

21 **PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS NATURAIS DO CERRADO**

22

23

24 **A influência do uso do solo sobre a diversidade da ictiofauna de água doce em riachos de**
25 **cabeceira⁴**

26

27

Victor Yuri da Silva Moreira

28

29

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-

30

Graduação Stricto Sensu em Recursos Naturais do

31

Cerrado da Universidade Estadual de Goiás como

32

critério para obtenção do título de mestre em nível

33

acadêmico.

34

35

Orientador: Dr. Daniel Paiva Silva.

36

Coorientador: Dr. Rodrigo Assis de Carvalho

37

38

39

40

41

42

Anápolis, Goiás

43

2023

44

⁴ Os resultados finais decorrentes do manuscrito serão submetidos em formato de artigo ao periódico *Aquatic Ecology*, A2 em Biodiversidade (Quadriênio 2017-2010) Desta maneira, as formatações e estilo do texto seguirão as normas requeridas pela revista.

45 **PREFÁCIO**

46

47 A presente dissertação está organizada em capítulo único que busca apresentar a pesquisa
48 realizada durante o mestrado. O capítulo é uma abordagem explanatória de temas relacionados á
49 ecologia de riachos e ações antrópicas que serão apresentados no manuscrito, assuntos como qual
50 a relação entre pastagem e agricultura com os riachos de cabeceira, regressões lineares múltiplas
51 mostram como essas variáveis afetam nos índices de diversidade funcional e filogenética das
52 assembleias de peixes de riacho.

53 O manuscrito é dividido em: Introdução geral. Posteriormente é apresentado os objetivos
54 da dissertação, seguida por materiais e métodos, e por fim, a relação resultados, discussão e
55 bibliografias utilizadas como fundamentação.

56 O trabalho é composto pelo manuscrito contendo os resultados da pesquisa realizada
57 durante o mestrado. Este apresenta uma versão textual formatada para submissão na revista
58 *Aquatic Ecology*, A2 em Biodiversidade (Quadriênio 2017-2010), com o corpo do texto
59 elaborado em língua portuguesa.

60

61

62

63

64

65

66

67

68

69

70

71 **FICHA CATALOGRÁFICA**

72

73

74 **COMPOSIÇÃO DA BANCA**

75 **Aos 24 dias do mês de maio de 2023 às 14:00 hs foi realizada a defesa da dissertação**
76 **de mestrado intitulada “A influência do uso do solo sobre a diversidade da ictiofauna de água**
77 **doce em riachos de cabeceira” pelo discente Victor Yuri da Silva Moreira, tendo como banca**
78 **avaliadora a seguinte composição:**

79

80

Professor Dr. Fabrício Barreto Teresa

81

82

Membro Titular

83

84

Dr. Hugo de Oliveira Barbosa

85

86

Membro Titular

87

88

Professor Dr. João Carlos Nabout

89

90

Membro Suplente

91

92

Professor Dr. Ruan Carlos Pires Faquim

93

94

Membro Suplente

95

96

97

98

Anápolis Goiás, 12 de maio de 2023.

99

100 **AGRADECIMENTOS**

101 O presente trabalho não poderia ter sido realizado sem o apoio financeiro, por meio das
102 bolsas de incentivo a pesquisa, no nível de mestrado, concedidas pelo Conselho Nacional de
103 Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e pela Coordenação de Aperfeiçoamento de
104 Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES). O projeto geral que abarca também este trabalho foi
105 financiado com recursos da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Goiás (FAPEG)
106 concedida à rede de pesquisa Programa de Apoio a Núcleos Emergentes PRONEM (Projeto No.
107 20170267000519).

108 Agradeço ainda a todo apoio aos meus orientadores Daniel de Paiva Silva e Rodrigo Assis
109 de Carvalho por toda ajuda e esclarecimentos ao longo da realização de toda a pesquisa e pelos
110 incentivos e dicas para a futura vida acadêmica. Aos docentes e discentes do Programa de Pós-
111 graduação em Recursos Naturais do Cerrado (RENAC), em especial Professor Doutor Fabricio
112 Barreto Tereza, a aluna de doutorado Phamela Bernardes Perônico. Ao João Eduardo Campelo,
113 aluno de pós-graduação em Biodiversidade Animal da Universidade Federal de Goiás por todo
114 apoio moral psíquico e acadêmico. Por último agradeço a minha família, minha mãe, minha avó,
115 minha sobrinha e aos meus irmãos e irmã, tio e tia e todo resto.

116
117
118
119
120
121
122
123
124
125
126
127
128
129
130

SUMÁRIO

Introdução	10
Materiais e Métodos	12
<i>Área de estudo</i>	12
<i>Coleta de dados</i>	13
<i>Índice de diversidade e estrutura das assembleias</i>	14
<i>Índices de uso do solo</i>	16
<i>Análises</i>	16
Resultados	17
Discussão	18
Conclusões	19
Referências Bibliográficas	20
Anexos	26

131 **RESUMO**

132 Atividades antrópicas como a agricultura e a criação de gado estão ligadas a impactos ambientais
133 como a perda e a fragmentação de habitats, os quais podem ter uma influência direta sobre os
134 corpos d'água. Este trabalho buscou responder se, e como, a diversidade das assembleias de
135 peixes respondem a impactos antrópicos ligados ao uso do solo para pastagem ou agricultura.
136 Para isto, avaliamos esta relação utilizando 29 assembleias de peixes presentes em riachos de
137 cabeceira na região Central do Brasil, bacia do alto rio Paraná, sob a influência de diferentes usos
138 do solo e em diferentes escalas espaciais (drenagem e local). Os índices de MPD (*Mean Pairwise*
139 *Distance*) e NRI (*Net Relatedness Index*) foram utilizados como índices para o cálculo da
140 diversidade e da estrutura funcional e filogenética das assembleias, respectivamente, enquanto a
141 pastagem e a agricultura como variáveis independentes. Foram descritas relações significativas,
142 como por exemplo, as análises que demonstraram como a agricultura afeta nos índices de
143 diversidade MPD e NRI, ou seja, quanto maior a área de agricultura menor a diversidade funcional
144 e filogenética. A escala (drenagem e *buffer*) também mostrou ser um fator determinante para
145 estudar as comunidades de peixes de riachos, pois os peixes de riacho respondem mais
146 expressivamente a impactos nas áreas do *buffer* (escala menor) em relação a drenagem (escala
147 maior). Assim, entender como diferentes variáveis afetam as comunidades aquáticas e suas
148 estruturas, nas mais diversas escalas, é importante não somente para estabelecer melhor métricas
149 em relação a planos de conservação e uso dos recursos naturais.

150 **Palavras-chave:** atributos funcionais, ambiente, filogenia, impacto, paisagem

151

152 **ABSTRACT**

153 Anthropogenic activities as agriculture and livestock are linked to environmental impacts such as
154 the loss and fragmentation of habitats, which can have a direct influence on water bodies. This
155 work sought to answer if, and how, the diversity of fish assemblages respond to anthropic impacts
156 linked to land use for pasture or agriculture. For this, we evaluated this relationship using 29 fish
157 assemblages present in headwater streams in Central Brazil, upper Paraná River basin, under the
158 influence of different land uses and at different spatial scales (drainage and location). The MPD
159 (mean pairwise distance) and NRI (net relatedness index) indices were used as indices to calculate
160 diversity and the functional and phylogenetic structure of assemblages, respectively, while
161 pasture and agriculture were used as independent variables. Significant relationships were
162 described, such as, for example, the analyzes that demonstrated how agriculture affects the MPD
163 and NRI diversity indices, that is, the larger the area of agriculture, the smaller the functional and
164 phylogenetic diversity. The scale (drainage and buffer) also proved to be a determining factor for
165 to study stream fish communities, as stream fish respond more expressively to impacts in the
166 buffer areas (smaller scale) in relation to drainage (larger scale). Thus, understanding how
167 different variables affect aquatic communities and their structures, in the scales, it is important
168 not only to establish better metrics in relation to conservation plans and use of natural resources.

169 **Keywords:** functional attributes, environment, phylogeny, impact, landscape

170

171 **Introdução**

172 Nas últimas décadas, o uso do solo para finalidades distintas dos naturais tais como a
173 agricultura e a formação de pastagens para o gado, têm modificado as comunidades e ecossistemas
174 biológicos e intensificando os impactos sobre a biodiversidade (Santana *et al.* 2021; Ferreira *et*
175 *al.* 2021). No caso dos sistemas de água doce, estes impactos decorrentes do uso do solo estão
176 relacionados com a degradação e a fragmentação de habitats, a poluição dos cursos d'água, e a
177 remoção de cobertura vegetal em rios e em riachos, uma vez que estas ações podem interferir na
178 qualidade e estrutura dos ambientes de água doce e levar espécies à extinção e comunidades a um
179 processo de homogeneização (Zeni *et al.* 2017; Leão *et al.* 2011). Desta forma, um impacto
180 esperado sobre as comunidades é o aumento na similaridade entre as espécies que as compõem e
181 suas funções (homogeneização), o que pode diminuir sua diversidade.

182 No caso da agropecuária, além da retirada da mata ripária e perda de sua proteção natural
183 (Casatti *et al.* 2010; Souza *et al.* 2019), a presença de culturas agrícolas e da pastagem pode elevar
184 de maneira desproporcional a entrada de matéria orgânica e de nutrientes dentro do sistema
185 aquático e influenciar as comunidades aquáticas (Roa-Fuentes *et al.* 2020). Logo, estes tipos de
186 uso do solo associados aos cursos de água podem afetar tanto a composição quanto a estrutura
187 das comunidades aquáticas, incluindo as das assembleias de peixes (Barbosa *et al.* 2020). Neste
188 contexto, uma questão relevante a ser considerada é como estas modificações na composição e na
189 estrutura das assembleias de peixes relacionadas ao uso do solo podem afetar descritores distintos
190 da diversidade das comunidades (Barbosa *et al.* 2019).

191 Em riachos que são cursos de água de pequeno porte (normalmente de primeira a terceira
192 ordens) (Vannote *et al.* 1980), a vegetação ripária desempenha um papel fundamental na
193 estruturação do ambiente aquático através da entrada de material alóctone e do controle da entrada
194 de luz neste ambiente (Alves 2012; Miranda 2012). A retirada desta mata ripária pode modificar
195 os micro-habitats dos riachos e favorecer os eventos de assoreamento, os quais podem estar
196 relacionados com uma menor diversidade de espécies (Teresa & Casatti 2010). Por exemplo, a
197 maior entrada de luz pela retirada da vegetação tende a elevar a temperatura da água e alterar o

198 metabolismo e a reprodução de organismos aquáticos (Casatti *et al.* 2010). Desta forma, a
199 presença da mata ripária fornece às assembleias de organismos aquáticos, em particular aos
200 peixes, um ambiente mais estruturado e mais estável para a sua sobrevivência e reprodução (Lima
201 *et al.* 2017). Existem estudos indicando que a remoção da vegetação natural ao redor de cursos
202 d'água de pequeno porte pode afetar a riqueza e a composição de espécies, além dos aspectos
203 funcionais e filogenéticos das assembleias de peixes (Casatti *et al.* 2010; Lemke & Suárez 2013;
204 Molina 2017; Barbosa *et al.* 2020). Entretanto, esta resposta pode ser contexto-dependente do
205 local onde os riachos se encontram (Barbosa *et al.* 2020). Além disso, o atual cenário de
206 degradação ambiental exige um conhecimento sobre como o uso do solo afeta diferentes sistemas
207 e os aspectos relacionados à sua diversidade biológica, principalmente em áreas ainda pouco
208 conhecidas pela ciência como são as regiões de riachos de cabeceira tropicais (Carvalho &
209 Tejerina-Garro 2014; Zanini *et al.* 2017).

210 Os aspectos filogenéticos e funcionais das comunidades de peixes são importantes para
211 compreendermos a organização e diversidade evolutiva e ecológica das comunidades, assim como
212 para podermos identificar as espécies ameaçadas que possuem importantes papéis evolutivos e
213 ecológica (Cianciaruso *et al.* 2009; Manna *et al.* 2013). Diante deste cenário, o entendimento da
214 estrutura e organização filogenética e funcional das comunidades, assim sobre quais fatores atuam
215 sobre elas, pode nos ajudar, por exemplo, na formulação e na aplicação de planos de manejo e de
216 conservação e na mitigação de impactos antrópicos sobre as comunidades e ecossistemas naturais
217 (Alves 2016; Soares & Nakamura 2021). Adicionalmente, índices como o NRI, auxiliam na
218 compreensão relacionada aos processos de agregação/sobredispersão, que é quando as
219 assembleias de peixes estão compartilhando mais características em comum do que ao acaso.

220 Dentro do contexto exposto acima, o presente trabalho buscou fazer uma avaliação de
221 como o uso do solo ligado à agricultura e à pastagem para gado impactam a diversidade funcional
222 e a diversidade filogenética das assembleias de peixes de riachos de cabeceira. Como hipótese
223 principal, espera-se que os riachos associados maior grau de impacto (p.ex., elevados níveis de
224 agricultura e pastagem) tenham as assembleias de peixes com valores menores de diversidade

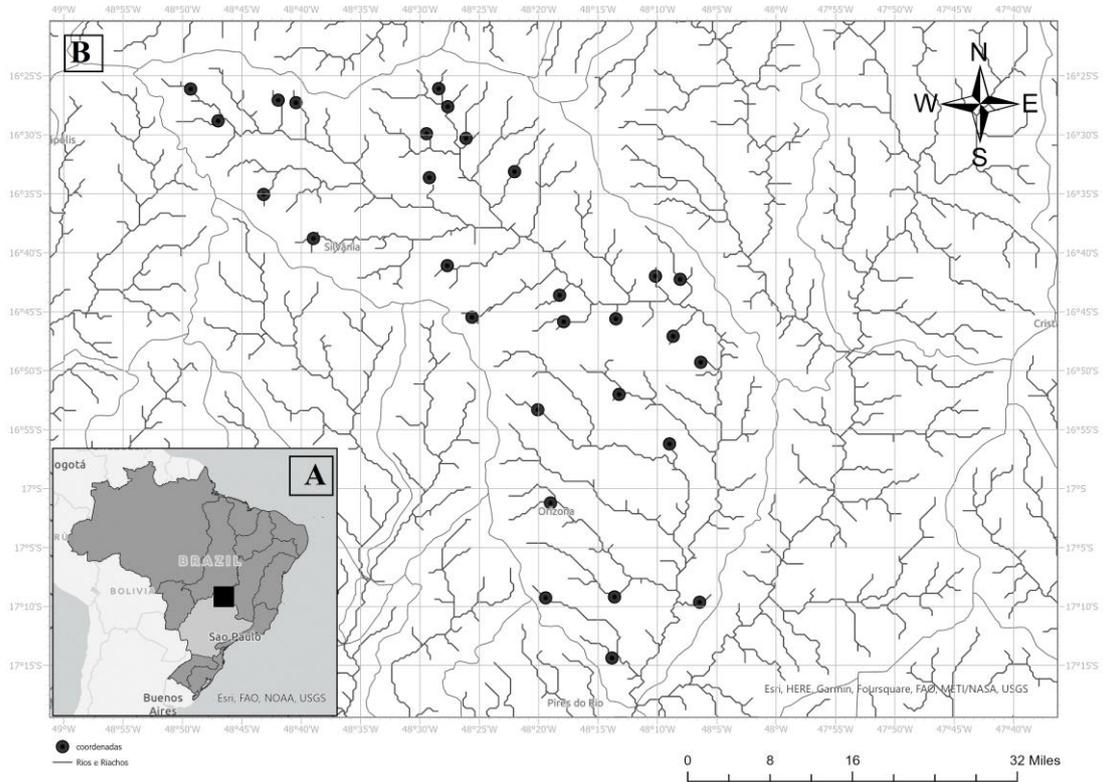
225 funcional e filogenética, e valores maiores de NRI (maior agregação) funcional e filogenética.
226 Especificamente, as perguntas a serem respondidas neste trabalho são: i) assembleias de peixes
227 de riachos de cabeceira associadas a níveis mais elevados de agricultura e pastagem apresentam
228 menores valores de diversidade? ii) assembleias de peixes de riachos de cabeceira associadas a
229 níveis mais elevados de agricultura e pastagem apresentam menores valores maiores (agregação)
230 de estrutura funcional?; iii) que tipo de uso do solo está mais associado à variação de cada aspecto
231 da diversidade das assembleias de peixes? e iv) o uso do solo pela agricultura e pastagem afetam
232 de maneira similar os descritores funcionais e filogenéticos das assembleias de peixes? Para
233 responder estas perguntas, calculamos uma medida da diversidade e uma medida da estrutura
234 funcional e filogenética das assembleias de peixes, tendo como modelo 29 riachos de cabeceira
235 da bacia hidrográfica do Rio Piracanjuba, na bacia do Alto Rio Paraná em Goiás.

236

237 **Materiais e Métodos**

238 *Área de estudo*

239 A área de estudo está inserida dentro dos limites da bacia do alto Rio Paraná e os riachos
240 amostrados pertencem à drenagem do rio Piracanjuba, na região Centro-Sul do estado de Goiás
241 (Figura 1). No total, foram amostrados 29 riachos de cabeceira distribuídos de maneira a se obter
242 uma amostragem geral da bacia do rio Piracanjuba que contemplasse a sua variabilidade
243 ambiental, diferentes tipos e níveis de uso do solo, como modificações na paisagem através da
244 agricultura e da pastagem. Além disso, os riachos foram amostrados considerando a similaridade
245 da declividade e do substrato como forma de padronização (SIED, 2021; Dodds & Oakes 2008).
246 O clima predominante da região é o tropical semiúmido, com duas estações bem definidas – um
247 inverno seco e um verão quente e chuvoso (Aragão 2021; Marcuzzo *et al.* 2012).



248 **Figura 1.** (A) Mapa das bacias hidrográficas brasileiras, (B) Mapa da região da bacia hidrográfica
 249 do Rio Piracanjuba, situada dentro da bacia do alto Rio Paraná, Goiás. Os pontos em preto
 250 correspondem aos pontos de coleta (riachos), o mapa mostra a região da bacia do rio Piracanjuba
 251 (Sirgas 2000; IBGE).

252

253 *Coleta de dados*

254 A amostragem da ictiofauna foi realizada ao longo de um trecho de 80 m, utilizando-se o
 255 mecanismo da pesca elétrica (Mazzoni *et al.* 2000). Duas pessoas com puçás percorrem o trecho
 256 demarcado, sendo seguidas por uma terceira pessoa responsável por capturar os indivíduos que
 257 não foram pegos pelos dois puçás elétricos. A coleta foi realizada por 1 h ao longo do trecho
 258 demarcado e o procedimento foi realizado apenas uma vez por cada riacho em sentido jusante-
 259 montante. As coletas foram realizadas nos meses de agosto e setembro de 2019, durante o período
 260 de seca.

261 Uma vez coletados, os peixes foram armazenados em recipiente com uma substância
262 anestésica (eugenol) e, posteriormente, foram colocados em formaldeído 10% por 72 h. Logo
263 após esse procedimento, os espécimes foram transferidos para um recipiente com etanol 70% para
264 a sua conservação definitiva. A identificação das espécies foi realizada com o uso de chaves
265 taxonômicas cedidas e criadas pelo taxonomista Dr. Fernando Rogério de Carvalho (Universidade
266 Federal de Mato Grosso, UFMT). Os espécimes encontram-se armazenados no Laboratório de
267 Biogeografia e Ecologia Aquática da Universidade Estadual de Goiás (UEG). Todos os
268 procedimentos adotados foram aprovados pela Comissão de Ética no Uso de Animais da
269 Universidade Estadual de Goiás (parecer 007/2019).

270

271 *Índice de diversidade e estrutura das assembleias*

272 Como métricas de medida da assembleia utilizamos a riqueza de espécies, a diversidade
273 funcional (Diaz & Cabido, 2001) e a diversidade filogenética (Webb *et al.* 2002). Além destas
274 medidas de diversidade, foram calculadas também métricas relacionadas à estrutura funcional e
275 filogenética das assembleias de peixes (Webb *et al.* 2002). A riqueza de espécies (S) consiste na
276 quantidade de espécies observada em uma comunidade, sendo uma medida simples que pode ser
277 o reflexo de processos ecológicos e evolutivos ligados à comunidade (Felipe & Suárez, 2010). A
278 diversidade funcional e a diversidade filogenética foram ambas calculadas a partir do índice de
279 distância média par-a-par (do inglês *mean pairwise distance*; MPD), o qual representa a média
280 das distâncias entre todos os pares de espécies presentes em uma dada assembleia (Webb 2000;
281 Webb *et al.* 2002). Para o cálculo da diversidade funcional (daqui em diante MPD_{fu}) foram
282 levantados, através de literatura especializada, dados para os seguintes atributos funcionais:
283 comprimento total (cm), tipo de alimentação, cuidado parental, método de forrageio, uso da
284 coluna d'água, local de ocorrência e hábitos migratório (ver as categorias de cada atributo no
285 Anexo 1).

286 A partir da matriz criada com estes atributos funcionais, gerou-se uma matriz de distância
287 com a medida de Gower (Pavoine *et al.* 2009) e com esta matriz foi calculado o MPD_{fu} (Pavoine

288 & Bonsall 2011). Para o cálculo da diversidade filogenética (daqui em diante MPDfi) foi
289 construída uma filogenia para as espécies da região com base nos trabalhos Rabosky *et al.* (2018),
290 Silva e Teresa (2017). A filogenia foi construída manualmente com o programa Mesquite
291 (www.mesquiteproject.org), e com o auxílio de referência bibliográfica Rabosky *et al.* (2018).
292 Depois esses dados foram enviados para o programa *Phylocom* (Webb *et al.* 2008), que a partir
293 de dados históricos das espécies determinam o tamanho dos ramos (história da espécie) e os nós
294 (momento de separação entre espécies) da filogenia, os dados históricos de vida foram obtidos no
295 programa Time tree (timetree.org). No caso de uma espécie não puder ser datada ou não ter
296 registros fósseis, o aplicativo calcula a data do surgimento dessa espécie a partir de outras espécies
297 taxonomicamente próximas e que puderam ser datadas, usando o algoritmo BLADJ no programa
298 *Phylocom* (Webb *et al.* 2008).

299 Além das métricas de diversidade, foi calculada uma medida de estrutura/agregação das
300 assembleias de peixes utilizando o índice da rede de parentesco (do inglês *net relatedness index*,
301 NRI) (Webb 2000). O NRI é uma medida que nos dá uma visão do grau de agregação ou dispersão
302 das espécies presentes em uma comunidade, ou seja, as espécies de uma comunidade podem estar
303 agregadas (são mais similares entre si do que o esperado ao acaso) ou elas podem estar
304 sobredispersas (são mais dissimilares entre si do que seria esperado ao acaso) (Webb 2000). Para
305 isso, são produzidas simulações da comunidade (reorganizando as espécies em cada uma delas de
306 forma aleatória) e calculado, para cada simulação, o NRI (Webb 2000). Em seguida, o valor de
307 NRI observado é comparado com os valores de NRI simulados para saber se ele é maior, menor
308 ou igual ao que seria esperado ao acaso (Webb 2002). O NRI foi calculado tanto com base nos
309 atributos funcionais das espécies (daqui em diante chamando de NRIfu) quanto com base na
310 filogenia das espécies (daqui em diante chamado de NRIfi).

311 Para o cálculo dos índices utilizamos o programa R software (Versão 3.0.2 2022) e os
312 pacotes “vegan” (Oksanen *et al.* 2022), “ade4” (Thioulouse *et al.* 2018), “picante” (Kembel *et al.*
313 2010), “ape” (Paradis & Schielip 2019), “ses.mpd” função utilizada para obter o (tamanho de

314 efeito padronizado MPD) posteriormente utilizado para obter os índices de NRI (Webb *et al.*
315 2008).

316

317 *Índices de uso do solo*

318 A partir do MapBiomias (<https://mapbiomas.org>) foram obtidos dados para o uso do solo
319 utilizando o satélite *Landsat 5* e *Landsat 8* em uma resolução espacial de 30 metros. Os dados de
320 uso do solo foram extraídos de duas escalas distintas: local (*buffer* de 500 m de raio delimitado a
321 partir do ponto de coleta) e drenagem (um semicírculo considerando a área de drenagem, região
322 montante de cada ponto amostral. Com os dados obtidos no MapBiomias o *software* QGIS 3.22.10
323 (QGIS 2022) para tabulação dos dados referente a classificação de uso do solo, considerando as
324 duas escalas espaciais. Estas classificações foram divididas em formação florestal, formação
325 savânica, floresta plantada, formação campestre, pastagem, cultura anual e perene, infraestrutura

326 Após calcular a quantidade de área de cada classe do solo em cada ponto, transformamos
327 essa quantidade em porcentagem de uso em cada ponto amostral afim de se agrupar os tipos de
328 uso do solo, foram considerados e classificamos impactos do uso do solo as ações antrópicas,
329 sendo elas: floresta plantada, pastagem, cultura anual e perene, infraestrutura urbana e outras áreas
330 não vegetadas (Barbosa *et al.* 2019). Atribuímos a porcentagem de impacto no *buffer* e
331 porcentagem de impacto na drenagem com a junção das seguintes classificações de uso solo:
332 floresta plantada, pastagem, cultura anual e perene, infraestrutura urbana e outras áreas não
333 vegetadas.

334

335 *Análises*

336 Para testar se os índices ligados à diversidade e estrutura funcional e filogenética das
337 assembleias de peixes de riachos são influenciados pelas atividades de agricultura e pecuária,
338 utilizamos uma análise de regressão linear múltipla. As medidas de S, MPDfu e MPDfi, e de
339 NRIfu e NRIfi foram utilizadas como variáveis respostas (dependentes), enquanto as medidas de
340 pastagem e de agricultura foram as variáveis preditoras (independentes) dos modelos (Gareth *et*

341 *al.* 2013). As análises de regressão linear múltipla foram realizadas com o programa JAMOVI
342 (2021) que é construído em cima da linguagem R. Os dados foram convertidos em valores de log
343 a fim de que fosse possível a avaliação do pressuposto de normalidade, colinearidade e
344 autocorrelação por meio das análises estatísticas. Os modelos foram feitos tanto para a escala
345 local (buffer) quanto para a escala da drenagem, testando antes os pressupostos através dos
346 resíduos de cada modelo através do teste de autocorrelações teste de Durbin-Watson (Tillman
347 1975), teste de colinearidade estatística (Toledo *et al.* 2014), teste de normalidade Shapiro-Wilk
348 (Lopes *et al.* 2013).

349

350 **Resultados**

351 Um total de 1.978 indivíduos distribuídos em seis ordens, 15 famílias e 40 espécies foram
352 amostrados durante o estudo. Este resultado segue um padrão para região Neotropical, nas quais
353 as ordens Characiformes e Siluriformes tendem a serem as mais abundantes (anexo 2)

354

355 *MPD/NRI*

356 O índice de MPD_{fu} variou entre 0,51 e 0,74 (média = 0,64, desvio padrão 0,04), enquanto
357 o MPD_{fi} variou entre 13,25 e 19,19 (média = 15,32, desvio padrão = 1,31). Os valores para o NRI
358 funcional variaram entre -0,8 e 2,9 (média = -0,22, desvio padrão = 1,06), enquanto para o NRI
359 filogenético entre -2,2 e 1,8 (média = -0,31, desvio padrão = 1,26) (anexo 3 e anexo 4)

360

361 *Modelos de regressão linear múltipla*

362 Quando consideramos as duas escalas espaciais utilizadas, os modelos de regressão linear
363 múltipla na escala local (buffer) foram significativos apenas para as métricas do MPD e do NRI,
364 enquanto nenhum dos modelos foi significativo na escala da drenagem (anexo 5). Os modelos da
365 regressão linear múltipla na escala local mostraram uma relação significativa entre o MPD e o
366 NRI com a agricultura, mas nenhuma relação direta com as áreas de pastagem (anexo 5). Na
367 escala local, tanto o MPD funcional quanto filogenético apresenta uma relação negativa com a

368 agricultura, enquanto NRI funcional e filogenético apresentaram uma relação positiva com a
369 agricultura (anexo 5). Sendo assim a relação foi negativa com o MPD, porém positiva com o NRI.
370 Valores maiores de NRI indicam as assembleias agregadas (espécies mais similares, o que reduz
371 o MPD).

372

373 **Discussão**

374 Neste estudo, testamos a influência da pastagem e agricultura sobre a riqueza de espécies,
375 a diversidade e a estrutura funcional e filogenética das assembleias de peixes presentes em riachos
376 de cabeceira. Nossos resultados indicaram que a presença da agricultura possui uma influência
377 sobre as assembleias de peixes em uma escala local, e que esta atividade atua aumentando tanto
378 a redundância funcional quanto filogenética dentro das assembleias e diminuindo a diversidade.
379 A agricultura é uma atividade humana que pode contribuir para a diminuição das matas ripárias
380 que acompanham os riachos e, em estudo conduzido na bacia do Rio Paraná, Teresa e Cassati
381 (2010) já demonstraram que a retirada destas matas pode levar à diminuição de espécies de peixes
382 especialistas e da diversidade das assembleias. De acordo com Lorion e Kennedy (2009), riachos
383 com matas ripárias podem mitigar os impactos do desmatamento como temperaturas mais altas,
384 menor entrada de nutrientes no sistema, aumento da abundância de algumas poucas espécies e a
385 facilitação da entrada de espécies invasoras, fatores que podem contribuir para uma diminuição
386 da diversidade local. Por fim, Santana e Cavalcante (2016) indicam que os efeitos causados pela
387 agricultura podem causar alterações morfológicas e comprometer a fisiologia e a reprodução de
388 peixes. Desta forma, o nosso estudo reforça estes trabalhos prévios indicando que as atividades
389 agrícolas associadas aos riachos podem impactar negativamente a diversidade de peixes.

390 Apesar do efeito distinto da pecuária e da agricultura sobre a estrutura e a diversidade
391 funcional e filogenética das assembleias de peixes, é importante ressaltar que observamos uma
392 congruência na resposta funcional e filogenética das assembleias à agricultura. Estudos recentes
393 apontam para o aumento da similaridade taxonômica e funcional em assembleias de peixes como
394 resposta à presença de sistemas agrícolas (Casatti *et al.* 2015; Dala-Corte *et al.* 2016), uma vez

395 que esta atividade modifica as condições naturais nas quais os peixes vivem. Em revisão recente,
396 Marques e Cunico (2021) apontam que riachos em áreas urbanas podem apresentar espécies mais
397 próximas filogeneticamente devido à conservação de características que auxiliam na tolerância a
398 ambientes impactados. Uma vez que em riachos não-urbanos as condições do habitat interno são
399 essenciais para a conservação dos peixes (Barbosa *et al.* 2019) e que a retirada da mata ripária
400 pode modificar os micro-habitats dos riachos e favorecer eventos de assoreamento (Teresa &
401 Casatti 2010), é possível que ocorra nestas condições a seleção de espécies tolerantes e
402 filogeneticamente próximas assim como de espécies com características funcionalmente
403 similares. Considerando que nossos resultados apontam para assembleias com baixa diversidade
404 e um maior agrupamento funcional e filogenético associadas às áreas com maior área de
405 agricultura, é possível que este padrão seja o resultado não somente da perda, mas também da
406 seleção de espécies mais tolerantes à agricultura com características funcionais e histórias
407 evolutivas em comum.

408 É importante ressaltar que a agricultura explicou apenas parte da variação dos índices de
409 diversidade e de estrutura funcional associados às assembleias de peixes estudadas. Os riachos de
410 cabeceira são ambientes que sofrem forte influência de variáveis ambientais locais, as quais
411 podem funcionar como filtros ambientais para as espécies de peixes e para as suas características
412 históricas e funcionais (Poff 1997; Carvalho & Tejerina-Garro 2014). Estudos como o de Barbosa
413 *et al.* (2019) chamam a atenção para a importância do estudo em conjunto de variáveis ambientais
414 com variáveis da paisagem como é o caso do gradiente de uso do solo. Desta forma, a combinação
415 destas variáveis locais com o uso do solo pode garantir um maior poder explicativo sobre os
416 padrões de estruturação funcional e filogenética das assembleias de peixes.

417

418 **Conclusões**

419 O trabalho mostra a importância dos estudos em ecologia e diversidade e embora os
420 resultados na área da drenagem não demonstrem um resultado significativo, tivemos resposta
421 significativa na área do buffer, tivemos também variação nos índices de MPD e NRI mostrando

422 que cada riacho apresenta seu próprio índice de diversidade. Adicionalmente, embora sejam de
423 mesma ordem ou até mesmo afluente, todo o trabalho contribui para entender mais o ambiente
424 aquático de cabeceira e como esses índices são afetados pelas variáveis ambientais em questão.

425 Os corpos d'água são elementos essenciais para o ecossistema como um todo. A
426 realização de estudos de efeitos que ocorrem sobre a estrutura e seus componentes, bióticos e não
427 bióticos, são fundamentais para atividades de mitigação e reparação ambiental. Assim, entender
428 a amplitude desses mais diversos efeitos permite uma possível melhor tomada de atitudes e noção
429 quanto a eventos que possam estar influenciando o equilíbrio desses locais.

430

431 **Referências Bibliográficas**

432

433 Alves ICC, El-Robrini M, Santos MDLS, Monteiro SDM, Barbosa LPF, Guimarães JTF (2012)

434 Qualidade das águas superficiais e avaliação do estado trófico do Rio Arari (Ilha de Marajó,

435 norte do Brasil). *Acta Amazonica*, 42, 115-124. <https://doi.org/10.1590/S0044->

436 59672012000100014

437 Alves TR (2016). A Abordagem da Biodiversidade nos Resumos Públicos dos Planos de

438 Manejo FSC no Brasil: uma análise crítica. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São

439 Carlos.

440 Aragão A, Contini, E (2021) O agro no Brasil e no Mundo: uma síntese do período de 2000 a

441 2020. Embrapa SIRE.

442 Barbosa AS, Pires MM, Schulz UH (2020) Influence of land-use classes on the functional

443 structure of fish communities in southern Brazilian headwater streams. *Environmental*

444 *management*, 65(5), 618-629. <https://doi.org/10.1007/s00267-020-01274-9>

445 Barbosa HDO, Borges PP, Dala-Corte, RB, Martins, PTDA, Teresa FB (2019) Relative

446 importance of local and landscape variables on fish assemblages in streams of Brazilian

447 savanna. *Fisheries Management and ecology*, 26(2), 119-130.

448 <https://doi.org/10.1111/fme.12331>

449 Carvalho RA, Tejerina-Garro FL (2014) Environmental and spatial processes: what controls the
450 functional structure of fish assemblages in tropical rivers and headwater streams?. *Ecology*
451 of Freshwater Fish, 24(2), 317–328. doi:10.1111/eff.12152

452 Casatti L, Romero RDM, Teresa FB, Sabino J, Langeani F (2010) Fish community structure
453 along a conservation gradient in Bodoquena Plateau streams, central West of Brazil. *Acta*
454 *Limnologica Brasiliensia*, 50-59. doi: 10.4322/actalb.02201007

455 Casatti, L., Teresa, F. B., Zeni, J. de O., Ribeiro, M. D., Bregão, G. L., & Ceneviva-Bastos, M.
456 (2015). More of the Same: High Functional Redundancy in Stream Fish Assemblages from
457 Tropical Agroecosystems. *Environmental Management*, 55(6), 1300–1314.
458 doi:10.1007/s00267-015-0461-9

459 Cianciaruso MV, Silva IA, Batalha MA (2009) Diversidades filogenética e funcional: novas
460 abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica*, 9, 93-103.
461 <https://doi.org/10.1590/S1676-06032009000300008>

462 Dala-Corte RB, Giam X, Olden JD, Becker FG, Guimaraes TF, Melo AS (2016) Revealing the
463 pathways by which agricultural land-use affects stream fish communities in South Brazilian
464 grasslands. *Freshw. Biol.* 61, 1921–1934. doi:10.1111/fwb.12825

465 Diaz S, Cabido M (2001) Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem
466 processes. *Trends in Ecology and Evolution*. v.16, n.11, p. 646–655.
467 [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02283-2](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02283-2)

468 Dodds WK, Oakes RM (2008) Headwater influences on downstream water 1495 quality.
469 *Environmental management* 41: 367-377. doi:10.1111/ef.12152

470 Ferreira FS, Solórzano JCJ, Suárez YR (2021) Influence of urbanization on stream fish
471 assemblages in three microbasins in the Upper Paraná River Basin. *Brazilian Journal of*
472 *Biology*, 83. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.247384>

473 Gareth J, Daniela W, Trevor H, Robert T (2013) An introduction to statistical learning: with
474 applications in R. Springer:Berlim. <https://doi.org/10.1007/978-1-4614-7138-7>

475 Kembel S (2010). Uma introdução ao pacote picante. *R Proj* , 1-16.

476 Leão T, de Almeida, WR., de Sá Dechoum M, Ziller S, Leão TC, Ziller SR (2011). Espécies
477 Exóticas Invasoras.

478 Lemke AP, Suárez YR (2013) Influence of local and landscape characteristics on the
479 distribution and diversity of fish assemblages of streams in the Ivinhema River basin, Upper
480 Paraná River. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 25, 451-462. [https://doi.org/10.1590/S2179-](https://doi.org/10.1590/S2179-975X2013000400010)
481 [975X2013000400010](https://doi.org/10.1590/S2179-975X2013000400010)

482 Lopes MM, Castelo Branco VTF, Soares JB (2013) Utilização dos testes estatísticos de
483 Kolmogorov-Smirnov e Shapiro-Wilk para verificação da normalidade para materiais de
484 pavimentação. *TRANSPORTES*, 21(1), 59–66. <https://doi.org/10.4237/transportes.v21i1.566>

485 Lorion, CM, Kennedy, BP (2009) Lorion, C. M., & Kennedy, B. P. (2009). Riparian forest
486 buffers mitigate the effects of deforestation on fish assemblages in tropical headwater
487 streams. *Ecological Applications*, 19(2), 468-479. <https://doi.org/10.1890/08-0050.1>

488 Manna LR, Rezende CF, Mazzoni RA (2013) DIVERSIDADE FUNCIONAL DOS PEIXES:
489 PUBLICAÇÕES EM COMUNIDADES DE RIACHO. *Oecologia Australis*, 17(3).
490 <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2013.1703.08>

491 Marcuzzo FFN, Cardoso MRD, Faria TG (2012) Chuvas no cerrado da região centro-oeste do
492 Brasil: análise histórica e tendência futura. *Atêlie geográfico*. 6(2):112-130.
493 <https://doi.org/10.5216/ag.v6i2.15234>

494 Marques PS, Cunico AM (2021) Ecologia de peixes em riachos urbanos. *Oecologia Australis*,
495 25(2), 604. <https://doi.org/10.4257/oeco.2021.2502.22>

496 Mazzoni R, Fenerich-Verani N, Caramaschi EP (2000) Electrofishing as a sampling technique
497 for coastal stream fish populations and communities in the southeast of Brazil. *Brazilian*
498 *Journal of Biology*. 60(2):205-216. <https://doi.org/10.1590/S0034-71082000000200003>

499 Miranda JC (2012) Ameaças aos peixes de riachos da Mata Atlântica. *Natureza online*, 10(3),
500 136-139. ISSN 1806–7409

501 Molina MC (2017) O tamanho de faixa ripária florestada influencia os padrões funcionais de
502 peixes de riachos?. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista “Júlio de

503 Mesquita Filho”, São José do Rio Preto, São Paulo. Disponível em:
504 <<https://repositorio.unesp.br/handle/11449/150536>>.

505 Oksanen J, Simpson G, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, Minchin P, O’Hara RB, Solymos P,
506 Stevens H, Szöcs E, Wagner H, Barbour M, Bedward M, Bolker B, Borcard D, Carvalho G,
507 Chirico M, De Cáceres M, Durand S, Weedon J (2022) vegan community ecology package
508 version 2.6-2 April 2022.

509 Paradis E, Schliep K (2019) ape 5.0: an environment for modern phylogenetics and evolutionary
510 analyses in R. *Bioinformatics*, 35(3), 526-528. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/bty633>

511 Pavoine S, Bonsall MB (2011) Measuring biodiversity to explain community assembly: a
512 unified approach. *Biological Reviews*, 86(4), 792-812. [https://doi.org/10.1111/j.1469-](https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2010.00171.x)
513 [185X.2010.00171.x](https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2010.00171.x)

514 Pavoine S, Vallet J, Dufou, AB, Gachet S. Daniel H (2009) On the challenge of treating various
515 types of variables: application for improving the measurement of functional diversity. *Oikos*,
516 118(3), 391-402. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2008.16668.x>

517 Poff NL (1997) Landscape Filters and Species Traits: Towards Mechanistic Understanding and
518 Prediction in Stream Ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 16(2),
519 391–409. doi:10.2307/1468026

520 Rabosky DL, Chang J, Title PO, Cowman, PF, Sallan L, Friedman M, Kaschner K, Garilao C,
521 Near TJ, Coll M, Alfaro ME (2018) An inverse latitudinal gradient in speciation rate for
522 marine fishes. *Nature*, 559(7714), 392-395. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0273-1>

523 Roa-Fuentes CA, Heino J, Zeni JO, Ferraz S, Cianciaruso MV, Casatti L (2020) Importance of
524 local and landscape variables on multiple facets of stream fish biodiversity in a Neotropical
525 agroecosystem. *Hydrobiologia*, 1-18. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04396-7>

526 Santana ML, Carvalho FR, Teresa FB (2021). Broad and fine-scale threats on threatened
527 Brazilian freshwater fish: variability across hydrographic regions and taxonomic groups.
528 *Biota Neotropica*, 21. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2020-0980>

529 Santana, LMBM, Cavalcante, RM (2016). Transformações metabólicas de agrotóxicos em
530 peixes: uma revisão. *Orbital: The Electronic Journal of Chemistry*, 257-268.
531 <http://dx.doi.org/10.17807/orbital.v8i4.856>

532 Silva DMA, Teresa FB (2017) Response of fish communities to intense drought in Brazilian
533 savanna streams. *Revista Ambiente & Água*, 12(4). <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2093>.

534 Soares BE, Nakamura G (2021) ECOLOGIA FILOGENÉTICA DE COMUNIDADES DE
535 PEIXES DE RIACHO NEOTROPICAIS. *Oecologia Australis*, 25(2), 448.
536 <https://doi.org/10.4257/oeco.2021.2502.13>

537 Souza JMF, Reis EF, Martins AS, Santos ALF (2019) Avaliação dos conflitos no uso da terra na
538 bacia hidrográfica do ribeirão Lamarão, Distrito Federal. *Ciência Florestal*, 29(2), 950–964.
539 <https://doi.org/10.5902/198050984784>

540 Teresa FB, Casatti L (2010) Importância da vegetação ripária em região intensamente
541 desmatada no sudeste do Brasil: um estudo com peixes de riacho. *Pan-American Journal of*
542 *Aquatic Sciences*, 444-453. <https://repositorio.unesp.br/handle/11449/22556>. Acesso em 10
543 de abril de 2022.

544 Thioulouse J, Dray S, Dufour AB, Siberchicot A, Jombart T, Pavoine S (2018) Multivariate
545 Analysis of Ecological Data with ade4. doi:10.1007/978-1-4939-8850-1

546 Tillman JA (1975) O poder do teste de Durbin-Watson. *Econométrica: Jornal da Sociedade*
547 *Econométrica*, 959-974.

548 Vannote, RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE (1980) The river continuum
549 concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 37(1), 130-137.
550 <https://doi.org/10.1139/f80-017>

551 Webb CO (2000) Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: an example
552 for rain forest trees. *The American Naturalist*, 156(2), 145-155.
553 <https://doi.org/10.1086/303378>

554 Webb CO, Ackerly DD, Kembel SW (2008) Phylocom: software for the analysis of
555 phylogenetic community structure and trait evolution. *Bioinformatics*, 24(18).
556 doi:10.1093/bioinformatics/btn358

557 Webb CO, Ackerly DD, McPeck MA, Donoghue MJ (2002) Phylogenies and community
558 ecology. *Annual review of ecology and systematics*, 475-505.
559 doi:10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150448

560 Zanini TS, Queiroz TMD, Troy WP, Nunes JR, Lázari PRD (2017) Diversidade da ictiofauna
561 de riachos de cabeceira em paisagens antropizadas na bacia do Alto Paraguai. *Iheringia*.
562 *Série Zoologia*, 107. <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2017006>

563 Zeni JO, Hoeninghaus DJ, Casatti L (2017) Effects of pasture conversion to sugarcane for biofuel
564 production on stream fish assemblages in tropical agroecosystems. *Freshwater Biology*,
565 62(12), 2026-2038. <https://doi.org/10.1111/fwb.13047>

566

567 Anexos

568 **Anexo 1:** Tabela de espécies observadas no estudo e seus atributos funcionais como tamanho
 569 CMC (comprimento em centímetros), alimentação, cuidado parental (CP), método de forrageio,
 570 presença de barbilhão, visão ou eletricidade, preferência na coluna d'água, presença na corrente
 571 d'água e hábito migratório (HM), NA (atributo não encontrado).

572

Espécie	CMC (cm)	Algívoro	Carnívoro	Detritívoro	Herbívoro	Iliófago	Invertívoro	Onívoro	CP	CP	Barbilhões	Visão	Eletricidade	Bentônico	Pelágico	Bentônico-Pelágico	Lêntico	Lótico	HM	HM
<i>Apareiodon ibitiensis</i>	11.3	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1
<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>	3.8	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	1	0	1
<i>Aspidoras lakoi</i>	4	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	1	0	1
<i>Psalidodon bockmanni</i>	17.3	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1	1	0	1
<i>Psalidodon fasciatus</i>	17.1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	1	1	1	1	0
<i>Astyanax lacustres</i>	9.3	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1
<i>Astyanax sp. n.</i>	10.4	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	NA	NA	NA	NA
<i>Piabarcus stramineus</i>	11.4	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	1	1	0	0	1
<i>Bryconamericus turiuba</i>	6.1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1	0	NA	NA
<i>Cetopsis gobioides</i>	10.9	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>	11.1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1
<i>Characidium aff. zebra</i>	7.4	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1
<i>Characidium gomesi</i>	6.5	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	1	0
<i>Cichlasoma paranaense</i>	9.5	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	1
<i>Cyphocharax modestus</i>	16.2	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	1
<i>Geophagus aff. brasiliensis</i>	28	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	1
<i>Gymnotus carapo australis</i>	19.4	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1
<i>Gymnotus sylvius</i>	42	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1

Espécie	CMC (cm)	Algívoro	Carnívoro	Detritívoro	Herbívoro	Iliófago	Invertívoro	Onívoro	CP	CP	Barbilhões	Visão	Eletricidade	Bentônico	Pelágico	Bentônico-Pelágico	Lêntico	Lótico	HM Sim	HM Não
<i>Hasemania hanseni</i>	3.3	0	0	0	0	0	0	1	N A	N A	0	1	0	0	1	0	N A	N A	N A	N A
<i>Hoplias cf. curupira</i>	29. 9	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1	0
<i>Hypostomus ancistroides</i>	21	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	1	0	1	0	0	1	1	0	1
<i>Hypostomus cf. strigaticeps</i>	16	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1	1	0	1	0	0	0	1	0	1
<i>Hypostomus nigromaculatus</i>	10. 2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	1	0	0	1
<i>Imparfinis schubarti</i>	9.3	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0	0	0	1	0	1
<i>Knodus cf. moenkhausii</i>	4.5	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	1	0
<i>Leporinus lacustres</i>	24	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1	0	0	1
<i>Leporinus microphthalmus</i>	11. 8	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1	1	1	0
<i>Neoplecostomus corumba</i>	8.1	0	0	0	1	0	0	1	1	0	1	1	0	0	0	1	N A	N A	0	1
<i>Oligosarcus planaltinae</i>	9.9	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1	1	0	1
<i>Parodon nasus</i>	12. 7	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1	1	0
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i>	7.5	0	0	0	0	0	1	0	N A	N A	1	1	0	1	0	0	1	0	0	1
<i>Piabina argentea</i>	7.3	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	1	0
<i>Pimelodella avanhandavae</i>	14. 2	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	1	0	1	0	0	1	1	0	1
<i>Poecilia reticulata</i>	5	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	1	1	1	0	1
<i>Rhamdia aff. quelen</i>	47. 4	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	0
<i>Rhyacoglanis paranensis</i>	12	0	1	0	0	0	0	0	N A	N A	1	0	0	1	0	0	0	1	N A	N A
<i>Rhinolekos britskii</i>	4	0	0	1	0	0	0	0	N A	N A	1	1	0	1	0	0	0	1	N A	N A
<i>Steindachnerina corumbae</i>	11. 7	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1	0	1	0
<i>Steindachnerina insculpta</i>	16. 1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1	0	1	0
<i>Synbranchus aff. marmoratus</i>	150	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0

573

574

575 **Anexo 2:** Tabela de lista das espécies de peixes amostradas na drenagem do rio Piracanjuba,
 576 indicando número de indivíduos capturados (abundância).

Espécies	Abundância
CHARACIFORMES	
Anostomidae	
<i>Leporinus lacustris</i> (Amaral Campos, 1945)	1
<i>Leporinus microphthalmus</i> (Garavello, 1989)	4
Characidae	
<i>Astyanax lacustris</i> (Lütken, 1875)	101
<i>Astyanax sp. n.</i>	5
<i>Bryconamericus turiuba</i> (Lucena, Pedrini e Tarelho-Pereira, 2005)	16
<i>Hasemania hanseni</i> (Fowler, 1949)	318
<i>Knodus moenkhausii</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	3
<i>Oligosarcus planaltinae</i> (Menezes & Géry, 1983)	19
<i>Piabina argentea</i> (Reinhardt, 1867)	218
<i>Psalidodon bockmanni</i> (Vari & Castro, 2007)	31
<i>Psalidodon fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	178
Crenuchidae	
<i>Characidium aff. zebra</i> (Eigenmann, 1909)	3
<i>Characidium gomesi</i> (Travassos, 1956)	34
Curimatidae	
<i>Cyphocharax modestus</i> (Fernández-Yépez, 1948)	1
<i>Cyphocharax corumbae</i> (Pavanelli & Britski, 1999)	17
<i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández-Yépez, 1948)	2

Espécies	Abundância
Parodontidae	
<i>Apareiodon ibitiensis</i> (Amaral Campos,1944)	34
<i>Parodon nasus</i> (Kner, 1859)	10
GYMNOTIFORMES	
Gymnotidae	
<i>Gymnotus carapo</i> (Linnaeus, 1758)	31
<i>Gymnotus sylvius</i> (Albert & Fernandes-Matioli, 1999)	38
Callichthyidae	
<i>Aspidoras fuscoguttatus</i> (Nijssen & Isbrucker, 1976)	34
<i>Aspidoras lakoi</i> (Miranda Ribeiro, 1949)	1
Cetopsidae	
<i>Cetopsis gobioides</i> (Kner, 1858)	1
Heptapteridae	
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> (Schubart & Gomes, 1959)	70
<i>Imparfinis schubarti</i> (Gomes, 1956)	65
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i> (Schubart,1964)	68
<i>Pimelodella avanhandavae</i> (Eigenmann, 1917)	9
Loricariidae	
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)	2
<i>Hypostomus cf. strigaticeps</i> (Regan, 1908)	30
<i>Hypostomus nigromaculatus</i> (Schubart,1964)	33
<i>Neoplecostomus corumba</i> (Zawadzki,Pavanelli & Langeani, 2008)	31
<i>Rhinolekos britskii</i> (Martins, Langeani &Costa, 2011)	17

Espécies **Abundância**

Pseudopimelodidae

Rhyacoglanis paranensis (Shibatta & Vari,2017) 1

Synbranchidae

Synbranchus aff. marmoratus (Bloch,1795) 9

CICHLIFORMES

Cichlidae

Cichlasoma paranaense (Kullander, 1983) 7

Geophagus iporangensis (Haseman, 1911) 10

CYPRINODONTIFORMES

Poeciliidae

Poecilia reticulata (Peters, 1859) **298**

577

578 **Anexo 3.** Tabela de valores relativos à diversidade alfa e a estrutural local das assembleias de
 579 peixes dos riachos amostrados na bacia do Rio Piracanjuba, Goiás. Os valores referem-se a
 580 riqueza de espécies (S), diversidade funcional (MDPFu), diversidade filogenética (MPDFi),
 581 estrutura funcional (NRIFu) e estrutura filogenética (NRIFI) das assembleias.

582

	MÉDIA	DESVIO PADRÃO	MAXIMO	MINIMO
S	8,00	4,05	18,0	3,00
MPDFu	0,64	0,04	0,74	0,51
MPDFI	15,1	1,33	19,1	13,7
NRIFu	-0,22	1,06	2,93	-2,23
NRIFI	-0,31	1,26	1,84	-2,20

583 **Anexo 4.** Tabela de valores de riqueza de espécies (S), diversidade funcional (MDPFu),
 584 diversidade filogenética (MPDFi), estrutura funcional (NRIFu) e estrutura filogenética (NRIFi)
 585 encontrados para as assembleias de peixes dos riachos amostrados na bacia do Rio Piracanjuba,
 586 Goiás.

<i>LOCAIS</i>	<i>S</i>	<i>MPDFU</i>	<i>MPDFI</i>	<i>NRIFU</i>	<i>NRIFI</i>
<i>P1</i>	7	0,51	13,25	2,93	1,61
<i>P2</i>	14	0,62	13,77	0,33	1,84
<i>P3</i>	5	0,7	15,09	-1,27	-0,14
<i>P4</i>	18	0,6	14,35	1,58	1,11
<i>P5</i>	8	0,62	15,49	0,14	-0,61
<i>P6</i>	6	0,66	17,11	-0,53	-1,85
<i>P7</i>	10	0,63	15,27	-0,08	-0,38
<i>P8</i>	15	0,62	13,86	0,36	1,84
<i>P9</i>	7	0,68	15,96	-1,2	-1,02
<i>P10</i>	14	0,62	15,18	0,25	-0,31
<i>P11</i>	8	0,64	13,63	-0,22	1,38
<i>P12</i>	6	0,66	16,08	-0,61	-0,88
<i>P13</i>	6	0,61	14,16	0,37	0,64
<i>P14</i>	9	0,65	13,95	-0,66	1,09
<i>P15</i>	4	0,51	14,15	1,84	0,45
<i>P16</i>	12	0,64	16,37	-0,46	-1,92
<i>P17</i>	9	0,633	15,243	0,1	-0,33
<i>P18</i>	10	0,66	16,44	-1,02	-1,88
<i>P19</i>	6	0,64	13,71	-0,11	1,04
<i>P20</i>	6	0,67	14,84	-0,87	0,03
<i>P21</i>	9	0,65	15,29	-0,45	-0,41
<i>P22</i>	7	0,59	14,57	1,03	0,35
<i>P23</i>	17	0,62	14,04	0,5	1,61
<i>P24</i>	6	0,66	15,55	-0,58	-0,46
<i>P25</i>	7	0,67	15,29	-0,87	-0,31
<i>P26</i>	6	0,74	17,56	-2,36	-2,2
<i>P27</i>	15	0,65	15,55	-0,82	-0,96
<i>P28</i>	3	0,72	19,19	-0,93	-2,2
<i>P29</i>	14	0,6	13,95	1,17	1,51

587

588

589 **Anexo 5:** Tabela de resultados dos modelos de regressão linear múltipla aplicados para avaliação
590 do efeito da agricultura e da pastagem sobre a riqueza de espécies (S), diversidade funcional
591 (MPDFu) e filogenética (MPDFi), e sobre a estruturas funcional (NRIFu) e filogenética (NRIFi)
592 das assembleias de peixes. As análises foram realizadas para a escala de Buffer (B) e para a escala
593 de drenagem do ponto (D). Os valores de P em negrito e em itálico indicam que o modelo de
594 regressão foi significativo e que a variável tem um efeito sobre o índice considerado.

Índice	Escala	R ² Adj	P (Modelo)	Variável	Estimativa	P (Variável)
S	B	-0,02	0,51	-	-	-
	D	0,03	0,23	-	-	-
MPDFu	Buffer	0,21	0,01	Pastagem	0	0,2
				Agricultura	-0,18	0,01
	Drenagem	-0,01	0,48	-	-	-
MPDFi	Buffer	0,16	0,03	Pastagem	0,06	0,17
				Agricultura	-4,33	0,049
	Drenagem	0,12	0,07	-	-	-
NRIFu	Buffer	0,23	0,01	Pastagem	-0,06	0,17
				Agricultura	4,29	0,01
	Drenagem	-0,004	0,4	-	-	-
NRIFi	Buffer	0,15	0,04	Pastagem	-0,06	0,226
				Agricultura	4,3	0,04
	Drenagem	0,14	0,05	-	-	-

595

596

597 **Anexo 6:** Tabela de caracterização ambiental dos córregos amostrados na bacia do Rio
 598 Piracanjuba, bacia do Alto Rio Paraná, Brasil. OD = Oxigênio Dissolvido, (MD) Margem direita
 599 (ME) Margem esquerda, as variáveis seguem as seguintes unidades de medidas, Turbidez (NTU)
 600 Unidade de Turbidez Nefelome Temp = Temperatura (°C), Condutividade (C) (µS/cm) Micro-
 601 Siemens por centímetro, Largura (M) metros.
 602

Variáveis ambientais	Média	Desvio	Padrão	Máximo	Mínimo
pH	6,84		0,26	8,6	6,52
OD (%)	105,65		17,69	124	76,6
Condutividade (µS/cm)	40,13		21,04	71,3	11,4
Temperatura (°C)	19,06		1,69	23,2	16,7
Turbidez (NTU)	78,47		34,29	126	14,9
MD (Metros)	16,67		10,41	30	0
ME (Metros)	12,86		10,37	30	0

603