



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE
AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

OSCAR BARROSO VITORINO JÚNIOR

Da descrição à conservação: espécies raras ou pouco conhecidas de
peixes das bacias dos rios Tocantins e Paraná

Maringá
2019

OSCAR BARROSO VITORINO JÚNIOR

Da descrição à conservação: espécies raras ou pouco conhecidas de peixes das bacias dos rios Tocantins e Paraná

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ecologia e Limnologia.

Área de concentração: Ecologia e Limnologia

Orientador: Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho.

Coorientador: Prof. Dr. Fernando Mayer Pelicice

Maringá
2019

"Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)"
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

V845d Vitorino Júnior, Oscar Barroso, 1985-
Da descrição à conservação : espécies raras ou pouco conhecidas de peixes das bacias dos rios Tocantins e Paraná / Oscar Barroso Vitorino Júnior. -- Maringá, 2019. 88 f. : il. (algumas color.).

Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2019.
Orientador: Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho.
Coorientador: Prof. Dr. Fernando Mayer Pelicice.

1. Peixes de água doce - Espécies raras - Diversidade e conservação - Tocantins, Rio, Bacia - Brasil. 2. Peixes de água doce - Espécies raras - Diversidade e conservação - Paraná - Rio, Bacia - Brasil. 3. Biologia da conservação. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. - 597.1680981

OSCAR BARROSO VITORINO JÚNIOR

Da descrição à conservação: espécies raras ou pouco conhecidas de peixes das bacias dos rios Tocantins e Paraná

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ecologia e Limnologia e aprovada pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho (Presidente)
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Dr.^a Danielle Katharine Petsch
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Pós-Doutoranda PEA/UEM)

Dr.^a Aniely Galego de Oliveira
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Pós-Doutoranda PEA/UEM)

Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Prof. Dr. Almir Manoel Cunico
Universidade Federal do Paraná, *campus* Palotina (UFPr)

Aprovada em: 18 de março de 2019

Local de defesa: Anfiteatro Prof. “Keshiyu Nakatani”, Nupélia, Bloco G-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

AGRADECIMENTOS

Sou muito grato ao meu orientador Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho, que mesmo sem me conhecer, aceitou me orientar. Não menos importante, gostaria de agradecer meu coorientador Prof. Dr. Fernando Mayer Mayer Pelicice, que está comigo nessa jornada desde o mestrado. Agradeço imensamente ao Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes por todas as conversas e dicas.

Agradeço aos meus pais (Oscar e Magnalda) conseguiram me dar todo o suporte ao longo desses quatro anos. As minhas irmãs Clarice e Renata, que sempre estiveram dispostas a me apoiar.

Ao meu amor (Lívia), por estar sempre ao meu lado me guiando e me aguentando nos momentos de estresse, me apoiando a seguir em frente, me dando forças para nunca desistir. A minha sogra, por ser da área acadêmica, que sempre me compreendeu e me deu forças.

Agradeço a todos os professores e funcionários do Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (Nupélia), por todas as conversas e incentivo.

Por fim, agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de doutorado, que fora fundamental para o desenvolvimento desse trabalho.

“E se eu não encontrar meu caminho, basta-me crer: Procurá-lo de coração.”
(Honestino Guimarães)

Da descrição à conservação: espécies raras ou pouco conhecidas de peixes das bacias dos rios Tocantins e Paraná

RESUMO

Um grande desafio para a biologia da conservação é explicar por que algumas espécies são mais propensas a ser ameaçada de extinção do que outras. A diversidade funcional é uma das ferramentas teóricas mais efetivas para explicar o funcionamento dos ecossistemas, ou seja, se as espécies se adaptarão as mudanças ou não, podendo indicar os traços mais propensos à extinção. Face a biodiversidade brasileira, os serviços ecossistêmicos prestados por ela e os impactos que pode sofrer, urge uma discussão sobre os métodos e fontes de informação utilizados para essa avaliação. Por isto, esta tese é dividida em três estudos. No primeiro estudo foi feita uma revisão bibliográfica sobre as diferentes metodologias utilizadas para a classificação de “espécies raras”, um tema muito controverso e pouco estudado. No segundo estudo foi investigada a indeterminância taxonômica de estudos de peixes na região Neotropical entre o ano de 1991 a 2018, relacionando a indeterminância por ano, bacia e famílias. Neste contexto, no último estudo, justamente com a necessidade de investigar as metacomunidades dos sistemas tropicais, foram analisados os padrões de raridade funcional nas assembleias de peixes em uma seção do Alto Rio Tocantins, Bacia Amazônia e da Planície de Inundação do Alto rio Paraná, último trecho livre de barragens deste sistema hídrico. Assim, esse estudo contribuirá para a compreensão dos diversos padrões em nível de comunidade.

Palavras-chave: Brasil. Água doce. Peixes. Raridade. Conservação.

From description to conservation: rare or little-known fish species from the Tocantins and Paraná river basins

ABSTRACT

A major challenge for conservation biology is to explain why some species are more likely to be endangered than others. Functional diversity is one of the most effective theoretical tools to explain the functioning of ecosystems, that is, whether species will adapt to changes or not, and may indicate traits that are more prone to extinction. Given the Brazilian biodiversity, the ecosystem services provided by it and the impacts it may suffer, there is an urgent need for a discussion on the methods and sources of information used for this assessment. Therefore, this thesis is divided into three studies. In the first study, a literature review was carried out on the different methodologies used for the classification of “rare species”, a very controversial and little studied topic. In the second study, the taxonomic indeterminacy of fish studies in the Neotropical region between 1991 and 2018 was investigated, relating the indeterminacy by year, basin and families. In this context, in the last study, precisely with the need to investigate the metacommunities of tropical systems, patterns of functional rarity in fish assemblages in a section of the Upper Rio Tocantins, Amazon Basin and the Upper Paraná River Floodplain were analyzed. last book excerpt of dams of this water system. Thus, this study will contribute to the understanding of the different patterns at the community level.

Keywords: Brazil. Fresh water. Fish. Rarity. Conservation.

Tese elaborada e formatada conforme as
normas da publicação científica
and Conservation e FreshWater Biology.
Disponíveis em:
<https://link.springer.com/journal/10531> e
<https://onlinelibrary.wiley.com/journal/13652427>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL.....	11
	REFERÊNCIAS.....	13
2	ESPÉCIES RARAS: UMA REVISÃO DA LITERATURA.....	16
2.1	Introdução.....	18
2.1.1	Histórico sobre raridade de espécies.....	20
2.1.2	Raridade x risco de extinção.....	24
2.1.3	Raridade x impedimento taxonômico.....	27
2.1.4	Raridade x diversidade funcional e serviços ecossistêmicos.....	31
	REFERÊNCIAS	33
3	O IMPEDIMENTO TAXONÔMICO NA PESQUISA DE PEIXES NEOTROPICAIS: UMA REVISÃO ECOLÓGICA.....	40
3.1	Introdução.....	42
3.2	Metodologia.....	44
3.3	Resultados.....	45
3.4	Discussão.....	53
3.5	Conclusão.....	55
	REFERÊNCIAS.....	56
4	PADRÕES DE RARIDADE FUNCIONAL EM ASSEMBLÉIAS DE PEIXES EM DOIS SISTEMAS FLUVIAIS NEOTROPICAIS.....	59
4.1	Introdução.....	61
4.2	Metodologia.....	61
4.2.1	Área de estudo e amostragem.....	61
4.2.2	Coleta de dados.....	63
4.2.3	Caracterização funcional.....	64
4.2.4	Análises dos dados.....	66
4.3	Resultados.....	69
4.3.1	Índices locais de raridade para o sistema hidrográfico do rio Tocantins.....	69
4.3.2	Índices locais de raridade para o sistema hidrográfico do rio Paraná.....	75
4.4	Discussão.....	81
	REFERÊNCIAS.....	83
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	87
	ANEXO A - Artigos e notas de pesquisas científicas publicados durante o período de desenvolvimento do doutorado que contribuíram para a execução desta tese.....	88

1 INTRODUÇÃO GERAL

Apesar de o termo biodiversidade ter sido cunhado há mais de 40 anos, a percepção de riqueza é tão remota quanto a nossa existência. Filósofos como Aristóteles (384-322 a.C.) e Teofrasto (372-287 a.C.) foram exímios observadores da natureza. A incrível biodiversidade salta aos olhos de qualquer pessoa, mesmo aquela com o olhar mais desavisado, devido à diversidade de cores, formas, e tamanhos de animais e plantas com que nos deparamos diariamente, indo de exuberantes florestas tropicais, passando por savanas, campos naturais e chegando ao jardim das ruas e casas. Em todo o mundo são conhecidos aproximadamente 1,8 milhão de organismos vivos, sendo que 28.000 são peixes, e 4.475 são peixes de água doce de regiões neotropicais (Lévêque, 2008). A maior biodiversidade de espécies de peixes do mundo encontra-se na América do Sul, sendo que 37% encontram-se no Brasil (Godinho, 1993, Mittermeier et al., 1998). O Brasil é o maior país tropical do mundo e apresenta uma grande variedade de ecossistemas, sendo reconhecido por resguardar uma megadiversidade de espécies. Entretanto, parte elevada dessa riqueza ainda não foi descrita formalmente (Lundberg, 2000, Ota et al., 2015), e muitas espécies estão sendo extintas antes mesmo de serem documentadas (Lewinsohn e Prado 2005).

Extinções maciças foram reconhecidas no século XIX, com os estudos de Georges Cuvier, sobre as sucessões faunísticas na bacia hidrográfica de Paris. Um ano após a publicação da obra secular marginal de Charles Darwin, John Phillips, reconheceu crises profundas na história da vida na Terra, sendo um no período Paleozóico e o outro no Mesozóico, sinalizando a divisão de Eras Geológicas (Raup et al., 1988). Essas crises foram consequências naturais do relacionamento entre as espécies e seus ambientes em mudança. De fato, estamos efetivamente vivendo, nos tempos presentes, a sexta grande extinção em massa, sendo que, dessa vez, a causa é bem conhecida: o *Homo sapiens* (Ceballos et al., 2015). Somente nas florestas tropicais, estão sendo destruídas 27.000 espécies a cada ano (Wilson, 1995), sendo as espécies raras as mais vulneráveis às extinções (Magurran 2009), por possuírem maior sensibilidade, principalmente, a distúrbios naturais ou induzidos pelo homem (Purvis et al., 2000, Davies et al., 2004, Lavergne et al., 2005, Sekercioglu et al., 2008, Hubbell 2013).

Um grande desafio para a biologia da conservação é explicar por que algumas espécies são mais propensas a ser ameaçada de extinção do que outros (McKinney, 1997). A diversidade funcional é uma das ferramentas teóricas mais efetivas para explicar o funcionamento dos ecossistemas, ou seja, se as espécies se adaptarão as mudanças ou não, podendo indicar os traços mais propensos à extinção (Tilman et al., 2001, Petchey & Gaston, 2006). Um padrão reiteradamente observado na natureza é que, a abundância de espécies não está distribuída uniformemente entre todas as espécies existentes, sendo que, algumas espécies são altamente abundantes, enquanto a grande maioria são raras (Preston, 1948). Na ecologia, a raridade pode estar relacionada a um conjunto de fatores, como: (i) distribuição geográfica, espécies com distribuições geográficas menor têm menos alternativas para sobreviver a eventos catastróficos (como incêndios, poluição, destruição ou alteração de *habita* etc.), (ii) tamanho populacional, espécies com populações menores podem cair abaixo da população viável mínima mais facilmente do que populações maiores, devido à estocasticidade demográfica, genética e ambiental (Gonzalez et al. 1998), (iii) competição (Jelks et al. 2008), (iv) uso de recursos, espécies ecologicamente especializadas têm menos chances de lidar com) tamanho mudanças ambientais do que espécies mais generalistas (Sugihara et al. 2003), (v) nível trófico, (vi) corporal (Kunin & Gaston 1997).

Diante da nossa biodiversidade, é inegável a urgência taxonômica para compreender, manejar, conservar os diferentes seres vivos (Wheeler, 2004, La Salle et al., 2009). Uma das crises da biodiversidade, além da influência humana nos diferentes *habitats*, é a dificuldade em acessar informações taxonômicas fidedignas, principalmente de espécies raras, que são mais difíceis de descrever, junto com o declínio do número de taxonomistas, tem sido denominada Impedimento Taxonômico (Hopkins & Freckleton, 2002, Marques & Lamas, 2006, Evenhuis, 2007). Face a biodiversidade brasileira, os serviços ecossistêmicos prestados por ela e os impactos que pode sofrer, urge uma discussão sobre os métodos e fontes de informação utilizados para essa avaliação. Por isto, esta tese é dividida em três estudos. No primeiro capítulo foi feita uma revisão bibliográfica sobre as diferentes metodologias utilizadas para a classificação de “espécies raras”, um tema muito controverso e pouco estudado. Além de essencial para a compreensão dos diversos padrões em nível de comunidade. No segundo estudo foi investigada a indeterminância taxonômica de estudos de peixes na região Neotropical entre o ano de 1991 a 2018, relacionando a indeterminância por ano, bacia e famílias. Neste contexto, no

último estudo (estudo III), justamente com a necessidade de investigar as metacomunidades dos sistemas tropicais, foram analisados os padrões de raridade funcional nas assembleias de peixes em uma seção do Alto Rio Tocantins, Bacia Amazônia e da Planície de Inundação do Alto rio Paraná, último trecho livre de barragens deste sistema hídrico.

REFERÊNCIAS

Ceballos, G., Ehrlich, P.R., Barnosky, A.D., García, A., Pringle, R.M., Palmer, T.M., 2015. Accelerated modern human – induced species losses: entering the sixth mass extinction. *Sci Adv*, 1, 1–5.

Davies, K.F., Margules, C.R., Lawrence, J.F., 2004. A synergistic effect puts rare, specialized species at greater risk of extinction. *Ecology*, 85, 265–271.

Godinho, A.L., 1993. E os peixes de Minas em 2010? *Ciência Hoje*, 16, 41–49.

Gonzalez, A., Lawton, J.H., Gilbert, F.S., Blackburn, T.M., Evans-Freke, I., 1998. Metapopulation dynamics, abundance, and distribution in a microecosystem. *Science*, 281(5385), 2045-2047.

Hopkins, G., Freckleton, R., 2002. Declines in the numbers of amateur and professional taxonomists: implications for conservation. *Animal Conservation*, 5(3), 245-249.

Hubbell, S.P. 2001. *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton University Press, Princeton, 392p.

Evenhuis, N., 2007. Helping solve the “other” taxonomic impediment: Completing the eight steps to total Enlightenment and taxonomic Nirvana. *Zootaxa*, 1407, 3-12.

Jelks, H.L., Walsh, S.J., Burkhead, N.M., Contreras-Balderas, S., Diaz-Pardo, E., Hendrickson, D.A., Platania, S.P., 2008. Conservation status of imperiled North American freshwater and diadromous fishes. *Fisheries*, 33(8), 372-407.

Kunin, W. E. & Gaston, K. (Eds.), 1997. *The Biology of Rarity: Causes and consequences of rare-common differences*. - Chapman & Hall.

La Salle, J., Wheeler, Q., Jackway, P., Winterton, S., Hobern, D., Lovell, D., 2009. Accelerating taxonomic discovery through automated character extraction. *Zootaxa*, 2217, 43-55.

Lavergne, S., Thuiller, W., Molina, J., Debussche, M., 2005. Environmental and human factors influencing rare plant local occurrence, extinction and persistence: a 115-year study in the Mediterranean region. *Journal of Biogeography*, 32, 799–811.

- Lévêque, C., Oberdorff, T., Paugy, D., Stiassny, M.L.J., Tedesco, P.A., 2008. Global diversity of fish (Pisces) in freshwater. *Hydrobiologia* 595 545–567.
- Lewinsohn, T.M., Prado, P.I., 2005. Quantas espécies há no Brasil? *Megadiversidade*, 1, 36–42.
- Lundberg, J.G., Kottelat, M., Smith, G.R., Stiassny, M.L., Gill, A.C., 2000. So many fishes, so little time: an overview of recent ichthyological discovery in continental waters. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 26-62.
- Magurran, A. E., 2009. "Threats to freshwater fish." *Science*, 325.5945, 1215-1216.
- Marques, A., Lamas, C, 2006. Taxonomia zoológica no Brasil: estado da arte, expectativas e sugestões de ações futuras. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 46 (13), 139-174.
- McKinney, M.L., 1997. "Extinction vulnerability and selectivity: combining ecological and paleontological views." *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28.1,495-516.
- Mittermeier, R.A., Myers, N., Thomsen, J.B., Da Fonseca, G.A., Olivieri, S., 1998. Biodiversity hotspots and major tropical wilderness areas: approaches to setting conservation priorities. *Conservation biology*, 12(3), 516-520.
- Ota, R.R., Message, H.J., Da Graça, W.J., Pavanelli, C.S., 2015. Neotropical Siluriformes as a model for insights on determining biodiversity of animal groups. *PLoS One*, 1-13.
- Petchey, O.L. & Gaston, K.J., 2002. Extinction and the loss of functional diversity. *Proc. R. Soc. Lond. Ser. B, Biol. Sci.*, 269, 1721–1727.
- Preston, F.W., 1948. "The commonness, and rarity, of species." *Ecology*, 29.3, 254-283.
- Purvis, A., Agapow, P.M., Gittleman, J.C., Mace, G.M., 2000. Non-random extinction and the loss of evolutionary history. *Science*, 288: 328-330.
- Raup, D.M., Boyajian, G.E., 1988. Patterns of generic extinction in the fossil record. *Paleobiology*, 14(2), 109-125.
- Sekercioglu, C.H., Schneider, S.H., Fay, J.P., Loarie, S.R., 2008. Climate change, elevational range shifts, and bird extinctions. *Conservation Biology*, 22, 140–150.
- Sugihara, G., Bersier, L.F., Southwood, T.R.E., Pimm, S.L., May, R. M., 2003. Predicted correspondence between species abundances and dendrograms of niche similarities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 100(9), 5246-5251.
- Tilman, D., 2001. Functional diversity. In: *Encyclopedia of Biodiversity* (ed. Levin, S.A.). Academic Press, San Diego, CA, pp. 109–120.

Wheeler, Q., Raven, P., Wilson, E., 2004. Taxonomy: impediment or expedient? *Science*, 303(5656): 285.

Wilson, T., Juškaitis, R., 1995. On the extinction coefficient in confocal polarization microscopy. *Journal of Microscopy*, 179 (3), 238-240.

2 ESPÉCIES RARAS: UMA REVISÃO DA LITERATURA

RESUMO

Na biologia da conservação, o termo raridade de espécies se objetiva a informar o status atual de um organismo, quando seu número ou área ocupada está restrito a um nível que seja menor do que a maioria dos outros organismos de entidades taxonômicas semelhantes. Dessa forma, compreender as causas da raridade é fundamental para o desenvolvimento de estratégias para reduzir as ameaças de extinção a ela associada. De fato, o conhecimento das causas específicas da raridade podem ditar o conjunto de abordagens de gerenciamento do conjunto amostral, resultando em maior sucesso nos esforços de recuperação de espécies. Uma estratégia muito utilizada no estabelecimento de áreas prioritária para a conservação é focar no subconjunto de espécies raras que estão sob o maior ameaça ou mais vulnerável à extinção.

PALAVRAS-CHAVE: Revisão da literatura, raridade, extinção, impedimento taxonômico, conservação

RARE SPECIES: A REVIEW OF THE LITERATURE

ABSTRACT

In the field of Conservation Biology, the term rarity of species informs the current status of an organism in which its number is restricted and the area occupied is demonstrably lower than most other organisms of similar taxonomic entities. In this way, understanding the causes of rarity is fundamental for the development of strategies to reduce the associated extinction threats. In fact, the knowledge of the specific causes of rarity may be the set of control measures of the sample set, resulting in greater success in the recovery of species. A widely used strategy was not a priority factor for a dive or subset of rare species that are under the greatest threat or most vulnerable to extinction

KEYWORDS: Literature review, rarity, extinction, taxonomic impediment, conservation

2.1 Introdução

Um padrão reiteradamente observado na natureza é que, a abundância de espécies não está distribuída uniformemente entre todas as espécies existentes, sendo que, algumas espécies são altamente abundantes, enquanto a grande maioria são extremamente raras (Preston, 1948). Essa variação na abundância das espécies tem sido observado em diversos grupos taxonômicos, como musgos, líquens (Crites & Dale 1998), árvores (Carlucci et al. 2011, Geiger et al. 2011), macroinvertebrados de riachos (Brown & Brussock 1991), artrópodes (Kwok et al. 2016), insetos (Novotný & Basset 2000), peixes (Magurran & Henderson 2003, Tales et al. 2004, Giam & Olden 2018), aves (Schieck et al. 1995) e mamíferos (Greenville et al. 2012). A raridade nos sistemas naturais é comum, a grande maioria das espécies será relativamente rara, enquanto apenas algumas serão consideradas comuns, mas apresentarão uma alta abundância (Preston 1948, Flather et al. 2007).

Na biologia da conservação, o termo raridade de espécies informa sobre o status atual de um organismo, no qual o seu número está restrito em números ou na área ocupada a um nível que seja comprovadamente menor do que a maioria dos outros organismos de entidades taxonômicas semelhantes (Reveal 1981). Assim, espécies são consideradas raras em relação à distribuição e abundância de outras espécies que compõem o pool de interesse (Flather et al. 2007). É difícil, no entanto, conceber um limiar geral para raridade, dado que ele varia conforme o grupo taxonômico considerado (Flather et al. 2007).

Na ecologia, a raridade pode estar relacionada a um conjunto de fatores, como: (i) distribuição geográfica, espécies com distribuições geográficas menor têm menos alternativas para sobreviver a eventos catastróficos (como incêndios, poluição, destruição ou alteração de *habitat* etc.), (ii) tamanho populacional, espécies com populações menores podem cair abaixo da população viável mínima mais facilmente do que populações maiores, devido à estocasticidade demográfica, genética e ambiental (Gonzalez et al. 1998), (iii) competição (Jelks et al. 2008), (iv) uso de recursos, espécies ecologicamente especializadas têm menos chances de lidar com tamanho mudanças ambientais do que espécies mais generalistas (Sugihara et al. 2003), (v) nível trófico, (vi) corporal (Gaston & Kunin 1997). Pequenas populações são mais propensas a serem impactadas em eventos demográficos ou ambientais de risco, como falhas em encontrar parceiro para acasalar ou reproduzir, doenças, inundações e incêndios (Boyce 1992).

A perda de biodiversidade causada de forma natural ou por ações antrópicas é um dos maiores problemas de conservação da atualidade (Rockström et al., 2009), sendo que, como mencionado, espécies raras são mais vulneráveis (Mouillot et al. 2013) e a perda destas, podem afetar a estrutura das comunidades de modo a interferir na multifuncionalidade do ecossistema (Pendleton et al. 2014). Se uma espécie é mais vulnerável do que outras, isso tenderá a aumentar seu risco de extinção, e se espécies mais raras forem mais vulneráveis, tenderão a ter maior risco de extinção, embora não necessariamente. Isso torna a raridade uma boa proxy para o risco de extinção (Davies et al. 2000) e espécies raras são consideradas particularmente vulneráveis e de maior preocupação de conservação (Lawler et al. 2003).

Entendemos raridades, como diamantes, ouro, relíquias históricas, porque são difíceis de obter. Dessa forma, consideramos espécies raras porque elas são difíceis de preservar. Assim, compreender as causas da raridade é fundamental para o desenvolvimento de estratégias para reduzir as ameaças de extinção a ela associada. De fato, o conhecimento das causas específicas da raridade podem ditar o conjunto de abordagens de gerenciamento do conjunto amostral, resultando em maior sucesso nos esforços de recuperação de espécies. Uma estratégia muito utilizada no estabelecimento de áreas prioritária para a conservação é focar no subconjunto de espécies raras que estão sob o maior ameaça ou mais vulnerável à extinção (Mace & Lande 1991).

Neste estudo, buscamos levantar as principais referências bibliográficas referentes ao tema das espécies raras ou pouco conhecidas (RLK species Molina & Marcot 2007). Inicialmente, buscou-se observar os diferentes critérios utilizados para a delimitação de espécies raras nestes estudos, e a quantidade de diversidade compreendida por estas classificações. A seguir, relacionamos as metodologias existentes para avaliação de risco de extinção de espécies, utilizadas pelo mundo, as quais se baseiam principalmente em critérios de raridade das espécies. Por fim, avaliamos a presença do principal impedimento ao conhecimento das RLK species em listas de estudos ecológicos da ictiofauna da região Neotropical, uma das mais diversas e desconhecidas (Lundberg 2000).

2.1.1 Histórico sobre raridade de espécies

Muitos naturalistas do século XX, notavelmente Charles Darwin e Alfred Russel Wallace fizeram menções a raridade de espécies em suas anotações. O naturalista Charles Darwin, no Capítulo 10 da primeira edição da “Origem das Espécies”, publicada no ano de 1859 (Da Origem das Espécies por Meio da Seleção Natural ou a Preservação de Raças Favorecidas na Luta pela Vida), associa extinção com raridade de espécies, sendo que a raridade precede a extinção. Uma curiosidade descrita por Darwin (1859) e depois corroborada por MacArthur (1972) e Hubbell (2001) é que espécies raras são um fenômeno relativamente comum, e as espécies comuns são um fenômeno relativamente raro. Wallace, que ganhou notoriedade no século 19, com suas diversas viagens observacionais nos trópicos. Em 1848, Wallace a bordo do *Mischief* partira para o Brasil com o intuito de coletar insetos em florestas tropicais. Após mais de um ano de coletas no Pará, Wallace partiu para Manaus. Seu objetivo era subir o rio para coletar espécies raras de aves na foz do rio Negro, que ele comercializava animais que valiam mais quanto mais exóticos fossem, sendo que na Europa não eram encontradas essa raridade de aves (Knapp et al. 2002).

A partir de então, diversos pesquisadores passaram a observar que a distribuição e abundância de espécies é regularmente observada entre diferentes conjuntos taxonômicos em diferentes regiões geográficas (Preston 1948, Harte et al. 1999, Hubbell 2001).

Raridade é, portanto, uma característica conspícua das comunidades biológicas. Amostras aleatórias de assembleias ecológicas ou taxonômicas indicam que os universos de onde são extraídos têm, pelo menos aproximadamente, a forma de uma curva Gaussiana comum desenhada sobre uma base logarítmica (uma curva "lognormal"). Um padrão reiteradamente observado na natureza é que, a abundância de espécies não está distribuída uniformemente entre todas as espécies existentes, sendo que, algumas espécies são altamente abundantes, enquanto a grande maioria são relativamente raras (Preston, 1948). Definições clássicas de raridade são baseadas em critérios de distribuição e distribuição geográfica, embora estes dois aspectos sejam correlacionados (Gaston 1994) (Figura 1):

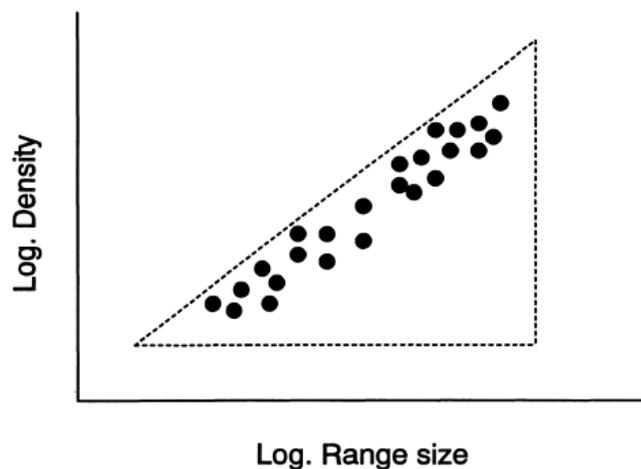


Figura 1- Relação entre densidade populacional de espécies de vertebrados e amplitude de sua área de ocorrência (Gaston 1994)

A relação positiva entre a amplitude de distribuição e a abundância local das espécies de marsupiais na Austrália foi demonstrada para espécies de origem evolutiva mais recente, e negativa para grupos mais ancestrais. Isto indica que esta relação positiva é gerada durante a radiação adaptativa das espécies, porém é gradualmente revertida através da extinção diferencial (Johnson 1998).

Posteriormente, MacArthur (1957) propôs o modelo “broken stick” no qual propôs que a origem do padrão log normal das abundâncias é resultado do particionamento de recursos, em fragmentos cada vez menores pela capacidade diferencial das espécies sob as diferentes condições ambientais (Figura 2).

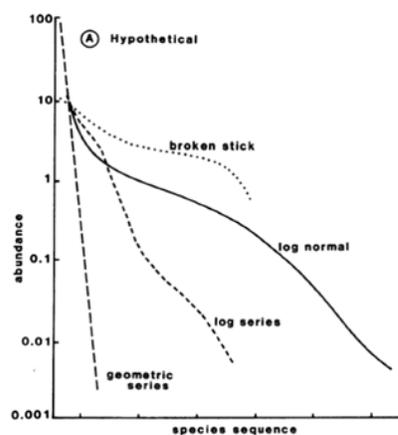


Figura 2 – Os modelos de distribuição de abundâncias (SAD) das espécies.

Nos últimos anos porém, duas importantes abordagens têm obtido sucesso na avaliação das relações entre as regras de montagem das comunidades e as estruturas das assembleias biológicas. A primeira, denominada “*niche assembly rules*”, afirma que variáveis ambientais atuam como filtros sobre as espécies, selecionando e intensificando as interações de modo a promover exclusão competitiva como forma de aumento da dominância, relacionada ao desempenho dos nichos das espécies (Tilman 2004).

Por outro lado, a abordagem da teoria neutra da biodiversidade propôs o uso de modelos nulos nos quais as preferências das espécies são assumidas como equivalentes, de modo que eventos estocásticos determinam a distribuição das abundâncias das espécies (Hubbell 2001) e a variação individual do fitness possibilita a execução de funções ecológicas das espécies por outros taxa, de modo a reduzir o impacto da perda da biodiversidade sobre os processos ecossistêmicos.

Há amplas evidências da importância da capacidade de suporte dos ambientes na determinação da ocorrência de espécies raras. A maior parte das espécies raras de herbáceas ocorrem em tipos específicos de vegetação, apresentando elevada especificidade (menor amplitude de tolerância abiótica) (Wheeler et al. 1988). A ocorrência de espécies raras de borboletas e plantas na Europa, e de aves na região Neártica estão relacionadas a regiões com climas também raros, sendo áreas mais elevadas e frias do que as circundantes (Ohlemüller et al 2008). Este caso de elevada especificidade de *habitat* provavelmente se deve a área de refúgio interglacial, nas quais espécies com elevada especificidade conseguem sobreviver períodos extraordinariamente quentes nos últimos 10.000 anos e ocorre com frequência, especialmente para grupos biológicos mais recentes (Ohlemüller et al 2008). A projeção climática de redução destas áreas é um fator que eleva a probabilidade de risco à extinção das espécies raras.

A importância de fatores ambientais também foram ilustrados para invertebrados aquáticos, com forte influência da sazonalidade neste efeito, o que sugere que espécies raras de Chironomidae são mais especialistas e amplamente influenciadas por processos relacionados a seus nichos (Petsch et al. 2015).

A interação das espécies raras com seus ambientes físicos, realizada geralmente através de intensa especificidade, confere a estas espécies determinados traços ecológicos que cada vez mais vêm sendo utilizados na avaliação da raridade das espécies. Plantas apresentam raridade relacionada a traços ligados à exploração dos recursos (Römmerman et al. 2008), bem como

traços que se relacionam com as taxas de crescimento populacional das espécies (Münzbergová 2005), além daqueles relacionados às diferentes formas de vida (Murray et al. 2002).

Desta forma, os estudos ecológicos indicam que há diferentes formas de avaliação da raridade das espécies (Tabela 1). É improvável que o uso de critérios que estabelece limiares como 5 ou 10% da abundância ou da área de distribuição geográfica, sejam efetivos para todos os grupos biológicos, conforme defendido em alguns estudos sobre raridade (Gaston 1994), como indica a elevada heterogeneidade de fatores que determinam a raridade e os risco de extinção das espécies em uma avaliação equivocada.

Tabela 1 – Estudos ecológicos clássicos que abordaram raridade, táxons estudados, N amostral do estudo, Critério para delimitação de espécies raras e % das espécies que foram classificadas raras por estudo (Adaptado de Gaston 1994).

Referência	Taxon	N	Critério	% Spp
Hall and Moreau (1962)	Birds		Distribuição menor que 250 milhas em qualquer direção	
	Ethiopian	1700		5.6
	Palaearctic	1100		<1.8
	Neartic	750		1.2
	Australia	520		2.3
Munves (1975)	Birds	81	Visualizada apenas algumas vezes	9.9
Karr (1977)	Birds		Visualizada apenas uma ou poucas vezes durante o estudo	
	Panamanian site	172		44.8
	Costa Rican site	331		24.8
Pearson (1977)	Birds			
	Ecuador	254 (95) ^a	<0.04 visualizações por hora de observação	79.5
	Peru	214(83)		81.8
	Bolivia	207(83)		76.8
	Borneo	142(34)		59.9
	New Guinea	114(31)		49.7
	Gabon	154(42)		72.7
Thomas (1979)	Birds	243	Vista menos que 5 vezes	14.8
Haila and Härvinen (1983)	Birds	121	Observada no máximo 5 vezes em contagens de transectos	37.2
Pickard (1983)	Angiosperms	180	Espécies ocorrendo em <10% de grids	27.8
	Ferns	43		27.9

Referência	Taxon	N	Critério	% Spp
Maitland (1985)	Fish	54	Espécies com poucas populações reportadas	14.8 ^b
Goeden and Ricker (1986)	Insects on			
	<i>Cirsium californicum</i>	58	Coletadas em um ou dois sítios de um total de 28	50.0
	<i>Cirsium proteanum</i>	31		71.0
Hubbel & Foster (1986)	Plants	303	Densidade média <1 individual/ha	36.6
Usher (1986a)	Plants	65	Não mais que 10 indivíduos registrados	26.2
Roubik and Ackerman (1987)	Orchib-bees			
	Site SR	46	log. da abundância média <0.6	23.9
	Site PR	43		27.9
	Site CC	50		26.0
C. Nilsson et al. (1988)	Plants	366	Registrada em um ou dois sítios amostrais de um total de 149	23.5
Adersen (1989)	Plants	604 ^d	Raramente coletadas, ou com ocorrência somente em áreas com impactos humanos	23.8
Deshaye & Morisset (1989)	Plants	271	Ocorrência em até 5 ilhas de um total de 248	31.4
Dzwonko & Loster (1989)	Plants	114	Ocorrência em <1/10 das localidades	49.1
Faith & Norris (1989)	Macro-invertebrates	269	Abundância <0.5% do total de taxa	92.6
Rands & Myers (1990)				
	Amphibians	52	Raramente visualizada	13.5
	Reptiles	82	Raramente visualizada	18.3
Longton (1992)	Mosses	692	Recorded in 15 or fewer 10km squares of the British national grid since 1950 during na extensive field survey	25.6
Osborne & Tigar (1992)	Birds	285	1-100 indivíduos	49.5
Olden et al. (2008)	Fish	28	Combinação de area de distribuição e frequência observada de extirpação local. Corresponde à história de vida mais “lentas”, com cuidado parental mínimo e alimentação especializada.	42.9
Pendleton et al. (2014)	Fish	41	Espécies contribuem com menos que 20% da abundância total.	69.5
Leitão et al. (2016)	Fish	395	Reduzida abundância local, area de distribuição e amplitude de habitat	0 - 98%
	Tree	262		
	Birds	86		

2.1.2 Raridade x risco de extinção

O risco de extinção de espécies foi tradicionalmente associado a critérios de raridade, relacionados à ocorrência e abundância das espécies (Gaston 1994). De fato, dados históricos

indicam que a raridade é preditora do risco de extinção das espécies (McKinney 1997), provavelmente devido à menor suscetibilidade de populações menores a sobreviverem a eventos estocásticos (Johnson 1998, Matthies et al. 2004). Isto está provavelmente relacionado à descrição, no início da ciência ecológica da importância, do tamanho das populações em processos fundamentais para a sobrevivência das espécies, como a reprodução (Allee 1938). De fato, atualmente se reconhece a importância do “efeito Allee antropogênico”, aquele determinado pelo valor que algumas espécies raras apresentam em determinadas atividades humanas (e.g.: pesca comercial, e que pode precipitar a extinção de espécies raras (Courchamp et al. 2006).

A maior parte dos estudos ecológicos se baseia nas definições de raridade propostas por Rabinowitz (1981) que parte da combinação de atributos relacionados à amplitude geográfica de ocorrência das espécies, sua especificidade de *habitats* e tamanho local das populações. Posteriormente, outras abordagens para a análise de risco de extinção tentaram incorporar a importância de atributos ecológicos das espécies como o potencial reprodutivo e suas tendências populacionais (Millsap et al. 1990) (Tabela 2).

Tabela 2 – Metodologias de determinação de raridade e risco de extinção, e critérios utilizados (Adaptado de Gaston 1994).

Estratégia	Distribuição geográfica	Tendência de Distribuição	Ocupação (area ou padrão de ocorrência)	Abundância	Tendência de Abundância	Especialização Ecológica	Potencial reprodutivo	Distintividade taxonômica	Fragility	Condição do habitat /	Ameaça	Viabilidade Populacional
Rabinowitz (1981)	X	X	X	X		X						
Millsap et al. (1990)	X		X	X	X	X	X	X			X	
Burke and Humphrey (1987)	X		X	X		X					X	
Ceballos & Navarro (1991)	X		X				X				X	
Partners in Flight (Hunter et al. 1993; Dunn et al. 1999)	X		X	X	X							
Cofré and Marquet (1999)	X		X	X		X		X	X		X	
Pärtel et al. (2005)	X		X	X		X	X			X	X	
Master et al. (2000)	X	X	X	X	X			X	X	X	X	

Estratégia	Distribuição geográfica	Tendência de Distribuição	Ocupação (area ou padrão de ocorrência)	Abundância	Tendência de Abundância	Especialização Ecológica	Potencial reprodutivo	Distintividade taxonômica	Fragility	Condição do habitat /	Ameaça	Viabilidade Populacional
IUCN (2001, 2005)	X	X	X	X	X					X	X	X
Canada's Species at Risk Act (Irvine et al. 2005)	X			X	X							X
Australia's EPBC Regulations 2000 (OLD, 2004)	X	X		X	X							
Mexico's SEMARNAP (2002)	X			X	X					X	X	
U.S.'s ESA (Fish and Wildlife Service)	X			X						X	X	
Violle et al. (2017)	X	X	X	X		X	X	X				
Portaria 444 e 445 2014 MMA	X	X	X	X	X					X	X	X

Os critérios definidos pela IUCN na determinação de risco de extinção das espécies são (A) redução da distribuição geográfica (B) área de distribuição geográfica restrita, (C) degradação ambiental, (D) ruptura de processos bióticos e interações e (E) análise quantitativa que estima a probabilidade de colapso de ecossistemas. Este último, permite ao avaliador incluir como ameaçadas espécies que ocorrem em ambientes cujas variáveis abióticas podem ser preditas de modo a determinar um evento de extinção futuro relacionado à tolerância das espécies (Mace et al. 2008).

Nota-se que os critérios nos quais a metodologia proposta pela IUCN se baseiam, são relacionados à distribuição e tendências populacionais das espécies, assim como presença de ameaça relacionada a exploração dos *habitats* e viabilidade populacional e estes podem apresentar elevada efetividade, especialmente quando utilizados conjuntamente com modelos probabilísticos baseados em dados de ocorrência de espécies (Robbirt et al. 2006).

Porém, cada vez mais, aspectos ecológicos das espécies são associados a elevado risco de extinção. Alto nível trófico, baixa densidade populacional, histórico de vida lento e, em particular, extensão reduzida da área geográfica, são associados de forma relevante e

independente com alto risco de extinção em espécies em declínio de mamíferos carnívoros e primatas (Purvis et al. 2000). De modo geral em vertebrados, incluindo primatas, o risco de extinção geralmente se correlaciona com elevadas demandas de recursos, baixa taxa de recuperação populacional e especialização. Harcourt et al. (2002), no entanto, consideram a especialização como a única característica que se correlaciona com a raridade nesse grupo animal

Traços ecológicos das espécies raras (tamanho corporal, mobilidade, nível trófico, especificidade de hospedeiro e comportamentos larvais e adultos) também foram relacionados a seus riscos de extinção (Fattorini et al. 2013), assim como em diversos estudos de ecologia vegetal (Van Kleunen & Richardson 2007). Assim, atualmente há consenso sobre o efeito sinérgico entre diferentes pressões ambientais no incremento do risco de extinção de espécies raras e especialistas (Davies et al. 2004).

Em peixes, a relação entre a fragmentação das populações e o risco de extinções foi demonstrado empiricamente (Fagan et al. 2002), esta também é associada a traços ecológicos específicos que determinaram a raridade e risco de extinção em peixes de deserto (Olden et al. 2008). De modo geral, os risco de extirpação das espécies de peixes com alterações ambientais como a degradação de *habitats* (hidrelétricas) e introdução de espécies exóticas determinam alterações na estrutura das comunidades de modo a ameaçar a estabilidade populacional de espécies com traços ecológicos determinados (e.g.: espécies migradoras / reduzida taxa reprodutiva).

Fica, portanto, evidente que as diferentes abordagens de avaliação de risco de extinção usam critérios diversos que devem ser criteriosamente escolhidos em função do táxon avaliado e especialmente das informações disponíveis, uma vez que, como fica evidente na seção seguinte, há extrema deficiência de informações sobre as espécies, principalmente em grupos biológicos mais primitivos e diversos.

2.1.3 Raridade x impedimento taxonômico

A maior parte das espécies do mundo permanece desconhecida (Brown & Lomolino 1998) e fica claro que a falta de conhecimentos básicos sobre as espécies dificulta o teste de alguns padrões macroecológicos, especialmente aqueles que se baseiam nas distribuições geográficas das espécies (e.g.: gradientes de diversidade) (Diniz-Filho et al. 2010). De fato, a

deficiência de informações sobre a taxonomia e biogeografia das espécie, denominada Linnean e Wallace *shortfalls*, mais severos em grupos biológicos mais ricos em espécies (Whittaker et al. 2005) e primitivos (menor em vertebrados, maior em nematodas, etc.), se constitui na principal dificuldade para a aplicação de ações da conservação (Diniz-Filho et al 2013).

Como mencionado, espécies raras são, frequentemente, pouco conhecidas (RLK species), especialmente em relação taxonomia, distribuição geográfica e ecologia (Molina & Marcot 2007). Grupos com elevada diversidade biológica como invertebrados e fungos do solo permanecem com menos de 10% de suas diversidades descritas, mesmo após a incorporação de tecnologias moleculares avançadas que permitiram drásticas mudanças no conhecimento de suas relações filogenéticas, nos últimos anos (Blackwell & Spatafora 2004, Wayne & 2004).

Mesmo para grupos taxonômicos com bom conhecimento sobre as espécies existentes, a imprecisão nas descrições e mesmo ausência de chaves de identificação, tornam complexa a premissa básica de identificação de espécies. Macroecólogos e biólogos da conservação dependem cada vez mais da confiabilidade das listas de espécies, tratando-as como medidas estáveis e precisas da biodiversidade (Isaac et al. 2004).

Além das formas descritas de impedimento (Linnean & Wallace), (Cardoso et al. 2011) ampliaram a definição desses impedimentos para envolver os conceitos da dinâmica das populações biológicas (impedimento Eltoniano) e das tolerâncias abióticas das espécies (impedimento de Hutchinson), além daquele referente às dinâmicas populacionais (impedimento Prestoniano). Posteriormente, Diniz-Filho et al. (2013) destacou a importância do entendimento das relações filogenéticas das espécies para conferir eficiência nas medidas de conservação, como a definição de áreas prioritárias para a conservação. Para ele a deficiência no conhecimento das relações filogenéticas, que não apresentam resolução ideal, atinge a maioria dos grupos biológicos, sendo essa restrição denominada impedimento Darwiniano. Hortal et al. (2015) definiram como impedimento de Raunkiær, a deficiência de conhecimento sobre os traços ecológicos das espécies, desta forma somam-se sete os diferentes impedimentos que afetam o conhecimento ecológico (Tabela 3:)

Tabela 3 – Formas de impedimento ao conhecimento das espécies e aspectos da biodiversidade a que se referem.

Impedimento	Aspecto da biodiversidade	Definição
Linnean	Espécie	Maior parte das espécies não foi descrita (Brown & Lomolino 1998)

Wallacean	Distribuição geográfica	Conhecimento sobre a distribuição geográfica das espécies é incompleto e inadequado ao uso em escala múltiplas (Lomolino 2004)
Prestonian	Populações	Dados e abundância e dinâmica populacional das espécies são escassos (Cardoso et al. 2011)
Darwinian	Evolução	Falta de conhecimento sobre a filogenia e evolução das espécies e seus traços (Diniz-Filho et al. 2013)
Raunkiaeran	Traços funcionais e função ecológica	Deficiência do conhecimento sobre espécies e seus traços funcionais e suas funções ecológicas (Hortal et al 2015)
Hutchinsonian	Tolerância abiótica	Falta de conhecimento sobre as respostas e tolerâncias das espécies a condições abióticas (i.e., seus nichos cenopoéticos)(Cardoso et al. 2011)
Eltonian	Interações ecológicas	Falta de conhecimento sobre as interações das espécies e os efeitos destas na sobrevivência e fitness dos indivíduos (Cardoso et al. 2011)

A categorização indevida de um taxon como raro em razão da deficiência de resolução taxonômica é denominado “pseudoraridade” (Gaston 1994). Este fenômeno ocorre de maneira complementar à raridade não aparente, uma vez que um táxon não identificado precisamente pode inflar a abundância de outro e por consequência retirá-lo da porção menos abundante da distribuição de abundância das espécies.

Fica evidente que taxonomistas bem treinados e a disponibilidade de chaves de identificação nos diferentes grupos biológicos é fundamental para o entendimento da biodiversidade (Chambers & Bayless 1983, Huber & Langor 2004). Assim, o número reduzido destes pesquisadores torna complexa a tarefa de descrever novas espécies e produzir chaves de identificação para a elevada quantidade de espécies que permanece sem descrição (Molina et al. 2001). Neste sentido, a incorporação de novas tecnologias, em especial aquelas proporcionadas pela incorporação de técnicas moleculares, tem sido uma “two-edged sword” (Molina & Marcot 2007).

Devido à dualidade existente sobre a contribuição destas técnicas, muitos defendem que as metodologias atuais adotadas pelos taxonomistas e sistemáticas são inadequadas para o desafio que têm em mãos (Wheeler et al. 2004a). Por este lado, afirma-se que a utilização de dados moleculares, cada vez mais baratos e acessíveis não diminui a importância das

metodologias tradicionais, e pode contribuir para uma mudança na velocidade em que se enfrenta o problema (Wheeler et al. 2004b), devendo ser especialmente consideradas em virtude da crise global da biodiversidade.

Por outro lado, acredita-se que descrições de novos táxons exigem rigor teórico, empírico e epistemológico que segue um período de tempo julgado apropriado para enfrentar a crise da biodiversidade e que isso não seria um “fracasso” dos sistematas, mas daqueles que consideram a taxonomia apenas um serviço de “nomeação de biodiversidade” (de Carvalho et al. 2005). Nesse contexto, o impedimento taxonômico ocorre de maneira “doutrinária” e “mecânica”, e entregue por usuários finais da taxonomia que não são familiares com a complexidade de suas hipóteses e identidade como uma Ciência real, bem sucedida e independente (de Carvalho et al. 2011).

A descrição de novas espécies (taxonomic inflation) influencia diretamente a eficiência das medidas de proteção de espécies (delimitação de áreas protegidas) (Diniz-Filho et al. 2013) e nesse sentido, também é importante conhecer as relações filogenéticas das espécies (Darwinian shortfall) e suas distribuições geográficas (Wallacean shortfall), uma vez que estas também influenciam a delimitação de áreas prioritárias (Bini et al. 2006), assim como demonstrado para a influência da disponibilidade de informações ecológicas (Costa et al. 2009).

Por este motivo, a priorização da conservação espacial é explicitamente baseada em características particulares dos ambientes, ou baseada nas características para as quais os dados estão disponíveis, assumindo que os recursos ambientais escolhidos atuam como substitutos para a biodiversidade não descrita (conservation surrogates). Espera-se que o planejamento baseado nesses substitutos supere o déficit lineano (Wilson et al. 2009).

Devido a estes impedimentos, planos de conservação sistemáticos têm sido propostos com base em taxa substitutos (surrogate taxa), que são selecionados pela disponibilidade de dados (Rodrigues & Brooks, 2007). No entanto, as decisões tomadas para um determinado grupo substituto podem não ser eficazes para a conservação de toda a biodiversidade (incluindo as espécies não descritas) em uma determinada área (Franco et al. 2009), sendo a eficácia dessas abordagens também dependente da escala. Devido à incerteza sobre a eficiência da abordagem de taxa substitutos, o número de estudos que testam a congruência das comunidades biológicas (cross-taxa congruence ou community concordance) estão aumentando constantemente (Landeiro et al. 2011).

Outras estratégias para a conservação das espécies têm conseguido superar o impedimento taxonômico. São exemplos disso, o direcionamento dos esforços de coleta às regiões com maior frequência na descrição recente de espécies de anfíbios, que diminuiu drasticamente o impedimento taxonômico existente para o grupo (Brito et al. 2010). Também foi demonstrado ser eficiente para a redução desse impedimento o foco das amostragens dirigidos para ambientes deficitários (Sartre & Lobo 2009). Para a fauna terrestre, a utilização de pontos de coleta distantes dos locais de acesso fácil, uma vez que este limitador enviesa fortemente as amostragens da fauna terrestre brasileira (Oliveira et al. 2016).

2.1.4 Raridade x diversidade funcional e serviços ecossistêmicos

O debate sobre a contribuição das espécies raras para os processos ecológicos faz parte de um contexto maior de investigação sobre as relações entre a biodiversidade e o funcionamento dos ecossistemas (BEF) (Loreau et al. 2001) e apresenta perspectivas distintas que buscam compreender como a perda de espécies podem interferir nos ecossistemas (Flather & Sieg 2007). Por um lado, há evidências de que a diferenciação de nichos das espécies produz formas únicas de exploração de recursos, de modo que a perda de qualquer espécie pode reduzir funções ecossistêmicas (e.g.: produtividade, ciclagem de nutrientes ou resiliência), ou mesmo sua estabilidade (Chapin et al. 1998; Chase et al. 2004; Loreau et al. 2001). Esta perspectiva é chamada de hipótese da complementariedade (Fig. 3 - 2).

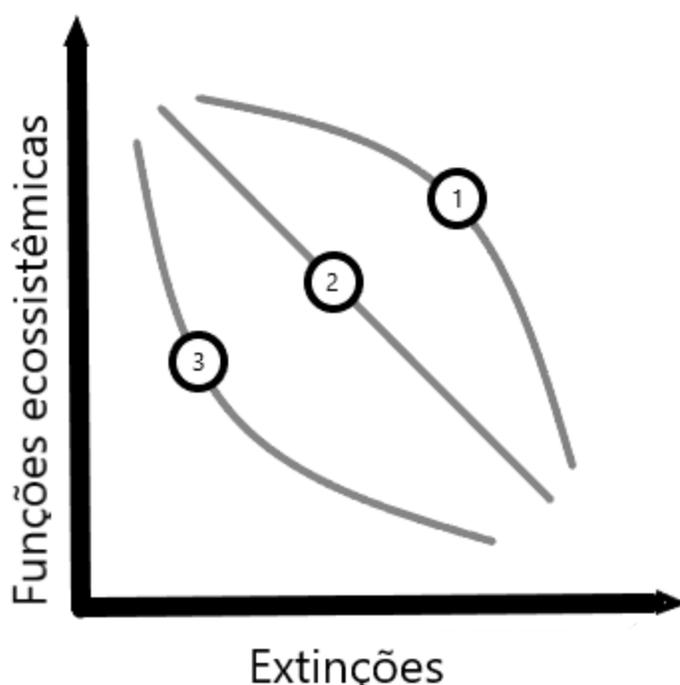


Figura 3 – As três perspectivas existentes sobre a relação entre a biodiversidade e as funções ecossistêmicas 1- Redundância, 2 – Complementaridade, 3- Facilitação.

De modo alternativo, a hipótese da redundância (1) assume que o desempenho das espécies para o desenvolvimento de seus nichos pode ser suprido pela remoção de indivíduos ou espécies, de modo que a perda de biodiversidade não gera impactos imediatos nas funções ecossistêmicas (Schwartz et al. 2000). Sobre esta perspectiva, a conservação biológica deve focar em espécies fundamentais para a manutenção dos processos ecossistêmicos.

Por outro lado, espécies raras podem suportar funções ecossistêmicas vulneráveis em ambientes com elevada diversidade (Mouillot et al. 2013b), sendo que a perda destas espécies pode afetar a estrutura das comunidades de modo a interferir na multifuncionalidade do ecossistema (Isbell et al. 2011; Pendleton et al. 2014). Esta hipótese é chamada facilitativa (3). A literatura mostra que eventualmente espécies raras contribuem de maneira desproporcional para a estrutura funcional de assembleias, seja de peixes, aves ou mesmo plantas lenhosas da Amazônia (Leitão et al. 2016). A perda destas espécies altera, portanto, os processos ecológicos de modo mais severo do que as espécies comuns.

Recentemente, tem havido um consenso emergente (Hooper et al. 2005) de que há uma relação positiva entre a biodiversidade e a amplitude de funções desempenhadas pelas espécies, de modo que o aumento da quantidade de taxa da região ou grupo biológico de estudo ocasiona um aumento da percepção de situações que corroboram à hipótese facilitativa, tanto para ambientes terrestres quanto aquáticos (Covich et al. 2004; Balvanera et al. 2006).

REFERÊNCIAS

Allee WC (1938). *The social life of animals*

Balvanera, P., A. B. Pfisterer, N. Buchmann, J. S. He, T. Nakashizuka, D. Raffaelli, and B. Schmid. 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters* 9:1146–56.

Bini LM, Diniz-Filho JAF, Rangel TF, Bastos RP, Pinto MP (2006). Challenging Wallacean and Linnean shortfalls: knowledge gradients and conservation planning in a biodiversity hotspot. *Diversity and distributions* 12(5): 475-482

Boyce MS (1992). Population viability analysis. *Annual review of Ecology and Systematics* 23(1), 481-497

Brito D (2010). Overcoming the Linnean shortfall: data deficiency and biological survey priorities. *Basic and Applied Ecology* 11(8): 709-713

Brown AV, Brussock PP (1991). Comparisons of benthic invertebrates between riffles and pools. *Hydrobiologia*, 220(2), 99-108.

Brown JH, Lomolino MV (1998). *Biogeography*. sinauer. Sunderland, MA, 1-624

Blackwell M, Spatafora, JW (2004). Fungi and their allies. Pp. 7–21 in *Biodiversity of Fungi: Standard Methods for Inventory and Monitoring*, ed. G. M. Mueller, G. F. Bills, and M. Foster. New York: Academic

Cardoso P, Erwin TL, Borges PA, New TR (2011). The seven impediments in invertebrate conservation and how to overcome them. *Biological Conservation* 144(11): 2647-2655

Cardinale, B. J., M. A. Palmer, and S. L. Collins. 2002. Species diversity enhances ecosystem functioning through interspecific facilitation. *Nature* 415:426–28.

Carlucci MB, Duarte LDS, Pillar VD (2011). Nurse rocks influence forest expansion over native grassland in southern Brazil. *Journal of Vegetation Science*, 22(1):111-119

de Carvalho MR, Bockmann FA, Amorim DS, de Vivo M, de Toledo-Piza M, Menezes NA, McEachran JD (2005). Revisiting the taxonomic impediment. *Science* 307(5708): 353-353

de Carvalho MR, Bockmann FA, Amorim DS, Brandão CRF, de Vivo M., de Figueiredo J L et al. (2007). Taxonomic impediment or impediment to taxonomy? A commentary on systematics and the cybertaxonomic-automation paradigm. *Evolutionary Biology* 34(3-4): 140-143

Chambers SM, Bayless JW (1983). Systematics, conservation and the measurement of genetic diversity. Pp. 349–63 in *Genetics and conservation: a reference for managing wild animal and plant populations*, ed. C. M. Schonewald-Cox, S. M

Chapin, F. S., O. E. Sala, I. C. Burke, J. P. Grime, D. U. Hooper, W. K. Lauenroth, A. Lombard, et al. 1998. Ecosystem consequences of changing biodiversity. *BioScience* 48:45–52.

Chase, J. M., and W. A. Ryberg. 2004. Connectivity, scale-dependence, and the productivity–diversity relationship. *Ecology Letters* 7:676–83.

Costa GC, Nogueira C, Machado RB, Colli GR (2010). Sampling bias and the use of ecological niche modeling in conservation planning: a field evaluation in a biodiversity hotspot. *Biodiversity and Conservation* 19(3): 883-899

Covich, A. P., M. C. Austen, F. Bärlocher, E. Chauvet, B. J. Cardinale, C. L. Biles, P. Inchausti, et al. 2004. The role of biodiversity in the functioning of freshwater and marine benthic ecosystems. *BioScience* 54:767–75.

Crites S, Dale MR (1998). Diversity and abundance of bryophytes, lichens, and fungi in relation to woody substrate and successional stage in aspen mixedwood boreal forests. *Can. J. Bot.* 76: 641-651

Courchamp F, Angulo E, Rivalan P, Hall RJ, Signoret L, Bull L, Meinard Y (2006). Rarity value and species extinction: the anthropogenic Allee effect. *PLoS biology*, 4(12): e415

Darwin C. (1859). *On the origin of species by means of natural selection, or the preservation of favoured races in the struggle for life*. John Murray, London, UK

Davies KF, Margules CR, Lawrence JF (2004). A synergistic effect puts rare, specialized species at greater risk of extinction. *Ecology* 85(1): 265-271

Diniz-Filho JAF, De Marco Jr P, Hawkins BA (2010). Defying the curse of ignorance: perspectives in insect macroecology and conservation biogeography. *Insect Conservation and Diversity* 3(3): 172-179

Diniz-Filho JAF, Loyola RD, Raia P, Mooers AO, Bini LM (2013). Darwinian shortfalls in biodiversity conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(12): 689-695

Fagan WF (2002). Connectivity, fragmentation, and extinction risk in dendritic metapopulations. *Ecology* 83(12): 3243-3249

Fattorini S, Di Giulio A, Dapporto L (2013). Measuring insect rarity: practical issues, pragmatic approaches. *Journal of Insect Biodiversity* 1(10): 1-21

Flather CH, Sieg CH (2007). Species rarity: definition, causes and classification. *Conservation of rare or little-known species: Biological, social, and economic considerations*, p. 40-66

Geiger EL, Gotsch SG, Damasco G, Haridasan M, Franco AC, Hoffmann WA (2011). Distinct roles of savanna and forest tree species in regeneration under fire suppression in a Brazilian savanna. *Journal of Vegetation Science*, 22(2):312-321

Gaston KJ. Abundances and range sizes: measuring rarity (1994). In: *Rarity*. Springer, Dordrecht, p. 22-56

Gaston KJ, Kunin, WE (1997). Rare—common differences: an overview. In *The biology of rarity* (pp. 12-29). Springer, Dordrecht

Giam Ī, Olden JD (2018). Drivers and interrelationships among multiple dimensions of rarity for freshwater fishes. *Ecography* 41: 331-344

Greenville AC, Wardle GM, Dickman CR (2012). Extreme climatic events drive mammal irruptions: regression analysis of 100-year trends in desert rainfall and temperature. *Ecology and evolution*, 2(11):2645-2658

Harcourt AH (2006). Rarity in the tropics: biogeography and macroecology of the primates. *Journal of biogeography* 33(12): 2077-2087

Harte J, Kinzig AP, Green J (1999). Self-Similarity in the distribution and abundance of species. *Science* 284:334-36

Hortal J, de Bello F, Diniz-Filho JAF, Lewinsohn TM, Lobo JM, Ladle RJ (2015). Seven shortfalls that beset large-scale knowledge of biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 46: 523-549

Hooper, D.U. et al. (2005) Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecol. Monogr.* 75, 3–35

Hubbell SP (2001). *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton: Princeton University Press

Huber JT, Langor DW (2004). Systematics: Its role in supporting sustainable forest management. *Forestry Chronicle* 80:451–57

Isaac NJ, Mallet J, Mace GM (2004). Taxonomic inflation: its influence on macroecology and conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 19(9): 464-469

Isbell FI, Losure DA, Yurkonis KA, Wilsey BJ (2008). Diversity–productivity relationships in two ecologically realistic rarity–extinction scenarios. *Oikos*, 117(7): 996-1005

Isbell, F., Calcagno, V., Hector, A., Connolly, J., Harpole, W.S., Reich, P.B. et al. (2011) High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. *Nature*, 477, 199–202.

Jelks HL, Walsh SJ, Burkhead NM, Contreras-Balderas S, Diaz-Pardo E, Hendrickson DA, et al. (2008). Conservation status of imperiled North American freshwater and diadromous fishes. *Fisheries* 33(8): 372-407

Johnson CN (1998). Species extinction and the relationship between distribution and abundance. *Nature* 394:272–74

Knapp S, Sanders L., Baker W (2002). Alfred Russel Wallace and the palms of the Amazon. *Palms-Lawrence* 46: 09-121

Kwok AB, Wardle GM, Greenville AC, Dickman CR (2016). Long-term patterns of invertebrate abundance and relationships to environmental factors in arid Australia. *Austral ecology*, 41(5), 480-491

Landeiro VL, Bini LM, Melo AS, Pes AMO, Magnusson WE (2012). The roles of dispersal limitation and environmental conditions in controlling caddisfly (Trichoptera) assemblages. *Freshwater Biology* 57(8): 1554-1564

Lawler JJ, White D, Sifneos JC, Master LL (2003). Rare species and the use of indicator groups for conservation planning. *Conservation biology*, 17(3), 875-882

Leitao RP, Zuanon J, Villéger S, Williams SE, Baraloto C, Fortunel C et al. (2016). Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblages. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 283(1828): 20160084

Loreau, M., S. Naeem, P. Inchausti, J. Bengtsson, J. P. Grime, A. Hector, D. U. Hooper, et al. 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: Current knowledge and future challenges. *Science* 294:804–8.

Lundberg JG, Kottelat M, Smith GR, Stiassny ML, Gill AC (2000). So many fishes, so little time: an overview of recent ichthyological discovery in continental waters. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, p. 26-62.

MacArthur, R. H. (1957). On the relative abundance of bird species. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 43(3), 293.

- Mace GM, Lande R (1991). Assessing extinction threats: toward a reevaluation of IUCN threatened species categories. *Conservation biology* 5(2): 148-157
- Mace GM, Collar NJ, Gaston KJ, Hilton-Taylor CRAIG, Akçakaya HR, Leader-Williams Nigel et al. (2008). Quantification of extinction risk: IUCN's system for classifying threatened species. *Conservation biology* 22(6): 1424-1442
- Magurran AE, Henderson PA (2003). Explaining the excess of rare species in natural species abundance distributions. *Nature* 422: 714-716
- Matthies D, Bräuer I, Maibom W, Tschardt T (2004). Population size and the risk of local extinction: Empirical evidence from rare plants. *Oikos* 105:481–88
- May RM (1975). In *Ecology and Evolution of Communities* (eds Cody, M. L. & Diamond, J. M.) 81–120 (Harvard Univ. Press, Cambridge, Massachusetts)
- MacArthur RH (1972). *Geographical ecology: patterns in the distribution of species*. Harper and Row, New York
- McKinney ML (1997). Extinction vulnerability and selectivity: Combining ecological and paleontological views. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28:495–516
- Millsap BA, Gore JA, Runde DE, Cerulean SI (1990). Setting priorities for the conservation of fish and wildlife species in Florida. *Wildlife Monographs*, 3-57
- Molina R, Pilz D, Smith J, Dunham S, Dreisbach T, O'Dell T, Castellano M (2001). Conservation and management of forest fungi in the Pacific Northwestern United States: An integrated ecosystem approach. Pp. 19–63 in *Fungal Conservation: Issues and Solutions*, ed., D. Moore, M. M. Nauta, S. E. Evans, and M. Rotheroe. Cambridge: Cambridge University Press
- Molina R., Marcot, BG (2007). Definitions and attributes of little-known species. *Conservation of Rare or Little Known Species*; Raphael, MG, Molina, R., Eds, p. 67-92
- Mouillot D, Graham NA, Villéger S, Mason NW, Bellwood DR (2013). A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in ecology & evolution*, 28(3):167-177
- Mouillot, David et al. (2013) Rare species support vulnerable functions in high-diversity ecosystems. *PLoS biology*, v. 11, n. 5, p. e1001569.
- Münzbergová Z (2005). Determinants of species rarity: population growth rates of species sharing the same habitat. *American Journal of Botany* 92(12): 1987-1994
- Murray BR, Thrall PH, Lepschi BJ (2002). Relating species rarity to life history in plants of eastern Australia. *Evolutionary Ecology Research* 4(7): 937-950

Novotny V, Basset Y (2000). Rare species in communities of tropical insect herbivores: pondering the mystery of singletons. *Oikos* 89: 564-572

Ohlemüller R, Anderson BJ, Araújo MB, Butchart SH, Kudrna O, Ridgely RS, Thomas C D (2008). The coincidence of climatic and species rarity: high risk to small-range species from climate change. *Biology letters*, 4(5), 568-572.

Olden JD, Lawler JJ, Poff NL (2008). Machine learning methods without tears: a primer for ecologists. *The Quarterly review of biology* 83(2): 171-193

Oliveira U, Paglia AP, Brescovit AD, de Carvalho CJ, Silva DP, Rezende DT et al. (2016). The strong influence of collection bias on biodiversity knowledge shortfalls of Brazilian terrestrial biodiversity. *Diversity and Distributions* 22(12): 1232-1244

Pendleton RM, Hoeninghaus DJ, Gomes LC, Agostinho AA(2014) Loss of rare fish species from tropical floodplain food webs affects community structure and ecosystem multifunctionality in a mesocosm experiment. *PlosOne* 9 (1): e84568

Petsch DK, Pinha GD, Dias JD, Takeda AM (2015). Temporal nestedness in Chironomidae and the importance of environmental and spatial factors in species rarity. *Hydrobiologia* 745(1): 181-193

Preston FW (1948). The commonness, and rarity, of species. *Ecology* 29:254-83

Purvis A, Gittleman JL, Cowlishaw G, Mace GM (2000). Predicting extinction risk in declining species. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 267(1456): 1947-1952

Rabinowitz D (1981). Seven forms of rarity. *Biological aspects of rare plant conservation*

Reveal JL (1981). The concept of rarity and population threats in plant communities. Pp. 41-46 in *Rare plant conservation*, ed. L. E. Morse and M. S. Henefin. Bronx: New York Botanical Garden

Robbirt KM, Roberts DL, Hawkins JA (2006). Comparing IUCN and probabilistic assessments of threat: do IUCN red list criteria conflate rarity and threat?. *Biodiversity & Conservation* 15 (6), 1903-1912

Rodrigues AS, Brooks TM (2007). Shortcuts for biodiversity conservation planning: the effectiveness of surrogates. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 38: 713-737

Rockström J, Steffen W, Noone K, Persson Å, Chapin FS, Lambin EF, et al. (2009). "A Safe Operating Space for Humanity". *Nature* 461(7263): 472-475

Römermann C, Tackenberg O, Jackel AK, Poschod P (2008). Eutrophication and fragmentation are related to species' rate of decline but not to species rarity: results from a functional approach. *Biodiversity and Conservation* 17(3): 591-604

Sastre P, Lobo JM (2009). Taxonomist survey biases and the unveiling of biodiversity patterns. *Biological Conservation* 142(2): 462-467

Schieck J, Nietfeid M, Stelfox JB (1995). Differences in bird species richness and abundance among three successional stages of aspen-dominated boreal forests. *Canadian Journal of Zoology* 73(8), 1417-1431

Sugihara, G., Bersier, L.F., Southwood, T.R.E., Pimm, S.L., May, R. M., 2003. Predicted correspondence between species abundances and dendrograms of niche similarities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 100(9), 5246-5251

Tales E, Keith P, Oberdorff T (2004). Density-range size relationships in French riverine fishes. *Oecologia*, 138(3), 360-370

Tilman, D. (2004). Niche tradeoffs, neutrality, and community structure: a stochastic theory of resource competition, invasion, and community assembly. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101(30), 10854-10861.

Van Kleunen M, Richardson, DM (2007). Invasion biology and conservation biology: time to join forces to explore the links between species traits and extinction risk and invasiveness. *Progress in Physical Geography* 31(4): 447-450

Wayne RK, Morin PA (2004). Conservation genetics in the new molecular age. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2:89–97

Wheeler BD (1988). Species richness, species rarity and conservation evaluation of rich-fen vegetation in lowland England and Wales. *Journal of Applied Ecology*, p. 331-352.

Wheeler QD (2004a). Taxonomic triage and the poverty of phylogeny. *Philos. Trans. R. Soc. B* 359:571–583.

Wheeler QD, Raven PH, Wilson EO (2004a). Taxonomy: Impediment or expedient? *Science* 303:285

Whittaker RJ, Araújo MB, Jepson P, Ladle RJ, Watson JE, Willis KJ (2005). Conservation biogeography: assessment and prospect. *Diversity and distributions* 11(1): 3-23

Wilson KA, Cabeza M, Klein CJ (2009). Fundamental concepts of spatial conservation prioritization. *Spatial conservation prioritization: quantitative methods and computational tools*. Oxford University Press, New York, 16-27

3 O IMPEDIMENTO TAXONÔMICO NA PESQUISA DE PEIXES NEOTROPICAIS: UMA REVISÃO ECOLÓGICA

RESUMO

O Brasil possui a maior ictiofauna de água continentais do mundo (, estando, no entanto, longe de ser totalmente descrita. Embora, no Brasil, a taxonomia de peixes tenha crescido nos últimos 50 anos, o número de ictiólogos é insuficiente para descrever uma diversidade tão ampla. Neste trabalho, vamos tratar do impedimento taxonômico com foco nos peixes no Brasil do ano de 1997 a 2018. Considerando o impedimento por i) bacia hidrográfica; (ii) tipo de ambiente; (iii) ano e (iv) famílias. Foi possível calcular a indeterminância taxonômica dos estudos realizados entre 1997 e 2018 e nestes, foi observada uma tendência geral à redução do impedimento taxonômico ($B=-0.0072$). A análise dos ambientes com maior ocorrência revelou que as bacias Amazônica e do São Francisco apresentam as maiores taxas de indeterminância, quando comparadas às bacias do Paraná/Paraguay.

Palavras-chave: Impedimento taxonômico, peixes, Brasil, água doce, bacias hidrográficas, famílias

THE TAXONOMIC IMPEDIMENT IN FISH RESEARCH: AN ECOLOGICAL REVIEW

ABSTRACT

Brazil has the largest continental water ichthyofauna in the world (but it is far from being fully described. Although, in Brazil, fish taxonomy has grown in the last 50 years, the number of ichthyologists is insufficient to describe a diversity. In this work, we are going to deal with the taxonomic impediment focusing on fish in Brazil from 1997 to 2018. Considering the impediment by i) hydrographic basin; (ii) type of environment; (iii) year and (iv) families. It was possible to calculate the taxonomic indeterminacy of the studies carried out between 1997 and 2018, and in these, a general trend towards a reduction in the taxonomic impediment was observed ($B = -0.0072$). The analysis of environments with the highest occurrence revealed that the Amazon and São Francisco basins have the highest rates of indeterminacy, when compared to the Paraná/Paraguay basins.

Keywords: Taxonomic impediment, fish, Brazil, review, basins, families

3.1 Introdução

A região neotropical é altamente diversificada geograficamente, climaticamente e biologicamente (Ríos-Touma & Ramírez 2019). Abriga, aproximadamente, 43 famílias e 5.000 e 8.000 espécies de peixes (Schaefer 1998, Vari & Malabarba 1998, Lundberg, 2000) com uma alta taxa de endemismo (33% a 77%). A grande maioria dos peixes neotropicais pertencem a um dos cinco grupos dominantes: Characiformes, Siluriformes, Gymnotiformes, Ciprinodontiformes ou Ciclídeos (Lundberg, 2000), sendo considerada a região mais diversa, quando comparada a outras regiões biogeográficas (Lévêque 2008). O Brasil, é reconhecido como líder mundial em diversidade de espécies, abrange dois hotspots de biodiversidade - o Cerrado e a Mata Atlântica - e ocupa o primeiro lugar entre os países mais diversos (Mittermeier et al. 1997), apresentando a maior ictiofauna de água continentais do mundo (Mittermeier et al. 1997).

A necessidade de conhecer e classificar as espécies que habitam o planeta Terra é objeto da ciência há séculos (Wilson 1985, Agnarsson & Kuntner 2007), porém, em 287 anos desde a criação do *Systema Naturae* por Linnaeus, estima-se que apenas cerca de 20% das espécies terrestres foram descritas (La Salle et al. 2009). Estimativas da diversidade de peixes em águas interiores brasileiras ainda são incertos, devido à ausência de lista de espécies e a necessidade de revisão taxonômica para vários grupos (Agostinho et al. 2008). A parte superior da Bacia do rio Paraná é considerada uma das bacias mais estudadas da América do Sul, pela grande quantidade de ictiologistas e taxonomistas, tendo um aumento exponencial no número de espécies descritas desde 1758, quando foi descrita a primeira espécie por Linnaeus devido à ausência de lista de espécies e a necessidade de revisão taxonômica para vários grupos (Agostinho et al. 2008). No entanto, o número de espécies conhecidas ainda é subestimado (Langeani et al., 2007).

Embora, no Brasil, a taxonomia de peixes tenha crescido nos últimos 50 anos, o número de ictiólogos é insuficiente para descrever uma diversidade tão ampla. O Brasil, atualmente, possui cerca de 46 taxonomistas ativos, assim, seria necessário muito tempo para descrever a ictiofauna brasileira. Assim, parte elevada da riqueza brasileira ainda não foi descrita formalmente (Brown & Lomolino 1998, Lundberg 2000, Ota et al. 2015), sendo que muitas espécies estão sendo extintas antes mesmo de serem documentadas (Lewinsohn & Prado 2005, Buckup 2007). Fica claro que a falta de conhecimentos básicos sobre as espécies dificulta o teste de alguns padrões macroecológicos, especialmente aqueles que se baseiam no conhecimento das

distribuições geográficas das espécies constituintes (e.g.: gradientes de diversidade) (Diniz-Filho et al 2010). Diante da extensa biodiversidade brasileira, e por toda ação antrópica que vem sofrendo, como represamento, introdução de espécies, uso e ocupação do solo e poluição, é inegável a urgência taxonômica para compreender, manejar, conservar os diferentes seres vivos (Wheeler 2004, La Salle et al. 2009). A taxonomia é uma ciência essencial para o conhecimento dos organismos vivos, visto que, ela descreve, organiza e documenta toda a diversidade biológica presente (Agnarsson e Kuntner 2007).

O desequilíbrio entre o conhecimento taxonomico atual e a magnitude da organismos que ainda precisa ser conhecido tem sido denominado "impedimento taxonômico", sendo definido como o impedimento do conhecimento científico da diversidade pelas limitações taxonômica (Taylor 1976). O conhecimento sobre toda a biodiversidade é afetado pelos chamados déficits Lineanos e Wallaceanos (Lomolino 2004, Whittaker et al. 2005, Brown & Lomolino 1998). O primeiro está relacionado com o fato de que, a grande maioria das espécies presentes na Terra ainda não foram descritas. O segundo está relacionado com a lacuna no conhecimento da distribuição dos taxa (Bini et al. 2006). A falta de conhecimento sobre as espécies sempre foi um problema óbvio (Polasky et al. 2000; Gaston & Rodrigues 2003), no entanto, taxonomistas bem treinados e a disponibilidade de chaves de identificação nos diferentes grupos biológicos é fundamental para o entendimento da biodiversidade (Chambers & Bayless 1983, Huber & Langor 2004),

Resta claro que a taxonomia está enfrentando uma crise, por conta da escassez de recursos, falta de taxonomistas contratados, que tem limitado o reconhecimento e a nomeação de novas espécies (Wheeler et al. 2004, Wilson 2004, Kim & Byrne 2006, Padial & De La Riva 2006, Schlick et al. 2010), devido a escassez e recursos financeiros para a contratação de novos taxonomistas ou manutenção de projetos de taxonomistas em atividade. Além do que, há uma necessidade premente de coleta em muitas áreas ainda não amostradas e ampliação e melhorias da infraestrutura das coleções biológicas existentes. Para muitos, a taxonomia é considerada uma área de conhecimento secundária na ciência, por servir de base para outras áreas. No entanto, é hora de promover a taxonomia como uma ciência com necessidades especiais, reconhecendo sua importância (Carvalho et al. 2007), considerando que a descrições de novos táxons exigem rigor teórico, empírico e epistemológico Carvalho et al. 2005, Wheeler et al., 2004).

Diante das crises institucional e financeira que o Brasil enfrenta, a comunidade taxonômica deve unir esforços, avaliar criticamente suas necessidades, estabelecer uma agenda de pesquisa e, com o apoio das sociedades científicas, buscar a sensibilização os tomadores de decisão. Essa revisão visa fornecer um dimensionamento detalhado do impedimento taxonômico para peixes, avaliando os por (i) bacia hidrográfica; (ii) tipo de ambiente; (iii) ano e (iv) famílias. A originalidade desta revisão está na ligação entre taxonomia e ecologia dos peixes, e suas limitações dificuldades de descrição. Discutimos as oportunidades para melhorar planejamento e a gestão da conservação e identificar importantes lacunas de conhecimento a serem consideradas em pesquisas futuras.

3.2 Metodologia

Foi efetuado um levantamento bibliográfico através da base de dados Web of Science e do Google Scholar e esta pesquisa foi baseada nos resumos, títulos, palavras-chave e tópicos de artigos publicados a qualquer período do tempo. Foi utilizada a combinação dos termos de busca “Ichthyology” e/ou “Fishes” e/ou “neotropical” e posteriormente selecionados os artigos que abordavam aspectos das assembleias de peixes ou das comunidades aquáticas e apresentavam as listas de espécies utilizadas em suas análises.

Para extração da informação desejada foram retirados dos manuscritos resultantes da filtragem inicial: a abundância total de espécimes coletados (N total), a bacia e sub-bacia hidrográfica na qual o estudo foi realizado e o tipo de ambiente/escala geográfica do estudo (classes.: riachos, rios, planície de inundação, bacia, bacias). Além destes, foi extraída a riqueza total do estudo (S total), a riqueza de espécies por família e a quantidade de espécies por família que apresentam algum impedimento à identificação. Para isso, foram contabilizadas as espécies relacionadas com identificação a nível de gênero (e.g.: *Astyanax* sp.), além daquelas que apresentam partículas determinadoras de indeterminância taxonômica (i.e.: aff.,cf.).

Posteriormente, foram calculados a porcentagem de problemas de identificação ocorridos nos estudos analisados, também separadamente para cada família de peixes, assim como por bacia hidrográfica e tipo de ambiente analisado. Para análise da variação temporal da incerteza taxonômica foi realizada modelagem que utilizou como variável preditora os anos dos estudos e

como variável resposta a porcentagem de incerteza taxonômica dos diferentes estudos analisados.

Por fim, foi analisada a relação entre as variáveis abundância total, ou N amostral, com a riqueza de espécies e destas com o nível de indeterminância taxonômica dos estudos, a fim de investigar possíveis interações entre o esforço de amostragem e a resolução taxonômica dos mesmos.

3.3 Resultados

A indeterminância taxonômica de 5766 taxa foram analisados ao longo de 106 estudos que continham informação sobre suas assembleias de acordo com os critérios estabelecidos (Figura 4). Foi observada relação entre a quantidade de taxa analisados e o total de estudos, assim como da incerteza total dos trabalhos que atingiu 1290 taxa ou 22,37% do total de espécies que ocorreu em estudos ecológicos de peixes de água doce na região Neotropical. Apesar disso, não foi observada correlação entre a riqueza de espécies dos estudos e a indeterminância taxonômica de cada um destes ($t=0.17431$, $p=0.862$).

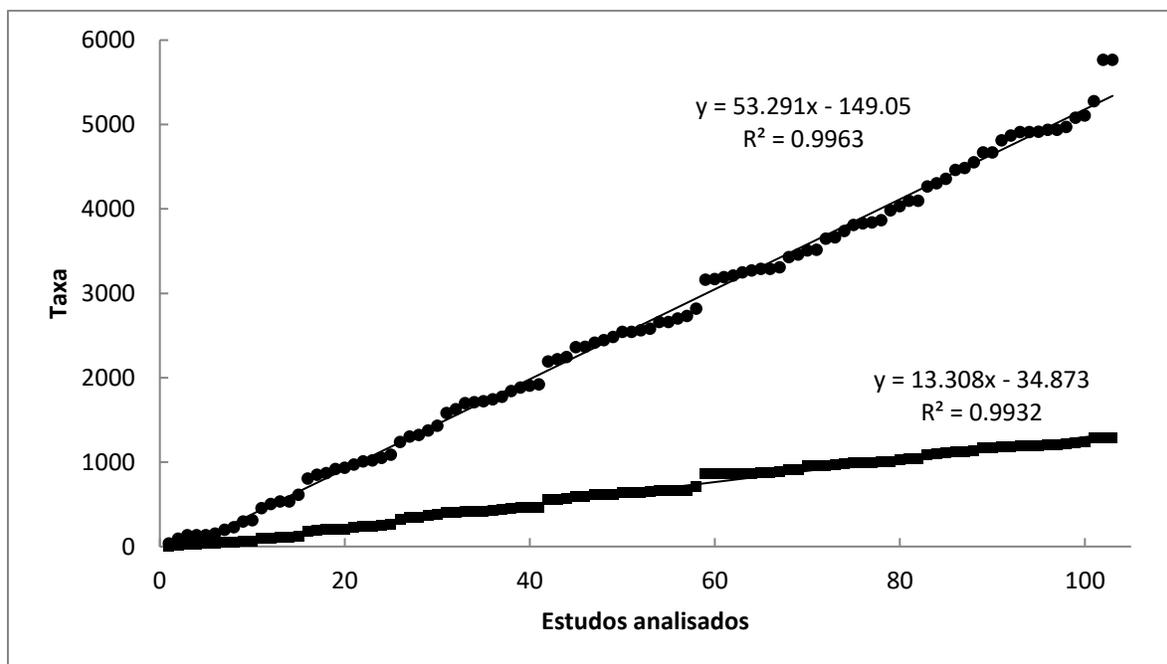


Figura 4 – Quantidade total de taxa analisados ao longo dos estudos (círculos) e quantidade de taxa com indeterminância taxonômica.

Em relação às diferentes bacias hidrográficas analisadas, a maior média de indeterminância taxonômica foi observada para a bacia do São Francisco (39,62% dos taxa), porém isso pode ser explicado pela reduzida ocorrência de estudos na região, uma vez que a mesma apenas apresentou lista completa de espécies da ictiofauna em dois estudos (Figura 5). Posteriormente, a bacia Amazônica apresentou a maior média de incerteza taxonômica com 33,54% de todas as espécies de peixe listadas em 23 estudos. Também foi elevada a proporção de espécies cuja identificação não foi completa em 46 estudos da bacia do rio Paraná para a qual a média observada foi de 18,60%.

Estas foram seguidas pelas bacias costeiras do Brasil que apresentaram média de 15,89% dos taxa amostrados, apesar de ser uma das regiões com maior frequência de estudos analisados (16 ao todo). Estudos realizados na bacia do Paraguai apresentam indeterminância média de 9,72% e esta foi ainda mais reduzida em estudos de outras bacias da região Neotropical que apresentam média de 6,67% em 5 estudos analisados.

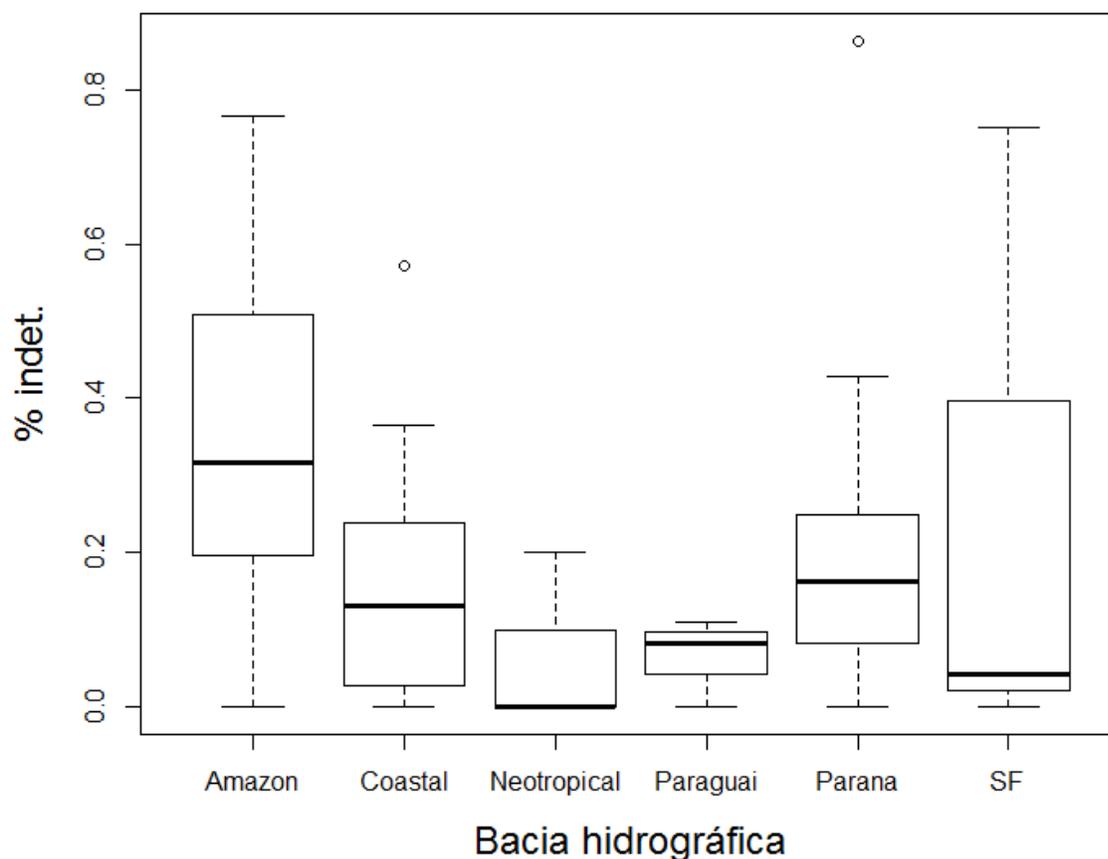


Figura 5 – Boxplot (médias e variâncias) da indeterminância taxonômica média de estudos realizados nas diferentes bacias hidrográficas e ambientes analisados.

Ambientes cársticos apresentaram indeterminância taxonômica média de 67.76%, enquanto estudos que abordaram diversidade de espécies da ictiofauna nas planícies de inundação e riachos apresentaram indeterminâncias médias de 25.38 e 26.65% respectivamente (Figura 6). Estudos realizados a nível de bacia(s) hidrográficas apresentaram incerteza média em 19.47% dos táxons relatados, enquanto estudos a nível de rio (s) tiveram em média 18.71%. Por fim, estudos realizados em reservatórios apresentam a incerteza taxonômica média de apenas 11.47%, o que indica que estes ambientes são mais conhecidos em relação às espécies que os ocupam.

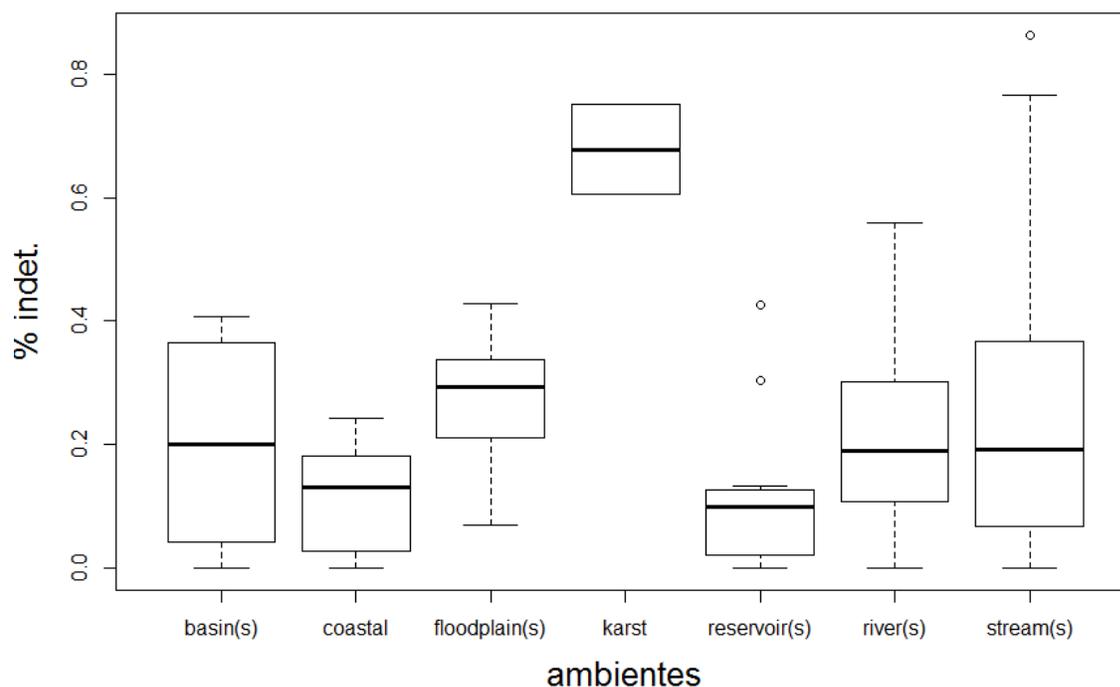


Figura 6 – Boxplot (médias e variâncias) da indeterminância taxonômica média de estudos realizados nos diferentes ambientes analisados.

Em relação às diferentes famílias de peixes de água doce com ocorrência na região Neotropical, foram registradas ao todo 73 famílias. Destas, apenas 52 ocorreram em mais de um estudo e são têm vida livre em ambientes de água doce e por isso tiveram suas indeterminâncias analisadas posteriormente. Em termos absolutos, a família com maior ocorrência de problemas de identificação foi Characidae com 370 taxa não identificados a nível de espécie de um total de 1199 taxa (30.85%) registrados (Figura 7). A segunda família com maior ocorrência de problemas de identificação foi Loricariidae com 242 taxa não identificados de um total de 680 analisados (35,58%).

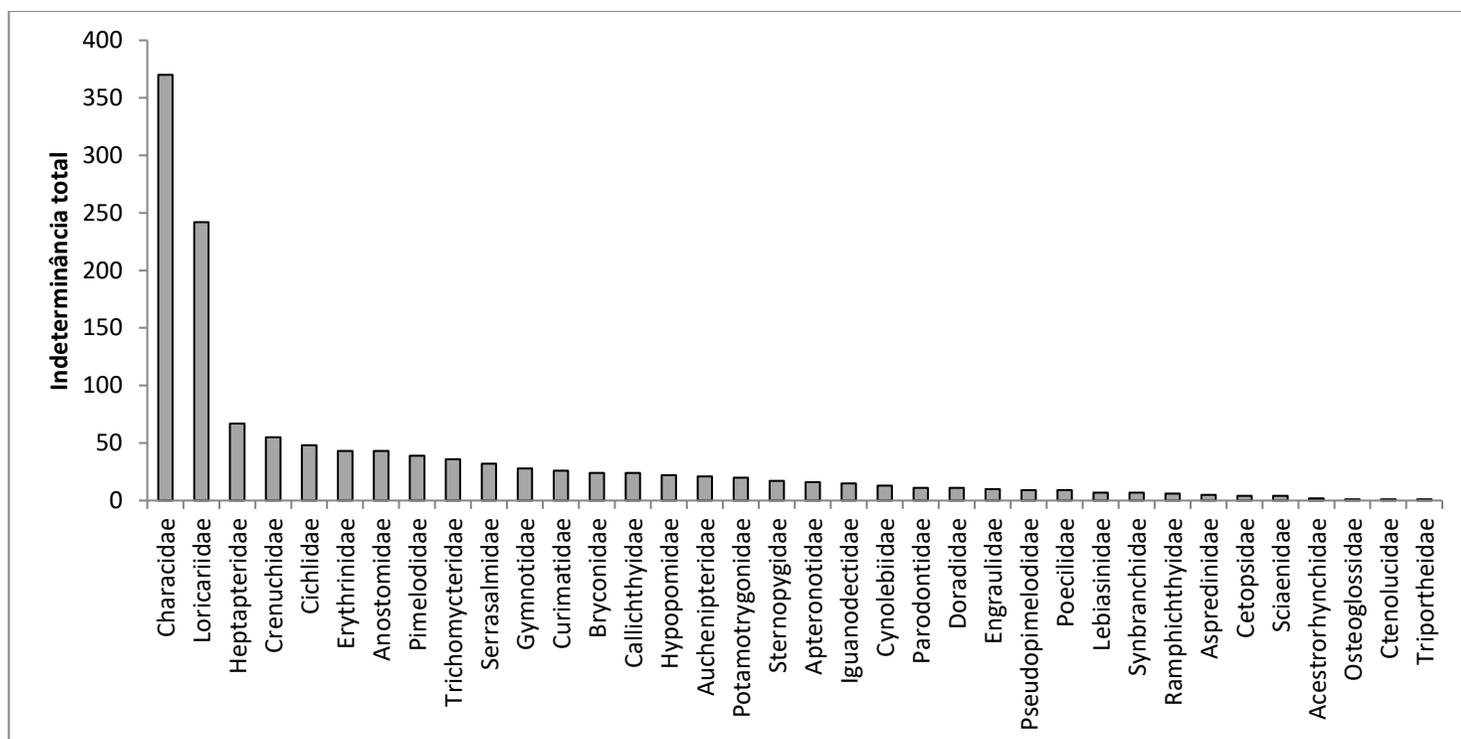


Figura 7 – Histograma da indeterminância total observada para as diferentes famílias de peixes de água doce analisadas.

Posteriormente em ordem de incidência a família Heptapteridae com 67 problemas de identificação observados em 256 taxa analisados (26.17%), e Crenuchidae com 55 taxa não identificados de um total de 115 possíveis (47.82%). Menos problemáticas para a identificação foram as famílias Cichlidae, com um total de 48 taxa indeterminados de um total de 472 possíveis (10.16%) e Anostomidae com 43 taxa indeterminados e 305 coletados (14.09%). Além destas, Erythrinidae apresentou 43 taxa não identificados de um total de 139 (30.93%) e Pimelodidae apresentou 39 taxa não identificados de um total de 236 analisados (16.52%).

É importante destacar que proporcionalmente, não são as famílias com maior incidência de taxa analisados aquelas que apresentam maior frequência de indeterminação (Figura 8). A família Hypopomidae apresentou 22 taxa indeterminados de um total de 37 analisados, um total de 59.46%, que ocorreu em média de 57.778% taxa indeterminados por estudo. A seguir aparece a família Iguanodectidae na qual 15 de 30 taxa analisados não se apresentou identificada a nível de espécie, e Crenuchidae, citada anteriormente, foi a terceira em indeterminância total de taxa

(47.83%) que ocorrem em média em 46.47% das espécies listadas em estudos na região Neotropical.

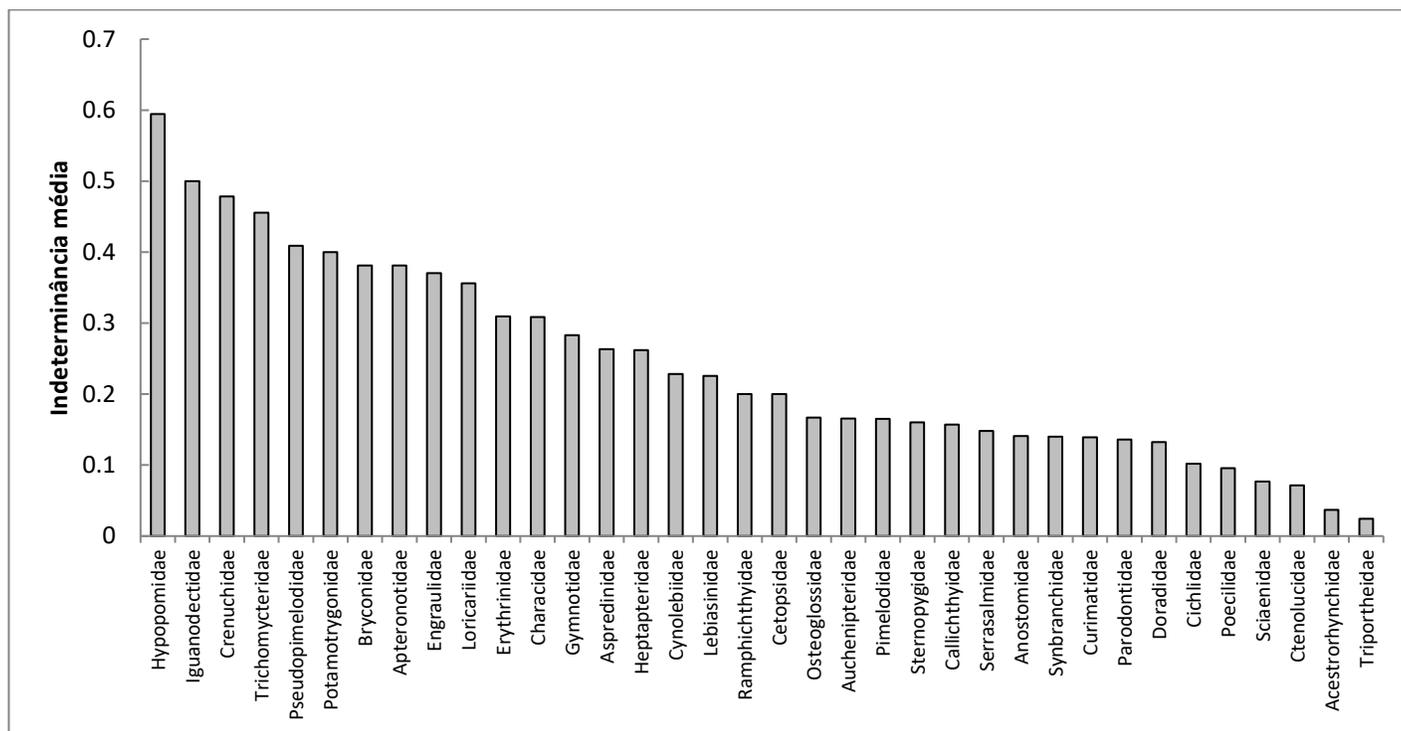


Figura 8 – Histograma da indeterminância média observada em relação à quantidade de táxons observada por família de peixes de água doce.

A família Trichomycteridae apresentou 36 taxa indeterminados de um total de 79 analisados, uma incerteza total de 45,57% que em média atingiu 50.69% das espécies deste grupo biológico por estudo e foi seguida em proporção total de taxa indeterminados pela família Pseudopimelodidae que dos 22 taxa analisados apresentou em 9 ou 40.90% do total e em média em 28.12% das espécies analisadas a cada estudo. Também é elevada a proporção de taxa da família Potamotrygonidae indeterminados (20 taxa de um total de 50, 40% total e 29.36% em média por estudo) e somam-se a estas citadas as famílias Bryconidae, Apterontidae, Engraulidae e Loricariidae cujas incertezas totais variam entre 38.09 e 35.59% dos taxa analisados e formam as 10 famílias com maior indeterminância taxonômica proporcional.

As famílias Achiridae, Anablepidae, Arapaimidae, Belonidae, Chilodontidae, Clariidae, Ctenolucidae, Cynodontidae, Cyprinidae, Gasteropelecidae, Hemiodontidae, Lepidosirenidae, Pristigasteridae, Prochilodontidae e Tetraodontidae não apresentaram nenhum taxon com alguma

incerteza taxonômica com 257 ocorrências nos estudos analisados (Tabela 4). Entre estes destacam-se Hemiodontidae com 63 ocorrências, Prochilodontidae com 43, Cynodontidae com 33 e Pristigasteridae com 24.

Tabela 4 – Relação dos taxa analisados e indeterminados nas listas de espécies nos 106 estudos analisados, a porcentagem de indeterminância total apresentada para cada família e a indeterminância média por estudo.

Família	Taxa indeterminados	Taxa avaliados	Porcentagem de indeterminância (%)	Média por estudo (%)
Acestrorhynchidae	2	54	3,704	0,980
Achiridae	0	16	0,000	0,000
Anablepidae	0	4	0,000	0,000
Anostomidae	43	305	14,098	11,765
Apteronotidae	16	42	38,095	41,667
Arapaimidae	0	3	0,000	0,000
Aspredinidae	5	19	26,316	37,662
Auchenipteridae	21	127	16,535	11,693
Belonidae	0	10	0,000	0,000
Bryconidae	24	63	38,095	33,563
Callichthyidae	24	153	15,686	16,935
Cetopsidae	4	20	20,000	16,667
Characidae	370	1199	30,859	25,366
Chilodontidae	0	15	0,000	0,000
Cichlidae	48	472	10,169	7,472
Clariidae	0	5	0,000	0,000
Crenuchidae	55	115	47,826	46,471
Ctenolucidae	1	14	7,143	0,000
Curimatidae	26	187	13,904	11,602
Cynodontidae	0	33	0,000	0,000
Cynolebiidae	13	57	22,807	32,456
Cyprinidae	0	7	0,000	0,000
Doradidae	11	83	13,253	10,919
Engraulidae	10	27	37,037	38,988
Erythrinidae	43	139	30,935	30,286
Gasteropelecidae	0	10	0,000	0,000
Gymnotidae	28	99	28,283	25,977
Hemiodontidae	0	63	0,000	0,000
Hemirhamphidae	1		0,000	100,000
Heptapteridae	67	256	26,172	25,564
Hypopomidae	22	37	59,459	57,778
Iguanodectidae	15	30	50,000	48,182

Família	Taxa indeterminados	Taxa avaliados	Porcentagem de indeterminância (%)	Média por estudo (%)
Lebiasinidae	7	31	22,581	23,421
Lepidosirenidae	0	3	0,000	0,000
Loricariidae	242	680	35,588	36,107
Osteoglossidae	1	6	16,667	20,000
Parodontidae	11	81	13,580	7,375
Pimelodidae	39	236	16,525	7,774
Poeciliidae	9	94	9,574	12,092
Potamotrygonidae	20	50	40,000	29,357
Pristigasteridae	0	24	0,000	0,000
Prochilodontidae	0	43	0,000	0,000
Pseudopimelodidae	9	22	40,909	28,125
Ramphichthyidae	6	30	20,000	18,254
Sciaenidae	4	52	7,692	6,548
Serrasalminidae	32	216	14,815	12,899
Sternopygidae	17	106	16,038	15,026
Synbranchidae	7	50	14,000	9,574
Tetraodontidae	0	10	0,000	0,000
Trichomycteridae	36	79	45,570	50,691
Triporthidae	1	41	2,439	1,053

Após as 10 primeiras, a família Erythrinidae apresentou indeterminância em 30.93% dos taxa analisados (43 de um total de 139, média de 30.29% por estudo) enquanto Characidae foi proporcionalmente a 12^a família com maior indeterminação com os supracitados 30.85% do total dos taxa analisados (25.36% em média por estudo). Posteriormente aparecem as famílias Gymnotidae, Aspredinidae e Heptapteridae com indeterminância de 28.28 a 26.17% de seus taxa que ocorreu em média em 25.97, 37.66 e 25.56% dos taxa por estudo.

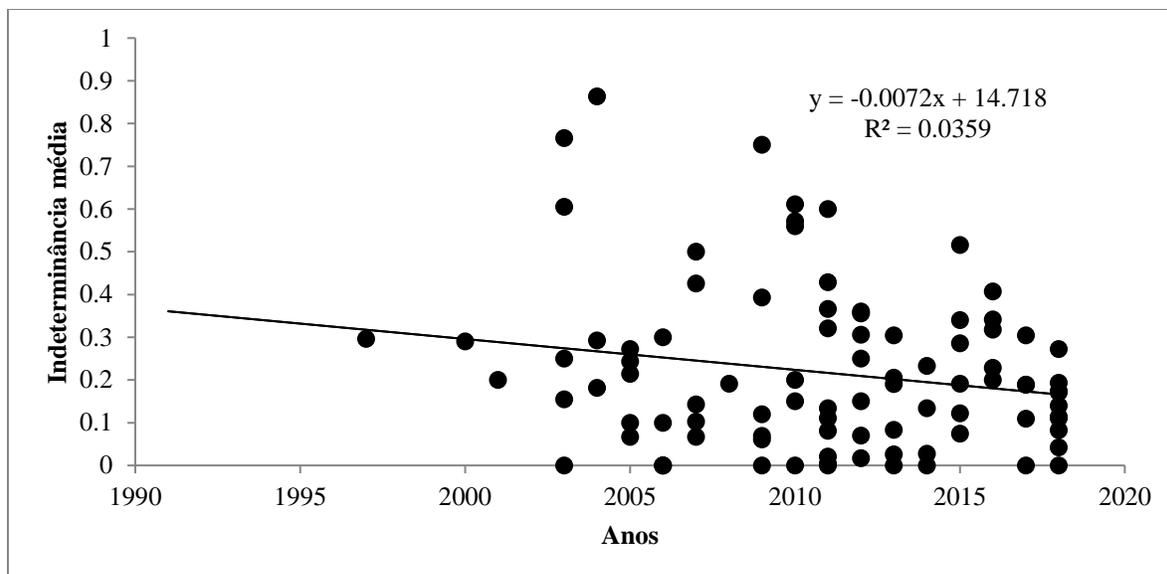


Figura 9 – Indeterminância média dos estudos em função de seus anos de publicação, e regressão (linha) entre a indeterminância média dos estudos e os anos.

Foi possível calcular a indeterminância taxonômica dos estudos realizados entre 1997 e 2018 e nestes, foi observada uma tendência geral à redução do impedimento taxonômico ($B = -0.0072$) (Figura 9). De acordo com o modelo linear proposto, a incerteza geral dos estudos deve atingir valores próximos a 0 no ano de 2044, porém não foi significativa a correlação entre o ano de publicação e a média dos estudos, o que torna elevado o intervalo de confiança desta estimativa.

3.4 Discussão

A análise dos ambientes com maior ocorrência de indeterminância taxonômica revelou que as bacias Amazônica e do São Francisco apresentam as maiores taxas de indeterminância, quando comparadas às bacias do Paraná/Paraguay, Costeiras e de outras bacias da região Neotropical. Estudos que se direcionem a amostrar estas regiões, especialmente o sistema hidrográfico Amazônico, têm portanto, maior probabilidade de incidir a ocorrência de táxons raros e pouco conhecidos, podendo contribuir na redução das diversas formas de impedimento existentes ao conhecimento e utilização do conhecimento da biodiversidade.

De modo semelhante, os ambientes de cársticos se destacaram pelo seu elevado nível de indeterminância, próximo do 60% de média nos estudos analisados, o que indica o elevado

potencial destes ambientes, pouco explorados na região Neotropical, no suporte de espécies raras e/ou pouco conhecidas. Estudos realizados a nível de planície de inundação, lagoas, áreas alagáveis apresentaram média de 25.38 e 24.65%, respectivamente, enquanto estudos a nível de bacia(s) hidrográfica(s) e grandes rios tiveram ambos incerteza média pouco inferior a 20%. Destacou-se, nesta análise, a reduzida incerteza de estudos realizados em reservatórios (11.74%) e este resultado deve estar relacionado á elevada frequência de estudos neste tipo de ambiente, além da maior dominância e homogeneidade destes tipo de meio, cujas espécies comercialmente importantes, muitas vezes exóticas e invasoras, são mais amplamente conhecidas.

As família Loricariidae e Characidae se apresentaram como os grupos nos quais os problemas de identificação são mais recorrentes em estudos da ictiofauna realizados na região Neotropical. Elas também são as famílias mais ricas em espécies da região Neotropical (Lundberg 2001), e têm descrições de espécies novas frequentes, sendo escassa e complexa a utilização da informação taxonômica existente para estas famílias nesta região. Também diversas e conspícuas, as famílias Heptapteridae e Crenuchidae, apresentam problemas de identificação em elevada quantidade nos estudos analisados, embora não sejam tão ricas em espécies como Characidae e Loricariidae.

Porém, quando comparados através de suas médias de indeterminâncias taxonômicas por estudos, famílias com diversidade significativamente menor como Hypopomidae, Iguanodectidae, Crenuchidae, Trichomycteridae, Pseudopimelodidae e Potamotrygonidae apresentam todos indeterminância taxonômica média superior a 40% dos táxons reportados para a região Neotropical. Ou seja, embora tenham apresentado uma quantidade de táxons inferior, estão são mais frequentemente identificadas sem precisão do que as famílias Characidae e Loricariidae (indeterminância média de 30.85 e 35.59% respectivamente).

Estes resultados indicam que, embora o impedimento taxonômico esteja de certa forma relacionado aos grupos com maior diversidade, há um remanescente de deficiência de informações para grupos cuja identificação deveria ser mais simples, porém a ausência de material de suporte para a identificação impossibilita a redução do impedimento taxonômico em estudos das assembléias de peixes da região Neotropical. Taxonomistas e sistematas devem focar seus esforços na compreensão da diversidade de espécies e relações filogenéticas das famílias destacadas nestas análises, uma vez que as mesmas têm maior potencial de contribuição para a

redução do impedimento taxonômico e aumento da eficiência de medidas de conservação das espécies.

Entre os grupos que não tiveram nenhum taxon com algum nível de incerteza taxonômica nesta análise, Achiridae, Belonidae, Pristigasteridae e Tetraodontidae são de origem marinha e representadas por poucas espécies nos sistemas Neotropicais, sendo facilmente distinguíveis e identificáveis por atributos morfológicos diversos da ictiofauna Neotropical de água doce. Clariidae e Cyprinidae são compostas por espécies exóticas (*Clarias gariepinus*, *Cyprinus carpio*), além de serem espécies de elevado interesse comercial. Apenas as famílias Hemiodontidae e Chilodontidae tiveram espécies descritas nos últimos (*Hemiodus langanii* - Beltrão & Zuanon 1998; *Caenotropus schizodon* - Scharcansky & Lucena 2007) indicando que apresentam reduzido impedimento taxonômico ao conhecimento ecológico existente para os grupos.

Esta característica confere a estes grupos elevados potenciais para a utilização de dados de capturas de recursos pesqueiros em estudos ecológicos e monitoramento de recursos pesqueiros, uma vez que, na região Neotropical a maior dificuldade para a utilização de dados de desembarque de pesca e a elevada diversidade existente na maior parte dos grupos, muitas vezes críptica, que por fim torna redundante a elevada heterogeneidade de estratégias de vida e taxa que os compõem.

3.5 Conclusão

Este é o primeiro estudo a dimensionar o tamanho do impedimento taxonômico existente em estudos de ecologia de peixes da região biogeográfica mais rica em espécies nos sistemas de água doce e através de uma análise cienciométrica, concluímos que a indeterminância total existente nos estudos foi de 22,37% e que há uma tendência temporal de redução da mesma.

Também observou-se que as famílias Characidae e Loricariidae são as mais recorrentes em problemas de identificação nos estudos, assim como Heptapteridae e Cichlidae e estas são as famílias de peixes mais ricas em espécies desta região zoogeográfica. Erythrinidae e Crenuchidae não apresentam diversidade tão alta, porém têm reconhecida diversidade ainda não descrita.

As famílias Hypopomidae, Iguanodectidae, Crenuchidae, Pseudopimelodidae e Potamotrygonidae apresentam maiores frequências de incerteza taxonômica (relativa à quantidade de taxa listados) e neste nível de análise destaca-se a ordem dos Gymnotiformes que teve suas famílias mais frequentes listadas entre os grupos com maior dificuldade de identificação.

Os valores demonstrados para a indeterminância taxonômica de bacias hidrográficas e famílias de peixes permitem aos órgãos de políticas públicas ambientais, especialmente aqueles que realizam a análise de Estudo de Impacto Ambiental que envolvam levantamento e/ou monitoramento de fauna, a comparação com a incerteza existente e cuja ocorrência nas listas de espécies é inevitável em amostragens deste que é o grupo mais diverso de espécies entre os vertebrados.

REFERÊNCIAS

- Agostinho AA, Pelicice FM, Gomes LC (2008). Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian journal of biology* 68(4): 1119-1132
- Agnarsson I, Kuntner M (2007). “Taxonomy in a Changing World: Seeking Solutions for a Science in Crisis”. *Systematic Biology* 56(3): 531-539, 2007
- Bini LM, Diniz-Filho JAF, Rangel TF, Bastos RP, Pinto M (2006). Challenging Wallacean and Linnean shortfalls: knowledge gradients and conservation planning in a biodiversity hotspot. *Diversity and distributions* 12(5), 475-482
- Buckup P, Menezes, N, Ghazzi M (2007). *Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil*. Rio de Janeiro, Brazil: Museu Nacional, p.195
- Brown JH, Lomolino MV (1998). *Biogeography*. 2nd edn. Sinauer Press, Sunderland, Massachusetts
- Carvalho MR, Bockmann FA, Amorim DS, de Vivo M, de Toledo-Piza M, Menezes N et al. (2005). Revisiting the taxonomic impediment. *Science* 307(5708), 353-353
- Carvalho M, Bockmann FA, Amorim DS, Brandão CRF, Vivo, M, Figueiredo JL et al. (2007). “Taxonomic Impediment or Impediment to Taxonomy? A Commentary on Systematics and the Cybertaxonomic-automation Paradigm”. *Evolutionary Biology* 34(3): 140-143

Chambers SM, Bayless JW (1983). Systematics, conservation and the measurement of genetic diversity. Pp. 349–63 in *Genetics and conservation: a reference for managing wild animal and plant populations*, ed. C. M. Schonewald-Cox, S. M

Diniz-Filho JAF, De Marco Jr P, Hawkins BA (2010). Defying the curse of ignorance: perspectives in insect macroecology and conservation biogeography. *Insect Conservation and Diversity* 3(3): 172-179

Gaston KJ, Scoble MJ, Crook A (1995) Patterns in species description: a case study using the Geometridae (Lepidoptera). *Biological Journal of the Linnean Society*, 55: 225–237

Huber JT, Langor DW (2004). Systematics: Its role in supporting sustainable forest management. *Forestry Chronicle* 80:451–57

Kim K, Byrne L (2006). “Biodiversity Loss and the Taxonomic Bottleneck: Emerging Biodiversity Science”. *Ecological Research*, 21(6): 794-810

Langeani F, Castro RMC, Oyakawa OT, Shibatta OA, Pavanelli CS, Casatti L (2007). Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotrop.* 7(3): 181-197

La Salle J, Wheeler Q, Jackway P, Winterton S, Hobern D, Lovell D (2009). Accelerating taxonomic discovery through automated character extraction. *Zootaxa* 2217(1): 43-55

Lévêque C, Oberdorff T, Paugy D, Stiassny MLJ, Tedesco PA (2008). Global diversity of fish (Pisces) in freshwater. *Hydrobiologia* 595:545–567

Lewinsohn TM, Prado PI (2005). Quantas espécies há no Brasil? *Megadiversidade* 1: 36–42

Lomolino MV (2004) Conservation biogeography. *Frontiers of Biogeography: new directions in the geography of nature* (ed.by M.V. Lomolino and L.R. Heaney), pp. 293–296. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts

Lundberg JG, Kottelat M, Smith GR, Stiassny ML, Gill AC (2000). So many fishes, so little time: an overview of recent ichthyological discovery in continental waters. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, p.26-62

Mittermeier RA, Robles GP, Mittermeier CG (1997). Megadiversity Earth’s biologically wealthiest nations. Mexico City: CEMEX. Pp. 574

Ota RR, Message HJ, Da Graça WJ, Pavanelli CS (2015). Neotropical Siluriformes as a model for insights on determining biodiversity of animal groups. *PLoS One* 1-13

Padial J, De La Riva I (2006). “Taxonomic Inflation and the Stability of Species Lists: the Perils of Ostrich’s Behavior”. *Systematic Biology*, 55(5): 859-867

Polasky S, Camm JD, Solow AR, Csuti B, White D, Ding R (2000) Choosing reserve network with incomplete species information. *Biological Conservation* 94: 1–10

Ríos-Touma B., Ramírez A. (2019). Multiple Stressors in the Neotropical Region: Environmental Impacts in Biodiversity Hotspots. In *Multiple Stressors in River Ecosystems* Elsevier, p. 205-220

Schaefer SA (1998). Conflict and resolution: impact of new taxa on Phylogenetic studies of the Neotropical cascudinhos (Siluroidei: Loricariidae). In *Phylogeny and classification of Neotropical fishes* (L.R. Malabarba, R.E. Reis, R.P. Vari, Z.M.S. Lucena & C.A.S. Lucena, eds). Edipucrs, Porto Alegre, p. 375-400

Schlick SBC, Steiner FM, Seifert B, Stauffer C, Christian E, Crozier RH (2010). Integrative taxonomy: a multisource approach to exploring biodiversity. *Annual review of entomology*, 55: 421-438

Taylor RW (1976) Submission to the Inquiry into the Impact on the Australian Environment of the Current Woodchip Industry Program. Senate Hansard: transcripts of reports to the Australian Standing Committee on Science and Environment. Canberra

Vari RP, Malabarba LR (1998). Neotropical ichthyology: an overview. In *Phylogeny and classification of Neotropical fishes* (L.R. Malabarba, R.E. Reis, R.P. Vari, Z.M.S. Lucena & C. A. S. Lucena, eds). Edipucrs, Porto Alegre, p. 1-12

Wheeler Q, Raven P, Wilson E (2004). “Taxonomy: Impediment or Expedient?”. *Science*, 303(5656): 285

Whittaker RJ, Araújo MB, Paul J, Ladle RJ, Watson JEM, Willis KJ (2005) Conservation biogeography: assessment and prospect. *Diversity and Distributions*, 11: 3–23

Wilson E (1985). “The Biodiversity Crisis: a Challenge to Science”. *Issues in Science and Technology*, 2: 20-29

4 PADRÕES DE RARIDADE FUNCIONAL EM ASSEMBLÉIAS DE PEIXES EM DOIS SISTEMAS FLUVIAIS NEOTROPICAIS

RESUMO

O recente conceito da raridade funcional se objetiva a ilustrar as espécies e áreas de ocorrência que contribuem de forma distinta para a heterogeneidade de estratégias que determinam a diversidade funcional. Assim, esse trabalho objetiva: (1) investigar padrões de variação de raridade taxonômica e funcional das espécies de peixes em dois sistemas Neotropicais (alto rio Tocantins e alto rio Paraná e seus tributários), e (2) investigar a influência dos diferentes tipos de ambientes analisados (rio principal x tributários) na contribuição aos diferentes componentes da raridade funcional das espécies. Foi observado diferença entre os sistemas da Bacia do Paraná-Paraguai e Tocantins-Araguaia quando se trata de Distinctiveness. Estes resultados ilustram um cenário de elevada vulnerabilidade funcional. Os resultados obtidos neste estudo ilustram a importância da preservação dos ambientes de tributários pela sua relevância para a contribuição da diversidade de espécies do ponto de nível taxonômico.

Palavras-chave: peixes, água doce, raridade funcional, conservação

FUNCTIONAL RARITY STANDARDS AT FISH ASSEMBLIES IN TWO FLUVIAL SYSTEMS

SUMMARY

The recent concept of functional rarity aims to illustrate the species and areas of occurrence that distinctly contribute to the heterogeneity of strategies that determine functional diversity. Thus, this work aims to: (1) investigate patterns of variation of taxonomic and functional rarity of fish species in two Neotropical systems (upper Tocantins river and upper Paraná river and its tributaries), and (2) investigate the influence of different types of fish. analyzed environments (main river x tributaries) in the contribution to the different components of the functional rarity of the species. Differences were observed between the Paraná-Paraguay and Tocantins-Araguaia Basin systems when it comes to Distinctiveness. These results illustrate a scenario of high functional vulnerability. The results obtained in this study illustrate the importance of preserving tributary environments due to its relevance for the contribution of species diversity at the taxonomic level point.

Key words: Fish, freshwater, functional rarity, conservation

4.1 Introdução

Embora tenha tido reduzida delimitação de suas definições durante a maior parte da História, o conceito de raridade é amplamente presente em estudos de ecologia, em virtude de o objetivo final desta área de conhecimento ser a promoção da conservação das espécies, e a compreensão dos impactos antropogênicos nas comunidades biológicas. Frequentemente, estes impactos se manifestam através de erosão da biodiversidade, que pode inclusive promover a extinção, para a qual espécies raras são frequentemente mais suscetíveis.

O recente conceito da raridade funcional se objetiva a ilustrar as espécies e áreas de ocorrência que contribuem de forma distinta para a heterogeneidade de estratégias que determinam a diversidade funcional. Alguns estudos demonstrem elevada redundância funcional, o que confere aos ambientes elevada resiliência biótica provavelmente devido à reduzida perda de diversidade funcional frente à redução da riqueza de espécies (Mouillot et al., 2013), principalmente em ambientes menos ricos em espécies (Lamothe et al., 2018; Chapman et al., 2018). Porém, frequentemente é observada elevada distintividade funcional entre as espécies e áreas de ocorrência e a perda de espécies raras é relacionada à “vulnerabilidade funcional” dos ecossistemas (Mouillot et al., 2014; Liu & Wang, 2018). As espécies portanto contribuem de maneira heterogênea à diversidade funcional, sendo que as espécies raras contribuem de maneira distinta, usualmente através de funções únicas (Pool et al., 2014; Violle et al., 2017).

Nesse contexto, os objetivos deste trabalho são: (1) investigar padrões de variação de raridade taxonômica e funcional das espécies de peixes em dois sistemas Neotropicais (alto rio Tocantins e alto rio Paraná e seus tributários), e (2) investigar a influência dos diferentes tipos de ambientes analisados (rio principal x tributários) na contribuição aos diferentes componentes da raridade funcional das espécies. Para isso, utilizamos a abordagem da raridade funcional proposta por Violle et al. (2017).

4.2 Metodologia

4.2.1 Área de estudo e amostragem

No rio Tocantins, foram amostrados 17 locais distribuídos ao longo do canal principal (n = 8) e principais afluentes (n = 9) (fig. 1). Todos os afluentes eram perenes; aqueles com maior

fluxo (os rios Traíras, Cana Brava, Mucambão e Custódio) localizavam-se nos trechos médio e superior da área de estudo e além destes foram amostrados os rios Piabanha, Mutum e Mucambinho. Para o sistema hidrográfico do rio Paraná as coletas foram feitas na área da planície de inundação do alto rio Paraná, localizada a jusante da barragem de Porto Primavera. Nesse local, foram determinados 3 sítios amostrais, sendo um no rio Paraná e outros 2 em tributários (Rios Baía e Ivinhema).

A amostragem de peixes ocorreu ao longo de um ano para incluir a variação sazonal na composição dos peixes, em especial aquela ligada ao regime de cheias. Amostras foram coletadas mensalmente entre agosto de 2007 e março de 2008, nos dois sistemas. A biologia dos peixes neotropicais está intimamente associada ao regime de fluxo hidrológico natural (Winemiller, 1989; Agostinho et al., 2004; Bailly et al., 2008), especialmente porque a reprodução está sincronizada com variações sazonais no fluxo de água, um processo que afeta as atividades de alimentação e dispersão (Winemiller & Jepsen, 1998). O desenho amostral, portanto, cobriu a principal variação temporal (sazonal) que regula a dinâmica populacional, obtendo assim um levantamento mais completo da diversidade de peixes na área. Observamos que muitos estudos anteriores sobre metacomunidade (por exemplo, Brown & Swan, 2010; Thornbrugh & Gido, 2010; Villéger et al., 2012; Datry et al., 2016a, b) foram baseados em escalas de tempo restritas (por exemplo, amostras instantâneas, ou amostras tomadas ao longo de alguns meses) e que tais esquemas de amostragem podem não cobrir variações relevantes na estrutura e dinâmica da metacomunidade (Goethe et al., 2013).

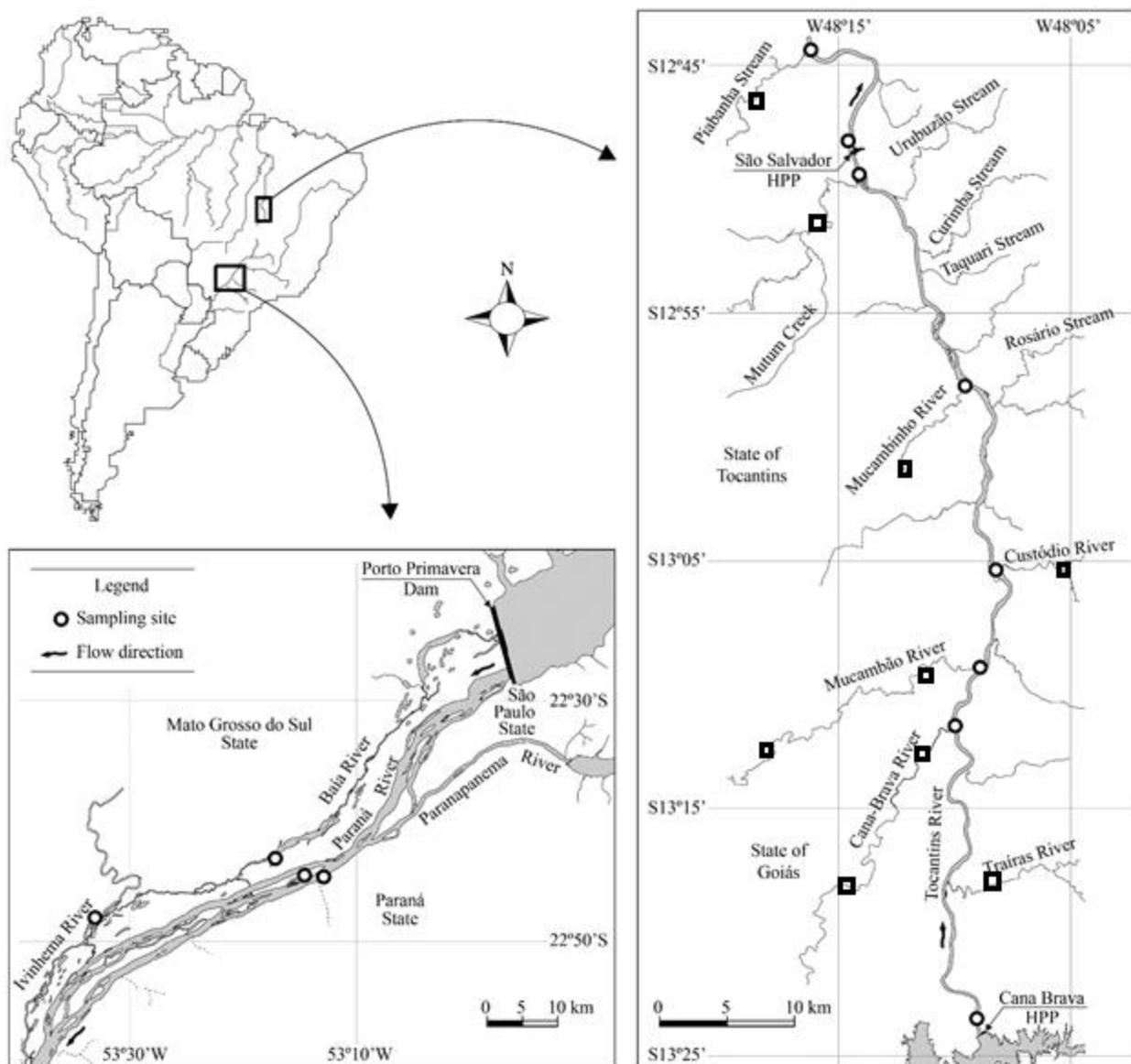


Figura 1 – Mapa dos pontos de amostragem situados na bacia do rio Paraná e rio Tocantins.

4.2.2 Coleta de dados

Os peixes foram capturados com um conjunto de 12 redes de emalhar (tamanhos de malha: 2,4, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 12, 14 e 16 cm entre nós alternados), comprimento de 20 m para o canal do rio, 10 m nos afluentes. Esses equipamentos foram operados por períodos de 24h, com três revistas diárias ou seja, 8:00, 16:00 e 22:00 horas. Embora a amostragem com rede de emalhar seja um método passivo e seletivo (Penczak et al., 1998; Medeiros et al., 2010), é capaz de fornecer descrições precisas da diversidade de peixes em grandes rios (Tejerina -Garro & de

Mérona, 2000; Oliveira et al., 2014). A eficiência das redes de emalhar é, no entanto, significativamente dependente do esforço e da variedade de tamanhos de malha usados (Argent & Kimmel, 2005). O estudo, as redes permaneceram instaladas por um período de tempo considerável e padronizado (ie, diel cycle), usando uma variedade de tamanhos de malha para amostrar a rica diversidade e espectros de tamanho típicos de peixes amazônicos (por exemplo, Pouilly et al., 2003; Torrente-Vilara et al., 2011).

Além de contemplar a variabilidade diária e sazonal, as amostragens consideraram apenas uma modalidade de biótopo (canais fluviais), minimizando possíveis vieses relacionados à eficiência da amostragem em diferentes ambientes (Oliveira et al., 2014). Espécies que podem estar sub-representadas em nossas amostras incluem peixes que preferem *habitats* profundos (por exemplo, bagres grandes) e/ou aqueles com formas particulares do corpo (por exemplo, arraia e alguns gimnotiformes).

No entanto, esse viés provavelmente teve pouca influência em nossas análises porque nossa pesquisa registrou quase todas as espécies conhecidas na região. Por exemplo, recuperamos 80% de todas as espécies registradas na área estudada por avaliações anteriores (CS Agostinho, dados não publicados), que empregaram uma variedade de equipamentos (ou seja, redes de emalhar, redes de arraste e equipamentos de pesca elétrica) em diferentes ambientes (ie, canais, praias e riachos). Para o rio Paraná a diversidade observada corresponde a 42,18% da diversidade total observada (Ota et al. 2018), devido ao recorte temporal e espacial das amostragens no contexto geral do alto rio Paraná.

Todos os indivíduos capturados foram levados ao laboratório, identificados, medidos (comprimento padrão, cm), pesados (g) e eviscerados; os estômagos foram preservados em formalina a 4% para análise da dieta. Espécimes voucher foram depositados na coleção de peixes do Laboratório de Ictiologia Sistemática da Universidade Federal do Tocantins, Porto Nacional, Brasil.

4.2.3 Caracterização funcional

Os padrões funcionais são sensíveis à diversidade das características escolhidas (Rosenfeld, 2002; Petchey & Gaston, 2006), porque determinam o número de combinações possíveis nas assembleias locais. Considerando esse aspecto, adaptamos as metodologias de Hoeninghaus et al.(2007), Pool et al. (2010), Villéger et al. (2010), Cunico et al. (2011), Teresa &

Casatti (2012) e Oliveira et al (2018) para determinar o conjunto de características funcionais. A partir das listas de espécies taxonômicas ($S = 170$ espécies no rio Tocantins e $S=90$ no rio Paraná), foi construída uma matriz de características funcionais (espécies \times traits) pela categorização de cada espécie em relação ao tamanho corporal, posição da boca, alimentação, reprodução e preferência por *habitat* (Tabela S1). Estas características resumem aspectos gerais do funcionamento das espécies e estratégias de história de vida e determinam grandemente a resposta das espécies à variação de *habitat* e gradientes ambientais (por exemplo, Teresa & Casatti, 2012; Teresa, Casatti & Cianciaruso, 2015). Além do que, o número de características aqui analisadas (cinco características funcionais com 19 estados de características) é semelhante e comparável a estudos anteriores que investigaram assembléias de peixes, um número que permite uma ampla combinação de estados de características entre espécies.

O tamanho corporal corresponde ao comprimento máximo dos indivíduos capturados. A posição da boca (Superior, Terminal, Subterminal, Inferior e Muito inferior) foi aferida através da análise de exemplares das coleções ictiológicas NUP e UFT. Em relação ao comportamento alimentar, utilizou-se a composição da dieta para atribuir espécies a cinco estados de características distintos: detritívoros, herbívoros, invertívoros, piscívoros e onívoros. Os estômagos foram analisados sob microscopia estereoscópica e o conteúdo foi identificado ao menor nível taxonômico. Para cada recurso alimentar, o volume (mL) foi medido usando cilindros graduados. Os recursos consumidos foram então agrupados em classes: peixes, invertebrados, plantas e detritos / sedimento, calculando o volume percentual de cada classe na dieta. Para espécies sem estômago amostrado, consultou-se informações em Fishbase (www.fishbase.org) e na literatura (Mérona et al., 2001; Melo et al., 2004; Mérona & Rankin-de-Mérona, 2004; Pereira et al., 2007) e, em última análise, consideramos a dieta de espécies congênicas. Para atribuir espécies a categorias tróficas, consideramos a predominância de classes de recursos na dieta ($> 50\%$).

Em relação ao comportamento reprodutivo, as espécies foram classificadas com base no comportamento migratório (migrador ou sedentário), o modo de fecundação (externa e interna), presença de cuidado parental, seguindo Neuberger et al. (2009) e Oliveira et al. (2018). Finalmente, as espécies foram classificadas de acordo com a preferência de *habitat*: pelágico (associado à coluna de água) bentopelágico (espécies que transitam entre o ambiente bentônico e

pelágico, por vezes associados a estruturas do ambiente aquático) e demersal (espécie que habita exclusivamente o fundo dos rios).

4.2.4 Análises dos dados

Usamos um framework unificado para investigar padrões de raridade taxonômica e funcional entre os ambientes de rio e tributários e a contribuição dos componentes na determinação da raridade funcional das espécies (Violle et al., 2017; Grenié et al., 2017). Nesse contexto, os componentes da raridade funcional são calculados a partir de uma planilha de composição taxonômica para cada região amostrada e a matriz de distância calculada a partir da composição de traits das espécies.

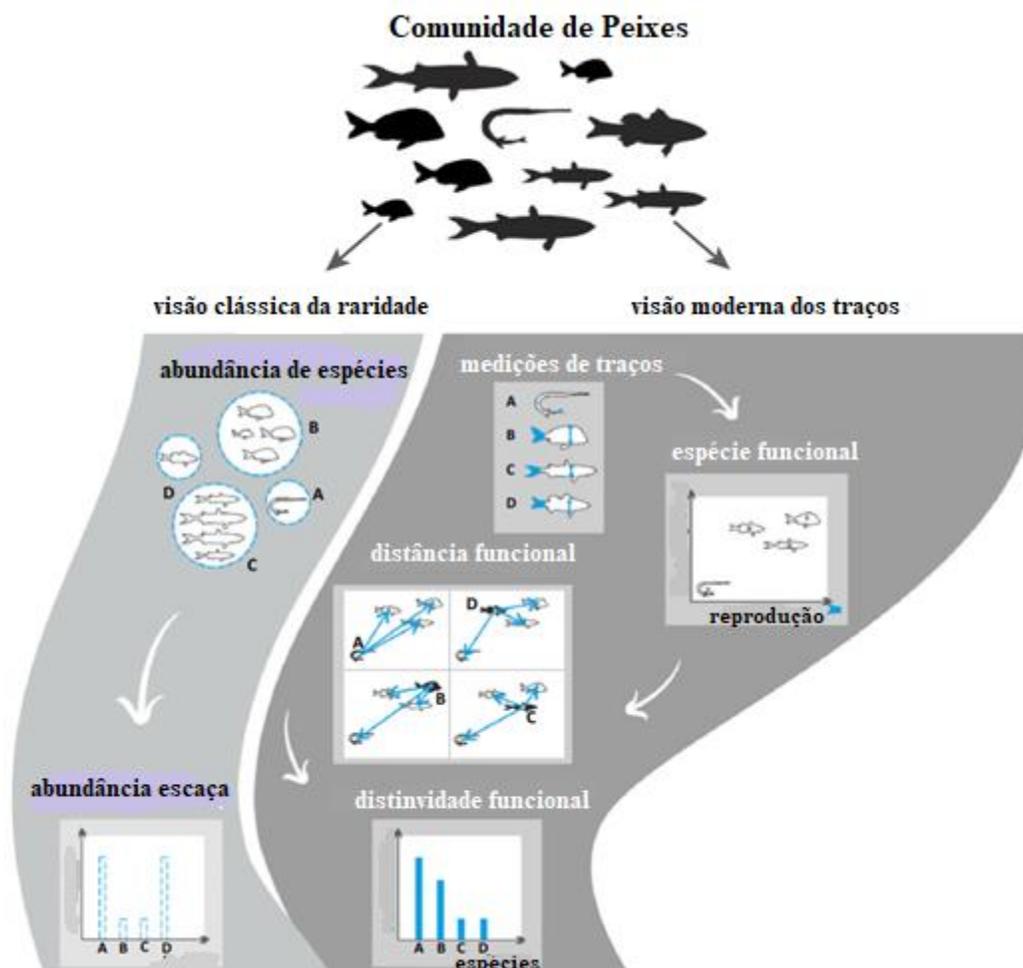


Figura 2 – Modelo explicativo da abordagem de raridade funcional proposta por Violle et al. (2017).

Através desta metodologia são gerados índices de raridade taxonômica (scarcity) e distinctiveness funcional das espécies, e estes são combinados para análise da raridade funcional das espécies, sendo esta portanto definida da seguinte forma:

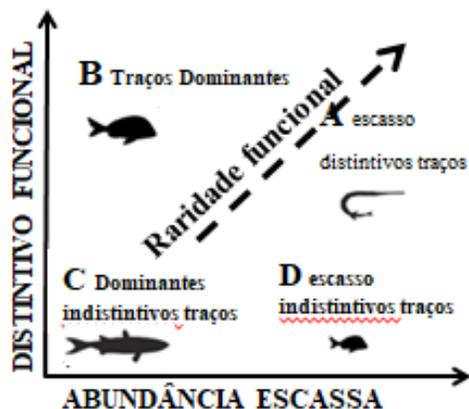


Figura 3 – A raridade funcional das espécies definida em função dos componentes de scarcity (taxonômico) e distinctiveness (funcional) das espécies

A raridade taxonômica (scarcity) é baseada nas definições de Rabinowitz (1981) e utiliza como entrada dados de abundância e ocorrência das espécies, nos diferentes sítios de amostragem.

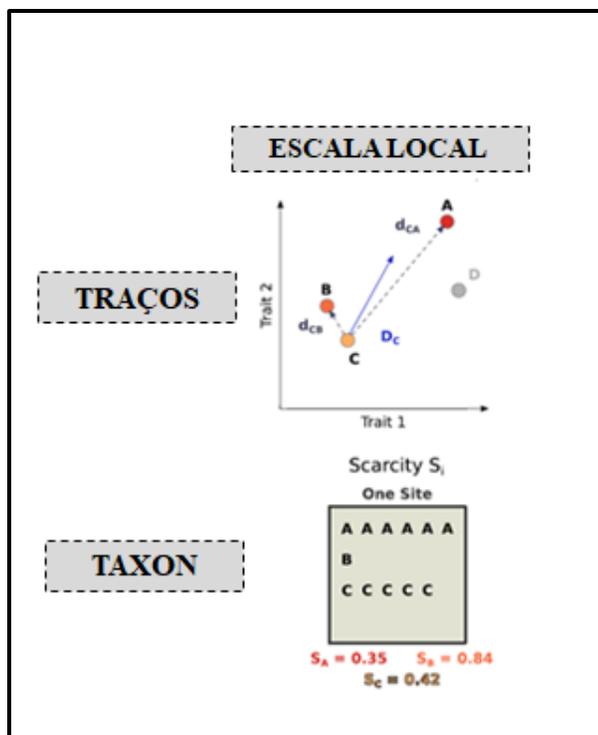


Figura 4 – Índices de Distinctiveness e Scarcity calculados a partir de dados de abundância e ocorrência das espécies, e da distância funcional das espécies nos diferentes sítios amostrais (Grenié et al. 2017).

Na perspectiva funcional, o índice de Distinctiveness combina os valores de abundância das espécies e a distância funcional entre as espécies no espaço multifuncional de seus múltiplos traits, utilizando como medida de associação a distância de Gower, devido à maior confiabilidade desta no conjunto de dados de natureza contínua e categórica. É gerado portanto, um valor de Distinctiveness para cada espécie baseada na distância funcional das outras espécies e a sua abundância, uma vez que a espécie é ainda mais distinta caso seus traços sejam mais distintos daqueles das espécies mais abundantes:

$$D_i = \frac{\sum_{j=1}^N d_{ij} \times A_{bj}}{\sum_{j=1}^N A_{bj}}$$

Para cada região de amostragem (rios Paraná e Tocantins), esta abordagem foi utilizada para investigar (1) quais as espécies mais abundantes nos conjuntos amostrais e como estas se comportam em relação à Distinctiveness média das assembleias de peixes. (2) identificar as espécies mais raras funcionalmente, e avaliar a distinctiveness média destas em relação à média geral das assembleias (3) avaliar se há relação entre os componentes da raridade funcional (Distinctiveness ~ scarcity), nos diferentes ambientes analisados (rios principais e tributários). (4) ilustrar as diferenças dos índices de raridade taxonômica e funcional entre os diferentes ambientes analisados.

Foi gerada uma regressão linear entre a Distinctiveness de cada espécie em cada um dos pontos amostrais das diferentes regiões amostradas e os índices de Scarcity destas espécies em cada ponto amostral e a posição de cada espécie (posicionada em relação à média de Distinctiveness em cada ponto) em relação ao modelo gerado foi utilizada para determinação das espécies mais ou menos raras funcionalmente, gerando os resultados esperados para (1) e (2).

Partindo das mesmas planilhas de Scarcity e Distinctiveness com índices gerados para cada espécie e cada ponto, foi gerado um modelo de regressão linear para cada ambiente (rio e tributário) e para o conjunto total de dados das diferentes regiões de amostragem. A análise de variância (PERMANOVA) entre os modelos gerados foi utilizada para a comparação dos índices totais de distinctiveness e scarcity entre os diferentes ambientes, e entre estes e o conjunto total de dados.

Por fim, utilizamos uma análise canônica de coordenadas principais (CAP) (Anderson et al. 2003) para investigar a contribuição dos diferentes traços funcionais na determinação da raridade das espécies. Para isto, definimos como raras as espécies que compõem o 10% mais raro funcionalmente entre os diferentes conjuntos de espécies. Posteriormente, a variação total existente nos dois primeiros eixos da variação total da distribuição da raridade das espécies foi relacionada à matriz de dados funcionais das espécies, o que gerou os valores de autovetores para a contribuição de cada um dos traits utilizados na determinação da raridade funcional das espécies.

4.3 Resultados

4.3.1 Índices locais de raridade para o sistema hidrográfico do rio Tocantins

Foi observada variação dos índices de *scarcity*, principalmente nos pontos de tributários do rio Tocantins (Figura 5a, pontos 1 a 8, rio principal, 9 a 17 ambientes de tributários). Nestes pontos, as assembléias de espécies apresentam uma maior participação das espécies relativamente escassas (Figura 6), o que ocasiona uma redução na média dos índices de escassez (média de 0.7275 nos ambientes de rio principal e 0.6889 nos tributários do rio Tocantins) Nestes ambientes, os índices de escassez das espécies foi sensivelmente menor, ($t=1.9812$, $p=0.02391$).

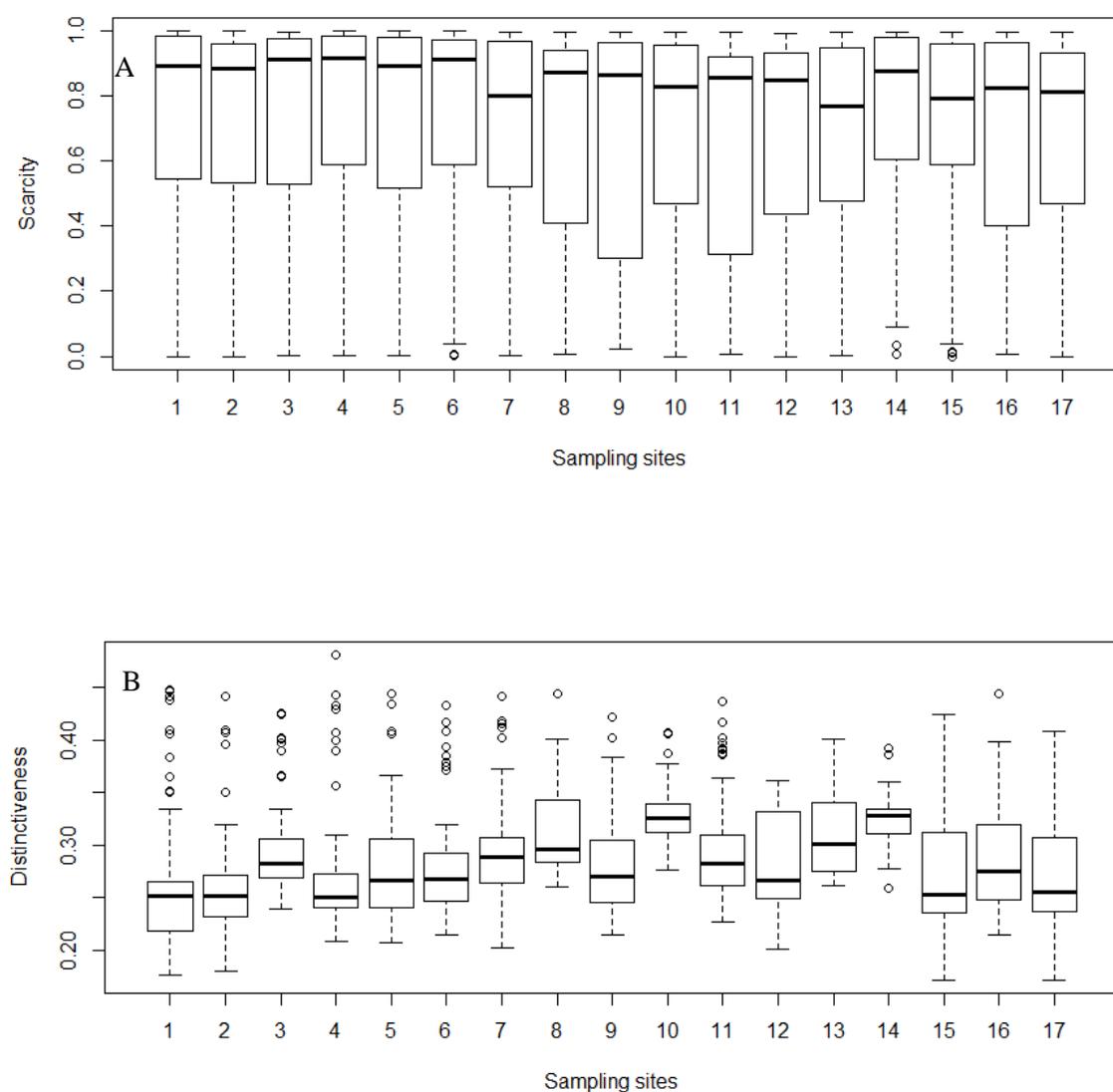


Figura 5 – Boxplot dos valores de índices de *scarcity* (A) e *distinctiveness* (B) calculados para os ambientes de rio principal (sítios 1 a 8) e tributários (sítios 9 a 17).

Houve maior variação no componente *distinctiveness*, especialmente para as espécies que ocuparam os ambientes de tributários, em média (0,2943) superior aos índices observados pelas espécies que ocupam os ambientes de rio principal (média 0,2823) (Figura 5b, pontos 1 a 8), sendo esta diferença significativa ($t=-3.5614$, $p=0.0001$) e provavelmente relacionada a maior especificidade das espécies que ocupam os ambientes de tributários à maior heterogeneidade ambiental proporcionada por estes ambientes.

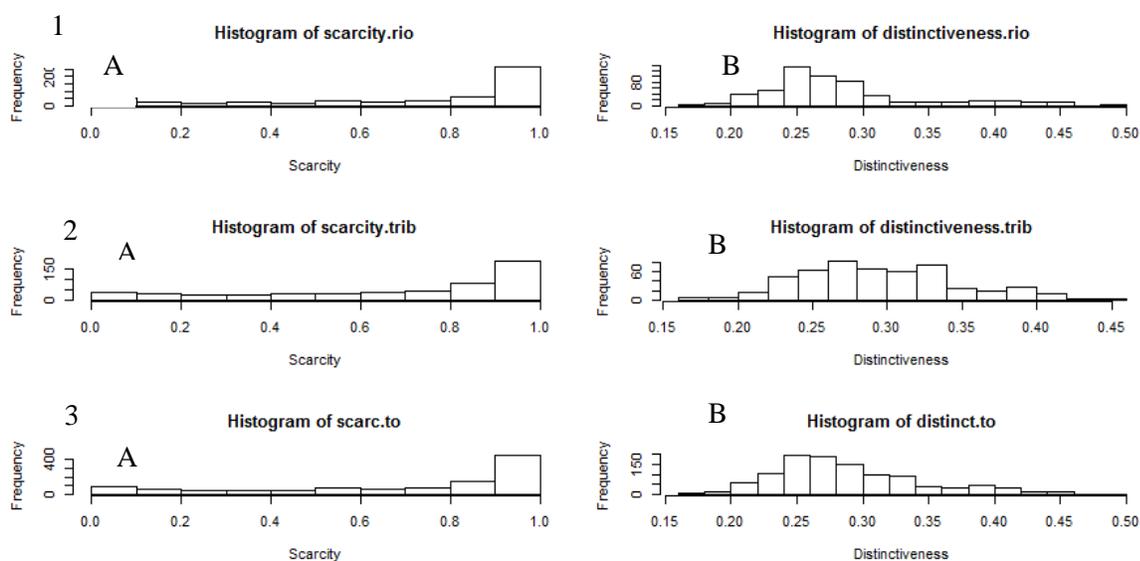


Figura 6 – Histograma de frequência dos valores de scarcity (A) e distinctiveness (B) calculados para os ambientes de rio principal (1), tributários (2) e no contexto geral da bacia hidrográfica (3).

No contexto geral do sistema hidrográfico do rio Tocantins, observa-se que a predominância de espécies com escassez elevada (espécies raras taxonomicamente), conforme esperado pela variação natural da distribuição de abundâncias das espécies, não necessariamente está relacionada a maiores valores de distinctiveness (Tabela 5), sendo este observado mais intensamente apenas nos ambientes de tributários do rio Tocantins, que tiveram distinctiveness média significativamente superior aos do rio principal.

Tabela 5- estatística descritiva e resultados da regressão linear entre os componentes da raridade funcional para os ambientes do sistema hidrográfico do rio Tocantins.

	Média	SD	Intercepto	β	p
Distinctiveness – Rio Principal	0,2836	0,0573			
Scarcity – Rio Principal	0,7275	0,3199			
Distinctiveness ~Scarcity – Rio Principal			0,2809	0,0019	0,7993
Distinctiveness - Tributários	0,2955	0,0530			
Scarcity - Tributários	0,6889	0,3140			
Distinctiveness~Scarcity - Tributários			0,2927	0,0023	0,7526
Distinctiveness – Total	0,2899	0,0556			
Scarcity - Total	0,7061	0,3175			
Distinctiveness~Scarcity - Total			0,2874	0,0009	0,8553

Entre as 10 espécies mais abundantes no sistema hidrográfico do alto rio Tocantins (*B.cuvieri*, *H.armatus*, *O. niger*, *P.brachypomus*, *H. unimaculatus*, *P. squamosissimus*, *A. robertsi*, *P. nigricans*, *B. gouldingi*, e *Z. zungaro*), apenas *B.gouldingi*, *P.brachypomus* e *O.niger* tem *distinctiveness* média nos pontos de amostragem maior que a média geral das espécies, indicando que as mesmas são abundantes porém apresentam especialização à utilização destes ambientes.

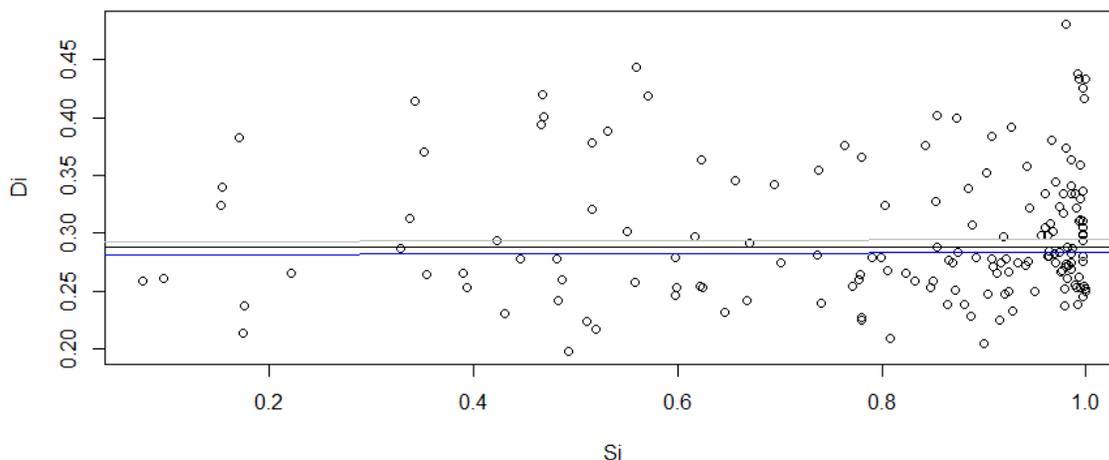


Figura 7 – Relação entre os componentes da raridade funcional (x = média de scarcity (Si), y =média de distinctiveness (Di)) das 170 espécies registradas em 17 pontos amostrais na bacia do rio Paraná. Linhas representam a regressão entre todos os índices de distinctiveness e scarcity calculados para as espécies em todos os pontos de amostragem nos ambientes de rio principal (azul), tributários (cinza) e total (preto)

Entre as espécies mais raras funcionalmente, destacam-se *Moenkhausia* spA, *M.hysterosticta* e *Jupiaba* spA, que provavelmente são exemplos de pseudoraridade, ocasionada devido ao impedimento taxonômico existente para a família Characidae. *Peckoltia vittata*, apresentou *distinctiveness* média de 0,4334, e foi a quarta espécie mais rara funcionalmente no sistema hidrográfico do rio Tocantins, seguida de *Bryconops tocantinensis* (descrita em 2016) (*distinctiveness* média 0.2537212, *scarcity* média 0.99867277) *Hypoptopoma* spA (*distinctiveness* média 0.4170, *scarcity* média 0.99803891) *Tetragonopterus chalceus*, provavelmente outro caso de pseudo raridade inflado pela existência de outros taxons do gênero *Tetragonopterus* com dificuldade de identificação (*distinctiveness* média 0.2537245 e *scarcity* média 0.99796982) e *Porotergus* sp (*distinctiveness* 0.4451720 *scarcity* média 0.99753516).

Fica evidente portando que os diferentes critérios de raridade taxonômica e funcional muitas vezes divergem em relação a excepcionalidade das espécies, uma vez que nem sempre a *scarcity* de um taxon é associada e elevada *distinctiveness* funcional apresentada pelo mesmo.

Nenhuma das espécies listadas entre as mais raras funcionalmente neste estudo são protegidas por algum tipo de restrição no desembarque pesqueiro.

A análise de ordenação da variação de raridade funcional das espécies em função dos traits revelou que para o sistema hídrico do rio Tocantins, os traços mais relacionados à ocorrência da raridade das espécies foram a herbivoria e a fecundação interna (Tabela 6), seguidas das espécies que apresentam algum tipo de cuidado parental e espécies invertívoras (Figura 8).

Tabela 6. Autovetores canônicos entre as variáveis (características funcionais) e os dois primeiros eixos da Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP), para as espécies do rio Tocantins (Tocantins).

Variáveis	Tocantins CAP1	Tocantins CAP2
Lt	0,317	0,494
Herb	-0,010	0,000
Pisc	0,328	0,322
Invert	-0,173	-0,343
Omni	0,079	-0,146
Detrit	-0,210	0,182
FI	-0,055	-0,036
CC	-0,450	0,204
MLD	0,198	0,253
NMLD	0,223	-0,550
Mouth	0,506	-0,215
<i>Habitat</i>	0,334	-0,087
RAR	-0,222	-0,129

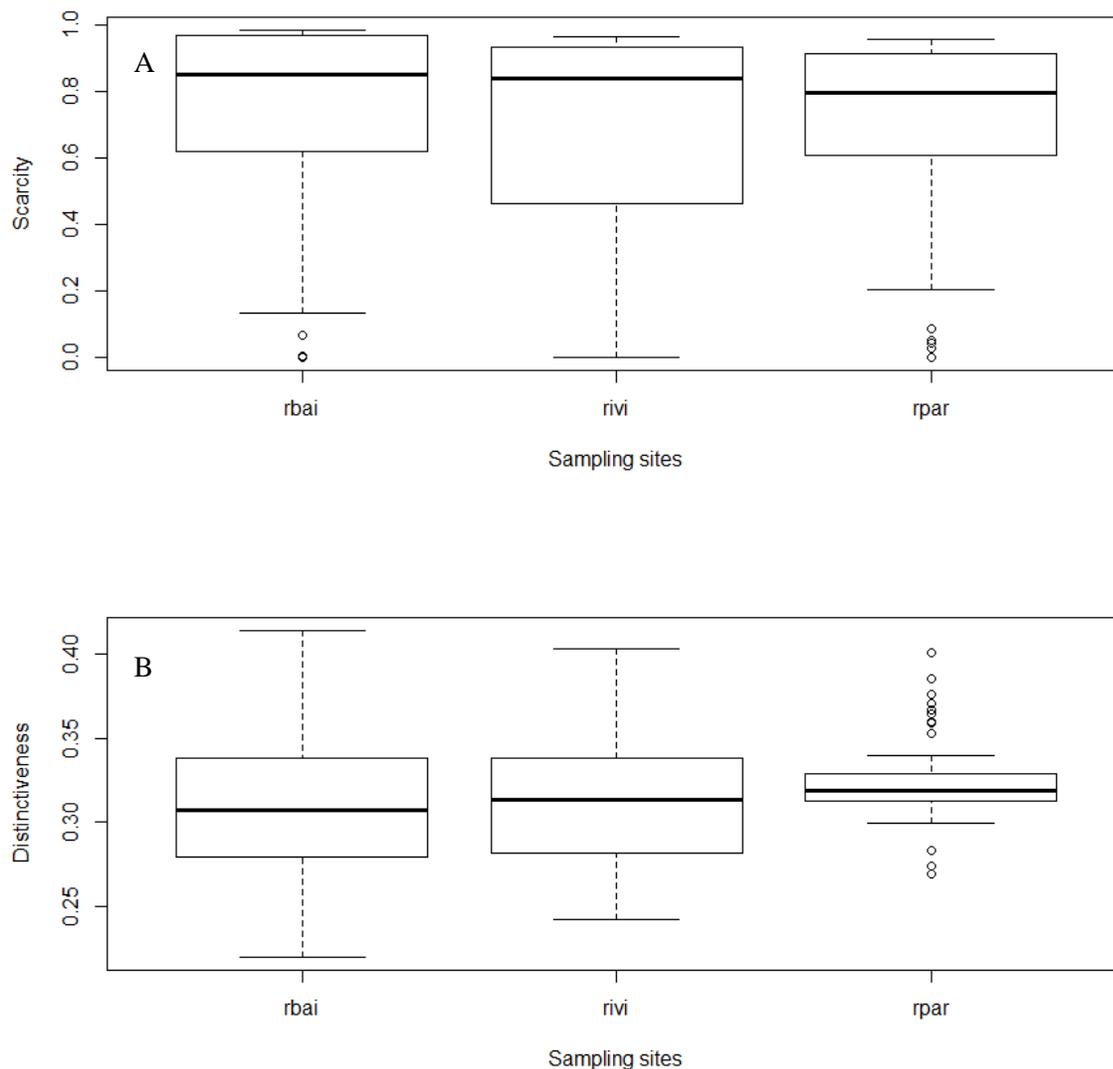


Figura 9 – Boxplot dos valores de índices de scarcity (A) e distinctiveness (B) calculados para os ambientes de tributários (sítios 1 e 2) e rio Paraná (sítio 3).

Ainda mais intensamente do que em relação ao componente taxonômico da raridade, a variância da distinctiveness das espécies que ocuparam os ambientes de tributários foi em média (0,3109), inferior aos índices observados pelas espécies que ocupam os ambientes de rio principal (média 0,3243) (Figura Xb, ponto 3), sendo esta diferença significativa ($t = 2.6601$, $p=0.0043$). A elevada presença de espécies taxonomicamente raras nos tributários do rio Paraná não significa aumento na distinctiveness funcional de suas espécies, provavelmente relacionado à redundância funcional de espécies que ocupam estes ambientes.

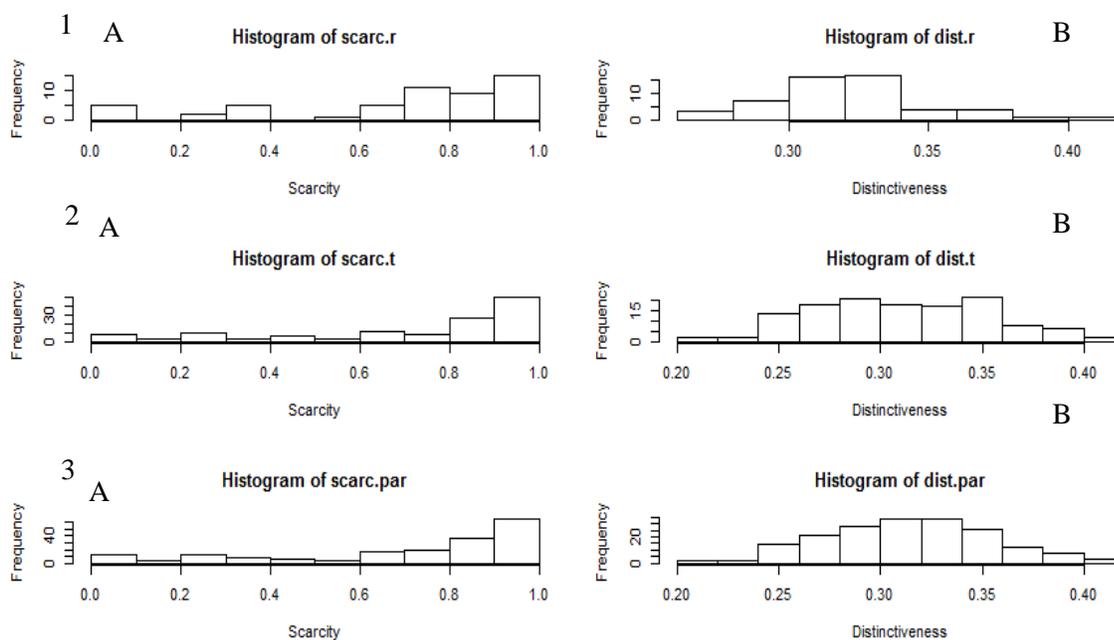


Figura 10 – Histograma de frequência dos valores de scarcity (A) e distinctiveness (B) calculados para os ambientes de rio principal (1), tributários (2) e no contexto geral da bacia hidrográfica (3).

Entre as espécies menos raras funcionalmente registradas no sistema hídrico do alto rio Paraná (*P. lineatus*, *T. paraguayensis*, *L. friderici*, *S. marginatus*, *S. borelli*, *L. platymetopon*, *A. osteomystax*, *P. galeatus*, *A. affinis* e *P. squamosissimus*), apenas *S. marginatus*, *S. borelli* e *A. affinis* apresentarem distinctiveness média inferior à média da assembléia de peixes amostrada. Esse resultado indica um elevado nível de especialização nas espécies que ocupam os ambientes do sistema hídrico do rio Paraná, em especial daquelas mais abundantes que têm seus sucessos de ocupação e por vezes invasão relacionados a adaptações apresentadas pelas espécies.

Tabela 7- Estatística descritiva e resultados da regressão linear entre os componentes da raridade funcional para os ambientes do sistema hidrográfico do rio Paraná.

Rio Paraná	Média	SD	Intercept	β	p
Distinctiveness – Rio Principal	0,3243	0,0260			
Scarcity – Rio Principal	0,6911	0,2935			
Distinctiveness ~Scarcity – Rio Principal			0,3316	-0.0103	0.4047
Distinctiveness - Tributários	0,3109	0,0407			
Scarcity - Tributários	0,7185	0,2964			
Distinctiveness~Scarcity - Tributários			0,3237	-0,0178	0,1406
Distinctiveness – Total	0,3148	0,0375			
Scarcity - Total	0,7106	0,2950			
Distinctiveness~Scarcity - Total			0,32661	-0.0166	0,0784

Os taxons mais raros funcionalmente registrados neste estudo foram *P.amandae*, *M.bonita*, *M. parananus*, *O. eigenmani*, *P.cf.falkneri*, *A.pantaneiro*, *G.inaequilabiatus*, *H.unitaeniatus*, *Hypostomus spp*, *C.jenynsi*, *P.ornatus*, *S.macrurus*, *G.pantaneiroe* *Hoplias* sp3. Dentre estes, apenas *M.parananus*, *O.eigenmani*, *P.amandae*, *A.pantaneiro*, *G. pantaneiro* e *P.cf.falkneri* apresentam distinctiveness superior à média das espécies amostradas, indicando elevada influência da escassez destes táxons (scarcity) na determinação da raridade funcional das espécies do alto rio Paraná. Nesse sentido, destacam-se as espécies *M.parananus*, *O.eigenmani*, *P.amandae*, *P.cf.falkneri*, por suas elevadas distinctiveness e scarcity que indicam espécies especialistas mais suscetíveis a eventos de extinção de populações.

A maior distinctiveness funcional foi observada para a espécie *T.paraguayensis*, em função de sua elevada especialização de traços de dieta, reprodução e morfologia e esta foi a segunda mais abundante na região do estudo atrás apenas de *P.lineatus*.

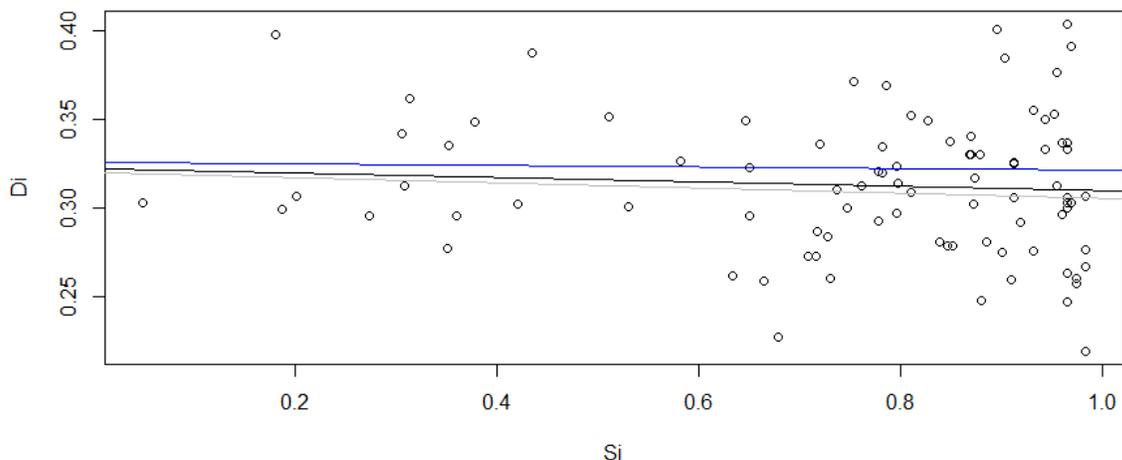


Figura 11 – Relação entre os componentes da raridade funcional (x = média de scarcity, y =média de distinctiveness) das 89 espécies registradas em 3 pontos amostrais na bacia do rio Paraná. Linhas representam a regressão entre todos os índices de distinctiveness e scarcity calculados para as espécies em todos os pontos de amostragem nos ambientes de rio principal (azul), tributários (cinza) e total (preto)

Fica evidente portanto que os maiores valores dos índices de escassez dos táxons amostrados no sistema hídrico do rio Paraná não foram acompanhados em sua maioria de elevada distinctiveness funcional. Ao contrário, a situação observada para a ictiofauna desta região foi de elevada redundância funcional das espécies raras e, surpreendentemente, reduzida escassez de táxons com níveis de adaptação e distinctiveness funcional em relação a outras espécies da assembléia de peixes analisada.

Algumas destas espécies, com elevada abundância e distribuição nos pontos amostrados são invasoras, por vezes exóticas, e indicam uma alteração da ictiofauna da região do rio Paraná, provavelmente relacionada à diminuição da captura de espécies raras/especialistas e aumento da ocorrência de espécies que apresentam adaptações que as conferem vantagem em ambientes com algum nível de impacto antropogênico.

Para o sistema hídrico do rio Paraná, a análise de ordenação da variação de raridade funcional das espécies em função dos traits revelou que, neste sistema hídrico, assim como observado para o rio Tocantins, o traço mais relacionado à ocorrência da raridade das espécies

foi e a fecundação interna, seguidas das espécies que apresentam piscívora algum tipo de cuidado parental e espécies invertívoras.

Tabela 8. Autovetores canônicos entre as variáveis (características funcionais) e os dois primeiros eixos da Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP), para as espécies do rio Paraná.

Variáveis	Paraná CAP1	Paraná CAP2
Lt	-0,433	-0,378
Herb	-0,281	0,084
Pisc	0,100	-0,120
Invert	0,320	0,085
Omni	-0,187	0,140
Detrit	-0,024	-0,107
FI	0,132	-0,160
CC	0,182	-0,578
MLD	-0,450	0,050
NMLD	0,276	0,548
Mouth	-0,231	0,316
<i>Habitat</i>	-0,219	0,176
RAR	0,394	-0,058

As espécies migradoras, assim como observado para o rio Tocantins, estiveram negativamente associadas à raridade funcional (Figura 12). Outros traços não tiveram associação tão determinante à definição de raridade funcional das espécies.

principal do rio Paraná, no qual a presença de área protegida (APA Ilhas e Várzeas do rio Paraná) pode colaborar para a elevada diversidade.

De modo oposto, a análise da variação dos índices de distinctiveness funcional entre os ambientes revelou elevada contribuição dos tributários na funcionalidade do sistema hidrográfico do rio Tocantins, aonde os mesmos apresentaram maiores distâncias médias entre as espécies, indicando especialização à utilização destes ambientes. Enquanto no sistema hidrográfico do rio Paraná, a menor riqueza e escassez taxonômica nos tributários também foi acompanhada de menores valores de distinctiveness média das espécies, indicando redundância funcional das espécies que ocupam os ambientes de tributários nesta região hidrográfica.

A maior redundância funcional observada nos ambiente de tributários do rio Paraná , assim como observado para ambientes menos diversos de peixes (Lamothe et al., 2018) indica que espécies comuns também contribuem de maneira determinante para o componente distinctiveness da FD, por vezes apresentando dissimilaridade de seus traços funcionais tão importante quando as espécies raras (Chapman et al., 2018).

Este fenômeno também pode estar relacionada à homogeneização biótica, uma vez que parte importante da abundância das espécies que ocorrem nestes ambientes está relacionada a espécies invasoras, por vezes especialistas que obtiveram elevado sucesso de ocupação relacionado à eficiência de suas estratégias de vida com a instalação de barramentos (Agostinho et al., 2008; Tonella et al., 2018).

A análise da contribuição dos traços funcionais revelou elevada importância da estratégia de Fecundação Interna na determinação da raridade das espécies e uma relação negativa desta com a raridade funcional, reforçando a necessidade de separação desta estratégia de vida em análises desta sorte em função do uso diferencial de território que as mesmas desempenham, que em geral envolvem maiores áreas de vida (Liu et al. 2018).

No sistema hidrográfico do rio Tocantins, os tributários ricos em espécies apresentaram Distinctiveness média superior à média total da região e ao observado para o canal principal do rio. Estes resultados ilustram um cenário de elevada vulnerabilidade funcional (Mouillot et al. 2014), no qual as espécies mais raras contribuem de maneira mais intensa para o componente Distinctiveness da diversidade funcional, assim como observado para peixes de recife e ambientes de estuários (Grenié et al., 2018; da Silva & Fabr e, 2019) nos quais a contribuição das espécies raras é fundamental na determinação da elevada diversidade funcional.

Fica evidente, portanto, que há elevada distinctiveness entre as espécies que ocupam os ambientes neotropicais, e que esta dissimilaridade de suas estratégias somente está relacionada à abundância das espécies em ambientes com maior diversidade taxonômica. Os resultados obtidos neste estudo ilustram a importância da preservação dos ambientes de tributários pela sua relevância para a contribuição da diversidade de espécies do ponto de nível taxonômico, conforme observado no sistema hídrico do rio Paraná, e principalmente para a manutenção da FD dos ambientes mais ricos em espécies, especialmente os tributários do rio Tocantins.

REFERÊNCIAS

Agostinho A.A., Gomes L.C., Veríssimo S. & Okada E.K. (2004) Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, **14**, 11–19.

Agostinho A.A., Pelicice F.M. & Gomes L.C. (2008). Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian journal of biology*, **68**(4), 1119-1132.

Argent D.G. & Kimmel W.G. (2005). Efficiency and selectivity of gill nets for assessing fish community composition of large rivers. *North American Journal of Fisheries Management*, **25**, 1315–1320.

Bailly D., Agostinho A.A. & Suzuki H.I. (2008). Influence of the flood regime on the reproduction of fish species with different reproductive strategies in the Cuiabá River upper Pantanal. *Brazil River Research and Applications*, **24**, 1218–1229.

Brown B.L. & Swan C.M. (2010) Dendritic network structure constrains metacommunity properties in riverine ecosystems. *Journal of Animal Ecology*, **79**, 571–580.

Chapman A.S., Tunnicliffe V. & Bates A.E. (2018). Both rare and common species make unique contributions to functional diversity in an ecosystem unaffected by human activities. *Diversity and Distributions*, **24**(5), 568-578.

Cunico A.M., Allan J.D. & Agostinho A.A. (2011). Functional convergence of fish assemblages in urban streams of Brazil and the United States. *Ecological Indicators*, **11**, 1354–1359.

Datry T., Melo A.S., Moya N., Zunieta J., La Barra E. & Oberdorff T. (2016a) Metacommunity patterns across three Neotropical catchments with varying environmental harshness. *Freshwater Biology*, **61**, 277–292.

- Datry T., Moya N., Zunieta J. & Oberdorff T. (2016b). Determinants of local and regional communities in intermittent and perennial headwaters of the Bolivian Amazon. *Fresh-water Biology*, **61**, 1335–1349.
- Goethe E., Angeler D.G. & Sandin L. (2013) Metacommunity structure in a small boreal stream network. *Journal of Animal Ecology*, **82**, 449–458.
- Grenié, M., Mouillot, D., Villéger, S., Denelle, P., Tucker, C. M., Munoz, F. & Violle, C. (2018). Functional rarity of coral reef fishes at the global scale: Hotspots and challenges for conservation. *Biological Conservation*, **226**, 288-299.
- Grenié, M., Denelle, P., Tucker, C.M., Munoz, F. & Violle, C. (2017). funrar: An R package to characterize functional rarity. *Diversity and Distributions*, **23**(12), 1365-1371.
- Hoeninghaus D.J., Winemiller K.O. & Birnbaum J.S. (2007). Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic vs. functional groups. *Journal of Biogeography*, **34**, 324–338.
- Lamothe K.A., Alofs K.M., Jackson D.A. & Somers K.M. (2018). Functional diversity and redundancy of freshwater fish communities across biogeographic and environmental gradients. *Diversity and Distributions*, **24**(11), 1612-1626.
- Liu X. & Wang H. (2018). Effects of loss of lateral hydrological connectivity on fish functional diversity. *Conservation biology*, **32**(6), 1336-1345.
- Medeiros E.S.F., Silva M.J., Figueiredo B.R.S., Ramos T.P.A. & Ramos R.T.C. (2010). Effects of fishing technique on assessing species composition in aquatic systems in semi-arid Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, **70**, 255–262.
- Melo C.E., Machado F.A. & Pinto-Silva V. (2004) Feeding habits of fish from a stream in the savanna of Central Brazil, Araguaia Basin. *Neotropical Ichthyology*, **2**, 37–44.
- Mérona B., Santos G.M. & Almeida R.G. (2001). Short term effects of Tucuruí Dam (Amazonia, Brazil) on the trophic organization of fish communities. *Environmental Biology of Fishes*, **60**, 375–392.
- Mérona B. & Rankin-de-Mérona J. (2004). Food resource partitioning in a fish community of the Central Amazon floodplain. *Neotropical Ichthyology*, **2**, 75–84.
- Mouillot D., Graham N.A., Villéger S., Mason N.W. & Bellwood D.R. (2013). A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in ecology & evolution*, **28**(3), 167-177.
- Mouillot D., Villéger S., Parravicini V., Kulbicki M., Arias-González J.E., Bender M. & Bellwood D.R. (2014). Functional over-redundancy and high functional vulnerability in global fish faunas on tropical reefs. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **111** (38), 13757-13762.

- Neuberger A.L., Marques E.E., Agostinho C.S. & Pelicice F.M. (2009) Variações espaciais na atividade reprodutiva de peixes na área de influência do reservatório de Peixe Angical. In: Reservatório de Peixe Angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna (Eds C.S. Agostinho, F.M. Pelicice & E.E. Marques), pp. 59–68. RiMa Editora, São Carlos.
- Oliveira A.G., Baumgartner M.T., Gomes L.C., Dias R.M. & Agostinho, A.A. (2018). Long-term effects of flow regulation by dams simplify fish functional diversity. *Freshwater biology*, **63**(3), 293-305.
- Oliveira A.G., Gomes L.C., Latini J.D. & Agostinho A.A. (2014). Implications of using a variety of fishing strategies and sampling techniques across different biotopes to determine fish species composition and diversity. *Natureza & Conservação*, **12**, 112–117.
- Ota R.R., Message H.J., Da Graça W.J., Pavanelli C.S. (2015). Neotropical Siluriformes as a model for insights on determining biodiversity of animal groups. *PLoS One*, 1-13.
- Pereira P.R., Agostinho C.S., Oliveira R.J. & Marques E.E. (2007). Trophic guilds of fishes in sandbank habitats of a Neotropical river. *Neotropical Ichthyology*, **5**, 399–404.
- Petchey O.L. & Gaston K.J. (2006). Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters*, **9**, 741–758.
- Pool T.K., Olden J.D., Whittier J.B. & Paukert C.B. (2010). Environmental drivers of fish functional diversity and composition in the Lower Colorado River Basin. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **67**, 1791–1807.
- Pouilly M., Lino F., Bretenoux J.G. & Rosales C. (2003). Dietary–morphological relationships in a fish assemblage of the Bolivian Amazonian floodplain. *Journal of Fish Biology*, **62**, 1137–1158.
- Rabinowitz D. (1981). Seven forms of rarity. In H. Synge, editor. *The biological aspects of rare plant conservation*. Wiley, New York, p. 205-217.
- da Silva, V. E. & Fabré, N.N. (2019). Rare Species Enhance Niche Differentiation Among Tropical Estuarine Fish Species. *Estuaries and Coasts*, 1-10.
- Tejerina-Garro F.L. & de Mérona B. (2000). Gill net sampling standardisation in large rivers of French Guiana (South America). *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **357/358**, 227–240.
- Teresa F.B. & Casatti L. (2012). Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. *Ecology of Freshwater Fish*, **21**, 433–442.

Teresa F.B., Casatti L. & Cianciaruso M.V. (2015). Functional differentiation between fish assemblages from forested and deforested streams. *Neotropical Ichthyology*, **13**, 361–370.

Tonella L.H., Fugi R., Vitorino O. B., Suzuki H. I., Gomes L. C., & Agostinho A.A. (2018). Importance of feeding strategies on the long-term success of fish invasions. *Hydrobiologia*, **817**(1), 239-252.

Torrente-Vilara G., Zuanon J., Leprieur F., Oberdorff T. & Tedesco P.A. (2011). Effects of natural rapids and waterfalls on fish assemblage structure in the Madeira River (Amazon Basin). *Ecology of Freshwater Fish*, **20**, 588–597.

Thornbrugh D.J. & Gido K.B. (2010). Influence of spatial positioning within stream networks on fish assemblage structure in the Kansas River basin, USA. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **67**, 143–156.

Villéger S., Grenouillet G., & Brosse S. (2012). Decomposing functional β -diversity reveals that low functional β -diversity is driven by low functional turnover in European fish assemblages. *Global Ecology and Biogeography*, **22**(6), 671-681.

Villéger S., Miranda J.R., Hernandez D.F. & Mouillot D. (2010) Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications*, **20**, 1512–1522.

Violle C., Thuiller W., Mouquet N., Munoz F., Kraft N.J., Cadotte M.W., & Mouillot, D. (2017). Functional rarity: the ecology of outliers. *Trends in Ecology & Evolution*, **32**(5), 356-367.

Winemiller K.O. (1989). Ontogenetic diet shifts and resource partitioning among piscivorous fishes in the Venezuelan llanos. *Environmental Biology of fishes*, **26**(3), 177-199.

Winemiller K.O. & Jepsen D.B. (1998). Effects of seasonality and fish movement on tropical river food webs. *Journal of Fish Biology*, **53**, 267–296.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Um grande desafio para a biologia da conservação é explicar por que algumas espécies são mais propensas a ser ameaçada de extinção do que outros. Dessa forma, concluímos que a literatura é escassa e ao mesmo controversa quando se trata de espécies raras. Visto que, o primeiro estudo foi revisão bibliográfica sobre as diferentes metodologias utilizadas para a classificação de “espécies raras”, um tema muito controverso e pouco estudado, que trará diversas contribuições para o entendimento das diferentes metodologias empregadas quando se trata de espécies raras. No segundo estudo foi investigada a indeterminância taxonômica de estudos de peixes na região Neotropical entre o ano de 1991 a 2018, evidenciando que, ainda há muitas dúvidas taxonômicas ao identificar uma espécie de peixe. No último estudo, justamente com a necessidade de investigar as metacomunidades dos sistemas tropicais, verificamos que, há elevada *distinctiveness* entre as espécies que ocupam os ambientes neotropicais, e que esta dissimilaridade de suas estratégias somente está relacionada à abundância das espécies em ambientes com maior diversidade taxonômica.

ANEXO A - Artigos e notas de pesquisas científicas publicados durante o período de desenvolvimento do doutorado que contribuíram para a execução desta tese

DEPRÁ, GABRIEL DE CARVALHO ; AZEVEDO-SANTOS, VALTER M. ; VITORINO, OSCAR BARROSO JÚNIOR ; DAGOSTA, FERNANDO CESAR PAIVA ; MARINHO, MANOELA MARIA FERREIRA ; BENINE, RICARDO C. . *Moenkhausia goya* (Characiformes: Characidae): a new species from the upper rio Tocantins basin, Central Brazil. *ZOOTAXA*, v. 4514, p. 87, 2018.

TONELLA, LÍVIA HELENA ; FUGI, ROSEMARA ; VITORINO, OSCAR BARROSO ; SUZUKI, HARUMI IRENE ; GOMES, LUIZ CARLOS ; AGOSTINHO, ANGELO ANTONIO . Importance of feeding strategies on the long-term success of fish invasions. *HYDROBIOLOGIA*, v. II, p. 1-14, 2017.

AGOSTINHO, A. A.; Vitorino Jr, O.B.; PELICICE, F. M. Riscos ambientais do cultivo de tilápias em tanque rede. *BOLETIM - SOCIEDADE BRASILEIRA DE ICTIOLOGIA (IMPRESSO)*, v. 124, p. 2-9, 2017.

VITORINO JÚNIOR, OSCAR B.; AGOSTINHO, CARLOS S. ; PELICICE, FERNANDO M. . Ecology of *Mylesinus paucisquamatus* Jégu & Santos, 1988, an endangered fish species from the rio Tocantins basin. *Neotropical Ichthyology (Online)*, v. 14, p. 4, 2016.

VITORINO JÚNIOR, OSCAR B.; FERNANDES, RODRIGO ; AGOSTINHO, CARLOS S. ; PELICICE, FERNANDO M. . Riverine networks constrain β -diversity patterns among fish assemblages in a large Neotropical river. *Freshwater Biology (Print)* v. 61, p. 1733-1745, 2016.