



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

ISADORA CRISTINA BIANCHI COSTA

Relações entre a assembleia de peixes e a biomassa, riqueza de espécies e diversidade funcional de macrófitas aquáticas

Maringá
2023

ISADORA CRISTINA BIANCHI COSTA

Relações entre a assembleia de peixes e a biomassa, riqueza de espécies e diversidade funcional de macrófitas aquáticas

Dissertação 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 Mestre em Ecologia e Limnologia.
Área de concentração: Ecologia e Limnologia.

Orientadora: Dr.^a Rosemara Fugi
Coorientadora: Dr.^a Bárbara Angélio Quirino

Maringá
2023

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

C837r Costa, Isadora Cristina Bianchi, 1995-
Relações entre a assembleia de peixes e a biomassa, riqueza de espécies e diversidade funcional de macrófitas aquáticas / Isadora Cristina Bianchi Costa. -- Maringá, 2023.
49 f. : il. color.

Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)-- Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2023.
Orientadora: Dr.^a Rosemara Fugi.
Coorientadora: Dr.^a Bárbara Angélio Quirino.

1. Populações, Ecologia de - Interação animal-plantas - Baía, Rio, Bacia - Paraná (Estado). 2. Comunidades, Ecologia de - Atributos - Baía, Rio, Bacia - Paraná (Estado). 3. Macrófitas aquáticas - Complexidade estrutural. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -577.82098162

ISADORA CRISTINA BIANCHI COSTA

Relações entre a assembleia de peixes e a biomassa, riqueza de espécies e diversidade funcional de macrófitas aquáticas

Dissertação 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 Mestre em Ecologia e Limnologia e aprovada pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Dr.^a Rosemara Fugi
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof.^a Dr.^a Elaine Antoniassi Luiz Kashiwaqui
Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul (UEMS)

Dr.^a Taíse Miranda Lopes
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (UEM) (Pós-doutoranda PEA/UEM)

Aprovada em: 25 de setembro de 2023.

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

Dedico este trabalho à minha filha
Luísa, que me permitiu renascer,
tornando-se a parte mais linda da
minha vida.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, gostaria de iniciar esta sessão tão especial agradecendo à Deus pela sua orientação, fortalecimento, sabedoria e por iluminar meu percurso até aqui.

Também agradeço à minha família, cujos ensinamentos, apoio, incentivo, e momentos de alegria têm sido fundamentais. Sem eles, nada do que estou vivenciando teria sido alcançado. Minha sincera gratidão e amor à minha mãe Elizabete, meus irmãos Rafael e Isabela, meus cunhados, Thalita e Welinton, e meus sobrinhos, João Vitor, Yasmin, João Lucas e Maria Alice. Não posso deixar de agradecer ao meu noivo, Luan, pelo constante encorajamento, apoio incondicional e amor.

À minha filha Luísa, que mesmo tão pequena, me impulsiona a não desistir, dando-me forças para prosseguir nesta jornada, fazendo com que eu me sinta invencível diariamente.

À minha orientadora, Dr.^a Rosemara Fugi a quem admiro profundamente. Desde os primeiros passos em minha jornada acadêmica, me acolheu com afeto, caminho, paciência confiança e dedicação. Tudo que eu sei, devo a você.

À minha coorientadora e amiga, Bárbara Angélio Quirino, tem estado ao meu lado desde os dias de graduação. Obrigada pela sua amizade, carinho e por me ensinar sempre com muita paciência e dedicação. Aos meus colegas de laboratório, Ana, Bárbara, Kátia, Karis, Luana, Matheus e Thiago, pelas contribuições e parceria. Agradeço pelas risadas compartilhadas e pelas tardes regadas a café e bolo.

Aos acadêmicos e professores dos laboratórios de Macrófitas Aquáticas, Zooplâncton, Ovos e Larvas e Peixes (Museu), pelo auxílio na triagem e identificação taxonômica das plantas e peixes.

Aos meus amigos que a vida me presenteou durante os anos de graduação e que se tornaram irmãos, pelos momentos divertidos, pela cumplicidade e pelo carinho mútuo, e aos meus professores, que contribuíram com a minha formação.

Aos membros da banca examinadora, a Dr.^a Taíse Miranda Lopes, a Dr.^a Elaine Antoniassi Luiz Kashiwaqui, a Dr.^a Rosa Maria Dias, e o Dr. Fernando Miranda Lansac-Tôha, por sua disponibilidade e valiosas contribuições.

Ao Nupélia e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais (PEA) pelo suporte e infraestrutura.

Aos funcionários da Biblioteca Setorial do Nupélia, Salete e João, pelo suporte e disposição.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida.

Relações entre a assembleia de peixes e a biomassa, riqueza de espécies e diversidade funcional de macrófitas aquáticas

RESUMO

As macrófitas aquáticas são consideradas componentes importantes dos ecossistemas de água doce, influenciando na estruturação das assembleias de peixes que utilizam os bancos de macrófitas em busca de recursos alimentares e refúgio. Dessa forma, essas plantas influenciam as interações tróficas, reduzindo a pressão de predação e competição entre os organismos. Avaliou-se a relação entre a biomassa, a riqueza de espécies e a diversidade funcional de macrófitas aquáticas e a abundância, riqueza e tamanho dos peixes que utilizam essas plantas como *habitat*. Peixes e macrófitas foram amostrados no período de seca, em 30 pontos ao longo de 13,7 km de extensão no rio Baía, localizado na planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil. Os peixes foram capturados com armadilhas de acrílico e as macrófitas foram amostradas por meio de um quadrado. A relação entre a abundância e riqueza de peixes e a biomassa, diversidade funcional e riqueza de macrófitas foi testada por meio de Modelos Lineares Generalizados (GLM). A relação entre o tamanho dos indivíduos e a biomassa de plantas foi testada por meio de um Modelo Linear Misto (LMM). Foram capturadas 25 espécies de peixes, totalizando 4.648 indivíduos, e 18 espécies de macrófitas. Os resultados apontam que a abundância e riqueza de peixes responderam negativamente à biomassa de plantas, e apresentaram uma tendência positiva em relação à riqueza de macrófitas. Porém, os valores significativos foram verificados apenas para a relação entre abundância de peixes e biomassa de plantas, o que indica que esta variável pode responder melhor a essas alterações, comparada à riqueza de peixes. A relação entre a diversidade funcional de macrófitas e a abundância de peixes apresentou uma resposta não-linear significativa, confirmada pelo valor de significância, obtido por meio de um modelo polinomial de segunda e terceira ordem, sendo mais elevada em valores intermediários de diversidade funcional, o que está associada à maior estruturação proporcionada pelas plantas ao longo do gradiente. O comprimento total dos peixes diminuiu conforme o aumento da biomassa de plantas, o que indica que os pequenos espaços intersticiais em *habitats* com elevadas biomassas de macrófitas podem restringir o tamanho do corpo dos peixes, afetando sua movimentação. Os resultados obtidos indicaram que a biomassa e a diversidade funcional de macrófitas podem influenciar a assembleia de peixes, visto que a abundância diminui em bancos mais complexos e aumenta em bancos com diversidade funcional intermediária. O tamanho corporal dos peixes também diminuiu em locais com maior biomassa vegetal. Os resultados evidenciam que as macrófitas são capazes de estruturar um ambiente, modificando a composição das assembleias de peixes, podendo, inclusive, selecionar características desses animais de acordo com a complexidade estrutural. Dessa forma, a biomassa das plantas influencia a abundância e o tamanho corporal dos peixes, indicando o papel das macrófitas na formação e a sua importância na proteção da biodiversidade dos ecossistemas de água doce.

Palavras-chave: Bancos de macrófitas. Complexidade de *habitat*. Comunidade de peixes. Heterogeneidade de *habitat*. Planície de inundação. Traços funcionais.

Relationships between fish assemblage and biomass, species richness and functional diversity of aquatic macrophytes

ABSTRACT

The aquatic macrophytes are considered an essential component of freshwater ecosystems, influencing the structure of fish assemblage that use macrophyte stands in search of food resources and refuge. These plants affect the fish trophic interaction, reducing the competition and predation pressure between the organisms. The goal of this study was to evaluate the relationship between biomass, richness and functional diversity of aquatic macrophytes and the abundance, richness and fish size that use plants as habitat. Fish and macrophytes were sampled in the drought period, in 30 macrophytes stands along a 13.7 km long stretch in the Baía river, located in the Upper Paraná River floodplain. The fish were captured using plexiglass, and the macrophytes were sampled using a square. The relationship between the abundance and richness of fish and the biomass, functional diversity and richness of macrophytes was tested using a generalized linear model (GLM). The relationship between the size of individuals and the biomass of plants was tested using a linear mixed model (LMM). Were captured 25 fish species, totaling 4648 individuals, and 18 macrophytes species. Our results indicate that abundance and richness of fish responded negatively to plant biomass and showed a positive trend in relation to macrophyte richness. However, significant values were verified only in the relationship between abundance of fish and plant biomass, which indicated that this variable may respond better to these changes compared to fish richness. The relationship between macrophyte functional diversity and abundance of fish, showed a significant non-linear response, confirmed by significance value, obtained through a third-order polynomial model, being higher in intermediate values of functional diversity, which is associated with greater structuring provided by plants along of the gradient. The total length of fish decreased as plant biomass increased, which indicates that the small interstitial spaces in habitats with high macrophyte biomass can restrict the body size of fish, affecting their movement. These results suggest that biomass and functional diversity of macrophytes can influence fish assemblage, as abundance decreases in more complex stands and increases in stands with intermediate functional diversity. The body size of fish also decreases in places with higher plant biomass. The results show that macrophytes can structure an environment, modifying the composition of fish assemblages, and even being able to select characteristics of these animals according to structural complexity. The plant biomass influences the abundance and the body size of fishes, reducing the significant role of macrophytes in the formation and selection of aquatic habitats. Thus, this study emphasizes the importance of preservation of aquatic macrophytes, protecting the biodiversity of freshwater ecosystems.

Keywords: Fish communities. Floodplain. Functional traits. Habitat complexity. Habitat heterogeneity. Macrophytes stands.

Dissertação elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica *Hydrobiologia*. Disponível em: < <https://www.springer.com/journal/10750> >

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
2	MATERIAL E MÉTODOS	13
2.1	Área de estudo	13
2.2	Amostragens	15
2.3	Análise de dados	17
3	RESULTADOS	19
4	DISCUSSÃO	29
4.1	A relação entre a abundância e riqueza de peixes com a biomassa de macrófitas.	30
4.2	A relação entre a abundância e riqueza de peixes com a riqueza e diversidade funcional de macrófitas.....	31
4.3	O comprimento total de peixes em função da biomassa de macrófitas.....	33
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	34
	REFERÊNCIAS	34
	APÊNDICE A – Valores médios das variáveis limnológicas (temperatura (C°), pH e Oxigênio dissolvido (mg/L)) por banco de macrófita.....	42
	APÊNDICE B – Traços funcionais usados para a classificação de características morfológicas e reprodutivas das espécies de macrófitas.....	44
	APÊNDICE C – Resultados da análise de modelos lineares generalizados (GLM) para a temperatura (C°), pH e oxigênio dissolvido em função da biomassa de macrófitas ...	45
	APÊNDICE D – Porcentagem de abundância de peixes por banco de macrófita	46
	APÊNDICE E – Porcentagem de biomassa de plantas por banco de macrófita.....	48

1 1 INTRODUÇÃO

2 As macrófitas aquáticas são consideradas componentes importantes dos ecossistemas de
3 água doce por influenciarem na estruturação das comunidades aquáticas (Dibble et al., 1996;
4 Agostinho et al., 2003; Thomaz & Cunha, 2010; Kovalenko et al. 2012; Ortega et al., 2018).
5 A presença dessas plantas tem grande relevância nas interações tróficas, reduzindo a pressão
6 de predação e competição entre os organismos que vivem ao seu entorno, além de melhorar
7 seus potenciais reprodutivos e suas taxas de sobrevivência (Summerfelt, 1993; Choi & Kim,
8 2020; Kimura et al., 2021; Dias et al., 2022). Para as planícies de inundação, que são
9 caracterizadas pela alta diversidade de *habitat* e elevada conectividade das áreas úmidas em
10 estações chuvosas, essas plantas são componentes muito importantes por criarem gradientes
11 ambientais, proporcionando heterogeneidade de *habitat* (Neiff et al., 2009; Thomaz & Cunha,
12 2010; Cunha et al., 2019; Quirino et al., 2021a).

13 A diversidade local é determinada principalmente pela complexidade de *habitat*
14 (MaCarthur & MaCarthur, 1961) que, para as macrófitas, tem como seus principais
15 componentes a diversidade estrutural (e.g. biomassa, riqueza e diversidade taxonômica) e a
16 diversidade funcional (e.g. forma de vida, forma de crescimento, distribuição das folhas ao
17 longo do caule, tipo de reprodução e de dispersão) (Tonn & Magnuson, 1982; Tokeshi &
18 Arakaki, 2012, Chmara et al., 2018). A presença, a cobertura e a complexidade destas plantas
19 têm sido associadas positivamente à abundância, riqueza e diversidade taxonômica e funcional
20 de peixes (Agostinho et al., 2007a; Stahr & Kaemingk, 2017; Granzotti et al., 2019; Quirino et
21 al., 2021a; Giacomazzo et al., 2023). Isso pode ser explicado, entre outros, pela maior
22 disponibilidade de alimento, locais para refúgio e reprodução em *habitat* mais complexos
23 (Summerfelt, 1993; Carniatto et al., 2012; Kovalenko et al., 2012; Wolters et al., 2018; Choi &
24 Kim, 2020; Iquematsu et al., 2023). Por exemplo, a abundância de invertebrados associados as
25 partes submersas das plantas aquáticas incrementam com a complexidade estrutural (Thomaz
26 et al., 2008; Conceição et al., 2018), sendo esses organismos um dos principais recursos
27 alimentares para peixes de pequeno porte que também vivem associados a macrófitas (Carniatto
28 et al., 2012; Yofukuji et al., 2021; Quirino et al., 2022). A importância destas plantas como
29 refúgio para os peixes foi também demonstrada por Agostinho et al. (2007a) que observaram
30 que indivíduos menores ocupam o centro dos bancos, onde é esperada a maior proteção contra
31 predação, enquanto os maiores ocupam as bordas dos bancos. Assim, juntos, estes fatores

32 podem aumentar a sobrevivência dos peixes sustentando uma elevada abundância e riqueza de
33 espécies (Giacomazzo et al., 2023).

34 A relação entre biomassa de macrófitas e a riqueza e a abundância de peixes tem sido
35 descrita como positiva (Agostinho et al., 2007a; Stahr & Kaemingk, 2017; Granzotti et al.,
36 2019; Giacomazzo et al., 2023), no entanto, alguns trabalhos têm verificado que elevadas
37 biomassas dessas plantas podem impor alguns limites aos peixes, sendo, por exemplo,
38 encontrados maiores valores de abundância, diversidade taxonômica e funcional em bancos
39 com valores intermediários de biomassa (Carniatto et al., 2013; Cunha et al., 2019, Quirino et
40 al., 2021a). Vários fatores têm sido descritos para explicar a maior abundância e riqueza de
41 peixes em níveis intermediários de complexidade de macrófitas. Bancos com menor biomassa,
42 por exemplo, apresentam menor disponibilidade de alimento, por apresentarem menor número
43 de estruturas físicas para colonização de algas e invertebrados, além de fornecerem menos
44 refúgio (Dibble & Pelicice, 2010; Cunha et al., 2019). Em contrapartida, bancos muito densos,
45 embora possam apresentar elevada disponibilidade de alimento e refúgio, podem representar
46 uma barreira física, dificultando a movimentação dos peixes e a eficiência de forrageamento
47 por dificultar o encontro entre predador e presa (Harrel & Dibble 2001; Warfe & Barmuta, 2006;
48 Yeager & Hovel, 2017). Ademais, biomassas excessivas de macrófitas podem afetar
49 negativamente o meio abiótico criando condições adversas para os peixes, como por exemplo
50 a hipoxia, resultado principalmente da elevada decomposição das macrófitas (Cunha et al.,
51 2019; Rabaey et al., 2020). Assim, para os peixes, os níveis intermediários de biomassa de
52 macrófitas parece ser o *habitat* mais adequado, representando o maior ganho entre a
53 disponibilidade de alimento e a eficiência de forrageamento (Grenouillet & Pont, 2001; Dias et
54 al., 2017), e onde as condições abióticas parecem ser as mais adequadas.

55 O tamanho do corpo também tem sido descrito como uma característica importante na
56 relação peixe-*habitat*, sendo esperado que peixes menores utilizem bancos de macrófitas mais
57 densos, onde podem encontrar refúgios mais eficientes contra predação (Grenouillet & Pont,
58 2001; Choi & Kim, 2020). A relação entre tamanho dos peixes e a biomassa das macrófitas
59 *Eichhornia azurea* e *E. crassipes* foi negativa, ou seja, indivíduos menores usaram
60 preferencialmente bancos de macrófitas mais densos (Cunha et al., 2019). De acordo com os
61 autores, estes resultados sugerem que o tamanho dos espaços intersticiais em *habitat* altamente
62 complexos restringe o tamanho do corpo dos peixes.

63 A diversidade taxonômica e funcional de macrófitas, como componentes da
64 complexidade de *habitat*, e suas relações com outras comunidades têm sido menos investigadas
65 (Yofukuji et al., 2021; Quirino et al., 2021a; 2022). No entanto, características das espécies,

66 como tamanho, número e orientação das folhas e caules, forma de vida (submersas, flutuantes,
67 enraizadas etc.), arquitetura da planta, forma de crescimento e tipo de reprodução variam entre
68 as espécies incrementando o número de microhabitats (Thomaz & Cunha, 2010), o que pode
69 influenciar a distribuição de invertebrados (Choi et al., 2016; Yofukuji et al., 2021) e peixes
70 (Dibble & Pelicice, 2010; Quirino et al., 2021a). Yofukuji et al. (2021) avaliaram bancos com
71 diferentes diversidades taxonômicas de macrófitas e observaram um aumento significativo da
72 riqueza e diversidade de táxons de invertebrados com o aumento da diversidade destas plantas.
73 Considerando a importância dos invertebrados como fonte de alimento, a maior riqueza de
74 espécies de invertebrados pode influenciar a distribuição de peixes levando a um aumento da
75 riqueza de espécies (Quirino et al., 2021b). Deve-se ressaltar, no entanto, que a diversidade
76 funcional é um atributo da comunidade diferente da diversidade taxonômica. Por exemplo,
77 bancos de macrófitas podem ter elevada riqueza taxonômica, porém com espécies
78 funcionalmente redundantes, enquanto bancos com menor riqueza taxonômica podem ser
79 funcionalmente diversos. Chmara et al. (2018) avaliaram a relação entre a diversidade estrutural
80 e a diversidade funcional de macrófitas em lagos, e observaram que a diversidade taxonômica
81 dentro de uma comunidade foi baixa, enquanto a funcional foi alta. Assim, é importante avaliar
82 a influência dos dois componentes sobre as comunidades associadas a estas plantas, uma vez
83 que podem mostrar resultados diferentes e/ou complementares.

84 O objetivo deste estudo foi avaliar a relação entre a biomassa, riqueza de espécies e
85 diversidade funcional de macrófitas aquáticas (variáveis preditoras) e a abundância, riqueza e
86 tamanho dos peixes (variáveis resposta) que utilizam estas plantas como *habitat*. Para isso,
87 foram amostrados 30 bancos de macrófitas representando um gradiente de biomassa, riqueza
88 taxonômica e diversidade funcional. Foram testadas as seguintes predições: i) os valores de
89 abundância e riqueza de espécies de peixes serão maiores em bancos de macrófitas com valores
90 intermediários de biomassa, resultando em uma relação quadrática; ii) a abundância e a riqueza
91 de espécies de peixes se relacionam positivamente com a riqueza taxonômica e a diversidade
92 funcional de macrófitas, apresentando uma relação linear; e iii) o tamanho dos peixes se
93 relaciona negativamente com a biomassa de macrófitas, resultando em uma relação linear.

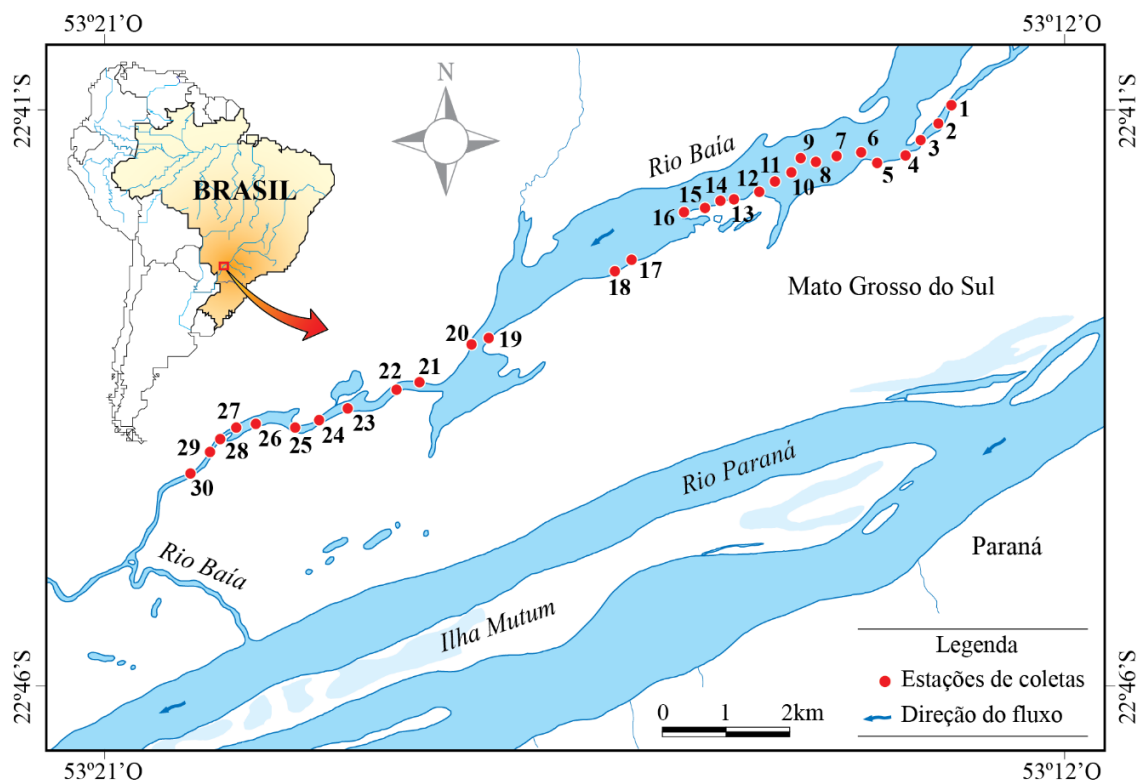
94 **2 MATERIAL E MÉTODOS**

95 **2.1. Área de estudo**

96 Este estudo foi realizado na planície de inundação do alto rio Paraná, localizada entre a
97 barragem de Porto Primavera (a montante) e o início do reservatório de Itaipu. Com 230 Km
98 de extensão, é o último trecho não represado do alto rio Paraná em território brasileiro

99 (Agostinho et al., 2007b), sendo considerada uma área estratégica para conservação da
 100 biodiversidade (Agostinho & Zalewski, 1996).

101 As amostragens foram realizadas no rio Baía ($22^{\circ} 43'23''$ S, $53^{\circ}17'25''$ W), um tributário
 102 da margem direita do rio Paraná (Fig. 1). O Rio Baía apresenta cerca de 70 km de extensão,
 103 baixa velocidade de água, aproximadamente 3m de profundidade (Lopes et al., 2015), e está
 104 submetido a variações sazonais do nível hidrológico (Agostinho et al., 2004). Durante as
 105 estações chuvosas os ambientes aquáticos adjacentes se conectam (Stevaux & Souza, 2004),
 106 formando a planície de inundação, enquanto na seca, ocorre o isolamento dos ambientes
 107 (Thomaz et al., 2007).



108
 109 **Fig. 1** Localização da planície de inundação do alto rio Paraná, e dos bancos de macrófitas
 110 amostrados (círculos vermelhos) no rio Baía

111 Por apresentar fluxo de água baixo, o Rio Baía possui extensos bancos de macrófitas em
 112 quase todo seu perímetro, onde é encontrada grande diversidade de plantas aquáticas (Thomaz
 113 et al., 2004) e peixes (Lopes et al., 2015) que vivem a elas associados, principalmente pequenos
 114 peixes (Cunha et al., 2019). As espécies de plantas aquáticas que dominam esse ambiente são
 115 *Eichhornia azurea* (Sw) Kunt, *Cyperus* spp., *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, *Salvinia* spp.
 116 e *Polygonum* spp. (Carvalho et al., 2013). Em relação aos peixes, espécies como
 117 *Hyphessobrycon eques* Steindachner, 1882, *Moenkhausia bonita* Benine, Castro & Sabino,

118 2004, *Serrapinnus heterodon* (Steindachner, 1882) e *Serrapinnus notomelas* (Eigenmann,
119 1915) têm sido registradas como muito abundantes (Cunha et al., 2019).

120 2.2. Amostragem

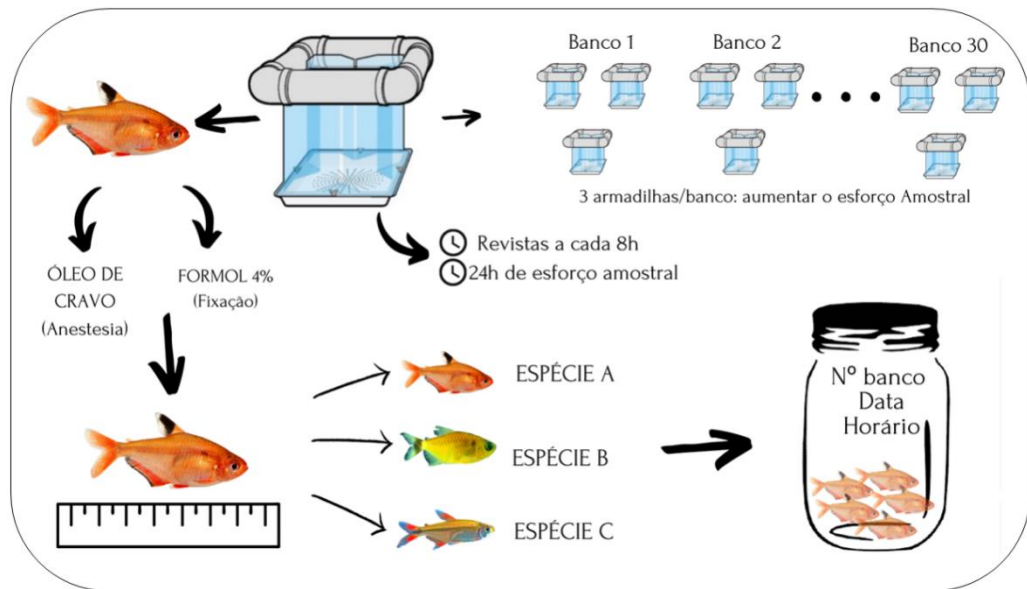
121 Foram amostrados 30 bancos de macrófitas em um trecho de 13,7 km do Rio Baía (Fig.
122 1), com uma distância mínima de aproximadamente 350 m entre eles. Foi utilizado um GPS
123 (Datum WGS-48) para obter a posição geográfica de cada banco amostrado. Os bancos foram
124 selecionados de acordo com os seguintes critérios: profundidade mínima de 0,5 m, o que torna
125 possível o uso das armadilhas de acrílico para a coleta dos peixes; variação na biomassa (Fig.
126 2a) e na riqueza de espécies (Fig. 2b) de macrófitas, avaliadas visualmente no campo e
127 confirmadas no laboratório (Quirino et al., 2021a). Este último critério visou abranger um
128 gradiente de biomassa e riqueza, necessário para testar nossas predições.



129
130 **Fig. 2** Gradiente de biomassa (A) e riqueza (B) de macrófitas. A seta para a direita indica que
131 os bancos ficam gradativamente mais densos e mais diversos (Quirino et al., 2021a)

132 Os peixes e as macrófitas foram coletados entre os dias 5 e 10 de agosto de 2018, no
133 período de seca. Os peixes foram amostrados com armadilhas de acrílico (0,3 m x 0,3 m x 0,3
134 m; Dibble & Pelicice, 2010; Cunha et al., 2019; Fig. 3), colocadas dentro dos bancos a
135 aproximadamente 4 m da borda, para diminuir o efeito das espécies que transitam entre a área
136 aberta e a área estruturada pelas macrófitas. Para aumentar o esforço amostral, foram usadas
137 três armadilhas em cada banco (Fig. 3), colocadas às 7h da manhã e revistadas a cada 8 horas,

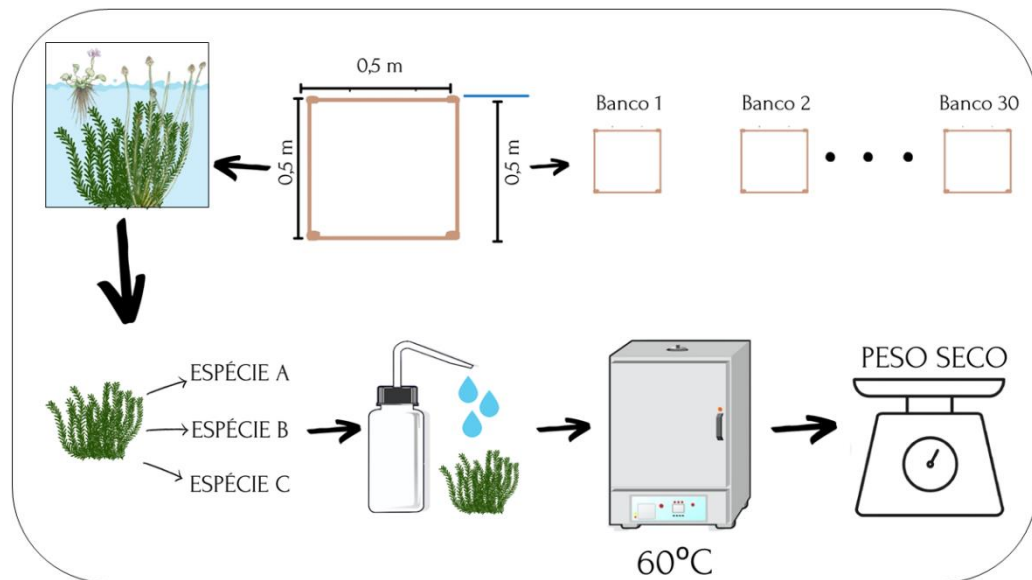
138 totalizando um esforço de 24 horas. Todos os peixes foram anestesiados com óleo de cravo,
 139 conforme o protocolo aprovado pelo Comitê de Ética no uso de Animais da Universidade
 140 Estadual de Maringá (CEUA/UEM nº 5980040618), fixados em formol a 4% e, posteriormente,
 141 identificados de acordo com Ota et al. (2018) e ajuda de especialista, contados e medidos
 142 (comprimento total).



143

144 **Fig. 3** Modelo esquematizando a metodologia de coleta e análise laboratorial dos peixes

145 Após a retirada das armadilhas, as macrófitas foram amostradas com um quadrado de
 146 0,5 m x 0,5 m, e todo o material vegetal contido até a profundidade de 0,5 m foi removido. As
 147 plantas foram identificadas por meio de literatura especializada (Pott & Pott, 2000) e ajuda de
 148 especialistas, separadas por espécies, lavadas e secas até peso seco (PS) constante em estufa a
 149 60 ° C (Fig. 4).



150

151 **Fig. 4.** Modelo esquematizando a metodologia de coleta e análise laboratorial das macrófitas.

152

153

154

155

Para caracterizar as condições abióticas em cada banco de macrófitas, foram tomadas medidas de temperatura (°C), oxigênio dissolvido (mg/L) e pH (medidores digitais YSI), na subsuperfície próxima das armadilhas. As medições foram realizadas na instalação e a cada inspeção das armadilhas, obtendo-se uma média para cada banco amostrado (Apêndice A).

156

2.3. Análise de dados

157

158

159

160

161

162

163

164

165

166

167

168

169

170

A biomassa das macrófitas foi expressa em gramas de peso seco/m³ (g PS m⁻³) dado que os valores de profundidade permitem estimar o volume da coluna d'água em que as plantas foram amostradas. A riqueza de macrófitas foi avaliada pelo número total de espécies amostradas por banco. A diversidade funcional das macrófitas, foi calculada a partir das características funcionais das espécies de macrófitas coletadas, as quais foram classificadas de acordo com Lansac-Toha et al. (2021). Foram utilizados caracteres categóricos (modo de vida, tipo de folha, modo de dispersão, unidade de propágulo, sazonalidade) e contínuo (tamanho do corpo) das espécies de macrófitas (Apêndice B). A partir dos traços funcionais das espécies, um espaço funcional foi calculado utilizando a distância de Gower por meio da função “gowdis” (pacote FD; Laliberté et al., 2014). Esta distância é adequada para dados mistos (uma matriz com dados numéricos e categóricos) (Gower, 1966). Foi realizada uma análise de cluster com a matriz de distância usando a função “hclust” (pacote STATS; R Core Team 2020). Depois, a diversidade funcional alfa foi calculada usando a matriz de dissimilaridade e os resultados da análise de agrupamento por meio da função “alfa” (pacote BAT; Cardoso et al., 2015). Como

171 abundância relativa para o cálculo de diversidade funcional, foram utilizados os valores de
172 biomassa de cada espécie.

173 A abundância dos peixes por banco de macrófita foi expressa como número de
174 indivíduos/3 armadilhas/24 horas, enquanto a riqueza de espécies (variáveis resposta) pelo
175 número total de espécies/3 armadilhas/24 horas. Para avaliar o tamanho dos peixes (variável
176 resposta) em cada banco, foi utilizado o comprimento total (mm) de cada indivíduo amostrado.

177 A fim de avaliar se houve influência dos dados abióticos (temperatura, oxigênio
178 dissolvido e pH) nos resultados, foram realizados Modelos Lineares Generalizados (GLM) com
179 distribuição Gaussiana, utilizando a função “*glm*” do pacote “*ggvegan*” (R CORE TEAM,
180 2020) para cada variável limnológica em função da biomassa de macrófitas (Apêndice C), mas
181 nenhum modelo apresentou resultados significativos, ou seja, não houve influência dessas
182 variáveis nos dados.

183 Para verificar se existe relação entre abundância e riqueza de peixes e a biomassa de
184 macrófitas (predição i), e entre abundância e riqueza de peixes e a riqueza de espécies de
185 macrófitas e a diversidade funcional de macrófitas (predição ii), foram realizados Modelos
186 Lineares Generalizados (GLM) com distribuição binomial negativa, utilizando a função
187 “*glm.nb*” do pacote “*mass*” (R Core Team, 2020). A abundância e riqueza de peixes foram as
188 variáveis resposta, e a biomassa, a riqueza de espécies e a diversidade funcional de macrófitas,
189 as preditoras. A partir da divisão dos desvios residuais pelos graus de liberdade de cada modelo,
190 foi constatado que não houve superdispersão dos resíduos. Para avaliar a relação não linear
191 esperada, ou seja, se os maiores valores de abundância e riqueza de peixes seriam observados
192 em valores intermediários de biomassa, foram utilizados modelos polinomiais de primeira a
193 segunda ordem considerando a biomassa de macrófitas. Apesar de não ser esperada uma relação
194 não-linear dos atributos de peixes em resposta à diversidade funcional de macrófitas, inspeções
195 visuais mostraram uma possível relação côncava, portanto, modelos polinomiais de primeira a
196 terceira ordem também foram considerados para a diversidade funcional de macrófitas.

197 Modelos com diferentes polinômios foram avaliados por testes de razão de
198 verossimilhança, sendo escolhido aquele com menor número de polinômios quando não foram
199 encontradas diferenças significativas, o que foi o caso para ambos os modelos considerando a
200 biomassa de macrófitas, enquanto para a diversidade funcional das macrófitas, foi escolhido o
201 modelo de terceira ordem para abundância, e primeira ordem para riqueza de peixes (Tabela 1).

202

203 **Tabela 1** Resultados do teste de razão de verossimilhança para modelos polinomiais de primeira e
 204 segunda ordem para a biomassa de macrófitas, e primeira e terceira ordem para diversidade funcional
 205 de macrófitas

Modelo	Variável Preditora	Variável Resposta	χ^2	P
Primeira ordem vs. Segunda ordem	Diversidade Funcional de Macrófitas	Abundância de peixes	4,64	0,03
		Riqueza de peixes	0,003	0,95
	Biomassa de Macrófitas	Abundância de peixes	1,21	0,27
		Riqueza de peixes	0,02	0,89
Primeira ordem vs. Terceira ordem	Diversidade Funcional de Macrófitas	Abundância de peixes	9,51	0,01
		Riqueza de peixes	1,35	0,51
	Biomassa de Macrófitas	Abundância de peixes	3,28	0,19
		Riqueza de peixes	1,31	0,52
Segunda ordem vs. Terceira ordem	Diversidade Funcional de Macrófitas	Abundância de peixes	4,87	0,02
		Riqueza de peixes	1,35	0,25
	Biomassa de Macrófitas	Abundância de peixes	2,07	0,14
		Riqueza de peixes	1,29	0,26

206 Para verificar se existe relação entre o tamanho dos indivíduos (variável resposta) e a
 207 biomassa de macrófitas (variável preditora; predição iii) foi realizado um Modelo Linear Misto
 208 (LMM) com distribuição Gaussiana, utilizando a função “*lmer*” do pacote “*lmerTest*”. A
 209 biomassa de plantas foi considerada como variável preditora de efeito fixo, enquanto a
 210 identidade das espécies de peixes foi utilizada como efeito aleatório, visto que os modelos
 211 mistos permitem a inclusão de um termo aleatório (Zuur et al., 2009) e as espécies poderiam
 212 influenciar nessa relação, visto que cada espécie pode usar o *habitat* de diferentes maneiras.
 213 Para atingir o pressuposto de homocedasticidade dos dados, a variável resposta foi multiplicada
 214 por $\log+1$. A normalidade e a homocedasticidade dos resíduos do modelo foram avaliadas
 215 visualmente. A qualidade do modelo foi avaliada a partir do R^2 marginal (indica a proporção de
 216 variação explicada pelos efeitos fixos) e R^2 condicional (indica a proporção de variação
 217 explicada pelos efeitos fixos e aleatórios) (Nakagawa & Schielzeth, 2012).

218 Todas as análises estatísticas e os gráficos foram conduzidos no software R 4.1.0 (R
 219 Core Team, 2020), sendo os gráficos construídos com o pacote “*ggplot2*” (Wickham, 2016) e
 220 todos os valores de $P < 0,05$ foram considerados estatisticamente significativos.

221 3 Resultados

222 Foram capturadas 25 espécies de peixes nos 30 bancos de macrófitas amostrados,
 223 totalizando 4.648 indivíduos das ordens Characiformes, Cichliformes, Cyprinodontiformes e
 224 Gymnotiformes (Tabela 2). Dentre as espécies capturadas, as mais abundantes foram da família

225 Characidae, incluindo *Moenkhausia forestii* (1.321 indivíduos), *Moenkhausia bonita* (1.248
 226 indivíduos), *Hyphessobrycon eques* (459 indivíduos), *Serrapinnus calliurus* (444 indivíduos),
 227 *Serrapinnus notomelas* (303 indivíduos) e *Hemigrammus ora* (127 indivíduos) (Tabela 2).
 228 Espécies de outras ordens e famílias também foram capturadas em grande quantidade, como
 229 *Pyrrhulina australis* (Lebiasinidae – 132 indivíduos), *Apistogramma commbrae* (Cichlidae –
 230 143 indivíduos) e *Pamphorichthys hollandi* (Poeciliidae – 114 indivíduos). O comprimento
 231 total (LT) dos indivíduos variou de 12,8 mm a 89,45 mm sendo o menor comprimento registrado
 232 para *A. combrae*, e o maior para *Brachyhypopomus gauderio* (Tabela 2). Alguns indivíduos de
 233 outras espécies, como *Crenicichla britskii* (74,5 mm), *Hoplias mbigua* (81,4 mm), *Leporinus*
 234 *lacustris* (57,37 mm), *Laetacara araguaiae* (52,1 mm) e *Steindachnerina brevipinna* (56,7
 235 mm), ultrapassaram 50 mm de comprimento (Tabela 2).

236 Dentre as espécies de peixe mais abundantes, *M. forestii* foi capturada em todos os
 237 bancos de macrófitas, apresentando maior porcentagem de captura (73,26%) no banco com
 238 biomassa de 3.551,52 g PS m⁻³ (Apêndice D), enquanto *M. bonita* foi capturada em 20 dos 30
 239 bancos de macrófitas, e no banco com biomassa de 650,88 g PS m⁻³ representou 71,13% das
 240 capturas (Apêndice D). Tanto no banco com a maior (7.066,32 g PS m⁻³) quanto com a menor
 241 (366,16 g PS m⁻³) biomassa, foram capturadas seis espécies, sendo *M. forestii* (36%) e *P.*
 242 *australis* (16%) as mais abundantes no banco de maior biomassa, enquanto no banco com a
 243 menor biomassa, *H. eques* (33,33%), *M. bonita* (31,11%) e *M. forestii* (26,67%) foram as mais
 244 capturadas (Apêndice D). Os bancos com maior riqueza de espécies de peixes apresentaram
 245 biomassas de 1.056,48, 1.370,08, 2.210,24 g PS m⁻³ (14 espécies) e 2.106,64 g PS m⁻³ (15
 246 espécies), sendo os dois primeiros dominados por *M. bonita* e as duas últimas dominadas por
 247 *M. forestii*.

248

249

250

251

252

253

254

255

256

257

258 **Tabela 2** Número total (N) e variação do comprimento total (CT – mm) de indivíduos das espécies de
 259 peixe capturadas em todos os bancos de macrófitas amostrados. As espécies com N>100 estão
 260 destacadas em negrito

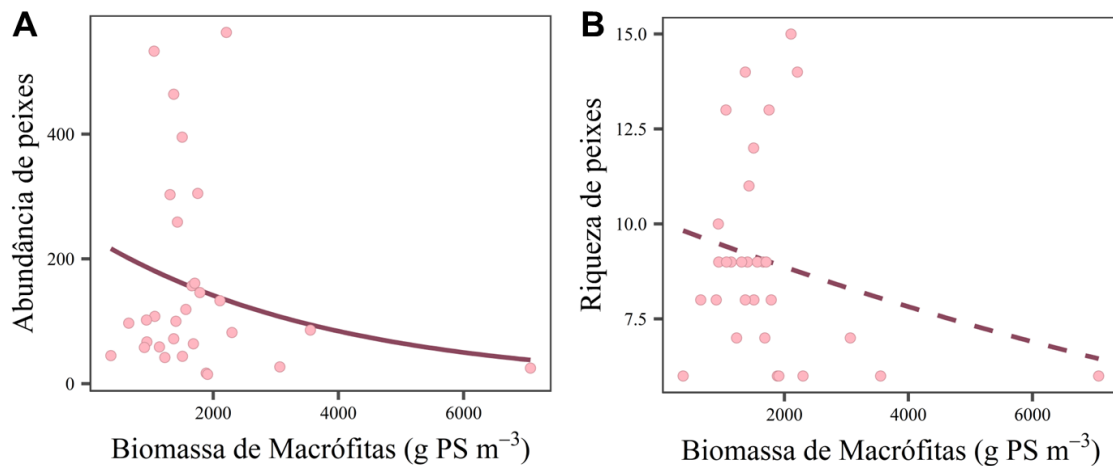
Espécies de peixes	N	CT (mm)
CHARACIFORMES		
ANOSTOMIDAE		
<i>Leporinus lacustris</i> Campos, 1945	1	57,37
CHARACIDAE		
<i>Astyanax lacustris</i> Lütken, 1875	2	45,2 - 48,9
<i>Hemigrammus ora</i> Zarske, Le Blail & Géry, 2006	127	22,2 - 46,1
<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner, 1882)	459	15,3 - 36,7
<i>Hyphessobrycon moniliger</i> Moreira, Lima & Costa, 2002	24	22,0 - 42,5
<i>Moenkhausia bonita</i> Benine, Castro & Sabino, 2004	1248	21,1 - 48,3
<i>Moenkhausia forestii</i> Benine, Mariguela & Oliveira, 2009	1321	21,5 - 48,05
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i> (Steindachner, 1907)	80	27,0 - 48,9
<i>Psellogrammus kennedyi</i> (Eigenmann, 1903)	97	29,4 - 50,2
<i>Aphyocharax anisitsi</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	55	26,41 - 39,4
<i>Aphyocharax dentatus</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	5	35,6 - 40,0
<i>Roeboides descalvadensis</i> Fowler, 1932	9	38,0 - 46,6
<i>Serrapinnus calliurus</i> (Boulenger, 1900)	444	14,8 - 35,1
<i>Serrapinnus notomelas</i> (Eigenmann, 1915)	303	20,4 - 40,1
<i>Serrapinnus</i> sp. 1	1	23
<i>Serrapinnus</i> sp. 2	1	26,1
CRENUCHIDAE		
<i>Characidium</i> sp.	1	32,6
CURIMATIDAE		
<i>Steindachnerina brevipinna</i> Eigenmann & Eigenmann, 1889	1	56,7
ERYTHRINIDAE		
<i>Hoplias mbigua</i> Azpelicueta, Benítez, Aichino & Mendez, 2015	1	81,4
LEBIASINIDAE		
<i>Pyrrhulina australis</i> Eigenmann & Kennedy, 1903	132	24,2 - 38,7
CICHLIFORMES		
CICHLIDAE		
<i>Apistogramma commbrae</i> (Regan, 1906)	143	12,8 - 45,2
<i>Crenicichla britskii</i> Kullander, 1982	5	41,4 - 74,5
<i>Laetacara araguaiae</i> Ottoni & Costa, 2009	73	24,1 - 52,1
CYPRINODONTIFORMES		
POECILIIDAE		
<i>Pamphorichthys hollandi</i> (Henn, 1916)	114	13,2 - 31,2
GYMNOTIFORMES		
HYPOPOMIDAE		
<i>Brachyhypopomus gauderio</i> Giora & Malabara, 2009	1	89,5
Total	4.648	

261 Em relação às macrófitas, foram amostradas um total de 18 espécies nos 30 bancos. As
 262 espécies que apresentaram as maiores biomassas pertencem à família Pontederiaceae, incluindo
 263 *Eichhornia azurea* (3.497,77 g PS m⁻³ - 63,75% da biomassa total) e *Eichhornia crassipes*
 264 (1.487,53 g PS m⁻³ - 12,32%) (Tabela 3). No banco com maior biomassa (7.066,32 g PS m⁻³),
 265 as espécies *E. crassipes* e *Oxycaryum cubense* (Poepp. & Kunth) Lye representaram 75,70% e
 266 23,68% da biomassa do banco, respectivamente (Apêndice E), enquanto no banco com a menor
 267 biomassa (366,16 g PS m⁻³), *E. azurea* representou 96,07%. Nos bancos com as biomassas
 268 intermediárias de 900,32 g PS m⁻³ e 1.066,72 g PS m⁻³, *E. azurea* representou 100% (Tabela
 269 S5).

270 **Tabela 3** Biomassa das espécies de macrófitas em porcentagem (%) e peso seco (g PS m⁻³) coletadas
 271 nos bancos amostrados. As biomassas das espécies acima de 10% e 1000 g PS m⁻³ estão destacadas em
 272 negrito

Espécies	Biomassa (%)	Biomassa (g PS m⁻³)
ARACEAE		
<i>Pistia stratiotes</i> L.	0,03	1,73
ARALIACEAE		
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i> L.f.	5,03	274,91
CYPERACEAE		
<i>Eleocharis</i> sp.	0,0001	0,01
<i>Oxycaryum cubense</i> (Poepp. & Kunth) Lye	3,91	441,9
HYDROCHARITACEAE		
<i>Limnobium laevigatum</i> (Willd.) Heine	3,52	231,44
MENYANTHACEAE		
<i>Nymphoides indica</i>	0,003	0,14
POACEAE		
<i>Paspalum repens</i> P.J.Bergius	0,65	43,39
POLYGONACEAE		
<i>Polygonum acuminatum</i> Kunth.	0,02	1,46
<i>Polygonum ferrugineum</i> Wedd.	2,12	92,07
<i>Polygonum stelligerum</i> Cham.	2,98	156,17
PONTEDERIACEAE		
<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms.	12,32	1.487,53
<i>Eichhornia azurea</i> Kunth.	63,75	3.497,77
RICCIACEAE		
<i>Ricciocarpos natans</i> (L.) Corda	0,01	0,55
SALVINIACEAE		
<i>Azolla filiculoides</i> Lam.	0,09	4,72
<i>Salvinia auriculata</i> Aubl.	1,96	103,14
<i>Salvinia biloba</i> Raddi.	3,10	180,65
<i>Salvinia minima</i> Baker	0,51	35,36

273 Em relação à biomassa de macrófitas, a abundância de peixes respondeu de forma
 274 negativa, apresentando um decréscimo na captura de indivíduos conforme o aumento da
 275 biomassa de plantas (Fig. 5a – Tabela 4). A riqueza de peixes, embora tenha mostrado uma
 276 tendência negativa em relação à biomassa de macrófitas (Fig. 5b), não apresentou valores
 277 significativos (Tabela 5).



278 **Fig. 5** Relação entre a abundância (A) e a riqueza (B) de peixes e a biomassa de macrófitas. A linha
 279 contínua indica resultado significativo, a linha tracejada indica resultado não significativo
 280

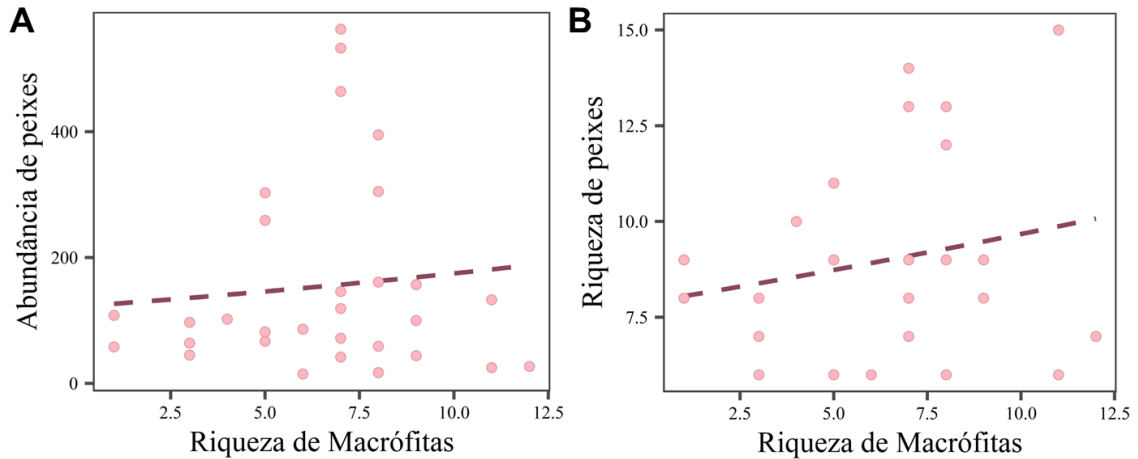
281 **Tabela 4** Resultados dos modelos generalizados mistos para a abundância de peixes em função da
 282 biomassa, riqueza e diversidade funcional de macrófitas aquáticas. EP = Erro Padrão. Valores destacados
 283 em negrito indicam resultados estatisticamente significativos ($p < 0,05$)

	Estimativa dos parâmetros	EP	Z	P
Intercepto	4,36	0,87	5,01	<0,001
Biomassa	-0,0002	0,0001	-2,04	0,04
Riqueza	0,16	0,14	1,12	0,26
Diversidade Funcional	-1,28	1,94	-0,66	0,51
Diversidade Funcional²	-2,01	0,76	-2,63	0,01
Diversidade Funcional³	-1,82	0,76	-2,40	0,02

284 **Tabela 5** Resultados dos modelos lineares generalizados (GLM) para a riqueza de peixes em função da
 285 biomassa, riqueza e diversidade funcional de macrófitas aquáticas. EP = Erro Padrão

	Estimativa dos parâmetros	EP	Z	P
Intercepto	2,13	0,23	9,26	<0,001
Biomassa	-0,0001	0,0001	-1,77	0,08
Riqueza	0,06	0,06	0,93	0,35
Diversidade Funcional	-0,03	0,15	-0,19	0,85

286 Tanto a abundância (Fig. 6a; Tabela 4) quanto a riqueza (Fig. 6b; Tabela 5) de peixes
 287 apresentaram uma tendência positiva em resposta à riqueza de macrófitas, porém, sem valores
 288 estatisticamente significativos.



289

290 **Fig. 6** Relação entre a abundância (A) e a riqueza (B) de peixes e a riqueza de macrófitas. A linha
 291 tracejada indica resultados não significativos

292

293

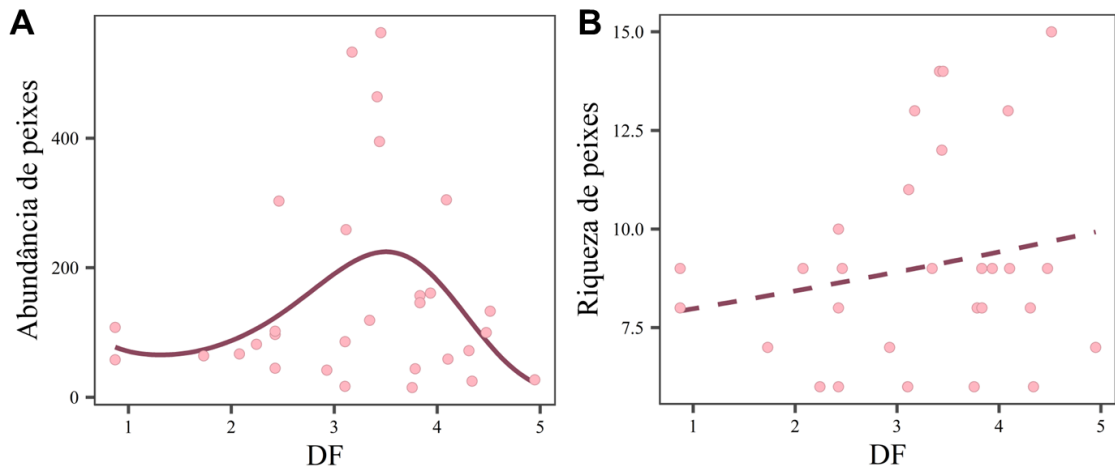
294 Para a diversidade funcional de macrófitas, a abundância de peixes respondeu de forma
 295 não-linear, com uma relação polinomial de terceira ordem em formato côncavo. Nesse caso, as
 296 maiores abundâncias de peixes foram observadas nos valores intermediários de diversidade
 297 funcional das macrófitas, a partir de onde decrescem (Fig. 7a – Tabela 4). A riqueza de peixes
 298 em função da diversidade funcional de macrófitas foi melhor descrita por uma relação
 299 polinomial de primeira ordem, e embora tenha apresentado uma tendência positiva (Fig. 7b),
 não apresentou valor significativo (Tabela 5).

300

301

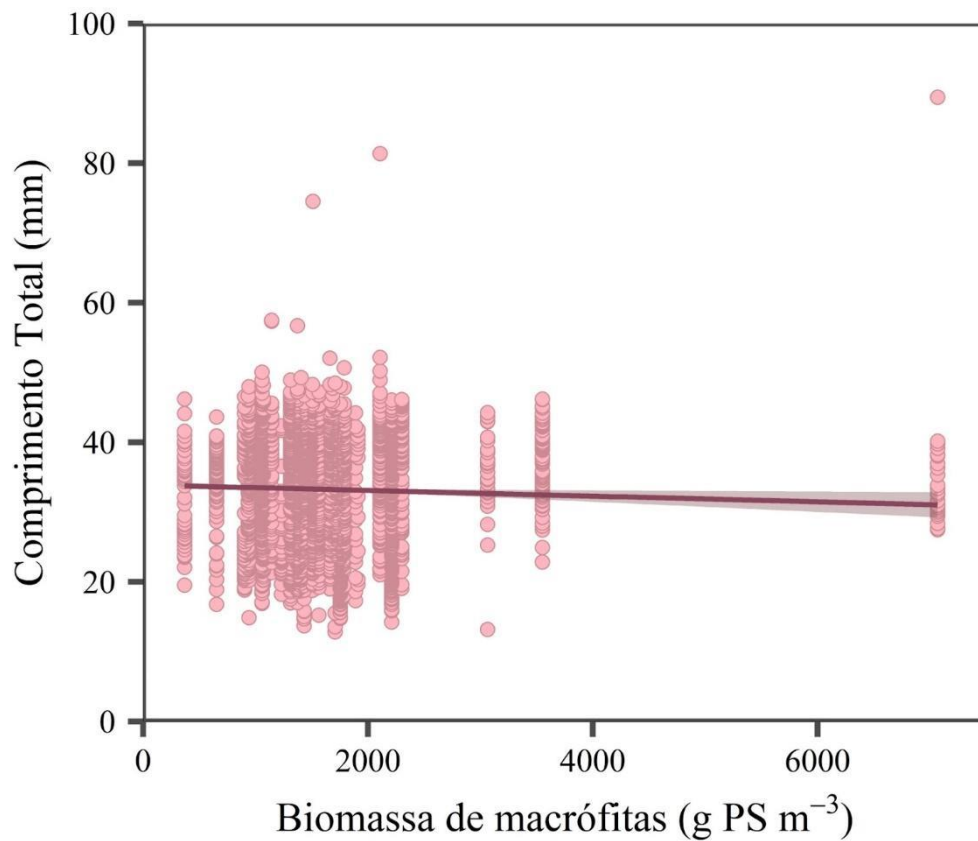
302

Os modelos apresentaram um poder preditivo moderado, explicando aproximadamente
 31% ($R^2 = 0,31$) e 20% ($R^2 = 0,20$) da variação da abundância e da riqueza de peixes,
 respectivamente (Tabelas 4 e 5).



303
 304 **Fig. 7** Relação entre a abundância (A) e a riqueza (B) de peixes e a diversidade funcional (DF) de
 305 macrófitas. A linha tracejada indica resultados não significativos

306 O comprimento total dos peixes relacionou-se negativamente com a biomassa de
 307 plantas, como esperado, ou seja, houve diminuição do comprimento dos peixes com o aumento
 308 da biomassa (Fig. 8 – Tabela 6).



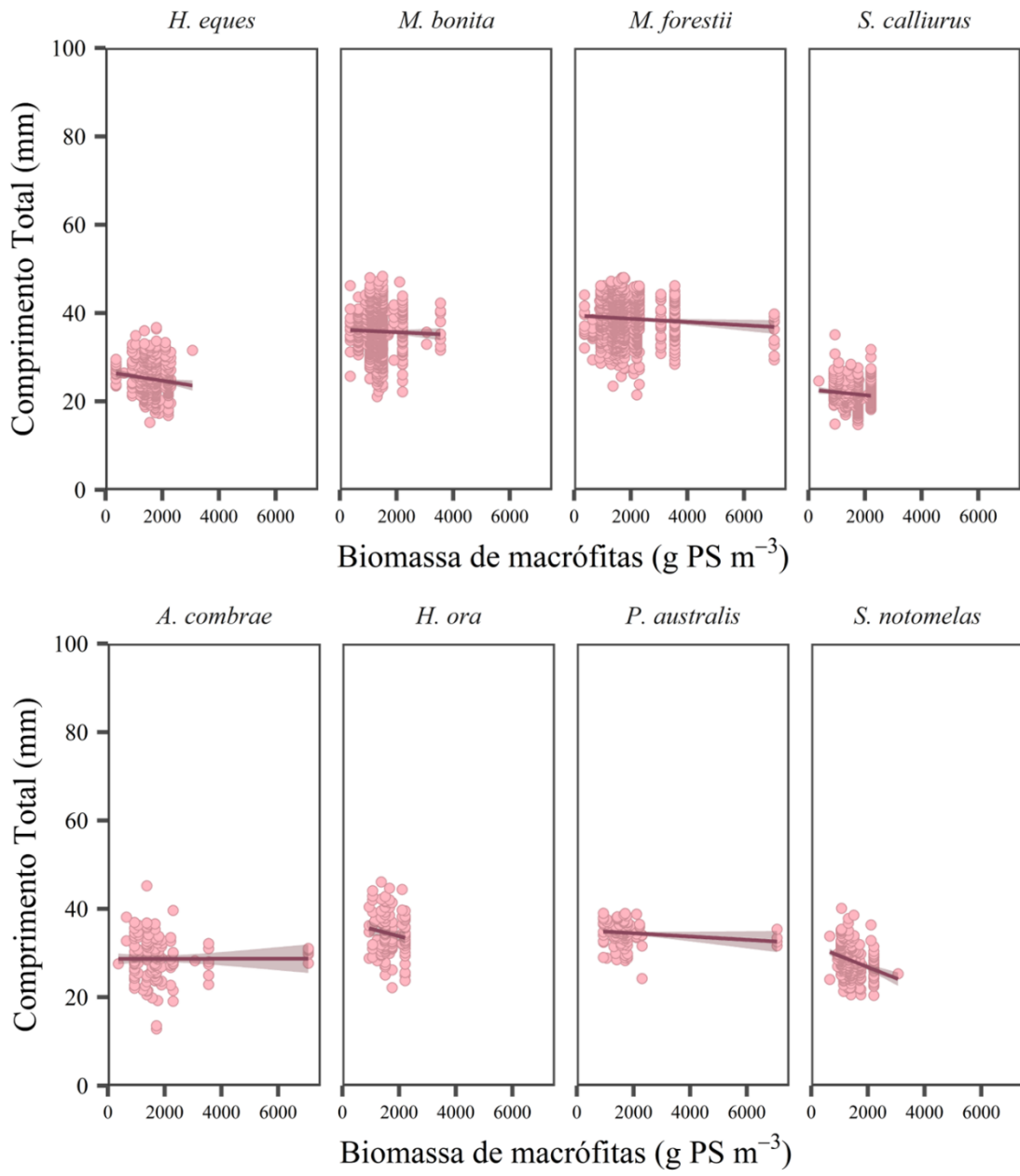
309
 310 **Fig. 8** Relação entre o comprimento total (mm) dos peixes capturados e a biomassa de macrófitas
 311
 312
 313

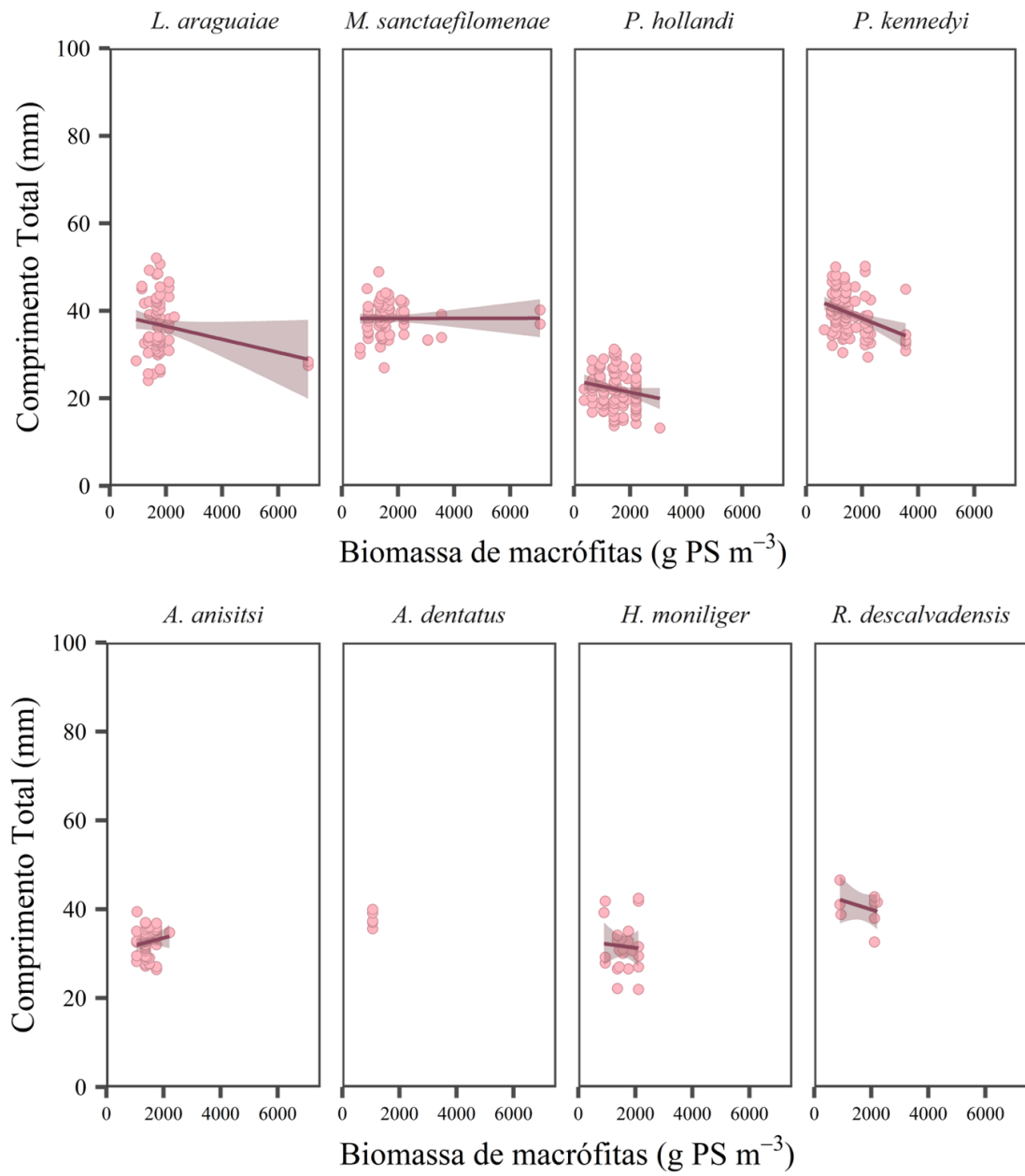
314 **Tabela 6** Resultados da análise de modelos lineares generalizados (GLM) para o comprimento total
 315 de peixes em função da biomassa de macrófitas. EP = Erro Padrão. Valores destacados em negrito
 316 indicam resultados estatisticamente significativos ($p < 0,05$)

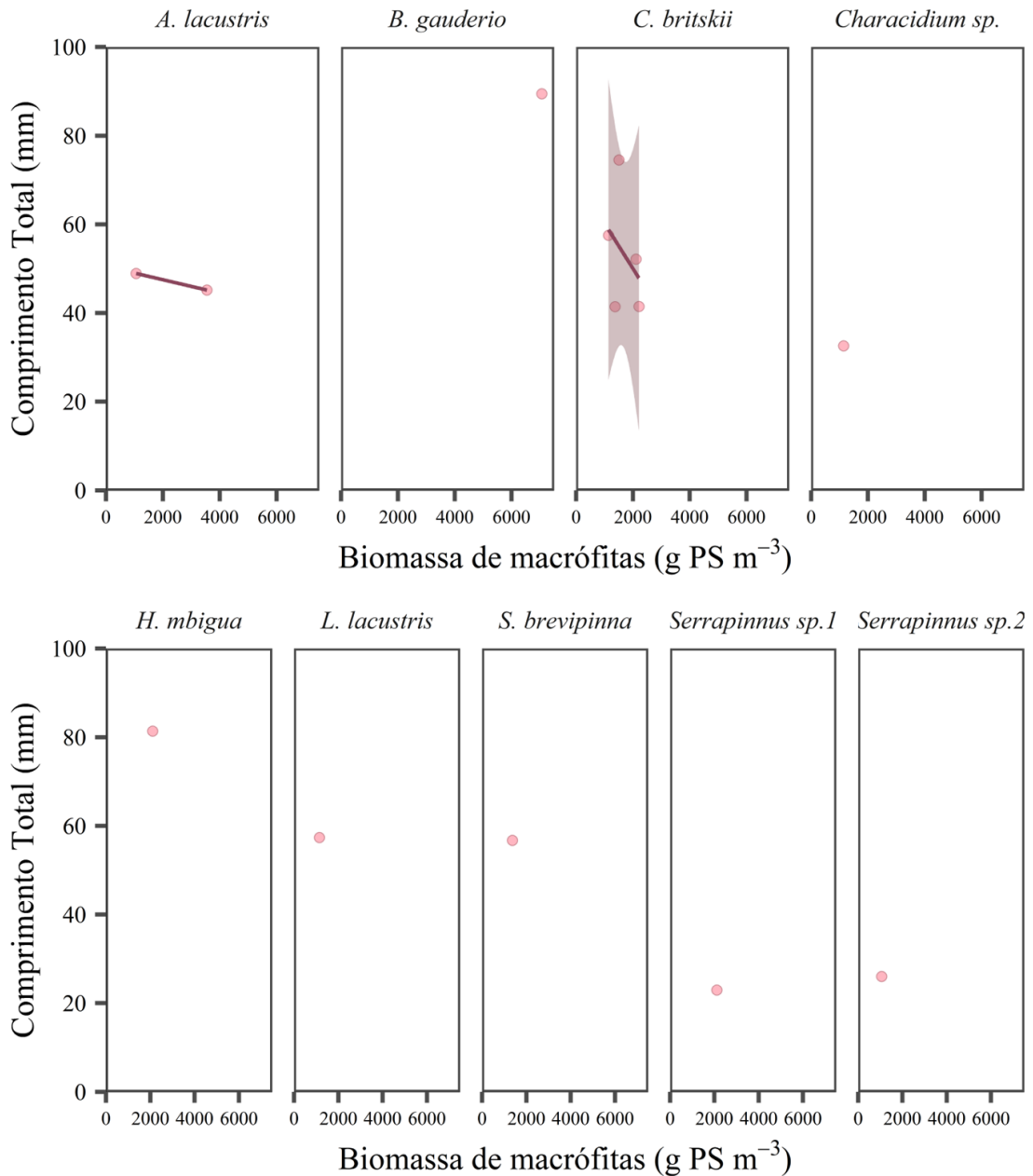
	Estimativa do parâmetro	EP	T	P
Intercepto	3,63	0,07	49,54	<0,001
Biomassa	-0,00002	0,000003	-5,62	<0,001

317 A variável aleatória incluída no modelo, a identidade da espécie de peixe, explicou a
 318 maior parte da variância do modelo ($R^2_m = 0,0007 - R^2_c = 0,896$). Avaliando as relações entre
 319 o comprimento total dos peixes e a biomassa de macrófitas para cada espécie de peixe
 320 separadamente, nota-se que a maioria apresentou uma relação linear negativa (Fig. 9), ou seja,
 321 apresentaram redução no tamanho corporal de acordo com o aumento da biomassa. Devido ao
 322 tamanho de cada espécie, algumas apresentaram maiores comprimentos (e.g. *M. bonita* e *M.*
 323 *forestii*) do que outras (e.g. *S. calliurus* e *S. notomelas*), o que pode ter contribuído com as
 324 variações observadas no modelo geral. Entretanto, três das 25 espécies apresentaram relação
 325 contrária ou nula com a biomassa de macrófitas: *A. anisitsi* apresentou aumento do tamanho
 326 total em função do aumento da biomassa, porém, esta espécie foi abundante somente em bancos
 327 com biomassa de até 2.210,64 g PS m⁻³ (Fig. 9 – Apêndice D); *Apistogramma combrae* e
 328 *Moenkhausia sanctafilomenae*, que mantiveram seu comprimento constante, e embora
 329 estivessem presentes no banco com a maior biomassa, foram mais abundantes naqueles com
 330 biomassas de até 3.551,52 g PS m⁻³ e 2.210,24 g PS m⁻³, respectivamente (Apêndice D).
 331 Algumas espécies como *C. britski*, *H. mbigua*, *L. lacustris* e *S. brevipinna* (Fig. 9),
 332 apresentaram comprimento maior que 50 mm e baixa abundância ($n < 5$), sendo capturadas
 333 exclusivamente em bancos com baixa biomassa de macrófitas (Apêndice D).

334







337
 338 **Fig. 9** Relação entre a biomassa de macrófitas e o comprimento total (mm) dos indivíduos das espécies
 339 de peixe capturadas

340 **4 Discussão**

341 Os resultados mostraram que a abundância e riqueza de peixes diminuíram com o
 342 aumento da biomassa de macrófitas, demonstrando uma relação negativa, a qual foi
 343 significativa apenas para abundância. Em contraste, a abundância e a riqueza de peixes
 344 apresentaram uma tendência positiva em relação à riqueza de macrófitas, porém, sem apresentar
 345 valores significativos. A diversidade funcional das plantas resultou em uma resposta não-linear
 346 da abundância de peixes, que foi mais elevada em bancos com valores intermediários de
 347 diversidade funcional. Por fim, o comprimento total dos peixes diminuiu conforme o aumento

348 da biomassa de macrófitas. Estes resultados corroboram o fato de que a complexidade de
349 *habitat* é um dos principais fatores que determinam a organização das comunidades (Kovalenko
350 et al., 2012; Ortega et al., 2018). Diversas espécies de peixes utilizam as plantas como refúgio
351 contra a predação (Figueiredo et al., 2014; Henseler et al., 2020), local para alimentação
352 (Quirino et al., 2021b; Yofukuji et al., 2021; Aleixo et al., 2022) e substrato para deposição e
353 proteção para os ovos (Crampton & Hopkins, 2005; Honorato-Sampaio, et al., 2009; Bulla et
354 al., 2011). Assim, a comunidade de peixes, quando associada a macrófitas aquáticas, responde
355 à variação nos atributos dessa comunidade (Granzotti et al., 2019; Nascimento et al., 2022).

356 Entre as espécies mais abundantes capturadas nos bancos de macrófitas estão
357 *Moenkhausia forestii*, *Hyphessobrycon eques* e espécies do gênero *Serrapinnus* (*S. notomelas*
358 e *S. calliurus*), todas frequentemente capturadas em áreas ocupadas por macrófitas (Carniatto
359 et al., 2020; Quirino et al., 2021a; Dias et al., 2022). Uma das justificativas para a presença
360 dessas espécies está no fato de que elas encontram uma ampla gama de alimentos nesses locais,
361 visto que os bancos de macrófitas propiciam um *habitat* favorável para o desenvolvimento de
362 pequenos invertebrados e múltiplas algas (Thomaz et al., 2008; Murakami et al., 2009; Mormul
363 et al., 2010; Colares et al., 2013). Em raízes e talos de macrófitas aquáticas é formado o
364 perifiton, onde se desenvolvem elevadas quantidades de algas (Rodrigues & Bicudo, 2004), um
365 recurso alimentar muito consumido por espécies do gênero *Serrapinnus* (Dias et al., 2022). Ao
366 contrário de *M. forestii*, que foi capturada em praticamente todos os bancos de macrófitas,
367 *Serrapinnus notomelas* esteve presente majoritariamente em bancos com baixa biomassa de
368 macrófitas, que a despeito da menor complexidade, oferece grande quantidade de algas (Dias
369 et al., 2022). *Hyphessobrycon eques* vive associada às macrófitas e alimenta-se
370 predominantemente de microcrustáceos (Carniatto et al., 2020; Quirino et al., 2021b). Apesar
371 de ser capturada em bancos com diferentes biomassas e diversidades, *M. forestii* é influenciada
372 pela biomassa das plantas, apresentando, por exemplo, uma dieta mais especializada em bancos
373 de macrófitas com menores biomassas (Cardozo et al., 2020; Yofukuji et al., 2021).

374 **4.1. A relação entre a abundância e riqueza de peixes com a biomassa de macrófitas**

375 De acordo com nossa predição, os bancos de macrófitas com valores intermediários de
376 biomassa seriam ambientes adequados para os peixes, apresentando maior abundância e
377 riqueza, em comparação aos bancos com baixas e altas biomassas, considerando o acesso aos
378 locais de refúgio, bem como a disponibilidade de alimentos e facilidade de capturar presas
379 (Thomaz & Cunha et al., 2010; Choi et al., 2020). Todavia, ao contrário do que prevíamos, a
380 abundância e riqueza de peixes apresentaram uma relação negativa com a biomassa de plantas,

381 sendo os maiores valores encontrados em baixas biomassas, o que pode ser explicado por alguns
382 fatores. Por exemplo, em determinados ambientes, especialmente sem predadores piscívoros,
383 pequenos peixes podem atingir grandes abundâncias em baixa complexidade de macrófitas
384 (Wilson et al., 2015; Quirino et al., 2023). Ademais, peixes que possuem baixa capacidade de
385 natação podem ocupar bancos de macrófitas mais abertos e menos densos, onde ainda
386 conseguem utilizar as raízes e caule das plantas para se esconder e capturar suas presas (Choi
387 et al., 2020). Essas espécies apresentam maior eficiência de predação (Sammons & Maceina,
388 2006) ou maior amplitude de nicho trófico (Eloranta et al., 2017; Quirino et al., 2022), uma vez
389 que em bancos de macrófitas menos densos, as presas estão menos protegidas (Padiál et al.,
390 2009).

391 Baixos valores de abundância de peixes eram esperados nos bancos de macrófitas com
392 valores maiores de biomassa (de acordo com a relação quadrática prevista), onde, embora haja
393 uma oferta de alimentos potencialmente maior para os peixes (Jackson & Hightower, 2001; Van
394 Donk & Van de Bund, 2002; Choi et al., 2014a; Choi et al., 2020; Aleixo et al., 2022), os
395 refúgios físicos proporcionados pela elevada biomassa de estruturas submersas das plantas se
396 tornam mais efetivos para suas presas, como por exemplo, para o zooplâncton (Winemiller et
397 al., 2000), Odonata (Choi et al., 2014a; Choi et al., 2020) e larvas de Chironomidae (Pierce et
398 al., 1994). Desta forma, a eficiência de forrageamento dos peixes é reduzida em elevadas
399 biomassas, que comprometem a atividade visual e dificultam a mobilidade e o acesso aos
400 recursos alimentares disponíveis (Schultz e Dibble 2012; Choi et al., 2014b, Clemente et al.,
401 2019; Choi et al., 2020). Ou seja, elevadas biomassas de plantas funcionam como uma barreira
402 física à ocupação dos peixes (Harrel & Dibble, 2001; Priyadarshana et al., 2001), dificultando
403 tanto a alimentação quanto o uso como refúgio pelos peixes. A significância estatística apenas
404 para abundância de peixes, demonstra que esta variável pode responder melhor às alterações de
405 complexidade de *habitat* proporcionada pela biomassa das macrófitas do que a riqueza de
406 peixes.

407

408 **4.2. A relação entre a abundância e riqueza de peixes com a riqueza e diversidade** 409 **funcional de macrófitas**

410 Os resultados mostraram uma tendência de maiores valores de riqueza e abundância de
411 peixes em bancos com maior riqueza de espécies de macrófitas, como esperado, embora
412 estatisticamente não significativa. Esta tendência pode estar associada à maior diversidade de
413 alimentos para os peixes nesses locais, uma vez que macrófitas e peixes estão primariamente

414 ligados por interações tróficas que envolvem principalmente a comunidade de invertebrados
415 (Schultz & Dibble, 2012; Aleixo et al., 2022). Yofukuji et al. (2021) mostraram que bancos de
416 macrófitas com maiores diversidades taxonômicas apresentaram um incremento significativo
417 da riqueza e diversidade de táxons de invertebrados, fato atribuído à diversidade de micro-
418 *habitat* que estas plantas fornecem. Choi et al. (2016) também mostraram que áreas com elevada
419 diversidade de macrófitas contribuem para o aumento na diversidade de zooplâncton, resultado
420 da heterogeneidade estrutural das macrófitas. Embora tenha havido uma tendência positiva
421 entre riqueza e abundância de peixes e riqueza de macrófitas, esta relação foi fraca e não
422 significativa, enquanto alguns estudos têm mostrado uma forte relação entre a riqueza e a
423 abundância de invertebrados e a riqueza de macrófitas (Choi et al. 2016; Yofukuji et al., 2021).
424 Isso indica que a riqueza de macrófitas pode influenciar diretamente (e positivamente) as presas
425 usadas por estes peixes, mas não influencia diretamente a abundância e a riqueza de peixes, ao
426 menos considerando o aspecto taxonômico, como foi avaliado neste estudo.

427 Os maiores valores de riqueza de peixes foram encontrados em bancos de macrófitas
428 com valores elevados de diversidade funcional, porém esta relação não foi significativa. Em
429 contrapartida, as maiores abundâncias de peixes foram registradas nos valores intermediários
430 de diversidade funcional das macrófitas. A resposta não-linear da abundância de peixes pode
431 estar principalmente associada à maior estruturação proporcionada pelas plantas ao longo do
432 gradiente de diversidade funcional, que considera aspectos estruturais em seu cálculo (Chmara
433 et al., 2018). Especificamente, neste estudo, a diversidade funcional incluiu, dentre outros
434 traços, o modo de vida, tipo de folha e tamanho das espécies de macrófitas. Apesar de não
435 existirem estudos sobre a influência da diversidade funcional de macrófitas sobre os atributos
436 da comunidade de peixes, alguns estudos analisaram como traços específicos (p. ex., forma de
437 crescimento ou tipo de arquitetura) afetam o forrageamento das espécies de peixe (Dionne &
438 Folt, 1991). Por exemplo, enquanto macrófitas com uma maior superfície aérea (como as
439 flutuantes) favorecem a colonização de invertebrados terrestres como besouros, formigas,
440 aranhas e abelhas (Fontanarrosa et al. 2013; Gallardo et al. 2017), que podem servir como
441 alimentos complementares para peixes invertívoros, macrófitas com uma área submersa
442 complexa (como as enraizadas e emergentes) abrigam uma maior quantidade de invertebrados
443 menores, como microcrustáceos (Choi et al., 2014b; Campos et al., 2021). É esperado que
444 quanto maior a diversidade funcional de macrófitas, maior o número de microhabitat disponível
445 para colonização por diferentes táxons de invertebrados (Choi et al., 2016; Yofukuji et al.,
446 2021), sendo que estas plantas variam em tamanho, número e orientação das folhas e caules,
447 forma de vida, arquitetura e forma de crescimento (Thomaz & Cunha, 2010). Assim como a

448 diversidade taxonômica, a diversidade funcional de macrófitas é um atributo importante para
449 análises em diversas escalas espaciais e em gradientes ambientais (de Bello et al., 2006). Sendo
450 assim, os bancos de macrófitas com valores intermediários de complexidade, promovem outros
451 benefícios além da alimentação, como o cuidado parental dos peixes e refúgio (Quirino et al.,
452 2021a), pois, embora o ambiente esteja bem estruturado, não impede a movimentação e permite
453 um forrageamento mais eficiente (Manatunge et al., 2000; Quirino et al., 2021a). Nos bancos
454 que apresentaram maiores abundâncias de peixes, as espécies de macrófitas predominantes
455 foram *E. azurea* e *E. crassipes*, que por sua vez, são plantas preferencialmente habitadas por
456 peixes de pequeno porte (Agostinho et al., 2007a; Nonato et al., 2021; Dias et al., 2022).

457 **4.3. O comprimento total de peixes em função da biomassa de macrófitas**

458 Como previsto, a relação entre comprimento total dos peixes e a biomassa das
459 macrófitas foi negativa, ou seja, indivíduos menores ocupam bancos de macrófitas com
460 elevadas biomassas. Esta relação foi observada tanto para os indivíduos de forma geral quanto
461 para as espécies separadamente, mesmo quando estas espécies ocuparam somente uma pequena
462 parcela do gradiente de biomassa. Este padrão tem sido verificado em outros trabalhos, e uma
463 das justificativas se deve ao fato de que em bancos com maiores densidades de macrófitas,
464 peixes pequenos encontram mais proteção contra a predação (Grenouillet & Pont, 2001; Choi
465 & Kim, 2020). Ademais, o tamanho corporal está intimamente relacionado com a locomoção
466 dos peixes entre os interstícios dessas plantas (Cunha et al., 2019). Assim, o pequeno tamanho
467 dos espaços intersticiais em *habitats* altamente complexos, como os proporcionados por
468 elevadas biomassas de plantas, pode restringir o tamanho do corpo do peixe que usa estes
469 *habitats*, uma vez que a movimentação é prejudicada (Crowder & Cooper, 1982; Warfe &
470 Barmuta, 2006; Cunha et al., 2019).

471 De fato, poucas espécies são capazes de ocupar bancos com elevadas biomassas de
472 macrófitas. Cunha et al. (2019) verificaram que somente pequenos caracídeos, como
473 *Serrapinnus heterodon* e *S. notomelas*, são capturados em áreas com densa vegetação. Neste
474 estudo, a maioria das espécies ocupou níveis baixos e intermediários de macrófitas. Espécies
475 raras neste estudo, como *H. mbigua*, *L. lacustris* e *S. brevippina* que alcançaram os maiores
476 comprimentos (> 50 mm), foram capturadas apenas em bancos de baixa biomassa. Assim, os
477 peixes maiores preferem ocupar bancos mais esparsos de macrófitas, onde conseguem se
478 locomover e forragear mais facilmente (Yeager & Hovel, 2017). A exceção, neste estudo, foi o
479 Gymnotiformes *B. gauderio* que apresentou o maior comprimento e ocorreu no banco com
480 maior biomassa. Portanto, além do tamanho corporal, outras características que facilitem a

481 locomoção e o forrageamento em locais de difícil acesso podem auxiliar na ocupação dos
482 bancos densos de macrófitas (Nonato et al., 2021; Quirino et al., 2021a). Os peixes da ordem
483 Gymnotiformes possuem o corpo em formato fusiforme comprimido e uma habilidade de nadar
484 para trás, que além de ser uma importante estratégia de forrageamento de peixes elétricos
485 (Lannoo & Lannoo, 1993; Nanjappa et al., 2000), possivelmente, facilita a entrada e saída de
486 bancos de macrófitas mais complexos.

487

488 **5 CONSIDERAÇÕES FINAIS**

489 Em resumo, os resultados evidenciam o impacto significativo da biomassa e da
490 diversidade funcional de macrófitas aquáticas na estruturação dos ambientes aquáticos. Essas
491 plantas desempenham um papel fundamental, modificando não só a composição das
492 assembleias de peixes, mas também selecionando características específicas desses animais,
493 bem como o comprimento total, de acordo com a complexidade estrutural. Ressalta-se, a partir
494 dos resultados, que à medida que a biomassa aumenta, a abundância e o tamanho dos peixes
495 diminuem, indicando que os bancos mais densos podem restringir a movimentação dos peixes
496 dificultando o forrageamento. Ademais, esses resultados revelaram uma relação não-linear
497 entre a diversidade funcional das macrófitas e a abundância de peixes, ressaltando a importância
498 da conservação dessas plantas nos ecossistemas aquáticos. Sendo assim, a compreensão dessas
499 interações, enfatiza a importância da preservação das macrófitas aquáticas, visando proteger a
500 biodiversidade dos ecossistemas de água doce.

501 **REFERÊNCIAS**

- 502 Agostinho, A. A. & M. Zalewski, 1996. A planície alagável do alto Rio Paraná: importância e
503 preservação. Eduem, Maringá, 100.
- 504 Agostinho, A. A., L. C. Gomes & H. F. Júlio-Júnior, 2003. Relações entre macrófitas aquáticas
505 e fauna de peixes In Thomaz, S. M. & L. M. Bini (eds), Ecologia e Manejo de Macrófitas
506 Aquáticas, Eduem, Maringá: 261–280.
- 507 Agostinho, A. A., S. M. Thomaz & L. C. Gomes, 2004. Threats for biodiversity in the
508 floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. *International
509 Journal of Ecohydrology & Hydrobiology* 4: 255-268.
- 510 Agostinho, A. A., S. M. Thomaz, L. C. Gomes & L. C. S. L. S. Baltar, 2007a. Influence of the
511 macrophyte *Eichhornia azurea* on fish assemblage of the Upper Paraná River floodplain
512 (Brazil). *Aquatic Ecology* 41: 611-619.
- 513 Agostinho, A. A., F. P. Pelicice, A. C. Petry, L. C. Gomes & H. F. Júlio-Júnior, 2007b. Fish
514 diversity in the upper Paraná River basin: habitats, fisheries, management and
515 conservation. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 10: 174-186.

- 516 Aleixo, M. H. F., B. A. Quirino, K. Y. Yofukuji, A. L. P. Cardozo & R. Fugi, 2022. Macrophyte
517 biomass mediates trophic relationships between congeneric fishes and invertebrate
518 communities. *Limnologica* 93: 125957. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2022.125957>.
- 519 Bulla, C. K., L. C. Gomes & A. A. Agostinho, 2011. The ichthyofauna of drifting macrophyte
520 mats in the Ivinhema River, upper Paraná River basin, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 9:403–
521 409. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252011005000021>
- 522 Campos, R., J. Rosa, V. G. Ferreira, E. O. Conceição., K. Martens & J. Higuti, 2021.
523 Macrophyte life forms influence the effects of environmental and spatial factors on the beta-
524 diversity of associated ostracod communities (Crustacea). *Aquatic Sciences* 83:27.
525 <https://doi.org/10.1007/s00027-021-00777-9>
- 526 Cardoso, P., F. Rigal & J. C. Carvalho, 2015. BAT–biodiversity assessment tools, an R package
527 for the measurement and estimation of alpha and beta taxon, phylogenetic and functional
528 diversity. *Methods in Ecology Evolution* 6:232–236. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12310>
- 529 Cardozo, A. L. P., B. A. Quirino, K. Y. Yofukuji, M. H. F. Aleixo, & R. Fugi, 2020. Habitat
530 complexity and individual variation in diet and morphology of a fish species associated with
531 macrophytes. *Ecology of Freshwater Fish* 30: 184–196. <https://doi.org/10.1111/eff.12574>
- 532 Carniatto, N., S. M. Thomaz, E. R. Cunha, R. Fugi & R. R. Ota, 2013. Effects of an invasive
533 alien Poaceae on aquatic macrophytes and fish communities in a Neotropical
534 reservoir. *Biotropica* 45: 747-754. <https://doi.org/10.1111/btp.12062>
- 535 Carniatto, N., E. R. Cunha, S. M. Thomaz, B. A. Quirino, & Fugi, R, 2020. Feeding of fish
536 inhabiting native and non-native macrophyte stands in a Neotropical reservoir. *Hydrobiologia*
537 847, 1553–1563. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04212-2>
- 538 Carniatto, N., R. Fugi, G. Cantanhêde, E. A. Gubiani, E. A. & N. S. Hahn, 2012. Effects of
539 flooding regime and diel cycle on diet of a small sized fish associated to macrophytes. *Acta*
540 *Limnologica Brasiliensia* 24: 363-372. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2013005000007>
- 541 Carvalho, P., S. M. Thomaz, J. T. Kobayashi & L. M. Bini, 2013. Species richness increases
542 the resilience of wetland plant communities in a tropical floodplain. *Austral Ecology* 38: 592-
543 598. <https://doi.org/10.1111/aec.12003>
- 544 Chmara, R., J. Szmeja & K. Banaś, 2018. The relationships between structural and functional
545 diversity within and among macrophyte communities in lakes. *Journal of Limnology* 77: 100-
546 108. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2017.1630>
- 547 Choi, J. Y. & S. K. Kim, 2020. Effects of aquatic macrophytes on spatial distribution and feeding
548 habits of exotic fish species *Lepomis macrochirus* and *Micropterus salmoides* in shallow
549 reservoirs in South Korea. *Sustainability* 12: 1447. <https://doi.org/10.3390/su12041447>
- 550 Choi, J. Y., K. S. Jeong, G. H. La, S. K. Kim & G. J. Joo, 2014a. Sustainment of epiphytic
551 microinvertebrate assemblage in relation with different aquatic plant microhabitats in
552 freshwater wetlands (South Korea). *Journal of Limnology* 73: 11–16.
553 <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2014.736>
- 554 Choi, J. Y., K. S. Jeong, S. K. Kim & G. J. Joo, 2016. Impact of habitat heterogeneity on the
555 biodiversity and density of the zooplankton community in shallow wetlands (Upo wetlands,
556 South Korea). *Oceanological and Hydrobiological Studies* 45: 485-492.
557 <https://doi.org/10.1515/ohs-2016-0041>

- 558 Choi, J. Y., K. S. Jeong, S. K. Kim, G. H. La, K. H. Chang & G. J. Joo, 2014b. Role of
559 macrophytes as microhabitats for zooplankton community in lentic freshwater ecosystems of
560 South Korea. *Ecological Informatics* 24: 177–185. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2014.09.002>
- 561 Choi, J.Y., S. K. Kim, J. C. Kim & J. H. Yun, 2020. Effect of microhabitat structure on the
562 distribution of an endangered fish, *Coreoperca kawamebari* (Temminck & Schlegel, 1843) in
563 the Geum River, South Korea. *Water*, 12: 1690. <https://doi.org/10.3390/w12061690>
- 564 Clemente, J. M., T. Boll, F. T. Mello, C. Iglesias, A. R. Pedersen, E. Jeppesen & M. Meerhoff,
565 2019. Role of plant architecture on littoral macroinvertebrates in temperate and subtropical
566 shallow lakes: A comparative manipulative field experiment. *Limnetica* 38:759–772. <https://doi.org/10.23818/limn.38.44>
- 568 Colares, M. A. M., C. C. Bonecker, N. R. Simões, G. M. Alves & F. A. Lansac-Tôha, 2013.
569 Structure of the zooplankton communities in macrophytes stand of a Neotropical floodplain
570 (the Paraná River, Brazil). *International Review of Hydrobiology* 98: 89-103.
571 <https://doi.org/10.1002/iroh.201301471>
- 572 Conceição, E. D., J. Higuti, R. Campos & K. Martens, 2018. Effects of flood pulses on
573 persistence and variability of pleuston communities in a tropical floodplain lake. *Hydrobiologia*
574 807: 175-188. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3392-z>
- 575 Crampton, W. G. R. & C. D. Hopkins, 2005. Nesting and paternal care in the weakly electric
576 fish *Gymnotus* (Gymnotiformes: Gymnotidae) with descriptions of larval and adult electric
577 organ discharges of two species. *Copeia* 1: 48-60. <https://doi.org/10.1643/CI-04-056R1>
- 578 Crowder, L. B. & W. E. Cooper, 1982. Habitat structural complexity and the interaction
579 between bluegills and their prey. *Ecology* 63: 1802-1813. <https://doi.org/10.2307/1940122>
- 580 Cunha, E. R., K. O. Winemiller, J. C. B. Silva, T. M. Lopes, L. C. Gomes, S. M. Thomaz & A.
581 A. Agostinho, 2019. α and β diversity of fishes in relation to a gradient of habitat structural
582 complexity supports the role of environmental filtering in community assembly. *Aquatic*
583 *Sciences* v. 81: 1-12. <https://doi.org/10.1007/s00027-019-0634-3>
- 584 de Bello F, J. Lepš, M. T. Sebastià, 2006. Variations in species and functional plants diversity
585 along climatic and grazing gradients. *Ecography* 29: 801-810.
586 <https://doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04683.x>
- 587 Dias, R. M., J. C. B. Silva, L. C. Gomes & A. A. Agostinho, 2017. Effects of macrophyte
588 complexity and hydrometric level on fish assemblages in a Neotropical
589 floodplain. *Environmental Biology of Fishes* 100: 703-716. <https://doi.org/10.1007/s10641-017-0597-y>
- 591 Dias, R. M., R. M. Tófoli, J. C. B. Silva, L. C. Gomes & A. A. Agostinho, 2022. Effects of
592 habitat complexity on trophic interactions of three congeneric fish species. *Aquatic Ecology*
593 56: 877-899. <https://doi.org/10.1007/s10452-022-09954-w>
- 594 Dibble, E. D. & F. M. Pelicice, 2010. Influence of aquatic plant-specific habitat on an
595 assemblage of small neotropical floodplain fishes. *Ecology of Freshwater Fish* 19: 381-389.
596 <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2010.00420.x>
- 597 Dibble, E. D., K. J. Killgore & S. L. Harrel, 1996. Assessment of fish-plant interaction.
598 *American Fisheries Society* 16: 357–372.

- 599 Dionne, M. & C. L. Folt, 1991. An experiments analysis of macrophyte growth forms as fish
600 foraging habitat. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48:123–131. <https://doi.org/10.1139/f91-017>
601
- 602 Eloranta, A.P., I. Vejříková, M. Čech, L. Vejřík, M. Holubová, M. Šmejkal, J. Frouzová, M.
603 Kiljunen, R. I. Jones & J. Peterka, 2017. Some like It Deep: Intraspecific Niche Segregation in
604 Ruffe (*Gymnocephalus cernua*). *Freshwater Biology* 62: 1401–1409.
605 <https://doi.org/10.1111/fwb.12953>.
- 606 Figueiredo, B. R. S., R. P. Mormul & E. Benedito, 2014. Structural complexity and turbidity do
607 not interact to influence predation rate and prey selectivity by a small visually feeding fish.
608 *Marine and Freshwater Research* 66:170–176. <https://doi.org/10.1071/MF14030>
- 609 Fontanarrosa, M. S., G.N. Chaparro & I. O’Farrell, 2013. Temporal and Spatial Patterns of
610 Macroinvertebrates Associated with Small and Medium-Sized Free-Floating Plants. *Wetlands*
611 33:47–63. <https://doi.org/10.1007/s13157-012-0351-3>
- 612 Gallardo, L. I., R. P. Carnevali, E. A. Porcel & A. S. G. Poi, 2017. Does the effect of aquatic
613 plant types on invertebrate assemblages change across seasons in a subtropical wetland?
614 *Limnetica* 36: 87–98. <https://doi.org/10.23818/limn.36.07>
- 615 Giacomazzo, M., A. Bertolo, P. Brodeur & P. Magnan, 2023. Relationship between submerged
616 aquatic vegetation, turbidity, and fish distribution in a large shallow fluvial lake. *Environmental*
617 *Biology of Fishes* 106: 1-17. <https://doi.org/10.1007/s10641-022-01359-w>
- 618 Granzotti, R. V., R. W. Tavares, A. C. Rodrigues, T. M. Lopes & L. C. Gomes, 2019.
619 Environmental and geographic distance determining fish assemblage similarity in a floodplain:
620 role of flow and macrophyte presence. *Environmental Biology of Fishes* 102: 747-757.
621 <https://doi.org/10.1007/s10641-019-00868-5>
- 622 Grenouillet, G. & D. Pont, 2001. Juvenile fishes in macrophyte beds: influence of food
623 resources, habitat structure and body size. *Journal of Fish Biology* 59: 939-959.
624 <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2001.tb00163.x>
- 625 Harrel, S. L. & E. D. Dibble, 2001. Foraging efficiency of juvenile bluegill, *Lepomis*
626 *macrochirus*, among different vegetated habitats. *Environmental Biology of Fishes* 62: 441-
627 453. <https://doi.org/10.1023/A:1012259922727>
- 628 Henseler, C., M. C. Nordstrom, A. Tornroos, M. Snickars & E. Bonsdorff, 2020. Predation risk
629 and competition affect habitat use of adult perch, *Perca fluviatilis*. *Journal of Fish Biology* 96:
630 669-680. <https://doi.org/10.1111/jfb.14258>
- 631 Honorato-Sampaio, K., G. B. Santos, N. Bazzoli & E. Rizzo, 2009. Observations on the
632 seasonal breeding biology and fine structure of the egg surface in the white piranha *Serrasalmus*
633 *brandtii* from the São Francisco River basin, Brazil. *Journal of Fish Biology* 75: 1874 – 1882.
634 <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2009.02422.x>
- 635 Iquematsu, M. S., E. R. Cunha & A. Bialecki A. The dynamism fish-plant association:
636 Ontogenetic variations in assemblage attributes in neotropical floodplain lakes. *Ecology of*
637 *Freshwater Fish* 32:120–132. <https://doi.org/10.1111/eff.12674>
- 638 Jackson, J.R. & J. E. Hightower, 2001. Reservoir striped bass movements and site fidelity in
639 relation to seasonal patterns in habitat quality. *North American Journal Fisheries Management*
640 21, 34–45. [https://doi.org/10.1577/1548-8675\(2001\)021<0034:RSBMAS>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(2001)021<0034:RSBMAS>2.0.CO;2)

- 641 Kimura, R. S. Y., E. M. Brambilla, J. F. D. Pereira & M. G. Nogueira, 2021. Macrophytes banks
642 as potential fish nursery areas in small hydropower reservoirs. *Acta Limnologica Brasiliensia*
643 33: e27. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X1621>
- 644 Kovalenko, K. E., S. M. Thomaz & D. M. Warfe, 2012. Habitat complexity: approaches and
645 future directions. *Hydrobiologia* 685: 1–17. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0974-z>
- 646 Laliberté, E., P. Legendre & B. Shipley, 2014. FD: Measuring functional diversity from multiple
647 traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0-12. Retrieved from
648 <https://cran.r-project.org/package=FD>
- 649 Lannoo, M.J. & S.J. Lannoo, 1993. Why do electric fishes swim backwards? An hypothesis
650 based on gymnotiform foraging behavior interpreted through sensory constraints. *Environmental Biology of Fishes* 36: 157–165. <https://doi.org/10.1007/BF00002795>
- 652 Lansac-Tôha, F. M., B. A. Quirino, Y. R. Souza, F. A. Lansac-Tôha, L. F. M. Velho & M. T.
653 Baumgartner, 2021. The commonality of core biological groups across freshwater food
654 webs. *Limnology and Oceanography* 66: 1459-1474. <https://doi.org/10.1002/lno.11697>
- 655 Lopes, T. M., E. R. Cunha, J. C. B. Silva, R. D. L. Behrend & L. C. Gomes, 2015. Dense
656 macrophytes influence the horizontal distribution of fish in floodplain lakes. *Environmental*
657 *Biology of Fishes* 98: 1741-1755. <https://doi.org/10.1007/s10641-015-0394-4>
- 658 MaCarthur, R. H. & J. W. MaCarthur, 1961. On bird species diversity. *Ecology* 42: 594-598.
659 <https://doi.org/10.2307/1932254>
- 660 Manatunge, J, T. Asaeda & T. Priyadarshana, 2000. The influence of structural complexity on
661 fish-zooplankton interactions: A study using artificial submerged macrophytes. *Environmental*
662 *Biology of Fishes* 58: 425–438. <https://doi.org/10.1023/A:1007691425268>
- 663 McNett, B. J. & A. L. Rypstra, 2000. Habitat selection in a large orb-weaving spider:
664 vegetational complexity determines site selection and distribution. *Ecological Entomology* 25:
665 423-432. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2311.2000.00279.x>
- 666 Mormul, R. P., S. M. Thomaz, J. Higuti & K. Martens, 2010. Ostracod (Crustacea) colonization
667 of a native and a non-native macrophyte species of Hydrocharitaceae in the Upper Paraná
668 floodplain (Brazil): an experimental evaluation. *Hydrobiologia* 644: 185-193, 2010.
669 <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0112-3>
- 670 Murakami, E. A., D. C. Bicudo & L. Rodrigues, 2009. Periphytic algae of the Garças Lake,
671 Upper Paraná River floodplain: comparing the years 1994 and 2004. *Brazilian Journal of*
672 *Biology* 69: 459–468. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000300002>
- 673 Nakagawa, S. & H. Schielzeth, 2012. A general and simple method for obtaining R^2 from
674 generalized linear mixed-effects models. *Methods in Ecology and Evolution* 4: 133-142.
675 <https://doi.org/10.1111/j.2041-210x.2012.00261.x>
- 676 Nanjappa, P., L. Brand & M. J. Lannoo, 2000. Swimming patterns associated with foraging in
677 phylogenetically and ecologically diverse American weakly electric teleosts
678 (Gymnotiformes). *Environmental Biology of Fishes*, 58:97-104.
679 <https://doi.org/10.1023/A:1007656801949>
- 680 Nascimento, C. P., J. C. Alves, J. D. Latini & L. C. Gomes, 2022. Anthropogenic activities and
681 habitat complexity influence fish functional diversity in a Neotropical reservoir. *Aquatic*
682 *Sciences* 84:35. <https://doi.org/10.1007/s00027-022-00865-4>

- 683 Neiff, J. J., A. P. Neiff & M. B. C. Veron, 2009. The role of vegetated areas on fish assemblage
684 of the Paraná River floodplain: effects of different hydrological conditions. *Neotropical*
685 *Ichthyology* 7: 39-48. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252009000100006>
- 686 Nonato, F. A. S., T. S. Michelan, P. V. Freitas, C. Maia & L. G. A. Montang, 2021. Heterogeneity
687 of macrophyte banks affects the structure of fish communities in flooded habitats of the Amazon
688 Basin. *Aquatic Ecology* 55: 215-226. <https://doi.org/10.1007/s10452-020-09823-4>
- 689 Ortega, J. C. G., S. M. Thomaz & L. M. Bini, 2018. Experiments reveal that environmental
690 heterogeneity increases species richness, but they are rarely designed to detect the underlying
691 mechanisms. *Oecologia* 188: 11–22. <https://doi.org/10.1007/s00442-018-4150-2>
- 692 Ota, R. R., G. C. Deprá, W. J. Graça & C. S. Pavanelli, 2018. Peixes da planície de inundação
693 do alto rio Paraná e áreas adjacentes: revised, annotated and updated. *Neotropical Ichthyology*
694 16: e170094. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20170094>
- 695 Padial, A. A., P. Carvalho, S. M. Thomaz, S. M. Boschilia, R. B. Rodrigues & J. T. Kobayashi,
696 2009. The role of an extreme flood disturbance on macrophyte assemblages in a Neotropical
697 floodplain. *Aquatic Sciences* 71, 389-398. <https://doi.org/10.1007/s00027-009-0109-z>
- 698 Pierce, C. L., J. B. Rasmussen & W. C. Leggett, 1994. Littoral fish communities in Southern
699 Quebec Lakes: relationships with limnological and prey resource. *Canadian Journal of Fisheries*
700 *and Aquatic Sciences* 51: 1128–1138. <https://doi.org/10.1139/f94-11>
- 701 Pott, V. J. & A. Pott, 2000. Plantas aquáticas do Pantanal. EMBRAPA, Brasília, 404.
- 702 Priyardashana, T., T. Asaeda & J. Manatunge, 2001. Foraging behaviour of planktivorous fish
703 in artificial vegetation: the effects on swimming and feeding. *Hydrobiologia* 442: 231-239.
704 <https://doi.org/10.1023/A:1017578524578>
- 705 Quirino, B. A., N. Carniatto, J. V. Gaiotto & R. Fugi, 2015. Seasonal variation in the use of
706 food resources by small fishes inhabiting the littoral zone in a Neotropical floodplain lake.
707 *Aquatic Ecology* 49, 431–440. <https://doi.org/10.1007/s10452-015-9535-2>
- 708 Quirino, B. A., F. M. Lansac-Tôha, S. M. Thomaz, J. Heino & R. Fugi, 2021a. Macrophyte
709 stand complexity explains the functional α and β diversity of fish in a tropical river-
710 floodplain. *Aquatic Sciences* 83: 12. <https://doi.org/10.1007/s00027-020-00768-2>
- 711 Quirino, B. A., F. Teixeira de Mello, S. Deosti, C. C. Bonecker, A.L. P. Cardozo, K. Y. Yofukuji,
712 M. H. F. Aleixo & R. Fugi, 2021b. Interactions between a planktivorous fish and planktonic
713 microcrustaceans mediated by the biomass of aquatic macrophytes. *Journal of Plankton*
714 *Research* 43: 46–60. doi:10.1093/plankt/fbaa061
- 715 Quirino, B. A., S. M. Thomaz, E. Jeppesen, M. Sondergaard, M. S. Dainez-Filho & R. Fugi,
716 2022. Aquatic macrophytes shape the foraging efficiency, trophic niche breadth, and overlap
717 among small fish in a Neotropical River. *Water* 14: 3543. <https://doi.org/10.3390/w14213543>
- 718 Quirino, B. A., M. Søndergaard, T. L. Lauridsen, L. S. Johansson, R. Fugi, S. M. Thomaz, F.
719 M. Lansac-Tôha & E. Jeppesen, 2023. Associations between submerged macrophytes and fish
720 communities at two spatial scales in 88 temperate shallow lakes. *Freshwater Biology* 68: 1211-
721 1223. <https://doi.org/10.1111/fwb.14098>
- 722 R Core Team, (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation
723 for Statistical Computing, Vienna. Disponível em <http://www.r-project.org/>

- 724 Rabaey, J. S., L. M. Domine, K. D. Zimmer & J. B. Cotner, 2021. Winter oxygen regimes in
725 clear and turbid shallow lakes. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 126:
726 e2020JG006065. <https://doi.org/10.1029/2020JG006065>
- 727 Rodrigues, L. & D. E. Bicudo, 2004. Periphytic algae. In: Thomaz, S.M. et al. (Ed.). *The upper*
728 *Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Leiden: Backhuys
729 Publishers. pp. 125-143.
- 730 Sammons, S. M. & M. J. Maceina, 2006. Changes in Diet and Food Consumption of
731 Largemouth Bass Following Large-scale Hydrilla Reduction in Lake Seminole,
732 Georgia. *Hydrobiologia* 560: 109–120. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1163-8>
- 733 Schultz, R. & E. Dibble, 2012. Effects of invasive macrophytes on freshwater fish and
734 macroinvertebrate communities: the role of invasive plant traits. *Hydrobiologia* 684:1–14.
735 <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0978-8>
- 736 Stahr, K. J. & M. A. Kaemingk, 2017. An evaluation of emergent macrophytes and use among
737 groups of aquatic taxa. *Lake and Reservoir Management* 33: 314-323.
738 <https://doi.org/10.1080/10402381.2017.1339747>
- 739 Stevaux, J. C. & I. A. Souza, 2004. Floodplain construction in an anastomosed river. *Quaternary*
740 *International* 114: 55–65. [https://doi.org/10.1016/S1040-6182\(03\)00042-9](https://doi.org/10.1016/S1040-6182(03)00042-9)
- 741 Summerfelt, R. C., 1993. Lake and reservoir habitat management In Kohler, C. C. & W. A.
742 Hubert (eds), *Inland fisheries management in North America*. American Fisheries Society,
743 Bethesda, Maryland: 231-261.
- 744 Thomaz, S. M. & E. R. Cunha, 2010. The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic
745 ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages'
746 composition and biodiversity. *Acta Limnologica Brasiliensia* 22: 218-236.
747 <https://doi.org/10.4322/actalb.02202011>
- 748 Thomaz, S. M., E. D. Dibble, L. R. Evangelista, J. Higuti & L. M. Bini, 2008. Influence of
749 aquatic macrophyte habitat complexity on invertebrate abundance and richness in tropical
750 lagoons. *Freshwater Biology* 53: 358–367. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01898.x>
- 751 Thomaz, S. M., L. M. Bini & R. L. Bozelli, 2007. Floods increase similarity among aquatic
752 habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia* 579: 1-13. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0285-y>
- 754 Thomaz, S. M., L. M. Bini, T. A. Pagioro, K. J. Murphy, A. M. Santos & D. C. Souza, 2004 .
755 *Aquatic macrophytes of the Upper Paraná River floodplain: patterns of diversity, biomass and*
756 *decomposition* In Agostinho, A. A., S. M. Thomaz & N. S. Hahn (eds), *The Upper Paraná River*
757 *and its Floodplain: Physical aspects, Ecology and Conservation*. Backhuys Publishers,
758 Leiden: 331–352.
- 759 Tokeshi M. & S. Arakaki, 2012. Habitat complexity in aquatic systems: fractals and beyond.
760 *Hydrobiologia* 685: 27–47. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0832-z>
- 761 Tonn W. M. & J. J. Magnuson, 1982. Patterns in the species composition and richness of fish
762 in northern Wisconsin lakes. *Ecology* 63: 1149–1166. <https://doi.org/10.2307/1937251>

- 763 van Donk, E., W. J. van de Bund, 2002. Impact of submerged plants including charophytes on
764 phyto-and zooplankton communities: Allelopathy versus other mechanisms. *Aquatic Botany*
765 72: 261–274. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(01\)00205-4](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(01)00205-4)
- 766 Warfe, D. M. & L. A. Barmutta, 2006. Habitat structural complexity mediates food web
767 dynamics in a freshwater macrophyte community. *Oecologia* 150: 141–154.
768 <https://doi.org/10.1007/s00442-006-0505-1>
- 769 Wickham, H., 2016. Data Analysis. In: *ggplot2. Use R!*. Springer, Cham. New York. pp.189-201.
770 https://doi.org/10.1007/978-3-319-24277-4_9
- 771 Wilson, K. L., M. S. Allen, R. N. M. Ahrens & M. D. Netherland, 2015. Nonlinear and density-
772 dependent fish habitat selection across physiochemical gradients in an invasive macrophyte
773 habitat. *Environmental Biology of Fishes* 98: 1525-1539. <https://doi.org/10.1007/s10641-015-0379-3>
774
- 775 Winemiller, K. O., S. Tarim, D. Shormann & J. B. Cotner, 2000. Fish assemblage structure in
776 relation to environmental variation among Brazos River oxbow lakes. *Transactions of the*
777 *American Fisheries Society* 129: 451–468. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(2000\)129<0451:FASIRT>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(2000)129<0451:FASIRT>2.0.CO;2)
778
- 779 Wolters, J. W., R. C. M. Verdonschot, J. Schoelynck, P. F. M. Verdonschot & P. Meire, 2018.
780 The role of macrophyte structural complexity and water flow velocity in determining the
781 epiphytic macroinvertebrate community composition in a lowland stream. *Hydrobiologia* 806:
782 157-173. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3353-6>
- 783 Yeager, M. E. & K. A. Hovel, 2017. Structural complexity and fish body size interactively affect
784 habitat optimality. *Oecologia* 185: 257-267. <https://doi.org/10.1007/s00442-017-3932-2>
- 785 Yofukuji, K. Y., A. L. P. Cardozo, B. A. Quirino, M. H. F. Aleixo & R. Fugi, 2021. Macrophyte
786 diversity alters invertebrate community and fish diet. *Hydrobiologia* 848: 913-927.
787 <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04501-w>
- 788 Zuur, A. F., E. N. Ieno, N. Walker, A. A. Saveliev & G. M. Smith, 2009. Mixed Effects Models
789 and Extensions in Ecology with R. *Journal of Statistical Software* 32: 1-3.
- 790
- 791
- 792
- 793
- 794
- 795
- 796
- 797
- 798
- 799

800 **APÊNDICE A.** Valores médios das variáveis limnológicas (temperatura (°C), pH e Oxigênio dissolvido (mg/L)) por banco de macrófita.

Biomassa de macrófitas (g PS m⁻³)	Temperatura (°C)	pH	Oxigênio dissolvido (mg/L)
366,16	19,22	6,57	7,90
650,88	18,73	6,48	7,90
900,32	19,25	6,58	9,19
933,20	19,75	7,51	8,76
940,32	19,24	6,33	8,66
1056,48	19,65	7,28	8,62
1066,72	19,03	6,69	8,89
1140,48	19,26	6,75	4,89
1228,08	19,77	6,71	6,93
1310,48	18,36	6,22	7,78
1369,52	18,90	6,21	6,20
1370,08	19,29	6,74	4,23
1404,88	19,25	6,61	4,07
1429,12	19,73	7,43	8,56
1503,60	19,80	7,04	6,74
1508,48	19,35	7,07	5,02
1562,32	19,56	7,07	9,43
1659,68	19,72	6,63	6,42
1683,52	18,75	6,45	7,92
1705,68	19,54	7,09	8,86
1752,08	19,08	6,61	6,00
1787,92	19,59	6,93	8,78
1886,80	19,25	6,93	5,32
1909,60	19,24	6,53	7,24

801

802

803 Continuação. APÊNDICE A.

Biomassa de macrófitas (g PS m⁻³)	Temperatura (°C)	pH	Oxigênio dissolvido (mg/L)
2106,64	19,95	6,69	5,71
2210,24	19,83	6,98	6,34
2299,76	18,47	6,42	7,77
3062,88	19,34	6,41	6,23
3551,52	18,31	6,33	8,96
7066,32	19,92	6,42	4,47

804

805

806

807

808

809

810

811

812

813

814

815

816

817

818

819

820

821

822

823

824

825 **APÊNDICE B.** Traços funcionais usados para a classificação de características morfológicas e reprodutivas das espécies de macrófitas

Traço	Tipo	Categoria	Importância do traço
Modo de vida	Catagórico	Emergente Epífita Flutuante livre Flutuante enraizada	Uso do habitat
Tamanho do corpo	Contínuo	Comprimento médio (m)	Influência na capacidade de dispersão, produtividade secundária e transferência de energia
Tipo de folha	Catagórico	Folhas largas Cilíndrica Triangular	Complexidade estrutural
Modo de dispersão	Catagórico	Hidrocoria Zoocoria and hidrocoria Autocoria and hidrocoria	Capacidade de dispersão e associação de invertebrados
Tipo de propágulo	Catagórico	Epifítica Fragmento/ Epifítica Semente/ Fragmento Semente / Epifítica Semente /Rizoma Semente /Estolão Esporo/ Epifítica Esporo/ Fragmento Estolão Estolão/Plântula	Capacidade de dispersão, sucesso de estabelecimento e crescimento
Sazonalidade	Catagórico	Anual Perene Semi-perene	Persistência e compartilhamento de recursos

826

827 **APÊNDICE C.** Resultados da análise de modelos lineares generalizados (GLM) para a temperatura (°C), pH e oxigênio dissolvido em função da biomassa de
 828 macrófitas. EP = Erro Padrão. Valores destacados em negrito indicam resultados estatisticamente significativos ($p < 0,05$).

		Estimativa dos parâmetros	EP	T	P
<i>Temperatura (°C)</i>	Intercepto	19,22	0,15	128,71	<0,001
	Biomassa	0,00005	0,00	0,68	0,50
<i>pH</i>	Intercepto	6,85	0,11	61,79	<0,001
	Biomassa	-0,0001	0,00	-1,32	0,20
<i>Oxigênio dissolvido (mg/L)</i>	Intercepto	7,88	0,52	15,26	<0,001
	Biomassa	-0,0004	0,0002	-1,75	0,09

829

830

831

832

833

834

835

836

837

838

839

840

841

842

843

844

845

846

847

848

849 **APÊNDICE D.** Porcentagem de abundância de peixes por banco de macrófitas. Os valores acima de 10% estão destacados em negrito.

Espécies de peixes	Biomassa de macrófitas (g PS m ⁻³)														
	366,16	650,88	900,32	933,2	940,32	1.056,48	1.066,72	1.140,48	1.228,08	1.310,48	1.369,52	1.370,08	1.404,88	1.429,12	1.503,6
<i>Aphyocharax anisitsi</i>						0,94	0,93					5,17		1,16	1,52
<i>Aphyocharax dentatus</i>						0,94									
<i>Apistogramma combrae</i>	2,22	2,06		21,57		1,88			2,38	0,33	15,28	1,94	4,00	1,54	0,25
<i>Astyanax lacustris</i>						0,19									
<i>Brachyhypopomus gauderio</i>															
<i>Characidium sp.</i>								1,69							
<i>Crenicichla britskii</i>								1,69				0,22			
<i>Hemigrammus ora</i>					5,97		8,33	1,69	4,76			2,59			9,11
<i>Hoplias mbigua</i>															
<i>Hyphessobrycon eques</i>	33,33	1,03		0,98	20,90	1,13	5,56	3,39	59,52	1,98	25,00	9,48	34,00	0,39	5,57
<i>Hyphessobrycon moniliger</i>			1,72		4,48							1,08		0,77	0,25
<i>Laetacara araguaia</i>				0,98				5,08	4,76		6,94		4,00		
<i>Leporinus lacustris</i>								1,69							
<i>Moenkhausia bonita</i>	31,11	71,13	22,41	11,76		66,42	28,70			40,59	1,39	54,09		19,31	57,47
<i>Moenkhausia forestii</i>	26,67	10,31	10,34	33,33	37,31	6,00	19,44	37,29	11,90	31,02	34,72	15,95	35,00	50,58	15,19
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i>		2,06	3,45	8,82	1,49	0,00				1,65	2,78	1,94	4,00	3,09	1,27
<i>Pamphorhychties hollandi</i>	4,44	10,31	5,17	4,90		2,06	0,93					0,65		8,11	3,54
<i>Psellogrammus kennedyi</i>		1,03	6,90	3,92	8,96	3,75	2,78		4,76	0,66		1,51	1,00	5,02	1,01
<i>Pyrrhulina australis</i>				9,80		1,31		5,08		1,65	11,11		3,00	3,86	
<i>Roeboides descalvadensis</i>			3,45		1,49										
<i>Serrapinnus calliurus</i>	2,22		46,55		16,42	0,94	24,07		11,90	8,58	2,78	1,72	3,00		3,29
<i>Serrapinnus notomelas</i>		2,06		3,92	2,99	14,26	9,26	42,37		13,53		3,45	12,00	6,18	1,52
<i>Serrapinnus sp.1</i>															
<i>Serrapinnus sp.2</i>						0,19									
<i>Steindachnerina brevipinna</i>												0,22			

850

851

852 Continuação. APÊNDICE D

Espécies de peixes	Biomassa de macrófitas (g PS m ⁻³)														
	1.508,48	1.562,32	1.659,68	1.683,52	1.705,68	1.752,08	1.787,92	1.886,8	1.909,6	2.106,64	2.210,24	2.299,76	3.062,88	3.551,52	7.066,32
<i>Aphyocharax anisitsi</i>						4,92					0,18				
<i>Aphyocharax dentatus</i>															
<i>Apistogramma combrae</i>		2,52	12,74	0,00	5,59	1,64	2,74	35,29	6,67		1,24	9,76	3,70	6,98	28,00
<i>Astyanax lacustris</i>														1,16	
<i>Brachyhypopomus gauderio</i>															4,00
<i>Characidium sp.</i>															
<i>Crenicichla britskii</i>	2,27									0,75	0,18				
<i>Hemigrammus ora</i>	20,45		3,82			4,59				6,02	4,62				
<i>Hoplias mbigua</i>										0,75					
<i>Hyphessobrycon eques</i>		38,66	6,37	15,63	3,73	14,43	31,51	17,65	6,67	14,29	11,90	13,41	3,70		
<i>Hyphessobrycon moniliger</i>		1,68				0,98		5,88		4,51					
<i>Laetacara araguaiaie</i>		0,84	8,28	1,56	8,07		13,01			6,02		1,22			8,00
<i>Leporinus lacustris</i>															
<i>Moenkhausia bonita</i>	56,82			3,13	1,24	0,66				33,33	3,01	9,41	7,41	9,30	
<i>Moenkhausia forestii</i>	11,36	33,61	48,41	59,38	54,04	12,13	43,15	23,53	33,33	45,11	30,91	67,07	70,37	73,26	36,00
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i>		3,36	2,55	3,13	1,86	0,33				2,26	1,78		7,41	2,33	8,00
<i>Pamphorhychties hollandi</i>	2,27				0,62	3,28				13,33	5,15		3,70		
<i>Psellogrammus kennedyi</i>	2,27	0,84				0,98	0,68			6,02	1,24	3,66		6,98	
<i>Pyrrhulina australis</i>	2,27	7,56	8,92	15,63	9,94	1,97	7,53	11,76	6,67	3,76	0,53	4,88			16,00
<i>Roeboides descavadensis</i>										3,76	0,18				
<i>Serrapinnus calliurus</i>			7,01			51,15	0,68	5,88		1,50	25,93				
<i>Serrapinnus notomelas</i>	2,27	10,92	1,91	1,56	14,91	2,95	0,68			1,50	6,75		3,70		
<i>Serrapinnus sp.1</i>										0,75					
<i>Serrapinnus sp.2</i>															
<i>Steindachnerina brevipinna</i>															

853

854

855 **APÊNDICE E.** Porcentagem de biomassa de plantas por banco de macrófitas. Os valores acima de 10% estão destacados em negrito.

Espécies de macrófitas	Biomassa de macrófitas (g PS m ⁻³)														
	366,16	650,88	900,32	933,2	940,32	1.056,48	1.066,72	1.140,48	1.228,08	1.310,48	1.369,52	1.370,08	1.404,88	1.429,12	1.503,6
<i>Azolla filiculoides</i>					0,01				2,32			0,04			0,01
<i>Eichhornia azurea</i>	96,07	98,64	100,00	65,92	99,97		100,00	24,10	83,19	79,12	37,86	87,88	45,33	47,53	94,84
<i>Eichhornia crassipes</i>	3,71					17,86		48,79							
<i>Eleocharis sp.</i>															
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>				15,89		4,82		1,76			6,36	8,29	13,26	50,91	
<i>Limnobium laevigatum</i>								11,31	0,08		1,14	0,05	2,11	0,01	0,04
<i>Nymphoides indica</i>												0,08			
<i>Oxycaryum cubense</i>								7,30			0,23		14,31		
<i>Paspalum repens</i>		1,35												1,56	4,20
<i>Polygonum aculminatum</i>															
<i>Polygonum ferrugineum</i>							40,16			20,69					
<i>Polygonum stelligerum</i>							27,03				21,26		15,74		
<i>Pistia stratiotes</i>															
<i>Ricciocarpus natans</i>									0,06				0,01		0,01
<i>Salvinia auriculata</i>	0,22			18,17	0,01	10,06		0,22	0,01	0,18		3,13	0,30	0,01	0,61
<i>Salvinia biloba</i>		0,01			0,01	0,08		6,12	10,38	0,01	33,14		8,23		0,10
<i>Salvinia minima</i>				0,02	0,01	0,01		0,41	3,97	0,01	0,01	0,54	0,71		0,21

856

857

858

859

860

861 Continuação. APÊNDICE E

Biomassa de macrófitas (g PS m ⁻³)															
Espécies de macrófitas	1.508,48	1.562,32	1.659,68	1.683,52	1.705,68	1.752,08	1.787,92	1.886,8	1.909,6	2.106,64	2.210,24	2.299,76	3.062,88	3.551,52	7.066,32
<i>Azolla filiculoides</i>	0,01					0,005		0,01		0,38		0,003	0,003		0,001
<i>Eichhornia azurea</i>	18,95	79,80	91,99	87,48	66,29	29,12		92,48	83,94	68,29	84,16	96,32	53,33		
<i>Eichhornia crassipes</i>	80,72		1,67							8,01	14,72		31,18	87,23	75,70
<i>Eleocharis sp.</i>													0,003		
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	0,05	8,88		12,52	13,92	10,95	0,004	0,53	0,65	0,02	0,30		0,63	1,04	0,01
<i>Limnobium laevigatum</i>	0,01		0,005		3,69	4,00	74,50		0,11	5,69	0,31		2,44		0,08
<i>Nymphoides indica</i>															
<i>Oxycaryum cubense</i>					5,37	34,05	0,89		13,22				6,97	11,40	23,68
<i>Paspalum repens</i>				0,005	0,39		1,23	0,004		10,64					
<i>Polygonum aculminatum</i>			0,50												0,05
<i>Polygonum ferrugineum</i>		2,63													
<i>Polygonum stelligerum</i>		2,63					22,27			0,58					
<i>Pistia stratiotes</i>			0,76										0,04		
<i>Ricciocarpus natans</i>	0,01		0,01			0,005		0,00		0,11	0,00	0,003	0,02	0,002	0,001
<i>Salvinia auriculata</i>	0,12	6,05	1,28		10,33			0,13	1,22	1,26	0,45	3,67	1,15	0,33	0,001
<i>Salvinia biloba</i>	0,01	0,005	3,24		0,005	20,97	0,004	2,40	0,86	3,47	0,05	0,003	3,86		0,001
<i>Salvinia minima</i>	0,14	0,005	0,54		0,005	0,89	1,10	4,44		1,54	0,004		0,38	0,002	0,48

862