

UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO
DA NATUREZA

Nathália da Silva Resende

**Diversidade funcional do fitoplâncton em reservatórios em cascata e funções
ecossistêmicas associadas**

Juiz de Fora

2021

Nathália da Silva Resende

**Diversidade funcional do fitoplâncton em reservatórios em cascata e funções
ecossistêmicas associadas**

Dissertação apresentada ao Instituto de Ciências Biológicas, da Universidade Federal de Juiz de Fora, como parte dos requisitos para obtenção do Título de mestre em Biodiversidade e Conservação da Natureza.

Orientador: Dra. Simone Jaqueline Cardoso

Juiz de Fora

2021

Ficha catalográfica elaborada através do programa de geração automática da Biblioteca Universitária da UFJF, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Resende, Nathália da Silva.

Diversidade funcional do fitoplâncton em reservatórios em cascata e funções ecossistêmicas associadas / Nathália da Silva Resende. -- 2021.

59 p.

Orientadora: Simone Jaqueline Cardoso

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza, 2021.

1. fitoplâncton. 2. zooplâncton. 3. traços funcionais. 4. pequenas centrais hidrelétricas. I. Jaqueline Cardoso, Simone, orient. II. Título.

**“Diversidade funcional do fitoplâncton em reservatórios em cascata e funções
ecossistêmicas associadas”**

Nathália da Silva Resende

Orientadora: Profa. Dra. Simone Jaqueline Cardoso

Dissertação apresentada ao Instituto de Ciências Biológicas, da Universidade Federal de Juiz de Fora, como parte dos requisitos para obtenção do Título de mestre em Biodiversidade e Conservação da Natureza.

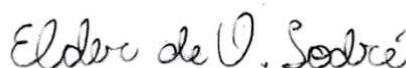
Aprovado em 18 de fevereiro de 2021.



Profa. Dra. Simone Jaqueline Cardoso
Universidade Federal de Juiz de Fora – UFJF



Prof. Dr. Fabrício Alvim Carvalho
Universidade Federal de Juiz de Fora – UFJF



Prof. Dr. Elder de Oliveira Sodré
Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer primeiramente à Deus, que me capacitou, me amparou e me deu forças em todos os momentos dessa jornada.

Agradeço à minha querida orientadora Simone, que mais uma vez me acompanhou e guiou na jornada científica. Palavras não descrevem a gratidão que eu sinto por ter oportunidade de trabalhar e conviver com você.

Aos professores Nathan, Raquel, André e Fábio, que me ensinaram muito sobre ecologia, limnologia e principalmente sobre a vida. Ao Gladson, pelos valorosos ensinamentos, por todo auxílio e colaboração dentro do laboratório.

Aos amigos do Laboratório de Ecologia Aquática - LEA, em especial Ioio, Gabi, Zé, Jeh, Ingrid e Vitor por fazerem meus dias mais felizes dentro do laboratório.

Aos amigos do Laboratório do Plâncton, em especial Aninha, Thai, Bia, Gabi, Lucas e Emília que sempre tinham uma boa desculpa para fazer um café no meio das nossas rotinas super corridas de trabalho.

Agradeço também pela companhia dessas pessoas incríveis: Kássia, Sheila, Sue, Rafa, Larissa e Matheus, que são meu porto seguro. Obrigada por existirem! Aos amigos da vida, em especial Laura, Bernardo e Lívia, que mesmo longe sempre estiveram de alguma forma perto de mim há muitos e muitos anos.

Aos meus pais Luis Carlos e Jousana, por serem responsáveis por grande parte de tudo que conquistei até hoje. Foram inúmeros sacrifícios para chegar até aqui, sempre regados de muito amor, carinho e incentivo. Obrigado por serem meu alicerce, por sempre me ensinarem que o bonito da vida está nas pequenas coisas, nas pequenas conquistas e na simplicidade da vida. A vocês a minha mais sincera gratidão! Agradeço também ao meu irmão Rodrigo que sempre esteve do meu lado, dividindo alegrias e angústias e aos meus avós por sonharem esse sonho junto comigo. Sem vocês, não seria possível.

Ao Programa de Pós Graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza da UFJF, em especial, as meninas da secretaria: Rosi, Priscila, Marlú e Dayane. Vocês são maravilhosas e fazem um trabalho excepcional!

Por fim, agradeço ao CNPq que financiou a execução desse trabalho e a Brasil PCH que proporcionou a coleta dos dados.

Encerro essa etapa com o coração cheio de gratidão por todos os desafios, dificuldades, alegrias e tristezas. Por todas as pessoas que passaram pelo meu caminho e que, de alguma forma, deixaram um aprendizado ou um pedacinho de si comigo.

“Tenho a impressão de ter sido uma criança brincando à beira-mar, divertindo-me em descobrir uma pedrinha mais lisa ou uma concha mais bonita que as outras, enquanto o imenso oceano da verdade continua misterioso diante de meus olhos”. (Isaac Newton)

RESUMO

Compreender os padrões de distribuição de espécies no ambiente e qual o papel que elas desempenham no ecossistema constitui um dos grandes desafios da ecologia. As comunidades planctônicas podem ser utilizadas como indicadores biológicos no monitoramento de ambientes aquáticos, uma vez que sinalizam mudanças nos ecossistemas através de alterações em sua estrutura, composição e metabolismo. A abordagem funcional, baseada no uso de traços funcionais das espécies como descritores, sinaliza de forma mais abrangente alterações nas funções ecossistêmicas, como produção primária e transferência de energia para demais níveis tróficos. Assim, o objetivo desse estudo foi explorar como as mudanças na composição taxonômica da comunidade fitoplanctônica se refletem em mudanças nos traços funcionais das comunidades em reservatórios em cascata. A principal hipótese era de que a diversidade taxonômica e funcional da comunidade fitoplanctônica seria diferente entre os três reservatórios, sendo a variação espacial mais explicativa que a variação temporal para as mudanças na estrutura e composição do fitoplâncton. O estudo foi realizado ao longo de 6 anos (2013-2018) em três reservatórios em cascata ao longo do Rio Paraíba, bacia do Rio Paraíba do Sul. Não houve uma separação na distribuição dos pontos por reservatórios em termos de variáveis ambientais, de forma que esses se mantiveram sobrepostos durante todo o período amostrado. No entanto, foi observado variação sazonal ao longo dos 6 anos estudados. Os dois reservatórios mais à montante apresentaram características muito semelhantes em termos de composição taxonômica do fitoplâncton e zooplâncton. O último reservatório da cascata, no entanto, apresentou maior diversidade para ambos os grupos. O traço arranjo unicelular foi aquele com maior contribuição em todos os reservatórios. No entanto, presença de estrutura de sílica e mixotrofia tiveram uma considerável representatividade. A riqueza funcional também variou entre os reservatórios. Da mesma forma, a relação entre o índice de Shannon e o CWM se mostrou positiva para os reservatórios à montante, indicando uma tendência entre o aumento da diversidade e o CWM. Por outro lado, não foi possível observar uma tendência no reservatório à jusante. Os resultados mostraram que mudanças na estrutura da comunidade fitoplanctônica alteraram a contribuição dos traços funcionais desta comunidade nos ecossistemas, com potenciais impactos para os níveis tróficos superiores (zooplâncton) e funções ecossistêmicas associadas. Ainda, houve mudanças na estrutura e composição da comunidade zooplanctônica, indicando que a qualidade do recurso alimentar pode ser um fator direcionante para essa comunidade.

Por fim, características espaciais dos sistemas, como sua posição no sistema em cascata foi um fator determinante para estrutura da comunidade fitoplanctônica.

Palavras-chave: fitoplâncton; zooplâncton; traços funcionais; pequenas centrais hidrelétricas; incorporação de carbono; produção primária;

ABSTRACT

Understanding the patterns of species distribution in the environment and what role it play in the ecosystem is one of the great challenges of ecology. Planktonic communities can be used as biological indicators in the monitoring of aquatic environments, since they signal changes in ecosystems through changes in their structure, composition and metabolism. The functional approach, based on the use of functional traits of the species as descriptors, signals in a more comprehensive changes in ecosystem functions, such as primary production and energy transfer to other trophic levels. Thus, the aim of this study was to explore how changes in the taxonomic composition of the phytoplankton community are reflected in changes in the functional traits of communities in cascading reservoirs. The main hypothesis was that the taxonomic and functional diversity of the phytoplankton community would be different between the three reservoirs and the spatial variation being more explanatory than the temporal variation for changes in the structure and composition of the phytoplankton. The study was carried out over 6 years (2013-2018) in three cascading reservoirs along the Paraíba River, Paraíba do Sul river basin. There was no separation in the distribution of points by reservoirs in terms of environmental variables, so that these remained overlapping throughout the sampled period. However, seasonal variation was observed over the 6 years studied. The two most upstream reservoirs showed very similar characteristics in terms of taxonomic composition of phytoplankton and zooplankton. The last reservoir in the cascade, however, showed greater diversity for both groups. The trait 'single-cell arrangement' was the one with the greatest contribution in all reservoirs. Nevertheless, the presence of silica structure and mixotrophy had a considerable contribution. Functional richness also varied between reservoirs. Likewise, the relationship between the Shannon index and the CWM proved to be positive for the upstream reservoirs, indicating a trend between increasing diversity and the CWM. On the other hand, it was not possible to observe a trend in the reservoir downstream. The results showed that changes in the structure of the phytoplankton community altered the contribution of the functional traits of this community in ecosystems, with potential impacts on the upper trophic levels (zooplankton) and associated ecosystem functions. Still, there were changes in the structure and composition of the zooplankton community, indicating that the quality of the food resource can be a guiding factor for this community. Finally, spatial characteristics of the systems, such as their position in the cascade system, were a determining factor for the structure of the phytoplankton community.

Keywords: phytoplankton; zooplankton; functional traits; small hydroelectric plants; carbon incorporation; primary production

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1	– Mapa da localização dos reservatórios Monte Serrat, Bonfante e Santa Fé....	18
Figura 2	– Análise de componentes principais (PCA) dos reservatórios de Monte Serrat (MS), Bonfante (BF) e Santa Fé (SF).....	25
Figura 3	– Densidade proporcional (%) dos principais grupos zooplancônicos (Rotifera, Cladocera e Copepoda) nos reservatórios (a) Monte Serrat; (b) Bonfante e (c) Santa Fé.....	26
Figura 4	– Densidade proporcional (%) dos principais grupos fitoplanctônicos (Xanthophyceae, Oedogoniophyceae, Chrysophyceae, Dinophyceae, Zygnemaphyceae, Cryptophyceae, Euglenophyceae, Chlorophyceae, Cyanobacteria e Bacillariophyceae) nos reservatórios (a) Monte Serrat; (b) Bonfante e (c) Santa Fé.....	27
Figura 5	– Riqueza de espécies e Riqueza funcional (FRiq) nos reservatórios Monte Serrat (MS), Bonfante (BF) e Santa Fé (SF).....	28
Figura 6	– Índice de Shannon e CWM total referente aos reservatórios Monte Serrat (MS), Bonfante (BF) e Santa Fé (SF).....	28
Figura 7	– CWM total por reservatório.....	29
Figura 8	– CWM por períodos.....	30
Figura 9	– Relação entre riqueza de espécies e riqueza funcional e relação entre índice de Shannon e CWM.....	31

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	– Pontos amostrais distribuídos entre montante, reservatório e jusante dos reservatórios Monte Serrat (MS), Bonfante (BF) e Santa Fé (SF).....	18
Tabela 2	– Resultado da análise de Procrustes.....	32

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	13
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	18
2.1 ÁREA DE ESTUDO.....	18
2.2 AMOSTRAGEM.....	19
2.3 ANÁLISE DE DADOS.....	21
3. RESULTADOS.....	24
3.1 CARACTERIZAÇÃO DAS CONDIÇÕES FÍSICAS E QUÍMICAS DOS SISTEMAS.....	24
3.2 COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA.....	25
3.3 COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA.....	26
3.4 DIVERSIDADE FUNCIONAL FITOPLANCTÔNICA.....	29
3.5 RELAÇÃO TAXONÔMICA E FUNCIONAL ENTRE COMUNIDADES DE FITOPLÂNCTON E ZOOPLÂNCTON.....	31
4. DISCUSSÃO.....	33
4.1 COMPOSIÇÃO TAXONÔMICA E TRAÇOS FUNCIONAIS.....	33
4.2 RIQUEZA DE ESPÉCIES X RIQUEZA FUNCIONAL.....	35
4.3 DIVERSIDADE DE ESPÉCIES X DIVERSIDADE FUNCIONAL.....	36
4.4 RELAÇÃO ENTRE FITOPLÂNCTON E ZOOPLÂNCTON.....	36
4.5 TRAÇOS FUNCIONAIS E FUNÇÕES ECOSSISTÊMICAS.....	37
4.6 INFLUÊNCIAS DAS DINÂMICAS DOS RESERVATÓRIOS NOS TRAÇOS FUNCIONAIS.....	39
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	41
REFERÊNCIAS	43
APÊNDICE A – Variáveis ambientais do reservatório Monte Serrat (MS).....	54
APÊNDICE B – Variáveis ambientais do reservatório Bonfante (BF).....	55
APÊNDICE C – Variáveis ambientais do reservatório Santa Fé (SF).....	56

APÊNDICE D – Análise de componentes principais (PCA) (a) dos reservatórios de Monte Serrat (MS), Bonfante (BF) e Santa Fé (SF) agrupados pelos meses de campanha considerando os anos de 2013-2018.....	57
---	----

1. INTRODUÇÃO

As comunidades planctônicas têm sido amplamente utilizadas como indicadores biológicos no monitoramento de ambientes aquáticos, uma vez que sinalizam mudanças nos ecossistemas através de alterações em sua estrutura, composição e metabolismo (PADISÁK *et al.*, 2006, CROSSETTI, & BICUDO, 2008; ZANNATUL & MUKTADIR, 2009, JEPPESEN *et al.*, 2011). Tradicionalmente, os sinais de alterações têm sido investigados através da dinâmica das comunidades em nível taxonômico (riqueza de espécies e abundância). No entanto, formas alternativas de se medir essas respostas, como aquelas ligadas aos aspectos funcionais das comunidades, tornam-se cada vez mais utilizadas uma vez que essa abordagem, baseada no uso de traços funcionais das espécies como descritores, sinaliza de forma mais abrangente alterações nas funções ecossistêmicas (TILMAN, 2001; PETCHEY & GASTON, 2006; VIOLLE *et al.*, 2007; CARDINALE *et al.*, 2012; HÉBERT *et al.*, 2017).

O uso de traços funcionais como uma ferramenta para acessar a diversidade teve sua origem em ambientes terrestres e se encontra amplamente difundida nas comunidades vegetais (GRIME *et al.*, 1988; TILMAN, 1997; DÍAZ & CABIDO, 1997; DÍAZ *et al.*, 1998; YANG *et al.*, 2015; HALL *et al.*, 2020). No entanto, em ambientes aquáticos a abordagem funcional para o plâncton ainda está avançando, principalmente em decorrência da sua alta complexidade (HÉBERT *et al.*, 2017). De modo específico, a abordagem funcional para o fitoplâncton é mais antiga e bem estabelecida, tendo seu início com o trabalho de REYNOLDS (1980). Embora um grande avanço tenha sido feito na classificação de espécies em grupos funcionais (REYNOLDS, 2002; PADISÁK *et al.*, 2009; SALMASO & PADISÁK, 2015; KRUK *et al.*, 2017; KRUK *et al.*, 2020; KRUK *et al.*, 2021), o estudo da dinâmica de traços funcionais individuais em comunidades e sua relação com variáveis abióticas, bem como com aptidão e sobrevivência (e.g.: máxima taxa de crescimento) ainda está avançando na ecologia aquática (WEITHOFF, 2003; LITCHMAN & KLAUSMEIER, 2008; LITCHMAN, 2015; WENTZKY *et al.*, 2020). Ainda, estudos sobre a dinâmica sazonal de características do fitoplâncton são raros, especialmente para características fisiológicas que requerem medições laboratoriais detalhadas (WENTZKY *et al.*, 2020).

A diversidade funcional é definida como o valor (abundância) e a variação (composição) das espécies e de suas características, que influenciam o funcionamento das comunidades (TILMAN, 2001; CIANCIARUSO *et al.*, 2009). Segundo VIOLLE *et al.* (2007) e HÉBERT *et al.* (2017), os traços funcionais são medidas de características comportamentais, moleculares, morfológicas, fenológicas ou fisiológicas, todas medidas

essencialmente no nível de organismo e populações. Esses traços refletem desempenho individual, mas também podem fornecer informações sobre dinâmica populacional, mecanismos de resposta da comunidade às mudanças de condições ambientais e interações tróficas, indicando propriedades fundamentais dos ecossistemas, como a produção primária e transferência de energia para os demais níveis tróficos, por exemplo (TILMAN, 2001; VIOLLE *et al.*, 2007; EDWARDS *et al.*, 2013; HÉBERT *et al.*, 2017).

A produção primária em ecossistemas aquáticos é majoritariamente realizada por macrófitas, algas perifíticas e algas planctônicas, sendo essa última responsável por grande parte da produção primária em reservatórios (KIMMEL & GROEGER, 2009). A contribuição desses organismos, entretanto, se modifica de acordo com diversos fatores ambientais como temperatura, disponibilidade de luz e nutrientes (THORNTON *et al.*, 1990; KIMMEL & GROEGER, 2009). Como consequência, as flutuações na comunidade fitoplanctônica refletem mudanças no balanço líquido de incorporação de biomassa (crescimento) e perdas (respiração, afundamento, pastejo e outras fontes de mortalidade), alterando a transferência de carbono na teia trófica presente no sistema, regulação promovida pelo efeito ascendente (do inglês, *bottom-up*), bem como os processos biogeoquímicos (CARPENTER *et al.*, 1986; BRETT *et al.*, 2009; KIMMEL & GROEGER, 2009; ALMEIDA *et al.*, 2016).

Reservatórios são ecossistemas aquáticos artificiais que têm se tornado cada vez mais frequentes na paisagem devido a seus usos múltiplos como abastecimento, irrigação, produção pesqueira e produção de energia elétrica (WCD, 2000; LEHNER *et al.*, 2011). Dentre aqueles destinados à produção de energia elétrica, estão as Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCH), que são consideradas usinas hidrelétricas de tamanho e potência relativamente reduzidos. Esses empreendimentos têm entre 5 e 30 megawatts (MW) de potência e menos de 13 km² de área de reservatório (ANEEL, 2020). PCH's têm surgido como uma alternativa a grandes empreendimentos, uma vez que elas causam menor impacto ambiental ao interferirem menos na dinâmica das bacias de drenagem (COUTO & OLDEN, 2018). Por aproveitarem o curso natural do rio para geração de energia, PCH's que utilizam o modelo fio d'água tem sido preferidas em relação a outros modelos (EGRÉ & MILEWSKI, 2002; CSIKI & RHOADS 2010). Construções a fio d'água utilizam açudes e reservatórios pequenos para bloquear o canal do rio, teoricamente mantendo condições de fluxo de água mais naturais, o que confere menor impacto ambiental (EGRÉ & MILEWSKI, 2002; CSIKI & RHOADS 2010, ALMEIDA *et al.*, 2019). Atualmente também é comum que rios apresentem múltiplos reservatórios em sequência ao longo do seu curso, sendo esse complexo de reservatórios

chamado de cascata. Esta estratégia é utilizada a fim de se aproveitar e potencializar a produção hidrelétrica na região (DOS SANTOS *et al.*, 2018).

O efeito cascata de reservatórios propicia a criação de diferentes zonas ao longo do eixo longitudinal do rio represado. Estas zonas são formadas de acordo com o tempo de residência da água em cada sistema, resultando em uma heterogeneidade espacial com características ambientais específicas (FERRAZERE *et al.*, 2014). O ‘Conceito de Reservatório Contínuo em Cascata - CRCC (do inglês *Cascading Reservoir Continuum Concept*) prevê a criação de gradientes, de modo que a concentração de nutrientes, matéria em suspensão e outras substâncias diminuam no sentido do primeiro para o último reservatório da cascata, ou seja, promovendo um potencial efeito diluidor (BARBOSA *et al.*, 1999). Diversos estudos mostram que os reservatórios em cascata estão diretamente relacionados com a estrutura e composição das comunidades aquáticas ali presentes (BARBOSA *et al.*, 1999; CALLISTO *et al.*, 2005; FERRAZERE *et al.*, 2014; DOS SANTOS *et al.*, 2018). No entanto, a maioria dos estudos de dinâmica ecossistêmica em reservatórios considera apenas as características individuais dos sistemas, desconsiderando o efeito que a cascata como um todo possa gerar para o funcionamento das comunidades aquáticas (BARBOSA *et al.*, 1999; CALLISTO *et al.*, 2005; SANTOS *et al.*, 2018).

Alterações na estrutura e dinâmica de comunidades biológicas em reservatórios podem também estar diretamente relacionadas ao posicionamento da barragem ao longo do corpo hídrico, uma vez que o trecho represado pode determinar a disponibilidade de recursos (*e.g.* nutrientes) ao longo do eixo principal do sistema (STRASKRABA & TUNDISI, 1999; FERRAREZE *et al.*, 2014). Além disso, os reservatórios variam localmente nas condições hidrológicas, como armazenamento e vazão, que altera o fluxo de entrada, o fluxo de saída, o nível e o tempo de residência da água. Por consequência, características limnológicas do sistema como turbidez, concentrações de oxigênio dissolvido, sólidos totais, suspensos e dissolvidos são diretamente afetadas (NOGUEIRA *et al.*, 2012; FERRAREZE *et al.*, 2014; SMITH *et al.*, 2014). Quanto maior a vazão de um reservatório, normalmente maior é a turbidez da água. Em grandes concentrações, a turbidez e sólidos suspensos podem desencadear baixa transparência da água e menor disponibilidade de luz na coluna d’água, recurso indispensável e limitante para realização da produção primária algal (HARRISON *et al.*, 1990). A dinâmica hidrológica de reservatórios também pode acarretar no escoamento (do inglês, *washout*) da comunidade fitoplanctônica, bem como seus potenciais consumidores (*i.g.* zooplâncton), desencadeando mudanças no balanço de nutrientes (RANGEL *et al.*, 2012). A

disponibilidade de nutrientes é considerada um dos principais fatores limitantes para os organismos aquáticos (HECKY & KILHAM, 1988).

Em sistemas de água doce, usualmente o fósforo é considerado o nutriente limitante (FISHER *et al.*, 1995; SCHINDLER *et al.*, 2008). Alguns autores, no entanto, afirmam que em ecossistemas tropicais, o nitrogênio pode ser limitante devido às altas taxas de desnitrificação sob elevadas temperaturas e maior contribuição do fósforo decorrente do intemperismo químico das rochas (DOWNING *et al.*, 1999; LEWIS, 2000). Ainda, outros autores afirmam que tanto o nitrogênio quanto o fósforo podem ser limitantes para o fitoplâncton e que essa condição varia de acordo com a localização e características ao entorno do corpo hídrico (HUSZAR *et al.*, 2006; KOSTEN *et al.*, 2009; RANGEL *et al.*, 2012). É conhecido que o uso e ocupação do solo está diretamente relacionado à qualidade da água e rios e reservatórios que estão sob influência de cidades com alta densidade populacional e baixa condição socioeconômica sofrem com a maior degradação e erosão das suas margens, aumentando a quantidade de nutrientes no sistema (matéria alóctone) (PACHECO *et al.*, 2017).

Muitos estudos à fim de compreender os fatores que estão regulando a dinâmica da comunidade fitoplanctônica já foram realizados. No entanto, essas respostas são extremamente variáveis de acordo com o ambiente, interações biológicas e interferências humanas. Além disso, entender como essa comunidade pode interferir nos processos ecológicos ainda é um desafio.

Sendo assim, o objetivo geral desse estudo foi explorar como as mudanças na composição taxonômica da comunidade fitoplanctônica se refletem em mudanças nos traços funcionais das comunidades em reservatórios em cascata. A principal hipótese era de que a diversidade taxonômica e funcional da comunidade fitoplanctônica seria diferente entre os três reservatórios, sendo a variação espacial mais explicativa que a variação temporal para as mudanças na estrutura e composição do fitoplâncton.

Como objetivos específicos, buscou-se:

1. Identificar os principais traços funcionais das comunidades fitoplanctônicas presentes em três reservatórios em cascata;
2. Avaliar a mudança dos traços nas dimensões espaciais (três reservatórios em cascata) e temporais (ao longo de 6 anos);
3. Relacionar os traços funcionais da comunidade fitoplanctônica às variáveis limnológicas dos reservatórios estudados (*i.e.* vazão, turbidez, sílica, fósforo, nitrogênio, sólidos suspensos e dissolvidos).

4. Relacionar os traços funcionais mais expressivos da comunidade fitoplanctônica com potenciais funções ecossistêmicas de produção primária e transferência de energia para os demais níveis tróficos.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado em três pequenas centrais hidrelétricas (PCH's) em cascata, inseridas em um trecho do Rio Paraibuna (Figura 1). A região possui um relevo com altitude média de 380 metros, clima tropical (Aw) e tropical de altitude (Cwa) de acordo com a classificação de Köppen-Geiger, com temperatura média anual de 21.8° C e precipitação média anual de 1544 mm, sendo caracterizada por meses secos (abril a setembro) e chuvosos (outubro a março). O rio Paraibuna pertence a bacia do rio Paraíba do Sul, localizada na região sudeste do Brasil. Com uma área de drenagem de 57 000 km², a bacia possui grande importância econômica por abranger uma das áreas industriais mais desenvolvidas do país, que correspondente a cerca de 10% do PIB nacional, além de abastecer cerca de 15 milhões de pessoas, 87% das quais residem em áreas metropolitanas (MARENGO & ALVES, 2005).

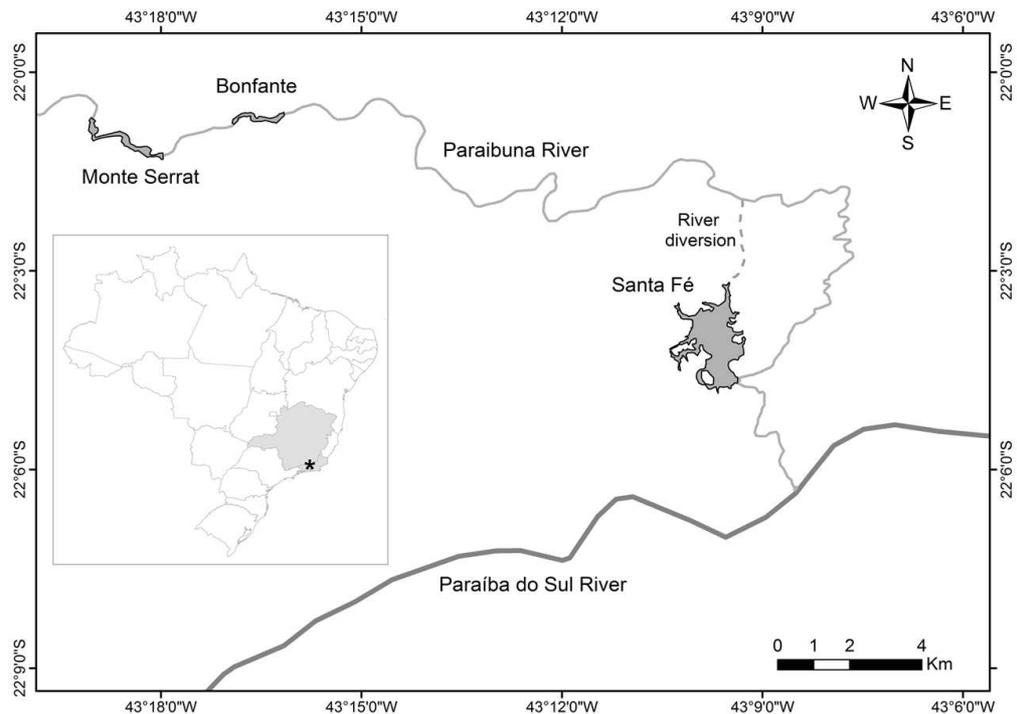


Figura 1: Mapa da localização dos reservatórios Monte Serrat, Bonfante e Santa Fé.

Os reservatórios de Monte Serrat (MS) e Bonfante (BF) localizam-se em sequência, nos municípios de Comendador Levy Gasparian - RJ (-22.028889, -43.205) e Simão Pereira - MG (-21.963889, -43.311944), com uma área de 1.38E+05 m² e 2.10E+05 m², respectivamente. Esses dois reservatórios são do tipo fio d'água, possuem uma área de

alagamento pequena e aproveitam o curso natural do rio para geração de energia. Na região do município de Três Rios - RJ (-22.116944, -43.208889), o rio Paraibuna é desviado para alimentar o reservatório de Santa Fé (SF), último da cascata. Este possui uma área de inundação maior que os demais ($2.05E+06$ m²), podendo ser considerado um reservatório de acumulação. MS e BF apresentam uma dinâmica temporal muito semelhante. No entanto, SF possui uma dinâmica temporal própria, com estratificações térmicas ao longo do ano. Esse fenômeno desencadeia processos físicos e químicos variados que conferem características próprias do reservatório.

2.2 AMOSTRAGEM

As coletas deste estudo fazem parte do Programa de Monitoramento Limnológico das PCH's do Complexo Paraibuna, financiado pela empresa Brasil PCH e foram realizadas trimestralmente entre os anos de 2013 - 2018, totalizando 24 campanhas distribuídas em 11 pontos amostrais entre montante, reservatório e jusante (Tabela 1). É importante salientar que o ponto de jusante do reservatório de MS é o ponto de montante do reservatório de BF.

Tabela 1: Pontos amostrais distribuídos entre montante, reservatório e jusante dos reservatórios Monte Serrat (MS), Bonfante (BF) e Santa Fé (SF).

	Monte Serrat	Bonfante	Santa Fé
Montante	MBS-03	MBS-05*	MBS-10 e MBS-11
Reservatório	MBS-04	MBS-06	MBS-12 e MBS-13
Jusante	MBS-05*	MBS-07	MBS-14 e MBS-15

*O ponto MBS-05 faz parte da análise das duas PCH's, Monte Serrat e Bonfante

As variáveis abióticas foram coletadas para caracterização dos reservatórios no tempo e no espaço. Em campo, foram mensurados os valores de temperatura da água (T), condutividade (cond), pH, turbidez (turb), oxigênio dissolvido (OD) e alcalinidade (alc) com o auxílio de uma sonda multiparâmetros (YSI 556). Alíquotas de água foram coletadas nos respectivos pontos para posterior análise e determinação das concentrações de sólidos totais (ST), dissolvidos (STD) e suspensos (SS) (APHA, 2012). As análises de nutrientes, como silicatos (SiO₃), fósforo total (PT), ortofosfato (PO₄³⁻), nitrito (NO₂⁻), nitrato (NO₃⁻) e nitrogênio amoniacal (NH₄) foram realizadas segundo a metodologia proposta por APHA (2012). A razão molar nitrogênio: fósforo (N:P) da água foi calculada com a razão da soma

das concentrações molares (mmol. L^{-1}) das formas nitrogenadas pelas concentrações de fósforo total. Os dados de vazão foram disponibilizados pela empresa Brasil PCH.

Para a análise da comunidade zooplanctônica as amostras foram obtidas a partir da filtração de 100 litros de água com o auxílio de um balde. Os organismos foram filtrados em uma rede de plâncton ($68 \mu\text{m}$). O material filtrado foi fixado em solução de formalina a 4%. A composição zooplanctônica foi avaliada em microscópio óptico. A riqueza de espécies foi dada pelo número de espécies presentes em cada amostra. As densidades das espécies foram estimadas (em indivíduos por litro) por contagem de alíquotas de 1 mL em câmaras de Sedgwick-Rafter (MCALICE, 1971) em microscópio de luz simples (Olympus BX40). O zooplâncton foi classificado em: Rotifera, Cladocera, copépodes adultos (Copepoda) e copépodes imaturos (náuplios e copepoditos). As análises dos parâmetros físicos, químicos e da comunidade zooplanctônica foram realizadas no Laboratório de Ecologia Aquática (UFJF).

Amostras qualitativas da comunidade fitoplanctônica foram coletadas com auxílio de uma rede de plâncton ($25 \mu\text{m}$) e preservadas com solução de Transeau. Amostras quantitativas foram coletadas com arraste vertical em subsuperfície (~ 30 cm de profundidade) e posteriormente acondicionadas e preservadas com solução de Lugol acético. Em laboratório, as análises das amostras foram realizadas seguindo o método de campos aleatórios para enumeração das células e indivíduos (UHELINGER, 1958), utilizando a técnica de sedimentação de Utermöhl em microscópio de luz invertido (Olympus IX71) (UTERMÖHL, 1958). A comunidade fitoplanctônica foi identificada até nível de espécie e as unidades (células, colônias e filamentos) foram enumeradas considerando 100 indivíduos das espécies (LUND *et al.*, 1958). A identificação foi realizada de acordo com HOEK *et al.* (1995), ROUND *et al.* (1990), KOMÁREK & ANAGNOSTIDIS (1999, 2005) e BICUDO & MENEZES (2006), considerando os grandes grupos: Bacillariophyceae, Cyanobacteria, Chlorophyceae, Euglenophyceae, Cryptophyceae, Zygnemaphyceae, Dinophyceae, Chrysophyceae, Raphidophyceae e Xanthophyceae. A riqueza foi estimada a partir do número de espécies encontrados por amostra (riqueza observada) e a densidade foi calculada pela quantidade de indivíduos presentes em 1 mL de água (ind. mL^{-1}). As análises da comunidade fitoplanctônica foram realizadas no Laboratório de Ficologia do Museu Nacional (UFRJ) e no Laboratório de Ecologia Aquática (UFJF).

Após a contagem e identificação, as espécies da comunidade fitoplanctônica foram classificadas de acordo com suas características funcionais (WEITHOFF & BEISNER, 2019). Apenas traços qualitativos (presença/ausência) foram considerados, sendo separados em três grupos: (i) Morfológicos: mucilagem e forma biológica (unicelular / colonial / cenóbio /

filamento / cadeias); (ii) Fisiológicos: sílica, heterocistos, mixotrofia e toxina; (iii) Comportamental: flagelos e aerótopos. Esses traços foram selecionados por estarem relacionados com estratégias de sobrevivência e eficiência energética, funções ecossistêmicas de interesse para esse estudo.

2.3 ANÁLISE DE DADOS

A análise de dados foi realizada em dois módulos, a fim de explorar a variação espacial e temporal. O primeiro módulo foi a análise total dos dados (TOTAL), considerando todos os reservatórios ao longo do tempo (2013-2018). O segundo módulo foi considerando a média entre montante, reservatório e jusante de cada empreendimento (RESERVATÓRIO) ao longo do tempo (2013-2018). Para esse segundo módulo, análises de variância previamente realizadas mostraram que não houve diferenças significativas entre os pontos de montante, reservatório e jusante, de modo que a média foi assumida como uma métrica representativa do reservatório.

Os dados de contagem fitoplanctônica passaram por um processo de limpeza e espécies que tiveram baixa frequência (< 5 vezes ao longo do período amostrado) e baixas densidades ($< 1\%$ da contribuição total) foram removidas da base de dados. Para cada um dos módulos, listas diferentes de espécies foram utilizadas, de acordo com os critérios de limpeza (frequência e abundância).

Para verificar a autocorrelação das variáveis ambientais, o fator de inflação de variância (VIF) das variáveis foi calculado. Após remoção das variáveis fortemente correlacionadas, a variação total dos parâmetros físicos e químicos no tempo e no espaço foi calculada através de uma Análise de Componentes Principais (PCA). Os índices de diversidade de espécies – riqueza de espécies (táxons por amostra), índice de Shannon (H') e equabilidade de Pielou (J) – foram calculados para as comunidades fitoplanctônicas e zooplanctônicas.

Para avaliar a composição funcional fitoplanctônica de cada reservatório e por períodos, o valor do CWM (*Community Weighted Mean value*; PLA *et al.*, 2011) dos traços funcionais da comunidade foi calculado, como uma média dos valores dos traços, ponderada pela abundância relativa das espécies. A análise de CWM permite avaliar quais traços são mais frequentes na comunidade, levando em conta características da comunidade inteira, e não de espécies individuais. Desse modo é possível inferir informações sobre as funções dos organismos nos diferentes reservatórios.

Em termos de diversidade, tanto o índice de Shannon quanto o CWM, trazem suas respostas ponderadas pelas abundâncias. O primeiro, entretanto, combina as informações de riqueza de espécies e abundância das espécies (SHANNON, 1948; SPELLERBERG, & FEDOR, 2003) ao passo que o segundo combina a riqueza funcional com a abundância de espécies, fornecendo um valor médio da contribuição dos traços funcionais (PLA *et al.*, 2011). Esses índices são capazes de fornecer respostas acerca das comunidades.

Além disso, outros índices de diversidade funcional como riqueza funcional (FRic), equabilidade funcional (FEve), divergência funcional (FDiv), dispersão funcional (FDis) e entropia quadrática (RaoQ) foram calculados para a comunidade fitoplanctônica. A FRic estima o número (riqueza) de traços apresentado pela comunidade enquanto a FEve estima a distribuição dos traços na comunidade (uniformidade dos traços). A FDiv mostra quanto os táxons se diferenciam dentro das categorias de cada traço e a FDis mede a dispersão de espécies no espaço multidimensional de traços funcionais, como a distância média de espécies individuais ao centroide de todas as espécies. A RaoQ representa a distância média entre espécies ponderadas por suas abundâncias. Através de correlações de Pearson, a relação entre riqueza de espécies e riqueza funcional, bem como entre índice de Shannon e CWM, foi verificada, com a finalidade de comparar as respostas obtidas por meio das medidas de diversidade taxonômica e funcional.

A verificação da correlação entre matrizes ambientais, de comunidade fitoplanctônica (grandes grupos e traços funcionais) e de comunidade zooplanctônica (grandes grupos) foi realizada através da análise de Procrustes (GOWER, 1971), a fim de avaliar o grau de concordância entre esses conjuntos de dados. O grau de concordância entre os resultados da ordenação foi realizado par-a-par, ou seja, entre duas matrizes, onde a soma dos quadrados de Procrustes e o erro quadrático médio da raiz de Procrustes foram levados em conta. A significância das análises de Procrustes foi verificada com o teste de randomização PROTEST (9999 permutações; JACKSON, 1995). Essa análise produz uma estatística em que 1 é a concordância perfeita e 0 a ausência completa de qualquer concordância - e um valor P associado (significativo quando $p < 0.05$). A análise de Procrustes é considerada análoga ao teste de Mantel em muitas ocasiões. No entanto, o Procrustes é mais recomendado quando as matrizes X e Y são igualmente aplicáveis como variáveis explicativas e de resposta, que é o caso das matrizes biológicas nesse estudo (PERES-NETO & JACKSON, 2001, GALLEGO *et al.*, 2012; LISBOA *et al.*, 2014).

As análises estatísticas desse trabalho foram realizadas no software R versão 4.0.3 (R Core Team 2015) utilizando os pacotes FD (LALIBERTÉ & LEGENDRE, 2010;

LALIBERTÉ & SHIPLEY, 2011), Car (FOX & WEISBERG, 2011), Vegan (OKSANEN *et al.*, 2007) e ade4 (DRAY *et al.*, 2020). Os gráficos foram criados no software R Studio versão 1.3.1073 utilizando os pacotes FactoMineR (LE & HUSSON, 2008), Factoextra (KASSAMBARA, & MUNDT, 2017), ggplot2 (WICKHAM, 2016), tidyr (WICKHAM & WICKHAM, 2017), dplyr (WICKHAM *et al.*, 2015), MASS (RIPLEY *et al.*, 2002), reshape2 (WICKHAM, 2012), cowplot (WILKE *et al.*, 2019) e no software Microsoft Excel (Microsoft Office Professional Plus 2019).

3. RESULTADOS

3.1 CARACTERIZAÇÃO DAS CONDIÇÕES FÍSICAS E QUÍMICAS DOS SISTEMAS

As variáveis abióticas apresentaram uma dinâmica semelhante ao longo do tempo (2013-2018) entre os 3 reservatórios (Apêndice A, B e C). Alguns picos de pH foram observados no último reservatório da cascata (SF) no período de seca (setembro) de 2013, 2014 e 2017. Os valores de turbidez permaneceram maiores em MS e BF, porém o padrão de variação foi o mesmo para os três reservatórios. O oxigênio dissolvido e ortofosfato apresentaram um padrão de oposição entre MS-BF e SF. Sólidos totais e em suspensão foram maiores em MS e BF. Em geral, os nutrientes (SiO_3 , PT, $\text{PO}_4^{3-}\text{NO}_2^-$, NO_3^- e NH_4) apresentaram concentrações menores em SF. A análise de componentes principais para os reservatórios correspondeu a 47,94% da variabilidade dos dados nos dois primeiros eixos (Figura 2). As variáveis turbidez, temperatura da água, e temperatura do ar estiveram e positivamente correlacionadas em ambos os eixos. No entanto, não houve uma separação na distribuição dos pontos por reservatórios, de forma que esses se mantiveram sobrepostos durante todo o período amostrado. Foi observado um agrupamento pelos meses de coleta (abril, junho, setembro e dezembro) para todos os anos (2013-2018), caracterizando uma tendência sazonal semelhante para todos os reservatórios (Apêndice D).

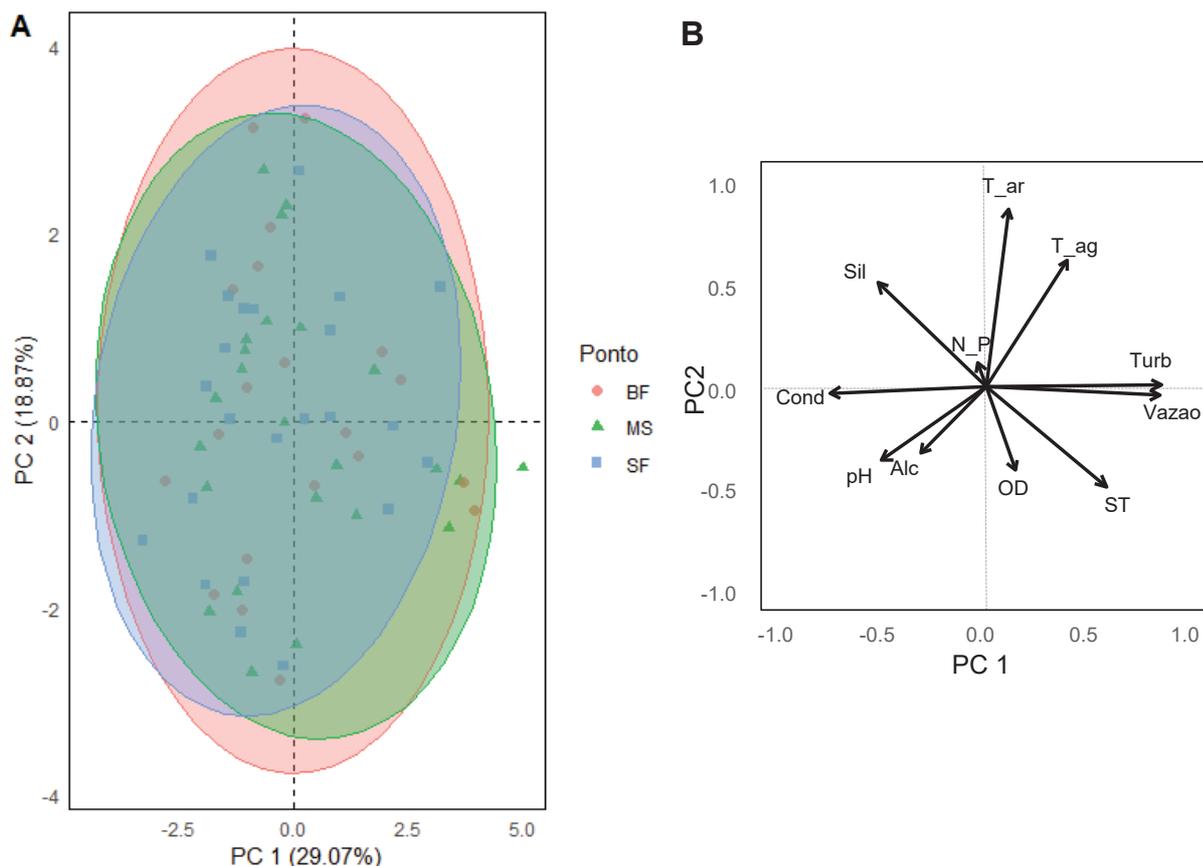


Figura 2: Análise de componentes principais (PCA) (a) dos reservatórios de Monte Serrat (MS - em verde), Bonfante (BF – em rosa) e Santa Fé (SF – em azul); (b) variáveis ambientais: Vazão; Turb: turbidez; ; T_ag: temperatura da água; T_ar: temperatura do ar; ; N_P: razão molar nitrogênio/ fósforo; Sil: sílica; Cond: condutividade; pH: potencial hidrogeniônico; Alc: alcalinidade; OD: oxigênio dissolvido; ST: sólidos totais. O eixo 1 correspondeu a 29.07% da variabilidade dos dados e o eixo 2 correspondeu a 18.87%.

3.2 COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA

A estrutura da comunidade zooplanctônica variou ao longo do período amostrado entre os reservatórios à montante (MS e BF) e o reservatório à jusante (SF) (Figura 3). Nos reservatórios à montante (MS e BF) o grupo dominante foi Rotífera (Figura 3A e 3B). A riqueza total em MS foi de 84 espécies, sendo 54 rotíferos, 19 cladóceros e 11 copépodos adultos. A densidade total encontrada durante o período amostrado foi de 32.13 ind.L⁻¹ (25.57 ind.L⁻¹ para rotíferos, 2.04 ind.L⁻¹ para cladóceros, 0.92 ind.L⁻¹ para copépodos adultos, 1.02 ind.L⁻¹ para copepoditos e 2.59 ind.L⁻¹ para náuplios). Em BF a riqueza total foi de 86 espécies, sendo 54 rotíferos, 23 cladóceros e 9 copépodos adultos. A densidade total foi de 31.83 ind.L⁻¹ (18.96 ind.L⁻¹ para rotíferos, 4.67 ind.L⁻¹ para cladóceros, 1.36 ind.L⁻¹ para copépodos adultos, 1.90 ind.L⁻¹ para copepoditos e 4.93 ind.L⁻¹ para náuplios). Já o

reservatório mais à jusante (SF) teve uma riqueza total de 120 espécies, sendo 77 rotíferos, 31 cladóceros e 12 copépodos. A densidade total foi de $1017.92 \text{ ind.L}^{-1}$, marcada pela dominância de copépodos imaturos ($154.95 \text{ ind.L}^{-1}$ para copepoditos e $309.91 \text{ ind.L}^{-1}$ para náuplios) e grande contribuição de rotíferos ($340.24 \text{ ind.L}^{-1}$) e cladóceros ($114.02 \text{ ind.L}^{-1}$) ao longo do período amostrado (Figura 3C). Apesar da diferença na composição, os três principais grupos (Rotifera, Cladocera e Copepoda) estiveram presente nos três reservatórios, ao longo de todo o período amostrado, com exceção de setembro de 2015, onde o grupo Rotifera foi dominante em SF ($149.52 \text{ ind.L}^{-1}$) (Figura 3C).

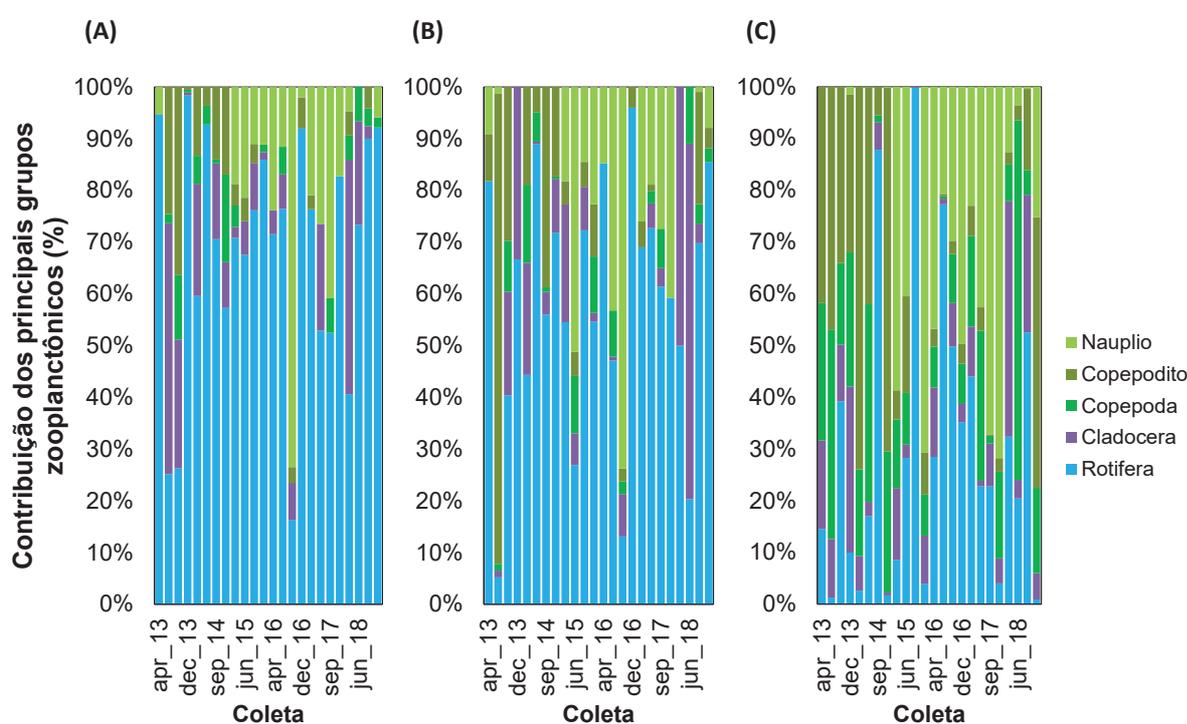


Figura 3: Densidade proporcional (%) dos principais grupos zooplancônicos - Rotifera, Cladocera, copépodos adultos (Copepoda) e copépodos imaturos (Copepodito e Náuplio) - nos reservatórios (a) Monte Serrat; (b) Bonfante e (c) Santa Fé.

3.3 COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA

A composição da comunidade fitoplanctônica também sofreu alterações ao longo do período observado (Figura 4). A mudança de estrutura na comunidade fitoplanctônica foi marcada por três períodos distintos: (a) dominância de diatomáceas (2013 - 2014); (b) alternância da dominância de diatomáceas para algas verdes e aumento significativo da densidade fitoplanctônica (2015 - 2017); (c) alternância de dominância de algas verdes para

diatomáceas e redução da densidade fitoplanctônica (2018) (Figura 4). A partir desses resultados, esta divisão por períodos foi adotada para a interpretação dos dados a seguir e serão denominados: Período A (2013 - 2014), Período B (2015 - 2017) e Período C (2018), respectivamente.

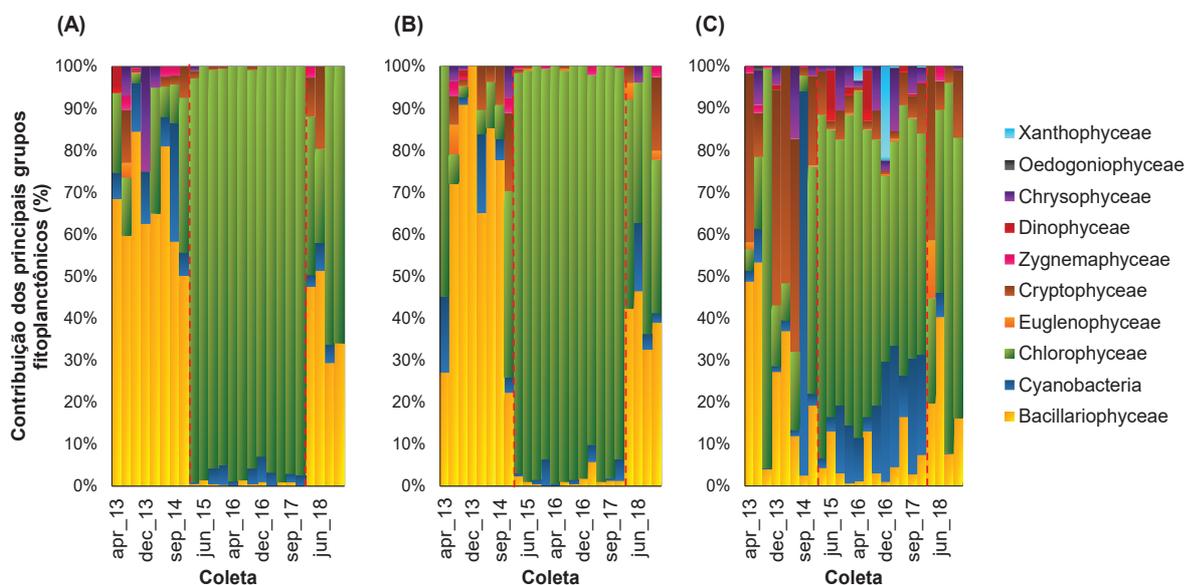


Figura 4: Densidade proporcional (%) dos principais grupos fitoplanctônicos (Xanthophyceae, Oedogoniophyceae, Chrysophyceae, Dinophyceae, Zygnemaphyceae, Cryptophyceae, Euglenophyceae, Chlorophyceae, Cyanobacteria e Bacillariophyceae) nos reservatórios (a) Monte Serrat; (b) Bonfante e (c) Santa Fé. As linhas tracejadas em vermelho representam os períodos: A (2013 - 2014); B (2015 - 2017) e C (2018).

Nos dois primeiros reservatórios (MS e BF) a alternância do grupo de Bacillariophyceae (diatomáceas) para Chlorophyceae (algas verdes) ocorreu de forma clara, tendo seu início no ano de 2015 e seu fim em 2017 (Figuras 4A e 4B). Já no último reservatório da cascata (SF), a mudança ocorreu de forma gradual, porém seguindo o mesmo padrão de mudança de diatomáceas para algas verdes (Figura 4C). A riqueza de espécies da comunidade fitoplanctônica nos três sistemas variou de 3 a 56 espécies, sendo marcada por um aumento entre os anos de 2015 - 2017 em SF (Figura 5A). No entanto, considerando os outros períodos amostrados, a riqueza de espécies foi similar para todos os reservatórios.

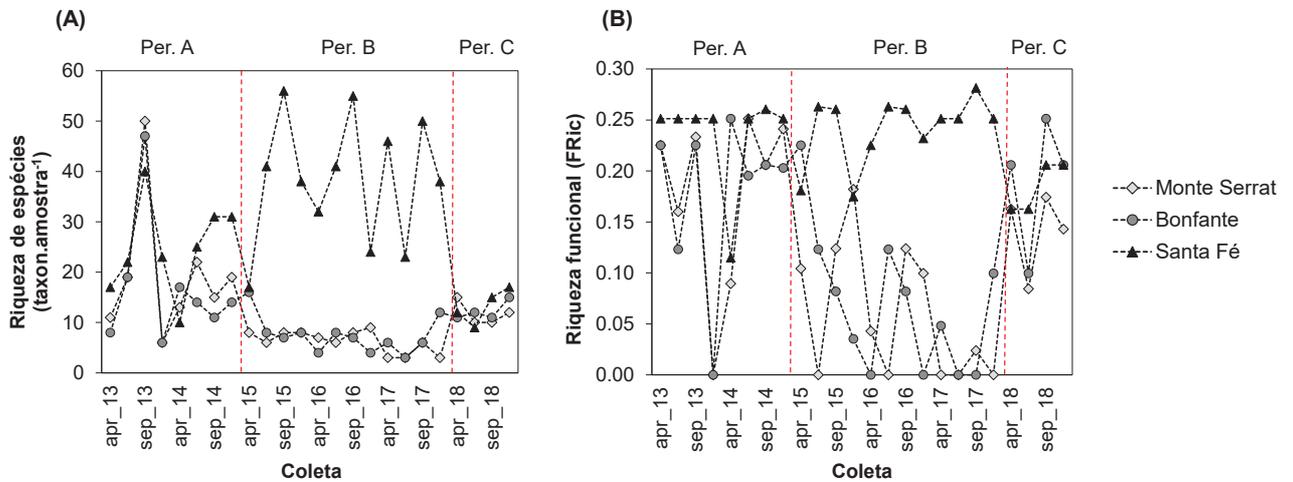


Figura 5: (A) Riqueza de espécies e (B) Riqueza funcional (FRiq) da comunidade fitoplanctônica nos reservatórios Monte Serrat (MS), Bonfante (BF) e Santa Fé (SF). As linhas tracejadas em vermelho representam a separação dos períodos: Período A: Per. A (2013 - 2014); Período B: Per. B (2015 - 2017) e Período C: Per. C (2018).

Uma tendência semelhante à encontrada na riqueza de espécies foi observada através do índice de Shannon (H') (Figura 6A). A diversidade de espécies (H') foi diferente entre os reservatórios à montante e à jusante (MS-BF e SF), principalmente entre o período de 2015 a 2017 (Figura 6A). Até o fim de 2014, a diversidade oscilou entre MS-BF e SF. A partir de 2015, a diversidade diminuiu em MS e BF, mantendo-se assim até 2017. Em 2018, a diversidade desses reservatórios voltou a alternar com a diversidade de SF.

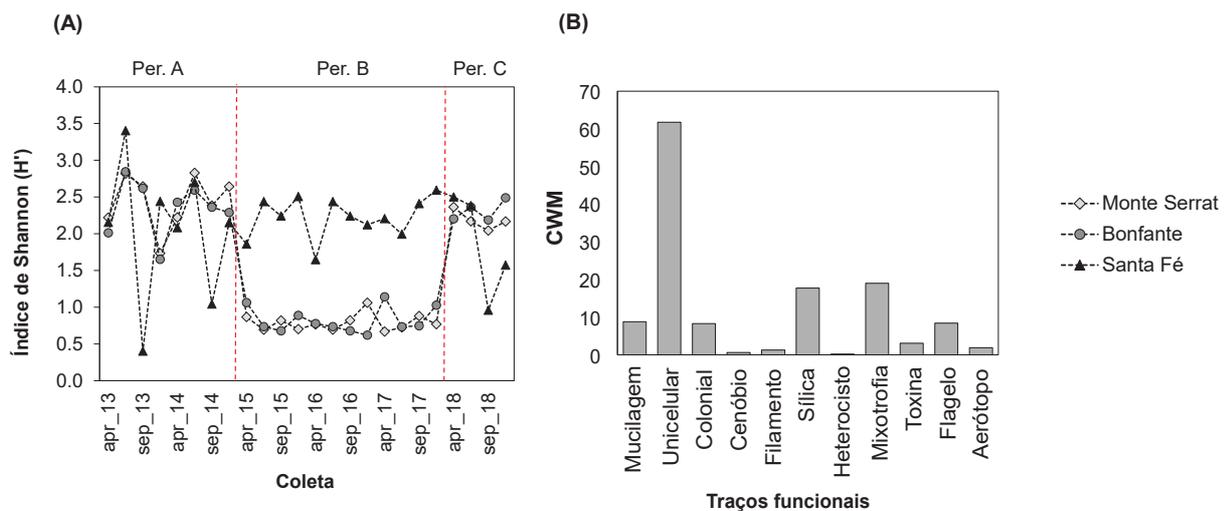


Figura 6: (A) Índice de Shannon e (B) CWM total da comunidade fitoplanctônica, referente aos reservatórios Monte Serrat (MS), Bonfante (BF) e Santa Fé (SF). As linhas tracejadas em vermelho representam a separação dos períodos: Período A: Per. A (2013 - 2014); Período B: Per. B (2015 - 2017) e Período C: Per. C (2018).

3.4 DIVERSIDADE FUNCIONAL FITOPLANCTÔNICA

De acordo com o CWM total (*i.e.* considerando todos os reservatórios ao longo de todo o período de estudo), os traços com maior contribuição nas comunidades foram: formato unicelular, presença de estrutura de sílica, mixotrofia, mucilagem e presença de flagelo (Figura 6B). O primeiro da cascata (MS) foi o reservatório que teve as maiores contribuições de todos os traços, exceto mixotrofia, que teve maior contribuição no último reservatório (SF) (Figura 7). No entanto, a contribuição dos traços foi semelhante entre os três reservatórios estudados, sendo o formato unicelular o traço de maior contribuição.

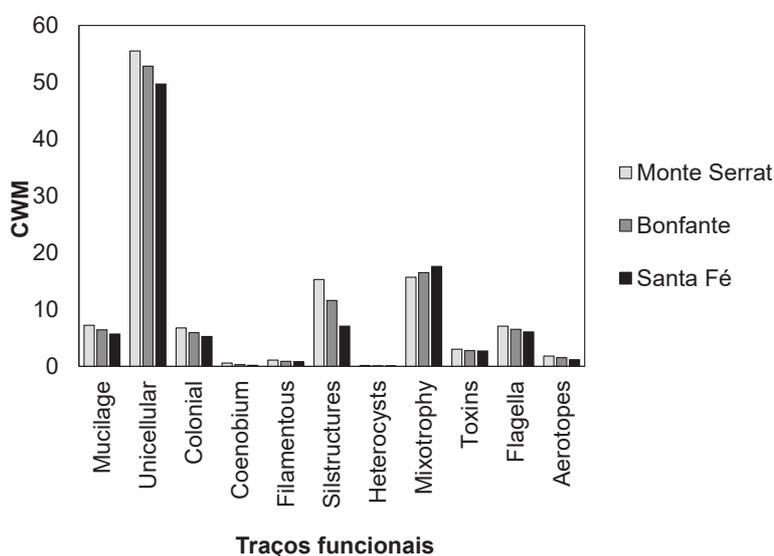


Figura 7: CWM total por reservatório. Monte Serrat (MS), Bonfante (BF) e Santa Fé (SF)

Os reservatórios também apresentaram mudanças nas contribuições dos traços em relação aos períodos previamente citados (período A, B e C) (Figura 8A, 8B e 8C). No período A os traços de maior contribuição foram presença de sílica e formato unicelular para os reservatórios MS e BF (Figura 8A e 8B). Para SF, os traços com maior contribuição foram formato unicelular, presença de flagelo e mixotrofia (Figura 8C). No período B o traço formato unicelular se mantém como o traço de maior contribuição, no entanto a contribuição da presença de sílica diminuiu e a de mixotrofia aumentou nos reservatórios à montante (MS e BF) (Figura 8A e 8B). No período C, o formato unicelular também foi o traço de maior contribuição, porém, menor que no período B em todos os reservatórios (Figura 8A, 8B e 8C).

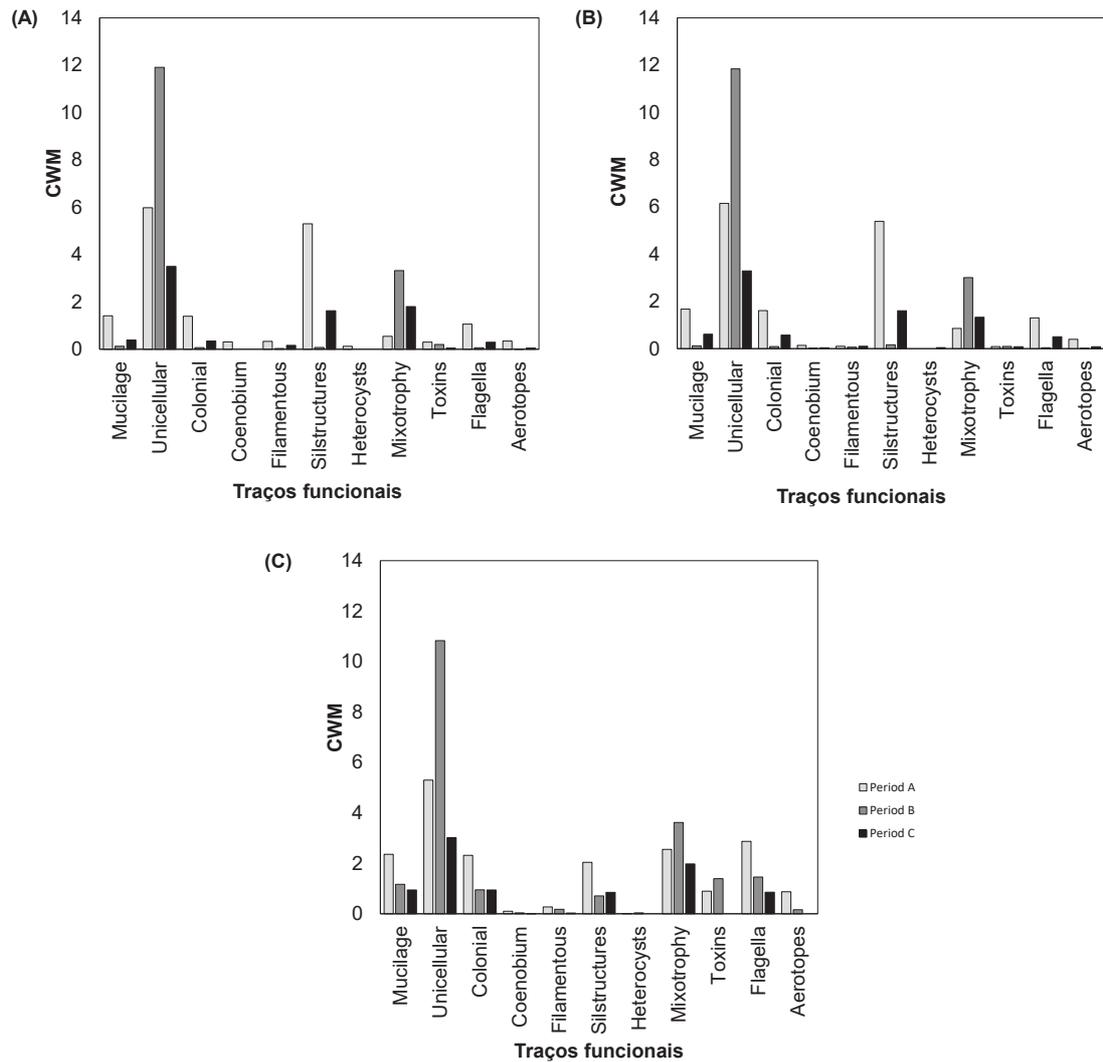


Figura 8: CWM por períodos (A: 2013 - 2014; B: 2015 - 2017; C: 2018) nos três reservatórios. (A) Monte Serrat, (B) Bonfante e (C) Santa Fé.

A riqueza funcional variou entre os reservatórios (Figura 5B). MS e BF apresentaram uma riqueza funcional menor que SF. Durante o período de dominância de clorófitas, os reservatórios à montante apresentaram uma perda de FRic chegando a zero em determinados períodos (dez/13 - MS, BF e SF; jun/15 - MS; abr/16 - BF; jun/16 - MS; dez/16 - BF; abr/17 - MS; jun/17 - MS e BF; set/17 - BF e dez/17 - MS) enquanto o reservatório à jusante apresentou uma menor variação na FRic (Figura 5B).

De acordo com a correlação entre riqueza de espécies e riqueza funcional (MS: Pearson, 0.58, p-valor = 0.01; BF: Pearson, 0.43, p-valor = 0.07) nos reservatórios à montante, quando o número de espécies aumentou, a riqueza funcional também aumentou (Figura 9A). No entanto, no reservatório à jusante, quando a riqueza de espécies chegou próximo a 20 táxons, a riqueza funcional atingiu um platô (SF: Pearson, 0.65, p-valor =

0.001) (Figura 9A). Da mesma forma, a relação entre o índice de Shannon e o CWM se mostrou positiva para os MS e BF (MS: Pearson, 0.94, p-valor = 6.24E-12; BF: Pearson, 0.96, p-valor = 2.28E-13), indicando uma tendência entre o aumento da diversidade e o CWM. Por outro lado, não foi possível observar uma tendência em SF (Pearson, -0.13, p-valor = 0.53) (Figura 9B).

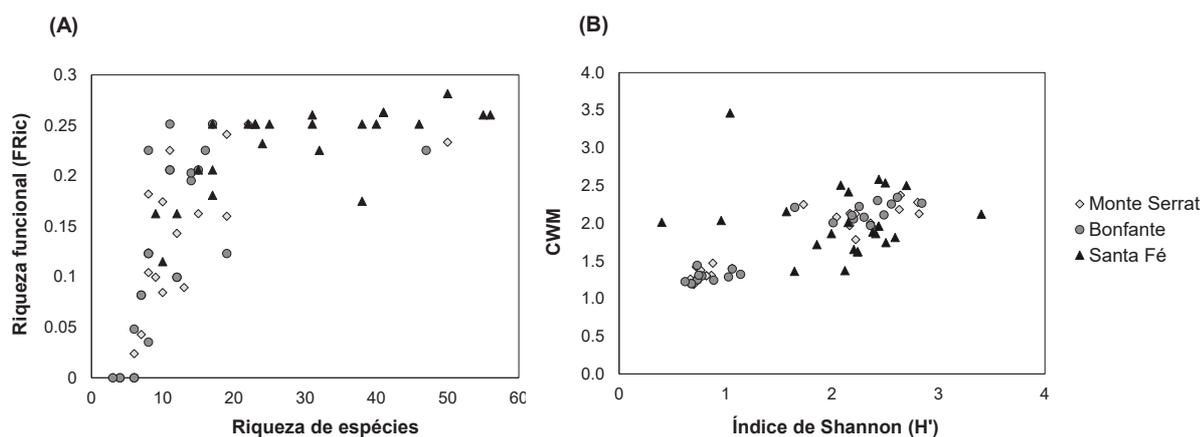


Figura 9: (A) Relação entre riqueza de espécies e riqueza funcional da comunidade fitoplanctônica. (MS: Pearson, 0.58, p-valor = 0.01; BF: Pearson, 0.43, p-valor = 0.07; SF: Pearson, 0.65, p-valor = 0.001) e (B) Relação entre índice de Shannon e CWM (MS: Pearson, 0.94, p-valor = 6.24E-12; BF: Pearson, 0.96, p-valor = 2.28E-13; Pearson, -0.13, p-valor = 0.53).

3.5 RELAÇÃO TAXONÔMICA E FUNCIONAL ENTRE COMUNIDADES DE FITOPLÂNCTON E ZOOPLÂNCTON

Padrões de ordenação utilizando as matrizes ambiental e biológica dos sistemas foram comparadas usando análises de Procrustes. Os resultados mostraram que não houve correlação significativa ($p > 0.05$) entre as matrizes ambientais e biológicas (fitoplâncton e zooplâncton) (Tabela 2). Em contrapartida, correlações significativas ($p < 0.05$) entre as matrizes biológicas foram observadas (Total: Procrustes, 0.29, p-valor = 0.006; MS: Procrustes, 0.47, p-valor = 0.004; BF: Procrustes, 0.37, p-valor = 0.12; SF: Procrustes, 0.42, p-valor = 0.033) (Tabela 2), indicando que a densidade dos grandes grupos fitoplanctônicos e zooplanctônicos estão correlacionadas. Por fim, correlações significativas foram encontradas para a matriz ambiental e de traços funcionais (Total: Procrustes, 0.27, p-valor = 0.013) bem como para grandes grupos zooplanctônicos e traços funcionais (Total: Procrustes, 0.25, p-valor = 0.022). No entanto, essas correlações não foram encontradas para os reservatórios individualmente (Tabela 2).

Tabela 2: Resultado da análise de Procrustes. A matriz ambiental representa as variáveis físicas e químicas; a matriz Fitoplâncton representa os dados de densidade fitoplanctônica; a matriz Zooplâncton representa a densidade zooplanctônica e a matriz CWM fitoplâncton representa a contribuição dos traços funcionais para os reservatórios Monte Serrat (MS), Bonfante (BF) e Santa Fé (SF). Cada linha apresenta a correlação entre as matrizes sinalizadas com o quadrado pintado.

Matrizes														PROTEST					
Ambiental				Fitoplâncton				Zooplâncton				CWM fitoplâncton				Soma de quadrados do Procrustes	Correlação (simétrica)	Significância (valor-p)	
Total	MS	BF	SF	Total	MS	BF	SF	Total	MS	BF	SF	Total	MS	BF	SF				
																	0.9666	0.18	0.217
																	0.874	0.35	0.1
																	0.9216	0.28	0.351
																	0.9295	0.27	0.396
																	0.396	0.16	0.333
																	0.9052	0.31	0.227
																	0.8884	0.33	0.152
																	0.8578	0.38	0.072
																	0.9147	0.29	0.006*
																	0.7798	0.47	0.004*
																	0.8657	0.37	0.116
																	0.8276	0.42	0.033*
																	0.9277	0.27	0.013*
																	0.8655	0.37	0.087
																	0.9298	0.26	0.421
																	0.8403	0.40	0.061
																	0.9373	0.25	0.022*
																	0.8948	0.32	0.184
																	0.8584	0.38	0.097
																	0.8894	0.33	0.188

4. DISCUSSÃO

Entender como as comunidades aquáticas estão estruturadas no espaço e ao longo do tempo e quais fatores funcionam como direcionadores (*drivers*) dessas comunidades constitui um dos grandes pilares da ecologia. O objetivo do nosso foi explorar como as mudanças na composição taxonômica da comunidade fitoplanctônica se refletem em mudanças nos traços funcionais das comunidades em reservatórios em cascata e entender através dos mesmos, como as mudanças na composição da comunidade fitoplanctônica podem estar relacionados às funções ecossistêmicas de produção primária e transferência de energia para os demais níveis tróficos, *i.e.* zooplâncton. A principal hipótese de que a diversidade taxonômica e funcional da comunidade fitoplanctônica seria diferente entre os três reservatórios foi aceita. No entanto, a hipótese de que a variação espacial seria mais explicativa que a variação temporal para as mudanças na estrutura e composição do fitoplâncton foi rejeitada, uma vez que houve também uma forte variação temporal observada nos três reservatórios. Nossos resultados mostraram que houve uma mudança significativa na composição taxonômica e funcional do fitoplâncton ao longo do período estudado nos diferentes reservatórios. Além disso, essas mudanças foram associadas às mudanças na composição da comunidade zooplanctônica. Nossos resultados também mostraram que o sistema de reservatórios em cascata altera a dinâmica da comunidade fitoplanctônica, promovendo maior diversidade taxonômica e funcional nos reservatórios mais à jusante.

4.1 COMPOSIÇÃO TAXONÔMICA E TRAÇOS FUNCIONAIS

Durante toda a amostragem, o traço ‘arranjo unicelular’ foi aquele com maior contribuição em todos os reservatórios. No entanto, durante o período dominado por diatomáceas (Período A: 2013 - 2014), a presença de sílica teve uma contribuição relevante nos reservatórios à montante (MS e BF), o que já era esperado, uma vez que a sílica é um componente essencial na formação das carapaças das diatomáceas (MARTIN-JÉZÉQUEL *et al.*, 2000). Já no reservatório à jusante (SF), a presença de sílica não foi tão relevante. Isso se deu porque a presença de diatomáceas nesse reservatório foi menor quando comparado aos outros, sendo explicado principalmente pelas características físicas do sistema. Além disso, é importante salientar que a densidade fitoplanctônica, em geral, foi substancialmente menor nesse período do que nos demais que se sucederam (período B e C), indicando que, além da mudança na presença de determinados grupos, a densidade dos indivíduos também pode

representar uma mudança em termos de produção primária (PP) e fluxo de energia para os outros níveis tróficos (BELL & KALF, 2001; CALLIERI, 2018). É importante ressaltar que a densidade em si não representa necessariamente a produção primária. O aumento na biomassa total, representa um maior acúmulo de carbono celular (produção primária líquida) que pode, por exemplo, resultar na diminuição da predação sem alterar a produtividade bruta do sistema. Além disso, maior produção primária não implica, necessariamente, em maior fluxo de energia pela cadeia trófica (STERNER *et al.* 1998). Usualmente, quando a PP não é mensurada, medidas alternativas (*proxys*) como clorofila ou a taxa de transporte de elétrons (ETR) são utilizados para estimação desse parâmetro. Nosso estudo, no entanto, não acessou essas métricas.

No período B (2015 - 2017) ocorreu uma drástica mudança na composição fitoplanctônica, sendo o grupo das diatomáceas substituído pelo grupo das clorofíceas. O traço ‘arranjo unicelular’ continuou sendo o traço de maior contribuição. No entanto, sua contribuição praticamente dobrou em relação ao período A. Isso ocorreu devido a dominância de poucas espécies unicelulares pertencentes ao picoplâncton (0.2 - 2 μm) e ao nanoplâncton (2-20 μm), que tiveram abundâncias elevadas (*e.g.* *Chroococcus minor*, *Synechococcus nidulans*, *Chlorella minutissima*, *Choricystis minor*). O picoplâncton e nanoplâncton possuem importante papel no incremento de biomassa e produção primária nos ecossistemas aquáticos (STOCKNER, 1988). Células pequenas possuem uma maior relação área superficial/volume, ou seja, uma maior área de membrana por célula. Portanto, a fotossíntese é incrementada pelas maiores taxas de difusão de CO_2 e nutrientes (RAVEN & KÜBLER, 1986). Similarmente, a absorção de luz por volume celular também pode ser maior, representando uma grande vantagem em sistemas oligotróficos, onde nutrientes limitantes para a produção primária como fósforo (P) e nitrogênio (N) são escassos (SANDGREN, 1988). As espécies encontradas nesse estudo, com células de tamanho pequeno, pertencentes à ordem Chroococcales e Chlorococcales, são espécies reconhecidas como colonizadoras e geralmente são as primeiras a chegarem e se estabelecerem no ambiente, tendo seu sucesso atribuído às suas características morfológicas e reprodutivas, como células esféricas ou elipsoidais flutuantes, isoladas ou coloniais envolvidas em mucilagem e rápida reprodução por divisão celular simples, sem diferenciação celular (SANDGREN, 1988).

Além disso, durante o período B, o traço ‘mixotrofia’ teve notável contribuição. A mixotrofia consiste na combinação do metabolismo autotrófico e heterotrófico. Através da fotossíntese, as algas incorporam carbono inorgânico (CO_2) e energia luminosa. Já através da heterotrofia, algumas espécies são capazes de captar carbono orgânico por meio de substratos

orgânicos dissolvidos e / ou particulados (fagotrofia). Desse modo, tais espécies utilizam fontes (*pools*) de nutrientes orgânicos, potencializando a energia fotossintética e produção primária. Ademais, atuam em vários níveis tróficos, o que confere a elas uma vantagem competitiva sobre organismos fotossintéticos ou heterotróficos estritos (SANDERS *et al.*, 1990; CLOERN & DUFFORD, 2005; BURKHOLDER *et al.*, 2008). Os fatores que desencadeiam a mixotrofia bem como quais espécies são potencialmente mixotróficas ainda são incertos. Sabe-se, no entanto, que a limitação por luz e densidade de predadores são capazes de desencadear o metabolismo mixotrófico (SANDERS *et al.*, 1990; CARON *et al.*, 1993; JONES *et al.*, 1993, 1995). Além disso, algumas espécies utilizam a mixotrofia apenas para complementação nutricional enquanto outras dependem da mixotrofia para crescer em completa escuridão (GRANÉLI *et al.*, 1999).

Por fim, no período C (2018), a comunidade fitoplanctônica apresentou o mesmo padrão observado no período A, onde as diatomáceas retornam. A grande diferença se dá em termos de densidade, uma vez que a abundância das espécies encontradas é maior no período C quando comparado ao período A. O traço ‘unicelular’ apresenta as menores contribuições observadas nesse período, podendo ser explicado pelo fato de que o CWM é ponderado pelas abundâncias. Ainda que esse período tenha apresentado maiores densidades do que o período A, outros grupos “não unicelulares” também tiveram densidades maiores, de forma que a contribuição do traço unicelular foi menor.

4. 2 RIQUEZA DE ESPÉCIES X RIQUEZA FUNCIONAL

No nosso estudo, ambos os índices apresentaram padrões semelhantes ao longo dos períodos, sendo as maiores diferenças relacionadas ao tipo de reservatório, que será discutido mais à frente. Uma forte relação entre esses dois índices foi observada (Figura 9A). Após uma riqueza de 20 espécies, no entanto, a riqueza funcional atingiu um platô, indicando que o aumento do número de espécies não representou necessariamente aumento no número de traços funcionais. Logo, ainda que um ambiente possua uma alta riqueza de espécies, ele não está necessariamente desempenhando funções ecossistêmicas adicionais. Nesses casos, diferentes espécies expressam os mesmos traços funcionais e podem desempenhar funções semelhantes, caracterizando o que é conhecido como redundância funcional (ROSENFELD, 2002). É importante ressaltar que a redundância funcional pode gerar estabilidade ao ecossistema, uma vez que determinada função ecossistêmica não estaria restrita apenas à uma ou poucas espécies. Assim, ainda que a perda de determinadas espécies ocorresse, os

processos ecossistêmicos não seriam drasticamente afetados. Em contrapartida, ainda que as espécies compartilhem os mesmos traços funcionais, elas também podem ocupar nichos parcialmente diferentes, o que então caracterizaria uma complementariedade ecológica e não uma redundância (LOREAU, 2000; LOREAU & HECTOR 2001).

4.3 DIVERSIDADE DE ESPÉCIES X DIVERSIDADE FUNCIONAL

Nesse estudo a relação entre o índice Shannon e CWM foi fraca, indicando que as abundâncias das espécies não estão intimamente relacionadas com suas contribuições funcionais em um sistema. Ou seja, mesmo que algumas espécies tenham apresentado densidades elevadas em determinado período (*e.g.* florações), a diversidade funcional não mudou substancialmente. É importante ressaltar, no entanto, que sob determinada condição ambiental, uma função ecossistêmica pode sofrer alterações. Um estudo de SPAAK *et al.* (2017) mostrou que uma função ecossistêmica pode ser drasticamente alterada quando a densidade populacional e a composição da comunidade sofrem pressão do ambiente, ainda que a riqueza permaneça a mesma. Segundo PETCHEY *et al.* (2004), comunidades com alta diversidade funcional apresentaram altas taxas de produção primária e eficiência do uso de recursos, atribuída aos efeitos de complementariedade funcional das espécies. Por outro lado, comunidades com baixa diversidade funcional conseguiram manter as funções ecossistêmicas das comunidades, podendo estar atribuídas aos efeitos de seleção de espécies (SMETI *et al.*, 2019).

4.4 RELAÇÃO ENTRE FITOPLÂNCTON E ZOOPLÂNCTON

Nossos resultados mostraram que não houve mudanças espaciais e temporais significativas nas variáveis ambientais estudadas, de modo que essas não contribuíram claramente para explicar a estrutura da comunidade fitoplânctônica encontrada. Uma vez que as características ambientais não foram os principais direcionadores da comunidade, como observado em GAMEIRO & BROTAS (2007), EDWARDS *et al.* (2013) e CARDOSO *et al.* (2016), as relações tróficas entre fitoplâncton e zooplâncton passaram a ser a hipótese alternativa considerada mais forte no controle da dinâmica populacional e seleção de espécies fitoplânctônicas (LEHMAN & SANDGREN, 1985; SOMMER & SOMMER, 2006).

A análise de acoplamento entre as comunidades de fitoplâncton e zooplâncton mostrou forte relação entre as matrizes biológicas. No entanto, essa relação entre a mudança de composição do fitoplâncton e composição da comunidade zooplanctônica não foi clara, indicando que as relações taxonômicas e funcionais são complexas e muitas vezes, difíceis de mensurar (PETCHEY & GASTON, 2006; MAGURRAN & MCGILL, 2011; INKPEN *et al.*, 2017). Os reservatórios à montante (MS e BF) apresentaram uma maior proporção de rotíferos ao passo que o reservatório à jusante (SF) teve maior proporção de copépodos. Os rotíferos são filtradores passivos e generalistas, onívoros e, portanto, apresentam baixa dependência alimentar do fitoplâncton, principalmente porque também se alimentam de bactérias, flagelados e detritos orgânicos (ARNDT, 1993). Já os copépodos possuem maior seletividade alimentar, utilizando diferentes estratégias ativas de alimentação, com caça e manipulação de seus alimentos (PRICE & PAFFENHOFER, 1984; LEHMAN & SANDGREN, 1985; DE MOTT, 1986; SOMMER & SOMMER, 2006). É importante destacar que copépodos ciclopóides também são raptoriais altamente seletivos que pastam em presas heterotróficas móveis, incluindo flagelados (KIØRBOE, 2011).

O fitoplâncton é considerado um filtro ambiental de suma importância para a determinação da distribuição da comunidade zooplanctônica (VOGT *et al.*, 2013). Mudanças na qualidade e disponibilidade do fitoplâncton podem refletir na diversidade do zooplâncton, uma vez que esta está intimamente relacionada ao uso e fornecimento de recursos (CHAPIN *et al.*, 2000; PTACNIK *et al.*, 2008). A qualidade do carbono entre produtores primários varia de acordo com o táxon e tamanho. Além disso, espécies distintas possuem diferentes composições químicas (e.g. carboidratos, lipídios), de forma que quanto maior a diversidade de espécies, maior a variabilidade na qualidade do carbono disponível para os demais níveis tróficos (GEARING *et al.*, 1984). O último reservatório da cascata (SF) foi o que apresentou maior diversidade de espécies fitoplanctônicas, ou seja, maior disponibilidade de recursos alimentares, justificando assim a diferença de composição da comunidade zooplanctônica de rotíferas para copépodos.

4.5 TRAÇOS FUNCIONAIS E POTENCIAIS FUNÇÕES ECOSISTÊMICAS

O traço funcional com maior contribuição ao longo do período estudado foi o “arranjo unicelular”. Tanto as diatomáceas quanto as algas verdes dominantes pertencentes ao picoplâncton e ao nanoplâncton presentes nesse estudo eram unicelulares, o que corroborou para esse ser o traço de maior contribuição. Sabe-se, no entanto, que esses grupos possuem

uma dinâmica metabólica diferente e, por consequência, contribuições distintas no processo de produção primária e incorporação de biomassa. A eficiência da formação de biomassa depende fortemente da regulação metabólica da assimilação de luz, carbono e nutrientes.

Modelos para a avaliação da produção primária foram desenvolvidos com base na suposição de que os elétrons liberados do fotossistema II são usados para a formação de biomassa de uma maneira independente do táxon (WILHELM *et al.*, 2006). No entanto, WAGNER *et al.* (2006) demonstrou que em diatomáceas o ciclo alternativo de elétrons é significativamente menor do que em algas verdes, especialmente sob as condições de luz perto da situação na natureza. Essa maior eficiência na formação de biomassa a partir da produção primária pode estar relacionada a vários processos como redução de custos com biossíntese de pigmentos, fotoproteção e prevenção de perdas fotorrespiratórias. Por outro lado, a importância relativa da biomassa do picoplâncton e nanoplâncton, tende a aumentar de acordo com a disponibilidade de nutrientes. Apesar dessas pequenas algas sofrerem poucas perdas por sedimentação, como ocorre com as diatomáceas, em ambientes eutróficos seu aumento de biomassa é restringido por altas taxas de predação (CALLIERI, 2018).

As interações entre o fitoplâncton e zooplâncton desempenham um papel crucial na determinação da contribuição relativa da produção primária os demais níveis tróficos (SAILLEY *et al.*, 2015). Normalmente, o pastejo (do inglês, *grazing*) do zooplâncton é tipicamente definido como sendo dependente da concentração total da presa, com seletividade alimentar expressa apenas em função do tamanho e abundância da da presa (ANDERSON *et al.*, 2010; SAILLEY *et al.*, 2013). Este comportamento ignora as preferências taxonômicas mostradas pelos predadores e a capacidade de algumas espécies em selecionar ativamente ou rejeitar presas individuais. No entanto, um estudo de SAILLEY *et al.* (2015), que buscava comparar os impactos do zooplâncton com seleção passiva e ativa, mostrou que a seleção passiva do zooplâncton resultou em um controle de cima para baixo (do inglês, *top-down*) da presa com rápida troca de nutrientes e que a seleção ativa, por outro lado, levou a um controle de baixo para cima (*do inglês*, *bottom-up*), com uma rotação mais lenta de nutrientes restringindo a produção primária, alterando o sistema para a exportação de material particulado. Logo, o comportamento alimentar seletivo deve ser considerado juntamente com o tamanho e a taxonomia ao estudar o papel do impacto do zooplâncton no ecossistema.

4.6 INFLUÊNCIAS DAS DINÂMICAS DOS RESERVATÓRIOS NOS TRAÇOS FUNCIONAIS

Os dois primeiros reservatórios da cascata (MS e BF) possuem uma dinâmica de fluxo muito parecidas, visto que ambos são reservatórios que funcionam a fio d'água. Esses sistemas apresentaram um padrão muito semelhante em termos de riqueza e diversidade taxonômica ao passo que o último reservatório da cascata apresentou padrões distintos. Ainda, em termos de diversidade funcional e quando comparados em sequência, houve uma pequena redução da contribuição dos traços 'arranjo unicelular' e 'presença de sílica' e um aumento da contribuição do traço 'mixotrofia', indicando um potencial gradiente de traços funcionais ao longo da cascata. O último reservatório da cascata (SF) é um reservatório de maiores proporções, levantando a discussão se ele é um reservatório fio d'água como os demais, visto que seu vertedouro é livre, ou então um reservatório de acumulação. Por se tratar do reservatório mais à jusante, ele sofre influência dos demais reservatórios localizados à montante do sistema. As barragens dos outros reservatórios funcionam, de certa forma, como barreiras, retendo grande parte do material particulado carregado pelo rio. Além disso, SF apresenta características muito distintas dos demais, como profundidade e tempo de retenção da água. Esses fatores interferem diretamente na dinâmica do sistema (*e.g.* profundidade da zona fótica, tipo de metabolismo predominante, taxas mineralização da matéria orgânica, etc.).

Como citato anteriormente, o período A apresentou uma dominância de diatomáceas, principalmente nos sistemas fio d'água. As diatomáceas normalmente encontram-se associadas ao sedimento ou aderidas à algum substrato (MARTIN-JÉZÉQUEL *et al.*, 2000). Logo, quanto mais profundo um sistema, menor é a probabilidade de encontrar essas espécies em águas superficiais, uma vez que as mesmas tendem a sedimentar e/ou serem limitadas pela disponibilidade de luz, explicando a possível razão desse grupo ter sido encontrado em menor proporção no reservatório de acumulação. Os reservatórios que funcionam a fio d'água, além de possuírem menor profundidade, possuem maior vazão o que gera maior ressuspensão de sedimentos, criando um ambiente mais propício para o estabelecimento das diatomáceas. Além disso, é importante salientar que a densidade fitoplanctônica, no geral, foi muito menor nesse período do que nos demais que se sucederam (período B e C), indicando que, além da mudança na presença de determinados grupos, a densidade dos indivíduos também representa uma mudança em termos de produção primária e fluxo de energia para o zooplâncton e possivelmente para os outros níveis tróficos.

O último reservatório foi o que apresentou maior riqueza e diversidade de espécies, sendo explicado principalmente pelo fato de que outros grupos (que não as clorofíceas) tiveram contribuição significativa. Nos reservatórios fio d'água as clorofíceas dominaram e outros grupos não foram capazes de se estabelecer durante o período. Esse processo também foi observado nos traços funcionais, uma vez que a riqueza funcional foi drasticamente reduzida no período. Ainda que a riqueza funcional tenha diminuído durante o período B nesses reservatórios, a contribuição dos traços predominantes (CWM) no período A foi maior no período B, indicando que ainda que a composição mude, os traços permanecem os mesmos, porém com variação nas suas contribuições, o que pode acarretar mudanças ecossistêmicas.

Ainda que esse estudo não tenha mensurado a produção primária e transferência de carbono do fitoplâncton para demais níveis tróficos, foi possível observar que a comunidade fitoplanctônica está em constante transformação e funções ecossistêmicas como produção primária, predação e incorporação de carbono possivelmente sofrem modificações em seus produtos e intensidade. Idealmente, traços relacionados ao tamanho corporal como máxima dimensão linear (MLD) e biovolume (WEITHOFF & BEISNER, 2019) geram informações acerca do crescimento celular e funcionam como um bom indicador para estimar o conteúdo de carbono, que pode ou não ser transferido. No entanto, entender como diferentes espécies, com diferentes abundâncias e metabolismo podem contribuir para os processos ecossistêmicos é um elemento chave para compreensão do papel desses organismos no ecossistema. Logo, explorar o metabolismo de diferentes grupos é de suma importância para avanços no estudo de ecologia funcional. Ainda, os organismos sofrem constante alteração no ambiente, seja na composição, no tamanho ou densidade e fatores como a razão C:N:P são indispensáveis para entender como os nutrientes podem ou não estar limitando o crescimento e metabolismo dessas comunidades. Por fim, entender como as pressões de predação controlam a comunidade fitoplanctônica se faz essencial para compreender o fluxo de energia do nível mais basal para os níveis subsequentes.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Esse estudo demonstrou que reservatórios em cascata, inseridos em um mesmo contexto ambiental, possuem características próprias, que refletem na composição taxonômica da comunidade fitoplanctônica, bem como na estrutura funcional da mesma. Logo explorar e compreender como cada comunidade está organizada no sistema é de suma importância para o avanço da ecologia funcional.

Ainda que os reservatórios apresentaram características próprias, os mesmos estiveram sob condições físicas e químicas muito semelhantes, justamente por estarem inseridos em um mesmo trecho do rio Paraibuna. Assim, não houve uma separação na distribuição dos pontos por reservatórios em termos de variáveis ambientais, de forma que esses se mantiveram sobrepostos durante todo o período amostrado. No entanto, foi observado um agrupamento pelos meses de coleta (abril, junho, setembro e dezembro) ao longo dos 6 anos estudados, de modo que a variação sazonal foi mais marcante que a espacial para essas variáveis.

Os dois reservatórios mais à montante (MS: Monte Serrat e BF: Bonfante) apresentaram características muito semelhantes em termos de composição taxonômica do fitoplâncton e zooplâncton. O último reservatório da cascata (SF: Santa Fé), no entanto, apresentou maior diversidade para ambos os grupos. Nos dois primeiros reservatórios (MS e BF) a alternância do grupo de Bacillariophyceae (diatomáceas) para Chlorophyceae (algas verdes) ocorreu de forma clara, tendo seu início no ano de 2015 e seu fim em 2017. Já no último reservatório da cascata (SF), a mudança ocorreu de forma gradual, porém seguindo o mesmo padrão de mudança de diatomáceas para algas verdes. Além disso, durante o período de dominância das algas verdes, a densidade total fitoplanctônica aumentou consideravelmente.

O traço arranjo unicelular foi aquele com maior contribuição em todos os reservatórios. No entanto presença de estrutura de sílica e mixotrofia tiveram uma considerável representatividade. Esses traços estão intimamente relacionados com funções ecossistêmicas essenciais, como transferência de carbono e predação. A riqueza funcional variou entre os reservatórios e MS e BF apresentaram uma riqueza funcional menor que SF. De acordo com a correlação entre riqueza de espécies e riqueza nos reservatórios à montante, quando o número de espécies aumentou, a riqueza funcional também aumentou. No entanto, no reservatório à jusante, quando a riqueza de espécies chegou próximo a 20 táxons, a riqueza funcional atingiu um platô, indicando que o aumento do número de espécies não representa necessariamente aumento no número e contribuição de traços funcionais. Da mesma forma, a

relação entre o índice de Shannon e o CWM se mostrou positiva para os MS e BF, indicando uma tendência entre o aumento da diversidade e o CWM. Por outro lado, não foi possível observar uma tendência em SF.

Uma vez que as características ambientais não foram os principais direcionadores da comunidade, as relações tróficas entre fitoplâncton e zooplâncton passaram a ser a hipótese alternativa considerada mais forte no controle da dinâmica populacional e seleção de espécies fitoplanctônicas. Apesar de um forte acoplamento observado entre as matrizes de fitoplâncton e zooplâncton, a relação entre a mudança de composição do fitoplâncton e composição da comunidade zooplanctônica não foi clara, indicando que as relações taxonômicas e funcionais são complexas e muitas vezes, difíceis de mensurar. Mudanças na qualidade e disponibilidade do fitoplâncton podem refletir na diversidade do zooplâncton, uma vez que esta está intimamente relacionada ao uso e fornecimento de recursos. Assim, corroborando com essa afirmação, o último reservatório da cascata (SF) foi o que apresentou maior diversidade de espécies fitoplanctônicas, ou seja, maior disponibilidade de recursos alimentares, justificando assim a diferença de composição da comunidade zooplanctônica de rotíferas para copépodes.

Conhecer as características taxonômicas e funcionais da comunidade fitoplanctônica auxilia no entendimento de como os processos ecossistêmicos estão funcionando nesses sistemas. Tais processos estão, na maioria das vezes, susceptíveis ao metabolismo dos organismos ali presentes, o que ainda é pouco conhecido dentro dos grupos. Além disso, entender quais os principais direcionadores desses traços funcionais ainda é um desafio. Logo, avanços no sentido de medir processos ecossistêmicos se fazem necessários, à fim de correlacionar e complementar estudos que mediram traços a nível individual.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, R. M., NOBREGA, G. N., JUNGER, P. C., FIGUEIREDO, A. V., ANDRADE, A. S., DE MOURA, C. G., ... & KOSTEN, S. High primary production contrasts with intense carbon emission in a eutrophic tropical reservoir. *Frontiers in microbiology*, v. 7, p. 717, 2016.

ALMEIDA, R. M., HAMILTON, S. K., ROSI, E. J., ARANTES, J. D., BARROS, N., BOEMER, G., ... & ROLAND, F. Limnological effects of a large Amazonian run-of-river dam on the main river and drowned tributary valleys. *Scientific reports*, v. 9, n. 1, p. 1-11, 2019.

ANEEL – Agência Nacional de Energia Elétrica. Resolução normativa N° 875, de 10 de março de 2020. Estabelece os requisitos e procedimentos necessários à aprovação dos Estudos de Inventário Hidrelétrico de bacias hidrográficas. Disponível em: <http://www2.aneel.gov.br/cedoc/ren2020875.pdf>

ANDERSON, T. R., GENTLEMAN, W. C., & SINHA, B. Influence of grazing formulations on the emergent properties of a complex ecosystem model in a global ocean general circulation model. *Progress in Oceanography*, v. 87, n. 1-4, p. 201-213, 2010

APHA - American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, & Water Environment Federation. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association., 22° ed. Washington, 2012.

ARNDT, H. Rotifers as predators on components of the microbial web (bacteria, heterotrophic flagellates, ciliates)—a review. In: *Rotifer Symposium VI*. Springer, Dordrecht, 1993. p. 231-246.

BARBOSA, F. A. R., PADISÁK, J., ESPÍNDOLA, E. L. G., BORICS, G., & ROCHA, O. The cascading reservoir continuum concept (CRCC) and its application to the river Tietê-basin, São Paulo State, Brazil. 1999.

BELL, T., & KALFF, J. The contribution of picophytoplankton in marine and freshwater systems of different trophic status and depth. *Limnology and Oceanography*, v. 46, n. 5, p. 1243-1248, 2001.

BICUDO, C. D. M., & MENEZES, M. Gêneros de algas de águas continentais do Brasil. *São Carlos, Rima*, 2006

BRETT, M. T., KAINZ, M. J., TAIPALE, S. J., & SESHAN, H. Phytoplankton, not allochthonous carbon, sustains herbivorous zooplankton production. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 106, n. 50, p. 21197-21201, 2009.

BURKHOLDER, J. M., GLIBERT, P. M., & SKELTON, H. M. Mixotrophy, a major mode of nutrition for harmful algal species in eutrophic waters. *Harmful algae*, v. 8, n. 1, p. 77-93, 2008.

- CALLIERI, C. Picophytoplankton in freshwater ecosystems: the importance of small-sized phototrophs. *Freshwater reviews*, v. 1, n. 1, p. 1-28, 2008.
- CALLISTO, M., GOULART, M., BARBOSA, F. A. R., & ROCHA, O. Biodiversity assessment of benthic macroinvertebrates along a reservoir cascade in the lower São Francisco river (northeastern Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, v. 65, n. 2, p. 229-240, 2005.
- CARDINALE, B. J., DUFFY, J. E., GONZALEZ, A., HOOPER, D. U., PERRINGS, C., VENAIL, P., ... & NAEEM, S. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, v. 486, n. 7401, p. 59-67, 2012.
- CARDOSO, S. J., NABOUT, J. C., FARJALLA, V. F., LOPES, P. M., BOZELLI, R. L., HUSZAR, V. L., & ROLAND, F. Environmental factors driving phytoplankton taxonomic and functional diversity in Amazonian floodplain lakes. *Hydrobiologia*, v. 802, n. 1, p. 115-130, 2017.
- CARON, D. A., PORTER, K. G., & SANDERS, R. W. Carbon, nitrogen, and phosphorus budgets for the mixotrophic phytoflagellate *Poteroiochromonas malhamensis* (Chrysophyceae) during bacterial ingestion. *Limnology and Oceanography*, v. 35, n. 2, p. 433-443, 1990.
- CARPENTER, S. R., & KITCHELL, J. F. The trophic cascade in lakes. Cambridge University Press, 1996.
- CHAPIN III, F. S., ZAVALETA, E. S., EVINER, V. T., NAYLOR, R. L., VITOUSEK, P. M., REYNOLDS, H. L., ... & DÍAZ, S. Consequences of changing biodiversity. *Nature*, v. 405, n. 6783, p. 234-242, 2000.
- CHESSON, P. MECHANISMS OF MAINTENANCE OF SPECIES DIVERSITY. Annual review of Ecology and Systematics, v. 31, n. 1, p. 343-366, 2000.
- CIANCIARUSO, M. V., BATALHA, M. A., GASTON, K. J., & PETCHEY, O. L. Including intraspecific variability in functional diversity. *Ecology*, v. 90, n. 1, p. 81-89, 2009.
- CLOERN, J. E., & DUFFORD, R. Phytoplankton community ecology: principles applied in San Francisco Bay. *Marine Ecology Progress Series*, v. 285, p. 11-28, 2005.
- COUTO, T. B., & OLDEN, J. D. Global proliferation of small hydropower plants—science and policy. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 16, n. 2, p. 91-100, 2018.
- CROSSETTI, L. O., & BICUDO, C. E. D. M. Phytoplankton as a monitoring tool in a tropical urban shallow reservoir (Garças Pond): the assemblage index application. *Hydrobiologia*, v. 610, n. 1, p. 161-173, 2008.
- CSIKI, S., & RHOADS, B. L. Hydraulic and geomorphological effects of run-of-river dams. *Progress in Physical Geography*, v. 34, n. 6, p. 755-780, 2010.
- DEMOTT, W. R. The role of taste in food selection by freshwater zooplankton. *Oecologia*, v. 69, n. 3, p. 334-340, 1986.

- DÍAZ, S., & CABIDO, M. Plant functional types and ecosystem function in relation to global change. *Journal of vegetation science*, v. 8, n. 4, p. 463-474, 1997.
- DIAZ, S., CABIDO, M., & CASANOVES, F. Plant functional traits and environmental filters at a regional scale. *Journal of vegetation science*, v. 9, n. 1, p. 113-122, 1998.
- DOLMAN, A. M., RÜCKER, J., PICK, F. R., FASTNER, J., ROHRLACK, T., MISCHKE, U., & WIEDNER, C. Cyanobacteria and cyanotoxins: the influence of nitrogen versus phosphorus. *PloS one*, v. 7, n. 6, p. e38757, 2012.
- DOS SANTOS, N. C. L., GARCÍA-BERTHOU, E., DIAS, J. D., LOPES, T. M., DE PAIVA AFFONSO, I., SEVERI, W., ... & AGOSTINHO, A. A Cumulative ecological effects of a Neotropical reservoir cascade across multiple assemblages. *Hydrobiologia*, v. 819, n. 1, p. 77-91, 2018.
- DOWNING, J. A., MCCLAIN, M., TWILLEY, R., MELACK, J. M., ELSER, J., RABALAIS, N. N., ... & HOWARTH, R. W. The impact of accelerating land-use change on the N-cycle of tropical aquatic ecosystems: current conditions and projected changes. *Biogeochemistry*, v. 46, n. 1-3, p. 109-148, 1999.
- DRAY, S., & SIBERCHICOT, M. A. Package 'ade4'. 2020.
- EDWARDS, K. F., LITCHMAN, E., & KLAUSMEIER, C. A. Functional traits explain phytoplankton responses to environmental gradients across lakes of the United States. *Ecology*, v. 94, n. 7, p. 1626-1635, 2013.
- EGRÉ, D., & MILEWSKI, J. C. The diversity of hydropower projects. *Energy Policy*, v. 30, n. 14, p. 1225-1230, 2002.
- ELSER, J. J., & HASSETT, R. PA stoichiometric analysis of the zooplankton–phytoplankton interaction in marine and freshwater ecosystems. *Nature*, v. 370, n. 6486, p. 211-213, 1994.
- FERRAREZE, M., CASATTI, L., & NOGUEIRA, M. G. Spatial heterogeneity affecting fish fauna in cascade reservoirs of the Upper Paraná Basin, Brazil. *Hydrobiologia*, v. 738, n. 1, p. 97-109, 2014.
- FISHER, T. R. Nutrient limitation of phytoplankton and eutrophication of inland, estuarine, and marine waters. *Phosphorus in the global environment*, p. 301-322, 1995.
- FOX, J., & WEISBERG, S. An R companion to applied regression. Sage. Thousand Oaks, 2011.
- GAMEIRO, C., CARTAXANA, P., & BROTAS, V. Environmental drivers of phytoplankton distribution and composition in Tagus Estuary, Portugal. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 75, n. 1-2, p. 21-34, 2007.
- GALLEGO, I., DAVIDSON, T. A., JEPPESEN, E., PÉREZ-MARTÍNEZ, C., SÁNCHEZ-CASTILLO, P., JUAN, M., ... & CASAS, J. J. Taxonomic or ecological approaches?

Searching for phytoplankton surrogates in the determination of richness and assemblage composition in ponds. *Ecological Indicators*, 18, 575-585, 2012.

GARCIA, N. S., SEXTON, J., RIGGINS, T., BROWN, J., LOMAS, M. W., & MARTINY, A. C. High variability in cellular stoichiometry of carbon, nitrogen, and phosphorus within classes of marine eukaryotic phytoplankton under sufficient nutrient conditions. *Frontiers in microbiology*, v. 9, p. 543, 2018.

GEARING, J. N., GEARING, P. J., RUDNICK, D. T., REQUEJO, A. G., & HUTCHINS, M. J. Isotopic variability of organic carbon in a phytoplankton-based, temperate estuary. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, v. 48, n. 5, p. 1089-1098, 1984.

GRANÉLI, E., CARLSSON, P., & LEGRAND, C. The role of C, N and P in dissolved and particulate organic matter as a nutrient source for phytoplankton growth, including toxic species. *Aquatic Ecology*, v. 33, n. 1, p. 17-27, 1999.

GRIME, J. P., HODGSON, J. G., & HUNT, R. Comparative plant ecology: a functional approach to common British species. Springer, 2014.

GOTELLI, N. J., & COLWELL, R. K. Estimating species richness. Biological diversity: frontiers in measurement and assessment, v. 12, p. 39-54, 2011.

GOWER, J. C. Statistical methods of comparing different multivariate analyses of the same data. *Mathematics in the archaeological and historical sciences*, 138-149, 1971.

HALL, Rea M. et al. Vegetation management intensity and landscape diversity alter plant species richness, functional traits and community composition across European vineyards. *Agricultural Systems*, v. 177, p. 102706, 2020.

HARRISON, P. J., THOMPSON, P. A., & CALDERWOOD, G. S. Effects of nutrient and light limitation on the biochemical composition of phytoplankton. *Journal of Applied Phycology*, v. 2, n. 1, p. 45-56, 1990.

HÉBERT, M. P., BEISNER, B. E., & MARANGER, R. Linking zooplankton communities to ecosystem functioning: toward an effect-trait framework. *Journal of Plankton Research*, v. 39, n. 1, p. 3-12, 2017

HECKY, R. E., & KILHAM, P. Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: a review of recent evidence on the effects of enrichment 1. *Limnology and oceanography*, v. 33, n. 4part2, p. 796-822, 1988.

HEDBERG, P., ALBERT, S., NASCIMENTO, F. J., & WINDER, M. Effects of changing phytoplankton species composition on carbon and nitrogen uptake in benthic invertebrates. *Limnology and Oceanography*, 2020.

HILLEBRAND, H., STEINERT, G., BOERSMA, M., MALZAHN, A., MEUNIER, C. L., PLUM, C., & PTACNIK, R. Goldman revisited: Faster-growing phytoplankton has lower N:P and lower stoichiometric flexibility. *Limnology and Oceanography*, v. 58, n. 6, p. 2076-2088, 2013.

HOEK, C., MANN, D., JAHNS, H. M., & JAHNS, M. Algae: an introduction to phycology. Cambridge university press, 1995.

HOFMANN, P., CHATZINOTAS, A., HARPOLE, W. S., & DUNKER, S. Temperature and stoichiometric dependence of phytoplankton traits. *Ecology*, v. 100, n. 12, p. e02875, 2019.

HUSZAR, V. L., CARACO, N. F., ROLAND, F., & COLE, J. Nutrient-chlorophyll relationships in tropical-subtropical lakes: do temperate models fit?. In: Nitrogen Cycling in the Americas: Natural and Anthropogenic Influences and Controls. Springer, Dordrecht, 2006. p. 239-250.

INKPEN, S. A., DOUGLAS, G. M., BRUNET, T. D. P., LEUSCHEN, K., DOOLITTLE, W. F., & LANGILLE, M. G. The coupling of taxonomy and function in microbiomes. *Biology & Philosophy*, v. 32, n. 6, p. 1225-1243, 2017.

JACKSON, D. A. PROTEST: a PROcrustean randomization TEST of community environment concordance. *Ecoscience*, 2(3), 297-303, 1995.

JEPPESEN, E., NÖGES, P., DAVIDSON, T. A., HABERMAN, J., NÖGES, T., BLANK, K., ... & AMSINCK, S. L. Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). *Hydrobiologia*, v. 676, n. 1, p. 279, 2011.

JONES, H. L., LEADBEATER, B. S. C., & GREEN, J. C. Mixotrophy in marine species of *Chrysochromulina* (Prymnesiophyceae): ingestion and digestion of a small green flagellate. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, v. 73, n. 2, p. 283-296, 1993.

JONES, H. L., DURJUN, P., LEADBEATER, B. S. C., & GREEN, J. C. The relationship between photoacclimation and phagotrophy with respect to chlorophyll a, carbon and nitrogen content, and cell size of *Chrysochromulina brevifilum* (Prymnesiophyceae). *Phycologia*, v. 34, n. 2, p. 128-134, 1995.

KASSAMBARA, A., & MUNDT, F. Package 'factoextra'. Extract and visualize the results of multivariate data analyses, v. 76, 2017.

KIMMEL, B. L., & GROEGER, A. W. Factors controlling primary production in lakes and reservoirs: a perspective. *Lake and reservoir management*, v. 1, n. 1, p. 277-281, 1984.

KIØRBOE, T. How zooplankton feed: mechanisms, traits and trade-offs. *Biological reviews*, v. 86, n. 2, p. 311-339, 2011.

KLAUSMEIER, C. A., LITCHMAN, E., DAUFRESNE, T., & LEVIN, S. A. Phytoplankton stoichiometry. *Ecological Research*, v. 23, n. 3, p. 479-485, 2008.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K.. Subwasserflora von mitteleuropa: cyanoprokaryota. In: Subwasserflora von mitteleuropa: cyanoprokaryota. Gustav Fischer, 1999.

KOSTEN, S., HUSZAR, V. L., MAZZEO, N., SCHEFFER, M., STERNBERG, L. D. S., & JEPPESEN, E. Lake and watershed characteristics rather than climate influence nutrient limitation in shallow lakes. *Ecological applications*, v. 19, n. 7, p. 1791-1804, 2009.

KRUK, Carla et al. Classification of Reynolds phytoplankton functional groups using individual traits and machine learning techniques. *Freshwater Biology*, v. 62, n. 10, p. 1681-1692, 2017.

KRUK, Carla; DEVERCELLI, Melina; HUSZAR, Vera L. Reynolds Functional Groups: a trait-based pathway from patterns to predictions. *Hydrobiologia*, p. 1-17, 2020.

KRUK, Carla et al. A trait-based approach predicting community assembly and dominance of microbial invasive species. *Oikos*, v. 130, n. 4, p. 571-586, 2021.

LALIBERTÉ, E., & LEGENDRE, P. A. distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, v. 91, n. 1, p. 299-305, 2010.

LALIBERTÉ, E., LEGENDRE, P., SHIPLEY, B., & LALIBERTÉ, M. E. Package 'FD'. Measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology, 2014.

LÊ, S., JOSSE, J., & HUSSON, F. FactoMineR: an R package for multivariate analysis. *Journal of statistical software*, v. 25, n. 1, p. 1-18, 2008.

LEHMAN, J. T., & SANDGREN, C. D. Species-specific rates of growth and grazing loss among freshwater algae 1. *Limnology and oceanography*, v. 30, n. 1, p. 34-46, 1985.

LEHNER, B., LIERMANN, C. R., REVENGA, C., VÖRÖSMARTY, C., FEKETE, B., CROUZET, P., ... & WISSER, D. High-resolution mapping of the world's reservoirs and dams for sustainable river-flow management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 9, n. 9, p. 494-502, 2011.

LEWIS JR, W. M. Basis for the protection and management of tropical lakes. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, v. 5, n. 1, p. 35-48, 2000.

LISBOA, F. J. G., PERES-NETO, P. R., CHAER, G. M., DA CONCEIÇÃO JESUS, E., MITCHELL, R. J., CHAPMAN, S. J., & BERBARA, R. L. L. Much beyond Mantel: bringing Procrustes association metric to the plant and soil ecologist's toolbox. *PLoS One*, 9(6), e101238, 2014

LITCHMAN, Elena; KLAUSMEIER, Christopher A. Trait-based community ecology of phytoplankton. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, v. 39, p. 615-639, 2008.

LITCHMAN, Elena et al. Global biogeochemical impacts of phytoplankton: a trait-based perspective. *Journal of ecology*, v. 103, n. 6, p. 1384-1396, 2015.

LOREAU, M. Biodiversity and ecosystem functioning: recent theoretical advances. *Oikos*, v. 91, n. 1, p. 3-17, 2000.

LOREAU, M., & HECTOR, A. Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiments. *Nature*, v. 412, n. 6842, p. 72-76, 2001.

LUND, J. W. G., KIPLING, C., & LE CREN, E. D. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia*, v. 11, n. 2, p. 143-170, 1958.

MARENGO, J. A., & ALVES, L. M. Tendências hidrológicas da bacia do rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 20, n. 2, p. 215-226, 2005.

MAGURRAN, A. E., & MCGILL, B. J. Biological diversity: frontiers in measurement and assessment. Oxford University Press, 2011.

MARTIN-JÉZÉQUEL, V., HILDEBRAND, M., & BRZEZINSKI, M. A. Silicon metabolism in diatoms: implications for growth. *Journal of phycology*, v. 36, n. 5, p. 821-840, 2000.

MCALICE, B. J. Phytoplankton Sampling with the Sedgwick-Rafter Cell 1. *Limnology and Oceanography*, v. 16, n. 1, p. 19-28, 1971.

NOGUEIRA, M. G., PERBICHE-NEVES, G., & NALIATO, D. A. Limnology of two contrasting hydroelectric reservoirs (storage and run-of-river) in southeast Brazil. *Hydropower: practice and application*. Rijeka: InTech, p. 167-184, 2012.

OKSANEN, J., KINDT, R., LEGENDRE, P., O'HARA, B., STEVENS, M. H. H., OKSANEN, M. J., & SUGGESTS, M. A. S. S. The vegan package. *Community ecology package*, v. 10, n. 631-637, p. 719, 2007.

PACHECO, F. S., MIRANDA, M., PEZZI, L. P., ASSIREU, A., MARINHO, M. M., MALAFAIA, M., ... & OMETTO, J. P. Water quality longitudinal profile of the Paraíba do Sul River, Brazil during an extreme drought event. *Limnology and Oceanography*, v. 62, n. S1, p. S131-S146, 2017.

PADISAK, J., BORICS, G., GRIGORSZKY, I., & SOROCZKI-PINTER, E. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. *Hydrobiologia*, v. 553, n. 1, p. 1-14, 2006.

PADISÁK, Judit; CROSSETTI, Luciane O.; NASELLI-FLORES, Luigi. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia*, v. 621, n. 1, p. 1-19, 2009.

PERES-NETO, P. R., & JACKSON, D. A. How well do multivariate data sets match? The advantages of a Procrustean superimposition approach over the Mantel test. *Oecologia*, 129(2), 169-178, 2001

PETCHEY, O. L., HECTOR, A., & GASTON, K. J. How do different measures of functional diversity perform?. *Ecology*, v. 85, n. 3, p. 847-857, 2004.

PETCHEY, O. L., & GASTON, K. J. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology letters*, v. 9, n. 6, p. 741-758, 2006.

PLA, L., CASANOVES, F., & DI RIENZO, J. Quantifying functional biodiversity. Springer Science & Business Media, 2011.

PRICE, H. J., & PAFFENHÖFER, G. A. Effects of feeding experience in the copepod *Eucalanus pileatus*: a cinematographic study. *Marine Biology*, v. 84, n. 1, p. 35-40, 1984.

PTACNIK, R., SOLIMINI, A. G., ANDERSEN, T., TAMMINEN, T., BRETTUM, P., LEPISTÖ, L., ... & REKOLAINEN, S. Diversity predicts stability and resource use efficiency in natural phytoplankton communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 105, n. 13, p. 5134-5138, 2008.

RANGEL, L. M., SILVA, L. H., ROSA, P., ROLAND, F., & HUSZAR, V. L. Phytoplankton biomass is mainly controlled by hydrology and phosphorus concentrations in tropical hydroelectric reservoirs. *Hydrobiologia*, v. 693, n. 1, p. 13-28, 2012.

RAVEN, J. A., & KÜBLER, J. E. New light on the scaling of metabolic rate with the size of algae. *Journal of Phycology*, v. 38, n. 1, p. 11-16, 2002.

REYNOLDS, Colin S. Phytoplankton assemblages and their periodicity in stratifying lake systems. *Ecography*, v. 3, n. 3, p. 141-159, 1980.

REYNOLDS, Colin S. et al. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of plankton research*, v. 24, n. 5, p. 417-428, 2002.

RIPLEY, B., VENABLES, B., BATES, D. M., HORNIK, K., GEBHARDT, A., FIRTH, D., & RIPLEY, M. B. Package 'mass'. Cran R, v. 538, 2013.

ROSENFELD, J. S. Functional redundancy in ecology and conservation. *Oikos*, v. 98, n. 1, p. 156-162, 2002.

ROUND, F. E., CRAWFORD, R. M., & MANN, D. G. Diatoms: biology and morphology of the genera. Cambridge university press, 1990.

SAILLEY, S. F., VOGT, M., DONEY, S. C., AITA, M. N., BOPP, L., BUITENHUIS, E. T., ... & YAMANAKA, Y. Comparing food web structures and dynamics across a suite of global marine ecosystem models. *Ecological Modelling*, v. 261, p. 43-57, 2013.

SAILLEY, S. F., POLIMENE, L., MITRA, A., ATKINSON, A., & ALLEN, J. I. Impact of zooplankton food selectivity on plankton dynamics and nutrient cycling. *Journal of Plankton Research*, v. 37, n. 3, p. 519-529, 2015

SALMASO, Nico; NASELLI-FLORES, Luigi; PADISAK, Judit. Functional classifications and their application in phytoplankton ecology. *Freshwater Biology*, v. 60, n. 4, p. 603-619, 2015.

SANDERS, R. W., PORTER, K. G., & CARON, D. A. Relationship between phototrophy and phagotrophy in the mixotrophic chrysophyte *Poterioochromonas malhamensis*. *Microbial Ecology*, v. 19, n. 1, p. 97-109, 1990.

SANDGREN, C. D. (Ed.). Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press, 1988.

SHANNON, C. E. A mathematical theory of communication. *The Bell system technical journal*, v. 27, n. 3, p. 379-423, 1948.

SCHINDLER, D. W., HECKY, R. E., FINDLAY, D. L., STANTON, M. P., PARKER, B. R., PATERSON, M. J., ... & KASIAN, S. E. M. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 105, n. 32, p. 11254-11258, 2008.

SPELLERBERG, I. F., & FEDOR, P. J. A tribute to Claude Shannon (1916–2001) and a plea for more rigorous use of species richness, species diversity and the ‘Shannon–Wiener’ Index. *Global ecology and biogeography*, v. 12, n. 3, p. 177-179, 2003.

SMETI, E., VON SCHILLER, D., KARAOUZAS, I., LASCHOU, S., VARDAKAS, L., SABATER, S., ... & SKOULIKIDIS, N. Multiple stressor effects on biodiversity and ecosystem functioning in a Mediterranean temporary river. *Science of the Total Environment*, v. 647, p. 1179-1187, 2019.

SMITH, W. S., ESPÍNDOLA, E. L. G., & ROCHA, O. Environmental gradient in reservoirs of the medium and low Tietê River: limnological differences through the habitat sequence. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 26, n. 1, p. 73-88, 2014.

SOMMER, U., & SOMMER, F. Cladocerans versus copepods: the cause of contrasting top-down controls on freshwater and marine phytoplankton. *Oecologia*, v. 147, n. 2, p. 183-194, 2006.

SPAAK, J. W., BAERT, J. M., BAIRD, D. J., EISENHAUER, N., MALTBY, L., POMATI, F., ... & DE LAENDER, F. Shifts of community composition and population density substantially affect ecosystem function despite invariant richness. *Ecology Letters*, v. 20, n. 10, p. 1315-1324, 2017.

STERNER, R. W., CLASEN, J., LAMPERT, W., & WEISSE, T. Carbon: phosphorus stoichiometry and food chain production. *Ecology Letters*, v. 1, n. 3, p. 146-150, 1998.

STOCKNER, J. G. Phototrophic picoplankton: an overview from marine and freshwater ecosystems. *Limnology and Oceanography*, v. 33, n. 4part2, p. 765-775, 1988.

STRASKRABA, M., & TUNDISI, J. G. Theoretical Reservoir Ecology and its applications. São Carlos: International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers, p. 565-597, 1999.

TILMAN, D., KNOPS, J., WEDIN, D., REICH, P., RITCHIE, M., & SIEMANN, E. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science*, v. 277, n. 5330, p. 1300-1302, 1997.

TILMAN, D. Functional diversity. *Encyclopedia of biodiversity*, v. 3, n. 1, p. 109-120, 2001. Thornton, K. W., Kimmel, B. L., & Payne, F. E. *Reservoir limnology: ecological perspectives*. John Wiley & Sons, 1990.

UEHLINGER, V. Etude statistique des méthodes de dénombrement planctonique. 1964. Tese de Doutorado. Kundig.

UTERMÖHL, H. Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodik: Mit 1 Tabelle und 15 abbildungen im Text und auf 1 Tafel. Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Mitteilungen, v. 9, n. 1, p. 1-38, 1958.

VILLÉGER, S., MASON, N. W., & MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, v. 89, n. 8, p. 2290-2301, 2008.

VIOLLE, C., NAVAS, M. L., VILE, D., KAZAKOU, E., FORTUNEL, C., HUMMEL, I., & GARNIER, E. Let the concept of trait be functional!. *Oikos*, v. 116, n. 5, p. 882-892, 2007.

VOGT, R. J., PERES-NETO, P. R., & BEISNER, B. E. Using functional traits to investigate the determinants of crustacean zooplankton community structure. *Oikos*, v. 122, n. 12, p. 1700-1709, 2013.

YANG, Yanzheng et al. From plant functional types to plant functional traits: A new paradigm in modelling global vegetation dynamics. *Progress in Physical Geography*, v. 39, n. 4, p. 514-535, 2015.

WAGNER, H., JAKOB, T., & WILHELM, C. Balancing the energy flow from captured light to biomass under fluctuating light conditions. *New Phytologist*, v. 169, n. 1, p. 95-108, 2006.

WCD - World Commission on Dams. Dams and development: A new framework for decision-making: The report of the world commission on dams. Earthscan, 2000.

WEITHOFF, Guntram. The concepts of 'plant functional types' and 'functional diversity' in lake phytoplankton: a new understanding of phytoplankton ecology. 2003.

WEITHOFF, G., & BEISNER, B. E. Measures and approaches in trait-based phytoplankton community ecology—from freshwater to marine ecosystems. *Frontiers in Marine Science*, v. 6, p. 40, 2019.

WENTZKY, Valerie Carolin et al. Seasonal succession of functional traits in phytoplankton communities and their interaction with trophic state. *Journal of Ecology*, v. 108, n. 4, p. 1649-1663, 2020.

WILHELM, C., BÜCHEL, C., FISAHN, J., GOSS, R., JAKOB, T., LAROCHE, J., ... & KROTH, P. G. The regulation of carbon and nutrient assimilation in diatoms is significantly different from green algae. 2006.

WICKHAM, H. reshape2: Flexibly reshape data: a reboot of the reshape package. R package version, v. 1, n. 2, 2012.

WICKHAM, H., FRANCOIS, R., HENRY, L., & MÜLLER, K. dplyr: A grammar of data manipulation. R package version 0.4, v. 3, 2015.

WICKHAM, H. *ggplot2: elegant graphics for data analysis*. springer, 2016.

WICKHAM, H., & WICKHAM, M. H. Package 'tidyr'. Easily Tidy Data with 'spread' and 'gather()' Functions, 2017.

WILKE, C. O., WICKHAM, H., & WILKE, M. C. O. Maintainer Claus O. Package 'cowplot'. Streamlined Plot Theme and Plot Annotations for 'ggplot2', 2019.

ZANNATUL, F., & MUKTADIR, A. K. M. A review: potentiality of zooplankton as bioindicator. *American journal of applied sciences*, v. 6, n. 10, p. 1815-1819, 2009.

APÊNDICE A - Variáveis ambientais do reservatório Monte Serrat (MS). T_{ag}: temperatura da água; Cond: condutividade;

pH: potencial hidrogeniônico; Turb: turbidez; OD: oxigênio dissolvido; STD: sólidos totais dissolvidos; SS: sólidos suspensos; Alc: alcalinidade;

Sil: silicatos; vazão; N_P: razão molar nitrogênio/ fósforo; NH₄: amônia; NO₂: nitrito; NO₃: nitrato; PO₄: ortofosfato; TP: fósforo total.

Campanha	T _{ar}	T _{ag}	Cond	pH	Turb	OD	STD	SS	ST	Alc	Sil	N _P	NH ₄	NO ₂	NO ₃	PO ₄	NT	PT
abr_13	25.67	23.17	32.14	7.27	186.67	7	16.04	161.67	176.04	13	3.57	85.29	0.46	0.02	1.27	0.05	1.74	NA
jun_13	22.67	20.34	45.33	7.54	13	6.69	20.57	12.17	32.73	14.33	10.63	777.71	0.38	0.01	1.07	0	1.45	NA
set_13	25	22.93	48.67	6.83	14.45	7.33	22	9.17	31.17	17	11.83	254.88	0.31	0.02	1.4	0.02	1.73	NA
dez_13	26	24	31.67	6.78	193	6.42	29.74	232	202.13	11.33	0	107.5	1.56	0	1.77	0.1	3.33	NA
abr_14	31.33	25.53	44.2	7.25	16.88	6.17	22.03	9.82	31.85	12.67	11.87	16.94	0.2	0	0.67	0.03	0.87	0.04
jun_14	28.83	20.64	47.67	7.55	3.85	5.63	24.97	5.53	30.5	12.67	10.6	22.81	0.23	0.01	1.1	0.02	1.34	0.04
set_14	25.67	22.96	61	7.28	17.25	5.38	31.63	29.03	60.67	12	9.9	22.78	0.73	0.03	1.5	0.04	2.26	0.09
dez_14	30	26.91	60.67	7.21	26.5	5.72	30.33	27.67	58	14.67	12.03	16.22	0.45	NA	0.9	0.02	1.35	0.08
abr_15	27.83	22.58	50	7.45	105.67	7.04	2.7	11.13	13.83	3.75	8.53	10.57	0.25	0.06	1.45	0.05	1.75	0.11
jun_15	23.37	20.05	50	6.97	23.4	6.73	7.5	2.53	10.03	22.93	9.77	17.19	0.2	0.05	1.6	0.05	1.85	0.07
set_15	35.17	24.78	58.33	7.06	27.73	5.76	15.47	2.27	17.73	19.59	9	16.67	0.09	0.09	1.91	0.04	2.09	0.07
dez_15	24.1	23.51	48	7.19	101.5	11.5	43.77	36.33	80.1	35.33	6.45	10.35	0.12	0.02	0.95	0.03	1.09	0.07
abr_16	25.67	24.84	38	7.1	129.33	7.3	44.27	34.4	78.67	31.88	10.53	8.83	0.08	0.02	0.69	0.02	0.8	0.06
jun_16	19.78	17.94	49.67	7.46	22.57	9.14	48.73	5.6	54.33	24.67	10.05	11.37	0.18	0.05	0.58	0.03	0.82	0.06
set_16	23.27	26.56	67	7.48	30.3	6.75	56.97	2.53	59.5	26.33	11.06	10.01	0.04	0.08	1.05	0.02	1.17	0.06
dez_16	24.55	25.89	24.67	7.03	115	10.59	144.33	30.67	175	24	8.52	5.25	0.15	0.02	1.33	0.02	1.5	0.18
abr_17	23.61	23.36	54.67	7.79	21.77	5.07	11.44	17.59	20.33	88.68	9.45	8.3	0.09	0.04	0.82	0.03	0.96	0.07
jun_17	19.66	18.96	55	7.85	5.57	7.53	88.73	0.27	89	37	10.4	14.89	0.22	0.07	1.03	0.04	1.32	0.06
set_17	21.59	22.09	85.33	6.71	14.9	7.47	40.3	4.53	44.83	39.5	10.86	14.66	0.22	0.1	1.32	0.05	1.64	0.08
dez_17	24.43	24.53	46.67	7.24	20.7	11.02	37.9	13.1	51	23.2	0.01	17.8	0.27	0.06	1.47	0.02	1.8	0.07
abr_18	22.28	24.07	35.33	7.12	107.6	6.9	36.5	109.67	146.17	17.28	0.01	4.98	0.19	0.02	0.85	0.03	1.06	0.15
jun_18	19.81	19.69	47.67	7.93	13.47	8.4	40.71	8.95	49.67	41.29	0.01	6.11	0.02	0.06	0.9	0.04	0.98	0.08
set_18	21.67	22.05	64	7.5	12.03	7.51	206.8	5.87	212.67	23.76	0.01	14.02	0.11	0.07	1.55	0.04	1.73	0.07
dez_18	27.88	26.15	60.67	7.47	40.83	13.63	36.72	16.28	53	15.2	0.01	31.03	0.48	0.02	1.35	0.01	1.85	0.05

APÊNDICE B - Variáveis ambientais do reservatório Bonfante (BF). T_ag: temperatura da água; Cond: condutividade;

pH: potencial hidrogeniônico; Turb: turbidez; OD: oxigênio dissolvido; STD: sólidos totais dissolvidos; SS: sólidos suspensos; Alc: alcalinidade;

Sil: silicatos; vazão; N_P: razão molar nitrogênio/ fósforo; NH4: amônia; NO2: nitrito; NO3: nitrato; PO4: ortofosfato; TP: fósforo total.

Campanha	T_ar	T_ag	Cond	pH	Turb	OD	STD	SS	ST	Alc	Sil	N_P	NH4	NO2	NO3	PO4	NT	PT
abr_13	25.33	23.07	30.7	7.33	136.33	6.87	15.26	129	144.26	12	2.47	62.28	0.32	0.01	1.13	0.06	1.47	NA
jun_13	23	20.47	45.67	7.54	23.09	7.76	20	19	39	14	10.3	482.39	0.3	0.01	1.17	0.01	1.47	NA
set_13	29.33	23.28	48.33	6.98	7.1	8.05	22.37	5.83	28.2	19.67	11.63	413.37	1.01	0.03	1.43	0.02	2.48	NA
dez_13	27	25.03	41.33	7.15	163	6.96	27.17	126.33	99.1	12	2.47	123.45	1.31	0	1.3	0.07	2.61	NA
abr_14	33.67	26.99	44.9	6.83	13.99	5.13	22.47	8.07	30.53	13	10.7	19.36	0.15	0	0.73	0.03	0.89	0.03
set_14	26.67	23.3	68	6.65	5.6	5.92	31.33	18	49.33	13	10.93	33.43	0.78	0.04	1.47	0.04	2.29	0.06
dez_14	29.67	27.17	59.67	7.27	28.57	6.66	29.83	26.83	56.67	13	11.8	15.54	0.43	0	0.8	0.02	1.23	0.07
abr_15	24.83	22.92	47.33	7.67	71.4	6.43	5.2	7.63	12.83	3.56	9.26	12.84	0.16	0.04	1.46	0.04	1.67	0.08
jun_15	23.57	21.35	51.33	6.88	24.07	6.36	7.17	4.47	11.63	25.81	9.76	15.72	0.17	0.05	1.61	0.05	1.82	0.07
set_15	38.5	25.31	56.33	7.49	28.31	5.7	10.13	6.2	16.33	15.45	9.36	17.51	0.07	0.07	1.84	0.04	1.98	0.06
dez_15	25.46	24.72	45.33	7.35	92.47	9.8	44.49	30.44	74.93	35.33	6.82	9.21	0.11	0.02	0.98	0.03	1.1	0.07
abr_16	26.51	25.32	37.67	7.3	124.33	7.24	37.07	43.07	80.13	29.25	11.8	10.32	0.07	0.02	0.73	0.02	0.81	0.05
jun_16	19.9	19.22	48	7.55	30.07	8.38	47	5.33	52.33	23	10.08	10.13	0.16	0.05	0.59	0.02	0.8	0.06
abr_17	24.38	24.51	61.67	7.68	18.63	5.44	10.8	17.91	19.33	73.39	9.92	8.59	0.1	0.05	0.85	0.03	0.99	0.07
jun_17	21.85	19.75	50.67	8.07	5.63	8.78	93.35	0.32	93.67	34.5	10.56	15.15	0.18	0.06	1.02	0.04	1.25	0.06
set_17	22.29	22.55	83.67	7.52	14.57	8.01	40.67	4	44.67	40	10.84	12.96	0.19	0.09	1.24	0.05	1.52	0.08
dez_17	24.87	24.73	49	7.3	19.8	10.71	41.99	12.34	54.33	19.78	0.01	19.16	0.27	0.06	1.67	0.03	2	0.07
abr_18	23.81	24.03	33.67	6.9	144.67	7.01	37.67	131.67	169.33	18.68	0.01	4.36	0.2	0.02	0.88	0.03	1.1	0.18
jun_18	21.61	20.5	51.13	7.85	10.65	8.34	36.45	5.05	41.5	32.64	0.01	7.54	0.07	0.06	1	0.05	1.13	0.09
set_18	21.68	21.78	64	7.81	11.13	7.82	217.27	8.57	225.83	25.43	0.01	10.39	0.1	0.07	1.58	0.04	1.75	0.1
dez_18	29	26.7	57.33	7.33	37.83	14.13	29.25	12.09	41.33	14.81	0.01	26.11	0.26	0.01	1.3	0.01	1.57	0.04

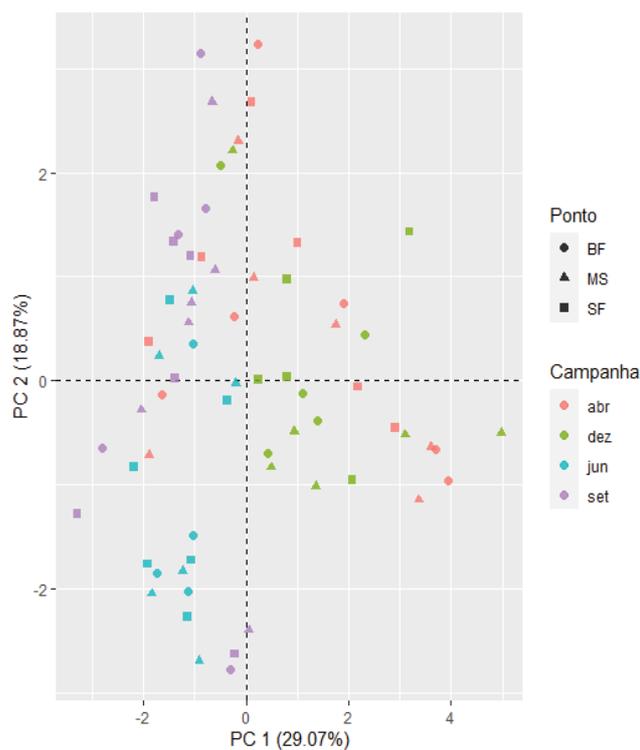
APÊNDICE C - Variáveis ambientais do reservatório Santa Fé (SF). T_ag: temperatura da água; Cond: condutividade;

pH: potencial hidrogeniônico; Turb: turbidez; OD: oxigênio dissolvido; STD: sólidos totais dissolvidos; SS: sólidos suspensos; Alc: alcalinidade;

Sil: silicatos; vazão; N_P: razão molar nitrogênio/ fósforo; NH4: amônia; NO2: nitrito; NO3: nitrato; PO4: ortofosfato; TP: fósforo total.

Campanha	T_ar	T_ag	Cond	pH	Turb	OD	STD	SS	ST	Alc	Sil	N_P	NH4	NO2	NO3	PO4	NT	PT
abr_13	24.33	23.12	30.87	7.24	69.31	6.38	15.45	67.47	82.92	12.5	5.22	68.26	0.23	0.01	1.02	0.04	1.26	NA
jun_13	22.33	21.09	40.73	7.42	11.23	7.5	19.83	16.92	36.75	17.5	8.85	483.47	0.24	0	1.13	0.01	1.37	NA
set_13	28	23.59	49.83	7.31	11.37	7.47	22.67	7.83	30.5	17.83	11.57	93.88	0.1	0.02	1.22	0.03	1.33	NA
dez_13	28	26.86	25.67	7.04	113.2	6.38	27.34	67.64	40.28	12.83	3.28	97.4	0.73	0.01	0.92	0.05	1.65	NA
abr_14	31.67	27.54	46.33	6.89	27.51	6.79	23.13	20	43.13	14	10.68	20.11	0.19	0	0.82	0.02	1.01	0.04
jun_14	28.67	21.66	48.5	7.76	4.96	5.8	25.78	19.33	45.13	13.17	10.28	20.46	0.08	0.01	1.2	0.02	1.29	0.04
set_14	28	24.63	54.83	7.43	8.53	6.24	33.85	23.65	57.5	11.17	10.82	21.67	0.39	0.03	1.33	0.03	1.75	0.06
dez_14	29	26.55	57.17	7.4	24.81	7.04	28.58	39.08	67.67	13.33	12.13	60.49	1.98	0.01	1.1	0.02	3.09	0.07
abr_15	28	23.68	46.83	7.98	56.37	6.12	4.83	5.92	10.75	3.58	10.04	13.37	0.1	0.02	1.61	0.02	1.73	0.07
jun_15	23.12	20.5	55.67	8.1	26.15	8.46	6.28	6.62	12.9	18.34	9.17	14.45	0.09	0.03	1.46	0.02	1.58	0.06
set_15	34.72	25.78	60.83	8.55	31.98	7.11	9.33	9.9	19.23	16.2	9.21	15.63	0.04	0.04	1.71	0.03	1.79	0.06
dez_15	28.47	27.44	43.83	7.73	91.62	6.47	47.48	24.59	72.07	29.67	6.92	8.17	0.07	0.01	0.97	0.03	1.05	0.08
abr_16	27.18	27.05	38.5	7.65	97.5	6.41	37.6	24.67	58.53	19.52	11.09	7.61	0.05	0.01	0.57	0.02	0.64	0.05
jun_16	18.94	18.71	49.17	7.53	51.17	8.07	45.92	5.33	51.25	23.17	9.12	1.68	0.11	0.04	0.61	0.02	0.76	0.31
set_16	23.14	23.24	61.4	7.7	49.74	6.76	44.64	10.36	55	17.8	11.28	9.6	0.03	0.05	1.05	0.01	1.13	0.06
dez_16	20.66	24.55	35.6	6.96	98	10.64	95.64	11.36	107	25.2	8.1	8.7	0.08	0.01	1.63	0.03	1.72	0.11
abr_17	25.29	25.25	58.67	7.55	12.28	4.37	3.54	8.09	8.17	78.85	9.69	10.9	0.1	0.02	0.81	0.03	0.93	0.05
jun_17	22.47	20.63	53.17	8.18	8.7	9.51	83.24	0.42	83.67	34.75	9.92	17.08	0.11	0.04	1.03	0.03	1.17	0.04
set_17	22.31	23.37	76.67	8.86	15.55	9.13	39.83	4.5	44.33	31.25	11.3	11.77	0.08	0.05	1.25	0.03	1.37	0.07
dez_17	28.12	25.34	50.83	7.21	25.25	10.2	26.93	18.99	45.92	25.47	0.01	14.63	0.17	0.04	1.47	0.03	1.67	0.07
abr_18	25.8	25.37	35.83	7.31	95.97	6.76	31.58	105.67	137.25	20.9	0.01	4.38	0.18	0.02	0.74	0.03	0.94	0.16
jun_18	20.65	20.34	45.17	8.02	11.53	8.05	41.57	5.27	46.83	32.22	0.01	8.23	0.01	0.03	0.99	0.03	1.03	0.06
set_18	19.56	21.88	59.67	7.75	9.83	6.9	201.9	4.1	206	15.84	0.01	15.55	0.06	0.04	1.65	0.03	1.75	0.06
dez_18	28.12	27.66	55.83	7.49	38.47	12.43	30.25	13.66	43.92	16.66	0.01	19.09	0.14	0.01	1.32	0.01	1.46	0.05

APÊNDICE D –Análise de componentes principais (PCA) (a) dos reservatórios de Monte Serrat (MS -círculo), Bonfante (BF – triângulo) e Santa Fé (SF – quadrado) agrupados pelos meses de campanha considerando os anos de 2013-2018: abril - rosa; dezembro – amarelo ouro; junho – azul; setembro - lilás ; (b) variáveis ambientais: Vazão; Turb: turbidez; ; T_ag: temperatura da água; T_ar: temperatura do ar; ; N_P: razão molar nitrogênio/ fósforo; Sil: sílica; Cond: condutividade; pH: potencial hidrogeniônico; Alc: alcalinidade; OD: oxigênio dissolvido; ST: sólidos totais. O eixo 1 correspondeu a 29.07% da variabilidade dos dados e o eixo 2 correspondeu a 18.87%.



B

