, M.M. & HENRY-SILVA, G.G. Fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas. In: THOMAZ, S.M. & BINI, L.M. *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas*. Editora da Universidade Estadual de Maringá. 2003, Cap. 3. 50-83.
- CANTO-MAZA, W.G. & VEGA-CENDEJAS, M.E. Hábitos alimenticios del pez *Lagodon rhomboides* (Perciformes: Sparidae) en la laguna costera de Chelem, Yucatán, México. *Revista de Biología Tropical*, 2008, 56(4): 1837-1846. <https://doi.org/10.15517/rbt.v56i4.5763>.
- CARR, G.M., DUTHIE, H.C. & TAYLOR, W.D. Models of aquatic plant productivity: a review of the factors that influence growth. *Aquatic Botany*, 1997, 59: 195-215. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(97\)00071-5](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(97)00071-5).
- DIAS, R.M., SILVA, J.C.B., GOMES, L.C. & AGOSTINHO, A.A. Effects of macrophyte complexity and hydrometric level on fish assemblages in a Neotropical floodplain. *Environmental Biology of Fishes*, 2017, 100: 703-716. <https://doi.org/10.1007/s10641-017-0597-y>.
- GOMES, L.C., BULLA, C.K., AGOSTINHO, A.A., VASCONCELOS, L.P. & MIRANDA, L.E. Fish assemblage dynamics in a Neotropical floodplain relative to aquatic macrophytes and the homogenizing effect of a flood pulse. *Hydrobiologia*, 2011, 685, 97-107. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0870-6>.
- HIGUTI, J., LANSAC-TÔHA, F.A., VELHO, L.F.M. & MARTENS, K. Biodiversity of non-marine ostracods (Crustacea, Ostracoda) in the alluvial valley of the upper Paraná River, Brazil. *Brazilian Journal Biology*, 2009, 69(2): 661-668. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842009000300020>
- JUNK, W.J., BAYLEY, P.B. & SPARKS, R.E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: DOGDE, DP. *Proceedings of the International Large River Symposium*, Special Publications on *Canadian Fishery and Aquatic Sciences*. 1989, 110-127.
- KÖPPEN, W. Climatologia: Com um estudio de los climas de la tierra. Fondo de Cultura Econômica, México. 1948, 127-144.
- LANSAC-TÔHA, F., BONECKER, C.C., VELHO, L.F.M., SIMÕES, N.R., DIAS, J.D., ALVES, G.M. & TAKAHASHI, E.M. Biodiversity of zooplankton communities in the Upper Paraná River floodplain: interannual variation from long-term studies.

- Brazilian Journal Biology*, 2009, 69(2): 539-549. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842009000300009>.
- LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. Numerical Ecology. *Elsevier*, Amsterdam. 2012, 3 ed.
- LEWIS JR, W.M., HAMILTON, S.K., LASI, M.A., RODRÍGUEZ, M. & SAUNDERS, J.F. Ecological determinism on the Orinoco floodplain. *Bioscience*, 2000, 50(8): 681-692. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0681:EDOTOF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0681:EDOTOF]2.0.CO;2).
- LUZ-AGOSTINHO, K.D.G., AGOSTINHO, A.A., GOMES, L.C., JÚLIO, H.F. & FUGI, R. Effects of flooding regime on the feeding activity and body condition of piscivorous fish in the Upper Paraná River floodplain. *Brazilian Journal Biology*, 2009, 69(2): 481-490. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842009000300004>.
- MACARTHUR, R.H. & WILSON, E.O. The Theory of Island Biogeography. Princeton University Press, Princeton, NJ, U.S.A. 1967.
- MARTINS, A.T. & PITTELI, R.A. Efeitos do manejo de *Eichhornia crassipes* sobre a qualidade da água em condições de mesocosmos. *Planta Daninha*, Viçosa-MG, 2005, 23(2): 233-242. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-83582005000200009>.
- MORMUL, R.P., THOMAZ, S.M. & VIEIRA, L.J.S. Richness and composition of macrophyte assemblages in four Amazonian lakes. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, 2013, 35(3): 343-350. <http://dx.doi.org/10.4025/actascibiolsci.v35i3.11602>.
- MOUQUET, N. & LOREAU, M. 2003. Community patterns in source – sink metacommunities. *American Naturalist*, 162,544-557. <http://dx.doi.org/10.1086/378857>.
- MOURA JÚNIOR, E.G.D., PAIVA, R.M.S.D., FERREIRA, A.C., PACOPAHYBA, L.D., TAVARES, A.S., FERREIRA, F.A., & POTT, A. Updated checklist of aquatic macrophytes from Northern Brazil. *Acta Amazonica*, 2015, 45(2), 111-132. <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4392201402662>.
- OKSANEN, J., BLANCHET F.G., FRIENDLY, M., KINDT, R., LEGENDRE, P., MCGLINN, D., MINCHIN, R., O'HARA, R.B., SIMPSON, G.L., SOLYMOS, P., STEVENS, M.H.H., SZOECs, E.D. & WAGNER, H. Vegan: community ecology package R package version 2.4-2. [online]. 2017, Disponível em: <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- PADIAL, A.A., THOMAZ, S.M. & AGOSTINHO, A.A. Effects of structural heterogeneity provided by the floating macrophyte *Eichhornia azurea* on the predation efficiency and habitat use of the small Neotropical fish *Moenkhausia sanctaefilomenae*. *Hydrobiologia*, 2009, 624, 161-170. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-008-9690-8>.
- PETSCH, D.K. Causes and consequences of biotic homogenization in freshwater ecosystems. *International Review of Hydrobiology*, 2016, 101, 113-122. <https://doi.org/10.1002/iroh.201601850>.
- POFF, N.L., ALLAN, J.D., BAIN, M.B., KARR, J.R., RICHTER, K.L.B.D., SPARKS, R.E. & STROMBERG, J.C. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. *BioScience*, 1997, 47, 769-784.

- PRINGLE, C.M. Hydrologic connectivity and the management of biological reserves: a global perspective. *Ecological Applications*, 2001,11(4), 981-998. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011\[0981:HCATMO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[0981:HCATMO]2.0.CO;2).
- PROJETO RADAMBRASIL. Folha SC. 19 Rio Branco: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetacao, uso potencial da terra. Rio de Janeiro: Departamento Nacional da Produção Mineral, (Levantamento de recursos naturais, 12). 1976. p. 457.
- R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. [online]. 2018. Disponível em: <https://www.R-project.org/>.
- RICHTER, B.D., BAUMGARTNER, J.V., POWELL, J. & BRAUN, D.P. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. *Conservation Biology*, 1996, 10, 1163-1174. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1996.10041163.x>.
- RÍOS-VILLAMIZAR, E.A., JUNIOR, A.F.M. & WAICHMAN, A.V. Caracterização físico-química das águas e desmatamento na bacia do rio Purus, Amazônia brasileira Ocidental. *Revista Geográfica Acadêmica*, 2011, 5(2): 54-56.
- ROACH, K.A, THORP, J.H. & DELONG, M.D. Influence of lateral gradients of hydrologic connectivity on trophic positions of fishes in the upper Mississippi river. *Freshwater Biology*, 2009, 54,607-620. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02137.x>.
- SIEPPEL, S.J., HAMILTON, S.K. & MELACK, J.M. Inundation area and morphometry of lakes on the Amazon River floodplain. *Archiv für Hydrobiologie*, 1992, 1, 385-400.
- SIOLI, H. Amazônia: Fundamentos da ecologia da maior região de florestas tropicais. Vozes, Rio de Janeiro, Brazil. 1991, 3 ed.
- TARKOWSKA-KUKURYK, M. & MIECZAN, T. Submerged macrophytes as bioindicators of environmental conditions in shallow lakes in eastern Poland. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 2017, 53: 27-34. <https://doi.org/10.1051/limn/2016031>.
- THOMAZ, S.M., PAGIORO, T.S., BINI, L.M. & MURPHY, K.J. Effect of reservoir drawdown on biomass of three species of aquatic macrophytes in a large subtropical reservoir (Itaipu, Brazil). *Hydrobiologia*, 2006, 570:53-59. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5390-0_8.
- THOMAZ, S.M., BINI, L.M. & BOZELLI, R.L. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia*, 2007, 579: 1-13. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-006-0285-y>.
- THOMAZ, S.M., CARVALHO, P., PADIAL, A.A. & KOBAYASHI, J.T. Temporal and spatial patterns of aquatic macrophyte diversity in the Upper Paraná River floodplain. *Brazilian Journal of Biology*, 2009, 69(2): 617-625. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842009000300016>.
- TISCHENDORF, L. & FAHRIG, L. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos*, 2000, 90, 7-19. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.900102.x>.
- TOCKNER, K., SCHIEMER, F., BAUMGARTNER, C., KUM, G., WEIGAND, E., ZWEIMULLER, I. & WARD, J.V. The Danube restoration project: Species diversity patterns across connectivity gradients in the floodplain system. *Regulated Rivers*:

- Research and Management*, 1999, 15, 245-258. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(199901/06\)15:1/3<245::AID-RRR540>3.0.CO;2-G](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1646(199901/06)15:1/3<245::AID-RRR540>3.0.CO;2-G).
- TOCKNER, K., MALARD, F. & WARD, J.V. An extension of the flood pulse concept. *Hydrological Processes*, 2000, 14, 2861-2883. [https://doi.org/10.1002/1099-1085\(200011/12\)14:16/17<2861::AID-HYP124>3.0.CO;2-F](https://doi.org/10.1002/1099-1085(200011/12)14:16/17<2861::AID-HYP124>3.0.CO;2-F).
- WETZEL, R.G. *Limnologia*. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa. 1993, pp. 919. 1 ed.
- WINEMILLER, K.O. Dynamic diversity in fish assemblages of tropical rivers. In: CODY, M.L. & SMALLWOOD, J.A. *Long-Term Studies of Vertebrate Communities*. Academic Press, Orlando, Florida. 1996, pp. 99-134.
- VIRGILIO, L.R. Influência da dinâmica sazonal, espacial e ambiental na comunidade de espécies de peixes em lagos de meandro abandonado do médio rio Purus. 2013. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais) – UFAC. Rio Branco, Acre.
- VUKOV, D., ILIĆ, M., ČUK, M., IGIĆ, R. & JANAUER, G.A. The relationship between habitat factors and aquatic macrophyte assemblages in the Danube River in Serbia. *Archives Biological Sciences*, 2017, 69(3): 427-437. <https://doi.org/10.2298/ABS160516116V>.

Artigo 2

Diversidade e estrutura de redes de interação ecológicas de hylideos associados a bancos de macrófitas em lagos de meandro no médio rio Purus*

Lucicléia Railene Assis de Matos^{1,6}, Werther Pereira Ramalho^{2,3}, Pedro Luna⁴ Filipe Viegas de Arruda³, Lisandro Juno Soares Vieira⁵

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais, Universidade Federal do Acre (UFAC), Caixa postal 500, 69920-900, Rio Branco, AC, Brasil

²Instituto Boitatá de Etnobiologia e Conservação da Fauna, Instituto Boitatá. Avenida, 136, QdF-44, Lt50, Lojas 01 e 02 Setor Sul 74093250 - Goiânia, GO – Brasil, Telefone: (62) 30878386

³Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais do Cerrado, Universidade Estadual de Goiás. CEP 75132-903. Anápolis, Goiás, Brasil

⁴Facultad de Ciencias Biológicas, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Ciudad Universitaria, Edificio 112A, Av. San Claudio s/n, Col. San Manuel, Puebla, CEP

⁵Centro de Ciências Biológicas e da Natureza, UFAC, Caixa postal 500, 69920-900, Rio Branco, AC, Brasil 72570, Mexico

⁶Autor para correspondência: lucicleia.railene@gmail.com

*Conforme normas do periódico Acta Oecologica (Apêndice 2)

Resumo

Apesar do crescente conhecimento sobre as interações ecológicas entre as espécies, as dinâmicas de anuros em ambientes aquáticos se encontram pouco explorados e compreendidos. Deste modo, nosso trabalho tem como objetivo analisar quais fatores influenciam a variação na composição e da rede de interação de anuros em lagos de meandros no médio rio Purus, Amazonas. Foram selecionados três lagos com níveis de conectividade diferentes. Foram avaliadas a disponibilidade de recursos (macrófitas e invertebrados) para os anuros e suas interações em níveis de conectividades e regimes hidrológicos diferentes. O estudo mostra que o grau de conectividade com o rio e o regime hidrológico, afetam a comunidade de anuros associados aos bancos, devido as alterações na distribuição das espécies de macrófitas e de invertebrados. Mesmo com essas alterações, os anuros possuem níveis intermediários e similares de especialização em rede, com uma rede generalista, conectada e com diversidades de interações. Isto ilustra a importância dos bancos de macrófitas para a manutenção da biodiversidade em lagos de meandro.

Palavras-chave: Planície de inundação, Bancos de macrófitas, Interações ecológicas, Aninhamento, Modularidade

Abstract

Despite the increasing knowledge about the ecological interactions between species, the dynamics of anurans in aquatic environments are little explored and understood. In this way, our work aims to analyze which factors influence the variation in the composition and the network of anurans interaction in meandering lakes in the middle Purus river, Amazonas. Three lakes with different levels of connectivity were selected. The availability of resources (macrophytes and invertebrates) for anurans and their interactions at levels of connectivity and different hydrological regimes were evaluated. The study shows that the degree of river connectivity and the hydrological regime affect the community of anurans associated with the banks due to changes in the distribution of macrophytes and invertebrates. Even with these changes, the anurans have intermediate and similar levels of network expertise, with a generalist network, connected and with diversities of interactions. This illustrates the importance of macrophyte banks for the maintenance of biodiversity in meander lakes.

Diversity and structure of ecological interaction networks of hylids associated with macrophytic banks in meander lakes in the middle Purus river

Key words: Floodplain, Macrophyte banks, Ecological interactions, Nestedness, Modularity

1. Introdução

Em ambientes aquáticos as variações na estrutura das comunidades são atribuídas à soma de múltiplos processos, incluindo efeitos limitantes e homogeneizadores da dispersão. Em planícies de inundação, a variação hidrológica causada pelo pulso de inundação é um fator primário responsável pelas alterações ecológicas na biota (Junk et al., 1989; 2014), sendo mediado pela conectividade no sistema rio-lago (Thomaz et al., 2007). As inundações criam conexões temporárias que promovem a homogeneização biológica, através da dispersão da biota, e ambiental, através da diluição química (Thomaz et al., 2007; Petsch, 2016). Quando os lagos são totalmente ou parcialmente isolados, as forças locais influenciam as comunidades, reduzem sua profundidade, área, transparência da água e do teor de oxigênio dissolvido, assim como o aumento da concentração de nutrientes, condutividade elétrica, pH e pressão de predação (Thomaz et al., 2007;

Scarabotti et al., 2011). Assim, a estrutura das comunidades é determinada pela tolerância das espécies às condições ambientais, às interações e capacidade de dispersão de cada espécie (Grinnell, 1917; Begon et al., 2006).

Em lagos é comum a formação de bancos de macrófitas, que são elementos florísticos dominantes, os quais podem ser compostos principalmente por espécies de plantas anfíbias (e.g. *Paspalum repens*) e flutuantes livre, como aguapé (e.g. *Echhornia crassipes*) e alface-d'água (e.g. *Pistia stratiotes*) (Junk et al., 1989). As macrófitas aquáticas tendem a crescer rapidamente e sofrer alterações pela dinâmica espacial e sazonal dos pulsos de inundação (Junk et al., 1989), alterando a estrutura da biota (Junk et al., 1989), promovendo fluxo de nutrientes e organismos, aumentando a heterogeneidade espacial e a disponibilidade de nichos e recursos (Thomaz et al., 2007). Assim, os bancos de macrófitas são áreas ideais para reprodução, refúgio e alimentação para espécies da fauna (Luz-Agostinho et al., 2009), sendo importantes na manutenção da diversidade, tanto de invertebrados quanto para vertebrados (Peiró & Alves 2006; Higuti et al., 2009; Lansac-Tôha et al. 2009, Canto-Maza & Vega-Cendejas, 2008; Pelicice & Agostinho 2006; Petry et al., 2003). Os invertebrados encontram nesses vegetais, abrigo, suporte e fonte indireta de alimento para raspadores, que utilizam o biofilme que se adere às paredes do vegetal, e direta para as espécies minadoras e fragmentadoras (Villanueva & Trochine, 2005). E funcionam como um filtro para espécies de anuros, determinando sua presença ou ausência nos bancos (Hoogmoed, 1993; Ramalho et al., 2016).

Nos últimos anos, o uso de ferramentas derivadas da Teoria das Redes Complexas tem sido útil para entender a ecologia e a evolução das assembleias de espécies, estudando como suas interações são organizadas e como elas variam ao longo de gradientes ecológicos (Poisot, 2015). Particularmente nos trópicos, onde a diversidade de espécies é maior, as interações de espécies mostram frequências assimétricas, uma vez que espécies especialistas tendem a interagir com espécies generalistas, mostrando baixos níveis de especialização de rede, mas alta diversidade de interações (Dáttilo & Rico-Gray, 2018). Além disso, as redes ecológicas podem, também, apresentar modularidade, indicando alta sobreposição entre espécies em interação, valores intermediários de especialização de redes e diversidade de interações (Dáttilo & Rico-Gray, 2018). Apesar de existir um crescente conhecimento sobre as interações entre as espécies em ambientes tropicais, as propriedades das interações ecológicas dos ambientes aquáticos ainda constituem um dos conjuntos ecológicos menos explorados e compreendidos. Desse modo, é fundamental

avaliar como anuros, macrófitas e invertebrados interagem e como as mudanças nas condições ambientais podem influenciar suas interações.

O objetivo deste estudo foi analisar quais fatores influenciam a variação da composição e da rede de interação de anuros nos lagos de meandros na Amazônia. Especificamente, foram testadas as seguintes hipóteses: (i) os recursos utilizados (macrófitas aquáticas e invertebrados) variam entre conectividades e entre regimes hidrológicos; (ii) a comunidades de anuros varia pela variação das macrófitas e invertebrados; (iii) Como se dá as interações entre anuros, macrófitas e invertebrados em função da conectividade e do regime hidrológico.

2. Material e métodos

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado em três lagos, Bom Lugar (8°38'51.86"S 67°20'38.86"O), Flor do Ouro (8°28'39.58"S 67°23'25.11"O) e Lago Verde (8°37'15.28"S 67°22'32.07"O), localizados na planície de inundação do médio Rio Purus, no município de Boca do Acre, estado do Amazonas (08°51'18" S e 67°44'34" O) (Figura 1). A bacia do rio Purus está localizada na porção sudoeste da Amazônia, sendo o Purus um dos grandes tributários do sistema Solimões-Amazonas. É um dos rios mais longos da América do Sul, percorrendo aproximadamente 3.380 km, adentrando no Brasil pelo estado do Acre, com sua foz no rio Solimões, estado do Amazonas. É classificado como um rio de água branca *sensu* Sioli (1991), com padrão meandroso e água rica em sedimentos andinos (Ríos-Villamizar et al., 2011). O clima da região é Tropical Chuvoso tipo monção (Köppen, 1948; Projeto RadamBrasil, 1976). A precipitação apresenta ciclo anual marcado por uma estação chuvosa, entre novembro e março, e uma estação seca, entre maio e setembro, enquanto os meses de abril e outubro são considerados de transição (Angelis et al., 2008).

2.2 Coleta de dados

A coleta de dados ocorreu em julho de 2017 e janeiro de 2018, contemplando os regimes hidrológicos de seca (8 a 17 de julho) e cheia (17 a 25 de janeiro). Três lagos foram selecionados com base no critério de conectividade: Alta (Bom Lugar), Média (Flor do Ouro) e Baixa (Lago Verde). Os dados de classificação de conectividade dos lagos, foi obtido na dissertação de Lucena Virgílio (2013), onde o lago com alta conectividade mantém a conectividade com o rio durante todo o ciclo hidrológico, possui profundidade

média de 2,4 m e largura média de 25 m durante a seca, e apresenta conexão direta com riacho de baixa ordem. O lago com média conectividade possui profundidade média de 0,53 m e largura média de 0,9 m durante o período de seca. O lago com baixa conectividade perde totalmente a conexão com o rio durante os períodos de seca e vazante. A profundidade dos lagos foi obtida com auxílio de ecobatímetro, Modelo Eagle Cuda, e a largura através de pontos de GPS, onde foi percorrido todo o perímetro do lago, e a cada 50 m era marcado um ponto, que foram plotados sobre a imagem Landsat-5 (Orbita/Ponto= 005/062), adquirida para o dia 1 de setembro de 2011, através do website GLOVIS da NASA (<http://glovis.usgs.gov/>) e as análises foram realizadas utilizando uma escala de 1:750.000, nos softwares *ArcGIS*® e *ArcMap*™.

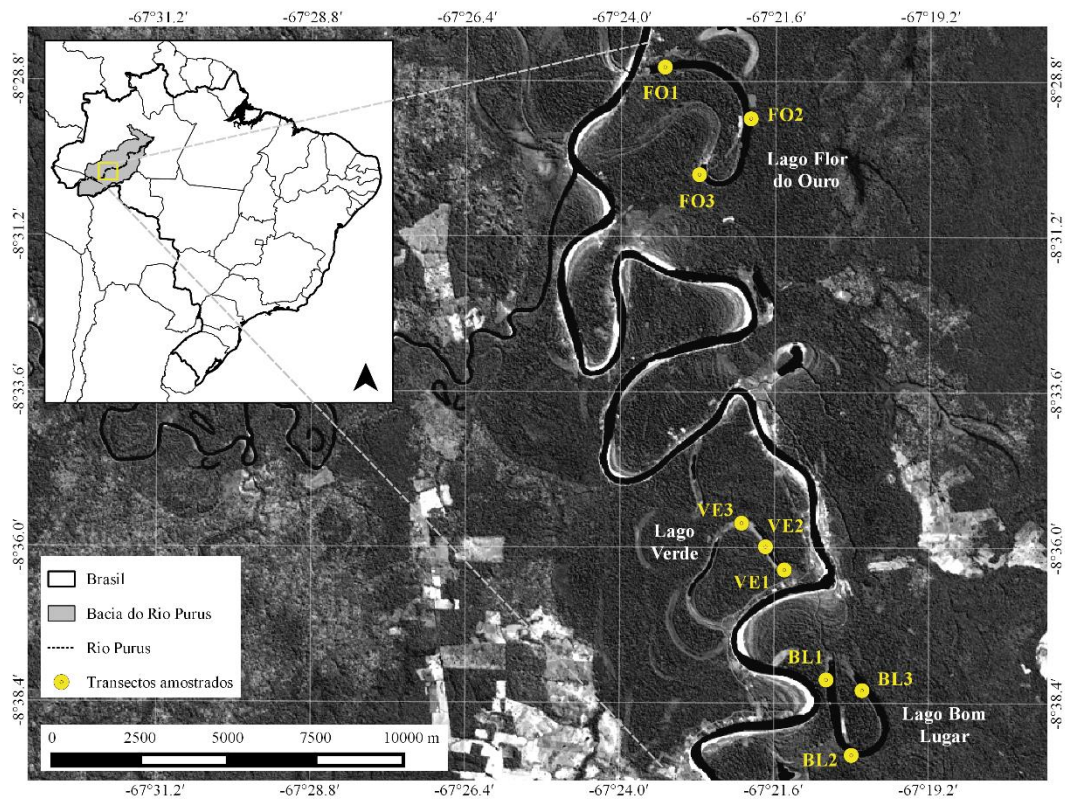


Figura 1. Área de estudo. Em destaque, a indicação dos pontos de mostragem (transectos) nos lagos, Lago Flor do Ouro (FO1, FO2, FO3), Lago Verde (VE1, VE2, VE3) e Lago Bom Lugar (BL1, BL2, BL3) de meandro abandonado no médio rio Purus, Amazonas.

Em cada lago foram amostrados três transectos de 200 m, com distância mínima de 1.000 metros entre si, escolhidos conforme a disponibilidade de bancos de macrófitas. Avaliamos o recurso ambiental disponível através da abundância das macrófitas, avaliado por estimativas visuais da porcentagem de cobertura de cada espécie dentro de um quadrat

de 0,5 × 0,5 m, que foi transformado em uma escala baseada em Braun-Blanquet (1979). A disponibilidade de recurso alimentar foi avaliada através da coleta de invertebrados nos bancos de macrófitas nos transectos. A coleta foi realizada com auxílio de puçá entomológico, por 10 minutos a cada 50m, no mesmo horários em que foi realizado a coleta de anuros, os espécimes coletados foram eutanasiados com câmara mortífera, utilizando acetona 58% e fixados em álcool 70%. Foram identificados até o menor nível taxonômico possível, com auxílio do guia de insetos aquático de Hamada et al., (2014).

Para avaliar a dieta de anuros que utilizaram os bancos de macrófitas, foram coletados os anuros associados aos bancos, cujos pertencem à família Hylidae. Todos foram identificados com o uso de bibliografia especializada, como guias de identificação de anfíbios amazônicos (Oliveira, 2008), artigos de descrição e comparação com material de museu; a nomenclatura utilizada seguiu Frost (2018). Os indivíduos amostrados foram anestesiados e eutanasiados com com xilocaína a 5%, fixados em formalina a 10% e conservados em álcool 70% (Heyer et al., 1994). Os estômagos foram retirados, seu conteúdo foi espalhado em placa de Petri milimetrada, analisado com auxílio de um microscópio estereoscópio e, posteriormente, foi preservado em tubo eppendorf com álcool 70%. Os itens alimentares foram identificados e categorizados até o menor nível taxonômico possível (Hamada, et al., 2014), e são nomeadas como recurso alimentar consumido. Para cada indivíduo anuro, foi registrada a espécie de macrófita onde estava forrageando no momento da coleta, nomeado como recurso ambiental utilizados.

2.3 Análise de dados

As variações na riqueza e abundância de recursos alimentares disponíveis (invertebrados) e recursos ambientais disponíveis (macrófitas aquáticas) entre lagos com diferentes conectividades, regimes hidrológicos e a interação entre conectividade e regime hidrológico foram testadas utilizando análises de variância com dois fatores (*two-way* ANOVA). Diferenças na composição de recursos alimentares disponíveis e de recursos ambientais disponíveis entre conectividades, regimes hidrológicos e interação entre conectividade e regime hidrológico foram testadas por análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA). Este procedimento foi realizado utilizando o método de Bray-Curtis e 999 aleatorizações.

Para testar se as variações nas comunidades de anuros são explicadas principalmente por fatores bióticos, foram construídos modelos para cada grupo de variáveis preditoras. Para isso, foram incluídas somente recursos ambientais disponíveis

que (i) ocorreram em pelo menos três amostras ou (ii) apresentaram representatividade porcentagem de cobertura igual ou maior que 5% em pelo menos uma amostra. Para os modelos com recursos alimentares disponíveis, foram considerados apenas grupos que (i) ocorreram em pelo menos três amostras ou (ii) tiveram abundância total igual ou maior que 45. A abundância dos anuros foi padronizada por meio da transformação de Hellinger (Legendre & Legendre, 2012). Valores de porcentagem de recursos ambientais disponíveis e a abundância de recursos alimentares disponíveis foram transformados pela extração da raiz quadrada. Tipo de conectividade e sazonalidade foram categorizados (conectividade: baixa = 1, média = 2, alta = 3; regime hidrológico: seca = 1, cheia = 2). Para evitar a inflação dos modelos, a influência dos recursos alimentares e ambientais disponíveis sobre as comunidades de anuros foi avaliada pelo procedimento *forward selection*, sendo selecionados somente os táxons significativos (Blanchet et al., 2008). Este procedimento foi realizado com 999 permutações para cada variável e a seleção finalizada quando as variáveis tiveram valor de P superior a 0,05 (Peres-Neto et al. 2006). Assim, as variáveis preditoras incluíram os recursos aliementares disponíveis e ambientais disponíveis, selecionados pelo procedimento *forward selection*, conectividade e regime hidrológico. Foi testada a significância dos modelos com Análise de Redundância (RDA) com 999 aleatorizações de Monte Carlo. Posteriormente, foi realizada uma Análise de Redundância Parcial (pRDA) com partição da variância para avaliar a contribuição relativa pura e compartilhada dos conjuntos de variáveis para a variação nas comunidades de anuros (Dray et al., 2012). Todo o procedimento foi realizado utilizando as funções disponíveis nos pacotes “packfor” (Dray et al., 2013) e “vegan” (Oksanen et al., 2017) no software R (R Core Team, 2018).

O índice de importância relativa (IRI) foi usado para determinar a importância relativa de cada item consumido pela espécie (Pinkas et al., 1971), em cada conectividade e regime hidrológico. Este índice considera a porcentagem numérica (N%) de cada presa na dieta, a área (AR%) ocupada por cada item no estômago e a frequência de ocorrência (FO%) de cada presa, nos estômagos analisados.

Para descrever as interações entre macrófitas e anuros foram utilizados os dados obtidos a partir das espécies de macrófitas em que o anuro foi coletado forrageando (recurso ambiental utilizado) e seu conteúdo estomacal (recurso alimentar consumido), utilizando uma abordagem baseada na teoria de redes complexas. Para isso, foram construídas matrizes de interação \mathbf{A} , onde a_{ij} = número de interações de um anuro, i com macrófita ou invertebrado j , e 0 onde não há nenhum. Foram obtidas 12 matrizes

correspondentes às interações observadas em cada lago pela categoria atribuída (alta, média e baixa conectividade) sobre dois diferentes regimes hidrológicos (cheia, seca). Além disso, foi dividido cada matriz pelo tipo de interações, anuros com recurso ambiental utilizado ou recurso alimentar consumido, isto para todos os lagos e regimes hidrológico. Ao final foram obtidas 4 matrizes por lago, uma com todas as interações entre os anuros e recurso ambiental utilizado e outra com recurso alimentar consumido, em cada regime hidrológico. Para a realização da descrição das interações, foram utilizados os seguintes descritores de rede: especialização (H_2'), tamanho da rede, diversidade de interação (H'), aninhamento ponderado de rede (WNODF) e modularidade.

Inicialmente, foi estimado a especialização de rede com o índice H_2' , que descreve como as espécies restringem suas interações, daquelas aleatoriamente esperadas, com base na disponibilidade de seus parceiros. Este índice varia de 0 (zero), quando as interações são completamente generalistas (completa sobreposição de interações), à 1 (um), quando as interações são completamente especializadas (sem sobreposição de interações). Este índice é robusto para mudanças no esforço de amostragem e no tamanho da rede (Blüthgen et al., 2006, 2007). A diversidade de interações foi calculada com um índice derivado da entropia de Shannon-Wiener, que mede a diversidade de interações dentro de cada rede (ou seja, entradas de rede) e varia de zero a infinito (Bersier et al., 2002). Esse índice pressupõe que as interações são amostradas aleatoriamente em uma comunidade infinitamente grande e mede a incerteza média de coletar novas interações (Magurran, 2013). O tamanho da rede foi calculado multiplicando-se o número de nós (ou seja, o número de indivíduos por espécies), valores maiores indicam redes maiores com base no número de participantes. Como as matrizes representam redes ponderadas, foi calculado o aninhamento usando a métrica WNODF (Métrica de Nested Ponderada Baseada na Sobreposição e Diminuição do Preenchimento) (Almeida-Neto & Ulrich, 2011). Os valores de aninhamento variam de 0 (não aninhado) a 100 (perfeitamente aninhado). Utilizamos o QuanBiMo (Q) (Dormann & Strauss, 2014) para testar a modularidade das redes ponderadas, onde o algoritmo calcula a modularidade para redes ponderadas usando a abordagem *Likelihood* e *Simulated Annealing*-Monte Carlo (Dormann & Strauss, 2014). Esse índice varia de 0 (sem subgrupos) a 1 (subgrupos totalmente separados). Para padronizar a diferença de riqueza, conectividade e heterogeneidade de interações entre redes, o que poderia afetar os valores ponderados de aninhamento e modularidade, foram calculados os escores Z para permitir comparações

entre redes. A pontuação transformada em Z é definida como: $Z = [x - \mu] / \sigma$, onde x é o valor do índice observado, μ é a média dos valores das matrizes simuladas e σ é o desvio-padrão dos valores das matrizes simuladas (Almeida-Neto et al., 2008). A especialização de rede, a diversidade de interações, o algoritmo WNODF e Q foram calculados com o pacote “bipartido” (Dormann et al., 2017) no software R (R Core Team, 2018).

3. Resultados

3.1 Disponibilidade de recursos ambientais - macrófitas

Foram identificadas 46 espécies de macrófitas, 29 em alta conectividade, 28 em média e 22 em baixa. As espécies mais abundantes nos lagos estudados foram *Pistia stratiotes* (33%), *Enydra anagallis* (14%) e *Ludwigia helminthorrhiza* (7%), em alta conectividade, *Pistia stratiotes* (25%), *Eichhornia crassipes* (24%) e *Salvinia minima* (14%), em média conectividade, e *Ludwigia helminthorrhiza* (27%), *Eichhornia crassipes* (20%) e *Hydrocotyle ranunculoides* (16%), em baixa conectividade. Trinta e duas espécies foram registradas utilizando o método de *quadrat*, enquanto 14 foram registradas ocasionalmente durante as coletas nos transectos (Tabela 1). A riqueza de macrófitas diferiu entre conectividades ($F = 10,98$; $p < 0.01$; $gl = 2$), sendo maior no lago com alta conectividade em relação aos lagos com conectividade baixa e média. Não houve diferença na riqueza de macrófitas entre regimes hidrológicos e na interação entre conectividade e regimes hidrológicos. A biomassa de macrófitas diferiu entre conectividades ($F = 6,10$; $p = 0,02$; $gl = 2$), sendo maior em média conectividade, e na interação entre conectividade e regime hidrológico ($F = 4,00$, $p = 0,04$, $gl = 2$).

3.2 Disponibilidade de recursos alimentares - invertebrados

Foram amostrados 4.043 indivíduos, classificados em três classes (Arachnida, Gastropoda e Insecta), uma subclasse (Acari), 11 ordens (Araneae, Blattodea, Coleoptera, Diptera, Hemiptera, Hymenoptera, Lepidoptera, Mantodea, Odonata, Orthoptera e Trichoptera) e 7 famílias (Coccinellidae, Curculionidae, Formicidae, Gerridae, Muscidae, Scarabaeidae e Vespidae). Indivíduos não identificados ou em estágio larval foram classificados como Outros. As ordens mais abundantes foram Homoptera (23,5%), Orthoptera (12,3%) e Diptera (Mosquito) (10,6%), em alta conectividade; Orthoptera (33,9%), Araneae (15,4%) e Coleoptera (10,1%), em média conectividade e Diptera (Mosquito) (20,8%), Homoptera (18,7%) e Orthoptera (12,9%), em baixa conectividade; (Tabela A.2 A.3). A Riqueza e a abundância de invertebrados não foram influenciadas

pela conectividade, regime hidrológico ou pela interação destes fatores. A composição de invertebrados mudou entre conectividades ($F = 2,35$; $R^2 = 0,23$; $p < 0,01$, $gl = 2$) e regimes hidrológicos ($F = 2,27$; $R^2 = 0,11$; $p = 0,02$, $gl = 1$), mas não pela interação entre estes.

3.3 Itens consumidos por cada espécie

Dos 115 indivíduos de *Boana punctata* coletados e analisados, 68 estômagos estavam vazios, foram encontrados 49 fragmentos de animais, 24 itens não identificados e quatro fragmentos de origem vegetal, que são consumidos de forma acidental. Na cheia, a importância relativa dos itens de presas foi maior sobre Blattodea (31,0%) e Coleoptera (29,2%), somente em alta conectividade (Tabela A.2), enquanto na seca os maiores foram Homoptera (40,3%) e Araneae (26,6%), em alta conectividade, Araneae (68,6%), em média conectividade, e Araneae (35,5%) em baixa conectividade (Tabela A.3).

Foram coletados 425 indivíduos de *Dendropsophus reticulatus*. Destes, 203 apresentaram estômagos vazios, foram encontrados 189 fragmentos de animais, 100 itens que não foram identificados, duas larvas (não identificadas) e 15 fragmentos vegetais. Na cheia, a importância relativa dos itens de presas em alta conectividade foi maior para itens não identificados (60,1%) e Lepidoptera (29,3%), em média conectividade predominaram os itens não identificados (73,1%), Araneae (13,2%), enquanto em baixa conectividade houve domínio de Diptera-Mosquito (73,7%) (Tabela A.2). Na seca, a maior importância relativa em alta conectividade foi para Homoptera (40,3%) e Araneae (26,6%), em média conectividade para Araneae (68,6%), e em baixa conectividade para itens não identificados (60,7%) e Araneae (35,5%) (Tabela A.3).

Foram coletados 50 indivíduos de *Sphaenorhynchus carneus*. Destes 12 estavam vazios. Formicidae foi o único item presente nos estômagos analisados, responsável por 100% da importância relativa, tanto em alta como em média conectividade, tendo a espécie amostrada apenas na cheia (Tabela A.2). Dos 42 indivíduos de *Sphaenorhynchus dorisae*, 19 tinham estômago vazio. Nos estômagos com alimento foram observados 20 fragmentos de Formicidae e 7 itens não identificados. A importância relativa dos itens na cheia para Formicidae, com 100% em alta conectividade, 88,8% em média conectividade (Tabela A.2). No período de seca Formicidae ocorreu em 100% em alta conectividade (Tabela A.3). Dos 122 indivíduos coletados de *Sphaenorhynchus lacteus*, 47 tinham estômago vazio. Na cheia a importância relativa dos itens de presas, em alta conectividade, foi de 99,9% para Formicidae com 99,9%, em média conectividade foi de 100% e em baixa de 91,7% (Tabela A.2). Na seca, a espécie foi amostrada apenas em

baixa conectividade, tendo Formicidade apresentado a maior importância relativa (83,8%) (Tabela A.3).

3.4 Efeitos dos preditores bióticos sobre a abundância dos anuros

Registramos 754 indivíduos de cinco espécies de anuros: *Boana punctata* (115 indivíduos), *Dendropsophus reticulatus* (425), *Sphaenorhynchus carneus* (50), *Sphaenorhynchus dorisae* (42) e *Sphaenorhynchus lacteus* (122). Com base nos critérios pré-estabelecidos, selecionamos 13 espécies de macrófitas (recurso ambiental disponível) e 13 táxons de invertebrados (recurso alimentar disponível) para compor os modelos adiante. No geral, todos os grupos de variáveis influenciaram significativamente a variação nas cinco espécies de anuros. O modelo com macrófitas foi o mais explicativo (71%) e incluiu as espécies *Ceratopteris pteridoides*, *Lemna minuta*, *Pistia stratiotes*, *S. mínima* e *Salvinia mínima*; recursos alimentares disponíveis explicaram 60% da variação dos anuros e incluiu os táxons Curculionidae, Diptera, Gastropoda, Homoptera e Orthoptera. O regime hidrológico e conectividade explicaram 39% e 16% da variação, respectivamente. No geral, a maior explicação foi compartilhada entre os modelos de macrófitas, recursos alimentares e regime hidrológico (36%), de forma que os três grupos explicam melhor do que em separado. As explicações puras foram de 4% para macrófitas, 4% para regime hidrológico e 8% para recursos alimentares (Figura 2).

As variações na abundância de *Boana punctata* foram explicadas pelo regime hidrológico (79%), abundância de Gastropoda, Aranae e Curculionidae (72%) e pela área ocupada pela macrófita *Azolla filiculoides* (65%). *Dendropsophus reticulatus* teve a variação de abundância explicada pela área ocupada pelas macrófitas *C. pteridoides*, *L. minuta* e *P. repens* (72%), abundância de Gastropoda e Arthropoda (46%) e regime hidrológico (27%). A variação na abundância de *Sphaenorhynchus carneus* foi explicada pela área coberta por *P. stratiotes*, *P. pteridoides* e *L. minuta* (72%), regime hidrológico (43%), abundância de Orthoptera (27%) e conectividade (19%). Para *Sphaenorhynchus dorisae*, os preditores da variação na abundância foram a área de *S. mínima*, *C. pteridoides* e *O. cubense* (77%), regime hidrológico (26%) e abundância de Curculionidae (22%). Por fim, a variação em *Sphaenorhynchus lacteus* foi explicada principalmente pela abundância de Gastropoda, Aranae, Diptera e Coleoptera (79%), seguido da área ocupada por *C. pteridoides* e *U. gibba* (75%), conectividade (35%) e regime hidrológico (27%) (Figura 2).

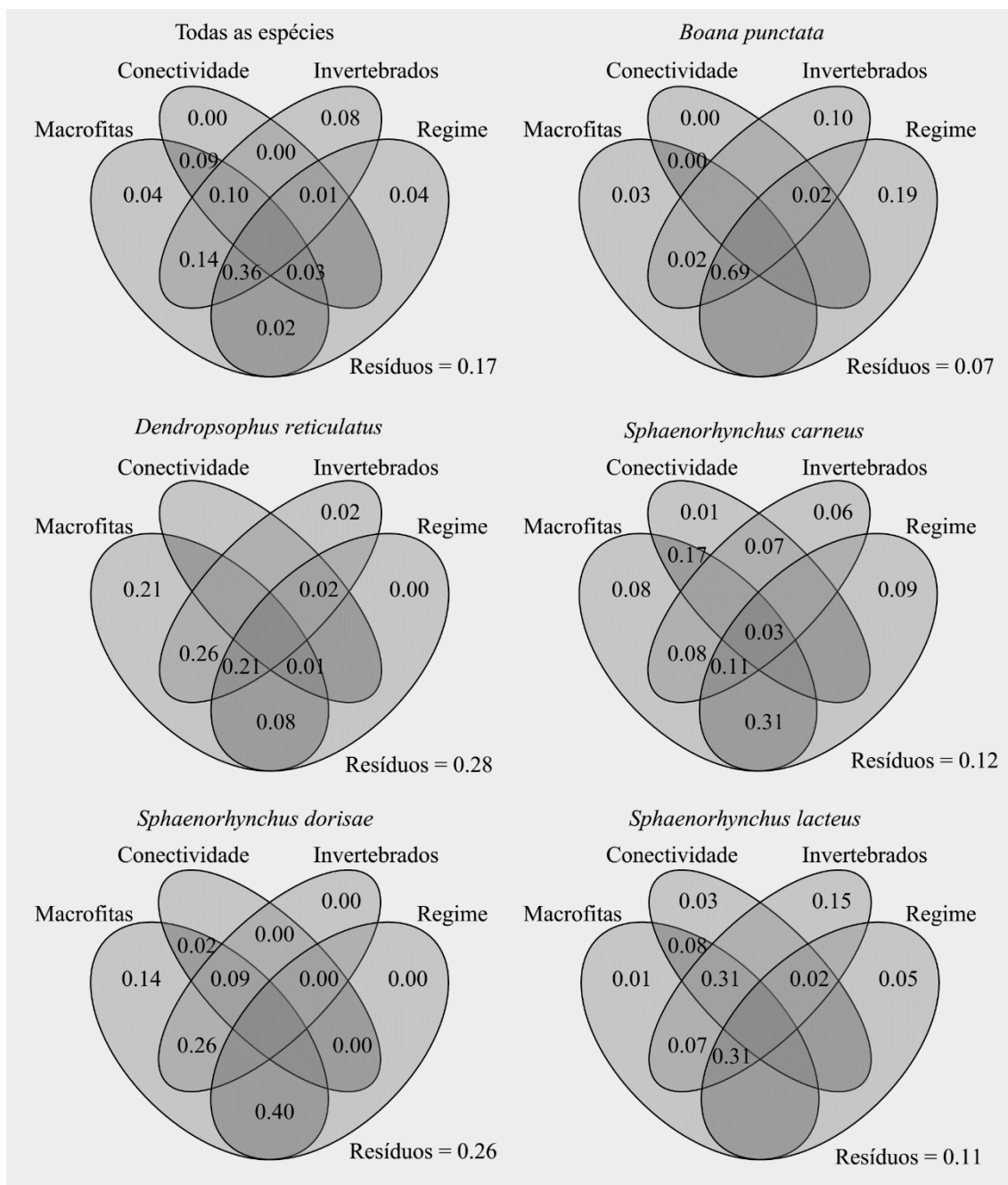


Figura 2. Variações na abundância de anuros explicadas pelas variáveis bióticas, conectividade, regime hidrológico, macrófitas e invertebrados.

3.5 Interações ecológicas

Foi registrado um total de 754 interações entre anuros e macrófitas (recurso ambiental disponível) e 932 interações entre anuros e invertebrados (recurso alimentar disponível). As interações mais especializadas entre macrófitas e anuros foram registradas na cheia em lago com média conectividade ($H_2' = 0,42$) e na seca na baixa conectividade ($H_2' = 0,27$, Tabela 1) (Figura 4.A e 4.B). Enquanto na cheia as redes mais

especializadas entre anuros e invertebrados foram observadas no lago com alta conectividade ($H_2' = 0,46$), na seca todos os lagos apresentaram níveis intermediários e similares de especialização em rede (Tabela 1) (Figuras 5.A e 5.B). Na cheia e na seca foi registrada a maior rede de macrófitas-anuros no lago com maior conectividade (Tabela 1). Em relação às redes anuro-invertebrados na cheia, a maior rede foi observada no lago com alta conectividade e na seca no lago com conectividade média (Tabela 1). Além disso, durante a cheia, a rede anuro-macrófitas mais diversa foi registrada no lago com alta conectividade ($H' = 2,74$) e na seca no lago com baixa conectividade ($H' = 2,36$). A rede anuro-invertebrado na cheia foi mais diversificada no lago com conectividade alta e média ($H' = 2,46$ e $2,55$, respectivamente). Na seca, as redes anuro-invertebrado foram mais diversificadas nos lagos com conectividade média e baixa ($H' = 2,95$ e $3,04$ respectivamente).

Tabela 1. Descritores de redes divididos por regime, conectividade e pela interação entre anuros, macrófitas e invertebrados. Aninhamento e modularidade são relatados com Z-scores. M = macrófitas e E = invertebrados consumidos.

	Alta		Média		Baixa	
Cheia	M	E	M	E	M	E
Especialização em rede	0,28	0,46	0,42	0,29	0,04	0,36
Diversidade de interação	2,74	2,46	2,33	2,55	1,18	2,23
Tamanho da rede	70	70	35	50	9	42
Aninhamento ^a	-0,88	-1,78*	-1,17	-1,96	0,67	-2,82*
Modularidade ^b	6,74*	11,34*	9,44*	5,49*	-1,1	9,19*
Seca	M	E	M	E	M	E
Especialização em rede	0,18	0,27	0,05	0,27	0,27	0,26
Diversidade de interação	2	2,35	1,23	2,95	2,36	3,04
Tamanho da rede	42	51	15	63	21	54
Aninhamento ^a	-1,98*	-2,35	0,33	-0,83	0,67	-1,84*
Modularidade ^b	0,28	2,29*	-1,3	4,64*	7,16*	6,67*

^a Os valores de aninhamento significativamente aninhados ($P < 0,05$) são realçados com *

^b Valores de modularidade significativos ($P < 0,05$) são realçados com *

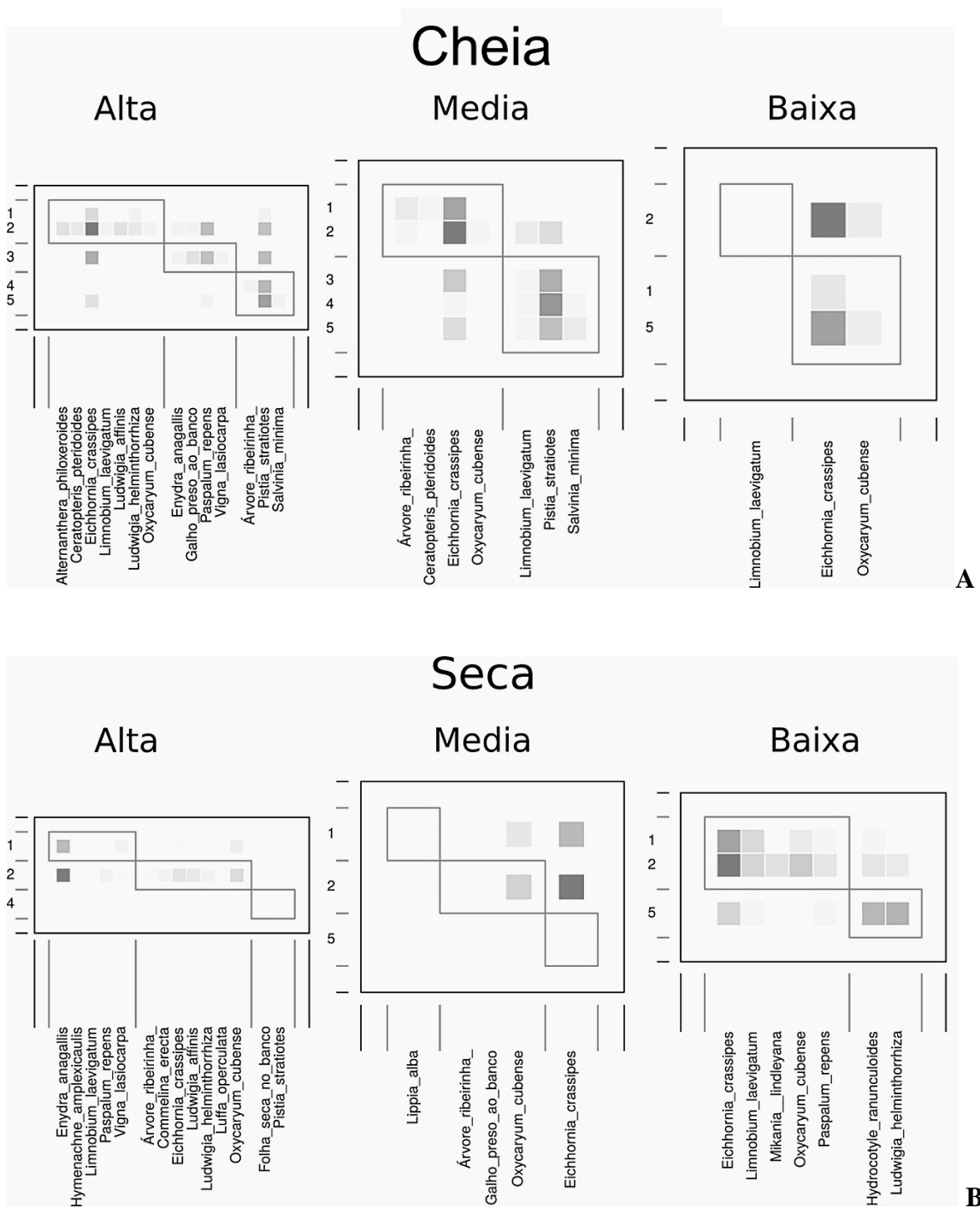


Figura 4. Matriz de interação representando interações entre anuros e macrófitas. As espécies de anuros e macrófitas são ordenadas de acordo com a modularidade. Cada coluna representa uma espécie de macrófita, cada linha representa uma espécie de anuro e as células preenchidas representam interações entre as espécies. Células mais escuras representam a maior dominância numérica. Os números denotam espécies de anuros: [1] *Boana punctata*, [2] *Dendropsophus reticulatus*, [3] *Sphaenorhynchus carneus*, [4] *Sphaenorhynchus dorisae*, [5] *Sphaenorhynchus lacteus*. Figura A = cheia e Figura B = Seca

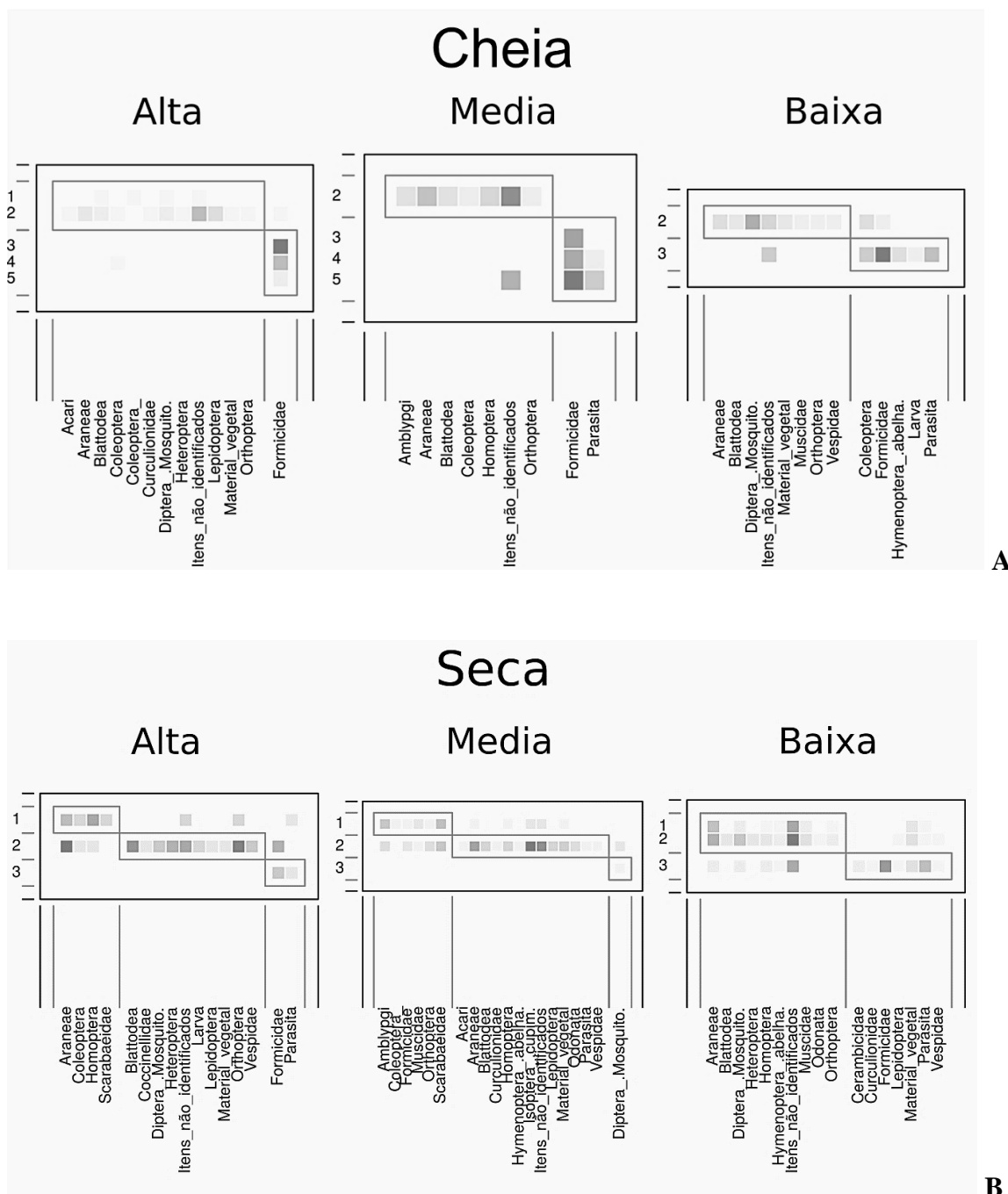


Figura 5. Matriz de interação representando interações entre anuros e invertebrados. As espécies de anuros e invertebrados são ordenadas de acordo com a modularidade. Cada coluna representa uma espécie de invertebrado, cada linha representa uma espécie de anuro e as células preenchidas representam interações entre as espécies. Células mais escuras representam a maior dominância numérica. Os números denotam espécies de anuros: [1] *Boana punctata*, [2] *Dendropsophus reticulatus*, [3] *Sphaenorhynchus lacteus*, [4] *Sphaenorhynchus carneus*, [5] *Sphaenorhynchus dorisae*. Figura A = cheia e Figura B = Seca.

4. Discussão

Encontramos uma variação na composição e na rede de interação de anuros, de acordo com a conectividade e regime hidrológico, corroborando as hipóteses apresentadas. A diferença na riqueza de espécies de macrófitas e sua biomassa é influenciada pela conectividade dos lagos, onde lagos que permanecem todo o regime hidrológico conectado com o rio, possuem um aumento na dispersão de indivíduos (Mouquet & Loureau, 2003), sofrem menos impacto de herbivoria (Akasama & Akamura, 2012) e recebem alto teor de nutrientes do rio Purus, aumentando assim sua produtividade (Araujo-Lima & Ruffino, 2003). Estas diferenças afetam diretamente a fauna associada aos bancos de macrófitas, pois a conectividade influencia a riqueza dos bancos de macrófitas, onde um banco mais diversos e produtivos possuem uma maior quantidade de nichos, influenciando a biodiversidade local e fauna associada pela diminuição ou aumento de micro habitat, local de refúgio e recursos alimentares (Canto-maza & Vegacendejas 2008; Higuti et al., 2009; Lansac-Tôha et al., 2009).

Para os lagos de meando do médio rio Purus é registrado cerca de 60 espécies de anuros, 45 espécies para o lago Flor do Ouro e Bom Lugar (média e alta conectividade, respectivamente) e 30 para o Lago Verde (baixa conectividade). A família Hylidae é a mais rica, dentro da ordem Anura, e para a área amostrada é registrado cerca de 35 espécies, e nos bancos de macrófitas 19 (Ramalho et al., 2016). No nosso estudo, foi encontrado sete espécies nos lagos, mas apenas cinco foi utilizada, devido a quantidade de indivíduos coletados. As espécies *Boana geographica* e *Trachycephalus typhonius*, tiveram apenas um indivíduo, de cada, avistado nos bancos.

A variação na disponibilidade de recursos alimentares (invertebrados) pode ocorrer com a variação nos recursos ambientais (macrófitas), afetando os organismos associados, como os anuros (Peiró & Alves, 2006; Upton et al., 2014). A RDA, mostra que as espécies de anuros coletadas, teve sua abundância influenciada por todas as variáveis, mas a disponibilidade os recursos ambientais junto com os recursos alimentares foram os mais explicativos para a variação na abundância das espécies de anuros. Quando observamos cada espécie de anuro, separadamente, é possível observar os mesmos modelos explicando sua abundância. Se variações nos recursos disponíveis, estes influenciam a abundância das espécies de anuros, se tornando indicativos que elas interagem e usam tanto o ambiente, quanto o alimento de forma ordenada.

Os recursos primários dos anuros são insetos, além de outros artrópodes, tais como aranhas e ácaros (Simon & Toft, 1991; Duellman & Trueb, 1994). Cada espécie de anuro

tendeu a ter uma preferência por certos itens alimentares, a maioria dos itens alimentares consumidos pelas espécies de anuros, estavam disponíveis nos bancos de macrófitas, apenas *Amblypygi* que teve IRI significativo para *D. reticulatus*, não estava disponível, sendo possível seu consumo em árvores emergentes nas adjacências dos bancos de macrófitas. Os itens consumidos pelas espécies de anuros neste trabalho corrobora a dieta descrita das espécies (Duellman, 1978, 2005; Lopez et al., 2009).

As interações identificadas na RDA estão refletidas nas redes de interações, explicadas pela modularidade, que é agrupamento das espécies que utilizam os mesmos recursos e o aninhamento que ocorre quando a maioria das espécies são generalistas e utilizam vários tipos de recursos, e algumas outras espécies dentre essas, usam recursos específicos. Mostrando que as espécies de hylídeos coletados, mesmo classificadas como generalistas, possuem tendência a forrageamento por alguma espécie de macrófita e por táxons de invertebrados.

É possível observar uma mudança na distribuição das espécies de anuros nas diferentes conectividades e regimes hidrológico, havendo uma diminuição de indivíduos de algumas espécies e o registro de novas. Estas diferenças ocorrem devido à distribuição das espécies durante o regime hidrológico e ao grau conectividade do lago com o rio. Isto ocorre devido a homogeneização biótica causada pelo pulso de inundação, os lagos com maiores conectividades, participam diretamente desta homogeneização, durante todo o regime hidrológico e, conseqüentemente, possui uma maior disponibilidade de nicho ambiental e trófico para as espécies de anuros (Brito *et al.*, 2014). Mas lagos com baixa conectividade, por não participarem ativamente da homogeneização, na seca eles possuem uma composição de macrófitas distintas, com dominância de algumas espécies após sua reprodução (Thomaz *et al.*, 2007), que são as mais utilizadas na interação anuro-macrófita. A espécie *B. punctata* durante o período de cheia, teve sua abundância reduzida, atribuída à visível diminuição da densidade da macrófita *E. crassipes*. Quando analisada a interação com os invertebrados (conteúdo estomacal), foi possível observar essa variação, já que apenas em alta conectividade, na cheia, há dados de alimentação, mas com dominância relativamente pequena. Isto também pode ter ocorrido para *D. reticulatus*, já que essas espécies possuem uma maior dominância numérica para *E. crassipes*, mas ainda assim, presente em ambos os regimes hidrológicos. Para o gênero *Sphaenorynchus*, ocorreu o mesmo para *P. stratiotes*, que na seca sua densidade aumentou, se tornando possível a ocorrência de mais espécies deste gênero, além disto, a quantidade de Formicidae nos bancos, uma vez que, com o aumento das águas, elas ficam

desabrigadas e encontram nos bancos refúgio, se tornando mais disponíveis para o consumo nos bancos.

5. Conclusão

As variações na disponibilidade de recursos ambientais (macrófitas) e recursos alimentares (invertebrados), foi influenciada pela conectividade dos lagos e pelo regime hidrológico, afetando a estrutura da comunidade de anuro. As interações encontradas mostram que as espécies utilizam os mesmos recursos, e que estes estão disponíveis nos bancos para seu consumo, e apesar de serem mais generalistas, algumas espécies usam recursos de forma mais específica que outras. Estes resultados mostram que os hilídeos associados aos bancos de macrófitas, deste estudo, possuem sua distribuição afetada pela interação tanto das espécies de macrófitas e os invertebrados, como com a conectividade do lago e o regime hidrológico, estas alterações no nicho ambiental afetam os anuros associada aos bancos, e mostram a importância deste ambiente para biodiversidade.

Agradecimentos

Os autores agradecem à CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pela bolsa de mestrado concedida, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais pelo apoio financeiro via PROAP, a Ednelson pelo excelente trabalho como barqueiro e guia local, aos moradores locais pela moradia e apoio nas coletas, e aos estudantes de pós-graduação do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais da Universidade Federal do Acre pela ajuda em campo.

Referência

- Akasaka, M., Takamura, N. 2012. Hydrologic connection between ponds positively affects macrophyte α and γ diversity but negatively affects β diversity. *Ecology*, 93, 967-973. <https://doi.org/10.2307/23213491>.
- Almeida-Neto, M., Guimaraes, P., Guimaraes, P.R., Loyola, R.D., Ulrich, W. 2008. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. *Oikos*, 117, 1227-1239. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2008.16644x>.

- Almeida-Neto, M., Ulrich, W. 2011. A straightforward computational approach for measuring nestedness using quantitative matrices. *Envir. Model. & Soft.* 26, 173-178. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2010.08.003>.
- Angelis, C.F., Waichaman, A.V., Silva, A.E.P., Machado, L.A.T. 2008. Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus. *Acta Amaz.* 38, 733-742. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672008000400017>.
- Araujo-Lima, C.R.M., Ruffino, M.L. 2003. Migratory fishes of the Brazilian Amazon. In: Carosfeld, J.; Harvey, B.; Ross, C.; Baer, A. *Migratory fishes of South America- Biology, fisheries and conservation status*. Ottawa: Inter. Develop. Res. Center, cap. 6, 337-291.
- Begon, M., Harper, J.L., Townsend, C.R. 2006. *Ecology: From individuals to ecosystems*. 4 ed. Oxford: Blackwell Publishing. pp.759.
- Bersier, L.F., Banasek-Richter, C., Cattin, M.F. 2002. Quantitative descriptors of food-web matrices. *Ecology* 83, 2394-2407. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[2394:QDOFWM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2394:QDOFWM]2.0.CO;2).
- Blanchet, F.G., Legendre, P., Borcard, D. 2008. Forward selection of explanatory variables. *Ecology* 89, 2623-2632. <https://doi.org/10.1890/07-0986.1>.
- Blüthgen, N., Menzel, F., Blüthgen, N. 2006. Measuring specialization in species interaction networks. *BMC Ecology*, 6. <http://dx.doi.org/10.1186/1472-6785-6-9>.
- Blüthgen, N., Menzel, F., Hovestadt, T., Fiala, B., Blüthgen, N. 2007. Specialization, constraints, and conflicting interests in mutualistic networks. *Current Biology*, 17, 341-346. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2006.12.039>.
- Braun-Blanquet, J. 1979. *Fitosociología: bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Madrid: H. Blume, 3ed. pp. 820.
- Canto-Maza, W.G., Vega-Cendejas, M.E. 2008. Hábitos alimenticios del pez *Lagodon rhomboides* (Perciformes: Sparidae) en la laguna costera de Chelem, Yucatán, México. *Ver. de Biol. Trop.* 56, 1837-1846. <https://doi.org/10.15517/rbt.v56i4.5763>.
- Dáttilo, W., Rico-Gray, V. 2018. *Ecological Networks in the Tropics*. Springer, Cham. pp. 201.
- Dormann, C.F., Strauss, R. 2014. A method for detecting modules in quantitative bipartite networks. *Methods Ecol. Evol.* 5, 90-98. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12139>.
- Dormann, C.F., Fründ, J., Schaefer, H.M. 2017. Identifying causes of patterns in ecological networks: opportunities and limitations. *Ann. Rev. of Ecol. Evol. System.* 48, 559-584. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022928>.

- Dray, S., Pélissier, R., Couteron, P., Fortin, M.J., Legendre, P., Peres-Neto, P.R., Bellier, E., Bivand, R., Blanchet, F.G., Cáceres, M., Dufour, A.B., Heegaard, E., Jombart, T., Munoz, F., Oksanen, J., Thioulouse, J., Wagner, H.H. 2012. Community ecology in the age of multivariate multiscale spatial analysis. *Ecol. Monographs* 82. <https://doi.org/10.1890/11-1183.1>.
- Duellman, W.E. 1978. The biology of an Equatorial herpetofauna in Amazonian Ecuador. University of Kansas, Lawrence, Kansas. pp. 352.
- Duellman, W.E., Trueb, L. 1994. Biology of amphibians. The Johns Hopkins University Press, Baltimore and London. pp. 670.
- Duellman, W.E. 2005. Cusco Amazónico: The lives of Amphibians and Reptiles in an Amazonian Rainforest. Cornell University Press. pp. 472.
- Frost, D. R. Amphibian Species of the World 6.0, an Online Reference. American Museum National History New York, USA. 2018. <http://research.amnh.org/vz/herpetology/amphibia/> (Acesso em 06 jul 2018).
- Grinnell, J. 1917. The niche-relationships of the California thrasher. *The Auk* 34, 427-433. <https://www.jstor.org/stable/4072271>.
- Hamada, N., Nessimian, J.L., Querino, R. B. 2014. Insetos aquáticos na Amazonia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia/Editores Neusa Hamada, Jorge Luiz Nessimian, Ranyse Barbosa Querino. Manaus: Editora do INPA. pp.724.
- Heino, J. 2012. The importance of metacommunity ecology for environmental assessment research in the freshwater realm. *Biol. Rev.* 88, 1-12. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2012.00244.x>.
- Heyer, W.R., Donnelly, M.A., McDiarmid, R.W. 1994. Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians. Smithsonian Institution Press, Washington. pp. 384.
- Higuti, J.F., Lansac-Tôha, L.F., Velho, K., Martens. 2009. Biodiversity of non-marine ostracods (Crustacea, Ostracoda) in the alluvial valley of the upper Paraná River, Brazil. *Braz. J. Biol.* 69, 661-668. <http://dx.doi.org/10.1590/S151969842009000300020>.
- Hoogmoed, M. S. 1993. The herpetofauna of floating meadows. In: Ouboter P.E. (eds) *The Freshwater Ecosystems of Suriname. Monographiae Biologicae*. Springer, Dordrecht Academic Publishers, pp. 199-213.

- Junk, W.J., Bayley, P.B., Sparks, R.E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: Dogde, Dp. Proceedings of the International Large River Symposium, Special Publications on Canadian Fishery and Aquatic Sciences. 1989, pp. 110-127.
- Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Lourival, R.; Wittmann, F; Kandus, P.; Lacerda, L.D.; Bozelli, R.L.; Esteves, F.A.; Nunes Da Cunha, C.; Maltchik, L.; Schöngart, J.; Schaeffernovelli, Y.; Agostinho, A.A. 2014. Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 24, 5-22. <https://doi.org/10.1002/aqc.2386>.
- Köppen, W. 1948. *Climatologia: Com um estudio de los climas de la tierra*. Fondo de Cultura Econômica, México 127-144.
- Lansac-Tôha, F.A., Bonecker, C.C., Velho, L.F.M., Simões, N.R., Dias, J.D., Alves, G.M, Takahashi E.M. 2009. Biodiversity of zooplankton communities in the Upper Paraná River floodplain: interannual variation from long-term studies. *Braz, J, Biol*, 69, 539-549. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842009000300009>.
- Legendre, P., Legendre, L. 2012. *Numerical Ecology*. Elsevier, Amsterdam. pp. 1006.
- López, J.A. Scarabotti, P.A. Medrano, M.C, Ghidardi, R. 2009. Is the red spotted green frog *Hypsiboas punctatus* (Anura: Hylidae) selecting its preys? The importance of prey availability. *Rev. de Biolo.Trop.* 7, 847-857 PMID: 19928476.
- Luz-Agostinho, K.D.G., Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Júlio, H.F., Fugi, R. 2009. Effects of flooding regime on the feeding activity and body condition of piscivorous fish in the Upper Paraná River floodplain. *Braz. J. of Biol.* 69, 481-490. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842009000300004>.
- Magurran, A.E. 2013. *Measuring biological diversity*. John Wiley & Sons. pp. 256.
- Mouquet, N., Loreau, M. 2003. Community patterns in source – sink metacommunities. *The Am. Nat.* 162, 544-557. <http://dx.doi.org/10.1086 / 378857>.
- Oksanen, J., Blanchet F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., Mcglinn, D., Minchin, R., O'hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E.D. & Wagner, H. *Vegan: community ecology package R package version 2.4-2*. [online]. 2017, Disponível em: <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Olivera, M. L., Baccaro, F.B., Braga-Neto, R., Magnusson, W.E. 2008. Reserva Ducke: A biodiversidade amazônica através de uma grade. Manaus, Áttema Design Editorial. pp.116

- Peiró, D.F., Alves, R.G. 2006. Insetos aquáticos associados a macrófitas da região litoral da represa do Ribeirão das Anhumas (município de Américo Brasiliense, São Paulo, Brasil). *Biota Neot.* 6, 1-9. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032006000200017>.
- Pelicice, F.M., Agostinho, A.A. 2006. Feeding ecology of fishes associated with *Egeria* spp. patches in a tropical reservoir, Brazil. *Ecol. of Fresh. Fish* 15, 10-19. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2005.00121.x>.
- Peres-Neto, P.R., Legendre, P., Dray, S., Borcard, D. 2006. Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. *Ecology* 77, 2614-2625. 10.1890 / 0012-9658 (2006) 87 [2614: VPOSDM] 2.0.CO; 2.
- Petry, P., Bayley, P.B., Markle, D.F. 2003. Relationships between fish assemblages, macrophytes and environmental gradients in the Amazon River floodplain. *J. of Fish Biol.* 63, 547-579. <https://doi.org/10.1046/j.1095-8649.2003.00169.x>.
- Petsch, D.K. 2016. Causes and consequences of biotic homogenization in freshwater ecosystems. *Inter. Rev. of Hydro.* 101, 113-122. <https://doi.org/10.1002/iroh.201601850>.
- Pinkas, L., Oliphant, M.S., Iverson, I.L.K. 1971. Food habits of Albacore, Bluefin Tuna and Bonito in California waters. *Marine Resources Region*. <https://escholarship.org/uc/item/7t5868rd>.
- Poisot, T., Stouffer, D.B., Gravel, D. 2015. Beyond species : why ecological interaction networks vary through space and time. *Oikos* 124, 243-251. <https://doi.org/10.1111/oik.01719>.
- Projeto Radambrasil. Folha SC. 19 Rio Branco: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetacao, uso potencial da terra. Rio de Janeiro: Departamento Nacional da Produção Mineral, (Levantamento de recursos naturais, 12). 1976. p. 457.
- R Core Team. 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Ramalho, W.P., Andrade, M.S., Matos, L.R.A., Vieira, L.J.S. 2016. Amphibians of varzea environments and floating meadows of the oxbow lakes of the Middle Purus River, Amazonas, Brazil. *Biota Neotr.* 16, 1-15. <http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2015-0093>.
- Ríos-Villamizar, E.A., Junior, A.F.M., Waichman, A. V. 2011. Caracterização físico-química das águas e desmatamento na bacia do rio Purus, Amazônia brasileira Ocidental. *Rev. Geo. Acad.* 5, 54-56.
- Scarabotti, P.A., López, J.A., Pouilly, M. 2011. Flood pulse and the dynamics of fish assemblage structure from neotropical floodplain lakes. *Ecol. Freshw. Fish* 20, 605-618. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0633.2011.00510.x>.

- Simon, M. P., Toft, C. A. 1991. Diet specialization in small vertebrates: mite-eating in frogs. *Oikos* 61, 263-278. <https://www.jstor.org/stable/3545344>.
- Sioli, H. 1991. Amazônia: Fundamentos da ecologia da maior região de florestas tropicais. Rio de Janeiro, Brasil. Vozes. pp.72.
- Thomaz, S.M., Bini, L.M., Bozelli, R.L. 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia* 579, 1-13. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0285-y>.
- Upton, K., Warren-Thomas, E., Rogers, I., Docherty, E. 2014. Amphibian diversity on floating meadows in flooded forests of the Peruvian Amazon. *Herpet. Rev.* 45, 209-212. <https://kar.kent.ac.uk/id/eprint/54022>.
- Villanueva, V.D., Trochine, C. 2005. The role of microorganisms in the diet of *Verger cf. Limnophilus* (Trichoptera: Limnephilidae) Larvae in a patagonian andean temporary pond. *Wetlands* 25, 273-479. <https://doi.org/10.1672/21.1>.
- Virgilio, L.R. Influência da dinâmica sazonal, espacial e ambiental na comunidade de espécies de peixes em lagos de meandro abandonado do médio rio Purus. 2013. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais) – UFAC. Rio Branco, Acre.

Material Suplementar

Tabela A.1. Lista de espécie de macrófitas aquáticas amostradas com valores de porcentagem em cada conectividade e período hidrológico. (Espécies sem valores, foram encontradas em observações nos lagos). FV = Forma de vida, AN = anfíbia, FL = flutuante livre, SL = submersa livre, EM = emergente, EP = epífita.

Família/Espécie	Cheia			Seca			FV
	Alta	Média	Baixa	Alta	Média	Baixa	
Ricciaceae							
<i>Ricciocarpus natans</i> (L.) Corda	0	0	0	2,53	0	0	FL
Pteridaceae							
<i>Ceratopteris pteridoides</i> (Hook.) Hieron.	1,13	0,48	0	6.08	4.74	0	FL
Salviniaceae							
<i>Azolla filiculoides</i> Lam.	1,13	8,30	4.74	0.14	0	0.15	FL
<i>Salvinia auriculata</i> Aubl.	1,03	1,54	0	0.87	0	0	FL
<i>Salvinia mínima</i> Baker	5,60	18,06	1.26	7.40	7.05	0	FL
Amaranthaceae							
<i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb	0,25	0	0	0.19	0	0	AN

Família/Espécie	Cheia			Seca			FV
	Alta	Média	Baixa	Alta	Média	Baixa	
Araceae							
<i>Lemna minuta</i> Kunth	7,80	5,90	0,15	3,60	11,03	0,57	FL
<i>Pistia stratiotes</i> L.	42,28	34,61	4,94	24,93	11,33	0	FL
<i>Wolffiella lingulata</i> (Hegelm.) Hegelm.	0,15	0,19	0	0	0	2,04	FL
Araliaceae							
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i> L.f.	0	1,70	4,51	0	0,68	28,16	EM
Asteraceae							
<i>Eclipta prostrata</i> (L.) L.	0,70	0	0	0,67	0	0	AN
<i>Enydra anagallis</i> Gardner	5,35	0	0	23,13	0,60	0,12	EM
<i>Erechtites hieracifolius</i> (L.) Raf. ex DC.				✓			AN
<i>Gymnocroronis spilanthisoides</i> DC.	0	0,48	0	0	0	0	AN
<i>Mikania scandens</i>	0	0	2,64	0	0	2,33	AN
Ceratophyllaceae							
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.						✓	SL
Commelinaceae							
<i>Commelina erecta</i> L.	0	0	0	0,19	0	0	AN
Convolvulaceae							
<i>Ipomoea carnea</i> Jacq.			✓				AN
<i>Ipomoea quamoclit</i> L.		✓					AN
Cucurbitaceae							
<i>Luffa operculata</i> (L.) Cogn.							
Cyperaceae							
<i>Cyperus ferax</i> Rich.	0	0	0	0,29	0	0	AN
<i>Oxycaryum cubense</i> (Poepp. E Kunth) Lye		✓					AN
Euphorbiaceae							
<i>Caperonia castaneifolia</i> (L.) A.St.-Hil.	1,28	7,31	17,10	2,21	20,48	7,03	EP
Fabaceae							
<i>Mimosa invisa</i> Mart. ex Colla	0	0,40	0	0	0	0	AN
<i>Mimosa pigra</i> Lindl.	0	0	0	0	0,02	0	AN
<i>Vigna lasiocarpa</i> (Mart. ex Benth.) Verdc.	✓						AN
Hydrocharitaceae							
<i>Limnobium laevigatum</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Heine	0,73	0,95	0	4,13	0	0	AN
Lentibulariaceae							
<i>Utricularia gibba</i> L.	2,69	5,52	2,82	7,91	0	4,02	FL
Onagraceae							
<i>Ludwigia affinis</i> (DC.) H. Hara	2,06	3,51	8,76	1,49	0	4,26	SL
<i>Ludwigia helminthorrhiza</i> (Mart.) H. Hara	1,10	0	0	0,38	0	0	EM

Família/Espécie	Cheia			Seca			FV
	Alta	Média	Baixa	Alta	Média	Baixa	
<i>Ludwigia leptocarpa</i> (Nutt.) H. Hara	6,10	0	16,09	8,85	0	38,16	FL
Orchidaceae	0	0,42	0	0	0	0	EM
<i>Habenaria repens</i> Nutt.							
Passifloraceae			✓			✓	EM
<i>Passiflora</i> sp							
Phyllanthaceae	1,03	0,16	0	0	0	0	AN
<i>Phyllanthus fluitans</i> Benth. ex Müll.Arg.							
Poaceae	0,10	0	0	0	0	0	FL
<i>Andropogon bicornis</i> L.							
<i>Brachiaria purpurascens</i> (Raddi) Henrard			✓			✓	EM
<i>Gymnerium sagittatum</i> (Aubl.) P. Beauv.	0,40	0	0	0	0	0	NA
<i>Hymenachne amplexicaulis</i> (Rudge) Nees		✓					AN
<i>Leersia hexandra</i> Sw.	0	0	0	0,36	0	0	EM
<i>Panicum aquaticum</i> Poir.	✓						EM
<i>Paspalum paniculatum</i> L.	0	0	0,46	0	0	0	EM
<i>Paspalum repens</i> P.J. Bergius		✓					AN
<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguélen	5,45	0,21	2,33	3,92	0	7,93	EM
Polygonaceae							
<i>Polygonum spectabile</i> Mart.			✓			✓	EM
Pontederiaceae							
<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	13,65	10,26	34,21	0,72	44,07	5,25	FL
Verbenaceae							
<i>Lippia alba</i> (Mill.) N.E.Br. ex P. Wilson				✓	✓		AN

Tabela A.2. Recursos alimentares encontrados no ambiente e no conteúdo estomacal dos hylideos coletados. RAD é o somatório de indivíduos coletados de cada táxon, sendo os recursos alimentares disponíveis. Os valores de IRI mostram a importância relativa de cada item para as espécies *Boana punctata* (BP), *Dendropsophus reticulatus* (DR), *Sphaenorhynchus carneus* (SC), *Sphaenorhynchus dorisae* (SD), *Sphaenorhynchus lacteus* (SL) na cheia.

Cheia																		
Recursos alimentares	Alta conectividade						Média conectividade						Baixa conectividade					
	RAD	BP	DR	SC	SD	SL	RAD	BP	DR	SC	SD	SL	RAD	BP	DR	SC	SD	SL
Arachnida																		
Acari	1	-	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	-	-	-	-	-
Amblypgi	-	-	-	-	-	-	-	-	4,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Araneae	44	-	4,4	-	-	-	32	-	13,2	-	-	-	25	-	6,1	-	-	-
Gastropoda	11	-	-	-	-	-	17	-	-	-	-	-	18	-	-	-	-	-
Insecta																		
Blattodea	14	31	1,6	-	-	-	2	-	3,4	-	-	-	-	-	2,7	-	-	-
Coleoptera																		
Coleoptera - Desconhecido	47	29,2	0,3	-	-	0,1	58	-	0,3	-	-	-	119	-	4,4	-	-	3,5
Cerambycidae	-	-	0,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coccinellidae	4	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-
Curculionidae	11	-	-	-	-	-	7	-	-	-	-	-	64	-	-	-	-	-
Scarabaeidae	-	-	-	-	-	-	19	-	-	-	-	-	14	-	-	-	-	-
Vaga Lume	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diptera																		
Mosquito	90	21,8	0,8	-	-	-	10	-	-	-	-	-	149	-	73,7	-	-	-
Muscidae	85	-	-	-	-	-	6	-	-	-	-	-	61	-	0,2	-	-	-
Hemiptera																		
Desconhecido	16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Heteroptera	61	-	0,2	-	-	-	25	-	-	-	-	-	78	-	-	-	-	-
Gerridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Homoptera	154	-	-	-	-	-	7	-	5,1	-	-	-	86	-	-	-	-
Hymenoptera																	
Abelha	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1,8
Formicidae	105	-	0,5	100	100	99,9	24	-	-	100	88,8	100	17	-	0,4	-	91,7
Vespidae	8	-	-	-	-	-	4	-	-	-	-	-	2	-	0,5	-	-
Isoptera - Cupim	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lepidoptera	6	-	29,3	-	-	-	1	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-
Mantodea	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Odonata	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	7	-	-	-	-
Orthoptera	42	-	0,3	-	-	-	102	-	0,7	-	-	-	163	-	0,2	-	-
Trichoptera	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Outros																	
Itens não identificados	-	18,1	60,1	-	-	-	1	-	73,1	-	11,2	-	-	-	9,1	-	3,0
Larva	9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	36	-	-	-	0,0
Material vegetal	-	-	1,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,6	-	-

Tabela A.3. Recursos alimentares encontrados no ambiente e no conteúdo estomacal dos hylídeos coletados. RAD é o somatório de indivíduos coletados de cada táxon, sendo os recursos alimentares disponíveis. Os valores de IRI mostram a importância relativa de cada item para as espécies *Boana punctata* (BP), *Dendropsophus reticulatus* (DR), *Sphaenorhynchus carneus* (SC), *Sphaenorhynchus dorisae* (SD), *Sphaenorhynchus lacteus* (SL) na seca.

Recursos alimentares	Seca																	
	Alta conectividade						Média conectividade						Baixa conectividade					
	RAD	BP	DR	SC	SD	SL	RAD	BP	DR	SC	SD	SL	RAD	BP	DR	SC	SD	SL
Arachnida																		
Acari	10	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
Amblypygi	-	-	-	-	-	-	-	5,0	0,2	-	-	-	-	-	19,7	-	-	-
Araneae	109	26,6	25,6	-	-	-	95	68,6	10,5	-	-	-	95	35,5	-	-	-	0,1
Gastropoda	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9	-	-	-	-	-
Insecta																		
Blattodea	11	-	-	-	-	-	4	-	3,7	-	-	-	15	-	0,6	-	-	-
Coleoptera																		
Coleoptera - Desconhecido	22	6,3	0,1	-	-	-	25	-	-	-	-	-	16	-	-	-	-	-
Cerambycidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,2
Coccinellidae	-	-	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-
Curculionidae	32	-	-	-	-	-	7	-	-	-	-	-	21	-	-	-	-	0,1
Scarabaeidae	9	4,3	-	-	-	-	61	-	0,1	-	-	-	62	-	-	-	-	-
Vaga Lume	-	-	-	-	-	-	-	2,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diptera																		
Mosquito	67	-	2,2	-	-	-	66	-	0,5	-	-	-	211	0,6	7,1	-	-	0,1
Muscidae	39	-	-	-	-	-	16	3,6	0,8	-	-	-	69	0,7	1,2	-	-	-
Hemiptera																		
Desconhecido	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Heteroptera	75	-	6,7	-	-	-	13	-	-	-	-	-	40	-	0,9	-	-	-
Gerridae	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Homoptera	195	40,3	0,2	-	-	-	20	2,5	1,8	-	-	-	237	0,3	0,5	-	-	0,2

Hymenoptera																		
Abelha	1	-	-	-	-	-	-	-	0,05	-	-	-	2	0,4	0,2	-	-	0,0
Formicidae	40	-	3,7	-	100	-	12	0,9	0,3	-	-	-	4	-	-	-	-	83,8
Vespidae	3	-	1,7	-	-	-	3	-	0,05	-	-	-	9	-	0,1	-	-	0,1
Isoptera - cupim	-	-	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lepidoptera	9	-	0,2	-	-	-	3	-	-	-	-	-	3	-	0,2	-	-	0,1
Mantodea	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Odonata	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10	-	0,1	-	-	-
Orthoptera	141	14,9	28,1	-	-	-	178	3,0	2,3	-	-	-	60	0,3	0,6	-	-	-
Trichoptera	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8	-	-	-	-	-
Outros																		
Itens não identificados	1	7,7	8,7	-	-	-	-	13,1	76,2	-	-	-	-	60,7	68,2	-	-	14,7
Larva	-	-	1,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7	-	-	-	-	-
Material vegetal	-	-	0,3	-	-	-	-	1,2	3,4	-	-	-	-	1,5	0,7	-	-	0,5

CONCLUSÕES GERAIS

Lagos com maiores conectividades com rio possuem bancos de macrófitas mais heterogêneos, e assim uma maior riqueza, composição e biomassa. Estas variações na conectividade e regime hidrológico faz com que a disponibilidade de presas (invertebrados) varie de acordo com o nicho ambiental (macrófitas), em consequência a composição de anuros irá ser afetada, devido a sua fidelidade aas estruturas de macrófitas. Isto mostra que a ocorrência dos anuros nos bancos de macrófitas, está tanto ligada a reprodução, quanto a forrageio, pois eles utilizam o ambiente de acordo com os recursos ali disponível, mostrando que estes ambientes possuem uma grande importância e que para a conservação e manejo são indispensáveis, para manutenção deste ambiente para a biota associada.

APÊNDICES

Apêndice 1. Informações e link para as normas de publicação do periódico científico escolhido para submissão do primeiro artigo proveniente desta dissertação.

Nome da revista: Acta Limnologica Brasiliensia.

ISSN Online: 2179-975X.

Editora: Scielo.

Fator de Impacto (2017): 0.0152.

Classificação Qualis/Capes em Biodiversidade: B3.

Link para acesso às normas da revista (instruções para autores):

<http://www.scielo.br/revistas/alb/iinstruc.htm>

Apêndice 2. Informações e link para as normas de publicação do periódico científico escolhido para submissão do segundo artigo proveniente desta dissertação.

Nome da revista: Acta Oecologica.

ISSN Online: 1146-609X.

Editora: Elsevier.

Fator de Impacto (2017): 1,615.

Classificação Qualis/Capes em Biodiversidade: B1.

Link para acesso às normas da revista (instruções para autores):

<https://www.elsevier.com/journals/acta-oecologica/1146609X?generatepdf=true>
