



UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E EVOLUÇÃO

PEDRO HENRIQUE FRANCISCO DE OLIVEIRA

**ALGAS PERIFÍTICAS: UMA ABORDAGEM TAXONÔMICA E FUNCIONAL  
EM RIACHOS INSERIDOS EM PAISAGENS MODIFICADAS DE CERRADO**

GOIÂNIA

2021



UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

## TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO (TECA) PARA DISPONIBILIZAR VERSÕES ELETRÔNICAS DE TESES

### E DISSERTAÇÕES NA BIBLIOTECA DIGITAL DA UFG

Na qualidade de titular dos direitos de autor, autorizo a Universidade Federal de Goiás (UFG) a disponibilizar, gratuitamente, por meio da Biblioteca Digital de Teses e Dissertações (BDTD/UFG), regulamentada pela Resolução CEPEC nº 832/2007, sem ressarcimento dos direitos autorais, de acordo com a [Lei 9.610/98](#), o documento conforme permissões assinaladas abaixo, para fins de leitura, impressão e/ou download, a título de divulgação da produção científica brasileira, a partir desta data.

O conteúdo das Teses e Dissertações disponibilizado na BDTD/UFG é de responsabilidade exclusiva do autor. Ao encaminhar o produto final, o autor(a) e o(a) orientador(a) firmam o compromisso de que o trabalho não contém nenhuma violação de quaisquer direitos autorais ou outro direito de terceiros.

#### 1. Identificação do material bibliográfico

Dissertação     Tese

#### 2. Nome completo do autor

Pedro Henrique Francisco de Oliveira

#### 3. Título do trabalho

Algas perifíticas: uma abordagem taxonômica e funcional em riachos inseridos em paisagens modificadas de Cerrado

#### 4. Informações de acesso ao documento (este campo deve ser preenchido pelo orientador)

Concorda com a liberação total do documento  SIM     NÃO<sup>1</sup>

[1] Neste caso o documento será embargado por até um ano a partir da data de defesa. Após esse período, a possível disponibilização ocorrerá apenas mediante:

- a) consulta ao(à) autor(a) e ao(à) orientador(a);
  - b) novo Termo de Ciência e de Autorização (TECA) assinado e inserido no arquivo da tese ou dissertação.
- O documento não será disponibilizado durante o período de embargo.

Casos de embargo:

- Solicitação de registro de patente;
- Submissão de artigo em revista científica;
- Publicação como capítulo de livro;
- Publicação da dissertação/tese em livro.

**Obs. Este termo deverá ser assinado no SEI pelo orientador e pelo autor.**



Documento assinado eletronicamente por **João Carlos Nabout**, Usuário Externo, em 14/09/2021, às 07:31, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **PEDRO HENRIQUE FRANCISCO DE OLIVEIRA**, Discente, em 23/09/2021, às 16:46, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site [https://sei.ufg.br/sei/controlador\\_externo.php?acao=documento\\_conferir&id\\_orgao\\_acesso\\_externo=0](https://sei.ufg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0), informando o código verificador **2342923** e o código CRC **4DD1A766**.

PEDRO HENRIQUE FRANCISCO DE OLIVEIRA

**ALGAS PERIFÍTICAS: UMA ABORDAGEM TAXONÔMICA E FUNCIONAL  
EM RIACHOS INSERIDOS EM PAISAGENS MODIFICADAS DE CERRADO**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução da Universidade Federal de Goiás como requisito para obtenção do título de mestre em Ecologia e Evolução.

Área de Concentração: Ecologia e Evolução

Linha de Pesquisa: Limnologia e Ecologia Aquática.

Orientador: Prof. Dr. João Carlos Nabout

GOIÂNIA

2021

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UFG.

Oliveira, Pedro Henrique Francisco de  
Algas perifíticas: uma abordagem taxonômica e funcional em riachos inseridos em paisagens modificadas de Cerrado [manuscrito] / Pedro Henrique Francisco de Oliveira. - 2021.  
lxxi, 71 f.

Orientador: Prof. Dr. João Carlos Nabout.  
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Goiás, Instituto de Ciências Biológicas (ICB), Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, Goiânia, 2021.

1. perifiton. 2. atributos funcionais. 3. riachos. 4. metacomunidade.  
5. diatomáceas. I. Nabout, João Carlos, orient. II. Título.



UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
**ATA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO**

Ata nº **185** da sessão de Defesa de Dissertação de **Pedro Henrique Francisco de Oliveira**, que confere o título de **Mestre em Ecologia e Evolução**, na área de concentração em **Ecologia e Evolução**.

Aos **trinta e um dias do mês de agosto de dois mil e vinte e um (31/08/2021)**, a partir das **14h00min**, por **videoconferência**, **seguindo portaria CAPES no. 36 de 16 de março de 2020 e recomendação da UFG**, realizou-se a sessão pública de Defesa de Dissertação intitulada **“Algas perifíticas: uma abordagem taxonômica e funcional em riachos inseridos em paisagens modificadas de Cerrado”**. Os trabalhos foram instalados pelo Orientador, **Prof. Dr. João Carlos Nabout (UEG)**, com a participação dos demais membros da Banca Examinadora: **Profa. Dra. Jascieli Carla Bortolini (Depto Botânica/ICB/UFG)**, membro titular interno; **Profa. Dra. Carla Ferragut (Instituto de Botânica/SIMA-SP)**, membro titular externo. Durante a arguição os membros da banca **não fizeram** sugestão de alteração do título do trabalho. A Banca Examinadora reuniu-se em sessão secreta a fim de concluir o julgamento da Dissertação, tendo sido o candidato **aprovado** pelos seus membros. Proclamados os resultados pelo **Prof. Dr. João Carlos Nabout**, Presidente da Banca Examinadora, foram encerrados os trabalhos e, para constar, lavrou-se a presente ata que é assinada pelos Membros da Banca Examinadora, ao(s) **trinta e um dias do mês de agosto de dois mil e vinte e um (31/08/2021)**.

TÍTULO SUGERIDO PELA BANCA



Documento assinado eletronicamente por **João Carlos Nabout, Usuário Externo**, em 31/08/2021, às 17:17, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Jascieli Carla Bortolini, Professora do Magistério Superior**, em 31/08/2021, às 17:17, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Carla Ferragut, Usuário Externo**, em 15/09/2021, às 14:59, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site [https://sei.ufg.br/sei/controlador\\_externo.php?acao=documento\\_conferir&id\\_orgao\\_acesso\\_externo=0](https://sei.ufg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0), informando o código verificador **2295531** e o código CRC **C9F5F265**.

## AGRADECIMENTOS

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo fomento ao longo da realização do mestrado juntamente a Universidade Federal de Goiás, por tornar esse estudo possível.

Ao meu orientador João Carlos Nabout, agradeço imensamente por todo apoio, oportunidades, boas conversas sobre música, incentivo e orientação desde o início da graduação. Obrigado por me apresentar aos estudos de metacomunidade a partir da comunidade fitoplancônica. Agradeço por sua empatia e compreensão em momentos de angústia ao longo do meu percurso acadêmico. Admiração e imenso carinho tenho pelo senhor, obrigado por tudo.

A minha namorada Emilly, Mulher incrível que tenho o enorme prazer e felicidade de estar ao lado. Obrigado por partilhar cada conquista ao meu lado. Em meio a tanta correria, angústia e incertezas, você era a calma que me fazia continuar. Te amo !

Ao Programa de Pós-Graduação Ecologia e Evolução juntamente ao corpo docente. Em especial, agradeço aos professores Matheus S. Lima Ribeiro, Marcus Cianciaruso e Luis Mauricio Bini por sugestões e direcionamentos para minha dissertação.

Ao Laboratório de Biogeografia e Ecologia Aquática na UEG, minha primeira “casa”. Foram inúmeras risadas e momentos de amadurecimento ao lado de vocês. Obrigado, Ariany, Carlos, Denis, Filipe (“my” brodi), Bruno, Geizi, Hasley, Igor, Luciana, Vitor Hugo, Marcela, Micael, Phamela, Rafael, Rafaela, Thaís, Victor, Werther e Ruan.

A minha coorientadora, mesmo que indiretamente, Karine Borges Machado, agradeço por toda paciência e incentivo. Como brinquei uma vez “seu nome vai acompanhar todas minhas conquistas”. Seus conselhos e ensinamentos, sem contar a didática impecável, foram indispensáveis para o meu amadurecimento.

Ao professor Fabrício Barreto Teresa, agradeço por todas sugestões e direcionamentos para o desenvolvimento desse estudo. E claro, foram boas conversas e risadas em campo.

A professora Priscilla de Carvalho e Jascieli C. Bortolini, por todas as contribuições na qualificação. Em especial, agradeço a professora Priscilla por gentilmente permitir a utilização do seu laboratório para triagem das amostras.

A professor Carla Ferragut e Denise Bicudo pela oportunidade de conhecer e realizar uma disciplina no Instituto de Botânica de São Paulo, o que foi possível graças ao intermédio feito pelo professor João Carlos Nabout. Agradeço também ao Jaques, Carlos, Krysna, Isabella, Ruan, Renata, Leo e Gisele. Pessoas formidáveis que pude conhecer no período da disciplina.

A minha “turma” de mestrado/doutorado do PPG EcoEvol. Em especial, Gisele (“XL”), Aline (“hacker”), Livia (“maior dinossauróloga”), Luizão, Marco, Egon, Rejane, Desirée, Eriavelton (Erigod), Manu, Luiza, Dandara, Roniel, Vinne e Karen.

A Rafaela da Conagua e ao Roberto Carlos G. Silva técnico especialista da Zeiss, pelo auxílio no decorrer do mestrado. Foi de imensa ajuda todas as dicas e atenção.

Aos professores e amigos que sempre me apoiaram e tenho muito apreço e carinho, Juliana Simião, Héliida, Mirley, Hugo, Maísa, Gabs, Thaty, Ester, Thays, Marconi, Gontijo, Faringa, Lopes, Renatão, Queijo, Kiko, Enzo, Ygor, Fábio, Shazma, Recco, Gabriel, Thays, Matheus e turma do Raks.

A minha família por acreditar e vibrar sempre com minhas conquistas e por entenderem a minha ausência em diversos momentos. Mais uma vez, obrigado a todos.

## Resumo

Considerando a conformação hierárquica e a conectividade presente em drenagens dendríticas, a estruturação hidrológica desses sistemas podem favorecer abordagens para estudos associados aos padrões em metacomunidades aquáticas. Dessa forma, investigar os padrões em metacomunidades utilizando como ferramenta de estudo microorganismos aquáticos, pode favorecer abordagens para estudos associados aos padrões de dispersão ou limitação de espécies, como o efeito de massa (*mass effects*) e a alocação de espécies (*species sorting*). Em adicional, é compreensível pensar que diferentes atributos funcionais (*functional traits*) presentes em espécies que compõe essas metacomunidades, possam ser modulados(a) por componentes ambientais (nicho fundamental/nicho realizado) ou fatores espaciais dentro de um gradiente ambiental. No presente estudo, o primeiro capítulo “Efeito de variáveis ambientais locais, regionais (uso do solo) e espaciais (dispersão dos organismos) na estrutura da comunidade de algas perifíticas em riachos do Cerrado”, buscamos avaliar a importância relativa dos componentes ambientais locais (variáveis limnológicas), regionais (uso do solo) e espaciais (capacidade de dispersão) para a comunidade perifítica em riachos de Cerrado, ao longo da sub-bacia do Rio Piracanjuba. Para o segundo capítulo “Composição funcional de algas perifíticas em riachos de Cerrado inseridos em paisagens modificadas”, investigamos como os atributos funcionais presentes em espécies que compõe a comunidade perifítica (*Functional traits*) respondem a variação do componente regional (paisagem) e ambiental local (variáveis limnológicas) em riachos inseridos em paisagens modificadas de Cerrado. Encontramos 127 espécies, com predominância da classe Bacillariophyceae em todos os riachos e a média de vegetação remanescente para extensão da sub-bacia do Rio Piracanjuba foi de 40%. A comunidade perifítica apresentou maior substituição de espécies ao longo da malha hidrográfica e importância relativa somente do componente espacial, uma vez que os atributos funcionais observados para essa comunidade foram distintos ao longo de dois gradientes, disponibilidade de nutriente e porcentagem de vegetação remanescente natural, respectivamente.

**Palavras-chaves:** perifíton, atributos funcionais, riachos, metacomunidade, diatomáceas.

## **Abstract**

Considering the hierarchical conformation and connectivity present in dendritic drainages, the hydrological structuring of these systems may favor approaches to studies associated with patterns in aquatic metacommunities. Thus, investigating patterns in metacommunities using aquatic microorganisms as a study tool may favor approaches to studies associated with patterns of dispersion or species limitation, such as *mass effects* and *species sorting*. In addition, it is understandable to think that different functional traits present in species that make up these metacommunities may be modulated by environmental components (fundamental niche/realized niche) or spatial factors within an environmental gradient. In the present study, the first chapter “Effect of local, regional (land use) and spatial (organism dispersion) environmental variables on the structure of the periphytic algal community in Cerrado streams”, we seek to assess the relative importance of local environmental components (limnological), regional (land use) and spatial (dispersion capacity) variables for the periphytic community in Cerrado streams along the Piracanjuba River sub-basin. For the second chapter “Functional composition of periphytic algae in Cerrado streams inserted in modified landscapes”, we investigated how the functional traits present in species that make up the periphytic community respond to the variation of the regional (landscape) and local environmental component (limnological variables) in streams inserted in modified Cerrado landscapes. We found 127 species, with a predominance of the Bacillariophyceae class in all streams and the average of remaining vegetation for the extension of the Piracanjuba River sub-basin was 40%. The periphytic community showed greater species replacement along the hydrographic network and relative importance only of the spatial component, since the functional attributes observed for this community were different along two gradients, nutrient availability, and percentage of natural remaining vegetation, respectively.

**Keywords:** periphyton, functional traits, streams, metacommunity, diatoms.

## Sumário

<b>DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DE ALGAS PERIFÍTICAS DE RIACHOS INSERIDOS EM PAISAGENS MODIFICADAS DO CERRADO ....</b>	<b>11</b>
<b>1. Introdução Geral .....</b>	<b>11</b>
<b>Referências bibliográficas.....</b>	<b>14</b>
<b>CAPÍTULO 1: EFEITO DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS LOCAIS, REGIONAIS E ESPACIAIS NA ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE ALGAS PERIFÍTICAS EM RIACHOS DO CERRADO .....</b>	<b>17</b>
<b>1. Introdução .....</b>	<b>17</b>
<b>2. Metodologia.....</b>	<b>20</b>
2.1. <i>Área de estudo.....</i>	<i>20</i>
2.2. <i>Amostragem da comunidade epilítica .....</i>	<i>21</i>
2.3. <i>Contagem e identificação da comunidade epilítica .....</i>	<i>21</i>
2.4. <i>Dados de paisagem .....</i>	<i>23</i>
2.5. <i>Variáveis ambientais locais .....</i>	<i>24</i>
2.6. <i>Variáveis espaciais.....</i>	<i>24</i>
2.7. <i>Contribuição local para diversidade beta (LCBD).....</i>	<i>24</i>
2.8. <i>Seleção de variáveis .....</i>	<i>25</i>
2.9. <i>Análise de dados .....</i>	<i>25</i>
<b>3. Resultados .....</b>	<b>27</b>
<b>4. Discussão .....</b>	<b>33</b>
<b>Referências bibliográficas.....</b>	<b>35</b>
<b>CAPÍTULO 2: COMPOSIÇÃO FUNCIONAL DE ALGAS PERIFÍTICAS EM RIACHOS DE CERRADO INSERIDOS EM PAISAGENS MODIFICADAS ....</b>	<b>42</b>
<b>1. Introdução .....</b>	<b>42</b>
<b>2. Metodologia.....</b>	<b>46</b>
2.1. <i>Área de estudo .....</i>	<i>46</i>
2.2. <i>Amostragem e identificação da comunidade epilítica: Matriz L .....</i>	<i>47</i>
2.3. <i>Contagem e identificação da comunidade epilítica.....</i>	<i>48</i>
2.4. <i>Atributos funcionais (funcional traits) para comunidade epilítica: Matriz Q. 50</i>	
2.5. <i>Variáveis ambientais: Matriz R.....</i>	<i>51</i>
2.6. <i>Seleção de variáveis.....</i>	<i>52</i>
2.7. <i>Análise de dados.....</i>	<i>53</i>
<b>3. Resultados .....</b>	<b>55</b>
<b>4. Discussão .....</b>	<b>62</b>
<b>Referências bibliográficas.....</b>	<b>66</b>

# DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DE ALGAS PERIFÍTICAS DE RIACHOS INSERIDOS EM PAISAGENS MODIFICADAS DO CERRADO

## 1. Introdução Geral

Processos espaciais ou ambientais que estruturam comunidades locais associadas através da dispersão (metacomunidades), são recorrentes na literatura e apresentam relevância para manutenção de ambientes aquáticos (Leibold et al. 2004; Heino et al. 2010; Altermatt, 2013; Leal et al. 2017). Considerando a conformação hierárquica e a conectividade presente em drenagens dendríticas, a estruturação hidrológica desses sistemas podem favorecer abordagens para estudos associados aos padrões em metacomunidades, como o efeito de massa (*mass effects*) e a alocação de espécies (*species sorting*) (Brown & Swan, 2010; Altermatt, 2013; Heino et al. 2015; Bortolini et al. 2017).

A estrutura de diferentes comunidades biológicas pode ser influenciada por variáveis ambientais locais, limitando a ocorrência e permanência das espécies (*species sorting*) (Chase et al. 2005; Heino et al. 2015). Em ambientes aquáticos, por exemplo, essa variação na composição de espécies pode ser relacionada a variáveis locais como pH, turbidez e temperatura (Machado et al. 2014; Burgazzi et al. 2020; Brasil et al. 2020). Esse “efeito de nicho” pode ser evidente em organismos pequenos que apresentam elevada taxa de dispersão, onde variáveis ambientais locais (limnológicas) podem propiciar mudança na riqueza ou densidade dessas comunidades, como por exemplo, a comunidade fitoplanctônica (Vanormelingen et al. 2008; Huszar et al. 2015). Em contrapartida, comunidades de organismos aquáticos que apresentam maior tamanho corpóreo (p. ex. peixes) ou associação a substratos orgânicos/inertes (p. ex. macrófitas e a comunidade perifítica), podem apresentar mudanças na riqueza ou densidade de espécies em detrimento de fatores espaciais, análogos a limitação ou dispersão dos

27 organismos (*mass effects*)(Chase et al. 2005; Bie et al. 2012; Padial et al. 2014; Merckx  
28 et al. 2018; Ptatscheck et al. 2020; Borges et al. 2020; Ptatscheck et al. 2020).

29 Dessa forma, escala de disposição dos sítios amostrais (*efeito de escala*) pode  
30 influenciar a estruturação de metacomunidades aquáticas, mesmo que os organismos  
31 tenham alta capacidade dispersiva, apresentando relevância do componente espacial  
32 (Moresco et al. 2017; He et al. 2020; Rocha et al. 2020). Dessa forma, é compreensível  
33 pensar que diferentes atributos funcionais (*functional traits*) presentes em espécies que  
34 compõe uma metacomunidades, possam ser modulados(a) por componentes ambientais  
35 (nicho fundamental/nicho realizado) e espaciais dentro de um gradiente ambiental  
36 (McGill et al. 2006; Wheiher et al. 2011).

37 O termo “*traits*” deve ser considerado a nível de indivíduo, ressaltando  
38 características morfofisiológicas ou fenológicas que sejam mensuráveis (Violle et al.  
39 2007). O termo “*functional traits*” engloba características a nível individual  
40 (morfofisiológicas e fenológicas) que afetam a aptidão biológica do organismo em  
41 detrimento a mudanças ambientais (McGill et al. 2006; Violle et al. 2007; Litchman &  
42 Klausmeier 2008; Litchman et al. 2010). Estudos que permeiam a abordagem funcional  
43 em metacomunidades aquáticas são recorrentes na literatura (Bie et al. 2012; Litchman,  
44 Ohman, Kiørbe, 2013; Torres & Higgins, 2016; Guo et al. 2019). Para microrganismos  
45 aquáticos, como exemplo a comunidade fitoplanctônica e perifítica, essa abordagem foi  
46 tratada inicialmente por Reynolds (Reynolds et al. 2002), posteriormente aprimorada por  
47 Padisák, Kruk e colaboradores (Padisák et al. 2009; Kruk et al. 2010) e Biggs, em 1998,  
48 propôs a abordagem funcional para comunidade perifítica.

49 Inicialmente o termo “periphyton” foi utilizado por Behning (1924), considerando  
50 organismos associados a substratos artificiais em ambientes aquáticos (Burliga &  
51 Schwarzbald, 2013). Wetzel, em 1982, propôs uma reformulação considerando a

52 comunidade perifítica como uma complexa associação de microrganismos (algas,  
53 bactérias, fungos e animais), detritos orgânicos e inorgânicos aderidos a substratos  
54 inorgânicos ou orgânicos, vivos ou mortos (Wetzel, 1983). Adicionalmente, a microbiota  
55 algal que compõe essa complexa comunidade pode ser caracterizada com base no  
56 substrato sobre o qual esteja associada, por exemplo, são denominadas epilíticas e  
57 epifíticas, a comunidade de algas que vivem sobre substrato rochoso e na superfície de  
58 plantas ou macroalgas, respectivamente (Burliga & Schwarzbald, 2013).

59 Considerando diferentes *functional traits* presentes em comunidades perifíticas  
60 (forma de vida, associação ao substrato e dispersão), estudos apresentam essa  
61 comunidade promissora para abordagens que explorem os padrões vistos em  
62 metacomunidades, sejam esses influenciados pelo ambiente ou espaço (Göthe et al. 2013;  
63 Algarte et al. 2014; Dunck et al. 2013; Dunck et al. 2016; Bichoff et al. 2018). Contudo,  
64 o presente estudo tem como foco utilizar a comunidade epilítica presente em riachos do  
65 Cerrado como um modelo para abordagens dos padrões de metacomunidades.

66 No primeiro capítulo “Efeito de variáveis ambientais locais, regionais (uso do  
67 solo) e espaciais (dispersão dos organismos) na estrutura da comunidade de algas  
68 perifíticas em riachos do Cerrado”, temos como hipótese geral a influência da  
69 porcentagem de vegetação remanescente nos riachos, juntamente ao preditor ambiental  
70 local, apresentando maior importância relativa para comunidade perifítica. Para o  
71 segundo capítulo “Composição funcional de algas perifíticas em riachos de Cerrado  
72 inseridos em paisagens modificadas”, esperamos que riachos inseridos em paisagens  
73 modificadas, ou seja, com diferentes níveis de porcentagem de vegetação remanescente,  
74 apresentem espécies com atributos funcionais distintos.

75

**76 Referências bibliográficas**

- 77
- 78 Algarte, VM., L Rodrigues, Landeiro VL, Siqueira T & L.M. Bini, 2014. Variance partitioning  
79 of deconstructed periphyton communities: does the use of biological traits matter? *Hydrobiologia*  
80 722: 279-290.
- 81 Altermatt, F., 2013. Diversity in riverine metacommunities: a network perspective. *Aquatic*  
82 *Ecology*, 47: 365-377.
- 83 Bichoff, A., Osório, N. C., Ruwer, D. T., Dunck, B., & Rodrigues, L., 2018. Trait structure and  
84 functional diversity of periphytic algae in a floodplain conservation area. *Brazilian Journal of*  
85 *Botany*, 41: 601-610
- 86 Biggs, B. J., Stevenson, R. J., & Lowe, R. L., 1998. A habitat matrix conceptual model for stream  
87 periphyton. *Archiv fur Hydrobiologie*, 143: 21-56.
- 88 Borges, P. P., Dias, M. S., Carvalho, F. R., Casatti, L., Pompeu, P. S., Cetra, M., Tejerina-Garro,  
89 F.L., Suárez, Y.R., Nabout, J.C., & Teresa, F. B., 2020. Stream fish metacommunity organisation  
90 across a Neotropical ecoregion: The role of environment, anthropogenic impact and dispersal-  
91 based processes. *PloS one*, 15: 0233733.
- 92 Bortolini, J. C., Pineda, A., Rodrigues, L. C., Jati, S., & Velho, L. F. M., 2017. Environmental  
93 and spatial processes influencing phytoplankton biomass along a reservoirs-river-floodplain lakes  
94 gradient: A metacommunity approach. *Freshwater Biology*, 62: 1756-1767.
- 95 Brasil, L. S., Luiza-Andrade, A., Calvão, L. B., Dias-Silva, K., Faria, A. P. J., Shimano, Y.,  
96 Oliveira-Junior, J.M.B., Cardoso, M.N., & Juen, L., 2020. Aquatic insects and their  
97 environmental predictors: a scientometric study focused on environmental monitoring in lotic  
98 environmental. *Environmental monitoring and assessment*, 192: 1-10.
- 99 Brown, B. L., & Swan, C. M., 2010. Dendritic network structure constrains metacommunity  
100 properties in riverine ecosystems. *Journal of Animal Ecology*, 79: 571-580.
- 101 Burgazzi, G., Laini, A., Ovaskainen, O., Saccò, M., Stubbington, R., & Viaroli, P., 2020.  
102 Communities in high definition: Spatial and environmental factors shape the micro-distribution  
103 of aquatic invertebrates. *Freshwater Biology*, 65: 2053-2065.
- 104 Burliga, A. L., & Schwarzbald, A., 2013. Perifíton: diversidade taxonômica e  
105 morfológica. *Ecologia do perifíton* (A. Schwarzbald, AL Burliga & LC Torgan, eds) Rima, São  
106 Carlos, 1-6.
- 107 Chase, J. M., Amarasekare, P., Cottenie, K., Gonzalez, A., Holt, R. D., Holyoak, M., Hoopes,  
108 M.F., Leibold, M.A., Loreau, M., Mouquet, N., Shurin, J.B., & Tilman, D., 2005. Competing  
109 theories for competitive metacommunities. *Metacommunities: spatial dynamics and ecological*  
110 *communities*, 335-354.
- 111 De Bie, T., De Meester, L., Brendonck, L., Martens, K., Goddeeris, B., Ercken, D., H. Hampel.,  
112 L. Denys., L.Vanhecke., Van der Gucht, K., J.Van Wichelen., W. Vyverman & Declerck, S. A.  
113 J., 2012. Body size and dispersal mode as key traits determining metacommunity structure of  
114 aquatic organisms. *Ecology letters*, 15: 740-747.
- 115 Dunck, B., Algarte, V. M., Cianciaruso, M. V., & Rodrigues, L., 2016. Functional diversity and  
116 trait–environment relationships of periphytic algae in subtropical floodplain lakes. *Ecological*  
117 *Indicators*, 67: 257-266.

- 118 Dunck, B., Bortolini, J. C., Rodrigues, L., Rodrigues, L. C., Jati, S., & Train, S., 2013. Functional  
119 diversity and adaptative strategies of planktonic and periphytic algae in isolated tropical  
120 floodplain lake. *Brazilian Journal of Botany*, 36: 257-266.
- 123 Göthe, E., Angeler, D. G., Gottschalk, S., Löfgren, S., & Sandin, L., 2013. The influence of  
124 environmental, biotic and spatial factors on diatom metacommunity structure in Swedish  
125 headwater streams. *PloS one*, 8: e72237.
- 126 Guo, K., Wu, N., Wang, C., Yang, D., He, Y., Luo, J., ... & Riis, T., 2019. Trait dependent roles  
127 of environmental factors, spatial processes and grazing pressure on lake phytoplankton  
128 metacommunity. *Ecological Indicators*, 103, 312-320. He, S., Soininen, J., Deng, G., & Wang, B.  
129 (2020). Metacommunity structure of stream insects across three hierarchical spatial  
130 scales. *Ecology and evolution*, 10: 2874-2884.
- 131 Heino, J., 2010. Are indicator groups and cross-taxon congruence useful for predicting  
132 biodiversity in aquatic ecosystems?. *Ecological Indicators*, 10: 112-117.
- 133 Heino, J., Melo, A. S., Siqueira, T., Soininen, J., Valanko, S., & Bini, L. M., 2015.  
134 Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes  
135 and prospects. *Freshwater Biology*, 60: 845-869.
- 136 Huszar, V. L., Nabout, J. C., Appel, M. O., Santos, J. B., Abe, D. S., & Silva, L. H., 2015.  
137 Environmental and not spatial processes (directional and non-directional) shape the  
138 phytoplankton composition and functional groups in a large subtropical river basin. *Journal of*  
139 *Plankton Research*, 37: 1190-1200.
- 140 Kruk, C., Huszar, V. L., Peeters, E. T., Bonilla, S., Costa, L., Lüring, M., Reynolds, C.S., &  
141 Scheffer, M., 2010. A morphological classification capturing functional variation in  
142 phytoplankton. *Freshwater biology*, 55: 614-627.
- 143 Leal, C. G., Barlow, J., Gardner, T. A., Hughes, R. M., Leitão, R. P., Mac Nally, R., Kaumann,  
144 P.R., Ferraz, S.F.B., Zuanon, J., Paula, F.R., Ferreira, J., Thomson, J.R., Lennox, G.D., Dary, E.P.,  
145 Röpke, C.P., & Pompeu, P. S., 2018. Is environmental legislation conserving tropical stream  
146 faunas? A large-scale assessment of local, riparian and catchment-scale influences on Amazonian  
147 fish. *Journal of Applied Ecology*, 55: 1312-1326.
- 148 Leibold, M. A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J. M., Hoopes, M. F., Holt,  
149 R.D., Shurin, R.L., Timan, D., & Gonzalez, A., 2004. The metacommunity concept: a framework  
150 for multi-scale community ecology. *Ecology letters*, 7: 601-613.
- 151 Litchman, E., & Klausmeier, C. A., 2008. Trait-based community ecology of  
152 phytoplankton. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 39 : 615-639.
- 153 Litchman, E., de Tezanos Pinto, P., Klausmeier, C. A., Thomas, M. K., & Yoshiyama, K., 2010.  
154 Linking traits to species diversity and community structure in phytoplankton. Fifty years after the  
155 “Homage to Santa Rosalia”: Old and new paradigms on biodiversity in aquatic ecosystems, 15-  
156 28.
- 157 Litchman, E., Ohman, M. D., & Kiørboe, T., 2013. Trait-based approaches to zooplankton  
158 communities. *Journal of plankton research*, 35: 473-484.
- 159 Machado, K. B., FB Teresa, LCG Vieira, VLDM Huszar & J.C. Nabout, 2016. Comparing the  
160 effects of landscape and local environmental variables on taxonomic and functional composition  
161 of phytoplankton communities. *Journal of Plankton Research* 38: 1334-1346.

- 162 McGill, B. J., Enquist, B. J., Weiher, E., & Westoby, M., 2006. Rebuilding community ecology  
163 from functional traits. *Trends in ecology & evolution*, 21: 178-185.
- 164 Merckx, T., Souffreau, C., Kaiser, A., Baardsen, L. F., Backeljau, T., Bonte, D., & Van Dyck, H.,  
165 2018. Body-size shifts in aquatic and terrestrial urban communities. *Nature*, 558: 113-116.
- 166 Moresco, G. A., Bortolini, J. C., Dias, J. D., Pineda, A., Jati, S., & Rodrigues, L. C., 2017. Drivers  
167 of phytoplankton richness and diversity components in Neotropical floodplain lakes, from small  
168 to large spatial scales. *Hydrobiologia*, 799: 203-215.
- 171 Padial, A. A., Ceschin, F., Declerck, S. A., De Meester, L., Bonecker, C. C., Lansac-Tôha, F. A.,  
172 Rodrigues, L., Rodrigues, L.C., Train, S., Velho, L.F.M., & Bini, L. M., 2014. Dispersal ability  
173 determines the role of environmental, spatial, and temporal drivers of metacommunity  
174 structure. *PloS one*, 9: e111227.
- 175 Padišák, J., Crossetti, L. O., & Naselli-Flores, L., 2009. Use and misuse in the application of the  
176 phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia*, 621: 1-19.
- 177 Ptatscheck, C., Gansfort, B., Majdi, N., & Traunspurger, W., 2020. The influence of  
178 environmental and spatial factors on benthic invertebrate metacommunities differing in size and  
179 dispersal mode. *Aquatic Ecology*, 1-15.
- 180 Reynolds, C. S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L., & Melo, S., 2002. Towards a functional  
181 classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of plankton research*, 24:417-428.
- 182 Rocha, B. D. S., Souza, C. A. D., Machado, K. B., Vieira, L. C. G., & Nabout, J. C., 2020. The  
183 relative influence of the environment, land use, and space on the functional and taxonomic  
184 structures of phytoplankton and zooplankton metacommunities in tropical reservoirs. *Freshwater  
185 Science*, 39: 321-333.
- 186 Torres, K. M. M., & Higgins, C. L., 2016. Taxonomic and functional organization in  
187 metacommunity structure of stream-fish assemblages among and within river basins in  
188 Texas. *Aquatic Ecology*, 50: 247-259.
- 189 Vanormelingen, P., Cottenie, K., Michels, E., Muylaert, K., Vyverman, W. I. M., & De Meester,  
190 L.U.C., 2008. The relative importance of dispersal and local processes in structuring  
191 phytoplankton communities in a set of highly interconnected ponds. *Freshwater Biology*, 53:  
192 2170-2183.
- 193 Violle, C., Navas, M. L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., & Garnier, E., 2007.  
194 Let the concept of trait be functional!. *Oikos*, 116: 882-892.
- 195 Weiher, E., Freund, D., Bunton, T., Stefanski, A., Lee, T., & Bentivenga, S., 2011. Advances,  
196 challenges, and a developing synthesis of ecological community assembly theory. *Philosophical  
197 Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366: 2403-2413.
- 200 Wetzel, R.G., 1983(Ed.). *Periphyton of freshwater ecosystems*. The Hague. Dr. W.  
201 Junk.,1983.p.339-346. *Developments un Hidrobiologia*, 17., 346p.
- 202
- 203

204 **CAPÍTULO 1: EFEITO DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS LOCAIS, REGIONAIS**  
205 **E ESPACIAIS NA ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE ALGAS**  
206 **PERIFÍTICAS EM RIACHOS DO CERRADO**  
207

208 **Resumo:** Considerando a conformação hierárquica e a conectividade presente em  
209 drenagens dendríticas, a estruturação hidrológica desses sistemas podem favorecer  
210 abordagens para estudos associados aos padrões em metacomunidades aquáticas. Dessa  
211 forma, investigar os padrões em metacomunidades utilizando como ferramenta de estudo  
212 microorganismos aquáticos, pode favorecer abordagens para estudos associados aos  
213 padrões de dispersão ou limitação de espécies, como o efeito de massa (*mass effects*) e a  
214 alocação de espécies (*species sorting*). No presente estudo, buscamos avaliar a  
215 importância relativa dos componentes ambientais locais (variáveis limnológicas),  
216 regionais (uso do solo) e espaciais (capacidade de dispersão) para a comunidade perifítica  
217 em 30 riachos do Cerrado na sub-bacia do Rio Piracanjuba, região centro-oeste do Brasil.  
218 Nós esperávamos maior importância relativa do componente ambiental e regional para  
219 comunidade perifítica e maior substituição de espécies ao longo dos riachos amostrados.  
220 Encontramos 127 espécies, com predominância da classe Bacillariophyceae em todos os  
221 riachos e a média de vegetação remanescente para extensão da sub-bacia do Rio  
222 Piracanjuba foi de 40%. A comunidade de microorganismos apresentou maior  
223 substituição de espécies ao longo da malha hidrográfica e importância relativa somente  
224 do componente espacial para comunidade locais de espécies perifíticas. Relacionamos os  
225 processos oriundos a substituição de espécies e a possível limitação de ocorrência dos  
226 organismos ao efeito de massa. Nesse sentido, a dispersão e/ou limitação aos riachos com  
227 condições sub-ótimas pode ser associado a aptidões fisiológicas e elevada taxa  
228 reprodutiva, mantendo a ocorrência das espécies nos sítios amostrais.

229 Palavra-chave: mass effects, periphyton, diatom, streams, dispersal.

230

231 **1. Introdução**

232

233 A estrutura das comunidades biológicas em ambientes aquáticos pode ser  
234 influenciada por componentes ambientais locais, regionais ou espaciais (Leibold et al.  
235 2004). Variáveis limnológicas, como temperatura, pH e turbidez (Alemany et al. 2006;  
236 Machado et al. 2014; Huszar et al. 2015) caracterizam os preditores ambientais locais, já  
237 o uso do solo e a distância entre locais, englobam os preditores regionais e espaciais,  
238 respectivamente (Heino et al. 2015; Leibold 2017; Blanchet et al. 2014).

239 Os processos oriundos dos sistemas terrestres, como por exemplo, o carreamento  
240 de sedimentos de origem alóctone, presença de vegetação ripária e o uso do solo (Ward,

241 1998; Wiens, 2002; Cunha et al. 2019), podem resultar em mudança das características  
242 limnológicas dos corpos d'água e alteração na dinâmica das comunidades biológicas.  
243 Nesse sentido, ecossistemas aquáticos e terrestres tornam-se complementares em uma  
244 paisagem (Wiens, 2002). Uma vez que, mudanças em diferentes escalas nos ambientes  
245 terrestres, como por exemplo, o uso do solo (Dala-Corte et al. 2017) juntamente a perda  
246 e fragmentação da paisagem (Di Carvalho et al. 2019), podem propiciar perturbações na  
247 dinâmica e estrutura dos corpos d'água.

248 Impactos ocasionados em ecossistemas terrestres, podem afetar de forma direta  
249 redes tróficas em ambientes aquáticos, dada a diminuição de insetos e frutos de origem  
250 alóctone, por conta da retirada da vegetação riparia (Nakano, Miyasaka, Kuhara, 1999).  
251 Tais impactos também influenciam de forma direta ou indireta na produtividade primária  
252 de algas bentônicas (Wellnitz, 2003; Godwin, 2008), em relação ao escoamento  
253 superficial aumentando a turbidez da água ou a partir do desmatamento, com respaldo  
254 na entrada de luz nos corpos d'água (Brejão et al. 2018).

255 A remoção da vegetação ripária tem influência direta e indireta sobre distintos  
256 táxons em ambientes lóticos (Sabater, 2000; Teresa & Casatti, 2012; Fuller et al. 2015).  
257 A perda completa ou parcial da vegetação ripária em corpos d'água lóticos, por exemplo,  
258 pode aumentar a incidência luminosa nesses ambientes juntamente ao maior escoamento  
259 superficial, ocasionando mudança na densidade de algas fitoplanctônicas como também  
260 indisponibilidade de microhabitats para peixes (Bunn et al. 1999; Hill et al. 2001;  
261 Sponseller, Benfiel, Vallet, 2008; Leite et al. 2015).

262 Elevadas taxas de luminosidade em ambientes lóticos, por consequência da  
263 retirada do dossel ripário, podem propiciar mudanças na composição taxonômica  
264 comunidades perifíticas, como por exemplo a dominância de táxons algais, reduzindo a  
265 diversidade local e regional (Davies et al. 2008; Cibilis et al. 2015; Guo et al. 2015). Por

266 consequência, riachos com menor densidade de vegetação ripária (Bunn et al. 1999; Hill  
267 et al. 2011; Liess et al. 2012), tendem a apresentar maior biomassa (Clorofila-a) de algas  
268 perifíticas (Mosisch et al. 2001; Riley et al. 2012).

269 Nesse contexto, podemos relacionar a formação de subconjuntos (nestedness –  
270  $\beta$ JNE) ou substituições de espécies (turnover –  $\beta$ JTU) em metacomunidades a mudanças  
271 ambientais locais ou a capacidade de dispersão dos grupos de organismos (Leibold et al.  
272 2004; Baselga, 2010). Dessa forma, compreender tanto a contribuição das espécies para  
273 diversidade entre os sítios amostrais (SCBD) quanto a singularidade ecológica de cada  
274 local (LCBD) , podem auxiliar na compreensão de estudos voltados a metacomunidades  
275 (Legendre & De Cáceres, 2013; Legendre, 2014). Dessa forma, uma comunidade com  
276 organismos fixos ou frouxamente aderidos, como por exemplo a comunidade perifítica,  
277 propicia a avaliação da substituição de espécie em estudos de metacomunidades (Biggs  
278 1999).

279 No presente estudo, buscamos avaliar a importância relativa dos componentes  
280 ambientais locais (variáveis limnológicas), regionais (uso do solo) e espaciais  
281 (capacidade de dispersão) para a comunidade perifítica em riachos de Cerrado. Nós  
282 esperamos que: **i)** A porcentagem de vegetação remanescente nos riachos, juntamente ao  
283 preditor ambiental local, tenham maior importância relativa para comunidade perifítica,  
284 considerando mudanças na densidade e riqueza nos riachos. **ii)** Riachos preservados  
285 (menor riqueza de algas perifíticas), parcialmente preservados (maior riqueza de algas  
286 perifíticas) e impactados (menor riqueza de algas perifíticas) devem apresentar riqueza  
287 taxonômica distintas e **iii)** esperamos que comunidade perifítica apresente maior  
288 substituição (turnover) de espécies ao longo dos sítios amostrais, ao passo que, a  
289 ocorrência de algumas espécies possa apresentar uma limitação de dispersão ou condições  
290 limnológicas favoráveis.

## 291 2. Metodologia

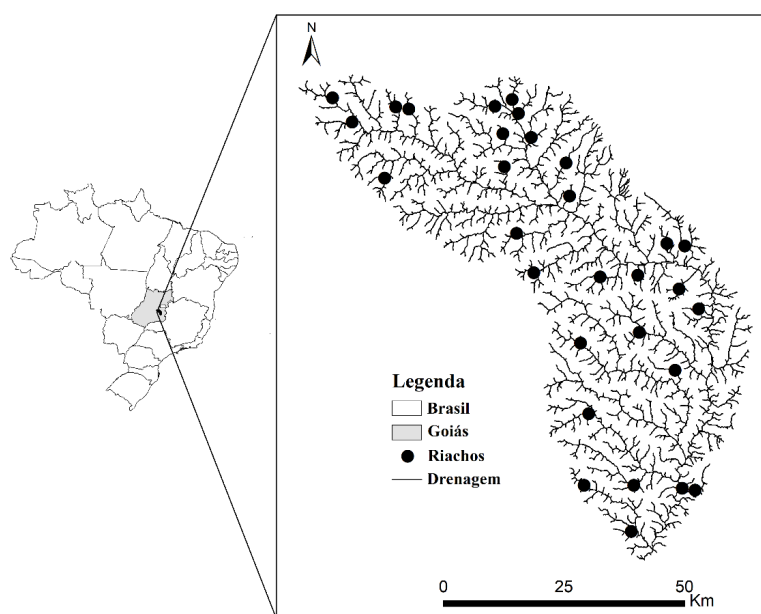
292

### 293 2.1. Área de estudo

294

295 O presente estudo foi realizado na bacia hidrográfica do rio Paranaíba, localizada  
296 entre as longitudes 45W° e 53W° e latitudes 15°S e 20°S. Abrangendo uma área de 222,6  
297 mil km<sup>2</sup>, a bacia do rio Paranaíba é situada na região central do Brasil, com 63,2% da sua  
298 extensão no sul do Estado de Goiás (147,761 km<sup>2</sup>)(CBH Paranaíba, 2021). Foram  
299 amostrados 30 riachos na sub-bacia do rio Piracanjuba, tributário do rio Paranaíba,  
300 inseridos em áreas de Cerrado com intensa conversão da paisagem, assim como a bacia  
301 do Paranaíba (Figura 1). Adicionalmente, utilizamos a porcentagem de vegetação  
302 remanescente em cada riacho como critério para classificá-los em riachos impactos e  
303 riachos preservados. Os riachos que contemplaram a área de estudo apresentavam  
304 similaridade de declividade e substrato, sendo todos de 3<sup>a</sup> ordem (Doods & Oakes, 2008).  
305 Toda a coleta foi realizada em período de águas baixas. Maior caracterização dos riachos  
306 é apresentada na tabela 1.

307



308 **Figura 1.** Mapa da área de estudo mostrando a localização dos riachos amostrados ao  
309 longo da sub-bacia do Rio Piracanjuba, região sul do Estado de Goiás (Brasil).

310 2.2. *Amostragem da comunidade epilítica*

311

312 De forma aleatória, coletamos 5 rochas a montante dentro de cada riacho.  
 313 Coletamos rochas que estavam dispersas no meio de cada ponto amostral, percorrendo  
 314 um transecto de aproximadamente 10 metros. Posteriormente, em campo realizamos a  
 315 raspagem (sempre no mesmo sentido, minimizando a fragmentação de algas  
 316 filamentosas) de uma área correspondente a 25 cm<sup>2</sup> (Schneck & Melo, 2012) em cada  
 317 rocha (5) com o auxílio de escova com cerdas macias e água destilada. O conteúdo obtido  
 318 a partir da raspagem foi fixado com solução de Lugol acético e armazenado em frasco  
 319 âmbar de 100 mL (Vollenweider, 1974).

320 2.3. *Contagem e identificação da comunidade epilítica*

321

322 A comunidade epilítica foi quantificada utilizando o método de Utermöhl (1958)  
 323 em microscópio invertido Zeiss Axiovert 25 com o aumento de 400x, considerando 1h de  
 324 sedimentação para cada cm de altura da câmara de sedimentação (2 cm). Na contagem,  
 325 consideramos campos aleatórios até que nenhuma espécie nova fosse identificada por  
 326 campo adicionado (curva de acumulação de espécie, ver Bicudo, 1990). A densidade da  
 327 comunidade epilítica foi estimada considerando inicialmente o volume de campos  
 328 contados ( $v_c$ ) na câmara de sedimentação:

$$329 \quad v_c = h * A_c * N_c$$

330 em que:

331  $v_c$  : volume total de campos contados em mL (1 mL = 1 cm<sup>3</sup>);

332  $h$  : altura da câmara em cm;

333  $A_c$  : área do campo em cm<sup>2</sup> (área do círculo =  $\pi \cdot r^2$ ; em que  $r$  = raio);

334  $N_c$  : número de campos contados;

335 Juntamente com o cálculo da densidade modificada de Ros (1979):

$$336 \quad N(\text{ind cm}^{-2}) = \left( \frac{n \cdot V}{v_c} * \frac{1}{S} \right) * F$$

337 em que:

338  $N$ : número de indivíduos por  $\text{cm}^2$ ;

339  $n$ : número de indivíduos contados no volume total de campos contados;

340  $V$ : volume da amostrar em mL ( $1 \text{ mL} = 1 \text{ cm}^3$ );

341  $v_c$ : volume de campos contados em mL;

342  $S$ : área do substrato raspado em  $\text{cm}^2$ ;

343  $F$ : fator de diluição da amostra, quando necessário;

344

345 Após a obtenção da densidade da comunidade epilítica, a mesma foi expressa em

346 indivíduos por  $\text{cm}^2$  ( $\text{ind}/\text{cm}^2$ ). Toda a comunidade foi identificada até o menor nível

347 taxonômico possível, utilizando literaturas clássicas como Round (1965, 1971), Round et

348 al. (1990) e outras literaturas como Taylor & Concquyt 2016, Wehr & Sheath, 2012,

349 Sant'Anna et al. 2012; Laux & Torgan, 2011; Taylor et al. 2007 e Aquino et al. 2018

350 foram consultadas. Em adicional, a frequência dos táxons foi estimada a partir da

351 constância de Dajoz (1983), caracterizando táxons frequentes/constantas (presentes em

352 mais de 50% dos sítios amostrais)(CT); acessórios (25 a 50%)(AC) e acidentais (>

353 25%)(AD).

354 Para identificação de diatomáceas, utilizamos lâminas permanentes juntamente a

355 chaves taxonômicas e literatura científica (Krammer & Lange-Bertalot, 2021; Lange-

356 Bertalot, 2021a, 2021b; Wetzel et al., 2010). O aumento de 1000x foi usado para

357 identificação de diatomáceas em lâmina permanente. Para confeccionar as lâminas

358 permanentes, adicionamos cerca de 50 mL da amostra em tubo de ensaio de 80 mL e

359 lavamos a amostra de 3 à 5 vezes até retirar todo o Lugol da amostra.

360 Após descartar o sobrenadante, adicionamos o peróxido de hidrogênio

361 concentrado ( $\text{H}_2\text{O}_2$  35%, P.A.) e levamos as amostradas para capela, colocando os tubos

362 em bloco digestor ( $90^\circ\text{C}$ ). Após a sedimentação das amostras (24 horas), retiramos cerca

363 de 80-90% do sobrenadante e acrescentamos 1 mL ácido clorídrico concentrado (HCl

364 37%) até cobrir a amostra. Após a oxidação a frio das amostras, cerca de 12 horas,  
365 lavamos de 3 à 5 vezes com água destilada e descartamos o sobrenadante por  
366 centrifugação (cerca de 8 minutos a 1200 rpm). Posteriormente, confeccionamos as  
367 lâminas permanentes adicionando alíquotas das amostras preparadas nas lâminas e  
368 fixando-as utilizando Naphrax (índice de refração 1,5)(ECS – European Committee for  
369 Standardization, 2003).

#### 370 2.4. *Dados de paisagem*

371

372 Consideramos como variável regional o uso do solo, obtido a partir de um buffer  
373 ripário de 100 m e um semicírculo considerando a drenagem em relação a cada ponto  
374 amostral, onde ambas as métricas foram obtidas a montante de cada riacho. Foi utilizado  
375 a base de dados Mapbiomas, imagem tipo Lansat de 30 m, considerando os dados  
376 disponíveis de 2018.

377 Após a obtenção dos dados advindos do Mapbiomas, utilizamos o software  
378 ArcGIS para extrair os dados referentes a cada classificação do uso de solo (considerando  
379 o buffer ripário e a drenagem) sendo: Formação florestal (FF); Formação savânica (FS);  
380 Floresta plantada (FP); Formação campestre (FC); Pastagem (P); Cultura anual e perene  
381 (CAP); Infraestrutura urbana (IFU) e Outras áreas não vegetadas (ANV). Uma vez  
382 classificado, o uso do solo foi convertido em porcentagem (%) considerando a quantidade  
383 de pixel de cada tipo de uso do solo (FF; FS; FP; FC; P; CAP; IFU e ANV).

384 Posteriormente, subdividimos o uso do solo em dois componentes considerando o  
385 buffer ripário e a drenagem. Denominamos “**porcentagem de vegetação remanescente**  
386 **natural no buffer (% VRN buffer)**” e “**porcentagem de vegetação remanescente**  
387 **natural na drenagem (% VRN drenagem)**” a junção das seguintes classificações de  
388 uso do solo: Formação florestal (FF), Formação savânica (FS) e Formação campestre

389 (FC). Em seguida, atribuímos a “**porcentagem de impacto no buffer (% Impacto**  
390 **buffer)**” e “**porcentagem de impacto na drenagem (% Impacto drenagem)**” a junção  
391 das seguintes classificações de uso do solo: Floresta plantada (FP), Pastagem (P), Cultura  
392 anual e perene (CAP), Infraestrutura urbana (IFU) e Outras áreas não vegetadas (ANV).  
393 Todas as porcentagens estão expressas na tabela 2.

#### 394 2.5. *Variáveis ambientais locais*

395 As variáveis ambientais locais (limnológicas) foram obtidas a partir de sensores  
396 portáteis (Manta 2 model sub 4.0), englobando: condutividade elétrica da água (Cond  
397  $\mu\text{S/cm}$ ), fluxo da água (Fluxo m/s), fósforo total (PT  $\mu\text{g/L}$ ), nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>4</sub>  
398  $\mu\text{g/L}$ ), nitrogênio total (NT  $\mu\text{g/L}$ ), ortofosfato (P-PO<sub>4</sub>  $\mu\text{g/L}$ ), oxigênio dissolvido (OD  
399 mg/L), pH (pH), sólidos totais dissolvidos (STD mg/L), temperatura da água (Temp °C)  
400 e turbidez da água (Turb NTU) (tabela 1; anexo 1).

#### 401 2.6. *Variáveis espaciais*

402 Para os dados espaciais, consideramos duas abordagens: i) utilizamos as  
403 coordenadas geográficas de cada ponto amostral (obtidas com equipamento GPS) para  
404 gerar os filtros espaciais do tipo *PCNM* (*Principal Coordinates of Neighbour Matrices*)  
405 (Griffith & Peres-Neto, 2006) e ii) posteriormente, utilizamos a distância entre cada  
406 riacho pela malha hidrográfica para gerar novos *PCNM*. Os filtros espaciais foram  
407 considerados como medida de dispersão da comunidade de algas epilítica. Dessa forma,  
408 foram gerados filtros *PCNM's* distintos para cada tipo de abordagem, ou seja, utilizando  
409 coordenadas geográficas e a distância entre cada riacho considerando a malha  
410 hidrográfica, já que lidamos com distâncias distintas entre os pontos amostrais.

#### 411 2.7. *Contribuição local para diversidade beta (LCBD)*

412 A diversidade beta foi explorada em duas vertentes. **i)** Para observar a mudança  
413 da comunidade de algas perifíticas levando em consideração a extensão da sub-bacia do

414 Rio Piracanjuba, estimamos a substituição (turnover -  $\beta$ JTU) e o aninhamento  
415 (nestedness -  $\beta$ JNE) de acordo com Baselga (2010). **ii**) Em relação a contribuição local  
416 de cada sítio amostral para diversidade beta, utilizamos o LCBBD (Local Contribution to  
417 Beta Diversity) proposto por Legendre & De Cáceres (2013), para estimar a unicidade de  
418 cada riacho e sua contribuição para diversidade beta da sub-bacia

#### 419 2.8. Seleção de variáveis

420 Inicialmente, todas as **i**) variáveis ambientais locais foram log-transformadas (log  
421  $x + 1$ ), exceto o pH. Posteriormente utilizamos o fator de inflação da variância (VIF) para  
422 não incluir variáveis colineares na análise de dados. Adotamos valores de  $VIF < 2$  como  
423 critério para incluir na análise de dados somente variáveis com baixa correlação. Dessa  
424 forma, as variáveis selecionadas foram: fluxo da água (Fluxo m/s), fósforo total (PT  
425  $\mu\text{g/L}$ ), nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>4</sub>  $\mu\text{g/L}$ ), nitrogênio total (NT  $\mu\text{g/L}$ ), ortofosfato (P-  
426 PO<sub>4</sub>  $\mu\text{g/L}$ ), oxigênio dissolvido (OD mg/L), pH (pH) e temperatura da água (Temp °C).

427 Para **ii**) variáveis regionais locais (porcentagem de impacto na drenagem e no  
428 buffer ripário), utilizamos a função *asin* para transformar os dados e posteriormente o  
429 VIF para investigar se existia correlação entre os dados (obtemos  $VIF < 2$ ). Para **iii**)  
430 variáveis espaciais, utilizando a função *pcnm* foi possível gerar 19 filtros do tipo PNCM  
431 considerando às coordenadas geográficas e a distância pelo curso da malha hidrográfica.  
432 Posteriormente, através da função *forward.sel* selecionamos filtros com valores de  $p <$   
433 0,05 para cada variável resposta (ver abaixo).

#### 434 2.9. Análise de dados

435 Os componentes da diversidade beta local foram considerados de acordo com  
436 Baselga (2010). Por conseguinte, utilizando a planilha de presença e ausência da  
437 comunidade perifítica e o índice de Jaccard, particionamos a diversidade beta em  
438 aninhamento (nestedness -  $\beta$ JNE) e substituição (turnover -  $\beta$ JTU). Adicionalmente, O

439 LCBD (Legendre e Cáceres, 2013) foi calculado utilizando a planilha de riqueza de  
440 espécies da comunidade de algas perifíticas (número de espécies em cada riacho) e  
441 obtivemos sua correlação com a riqueza total de espécies em cada sítio amostral através  
442 da correlação de Pearson, com o intuito de investigar se existe relação entre o LCBD e a  
443 riqueza total. Dessa maneira, foi possível estimar a contribuição da diversidade beta local  
444 (LCBD), como também a estruturação da comunidade de algas, seja por substituição  
445 (turnover) longo do gradiente amostral ou formação de subconjuntos de espécies  
446 (nestedness).

447 Utilizando a análise de redundância parcial (pRDA) investigamos a importância  
448 das variáveis ambientais locais [a], regionais (buffer e drenagem) [b] e espaciais [c] para  
449 a estruturação da comunidade epilítica (Legendre e Legendre, 2012). Consideramos  
450 diferentes variáveis respostas para essa abordagem, sendo elas: i) riqueza de espécies da  
451 comunidade (nesse caso a densidade das espécies utilizando a transformação de Hellinger  
452 para padronização); ii) LCBD e iii) Densidade total (soma da densidade das espécies por  
453 ponto amostral). As variáveis ambientais locais foram correspondentes para às variáveis  
454 respostas, sendo elas: N, N-NH<sub>4</sub>, P-PO<sub>4</sub>, PT, Temp, Fluxo e pH. Foi gerado um total de  
455 18 filtros espaciais, dentre eles, a partir da função *forward.sel* ( $p < 0.05$ ), foram  
456 selecionados os filtros *PCNM's* 1,7 e 3 para composição da comunidade; 11, 14 para o  
457 LCBD e 3,11 para densidade total. Utilizando a distância pela malha hidrográfica entre  
458 os riachos, os filtros *PCNM's* selecionados foram: 10 e 11 para composição da  
459 comunidade; 15 e 19 para o LCBD e 12 para densidade total.

460 A partir da pRDA, obtivemos o componente de explicação compartilhado entre as  
461 variáveis preditoras, como também o componente único de explicação dessas variáveis,  
462 dessa forma: explicação puramente de variáveis ambientais locais [a]; puramente regional  
463 (paisagem) [b]; puramente espaço [c]; componente compartilhado entre ambiente e

464 espaço [d]; componente compartilhado entre espaço e paisagem [e]; componente  
 465 compartilhado entre ambiente e paisagem [f]; componente compartilhado entre ambiente,  
 466 paisagem, espaço [g] e resíduo [h].

467 Todas as análises foram realizadas utilizando o software R 3.5.1 (R Development  
 468 Core Team, 2021). A diversidade beta foi estimada utilizando o pacote *betapart* (Baselga  
 469 e Orme, 2012). O LCBD foi obtido a partir da utilização do pacote *desespacial* (Dray et  
 470 al., 2018). Para análise de redundância parcial (pRDA) e o VIF, utilizamos o pacote *vegan*  
 471 (Oksanen et al., 2016) e *usdm* (Naimi et al., 2014), respectivamente.

### 472 3. Resultados

473

474 Os riachos apresentaram largura média de 2,90 metros e profundidade entre 15 e  
 475 40 cm. Considerando todos os sítios amostrais a média de temperatura da água foi de  
 476 20°C, variando de 17°C a 22°C. Os valores médios de nitrogênio total (NT mg/L)  
 477 observados foram inferiores a 0,27 mg/L e a variação da condutividade elétrica da água  
 478 (Cond  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) foi de 5,9  $\mu\text{S}/\text{cm}$  a 105  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , com média de 43,67  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . O fluxo da  
 479 água nos riachos foi, em média, 11 m/s e a turbidez teve variação entre 2,03 NTU a 81,6  
 480 NTU (Tabela 1).

481 **Tabela 1.** Valores referentes às variáveis ambientais em todos os riachos, média e  
 482 desvio padrão ( $\pm\text{SD}$ ).

Variáveis ambientais	Média	SD
Condutividade ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	43,16	31,16
Fluxo da água (m/s)	11,11	10,95
Fósforo Total ( $\mu\text{g}/\text{L}$ )	8,31	27,68
Largura dos riachos (m)	2,90	0,97
Nitrogênio Total ( $\mu\text{g}/\text{L}$ )	0,26	0,19
Nitrogênio amoniacal ( $\mu\text{g}/\text{L}$ )	0,001	0,004
Oxigênio Dissolvido ( $\mu\text{g}/\text{L}$ )	7,19	0,94
Ortofosfato ( $\mu\text{g}/\text{L}$ )	0,52	1,67
pH	6,5	0,50
Profundidade dos riachos (cm)	23,13	0,39
Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L)	81,65	11,24

Temperatura da água (°C)	20	1,30
Turbidez (NTU)	13,10	16.71

483 A porcentagem de vegetação remanescente natural, para a extensão do buffer  
 484 ripário (100 metros a partir da margem do riacho) abrangendo todos os sítios amostrais,  
 485 em média, foi de 40%. Para área da sub-bacia do Rio Piracanjuba contemplada,  
 486 encontramos riachos com 20 a 73% de vegetação natural, a partir da extensão do buffer  
 487 (Tabela 2). Para drenagem (semicírculo a partir do ponto de coleta a montante), a média  
 488 de vegetação remanescente foi de 26%, com riachos apresentando de 13 a 50% de  
 489 vegetação natural (Tabela 2).

490 Considerando os níveis de preservação (NP) para área correspondente ao buffer  
 491 ripário, somente dois riachos foram classificados como preservados (% VRN >  
 492 61%)(Tabela 2). 53,3% dos riachos na extensão do buffer ripário foram classificados  
 493 como impactados (% VRN < 40%) e apenas dois encontram-se parcialmente preservados  
 494 (60 < % VRN < 40). Tendo em conta a área referente a drenagem de cada sítio amostral,  
 495 90% dos riachos foram classificados como impactados (% VRN < 40%) e somente dois  
 496 riachos encontram-se parcialmente preservados. A tabela a seguir apresenta a  
 497 porcentagem de vegetação remanescente natural (% VRN) e a porcentagem de impacto  
 498 associado a mudanças na paisagem (% Impacto) para todos os riachos (Tabela 2).

499 **Tabela 2.** Valores referentes a **porcentagem de vegetação remanescente natural (%**  
 500 **VRN)** e a **porcentagem de impacto (% de Impacto)** ao longo da sub-bacia do Rio  
 501 Piracanjuba, considerando a extensão do buffer ripário e da drenagem em todos os  
 502 riachos.  
 503

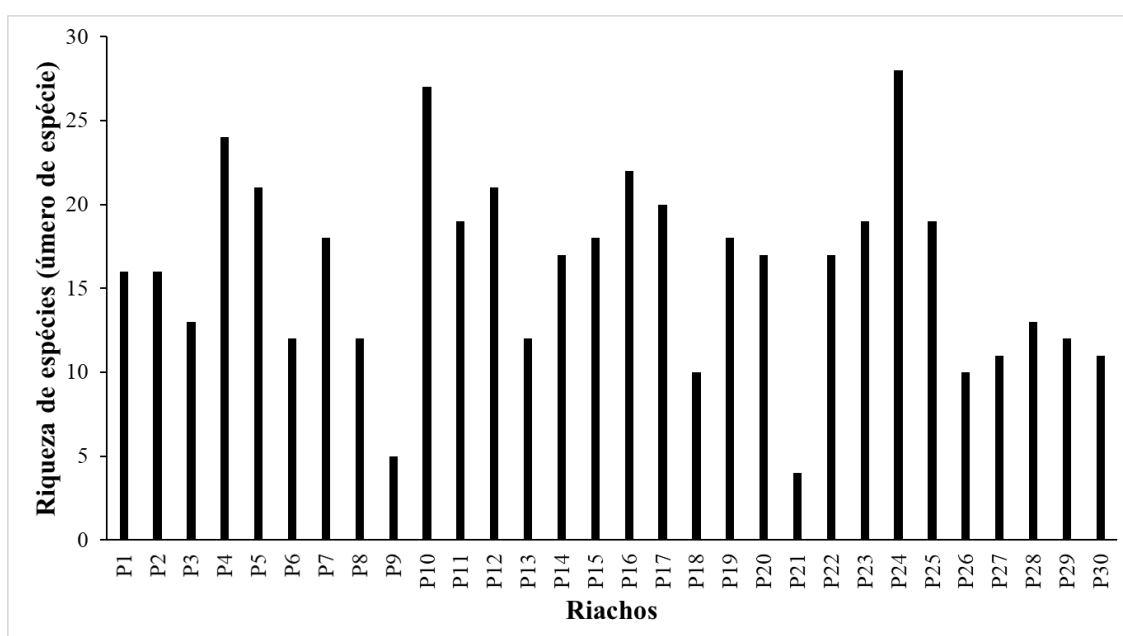
<b>Pontos</b>	<b>% VRN buffer</b>	<b>% de Impacto buffer</b>	<b>% VRN drenagem</b>	<b>% de Impacto drenagem</b>
<b>P1</b>	59%	41%	42%	58%
<b>P2</b>	41%	59%	34%	66%
<b>P3</b>	46%	54%	16%	84%
<b>P4</b>	31%	69%	26%	72%
<b>P5</b>	34%	66%	24%	76%

<b>P6</b>	56%	44%	30%	70%
<b>P7</b>	55%	45%	47%	53%
<b>P8</b>	46%	51%	19%	81%
<b>P9</b>	54%	46%	36%	64%
<b>P10</b>	22%	78%	29%	71%
<b>P11</b>	35%	65%	23%	77%
<b>P12</b>	56%	44%	28%	72%
<b>P13</b>	26%	74%	27%	73%
<b>P14</b>	48%	52%	18%	82%
<b>P15</b>	29%	71%	18%	82%
<b>P16</b>	42%	58%	27%	73%
<b>P17</b>	34%	66%	17%	83%
<b>P18</b>	25%	75%	13%	87%
<b>P19</b>	20%	80%	21%	79%
<b>P20</b>	20%	80%	14%	86%
<b>P21</b>	37%	63%	27%	73%
<b>P22</b>	35%	65%	18%	82%
<b>P23</b>	31%	69%	20%	80%
<b>P24</b>	32%	68%	45%	55%
<b>P25</b>	62%	38%	37%	63%
<b>P26</b>	38%	62%	12%	88%
<b>P27</b>	73%	27%	50%	50%
<b>P28</b>	48%	52%	13%	87%
<b>P29</b>	28%	72%	16%	84%
<b>P30</b>	47%	53%	30%	70%

504           Encontramos ao todo 127 espécies, sendo a classe Bacillariophyceae frequente em  
505 todos os riachos e considerada constante pela frequência de Dazjov (CT > 50%). Outras  
506 classes constantes foram: Zygnematophyceae (73%), Chlorophyceae (73%),  
507 Fragilariophyceae (66%) e, compondo a comunidade perifítica, a classe Cyanophyceae  
508 apresentou 83% de frequência nos riachos. A classe Florideophyceae foi a única  
509 considerada acessória com 30% de frequência, já as classes Euglenophyceae (10%),  
510 Xanthophyceae (10%), Chrysophyceae (6,66%), Trebouxiophyceae (6,66%),  
511 Coscinodiscophyceae (3,33%), Cryptophyceae (3,33%), Dinophyceae (3,33%),  
512 Eustigmatophyceae (3,33%) e Ulvophyceae (3,33%), foram todas acidentais (>25%).

513           Entre os gêneros encontrados, *Pinnularia* Ehrenberg (1843) foi considerado o  
514 mais constante com 80% de frequência nos riachos, seguido por *Eunotia* Ehrenberg  
515 (1837)(76,6%), *Ulnaria* (Kützing) Compère (2001)(66,7%), *Closterium* Ralfs

516 (1848)(56,7%), *Oedogonium* Link ex Hirn (1990)(56,7%) e *Cymbella* Agadh  
 517 (1830)(50%). A espécie com maior frequência e densidade nos sítios amostrais foi  
 518 *Navicula cryptocephala* Kützting (1844), presente em 76% dos riachos. Outras espécies  
 519 que apresentaram ampla frequência foram: *Pinnularia microstauron* var *angusta*  
 520 Krammer (2000)(70%), *Eunotia* sp1 (56%), *Oedogonium* sp1 (53%), *Navicula radiosa*  
 521 Kützting (43%)(1844), *Phormidium* sp.1 (46,5%) e *Navicula antonii* Lange-Bertalot  
 522 (2000) (40%). A riqueza encontrada nos riachos, em média, foi de 16 espécies. Tivemos  
 523 o máximo de 28 espécies e o mínimo de 4 espécies por sítio amostral (Figura 2).



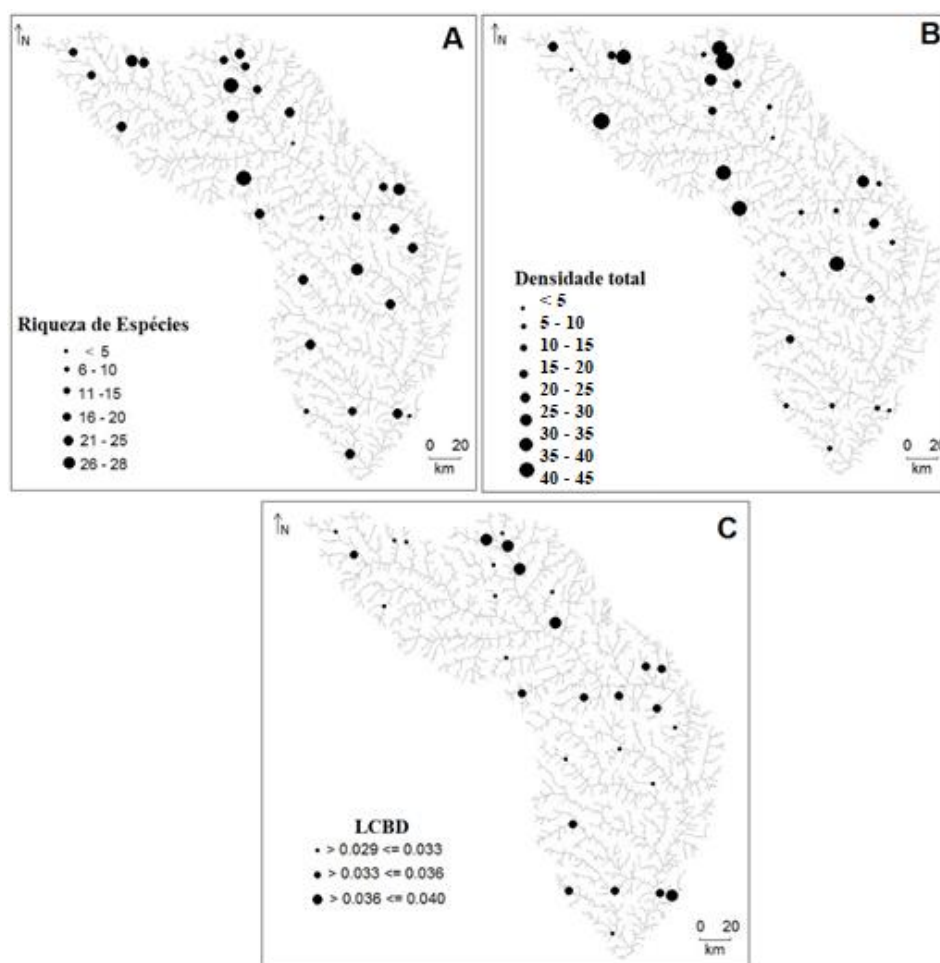
524

525 **Figura 2.** Riqueza de espécies em todos os riachos da sub-bacia do Rio Piracanjuba.

526 A comunidade perifítica apresentou maior substituição de espécies entre os  
 527 riachos ( $\beta$ JTU = 0,95) (Figura3) e menor formação de subconjuntos de espécies ( $\beta$ JNE =  
 528 0,01). O LCBD teve valor médio de 0,033, com máximo de 0,040 e mínimo de 0,029.  
 529 Adicionalmente, maiores valores de LCBD ( $> 0,036$ ) estão localizados na região Norte  
 530 da sub-bacia do Rio Piracanjuba (Figura 2C). A correlação negativa existente entre a  
 531 riqueza de espécies e o LCBD ( $r = - 0,70$ ), pressupõe decréscimo da riqueza nos riachos

532 com o aumento da contribuição da diversidade beta-local para sub-bacia ( $r^2 = 0,50$ ,  $p =$   
 533  $< 0,001$ )(Figura 3A; 3C).

534 Não encontramos correlação significativa entre a riqueza de espécies e a  
 535 densidade total ( $r = 0,33$ ;  $r^2 = 0,11$ ;  $p = 0,06$ ), da mesma forma, ausência correlativa  
 536 significativa entre LCBD e densidade total ( $r = -0,28$ ;  $r^2 = 0,08$ ;  $p = 0,12$ ).



537

538 **Figura 3.** Variação na riqueza da comunidade epilítica (A), densidade total (B) e LCBD (C). O  
 539 tamanho de cada círculo na extensão da sub-bacia representa a variação dos valores de cada  
 540 componente na comunidade de algas.

541 Quando o componente espacial obtido utilizando coordenadas geográficas foi  
 542 considerado na análise de dados, a análise de redundância parcial (pRDA) o indicou como  
 543 único preditor significativo para densidade da comunidade perifítica ( $r^2 = 0,07$ ;  $p = 0,006$ )  
 544 e para densidade total ( $r^2 = 0,30$ ;  $p = 0,01$ ), apesar do baixo poder explicativo (Tabela 2).

545

546 **Tabela 2.** Componentes únicos e compartilhados a partir da análise de redundância  
 547 parcial (pRDA) para comunidade perifítica. Em negrito valores de  $p < 0,05$ . O  
 548 componente espacial foi obtido a partir das coordenadas geográficas de cada sítio  
 549 amostral.

Componentes	Comunidade epilítica		LCBD		Densidade total	
	r <sup>2</sup> adj	P-value	r <sup>2</sup> adj	P-value	r <sup>2</sup> adj	P-value
Ambiente [a]	0	0,72	0	0,13	0,06	0,28
Paisagem [b]	0,002	0,41	0,13	0,94	0	0,49
<b>Espaço [c]</b>	0,07	<b>0,006</b>	0	0,77	0,30	<b>0,01</b>
Ambiente + Espaço [d]	0		0,003		0	
Espaço + Paisagem [e]	0		0,01		0,09	
Ambiente + Paisagem [f]	0,004		0,06		0,09	
Compartilhado [g]	0		0,06		0	
Resíduo [h]	0,95		0,99		0,67	

550 Por conseguinte, quando o componente espacial foi explorado a partir da distância  
 551 entre os riachos considerando a malha hidrográfica (Espaço\*), a análise de redundância  
 552 parcial (pRDA) o indicou como significativo para a densidade da comunidade perifítica  
 553 ( $r^2 = 0,05$  ;  $p = 0,004$  ), Densidade total ( $r^2 = 0,30$  ;  $p = 0,01$  ) e LCBD ( $r^2 = 0,22$  ;  $p =$   
 554  $0,04$ )(Tabela 3). Adicionalmente, outros componentes explorados nas respectivas pRDA  
 555 não apresentaram relação com às diferentes abordagens feitas a partir da comunidade de  
 556 algas perifíticas expressando baixo poder explicativo e influência ( $p > 0,05$ ) (Tabela 2;  
 557 Tabela 3).

558 **Tabela 3.** Componentes únicos e compartilhados a partir da análise de redundância  
 559 parcial (pRDA) para comunidade perifítica. Em negrito valores de  $p < 0,05$ . O  
 560 componente espacial foi obtido através da distância entre os sítios amostrais a partir da  
 561 malha hidrográfica (Espaço\*).

Componentes	Comunidade epilítica		LCBD		Densidade total	
	r <sup>2</sup> adj	P-value	r <sup>2</sup> adj	P-value	r <sup>2</sup> adj	P-value
Ambiente [a]	0	0,67	0	0,29	0	0,67
Paisagem [b]	0	0,55	0	0,89	0	0,26
<b>Espaço*[c]</b>	0,05	<b>0,004</b>	0,22	<b>0,04</b>	0,19	<b>0,04</b>
Ambiente + Espaço [d]	0		0		0	
Espaço + Paisagem [e]	0		0,02		0,003	
Ambiente + Paisagem [f]	0,02		0,07		0	
Compartilhado [g]	0		0,05		0,03	
Resíduo [h]	0,97		0,91		0,89	

562

#### 563 4. Discussão

564

565 No presente estudo, nós investigamos a influência relativa do componente  
566 ambiental local (variáveis limnológica), regional (uso do solo) e espacial (capacidade de  
567 dispersão das espécies) em comunidades periféricas ao longo de uma sub-bacia localizada  
568 no Cerrado brasileiro. Como resultado principal, encontramos maior importância relativa  
569 somente do componente espacial para diferentes métricas exploradas dentro da  
570 comunidade periférica, como densidade das espécies, densidade total e LCBD.

571 Atuando como proxy para capacidade e/ou limitação de dispersão dos organismos,  
572 o componente espacial pode influenciar distintas comunidades aquáticas, evidenciando  
573 maior contribuição em estudos de maior escala (Chase et al. 2005; Heino et al. 2012;  
574 Padial et al. 2014; Borges et al. 2020; Ptatscheck et al. 2020), mas também em menor  
575 extensão espacial (Oliveira et al. 2020; Rocha et al. 2020). O aumento da distância entre  
576 os sítios amostrais, ou seja, maior extensão espacial, pode influenciar a dispersão de  
577 propágulos por toda extensão da área de estudo, ocasionando, possivelmente, limitação  
578 na ocorrência de espécies (Grönroos et al. 2013).

579 Em metacomunidades aquáticas, a limitação na dispersão de microorganismos (p.  
580 ex. fitoplâncton e bactérias) pode não ser evidente já que são quase exclusivamente  
581 associados a processos de filtragem de espécies (*species sorting*)(Chase et al. 2005;  
582 Machado et al. 2014; Heino et al. 2012; Heino et al. 2015). Em contrapartida, para  
583 macroorganismos (peixes, macroinvertebrados e macrófitas) a dispersão é mais aparente  
584 para estruturação dessas comunidades, seja pelo fator ativo de deslocamento ou  
585 limitações geográficas (Bie et al. 2012; Grönroos et al. 2013; Midway & Peoples, 2019;  
586 Branco et al. 2020; Borges et al. 2020).

587 Comunidades de microorganismos aquáticos podem apresentar influência do  
588 componente espacial em sua dinâmica e estruturação (Soininen et al. 2007; Rocha et al.

589 2020). Estudos apontam grande susceptibilidade da comunidade perifítica a variações  
590 ambientais locais, como por exemplo, variação na temperatura, intensidade luminosa e  
591 aporte de nutrientes (Astorga et al. 2012; Dunck et al. 2013; Dunck et al. 2016).  
592 Entretanto, não é excludente a importância do componente espacial para estruturação  
593 dessa comunidade, seja em grandes ou pequenas escalas (Fisher & Dunbar, 2007; Algarte  
594 et al. 2009; De Boer et al. 2014; Zanon et al. 2018). Leboucher e colaboradores (2020)  
595 sugerem que, tanto o efeito de massa quanto a limitação da dispersão de espécies podem  
596 influenciar a dinâmica e estrutura em comunidades de diatomáceas. Dessa forma, a  
597 limitação ou dispersão da diatomoflora pode contribuir para o aumento da diversidade  
598 beta para comunidades perifíticas, onde a diminuição da similaridade da composição local  
599 de espécies pode refletir na escala da área de estudo (Wetzel et al. 2012; Leboucher et al.  
600 2019; Leboucher et al. 2020).

601 Nossos resultados indicaram influência somente do espaço para as métricas  
602 exploradas dentro da comunidade perifítica. O indicativo de maior substituição de  
603 espécies, uma vez que o *turnover* dentro da comunidade perifítica foi elevado ( $\beta$ JTU =  
604 0,95), associado aos valores de explicação do componente espacial para às diferentes  
605 métricas abordadas, podem ser relacionados a limitação da dispersão dos organismos que  
606 compõe essa biota. Ao passo que, em ambas as abordagens em que o espaço foi relevante  
607 para comunidade perifítica, considerando coordenadas dos sítios amostrais e a distância  
608 dos riachos a partir da malha hidrográfica, os filtros espaciais (PCNM's) selecionados  
609 foram referentes a menores escalas (1,3 e 7 para coordenadas; 10, 11,12, 15 e 19  
610 considerando a malha hidrográfica).

611 O efeito puramente espacial ou atrelado a mudança de parâmetros ambientais e/ou  
612 história evolutiva é recorrente para metacomunidades de microorganismos aquáticos  
613 (Verleyen et al. 2009; Bottin et al. 2014; Soininen et al. 2016). De acordo com Urban &

614 Meester (2009), organismos que apresentam dispersão passiva e baixa influência da  
615 filtragem ambiental podem colonizar sítios amostrais em diferentes escalas (Schulz et al.  
616 2012). A diatomoflora, por exemplo, apresenta espécies cosmopolitas e, em muitos casos,  
617 com dispersão passiva, ocorrendo em sítios amostrais com condições sub-ótimas  
618 evidenciando processos associados ao efeito de massa (Kristiansen, 1996; Soininen 2002;  
619 Soininen et al. 2016; Franceschini et al. 2009; Heino et al. 2010; Dong et al., 2016).

620 Em nossos resultados, a classe Bacillariophyceae esteve presente em todos os  
621 sítios amostrais. A ampla ocorrência de diatomáceas perifíticas associada ao alto valor de  
622 substituição de espécies ao longo da malha hidrográfica, a partir de processos dispersivos  
623 estocásticas ou limitações, podem aumentar a importância do efeito de massa para essa  
624 biota (Jamoneau et al. 2017). Em adicional, características intrínsecas da comunidade  
625 perifítica, como por exemplo a associação ao substrato orgânico e/ou inerte, podem  
626 influenciar a permanência dessa biota em sítios sub-ótimos, como também a limitação da  
627 dispersão (Franceschini et al. 2009; Algarte et al. 2014).

628 Portanto, mesmo apresentando baixa influência relativa do componente espacial  
629 para a estruturação de comunidades perifíticas em riachos da sub-bacia do Rio  
630 Piracanjuba, relacionamos esses processos a possível substituição de espécies e a  
631 limitação de ocorrência dos organismos, nesse caso, associado ao efeito de massa. Nesse  
632 sentido, a dispersão e/ou limitação aos riachos com condições sub-ótimas pode ser  
633 associado a estratégias adaptativas, mantendo a ocorrência das espécies nos sítios  
634 amostrais.

### 635 **Referências bibliográficas**

636  
637 Alemany, F., Deudero, S., Morales-Nin, B., López-Jurado, J. L., Jansá, J., Palmer, M., &  
638 Palomera, I., 2006. Influence of physical environmental factors on the composition and horizontal  
639 distribution of summer larval fish assemblages off Mallorca Island (Balearic archipelago, western  
640 Mediterranean). *Journal of plankton research*, 28: 473-487.  
641

- 642 Aquino, C. A. N., Medeiros, G., Bortolini, J. C., Favaretto, C. C. R., Ticiani, D., Cerqueira, F. J.,  
643 & Bueno, N. C., 2018. Desmids (Zygnematophyceae) from the littoral zone of an urban artificial  
644 lake: taxonomic aspects and geographical distribution. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 30.
- 645 Astorga, A., Oksanen, J., Luoto, M., Soininen, J., Virtanen, R., & Muotka, T., 2012. Distance  
646 decay of similarity in freshwater communities: do macro-and microorganisms follow the same  
647 rules?. *Global Ecology and Biogeography*, 21, 365-375.
- 648 Algarte, V. M., Siqueira, N. S., Murakami, E. A., & Rodrigues, L., 2009. Effects of hydrological  
649 regime and connectivity on the interannual variation in taxonomic similarity of periphytic  
650 algae. *Brazilian Journal of Biology*, 69:609-616.
- 651 Algarte, V.M., Rodrigues, L., Landeiro, V.L., Siqueira, T., Bini, L.M., 2014. Variance  
652 partitioning of deconstructed periphyton communities: does the use of biological traits matter?  
653 *Hydrobiologia*. 722, 279–290.
- 654  
655 Baselga, A., 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global*  
656 *Ecology and Biogeography*. 9, 134–143.
- 657  
658 Baselga, A., Orme, C.D.L., 2012. betapart: an R package for the study of beta diversity. *Methods*  
659 *in Ecology and Evolution*. 3, 808–812.
- 660  
661 Bicudo, D.C., 1990. Consideração sobre metodologia de contagem de algas do perifíton. *Acta*  
662 *Limnologica Brasiliensia*. 3, 459–475.
- 663  
664 Blanchet, S., MR Helmus, S Brosse & G. Grenouillet, 2014. Regional vs local drivers of  
665 phylogenetic and species diversity in stream fish communities. *Freshwater Biology*, 59: 450-462.
- 666 Borges, P. P., FB Teresa, PTDA Martins & J.C. Nabout, 2015. Relative influence of direct and  
667 indirect environmental effects on sestonic chlorophyll-a concentration in Cerrado streams. *Acta*  
668 *Limnologica Brasiliensia*, 27: 301-310.
- 669  
670 Bottin, M., Soininen, J., Ferrol, M., & Tison-Rosebery, J., 2014. Do spatial patterns of benthic  
671 diatom assemblages vary across regions and years? *Freshwater Science*, 33, 402–416.
- 672  
673 Brejão, GL., DJ Hoeinghaus, MA Pérez-Moyorga, SFB Ferraz & L. Casatti, 2018. Threshold  
674 responses of Amazonian stream fishes to timing and extent of deforestation. *Conservation biology*  
675 32: 860-871.
- 676 Branco, C. C., Bispo, P. C., Peres, C. K., Tonetto, A. F., Krupek, R. A., Barfield, M., & Holt, R.  
677 D., 2020. Partitioning multiple facets of beta diversity in a tropical stream macroalgal  
678 metacommunity. *Journal of Biogeography*, 47, 1765-1780.
- 679 Bunn, SE., PM Davies & TD Mosisch, 1999. Ecosystem measures of river health and their  
680 response to riparian and catchment degradation. *Freshwater biology* 41: 333-345.
- 681 Cibils, L., R Principe, J Márquez, N Gari & R. Albariño, 2015. Functional diversity of algal  
682 communities from headwater grassland streams: How does it change following  
683 afforestation?. *Aquatic Ecology* 49: 453-466.
- 684 Cid, N., Bonada, N., Heino, J., Cañedo-Argüelles, M., Crabot, J., Sarremejane, R., Soininen, J.,  
685 Stubbington, R., & Datry, T., 2020. A metacommunity approach to improve biological  
686 assessments in highly dynamic freshwater ecosystems. *Bioscience*, 70: 427-438.
- 687 Cunha, DGF., RAF Magri, F Tromboni, VEL Ranieri, AN Fendrich, LMB Campanhão, EV  
688 Riveros & J. A. Velázquez, 2019. Landscape patterns influence nutrient concentrations in aquatic  
689 systems: citizen science data from Brazil and Mexico. *Freshwater Science* 38: 000-000.

- 690 Dala-Corte, RB., FG Becker, A.S. Melo, 2017. Riparian integrity affects diet and intestinal length  
691 of a generalist fish species. *Marine and Freshwater Research* 68: 272-1281.
- 692 Davies Jr, PM., SE Bunn & S.K. Hamilton Jr, 2008. Primary production in tropical streams and  
693 rivers. In *Tropical stream ecology* (pp. 23-42). Academic Press.
- 694 Di Carvalho, J.A. & S.A. Wickham, 2019. Simulating eutrophication in a metacommunity  
695 landscape: an aquatic model ecosystem. *Oecologia* 189:461-474.
- 696 Dajoz, R., 1983. *Ecologia geral*. 3.ed, Petrópolis: vozes, p. 474.
- 697 Dodds, W.K. & R.M. Oakes, 2008. Headwater influences on downstream water  
698 quality. *Environmental management* 41: 367-377.
- 699 Dolédec, S., D Chessel, CJF Ter Braak & S. Champely, 1996. Matching species traits to  
700 environmental variables: a new three-table ordination method. *Environmental and Ecological*  
701 *Statistics* 3: 143-166.
- 702 Dong, X., Li, B., He, F., Gu, Y., Sun, M., Zhang, H., Tan, L., 2016. Flow directionality, mountain  
703 barriers and functional traits determine diatom metacommunity structuring of high mountain  
704 streams. *Nature Scientific Reports* 6, 1–11.
- 705  
706 Dray, S., Blanchet, G., Borcard, D., Clappe, S., Guenard, G., Jombart, T., Larocque, G., Legendre,  
707 P., Madi, N., Wagner, H.H., 2018. *Multivariate Multiscale Spatial Analysis Version 0. 1-1*.
- 708  
709 Dray, S., P Choler, S Doledec, PR Peres-Neto, W Thuiller, S Pavoine & C.J. ter Braak  
710 2014. Combining the fourth-corner and the RLQ methods for assessing trait responses to  
711 environmental variation. *Ecology* 95:14–21.
- 712  
713 De Boer, M. K., Moor, H., Matthiessen, B., Hillebrand, H., & Eriksson, B. K., 2014. Dispersal  
714 restricts local biomass but promotes the recovery of metacommunities after temperature stress.  
715 *Oikos*, 123: 762–768.
- 716  
717 Dunck, B., Nogueira, I., Felisberto, S., 2013. Distribution of periphytic algae in wetlands (Palm  
718 swamps, Cerrado), Brazil. *Brazilian J. Biol.* 73, 331–346
- 719 Dunck, B., F Schneck & L. Rodrigues, 2016. Patterns in species and functional dissimilarity:  
720 insights from periphyton algae in subtropical floodplain lakes. *Hydrobiologia* 763:237-247.
- 721 ECS - European Committee for Standardization, 2003. ECS. Water quality – Guidance standard  
722 for the routine sampling and pretreatment of benthic diatoms from rivers.
- 723  
724 Fisher, J., & Dunbar, M. J., 2007. Towards a representative periphytic diatom sample. *Hydrology*  
725 *and Earth System Sciences*, 11: 399–407.
- 726  
727 Fuller, MR., MW Doyle & DL Strayer, 2015. Causes and consequences of habitat fragmentation  
728 in river networks. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1355: 31-51.
- 729 Franceschini, I. M., Burliga, A. L., De Reviere, B., Prado, J. F., & Hamlaoui, S., 2009. *Algas:*  
730 *uma abordagem filogenética, taxonômica e ecológica*. Artmed Editora.
- 731 Godwin, C. M., & Carrick, H. J., 2008. Spatio-temporal variation of periphyton biomass and  
732 accumulation in a temperate spring-fed stream. *Aquatic Ecology*, 42: 583-595.
- 733 Griffith, D.A., Peres-Neto, P.R., 2006. Spatial modeling in ecology: the flexibility of  
734 eigenfunction spatial analyses. *Ecology*. 87, 2603–2613.
- 735 Guo, F., MJ Kainz, F Sheldon & S.E. Bunn, 2015. Spatial variation in periphyton fatty acid  
736 composition in subtropical streams. *Freshwater Biology* 60: 1411-1422.

- 737 Heino, J., Grönroos, M., Soininen, J., Virtanen, R., & Muotka, T., 2012. Context dependency and  
738 metacommunity structuring in boreal headwater streams. *Oikos*, 12, 537-544.
- 739 Heino, J., AS Melo, T Siqueira, J Soininen, S Valanko & L.M. Bini, 2015. Metacommunity  
740 organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and  
741 prospects. *Freshwater Biology* 60: 845-869.
- 742 Hill, W. R., Rinchar, J., & S. Czesny, 2011. Light, nutrients and the fatty acid composition of  
743 stream periphyton. *Freshwater Biology*, 56: 1825-1836.
- 744 Huszar, V. L., Nabout, J. C., Appel, M. O., Santos, J. B., Abe, D. S., & Silva, L. H., 2015.  
745 Environmental and not spatial processes (directional and non-directional) shape the  
746 phytoplankton composition and functional groups in a large subtropical river basin. *Journal of*  
747 *Plankton Research*, 37: 1190-1200.
- 748 Jamoneau, A., Passy, S. I., Soininen, J., Leboucher, T., & Tison-Rosebery, J., 2017. Beta diversity  
749 of diatom species and ecological guilds: Response to environmental and spatial mechanisms along  
750 the stream watercourse. *Freshwater Biology*, 63, 62–73.
- 751 Krammer, K., Lange-Bertalot, H., 2020. 1986–1991. Bacillariophyta-ceae. Süßwasserflora von  
752 Mitteleuropa. Gustav Fischer, pp. 1–4 2.
- 753 Lange, K., C.R Townsend & C.D. Matthaei, 2015. A trait-based framework for stream algal  
754 communities. *Ecology and Evolution* 6:23-36.
- 755 Kristiansen, J., 1996. Dispersal of freshwater algae - a review. *Hydrobiologia*. 336, 151–157.  
756
- 757 Lange-Bertalot, H. (Ed.) 2000–2013. Diatoms of Europe – diatoms of the European inland waters  
758 and comparable habitats. vols. 1–7. Koeltz Scientific Books.  
759
- 760 Lange-Bertalot, H. (Ed.), 1995–2015. *Iconographia diatomologica*. Annotated diatom  
761 micrographs. vols. 1–24. Koeltz Scientific Books.  
762
- 763 Laux, M., & Torgan, L. C., 2011. Diatomáceas com plastídeos no plâncton da foz dos rios do  
764 Delta do Jacuí, sul do Brasil: um complemento à taxonomia tradicional. *Iheringia. Série*  
765 *Botânica.*, 66: 109-132.
- 766 Legendre, P., De Cáceres, M., 2013. Beta diversity as the variance of community data:  
767 dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology letters* 16, 951–963.  
768
- 769 Legendre, P., 2014. Interpreting the replacement and richness difference components of beta  
770 diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 23, 1324-1334.
- 771 Leibold, M.A., JM Chase & S.M. Ernest, 2017. Community assembly and the functioning of  
772 ecosystems: how metacommunity processes alter ecosystems attributes. *Ecology* 98: 909-919.
- 773 Leibold, MA., M Holyoak, N Mouquet, P Amarasekare, JM Chase, MF Hoopes, RD Holt, JB  
774 Shurin, R Law, D Tilman, M Loreau & A. Gonzalez, 2004. The metacommunity concept: a  
775 framework for multi-scale community ecology. *Ecology letters* 7: 601-613.
- 776 Leite, G. F., FTC Silva, JFJ Gonçalves & P. Salles, 2015. Effects of conservation status of the  
777 riparian vegetation on fish assemblage structure in neotropical headwater  
778 streams. *Hydrobiologia* 762: 223-238.
- 779 Leboucher, T., Budnick, W. R., Passy, S. I., Boutry, S., Jamoneau, A., Soininen, J., ... & Tison-  
780 Rosebery, J., 2019. Diatom  $\beta$ -diversity in streams increases with spatial scale and decreases with  
781 nutrient enrichment across regional to sub-continental scales. *Journal of Biogeography*, 46: 734-  
782 744.

- 783 Leboucher, T., Tison-Rosebery, J., Budnick, W. R., Jamoneau, A., Vyverman, W., Soininen, J.,  
784 Boutry, S., & Passy, S. I., 2020. A metacommunity approach for detecting species influenced by  
785 mass effect. *Journal of Applied Ecology*, 57: 2031-2040.
- 786 Liess, A., A Le Gros, A Wagenhoff, CR Townsend & C.D. Matthaei, 2012. Landuse intensity in  
787 stream catchments affects the benthic food web: consequences for nutrient supply, periphyton C:  
788 nutrient ratios, and invertebrate richness and abundance. *Freshwater Science* 31: 813-824.
- 789 Machado, K. B., FB Teresa, LCG Vieira, VLDM Huszar & J.C. Nabout, 2016. Comparing the  
790 effects of landscape and local environmental variables on taxonomic and functional composition  
791 of phytoplankton communities. *Journal of Plankton Research* 38: 1334-1346.
- 792 Midway, S. R., & Peoples, B. K., 2019. Effects of life-history traits on stream fish abundances  
793 across spatial scales. *Ecology of Freshwater Fish*, 28, 639-649.
- 794 Mosisch T.D., SE Bunn & P.M. Davies, 2001. The relative importance of shading and nutrients  
795 on algal production in subtropical streams. *Freshwater biology* 46: 1269-1278.
- 796 Naimi B, Hamm, .Na., Groen, T.A., Skidmore, A.K., and Toxopeus A.G., (2014). “Where is  
797 positional uncertainty a problem for species distribution modelling.” *Ecography*, **37**, pp. 191-203.
- 798 Nakano, S., H Miyasaka & N. Kuhara, 1999. Terrestrial–aquatic linkages: riparian arthropod  
799 inputs alter trophic cascades in a stream food web. *Ecology* 80: 2435-2441.
- 800 Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O’Hara, R.B., Simpson, G.L.,  
801 Solymons, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E., Wagner, H., 2016. *Vegan: Community Ecology*  
802 *Package*. R Package Version 2.0-6. accessed 2021
- 803
- 804 Oliveira, P. H. F., Machado, K. B., Teresa, F. B., Heino, J., & Nabout, J. C., 2020. Spatial  
805 processes determine planktonic diatom metacommunity structure of headwater  
806 streams. *Limnologia*, 84, 125813.
- 807
- 808 Riley, A. J. & W.K. Dodds, 2012. The expansion of woody riparian vegetation, and subsequent  
809 stream restoration, influences the metabolism of prairie streams. *Freshwater Biology*, 57(6),  
810 1138-1150.
- 811 Rocha, B. D. S., Souza, C. A. D., Machado, K. B., Vieira, L. C. G., & Nabout, J. C., 2020. The  
812 relative influence of the environment, land use, and space on the functional and taxonomic  
813 structures of phytoplankton and zooplankton metacommunities in tropical reservoirs. *Freshwater*  
814 *Science*, 39: 321-333.
- 815 Round, F. E. *A Review and Methods for the Use of Epilithic Diatoms for Detecting and*  
816 *Monitoring Changes in River Water Quality*. London: HMSO Publisher, London. 63 p.1993.
- 817 Round, F.E., 1965. *The Biology of the Algae*. Edward Arnold (Publishers) Ltd London.
- 818 Round, F.E., 1971. The taxonomy of the Chlorophyta II. *British Phycological Journal* 6: 235-264.
- 819 Round, F.E., RM Crawford & D.G. Mann, 1990. *Diatoms: Biology and Morphology of the*  
820 *Genera*. Cambridge University Press Cambridge.
- 821 Sabater, F., A Butturini, E Martí, I Muñoz, A Romani, J Wray & S. Sabater, 2000. Effects of  
822 riparian vegetation removal on nutrient retention in a Mediterranean stream. *Journal of the North*  
823 *American Benthological Society* 19:609-620.
- 824 Sant’Anna, C.L.; Tucci, A.; Azevedo, M.T.P.; Melcher, S.S.; Werner, V.R.; Malone, C.F.S.;  
825 Rossini, E.F.; Jacinavicius, F.R.; Hentschke, G.S.; Osti, J.A.S.; Santos, K.R.S.; Gama-Júnior,  
826 W.A.; Rosal, C. & Adame, G. 2012. Atlas de cianobactérias e microalgas de águas continentais

- 827 brasileiras. Publicação eletrônica, Instituto de Botânica, Núcleo de Pesquisa em Ficologia.  
828 www.ibot.sp.gov.br
- 829 Schneck, F. & A.S. Melo, 2012. Hydrological disturbance overrides the effect of substratum  
830 roughness on the resistance and resilience of stream benthic algae. *Freshwater Biology*, 57: 1678-  
831 1688.
- 832 Schulz, G., Siqueira, T., Stefan, G., & Roque, F. de O., 2012. Passive and active dispersers  
833 respond similarly to environmental and spatial processes: an example from metacommunity  
834 dynamics of tree hole invertebrates. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv Für*  
835 *Hydrobiologie*, 181, 315–326.
- 836 Smucker, N. J., & Vis, M. L., 2010. Using diatoms to assess human impacts on streams benefits  
837 from multiple-habitat sampling. *Hydrobiologia*, 654: 93-109.
- 838 Soininen, J., Kokocinski, M., Estlander, S., Kotanen, J., & Heino, J., 2007. Neutrality, niches, and  
839 determinants of plankton metacommunity structure across boreal wetland  
840 ponds. *Ecoscience*, 14:146-154.
- 841 Soininen, J., 2002. Responses of Epilithic Diatom Communities to Environmental Gradients in  
842 Some Finnish Rivers. *International Review of Hydrobiology*, 87, 11.
- 843 Soininen, J., Jamoneau, A., Rosebery, J., & Passy, S. I., 2016. Global patterns and drivers of  
844 species and trait composition in diatoms. *Global Ecology and Biogeography*, 25, 940–950.
- 845 Sponseller, R.A., EF Benfield & H.M. Valett, 2001. Relationships between land use, spatial scale  
846 and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater biology* 46:1409-1424.
- 847 Taylor, J. C., Harding, W. R., & Archibald, C. G. M., 2007. An illustrated guide to some common  
848 diatom species from South Africa (p. 225). Pretoria: Water Research Commission.
- 849 Taylor, J.C., & Conquyt, C., 2016. *Abc Taxa Diatoms from the Congo and Zambezi Basins –*  
850 *Methodologies and identification of the genera*. v: 16.
- 851 Teresa, F. B., & Casatti, L., 2012. Influence of forest cover and mesohabitat types on functional  
852 and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. *Ecology of*  
853 *Freshwater Fish*, 21: 433-442.
- 854 Utermöhl, H., 1958. *Zurvervoll kommung der quantitativen phytoplankton-methodik*.  
855 *Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 9: 1–38.
- 856 Vollenweider, R.A., 1974. *A Manual on Methods for Measuring Primary Production in Aquatic*  
857 *Environments*. Blackwell Scientific Publications, London.
- 858
- 859 Urban, M. C., & De Meester, L., 2009. Community monopolization: local adaptation enhances  
860 priority effects in an evolving metacommunity. *Proceedings of the Royal Society B: Biological*  
861 *Sciences*, 276, 4129-4138.
- 862
- 863 Verleyen, E., Vyverman, W., Sterken, M., Hodgson, D. A., De Wever, A., Juggins, S., ... & Sabbe,  
864 K., 2009. The importance of dispersal related and local factors in shaping the taxonomic structure  
865 of diatom metacommunities. *Oikos*, 118, 1239-1249.
- 866
- 867 Ward, J., 1998. Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic  
868 conservation. *Biological conservation*, 83:269-278.
- 869 Wehr, J. D., & Sheath, R.G., 2013. *Freshwater Algae of North American: ecology and*  
870 *classification*. Academic press, v: 1.

- 871 Wellnitz, T., 2003. Mechanisms influencing community composition and succession in mountain  
872 stream periphyton: interactions between scouring history, grazing, and irradiance. *Journal of the*  
873 *North American Benthological Society* 22:528-541.
- 874 Wetzel, C.E., Ector, L., Hoffmann, L., Bicudo, D.C., 2010. Colonial planktonic Eunotia  
875 (Bacillariophyceae) from Brazilian Amazon: Taxonomy and biogeographical considerations on  
876 the *E. asterionelloides* species complex. *Nova Hedwigia*. 91, 49–86.  
877
- 878 Wetzel, C. E., Bicudo, D. D. C., Ector, L., Lobo, E. A., Soininen, J., Landeiro, V. L., & Bini, L.  
879 M., 2012. Distance decay of similarity in neotropical diatom communities. 9: e45071  
880
- 881 Wiens, J.A., 2002. Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. *Freshwater*  
882 *biology* 47:501-515.
- 883 Zanon, J. E., De Marco, P., & Rodrigues, L., 2018. Periphytic algae traits are mainly lognormally  
884 distributed in a neotropical floodplain tributary. *Brazilian Journal of Botany*, 41: 825-833.
- 885
- 886
- 887
- 888
- 889
- 890
- 891
- 892
- 893
- 894
- 895
- 896
- 897
- 898
- 899
- 900
- 901
- 902

903        **CAPÍTULO 2: COMPOSIÇÃO FUNCIONAL DE ALGAS PERIFÍTICAS EM**  
904        **RIACHOS DE CERRADO INSERIDOS EM PAISAGENS MODIFICADAS**

905        **Resumo:** Processos oriundos dos ecossistemas terrestres, como o uso do solo e a  
906        fragmentação e perda da vegetação riparia, podem desencadear mudanças em  
907        metacomunidades aquáticas, a partir do maior escoamento superficial e mudança na  
908        estrutura de táxons sensíveis a variações ambientais, regionais e espaciais. A variação na  
909        dinâmica em metacomunidades aquáticas tem respaldo direto ou indireto na aptidão e  
910        ocorrência das espécies. Dessa forma, investigar a relação entre atributos funcionais, ou  
911        seja, características morfofisiológicas das espécies, em detrimento a mudanças  
912        ambientais, locais e espaciais, pode auxiliar a compreensão dos paradigmas que moldam  
913        distintas comunidades biológicas. Investigamos a variação dos atributos funcionais  
914        expressos por espécies perifíticas ao longo de 30 riachos inseridos em paisagens  
915        modificadas ao longo de uma sub-bacia do Cerrado, região centro-oeste do Brasil. Como  
916        resultado principal, encontramos relação entre o componente ambiental (variáveis  
917        ambientais locais e regionais) e os atributos funcionais da comunidade perifítica.  
918        Atributos funcionais com **forma de vida, intensidade e forma de aderência ao**  
919        **substrato, tamanho do propágulo e estratégias fisiológicas**, mudaram em espécies da  
920        comunidade ao longo de dois gradientes, enriquecimento de nutriente e porcentagem de  
921        vegetação remanescente natural, respectivamente. Encontramos representantes da classe  
922        Bacillariophyceae em todos os riachos, em adicional, todas espécies estrategistas R foram  
923        diatomáceas. Dessa forma, podemos inferir que os atributos funcionais expressos por  
924        diferentes espécies que compõe a comunidade perifítica, conferem aptidão para  
925        permanência em riachos ótimos ou sub-ótimos, presentes em paisagens modificadas

926        Palavras-chave: periphyton, functional traits, streams, diatom, land use.

927        **1. Introdução**

928                A complexa dinâmica vista em metacomunidades, depende do sucesso adaptativo  
929        de diferentes espécies que a compõe (nicho fundamental/nicho realizado) e sua relação  
930        com variáveis ambientais e espaciais, onde atributos funcionais (*functional traits*)  
931        propiciam sua permanência e aptidão biológica (Leibold et al. 2004; McGill et al. 2006;  
932        Litchman et al. 2007; Wheiher et al. 2011).

933                “*Functional traits*” englobam características a nível individual (morfofisiológicas  
934        e fenológicas) que afetam a aptidão biológica do organismo em detrimento a mudanças  
935        ambientais e espaciais influenciando o seu papel no ecossistema (Violle et al. 2007;  
936        Litchman & Klausmeier 2008; Litchman et al. 2010). Dessa forma, é plausível que  
937        variáveis ambientais e espaciais possam moldar a dinâmica em comunidades biológicas,

938 com respaldo em atributos funcionais presentes nessa biota (Winemiller et al. 2015;  
939 Göthe et al. 2013).

940 Características morfológicas presentes em organismos de diferentes comunidades  
941 biológicas, sejam essas aquáticas ou terrestres, são intimamente relacionadas a  
942 componentes ambientais e espaciais (Thuiller et al. 2006; Funk, 2007; Bruelheilde et al.  
943 2018; Dong et al. 2016; Escrivà et al. 2017). O tamanho corporal do organismo, por  
944 exemplo, pode ser relacionado com a sua capacidade de dispersão (De Bie et al. 2012;  
945 Göthe et al. 2017).

946 Outras características como a forma de vida ou alocações de recursos, podem  
947 expressar respostas para sua permanência em distintas condições ambientais, seja por  
948 competição ou tolerância (Chase et al. 2005; Funk, 2007; Díaz et al. 2008; Lange et al.  
949 2015). Nesse sentido, a dinâmica presente em metacomunidade, em que a dispersão  
950 auxilia na estruturação das comunidades locais, características individuais de cada  
951 espécie que a compõe podem auxiliar na compreensão frente aos componentes ambientais  
952 e espaciais, como também sua aptidão biológica (Wilson, 1992; Violle et al. 2007;  
953 Winemiller et al. 2015).

954 Diferentes comunidades regionais conectadas pela dispersão compõem uma  
955 metacomunidade (Leibold et al. 2004; Heino et al. 2010). A alocação de espécies (*species*  
956 *sorting*) e o efeito de massa (*mass effects*), duas perspectivas dentro da abordagem em  
957 metacomunidades, apresentam relação entre componentes ambientais locais e a dispersão  
958 dos organismos (Leibold et al. 2004; Heino et al. 2015).

959 Em ambientes aquáticos comunidades de microrganismos, como por exemplo a  
960 comunidade fitoplanctônica, por apresentar elevada capacidade de dispersão pode  
961 apresentar a estruturação da comunidade dependente de fatores ambientais locais

962 (variáveis limnológicas), evidenciando um padrão de alocação de espécies (*species*  
963 *sorting*) modulado pelo componente ambiental (Vanormelingen et al. 2008; Machado et  
964 al. 2014; Huszar et al. 2015; Souza, Crossetti, Becker, 2018). Em contrapartida, efeito de  
965 massa (*mass effects*) em comunidades aquáticas, considerando macro e microorganismos,  
966 pressupõe ampla dispersão de propágulos (ativa ou passiva)(Leibold et al. 2004; Bie et  
967 al. 2012; Branco et al. 2020). Adicionalmente, estudos que apresentam maior extensão  
968 espacial, ou seja, maior distância entre os sítios amostrais, organismos que apresentam  
969 dispersão passiva ainda que ampla pode ocasionar a limitação de propágulos (Moresco et  
970 al. 2017; Rocha et al. 2020).

971 Considerando a crescente alteração em ambientes lóticos (p. ex. rios e riachos),  
972 seja no âmbito de características limnológicas ou na esfera do uso do solo, a estruturação  
973 espacial e hidrológica dessas redes dendríticas podem fornecer arcabouço para  
974 abordagens que explorem essas alterações a nível de comunidades locais e as espécies  
975 que a compõe (Grant, Lowe, Fagan, 2007; Brown & Swan, 2010; Lange et al. 2015; Dala-  
976 Corte et al. 2017).

977 Dessa forma, considerar abordagens funcionais em estudos que elucidam os  
978 padrões associados a metacomunidades, pode auxiliar na compreensão da dinâmica e  
979 estruturação na formação de comunidades locais. Em adicional, comunidades  
980 microscópicas em redes fluviais dendríticas, como a comunidade de algas e  
981 cianobactérias em riachos, pode conferir um modelo viável para investigar padrões  
982 discutidos em metacomunidades juntamente ao componente funcional desses biota.

983 Compreender a biologia do organismo, ou seja, a relação entre mudanças  
984 fisiológicas e compensações fenotípicas para permanência em distintos ambientes, pode  
985 auxiliar a compreensão da estruturação de diferentes comunidades (Litchman, Ohman,

986 Kiørboe, 2013). Nesse sentido, a criação de grupos funcionais propicia o agrupamento de  
987 organismos semelhantes, a partir de características morfofisiológicas, elucidando  
988 possíveis generalizações para estruturação ecológica em comunidades complexas  
989 (Salmaso & Padisák, 2007).

990 A abordagem funcional para comunidade algal teve início com Reynolds (1984;  
991 1988), a partir da criação de grupos de espécies com características morfofisiológicas  
992 semelhantes (**RFG's**)(Reynolds et al. 2002). Padisák e colaboradores (2009) propuseram  
993 reformulações para proposta inicial, incluindo novos grupos caracterizando outras  
994 espécies da comunidade fitoplanctônica. Em adicional, o agrupamento de espécies que  
995 compõe essa comunidade, de acordo com tolerâncias ambientais (**MBFG**), possibilita  
996 abordagens associadas ao biomonitoramento e conservação (Kruk et al. 2010).

997 Para a comunidade perifítica, a abordagem funcional teve início com o estudo de  
998 Biggs e colaboradores (1998). Baseado nos conceitos de Grime (1977) sobre espécies  
999 estrategistas (**C-S-R**), Biggs formulou um modelo considerando 35 táxons do perifíton  
1000 resultando em quatro grupos funcionais (**C-S-CS-R**) associados a história de vida das  
1001 espécies. Dessa forma, **estrategistas C** englobam espécies com grandes células,  
1002 colonização e crescimento lento associados a alta biomassa. Já os **S estrategistas**  
1003 apresentam indivíduos com células pequenas e médias, colonização e crescimento lento  
1004 acompanhado por baixa biomassa. **Estrategistas CS** seria um grupo de espécies que  
1005 partilham características comuns aos dois grupos anteriores. Em contrapartida,  
1006 **estrategistas R** apresentam células pequenas, colonização e crescimento rápido atrelado  
1007 a baixa biomassa.

1008 A comunidade perifítica é definida como uma complexa associação de  
1009 microrganismos (algas, bactérias, fungos e animais), detritos orgânicos e inorgânicos

1010 aderidos a substratos inorgânicos ou orgânicos, vivos ou mortos (Wetzel, 1983). A porção  
1011 algal que compõe essa comunidade pode ser denominada de acordo com o substrato de  
1012 associação, como exemplo, algas epilíticas são aquelas associadas a substrato rochosos  
1013 (Burliga & Schwarzbald, 2013).

1014 Estudos que exploram às características funcionais da porção algal juntamente as  
1015 cianobactérias que compõe a comunidade perifítica, consideram aspectos como: forma de  
1016 vida (unicelular, filamentosos e colonial); forma de aderência ao substrato ( p. ex.  
1017 pedúnculo de mucilagem e formadoras de tubo de mucilagem), intensidade de aderência  
1018 ao substrato (firme ou frouxamente aderida); tamanho da célula e /ou colônia e estratégias  
1019 fisiológicas, como por exemplo, a mixotrofia (Litchman, 2007; Algarte et al. 2014; Dunck  
1020 et al. 2016).

1021 No presente estudo, nosso principal objetivo foi investigar como os atributos  
1022 funcionais presentes em espécies que compõe a comunidade perifítica (*Functional traits*)  
1023 respondem a variação do componente regional (paisagem) e ambiental local (variáveis  
1024 limnológicas) em riachos inseridos em paisagens modificadas de Cerrado. Investigamos  
1025 se a variação em **i**) atributos funcionais como *forma de vida, intensidade e tipo de*  
1026 *aderência ao substrato, tamanho do propágulo, estratégias fisiológicas e grupos*  
1027 *funcionais C-S-CS-R* estão relacionados a riachos inseridos em paisagens com diferentes  
1028 porcentagens de vegetação remanescente natural e características limnológicas.

## 1029 **2. Metodologia**

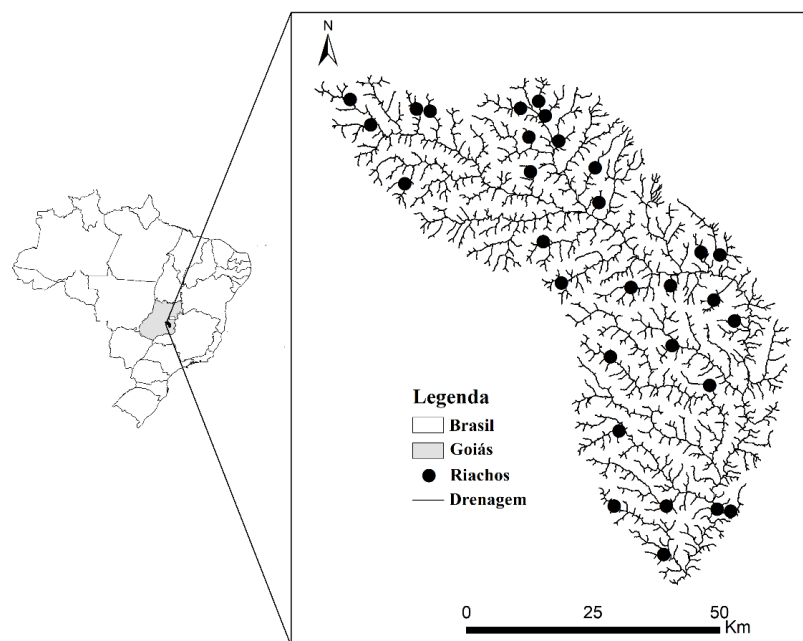
1030

### 1031 *2.1. Área de estudo*

1032

1033 O presente estudo foi realizado na bacia hidrográfica do rio Paranaíba, localizada  
1034 entre as longitudes 45W° e 53W°e latitudes 15°S e 20°S. Abrangendo uma área de 222,6  
1035 mil km<sup>2</sup>, a bacia do rio Paranaíba é situada na região central do Brasil, com 63,2% da sua

1036 extensão no sul do Estado de Goiás (147,761 km<sup>2</sup>)(CBH Paranaíba, 2021). Foram  
1037 amostrados 30 riachos na sub-bacia do rio Piracanjuba, tributário do rio Paranaíba,  
1038 inseridos em áreas de Cerrado com intensa conversão da paisagem, assim como a bacia  
1039 do Paranaíba (Figura 1). Adicionalmente, utilizamos a porcentagem de vegetação  
1040 remanescente em cada riacho como critério para classificá-los em riachos impactos e  
1041 riachos preservados. Os riachos que contemplaram a área de estudo apresentavam  
1042 considerando similaridade de declividade e substrato, sendo todos de 3<sup>a</sup> ordem (Doods &  
1043 Oakes, 2008). Toda a coleta foi realizada em período de águas baixas. Maior  
1044 caracterização dos riachos é apresentada na tabela 2.



1045

1046 **Figura 1.** Mapa da área de estudo mostrando a localização dos riachos amostrados ao  
1047 longo da sub-bacia do Rio Piracanjuba, região sul do Estado de Goiás (Brasil).

## 1048 2.2. Amostragem e identificação da comunidade epilítica: *Matrz L*

1049

1050 De forma aleatória, coletamos 5 rochas a montante dentro de cada riacho.

1051 Coletamos rochas que estavam dispersas no meio de cada ponto amostral, percorrendo  
1052 um transecto de aproximadamente 10 metros. Posteriormente, em campo realizamos a  
1053 raspagem (sempre no mesmo sentido, minimizando a fragmentação de algas

1054 filamentosas) de uma área correspondente a 25 cm<sup>2</sup> (Schneck & Melo, 2012) em cada  
 1055 rocha (5) com o auxílio de escova com cerdas macias e água destiladas. O conteúdo  
 1056 obtido a partir da raspagem foi fixado com solução de Lugol acético modificado e  
 1057 armazenado em frasco âmbar de 100 mL (Vollenweider, 1974).

### 1058 2.3. Contagem e identificação da comunidade epilítica

1059

1060 A comunidade epilítica foi quantificada utilizando o método de Utermöhl (1958)  
 1061 em microscópio invertido Zeiss Axiovert 25 com o aumento de 400x, considerando 1h de  
 1062 sedimentação para cada cm da câmara de sedimentação (2 cm). O aumento de 1000x foi  
 1063 usado somente para identificação de diatomáceas em lâmina permanente. Na contagem,  
 1064 consideramos campos aleatórios até que nenhuma espécie nova fosse identificada por  
 1065 campo adicionado (curva de acumulação de espécie, ver Bicudo, 1990). A densidade da  
 1066 comunidade de algas, foi estimada considerando inicialmente o volume de campos  
 1067 contados ( $v_c$ ) na câmara de sedimentação:

$$1068 \quad v_c = h * A_c * N_c$$

1069 em que:

1070  $v_c$  : volume total de campos contados em mL (1 mL = 1 cm<sup>3</sup>);

1071  $h$  : altura da câmara em cm;

1072  $A_c$  : área do campo em cm<sup>2</sup> (área do círculo =  $\pi \cdot r^2$ ; em que  $r$  = raio);

1073  $N_c$  : número de campos contados;

1074 Juntamente com o cálculo da densidade modificada de Ros (1979):

$$1075 \quad N(\text{ind cm}^{-2}) = \left( \frac{n \cdot V}{v_c} * \frac{1}{S} \right) * F$$

1076 em que:

1077  $N$ : número de indivíduos por cm<sup>2</sup>;

1078  $n$ : número de indivíduos contados no volume total de campos contados;

1079  $V$ : volume da amostrar em mL (1 mL = 1 cm<sup>3</sup>);

1080  $v_c$  : volume de campos contados em mL;

1081 S: área do substrato raspado em cm<sup>2</sup>;

1082 F: fator de diluição da amostra, quando necessário;

1083

1084 Após a obtenção da densidade da comunidade epilítica, a mesma foi expressa em  
1085 indivíduos por cm<sup>2</sup> (ind/cm<sup>2</sup>). Toda a comunidade foi identificada até o menor nível  
1086 taxonômico possível, utilizando literaturas clássicas como Round (1965, 1971), Round et  
1087 al. (1990) e outras literaturas como Taylor & Concquyt 2016, Wehr & Sheath, 2012,  
1088 Sant'Anna et al. 2012; Laux & Torgan, 2011; Taylor et al. 2007 e Aquino et al. 2018  
1089 foram consultadas. Em adicional, a frequência dos táxons foi estimada a partir da  
1090 constância de Dajoz (1983), caracterizando táxons frequentes/constantas (presentes em  
1091 mais de 50% dos sítios amostrais)(CT); acessórios (25 a 50%)(AC) e acidentais (>  
1092 25%)(AD).

1093 Para identificação de diatomáceas, utilizamos lâminas permanentes juntamente a  
1094 chaves taxonômicas e literatura científica (Krammer & Lange-Bertalot, 2021; Lange-  
1095 Bertalot, 2021a, 2021b; Wetzel et al., 2010). O aumento de 1000x foi usado para  
1096 identificação de diatomáceas em lâmina permanente. Para confeccionar as lâminas  
1097 permanentes, adicionamos cerca de 50 mL da amostra em tubo de ensaio de 80 mL e  
1098 lavamos a amostra de 3 à 5 vezes até retirar todo o Lugol da amostra.

1099 Após descartar o sobrenadante, adicionamos o peróxido de hidrogênio  
1100 concentrado (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 35%, P.A.) e levamos as amostradas para capela, colocando os tubos  
1101 em bloco digestor (90°C). Após a sedimentação das amostras (24 horas), retiramos cerca  
1102 de 80-90% do sobrenadante e acrescentamos 1 mL ácido clorídrico concentrado (HCl  
1103 37%) até cobrir a amostra. Após a oxidação a frio das amostras, cerca de 12 horas,  
1104 lavamos de 3 à 5 vezes com água destilada e descartamos o sobrenadante por  
1105 centrifugação (cerca de 8 minutos a 1200 rpm). Posteriormente, confeccionamos as  
1106 lâminas permanentes adicionando alíquotas das amostras preparadas nas lâminas e

1107 fixando-as utilizando Naphrax (índice de refração 1,5)(ECS – European Committee for  
1108 Standardization, 2003).

1109 *2.4. Atributos funcionais (functional traits) para comunidade epilítica: Matriz Q*

1110 Consideramos 15 atributos funcionais (*functional traits*) para comunidade  
1111 epilítica, divididos em 5 categorias: **Forma de vida** (*unicelular, filamentosos e colonial*),  
1112 considerando a terminologia utilizada por Crossetti & Bicudo (2008) em um trabalho para  
1113 a comunidade fitoplanctônica; **Forma de aderência** (*móvel, mucilagem, formadoras de*  
1114 *tudo, prostradas, heterotríca, talo, emaranhado, pedúnculo de mucilagem e*  
1115 *espinhos*)(Biggs et al. 1998 e adaptações); **Maior dimensão linear axial** (GALD -  
1116 Greatest Axial Linear Dimension)(Stanca, Cellamare, Basset, 2012); **Aderência**  
1117 (*fixamente aderida e frouxamente aderida*) e **Mixotrofia** (Litchman, 2007).  
1118 Adicionalmente, classificamos todas as espécies da comunidade perifítica em grupos  
1119 funcionais **CSR**, proposto por Biggs e adaptações (Biggs, 1999). A caracterização de cada  
1120 grupo funcional (C, S, CS e R) encontra-se na tabela abaixo.

1121 **Tabela 1.** Caracterização dos grupos funcionais descritos por Biggs para a comunidade  
1122 perifítica (1999).

Grupos funcionais	Caracterização do grupo funcional
<b>Estrategistas C</b>	Grupo mais competitivo e abundante em ambientes eutróficos e estáveis. Grande parte dos organismos possuem formas filamentosas verticais e/ou grandes células. Apresentam adesão ( <i>pad mucilagem</i> ) ao substrato, são grandes competidores por nutrientes, apresentam adaptações fisiológicas para utilização de altas concentrações de nutrientes inorgânicos e resistem bem a herbívoros.
<b>Estrategistas S</b>	Grupo mais competitivo e abundante em ambientes oligotróficos e estáveis. Apresentam adaptações fisiológicas para utilizar baixas concentrações de nutrientes inorgânicos e apresentam fixação de nitrogênio e/ou utilizam moléculas orgânicas como fonte de recurso.

<b>Estrategistas C-S</b>	Apresentam características de estrategistas C e S, dominando ambientes mesotróficos e estáveis. Destaca-se algumas cianobactérias ( <i>Phormidium</i> ), diatomáceas e algas verdes.
<b>Estrategistas R</b>	Grupo composto em sua maioria por diatomáceas. Ocorrem em ambientes moderadamente a muito instáveis, com variação na quantidade de nutrientes. Possuem alta resistência a distúrbios físicos, pequeno tamanho, baixa biomassa, alta capacidade de resistência a tensão, alta aderência, elevada taxa de migração e alta capacidade de colonização.

1123

1124 *2.5. Variáveis ambientais: Matriz R*

1125

1126 As variáveis ambientais locais (limnológicas) foram obtidas a partir de sensores  
 1127 portáteis (Manta 2 model sub 4.0), englobando: condutividade elétrica da água (Cond  
 1128  $\mu\text{S/cm}$ ), fluxo da água (Fluxo m/s), fósforo total (PT  $\mu\text{g/L}$ ), nitrogênio amoniacal (N  
 1129 amon  $\mu\text{g/L}$ ), nitrogênio total (NT  $\mu\text{g/L}$ ), ortofosfato (OP  $\mu\text{g/L}$ ), oxigênio dissolvido (OD  
 1130 mg/L), pH (pH), sólidos totais dissolvidos (STD mg/L), temperatura da água (Temp  $^{\circ}\text{C}$ )  
 1131 e turbidez da água (Turb NTU) (tabela 2).

1132 Consideramos como variável regional o uso do solo, obtido a partir de um buffer  
 1133 ripário de 100 metros e um semicírculo considerando a drenagem em relação a cada ponto  
 1134 amostral, onde ambas as métricas foram obtidas a montante de cada riacho. Foi utilizado  
 1135 a base de dados Mapbiomas, imagem tipo Lansat de 30 m, considerando os dados  
 1136 disponíveis de 2018.

1137 Após a obtenção dos dados advindos do Mapbiomas, utilizamos o software  
 1138 ArcGIS para extrair os dados referentes a cada classificação do uso de solo (considerando  
 1139 o buffer ripário e a drenagem) sendo: Formação florestal (FF); Formação savânica (FS);  
 1140 Floresta plantada (FP); Formação campestre (FC); Pastagem (P); Cultura anual e perene  
 1141 (CAP); Infraestrutura urbana (IFU) e Outras áreas não vegetadas (ANV). Uma vez

1142 classificado, o uso do solo foi convertido em porcentagem (%) considerando a quantidade  
1143 de pixel de cada tipo de uso do solo (FF; FS; FP; FC; P; CAP; IFU e ANV). Após a  
1144 obtenção da porcentagem (%) de vegetação remanescente natural, estipulamos os  
1145 seguintes níveis de preservação (NP) para o buffer ripário e drenagem: 100 - 61 %,  
1146 Preservado (P); 60 - 41%, Parcialmente preservado (PP) e 40 - 0%, Impactado (I).

1147 Posteriormente, subdividimos o uso do solo em dois componentes considerando o  
1148 buffer ripário e a drenagem. Denominamos “**porcentagem de vegetação remanescente**  
1149 **natural no buffer (% VRN buffer)**” e “**porcentagem de vegetação remanescente**  
1150 **natural na drenagem (% VRN drenagem)**” a junção das seguintes classificações de  
1151 uso do solo: Formação florestal (FF), Formação savânica (FS) e Formação campestre  
1152 (FC). Em seguida, atribuímos a “**porcentagem de impacto no buffer (% Impacto**  
1153 **buffer)**” e “**porcentagem de impacto na drenagem (% Impacto drenagem)**” a junção  
1154 das seguintes classificações de uso so solo: Floresta plantada (FP), Pastagem (P), Cultura  
1155 anual e perene (CAP), Infraestrutura urbana (IFU) e Outras áreas não vegetadas (ANV).  
1156 Todas as porcentagens estão expressas na tabela 3.

## 1157 2.6. Seleção de variáveis

1158 Inicialmente, todas as **i**) variáveis ambientais locais foram log-transformadas ( $\log$   
1159  $x + 1$ ), exceto o pH. Posteriormente utilizamos o fator de inflação da variância (VIF) para  
1160 não incluir variáveis colineares na análise de dados. Adotamos valores de  $VIF < 2$  como  
1161 critério para incluir na análise de dados somente variáveis com baixa correlação. Dessa  
1162 forma, as variáveis selecionadas foram: fluxo da água (Fluxo m/s), fósforo total (PT  
1163  $\mu\text{g/L}$ ), nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>4</sub>  $\mu\text{g/L}$ ), nitrogênio total (NT  $\mu\text{g/L}$ ), ortofosfato (P-  
1164 PO<sub>4</sub>  $\mu\text{g/L}$ ), oxigênio dissolvido (OD mg/L), pH (pH) e temperatura da água (Temp °C).

1165 Para **ii**) variáveis regionais (porcentagem de impacto na drenagem e no buffer  
1166 ripário), utilizamos a função *asin* para transformar os dados e posteriormente o VIF para

1167 investigar se existia correlação entre os dados (obtemos  $VIF < 2$ ). Em seguida, reunimos  
1168 ambos os conjuntos de variáveis (limnológicas e regionais) em uma nova matriz referente  
1169 aos dados ambientais (matriz R) e conferíamos a autocorrelação entre os dados (todos os  
1170  $VIF < 2$ ).

## 1171 2.7. Análise de dados

1172 Utilizamos a análise RLQ, para avaliar a associação entre atributos funcionais e  
1173 um gradiente ambiental, uma vez que as siglas R, L e Q fazem referência às matrizes de  
1174 abundância ou presença e ausência de espécies (L), matriz ambiental (R) e matriz  
1175 funcional (Q) (Dolédec et al. 1996; Dray et al. 2014; Hannibal et al. 2019). Inicialmente  
1176 nós transformamos a matriz de densidade de espécies utilizando a função *decostand*, a  
1177 partir do método de *Hellinger*, obtendo a matriz L utilizada posteriormente na análise  
1178 RLQ, encontrando sites nas linhas e espécies nas colunas.

1179 Para os atributos funcionais (*functional traits*), matriz Q, nós construímos uma  
1180 matriz de distância de Gower a partir da função *dist.ktab*, considerando as diferentes  
1181 características de atributos, sendo: Tipo *multichoice* para forma de vida e formas de  
1182 aderência ao substrato, uma vez que a espécie pode apresentar diferentes tipos de atributos  
1183 funcionais; Tipo *quantitativo* para o GALD e Tipo *nominal* para Mixotrofia e Aderência  
1184 (fixamente aderido)(a característica/tipo de cada atributo foi baseada na descrição de  
1185 Pavoine et al. 2009). Consideramos como matriz ambiental, matriz R, a junção de  
1186 variáveis limnológicas e regionais selecionadas anteriormente, sendo elas: fluxo da água  
1187 (Fluxo), fósforo total (PT), nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>4</sub>), nitrogênio total (NT),  
1188 ortofosfato (P-PO<sub>4</sub>), pH (pH), temperatura da água (Temp), Porcentagem de vegetação  
1189 remanescente no buffer (PVRB) e na drenagem (PVRD), todas com ausência de  
1190 autocorrelação ( $VIF < 2$ ).

1191 Por conseguinte, realizamos a ordenação separadamente para cada matriz que  
1192 compõe a RLQ. Para matriz R, referente ao componente ambiental, calculamos os  
1193 componentes principais (PCA), obtendo um gradiente ambiental em que as variáveis  
1194 ambientais se encontram nas colunas e sites nas linhas (dudiR). Para matriz L, referente  
1195 a densidade de espécies, consideramos a análise de correspondência (CA)(dudiL). Para  
1196 matriz Q, referente aos atributos funcionais (*functional traits*), utilizamos a PCoA a partir  
1197 da matriz de distância funcional de Gower (Pavoine et al 2009)(dudiQ). Dessa forma,  
1198 utilizando as coordenadas provenientes da análise de correspondência com base na matriz  
1199 L, é possível maximizar a covariação entre ambiente e atributos funcionais, combinando  
1200 os três resultados a partir da RLQ (Hauser et al. 2003; Ribeiro et al. 2016). Para todas as  
1201 ordenações, escolhemos os dois primeiros de maior importância.

1202 Utilizando testes de permutação entre as matrizes R e Q em que a espécies e locais  
1203 amostrais foram considerados como link entre essas matrizes, testamos a significância  
1204 estatísticas das associações existentes na RLQ. Consideramos 3 tipos de modelos nulos  
1205 recomendamos em Dray & Legendre (2008) e Dray et al. 2014, sendo eles: modelo 2 (em  
1206 que permutamos os sítios amostrais na matriz R), modelo 4 (permutações das espécies na  
1207 matriz Q) e modelo 5 (Permutações das espécies e sítios amostrais nas matrizes R e Q,  
1208 respectivamente). A título de observar se os eixos obtidos na RLQ representam um  
1209 gradiente ambiental, realizamos uma correlação de Pearson entre o primeiro eixo e o  
1210 segundo eixo da RLQ com a matriz R original, considerando somente variáveis com  $p <$   
1211 0,05.

1212 Adicionalmente, para determinar quais atributos funcionais (*functional traits*)  
1213 estão associados de forma significativa ao gradiente ambiental obtido através dos dois  
1214 primeiros eixos da RLQ, nós realizamos testes a posteriori de acordo com Ribeiro et al.  
1215 2016 e Hannibal et al. 2019, em que: i) testamos a associação entre os scores das espécies

1216 para ambos os eixos da RLQ (sendo os mais significativos e com maior explicação) e ii)  
 1217 realizamos testes de permutação para os atributos funcionais (*functional traits*) com  
 1218 características/tipo nominal, multichoice (por exemplo, forma de aderência ao substrato)  
 1219 e numérico, em que a associação dos atributos com um gradiente ambiental foi  
 1220 considerado com valores de  $p < 0.05$ . Para toda a análise, foi utilizado o software R (R  
 1221 Development Core Team, 2021) com também o pacote *ade4* (Dray & Dufour, 2007;  
 1222 Pavoine et al. 2009).

### 1223 3. Resultados

1224 Os riachos apresentaram largura média de 2,90 metros e profundidade entre 15 e  
 1225 40 cm. Considerando todos os sítios amostrais a média de temperatura da água foi de  
 1226 20°C, variando de 17°C a 22°C. Os valores médios de nitrogênio total (N mg/L)  
 1227 observados foram inferiores a 0,27 mg/L e a variação da condutividade elétrica da água  
 1228 (Cond  $\mu\text{s/cm}$ ) foi de 5,9  $\mu\text{s/cm}$  a 105  $\mu\text{s/cm}$ , com média de 43,67  $\mu\text{s/cm}$ . O fluxo da água  
 1229 nos riachos foi, em média, 11 m/s e a turbidez teve variação entre 2,03 NTU a 81,6 NTU  
 1230 (Tabela 2).

1231 **Tabela 2.** Valores referentes às variáveis ambientais em todos os riachos, média e  
 1232 desvio padrão ( $\pm\text{SD}$ ).

Variáveis ambientais	Média	SD
Condutividade ( $\mu\text{s/cm}$ )	43,16	31,16
Fluxo da água (m/s)	11,11	10,95
Fósforo Total ( $\mu\text{g/L}$ )	8,31	27,68
Largura dos riachos (m)	2,90	0,97
Nitrogênio Total ( $\mu\text{g/L}$ )	0,26	0,19
Nitrogênio amoniacal ( $\mu\text{g/L}$ )	0,001	0,004
Oxigênio Dissolvido ( $\mu\text{g/L}$ )	7,19	0,94
Ortofosfato ( $\mu\text{g/L}$ )	0,52	1,67
pH	6,5	0,50
Profundidade dos riachos	23,13	0,39
Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L)	81,65	11,24
Temperatura da água ( $^{\circ}\text{C}$ )	20	1,30
Turbidez (NTU)	13,10	16,71

1233           Encontramos ao todo 127 espécies, sendo a classe Bacillariophyceae frequente em  
1234 todos os riachos e considerada constante pela frequência de Dazjov (CT > 50%). Outras  
1235 classes constantes foram: Zygnematophyceae (73%), Chlorophyceae (73%),  
1236 Fragilariophyceae (66%) e, compondo a comunidade perifítica, a classe Cyanophyceae  
1237 apresentou 83% de frequência nos riachos. A classe Florideophyceae foi a única  
1238 considerada acessória com 30% de frequência, já as classes Euglenophyceae (10%),  
1239 Xanthophyceae (10%), Chrysophyceae (6,66%), Trebouxiophyceae (6,66%),  
1240 Coscinodiscophyceae (3,33%), Cryptophyceae (3,33%), Dinophyceae (3,33%),  
1241 Eustigmatophyceae (3,33%) e Ulvophyceae (3,33%), foram todas acidentais (>25%).

1242           A espécie com maior frequência e densidade nos sítios amostrais foi *Navicula*  
1243 *cryptocephala* Kützing (1844), presente em 76% dos riachos. Outras espécies que  
1244 apresentaram ampla frequência foram: *Pinnularia microstauron* var *angusta* Krammer  
1245 (2000)(70%), *Eunotia* sp1 (56%), *Oedogonium* sp1 (53%), *Navicula radiosa* Kützing  
1246 (43%)(1844), *Phormidium* sp1 (46,5%) e *Navicula antonii* Lange-Bertalot (2000) (40%).  
1247 A riqueza encontrada nos riachos, em média, foi de 16 espécies. Tivemos o máximo de  
1248 28 espécies e o mínimo de 4 espécies por sítio amostral.

1249           Considerando o buffer ripário para área da sub-bacia do Rio Piracanjuba,  
1250 encontramos riachos com 20 a 73% de vegetação natural. Para essa mesma extensão,  
1251 somente dois riachos foram classificados como preservados (% VRN > 61%) e 53,3%  
1252 dos sítios amostrais foram classificados como impactados (% VRN < 40%)(Tabela 3).  
1253 Para drenagem (semicírculo a partir do ponto de coleta a montante), a média de vegetação  
1254 remanescente foi de 26%, com riachos apresentando de 13 a 50% de vegetação natural  
1255 (Tabela 3) e 90% dos riachos foram classificados como impactados (% VRN <  
1256 40%)(Tabela 3).

1257 **Tabela 3.** Valores referentes a **porcentagem de vegetação remanescente natural (%**  
 1258 **VRN)** e a **porcentagem de impacto (% de Impacto)** ao longo da sub-bacia do Rio  
 1259 Piracanjuba, considerando a extensão do buffer ripário e da drenagem em todos os  
 1260 riachos.  
 1261

<b>Pontos</b>	<b>% VRN buffer</b>	<b>% de Impacto buffer</b>	<b>% VRN drenagem</b>	<b>% de Impacto drenagem</b>
<b>P1</b>	59%	41%	42%	58%
<b>P2</b>	41%	59%	34%	66%
<b>P3</b>	46%	54%	16%	84%
<b>P4</b>	31%	69%	26%	72%
<b>P5</b>	34%	66%	24%	76%
<b>P6</b>	56%	44%	30%	70%
<b>P7</b>	55%	45%	47%	53%
<b>P8</b>	46%	51%	19%	81%
<b>P9</b>	54%	46%	36%	64%
<b>P10</b>	22%	78%	29%	71%
<b>P11</b>	35%	65%	23%	77%
<b>P12</b>	56%	44%	28%	72%
<b>P13</b>	26%	74%	27%	73%
<b>P14</b>	48%	52%	18%	82%
<b>P15</b>	29%	71%	18%	82%
<b>P16</b>	42%	58%	27%	73%
<b>P17</b>	34%	66%	17%	83%
<b>P18</b>	25%	75%	13%	87%
<b>P19</b>	20%	80%	21%	79%
<b>P20</b>	20%	80%	14%	86%
<b>P21</b>	37%	63%	27%	73%
<b>P22</b>	35%	65%	18%	82%
<b>P23</b>	31%	69%	20%	80%
<b>P24</b>	32%	68%	45%	55%
<b>P25</b>	62%	38%	37%	63%
<b>P26</b>	38%	62%	12%	88%
<b>P27</b>	73%	27%	50%	50%
<b>P28</b>	48%	52%	13%	87%
<b>P29</b>	28%	72%	16%	84%
<b>P30</b>	47%	53%	30%	70%

1262 O somatório dois primeiros eixos da RLQ representaram 54% de explicação entre  
 1263 a composição funcional da comunidade perifítica em resposta ao componente ambiental  
 1264 (variáveis ambientais locais (limnológicas) e regionais (uso do solo). Atribuímos ao  
 1265 primeiro eixo da RLQ, responsável por 34% da variação total da comunidade perifítica,  
 1266 um gradiente de disponibilidade de nutriente devido aos valores de correlação negativa

1267 de ortofosfato (OP). Esse mesmo eixo apresenta correlação positiva (0.64) com o fluxo  
1268 (Fluxo) nos riachos amostrados (Tabela 4).

1269 Considerando os valores de correlações negativas presentes no segundo eixo da  
1270 RLQ (Tabela 4), o qual representou 20% da variação total da comunidade perifítica,  
1271 evidenciamos um gradiente associado a porcentagem (%) de vegetação remanescente  
1272 natural na drenagem e no buffer ripário. Em adicional, esse mesmo eixo apresentou  
1273 correlação positiva com o pH.

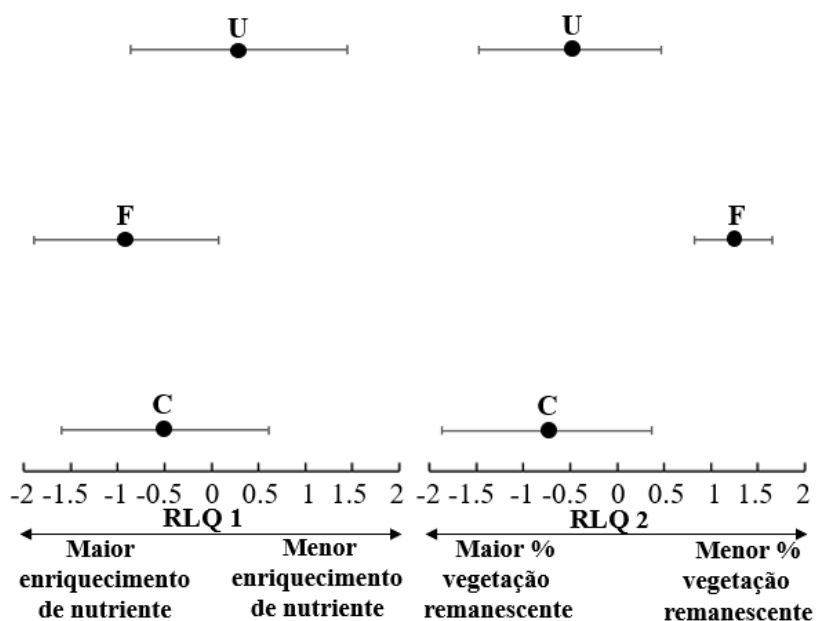
1274 **Tabela 4.** Coeficiente de correlação de Pearson para relação entre o primeiro (RLQ 1) e  
1275 segundo (RLQ 2) eixo da análise RLQ e os valores originais das variáveis ambientais:  
1276 Fluxo da água (Fluxo m/s); nitrogênio total (NT  $\mu\text{g/L}$ ); nitrogênio amoniacal (N amon  
1277  $\mu\text{g/L}$ ); ortofosfato (OP  $\mu\text{g/L}$ ); pH; fósforo total (PT  $\mu\text{g/L}$ ); temperatura da água (Temp  
1278  $^{\circ}\text{C}$ ); porcentagem de vegetação remanescente no buffer (PVRB) e drenagem (PVRD).  
1279 \*Valores significativos ( $p < 0,05$ ).

1280

	Fluxo	N	N_amon	OP	pH	PT	PVRB	PVRD	Temp
<b>RLQ 1</b>	0.64*	-0.11	0.23	-0.73*	-0.26	0.22	0.08	-0.34*	-0.21
<b>RLQ 2</b>	-0.02	-0.53*	0.10	-0.30	0.52*	-0.16	-0.75*	-0.48*	-0.36*

1281 Encontramos relação significativa entre o componente ambiental (variáveis  
1282 limnológicas e uso do solo) e os atributos funcionais presentes na comunidade perifítica  
1283 (modelo 4 e modelo 5)( $p < 0.05$ ). Quando analisamos de forma separada cada atributo  
1284 funcional (*functional traits*) com os eixos da RLQ, todos foram significativos ( $p < 0.05$ ).

1285 Considerando o primeiro (RLQ 1) e o segundo (RLQ2) eixo da RLQ, observamos  
1286 espécies predominantemente filamentosas (F) ocorrendo em riachos com menor  
1287 porcentagem de vegetação remanescente e maior enriquecimento (ortofosfato (P- $\text{PO}_4$   
1288  $\mu\text{g/L}$ ) e nitrogênio total ( $\mu\text{g/L}$ ))(Figura 2; Tabela 4). Em contrapartida, algas  
1289 unicelulares (U) estão associadas aos riachos que apresentaram correlação positiva como  
1290 o fluxo da água e maior porcentagem de vegetação remanescente (Figura 2; Tabela 4).

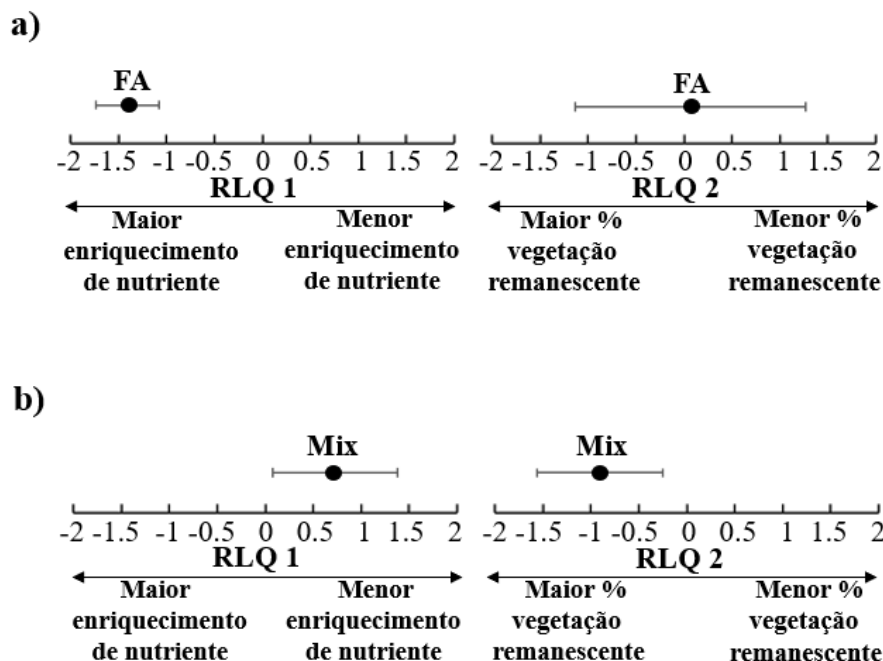


1291

1292 **Figura 2.** Formas de vida presente na comunidade perifítica associadas de forma  
 1293 significativa ao primeiro (RLQ1) e segundo eixo (RLQ2) da RLQ. Unicelular (U),  
 1294 filamentosa (F) e colonial (C).

1295

1296 Espécies que apresentam o atributo “firmemente aderidas (FA)”, em sua maioria,  
 1297 foram associadas a riachos com maior enriquecimento de nutrientes e menor porcentagem  
 1298 de vegetação remanescente (Figura 3a). A mixotrofia (Mix), atributo presente em táxons  
 1299 como Cryptophyceae, Chrysophyceae e Dinophyceae, foi associada a espécies  
 1300 relacionadas a riacho com menor enriquecimento de nutrientes e maior porcentagem de  
 1301 vegetação remanescente (Figura 3b).



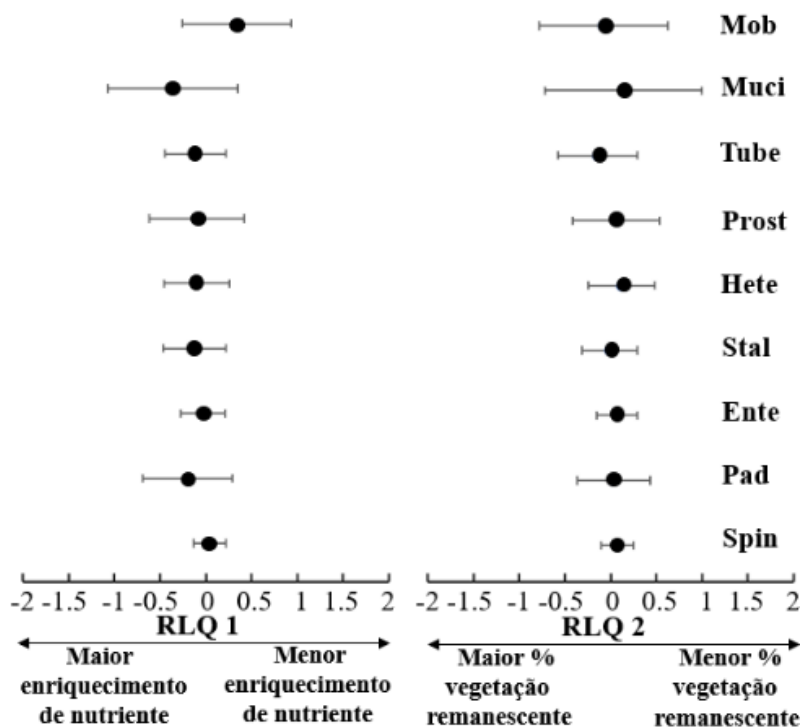
1302

1303 **Figura 3.** Síntese de atributos funcionais associados de forma significativa ao primeiro  
 1304 (RLQ1) e segundo (RLQ2) da RLQ. **a)** Espécies firmemente aderidas ao substrato (FA)  
 1305 e **b)** Espécies que apresentam mixotrofia (Mix).

1306

1307

1308 Diferentes formas de aderência ao substrato, exploradas a partir das espécies  
 1309 encontradas na comunidade periférica, expressaram relação significativa com o primeiro  
 1310 e segundo eixo da RLQ (RLQ 1 e RLQ 2;  $p < 0,05$ )(Figura 4). Espécies que apresentaram  
 1311 formas de aderência como mucilagem (Muci), prostradas (Prost), heterótrico (Het),  
 1312 emaranhado (Ente), espinhos (Spin) e pedúnculo de mucilagem (Pad) foram associadas a  
 1313 riachos com menor porcentagem de vegetação remanescente e maior enriquecimento  
 1314 (Figura 4). Entretanto, espécies que apresentaram tubos de mucilagem (Tube) e maior  
 1315 mobilidade foram relacionadas a riachos com maior porcentagem de vegetação  
 1316 remanescente e menor enriquecimento. A maior dimensão linear axial (GALD), mesmo  
 1317 que significativa aos dois eixos da RLQ, não apresentou relação clara aos gradientes  
 estabelecidos.

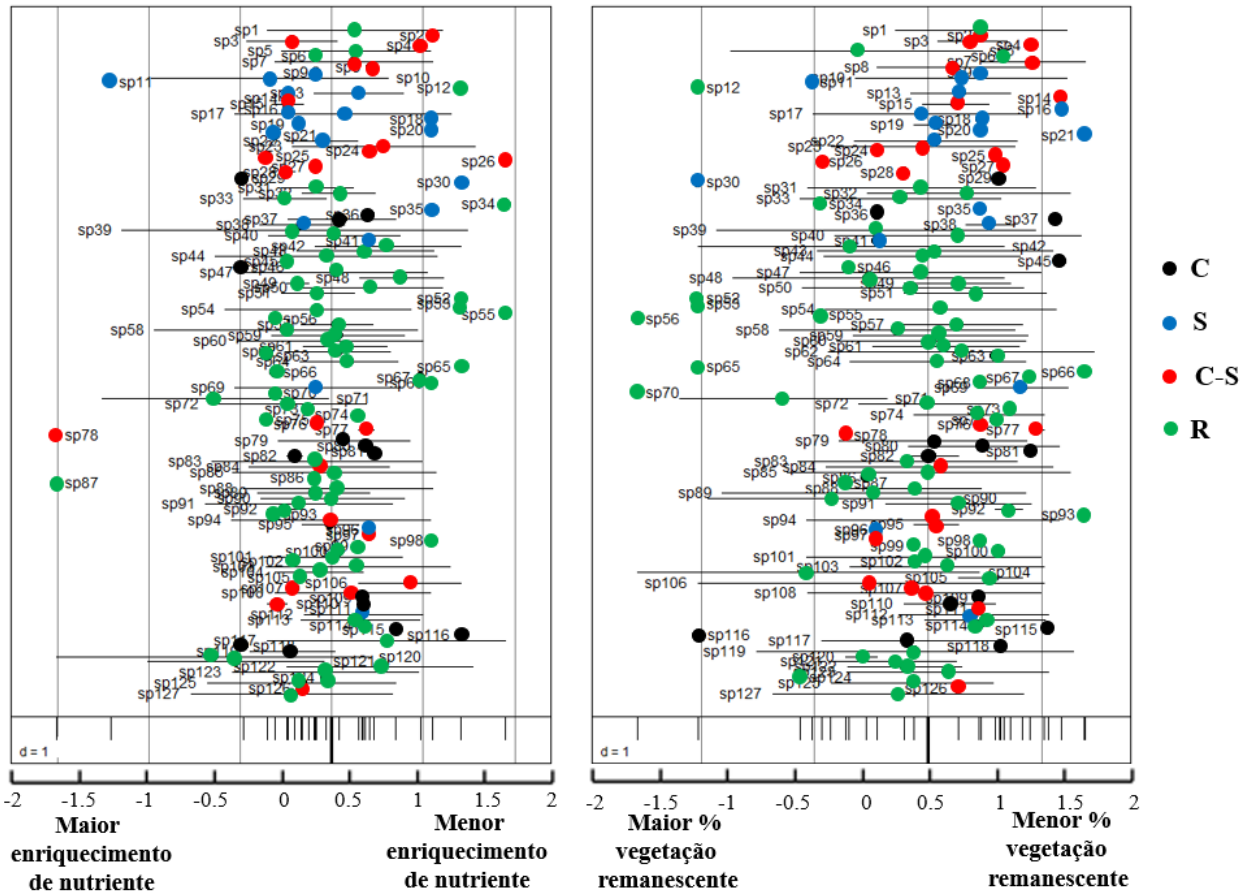


1318  
 1319 **Figura 4.** Formas de aderência da comunidade epilítica: móveis (Mob), mucilagem (Muci), tubo  
 1320 de mucilagem (Tub), próstata (Prost), heterótrico (Hete), talo (Stal), emaranhado (Ente), almofada  
 1321 de mucilagem (Pad) e espinhos (Spin) associados ao primeiro (RLQ1) e segundo (RLQ 2) eixo  
 1322 da RLQ.  
 1323

1324 Do total de espécies que compõe a comunidade perifítica, 56% foram classificadas  
 1325 como estrategistas R, ou seja, espécies ruderais com elevada capacidade dispersão e, em  
 1326 sua maioria, pertencente a classe diatomáceas. A predominância de espécies estrategistas  
 1327 R em maior parte dos sítios amostrais, pode indicar riachos sob constantes distúrbios,  
 1328 como por exemplo, processos erosivos em decorrência de maior aporte de material  
 1329 alóctone para o interior dos riachos. De forma geral, espécies C, S e CS estrategistas  
 1330 foram associadas a riachos com menor porcentagem de vegetação remanescente e menor  
 1331 enriquecimento de nutrientes (Figura 5).

1332 Dessa forma, considerando nosso estudo como uma fotografia do estágio  
 1333 sucessional dessa comunidade perifítica, podemos sugerir que esses riachos comportam  
 1334 espécies com aptidões morfofisiológicas para permanência em condições sub-ótimas.  
 1335 Contudo, a maior distância entre os sítios amostrais pode ocasionar isolamento de

1336 comunidades locais, mesmo que os propágulos tenham menor tamanho corpóreo. Dessa  
 1337 forma, a diatomoflora presente nesses sítios amostrais mantém-se a partir crescimento  
 1338 rápido associado a flexibilidade para com a disponibilidade de nutrientes.



1339

1340 **Figura 5.** Associação entre espécies estrategistas C, S, C-S e R e os dois gradientes  
 1341 estabelecidos (enriquecimento e porcentagem de vegetação remanescente) a partir RLQ.  
 1342 O código referente a cada espécie é encontrado no material suplementar (S1).

1343

#### 1344 4. Discussão

1345

1346 No presente estudo, buscamos investigar a mudança de atributos funcionais das  
 1347 comunidades perifíticas em riachos inseridos em paisagens modificadas ao longo da sub-  
 1348 bacia do Rio Piracanjuba, região centro-oeste do Brasil. Como resultado principal,  
 1349 encontramos relação entre o componente ambiental (variáveis ambientais locais e  
 1350 regionais) e os atributos funcionais da comunidade perifítica. Dessa forma, atributos

1351 funcionais observados no presente estudo, considerando a comunidade perifítica (forma  
1352 de vida, intensidade e forma de aderência ao substrato, tamanho do propágulo e  
1353 estratégias fisiológicas), foram distintos ao analisar espécies da comunidade perifítica ao  
1354 longo de dois gradientes, disponibilidade de nutriente e porcentagem de vegetação  
1355 remanescente natural, respectivamente.

1356         Compreender a relação entre aptidões morfofisiológicas presentes em espécies  
1357 que compõe comunidades locais pode favorecer melhor elucidação para os padrões em  
1358 metacomunidades (McGill et al. 2006; Litchman, Ohman, Kiørboe, 2013; Cadotte et al.  
1359 2015). Entretanto, como é relatado para espécies terrestres, a obtenção de atributos  
1360 funcionais é um trabalho árduo e complexo, o que reduz a disponibilidade de dados para  
1361 abordagens funcionais aumentando a lacuna (*Raunkiaeran shortfall*) em modelos teóricos  
1362 associados a ecologia de comunidades (Hortal et al. 2015; He et al. 2019).

1363         Para microorganismos aquáticos, a abordagem funcional evidenciou respostas  
1364 positiva entre a variação de um atributo frente à mudanças ambientais locais, como por  
1365 exemplo, a disponibilidade de luz e afinidade ao nitrato (Edwards, Litchman, Klausmeier,  
1366 2012). Dessa forma, a categorização de espécies que respondem às mesmas variações  
1367 diretas (variáveis ambientais locais) ou indiretas (uso do solo) em uma comunidade,  
1368 propicia generalizações, baseadas em grupos funcionais, para outras regiões expostas a  
1369 distintos níveis de impacto e/ou mudança (Salmaso, Naselli-Flores, Padisak, 2014).

1370         Nossos resultados demonstraram relação entre os atributos funcionais expressos  
1371 pelas espécies que compõem a comunidade perifítica frente a mudanças nos níveis de  
1372 porcentagem remanescente nos riachos, bem como variações em características  
1373 limnológicas nos riachos. Estudos realizados com essa mesma comunidade em sub-bacias  
1374 preservadas e impactadas, juntamente a lagos de várzea apresentam relação positiva entre  
1375 a variação nos atributos funcionais da comunidade perifítica frente a alterações

1376 ambientais locais e/ou regional, como também mudanças nos períodos hidrológicos  
1377 desses corpos d'água (Dunck, Rodrigues, Bicudo, 2015; Dunck et al. 2016).

1378 A matriz perifítica pode ser particionada em dois perfis considerando o tamanho  
1379 das espécies que a compõe e sua forma de fixação, em que algas juntamente a  
1380 cianobactérias próximas ao substrato compõe o perfil baixo da comunidade e espécies  
1381 filamentosas ou que estão distantes do substrato caracterizam o perfil alto (Alarte et al.  
1382 2016). Encontramos espécies filamentosas associadas a riachos com menor porcentagem  
1383 de vegetação remanescente, em contrapartida formas de vida coloniais e unicelulares não  
1384 foram relacionadas a esses riachos. É possível que, o maior porte das algas filamentosas  
1385 propicie predominância e competição em comparação a formas de vida unicelulares.

1386 Segundo Passy (2007), a diatomoflora presente no baixo perfil de comunidades  
1387 perifíticas pode se sobressair frente a alta perturbação em ambientes lóticos, como  
1388 também a limitação de recursos. Em nossos resultados, encontramos representantes da  
1389 classe Bacillariophyceae em todos os riachos, em adicional, todas espécies estrategistas  
1390 R foram diatomáceas. Dessa forma, podemos inferir que os atributos funcionais expressos  
1391 por essas espécies conferem aptidão para permanência em riachos ótimos ou sub-ótimos,  
1392 presentes em paisagens modificadas, como por exemplo, tamanho do propágulo, alta  
1393 capacidade de resistência a tensão, alta aderência, elevada taxa de migração e alta  
1394 capacidade de colonização. (Biggs et al. 1998).

1395 A modificação de paisagens naturais a partir do uso do solo, pode acarretar  
1396 alterações ambientais locais e estruturais em corpos d'água lóticos (Cunha et al. 2019). A  
1397 perda parcial ou completa da vegetação ripária pode propiciar maior aporte de sedimentos  
1398 para esses ecossistemas, aumentando a turbidez da água e os parâmetros limnológicos  
1399 (Brejão et al. 2018). O decréscimo na vegetação ripária tem respaldo na densidade de  
1400 comunidades perifíticas, seja pelo favorecimento de espécies filamentosas a partir do

1401 aumento da temperatura (maior intensidade luminosa) ou o maior aporte de nutrientes  
1402 desencadeado pelo escoamento superficial (Passy, 2007; Dunck et al. 2013; Medeiros et  
1403 al. 2019). Nesse sentido, a ocorrência de espécies filamentosas em riachos com menor  
1404 porcentagem de vegetação remanescente e maior enriquecimento em nossos sítios  
1405 amostrais, pode ser indicativo destas variações limnológicas e estruturais frente ao uso do  
1406 solo.

1407       As diferentes formas de aderência ao substrato expressas por espécies que  
1408 compõem a comunidade perifítica, podem explicar o sucesso adaptativo na matriz  
1409 perifítica (Biggs et al. 1998). Dessa forma, espécies firmemente aderidas e que  
1410 apresentaram forma de aderência mucilagínosa, heterótrico, emaranhado e pedúnculo de  
1411 mucilagem foram associadas a riachos com menor porcentagem de vegetação  
1412 remanescente e maior enriquecimento, possivelmente, por esses atributos serem  
1413 associados a algas filamentosas. Esses atributos auxiliam na resistência ao arrasto em  
1414 riachos, como também, competição por nutriente e luz (crescimento vertical)(Biggs et  
1415 al.1998; Passy, 2007; Schneck et al. 2011). Em adicional, espécies que apresentaram  
1416 mixotrofia foram associadas a riachos com menor porcentagem de vegetação e menor  
1417 disponibilidade de nutrientes (Jones, 2000; Hansson et al. 2019). Espécies que apresentam  
1418 esse atributo funcional, ou seja, a mixotrofia, não são ótimas competidoras em relação a  
1419 espécies fotoautotróficas sob condições de baixa luminosidade e alta disponibilidade de  
1420 nutrientes, o que pode indicar a ocorrência desses organismos em riachos com menor  
1421 disponibilidade de nutrientes   De acordo com Litchman e colaboradores (2007), a  
1422 mixotrofia pode auxiliar na competição por nutriente e permanência em regiões com  
1423 menor quantidade de luz (Litchman & Klausmeier, 2008; Dias & Huszar, 2011).

1424       A alta resistência a perturbação, associada a altas taxas reprodutivas e  
1425 flexibilidade para monopolizar novos ambientes destaca a prevalência de estrategistas R

1426 em nossos sítios amostrais (Biggs et al. 1998; Schneck et al. 201). De acordo com  
1427 Goldenberg e colaboradores (2014), o componente espacial tende a estruturar  
1428 comunidades de diatomáceas em ambientes mesotróficos, uma vez que o componente  
1429 ambiental é relacionado a ambientes eutróficos. Dessa forma, a predominância de  
1430 espécies estrategistas R e a predominância de diatomáceas em nossos resultados, sugerem  
1431 relação com os atributos associados a esses organismos. Em adicional, a porção da matriz  
1432 perifítica referente ao perfil baixo da comunidade, associada ao substrato por formas  
1433 prostrada, pinadas e com pedúnculos mucilaginosos, em sua maioria é composta por  
1434 diatomáceas e cianobactérias (Biggs et al. 1998; Algarte et al. 2016).

1435       Em resumo, nosso estudo aponta relação entre a variação de atributos funcionais  
1436 explorados em espécies perifíticas em detrimento mudanças ambientais locais e regionais  
1437 em riachos de Cerrado. A abordagem funcional para comunidade perifítica pode auxiliar  
1438 a compreensão de estudos que investiguem os padrões de estruturação em comunidades  
1439 locais a partir de características intrínsecas das espécies. Adicionalmente, o uso de  
1440 abordagens funcionais propicia generalizações promissoras para previsões de impacto em  
1441 outras áreas de estudo semelhante, por exemplo, sub-bacias que estejam em diferentes  
1442 níveis de impacto. Vale ressaltar que, comparar diferentes períodos hidrológicos em  
1443 riachos pode auxiliar na compreensão da dinâmica dessa comunidade.

#### 1444 **Referências bibliográficas**

1445

- 1446 Algarte, VM., L Rodrigues, Landeiro VL, Siqueira T & L.M. Bini, 2014. Variance partitioning  
1447 of deconstructed periphyton communities: does the use of biological traits matter? *Hydrobiologia*  
1448 722: 279-290.
- 1449 Algarte, V. M., Dunck, B., Leandrini, J. A., & Rodrigues, L., 2016. Periphytic diatom ecological  
1450 guilds in floodplain: Ten years after dam. *Ecological Indicators*, 69, 407–414.
- 1451 Aquino, C. A. N., Medeiros, G., Bortolini, J. C., Favaretto, C. C. R., Ticiani, D., Cerqueira, F. J.,  
1452 & Bueno, N. C., 2018. Desmids (Zygnematophyceae) from the littoral zone of an urban artificial  
1453 lake: taxonomic aspects and geographical distribution. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 30.
- 1454 Bicudo, D.C., 1990. Consideração sobre metodologia de contagem de algas do perifíton. *Acta*  
1455 *Limnologica Brasiliensia*. 3, 459–475.

- 1456  
1457 Biggs, B. J., Stevenson, R. J., & Lowe, R. L., 1998. A habitat matrix conceptual model for stream  
1458 periphyton. *Archiv fur Hydrobiologie*, 143, 21-56.
- 1459 Borges, P. P., Dias, M. S., Carvalho, F. R., Casatti, L., Pompeu, P. S., Cetra, M., Tejerina-Garro,  
1460 F.L., Suárez, Y.R., Nabout, J.C., & Teresa, F. B., 202. Stream fish metacommunity organisation  
1461 across a Neotropical ecoregion: The role of environment, anthropogenic impact and dispersal-  
1462 based processes. *PloS one*, 15: e0233733
- 1463 Brown, B. L., & Swan, C. M., 2010. Dendritic network structure constrains metacommunity  
1464 properties in riverine ecosystems. *Journal of Animal Ecology*, 79: 571-580.
- 1465 Bruelheide, H., Dengler, J., Purschke, O., Lenoir, J., Jiménez-Alfaro, B., Hennekens, S. M., ... &  
1466 Jandt, U., 2018. Global trait–environment relationships of plant communities. *Nature ecology &*  
1467 *evolution*, 2: 1906-1917.
- 1468 Burliga, A. L., & Schwarzbald, A., 2013. Perifíton: diversidade taxonômica e  
1469 morfológica. *Ecologia do perifíton* (A. Schwarzbald, AL Burliga & LC Torgan, eds. Rima, São  
1470 Carlos, 1-6.
- 1471 Castillo-Escrivà, A., Aguilar-Alberola, J. A., & Mesquita-Joanes, F., 2017. Spatial and  
1472 environmental effects on a rock-pool metacommunity depend on landscape setting and dispersal  
1473 mode. *Freshwater biology*, 62: 1004-1011.
- 1474 Cadotte, M. W., Arnillas, C. A., Livingstone, S. W., & Yasui, S.-L. E. (2015). Predicting  
1475 communities from functional traits. *Trends in Ecology & Evolution*, 30: 510–511
- 1476 Chase, J. M., Amarasekare, P., Cottenie, K., Gonzalez, A., Holt, R. D., Holyoak, M., Hoopes,  
1477 M.F., Leibold, M.A., Loreau, M., Mouquet, N., Shurin, J.B., & Tilman, D., 2005. Competing  
1478 theories for competitive metacommunities. *Metacommunities: spatial dynamics and ecological*  
1479 *communities*, 335-354.
- 1480 Crossetti, L. O., & Bicudo, C. E. D. M., 2008. Adaptations in phytoplankton life strategies to  
1481 imposed change in a shallow urban tropical eutrophic reservoir, Garças Reservoir, over 8  
1482 years. *Hydrobiologia*, 614: 91-105.
- 1483 Dala-Corte, RB., FG Becker, A.S. Melo, 2017. Riparian integrity affects diet and intestinal length  
1484 of a generalist fish species. *Marine and Freshwater Research* 68: 272-1281.
- 1485 De Bie, T., De Meester, L., Brendonck, L., Martens, K., Goddeeris, B., Ercken, D., H. Hampel.,  
1486 L. Denys., L. Vanhecke., Van der Gucht, K., J. Van Wichelen., W. Vyverman & Declerck, S. A.  
1487 J., 2012. Body size and dispersal mode as key traits determining metacommunity structure of  
1488 aquatic organisms. *Ecology letters*, 15: 740-747.
- 1489 Díaz, A. M., Alonso, M. L. S., & Gutiérrez, M. R. V. A., 2008. Biological traits of stream  
1490 macroinvertebrates from a semi-arid catchment: patterns along complex environmental  
1491 gradients. *Freshwater Biology*, 53: 1-21.
- 1492 Dias, J. B., & Huszar, V. L., 2011. O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton  
1493 continental. *Oecologia Australis*, 15: 799-834.
- 1494 Dodds, W.K. & R.M. Oakes, 2008. Headwater influences on downstream water  
1495 quality. *Environmental management* 41: 367-377.
- 1496 Dolédec, S., D Chessel, CJF Ter Braak & S. Champely, 1996. Matching species traits to  
1497 environmental variables: a new three-table ordination method. *Environmental and Ecological*  
1498 *Statistics* 3: 143-166

- 1499 Dong, X., Li, B., He, F., Gu, Y., Sun, M., Zhang, H., Tan, L., Xiao, W., Liu, S., & Cai, Q., 2016.  
1500 Flow directionality, mountain barriers and functional traits determine diatom metacommunity  
1501 structuring of high mountain streams. *Scientific Reports*, 6: 1-11.
- 1502 Dray, S., P Choler, S Doledec, PR Peres-Neto, W Thuiller, S Pavoine & C.J. ter Braak  
1503 2014. Combining the fourth-corner and the RLQ methods for assessing trait responses to  
1504 environmental variation. *Ecology* 95:14–21.  
1505
- 1506 Dunck, B., Nogueira, I., Felisberto, S., 2013. Distribution of periphytic algae in wetlands (Palm  
1507 swamps, Cerrado), Brazil. *Brazilian J. Biol.* 73, 331–346.
- 1508 Dunck, B., Rodrigues, L., & Bicudo, D. C. ,2015. Functional diversity and functional traits of  
1509 periphytic algae during a short-term successional process in a Neotropical floodplain  
1510 lake. *Brazilian Journal of Biology*, 75, 587-597.  
1511
- 1512 Dunck, B., Algarte, V. M., Cianciaruso, M. V., & Rodrigues, L., 2016. Functional diversity and  
1513 trait–environment relationships of periphytic algae in subtropical floodplain lakes. *Ecological*  
1514 *Indicators*, 67, 257-266.
- 1515 Edwards, K. F., Litchman, E., & Klausmeier, C. A., 2013. Functional traits explain phytoplankton  
1516 community structure and seasonal dynamics in a marine ecosystem. *Ecology letters*, 16: 56-63.
- 1517 ECS - European Committee for Standardization, 2003. ECS. Water quality – Guidance standard  
1518 for the routine sampling and pretreatment of benthic diatoms from rivers.  
1519
- 1520 Funk, J. L. (2008). Differences in plasticity between invasive and native plants from a low  
1521 resource environment. *Journal of Ecology*, 96: 1162-1173.
- 1522 Göthe, E., Angeler, D. G., Gottschalk, S., Löfgren, S., & Sandin, L., 2013. The influence of  
1523 environmental, biotic and spatial factors on diatom metacommunity structure in Swedish  
1524 headwater streams. *PloS one*, 8: e72237.
- 1525 Göthe, E., Baatrup-Pedersen, A., Wiberg-Larsen, P., Graeber, D., Kristensen, E. A., & Friberg,  
1526 N., 2017. Environmental and spatial controls of taxonomic versus trait composition of stream  
1527 biota. *Freshwater biology*, 62: 397-413.
- 1528 Goldenberg Vilar A., van Dam H., van Loon E.E., Vonk J.A., van Der Geest H.G. & Admiraal  
1529 W., 2014. Eutrophication decreases distance decay of similarity in diatom communities.  
1530 *Freshwater Biology* 59, 1522–1531.
- 1531 Hansson, T.H, Grossart, H.P., del Giorgio PA, St-Gelais N.F. & Beisner, B.E.,  
1532 2019. Environmental drivers of mixotrophs in boreal lakes. *Limnol Oceanogr* 64:1688-1705.
- 1533 Heino, J., 2010. Are indicator groups and cross-taxon congruence useful for predicting  
1534 biodiversity in aquatic ecosystems?. *Ecological Indicators*, 10:112-117
- 1535 Heino, J., Melo, A. S., Siqueira, T., Soininen, J., Valanko, S., & Bini, L. M., 2015.  
1536 Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes  
1537 and prospects. *Freshwater Biology*, 60: 845-869.
- 1538 He, N., Liu, C., Piao, S., Sack, L., Xu, L., Yiqi, L., He, J., Han, X., Zhou, G., Zhou, X., Lin, Yi.,  
1539 Yu, Q., Liu, S., Sun, W., Sun, W., Niu, S., Li, S., Zhang, J., & Yu, G., 2019. Ecosystem Traits  
1540 Linking Functional Traits to Macroecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 24: 200-210.
- 1541 Hortal, J., de Bello, F., Diniz-Filho, J. A. F., Lewinsohn, T. M., Lobo, J. M., & Ladle, R. J.,  
1542 2015. Seven Shortfalls that Beset Large-Scale Knowledge of Biodiversity. *Annual Review of*  
1543 *Ecology, Evolution, and Systematics*, 46: 523–549.

- 1544 Huszar, V. L., Nabout, J. C., Appel, M. O., Santos, J. B., Abe, D. S., & Silva, L. H., 2015.  
1545 Environmental and not spatial processes (directional and non-directional) shape the  
1546 phytoplankton composition and functional groups in a large subtropical river basin. *Journal of*  
1547 *Plankton Research*, 37: 1190-1200
- 1548 Krammer, K., Lange-Bertalot, H., 2020. 1986–1991. Bacillariophyta. Süßwasserflora von  
1549 Mitteleuropa. Gustav Fischer, pp. 1–4 2.
- 1550 Lange, K., C.R Townsend & C.D. Matthaei, 2015. A trait-based framework for stream algal  
1551 communities. *Ecology and Evolution* 6:23-36.
- 1552 Kruk, C., V. L. M. Huszar, E. T. H. M. Peeters, S. Bonilla, L. Costa, M. Lurling, C. S. Reynolds  
1553 & M. Scheffer, 2010. A morphological classification capturing functional variation in  
1554 phytoplankton. *Freshwater Biology* 55: 614–627.
- 1555 Jones, R.I. 2000. Mixotrophy in planktonic protists: an overview. *Freshw. Biol.* 45:219-226.
- 1556 Lange-Bertalot, H. (Ed.), 1995–2015. *Iconographia diatomologica*. Annotated diatom  
1557 micrographs. vols. 1–24. Koeltz Scientific Books.
- 1558
- 1559 Laux, M., & Torgan, L. C., 2011. Diatomáceas com plastídeos no plâncton da foz dos rios do  
1560 Delta do Jacuí, sul do Brasil: um complemento à taxonomia tradicional. *Iheringia. Série*  
1561 *Botânica.*, 66: 109-132.
- 1562 Leibold, M. A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J. M., Hoopes, M. F., Holt,  
1563 R.D., Shurin, R.L., Timan, D., & Gonzalez, A., 2004. The metacommunity concept: a framework  
1564 for multi-scale community ecology. *Ecology letters*, 7: 601-613.
- 1565 Litchman, E., & Klausmeier, C. A., 2008. Trait-based community ecology of  
1566 phytoplankton. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 39, 615-639.
- 1567 Litchman, E., 2007. Resource competition and the ecological success of phytoplankton.  
1568 In *Evolution of primary producers in the sea* (pp. 351-375). Academic Press.
- 1569 Litchman, E., de Tezanos Pinto, P., Klausmeier, C. A., Thomas, M. K., & Yoshiyama, K., 2010.  
1570 Linking traits to species diversity and community structure in phytoplankton. Fifty years after the  
1571 “Homage to Santa Rosalia”: Old and new paradigms on biodiversity in aquatic ecosystems, 15-  
1572 28.
- 1573 Machado, K. B., FB Teresa, LCG Vieira, VLDM Huszar & J.C. Nabout, 2016. Comparing the  
1574 effects of landscape and local environmental variables on taxonomic and functional composition  
1575 of phytoplankton communities. *Journal of Plankton Research* 38: 1334-1346.
- 1576 McGill, B. J., Enquist, B. J., Weiher, E., & Westoby, M., 2006. Rebuilding community ecology  
1577 from functional traits. *Trends in ecology & evolution*, 21: 178-185
- 1578 Merckx, T., Souffreau, C., Kaiser, A., Baardsen, L. F., Backeljau, T., Bonte, D., & Van Dyck, H.,  
1579 2018. Body-size shifts in aquatic and terrestrial urban communities. *Nature*, 558: 113-116.
- 1580 Medeiros, G., Andrian Padial, A., Wedig Amaral, M. W., Ludwig, T. A. V., & Bueno, N. C.,  
1581 2019). Environmental variables likely influence the periphytic diatom community in a subtropical  
1582 lotic environment. *Limnologia*, 125718.
- 1583 Moresco, G. A., Bortolini, J. C., Dias, J. D., Pineda, A., Jati, S., & Rodrigues, L. C., 2017. Drivers  
1584 of phytoplankton richness and diversity components in Neotropical floodplain lakes, from small  
1585 to large spatial scales. *Hydrobiologia*, 799: 203-215.
- 1586 Nabout, J.C., Siqueira, T., Bini, L.M., Nogueira, I.S., 2009. No evidence for environmental and  
1587 spatial processes in structuring phytoplankton communities. *Acta Oecologica*. 1, 720–726.

- 1588  
1589 Padial, A. A., Ceschin, F., Declerck, S. A., De Meester, L., Bonecker, C. C., Lansac-Tôha, F. A.,  
1590 Rodrigues, L., Rodrigues, L.C., Train, S., Velho, L.F.M., & Bini, L. M., 2014. Dispersal ability  
1591 determines the role of environmental, spatial, and temporal drivers of metacommunity  
1592 structure. *PloS one*, 9: e111227.
- 1593 Padisák, J., L. O. Crossetti & L. Naselli-Flores, 2009. Use and misuse in the application of the  
1594 phytoplankton functional classification: a critical review white updates. *Hydrobiologia* 621: 1–19
- 1595 Passy, S. I., 2007. Diatom ecological guilds display distinct and predictable behavior along  
1596 nutrient and disturbance gradients in running waters. *Aquatic Botany*, 86:171–178.
- 1597 Ptatscheck, C., Gansfort, B., Majdi, N., & Traunspurger, W., 2020. The influence of  
1598 environmental and spatial factors on benthic invertebrate metacommunities differing in size and  
1599 dispersal mode. *Aquatic Ecology*, 1-15.
- 1600 Reynolds, C. S., 1984. *The Ecology of Freshwater Phytoplankton*. Cambridge University Press,  
1601 Cambridge, 384 pp.
- 1602 Reynolds, C. S., 1988. Functional morphology and the adaptive strategies of freshwater  
1603 phytoplankton. In Sandgren, C. D. (ed.), *Growth and Reproductive Strategies of Freshwater*  
1604 *Phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge, 388–433
- 1605 Reynolds, C. S., V. Huszar, C. Kruk, L. Naselli-Flores & S. Melo, 2002. Towards a functional  
1606 classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 24: 417–428
- 1607 Reynolds, C.S., 2006. *The ecology of phytoplankton*. Cambridge University Press.
- 1608 Rocha, B. D. S., Souza, C. A. D., Machado, K. B., Vieira, L. C. G., & Nabout, J. C., 2020. The  
1609 relative influence of the environment, land use, and space on the functional and taxonomic  
1610 structures of phytoplankton and zooplankton metacommunities in tropical reservoirs. *Freshwater*  
1611 *Science*, 39: 321-333.
- 1612 Round, F. E. *A Review and Methods for the Use of Epilithic Diatoms for Detecting and*  
1613 *Monitoring Changes in River Water Quality*. London: HMSO Publisher, London. 63 p.1993.
- 1614 Round, F.E., 1965. *The Biology of the Algae*. Edward Arnold (Publishers) Ltd London.
- 1615 Round, F.E., 1971. The taxonomy of the Chlorophyta II. *British Phycological Journal* 6: 235-264.
- 1616 Round, F.E., RM Crawford & D.G. Mann, 1990. *Diatoms: Biology and Morphology of the*  
1617 *Genera*. Cambridge University Press Cambridge.
- 1618 Salmaso, N., & Padisák, J., 2007. Morpho-Functional Groups and phytoplankton development in  
1619 two deep lakes (Lake Garda, Italy and Lake Stechlin, Germany). *Hydrobiologia*, 578: 97–112.
- 1620 Salmaso, N., Naselli-Flores, L., & Padisak, J., 201. Functional classifications and their application  
1621 in phytoplankton ecology. *Freshwater Biology*, 60: 603-619.
- 1622 Sant'Anna, C.L.; Tucci, A.; Azevedo, M.T.P.; Melcher, S.S.; Werner, V.R.; Malone, C.F.S.;  
1623 Rossini, E.F.; Jacinavicius, F.R.; Hentschke, G.S.; Osti, J.A.S.; Santos, K.R.S.; Gama-Júnior,  
1624 W.A.; Rosal, C. & Adame, G. 2012. *Atlas de cianobactérias e microalgas de águas continentais*  
1625 *brasileiras*. Publicação eletrônica, Instituto de Botânica, Núcleo de Pesquisa em Ficologia.
- 1626 Schneck, F., Schwarzbald, A., & Melo, A. S., 2011. Substrate roughness affects stream benthic  
1627 algal diversity, assemblage composition, and nestedness. *Journal of the North American*  
1628 *Benthological Society*, 30: 1049–1056.

- 1629 Schneck, F. & A.S. Melo, 2012. Hydrological disturbance overrides the effect of substratum  
1630 roughness on the resistance and resilience of stream benthic algae. *Freshwater Biology*, 57: 1678-  
1631 1688.
- 1632 Souza, M. D. C. D., Crossetti, L. O., & Becker, V., 2018. Effects of temperature increase and  
1633 nutrient enrichment on phytoplankton functional groups in a Brazilian semi-arid reservoir. *Acta*  
1634 *Limnologica Brasiliensia*, 30.
- 1635 Taylor, J. C., Harding, W. R., & Archibald, C. G. M., 2007. An illustrated guide to some common  
1636 diatom species from South Africa (p. 225). Pretoria: Water Research Commission.
- 1637 Taylor, J.C., & Conquyt, C., 2016. *Abc Taxa Diatoms from the Congo and Zambezi Basins –*  
1638 *Methodologies and identification of the genera*. v: 16.
- 1639 Thuiller, W., Richardson, D. M., Rouget, M., Procheş, Ş., & Wilson, J. R., 2006. Interactions  
1640 between environment, species traits, and human uses describe patterns of plant  
1641 invasions. *Ecology*, 87: 1755-1769.
- 1642 Utermöhl, H., 1958. Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodik.  
1643 *Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 9: 1–38.
- 1644 Vanormelingen, P., Cottenie, K., Michels, E., Muylaert, K., Vyverman, W. I. M., & De Meester,  
1645 L. U. C., 2008. The relative importance of dispersal and local processes in structuring  
1646 phytoplankton communities in a set of highly interconnected ponds. *Freshwater Biology*, 53:  
1647 2170-2183.
- 1648 Violle, C., Navas, M. L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., & Garnier, E., 2007.  
1649 Let the concept of trait be functional!. *Oikos*, 116: 882-892.
- 1650 Vollenweider, R.A., 1974. *A Manual on Methods for Measuring Primary Production in Aquatic*  
1651 *Environments*. Blackwell Scientific Publications, London.
- 1652 Wehr, J. D., & Sheath, R.G., 2013. *Freshwater Algae of North American: ecology and*  
1653 *classification*. Academic press, v: 1.
- 1654 Weiher, E., Freund, D., Bunton, T., Stefanski, A., Lee, T., & Bentivenga, S., 2011. Advances,  
1655 challenges, and a developing synthesis of ecological community assembly theory. *Philosophical*  
1656 *Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366: 2403-2413.
- 1657 Wetzel, C.E., Ector, L., Hoffmann, L., Bicudo, D.C., 2010. Colonial planktonic Eunotia  
1658 (Bacillariophyceae) from Brazilian Amazon: Taxonomy and biogeographical considerations on  
1659 the *E. asterionelloides* species complex. *Nova Hedwigia*. 91, 49–86.
- 1660 Wetzel, R.G., 1983(Ed.). *Periphyton of freshwater ecosystems*. The Hague. Dr. W.  
1661 Junk., 1983. p.339-346. *Developments in Hydrobiology*, 17., 346p.
- 1662 Wilson, D. S., 1992. Complex interactions in metacommunities, with implications for biodiversity  
1663 and higher levels of selection. *Ecology*, 73: 1984-2000.
- 1664 Winemiller, K. O., Fitzgerald, D. B., Bower, L. M., & Pianka, E. R., 2015. Functional traits,  
1665 convergent evolution, and periodic tables of niches. *Ecology letters*, 18: 737-751.