



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
MESTRADO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO**

DAYANY AGUIAR DE OLIVEIRA

**ATRIBUTOS FUNCIONAIS DE DIATOMÁCEAS PERIFÍTICAS:
UMA ABORDAGEM PARA AVALIAÇÃO AMBIENTAL DE
RESERVATÓRIOS NO SEMIÁRIDO**

**CAMPINA GRANDE
2020**

DAYANY AGUIAR DE OLIVEIRA

**ATRIBUTOS FUNCIONAIS DE DIATOMÁCEAS PERIFÍTICAS:
UMA ABORDAGEM PARA AVALIAÇÃO AMBIENTAL DE
RESERVATÓRIOS NO SEMIÁRIDO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Área de concentração: Ecologia e Conservação de Ecossistemas Continentais.

Orientador: Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa.

Coorientador (a): Profa. Dra. Daniele Jovem da Silva Azêvedo.

**CAMPINA GRANDE
2020**

É expressamente proibido a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano do trabalho.

O48a Oliveira, Dayany Aguiar de.
Atributos funcionais de diatomáceas perifíticas [manuscrito]
: uma abordagem para avaliação ambiental de reservatórios no
semiárido / Dayany Aguiar de Oliveira. - 2020.
67 p. : il. colorido.
Digitado.
Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) -
Universidade Estadual da Paraíba, Pró-Reitoria de Pós-
Graduação e Pesquisa, 2020.
"Orientação : Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa ,
Departamento de Biologia - CCBS."
"Coorientação: Profa. Dra. Daniele Jovem da Silva
Azêvedo , Departamento de Biologia - CCBS."
1. Perifiton. 2. Biomassa algal. 3. Bioindicadores. 4.
Impacto ambiental. I. Título

21. ed. CDD 577

DAYANY AGUIAR DE OLIVEIRA

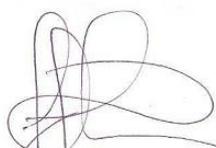
**ATRIBUTOS FUNCIONAIS DE DIATOMÁCEAS PERIFÍTICAS: UMA
ABORDAGEM PARA AVALIAÇÃO AMBIENTAL DE RESERVATÓRIOS NO
SEMIÁRIDO**

Trabalho de Conclusão de Dissertação
apresentada ao Programa de Pós-
Graduação em Ecologia e Conservação
da Universidade Estadual da Paraíba,
como requisito parcial à obtenção do
título de Mestre em Ecologia e
Conservação.

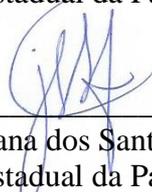
Área de concentração: Ecologia e
Conservação de Ecossistemas
Continentais.

Aprovada em: 28/02/2020.

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa (Orientador)
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



Prof. Dra. Juliana dos Santos Severiano
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



Prof. Dra. Silvia Vendruscolo Milesi
Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (URI)

Dedico a minha mãe e ao meu pai por todo amor,
compreensão, paciência e por todo o incentivo ao longo desses anos.

AGRADECIMENTOS

À Deus, por estar finalizando esse trabalho mesmo diante todas as dificuldades acadêmicas, por ter me sustentado diante tantas perdas ao longo desses dois anos, por ter me fortalecido quando minha família estava passando por provações sejam elas financeiras, psicológicas, físicas. Agradeço a Deus por ter mantido minha fé, mesmo diante de tudo, mesmo quando os problemas pareciam não ter solução, sei que foi ela que me sustentou até aqui. Sem dúvida, o amor de Deus me deu esperança para que eu perseverasse até o fim.

Com todo o amor incondicional, agradeço imensamente aos meus pais, Verônica e Joares por serem minha base, por serem meu exemplo de simplicidade, força e fé, por serem aqueles que eu quero me espelhar para ser um ser humano de caráter. A meu pai agricultor, vaqueiro, homem forte e ao mesmo tempo sensível agradeço pelos ensinamentos que tive diariamente, aprendendo a trabalhar com amor, trabalhar duro, me ensinou a tentar ser o melhor naquilo que faço, fazendo tudo com que amor. A minha mãe, nordestina agricultora, excelente dona de casa, eu aprendi a ter coragem de enfrentar os dilemas diários com fé, a tentar praticar a sabedoria e educação que me foi passada, a respeitar as diferenças. Hoje não tenho dúvidas que se chego a essa fase foi porque as primeiras lições eu aprendi forma em casa. Finalizo agradecendo a ambos por todo o carinho e por nunca desistirem de mim, por terem orgulho dos caminhos que trilhei, por suportarem a saudade, por não me fazer esquecer nunca de onde eu vim.

A minha irmã, Danielly, sempre serei grata por toda as orações, por toda a força e estímulo ao longo desses anos. Agradeço também por todos os conselhos, sermões, e por todo orgulho que tem a cada conquista, pois sei que elas não são apenas minhas, elas são de toda a nossa família. As minhas sobrinhas Lavínya e Lunna, e as minhas afilhadas Nicolý e Lohany por todo o carinho e amor, mesmo eu estando longe.

Ao meu noivo (Júnior), por toda a paciência, compreensão, companheirismo e amizade ao longo desses oito anos juntos, celebrando comigo todas as minhas conquistas e me consolando em todas as minhas angústias e tristezas.

Ao meu Orientador Dr. José Etham de Lucena Barbosa, por ter aberto a porta o laboratório como se fosse sua própria casa para mim, por todos os ensinamentos, por toda compreensão, por ser humano antes mesmo de ser orientador. Obrigada professor, por todo o incentivo, confiança, pelos conselhos e por todo o carinho expressado.

A minha Co-orientadora Dr. Daniele Jovem S de Azevêdo pelos ensinamentos, por toda a paciência, sinceridade, pelo olhar crítico, e principalmente por exigir sempre o melhor de mim. Agradeço aos elogios e também os puxões de orelha que me fizeram amadurecer e crescer na vida acadêmica ao longo desses dois anos. Agradeço também por ter aceitado me coorientar, por toda a dedicação no desenvolvimento desse trabalho, mas principalmente agradeço por perceber as minhas falhas e os meus acertos e dessa maneira contribuir incessantemente no meu aprendizado e na minha vida profissional.

A Dr. Juliana dos Santos Severiano, a quem tenho um imenso carinho e respeito, e considero também como minha co-orientadora. Agradeço por tudo, por você ter mostrado outros horizontes desde que tivemos contato na graduação, agradeço por todo o incentivo, por todos os ensinamentos, por você acreditar e ser sempre atenciosa comigo, sei que a cada bronca e a cada elogio você sempre quis o meu melhor.

A minha grande amiga Ranielle, agradeço por todo o incentivo, pela força, por todos os conselhos, pela paciência. Agradeço por ser sempre mais que uma amiga ser minha irmã, por ser minha colega de trabalho e contribuir sempre para o meu crescimento profissional. Agradeço por termos construído essa linda amizade ao longo desses anos!

Agradeço também a todos que fazem parte do Laboratório de Ecologia Aquática (Leaq) pela convivência diária, pelas conversas construtivas, momentos de descontração e sem dúvida de muito aprendizado. Afinal, de forma direta ou indireta todos contribuíram para o meu crescimento na academia.

Por fim, agradeço ao Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação (PPGEC).

A Universidade Estadual da Paraíba-UEPB.

A Capes pela bolsa concedida.

Obrigada a todos!

RESUMO

Os reservatórios semiáridos são influenciados por diversos impactos antrópicos (como, despejos de esgotos, mudanças hidrológicas, físicas e químicas), e isso interfere na integridade da água desses sistemas, inviabilizando muitas vezes o seu uso para abastecimento público, piscicultura lazer e desenvolvimento de atividades econômicas. Desse modo, é importante avaliar a qualidade ambiental desses sistemas, principalmente utilizando comunidades biológicas (diatomáceas perifíticas), comparando métricas (densidade e biomassa) para mensurar o nível de impacto ambiental. Nesse contexto, avaliamos a qualidade ambiental de diferentes gradientes de impacto com base em um conjunto de atributos funcionais e métricas biológicas (densidade e biomassa) de diatomáceas perifíticas. O estudo foi realizado em quatro períodos (junho, setembro e dezembro e março de 2015), nos reservatórios de Poções, Sumé e Cordeiro localizados no estado da Paraíba. Através da Análise de Componentes Principais (PCA), os sites foram classificados em grupos de impacto (menos impactado, impacto intermediário e severamente impactado), e posteriormente relacionados às métricas biológicas (densidade e biomassa) para determinar qual delas caracterizava melhor os gradientes. Logo após, foram selecionados os atributos funcionais das diatomáceas perifíticas e relacionados com as variáveis ambientais em cada gradiente de impacto ambiental. Observou-se que a biomassa foi mais sensível à variação nos gradientes ambientais, ocorrendo a segregação de espécies em cada gradiente de impacto ambiental. Nos sites LD (sites menos impactados), a espécie *Rhopalodia gibba* ($28588,46 \text{ mm}^3\text{cm}^{-2}$) apresentou maior biomassa, já nos sites de ID (sites de impacto intermediário), a espécie mais representativa foi a *Nitzschia dissipata* ($102714,83 \text{ mm}^3\text{cm}^{-2}$), enquanto que nos sites SD (severamente impactados) a maior biomassa observada foi da espécie a *Gomphonema gracile* ($89412,84 \text{ mm}^3\text{cm}^{-2}$). Analisando o tamanho das espécies, viu-se que os maiores tamanhos apresentaram uma alta contribuição nos sites LD, enquanto que os menores tamanhos estiveram presentes nos sites de maior impacto ambiental (ID e SD). Através da RLQ, observamos relações negativas entre os tamanhos celulares e aos maiores temperaturas nos sites LD. Relações positivas ocorreram nos sites de ID, entre a amônia e a transparência da água com espécies com simetria penada, assim como, relações negativas entre simetria cêntrica e os valores de amônia e transparência da água. Ainda nos sites ID, a clorofila-a apresentou relação positiva entre espécies cêntricas, no entanto, ela também obteve relações negativas com espécies penadas e com rafe. Nos sites SD, espécies com almofadas e hastes mucilaginosas apresentaram relação positiva com a profundidade, e também obtiveram relação negativa com o potencial redox. E a clorofila-a apresentou relação positiva com os menores tamanhos celulares. Conclui-se que os reservatórios variaram quando ao nível de degradação ambiental, sendo esses ambientes caracterizados com menor impacto, impacto intermediário e severamente impactado, sendo os atributos relacionados aos tamanhos celulares e as formas de adesão os principais descritores da condição ecológica desses sistemas, sendo úteis em avaliações ecológicas. Além disso, percebe-se que a biomassa é uma métrica sensível a aos níveis de impacto ambiental, indicando que é importante seu uso na avaliação ambiental. Evidencia-se a necessidade de monitoramento desses sistemas com a proposição de medias que minimizem os impactos ambientais que eles estão sujeitos.

Palavras chaves: perifíton. biomassa algal. Bioindicadores. impacto ambiental.

ABSTRACT

Semi-arid reservoirs are influenced by several anthropic impacts (such as sewage discharges, hydrological, physical and chemical changes), and this interferes with the integrity of the water in these systems, often making their use for public supply, fish farming and leisure activities unfeasible. economic. Thus, it is important to evaluate the environmental quality of these systems, mainly using biological communities (peripheral diatoms), comparing metrics (density and biomass) to measure the level of environmental impact. In this context, we evaluated the environmental quality of different impact gradients based on a set of functional attributes and biological metrics (density and biomass) of peripheral diatoms. The study was carried out in four periods (June, September and December and March 2015), in the Poções, Sumé and Cordeiro reservoirs located in the state of Paraíba. Through Principal Component Analysis (PCA), the sites were classified into impact groups (less impacted, intermediate impact and severely impacted), and later related to biological metrics (density and biomass) to determine which one best characterized the gradients. Soon after, the functional attributes of the peripheral diatoms were selected and related to the environmental variables in each gradient of environmental impact. It was observed that biomass was more sensitive to variation in environmental gradients, with species segregation occurring in each gradient of environmental impact. In LD sites (less impacted sites), the species *Rhopalodia gibba* (28588.46 mm³cm⁻²) had the highest biomass, whereas in ID sites (intermediate impact sites), the most representative species was *Nitzschia dissipata* (102714.83 mm³cm⁻²), while in the SD sites (severely impacted) the largest biomass observed was of the species *Gomphonema gracile* (89412.84 mm³cm⁻²). Analyzing the size of the species, it was seen that the largest sizes had a high contribution on the LD sites, while the smallest sizes were present on the sites with the greatest environmental impact (ID and SD). Through RLQ, we observed negative relationships between cell sizes and higher temperatures on LD sites. Positive relationships occurred at the ID sites, between ammonia and water transparency with species with feathered symmetry, as well as negative relationships between centric symmetry and the values of ammonia and water transparency. Still on the ID sites, chlorophyll-a showed a positive relationship between centric species, however, it also had negative relationships with feathered species and raphe. In the SD sites, species with mucilaginous pads and rods showed a positive relationship with depth, and also had a negative relationship with the redox potential. And chlorophyll-a showed a positive relationship with smaller cell sizes. It is concluded that the reservoirs varied when the level of environmental degradation, with these environments being characterized with less impact, intermediate impact and severely impacted. The attributes related to cell sizes and forms of adhesion are the main descriptors of the ecological condition of these systems, being useful in ecological assessments. In addition, it is noticed that biomass is a metric sensitive to the levels of environmental impact, indicating that its use in environmental assessment is important. The need to monitor these systems is evidenced with the proposal of means that minimize the environmental impacts that they are subject.

Keywords: periphyton. algal biomass. bioindicators. environmental impact.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 –	Distribuição dos sites (pontos em cinza) nos Poções, Sumé e Cordeiro, Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba, estado da Paraíba, Nordeste do Brasil.....	25
Figura 2A–	Análise de Coordenadas principais (PCA em classes). Distribuição das variáveis ambientais em função dos gradientes ambientais. Onde LD = menos impactado; ID = impacto intermediário; SD = severamente impactado. Temp, Temperatura; pH; ORP, Potencial redox; Cond, condutividade elétrica; Turb, turbidez; OD, oxigênio dissolvido; TDS, sólidos totais dissolvidos; Deph, Profundidade; Clo-a, Clorofila-a; PT, fósforo total; SRP, fósforo reativo solúvel; NT, Nitrogênio Total; N-NO ₃ , nitrato; N-NO ₂ , nitrito N- NH ₄ , amônia.	32
Figura 2B –	Análise de Componentes principais (PCA em classes). Distribuição da densidade em função dos gradientes ambientais. Onde LD = menos impactado; ID = impacto intermediário; SD = severamente impactado.....	36
Figura 2C –	Análise de Coordenadas principais (PCA em classes). Distribuição da biomassa em função dos gradientes ambientais. Onde LD = menos impactado; ID = impacto intermediário; SD = severamente impactado...	36
Figura 3 –	Representação gráfica dos atributos funcionais selecionados nos gradientes de menor impacto (LD), impacto intermediário (ID), e severamente impactado (SD).....	38
Figura 4–	Análise de RLQ. Distribuição dos atributos funcionais das espécies em relação as características ambientais nos sites menos impactados. As linhas vermelhas correspondem às relações positivas e as linhas azuis as relações negativas.....	42
Figura 5–	Análise de RLQ. Distribuição dos atributos funcionais das espécies em relação as características ambientais nos sites de impactado intermediário. As linhas vermelhas correspondem às relações positivas e as linhas azuis as relações negativas.....	43
Figura 6–	Análise de RLQ. Distribuição dos atributos funcionais das espécies em relação as características ambientais nos sites severamente impactados. As linhas vermelhas correspondem às relações positivas e as linhas azuis as relações negativas.....	44

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Caracterização de reservatórios da bacia hidrográfica do Rio Paraíba (estado da Paraíba), nordeste do Brasil. dados obtidos a partir da agência executiva de gestão das águas (AESAs).....	25
Tabela 2 – Atributos morfológicos, categorias, e seus respectivos papéis ecológicos.....	28
Tabela 3 – Resultado da Análise de Componentes Principais em classes (PCA). Coeficiente de combinação linear nos dois primeiros eixos da PCA.....	33
Tabela 4 – Média, desvio padrão, valor máximo e mínimo das variáveis físico-químicas avaliadas entre os grupos de gradientes ambientais estabelecidos a partir de 73 sites distribuídos em reservatórios da bacia hidrográfica do rio Paraíba (Sumé, Cordeiro e Poções). Temp, Temperatura; pH; ORP, Potencial redox; Cond, condutividade elétrica; Turb, turbidez; OD, oxigênio dissolvido; TDS, sólidos totais dissolvidos; Deph, Profundidade; Clo-a, Clorofila-a; PT, fósforo total; SRP, fósforo reativo solúvel; NT, Nitrogênio Total; N-NO ₃ , nitrato; N-NO ₂ , nitrito N- NH ₄ , amônia.	34
Tabela 5 – Biomassa dos táxons nos gradientes de menor impacto (LD), sites de impacto intermediário (ID), e sites severamente impactados (SD).....	62
Tabela 6: Dimensão linear máxima das espécies nos sites de menor impacto (LD), impacto intermediário (ID), e severamente impactado (SD). Ausência de indivíduos (*).	40

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APHA	<i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater</i>
AESA	Agência de Gestão de Águas
Alm	Almofadas Mucilaginosas
Biov	Biovolume
Col	Colonial
Cen	Cêntrica
Cond	Condutividade Elétrica
CO	Reservatório Cordeiro
Cloro-a	Clorofila-a
Deph	Profundidade da água
DML-1	Dimensão Linear máxima (grupo de tamanho 1)
DML-2	Dimensão Linear máxima (grupo de tamanho 2)
DML-3	Dimensão Linear máxima (grupo de tamanho 3)
DML-4	Dimensão Linear máxima (grupo de tamanho 4)
Has	Hastes Mucilaginosas
ID	Impacto Intermediário
LD	Menos Impactado
NT	Nitrogênio Total
NO ₃ ⁻	Nitrato
NO ₂ ⁻	Nitrito
NH ₄ ⁻	Amônia
ORP	Potencial oxi-redox
OD	Oxigênio Dissolvido
PT	Fósforo Total
PERMANOVA	<i>Permutational Multivariate Analysis of Variance</i>
Pen	Penadas
PCA	Análise de Componentes Principais
Ph	Potencial hidrogeniônico
PC1	Primeiro eixo da análise de componentes principais
PC2	Segundo eixo da análise de componentes principais
PO	Reservatório Poções

Raf	Rafe
SD	Severamente Impactado
SRP	Fosfato solúvel reativo
Secchi	Transparência da água
Turb	Turbidez
Tub	Tubo de mucilagem
TDS	Sólidos totais dissolvidos
Uni	Unicelular

LISTA DE SÍMBOLOS

%	Porcentagem
±	Mais ou menos
C°	Temperatura em graus
*	Ausência de indivíduos
<	Valor de menor
±	Mais ou menos
μ	Micrometro
®	Programa estatístico

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	14
2. PERGUNTAS	16
3. HIPÓTESES.....	17
4. PREDIÇÃO	17
5. OBJETIVOS.....	17
5.1 <i>Objetivos Geral</i>	17
5.2 <i>Objetivos Específicos.....</i>	17
CAPÍTULO 1: <i>Insights on periphytic diatoms: what the community functional traits shows us through of the environmental gradients?.....</i>	19
6. INTRODUÇÃO	22
7. MATERIAS E MÉTODOS	24
7.1 <i>Área de estudo e desenho amostral.....</i>	24
7.2 <i>Variáveis abióticas.....</i>	25
7.3 <i>Comunidade de diatomáceas perifíticas.....</i>	26
7.4 <i>Atributos funcionais de diatomáceas.....</i>	27
7.5 <i>Análise de dados.....</i>	29
7.6 <i>Comunidade de diatomáceas perifíticas.....</i>	30
8. RESULTADOS.....	31
8.1 <i>Classificação dos sites.....</i>	31
8.2 <i>Comunidade de diatomáceas nos gradientes ambientais.....</i>	35
8.3 <i>Atributos funcionais de diatomáceas perifíticas vs gradientes ambientais.....</i>	37
9. DISCUSSÃO.....	45
10. CONCLUSÃO.....	50
11. REFERÊNCIAS.....	51
12. MATERIAL SUPLEMENTAR.....	67

1. INTRODUÇÃO GERAL

Os ecossistemas aquáticos têm sido negativamente afetados por diversas influências antrópicas como: despejos de esgotos in natura, alteração na hidrologia e morfologia (Pandey et al. 2014). Esses impactos afetam fortemente a integridade ecológica desses sistemas e, devido ao empobrecimento da qualidade da água, inviabilizam o consumo pelos potenciais riscos à saúde humana. Além disso, essas frequentes alterações representam uma das principais causas das perdas da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos (Dalu et al., 2017; Mancini et al., 2017; Marcheggiani et al., 2019; Borgwardt et al., 2019).

Como as pressões ambientais negativas têm sido cada vez mais intensas e extensas, torna-se necessário incorporar medidas que avaliem os impactos ambientais cumulativos a partir de múltiplos estressores, tendo em vista que as avaliações dos impactos ambientais possibilitam uma maior compreensão sobre os fatores que influenciam as perdas da biodiversidade, além de fornecer informações e soluções para assegurar a conservação das espécies e a manutenção dos serviços ecossistêmicos (Elliott et al., 2017; Piet et al., 2017; Borgwardt et al., 2019).

Quando falamos em integridade ecológica, partimos do conceito de qualidade estrutural e funcional dos ecossistemas (European Council, 2000; Larras et al., 2017). Assim, a avaliação da integridade dos ecossistemas fornece informações que possibilitam prever como as espécies respondem às perturbações ambientais e como as mudanças ambientais interferem nas relações ecológicas entre as espécies (Statzner et al., 2001; Cabecinha et al., 2009). Nesse sentido, o emprego de ferramentas para avaliação da integridade ecológica torna-se fundamental, sobretudo em ecossistemas como os reservatórios, já que são artificialmente modificados e sofrem constantemente com o assoreamento, erosão e eutrofização artificial (Araújo et., 2006; Figueirêdo et al., 2007; Malveira et al., 2012).

Apesar de artificiais, os reservatórios são importantes elementos da paisagem estando associados à manutenção da biodiversidade, especialmente em zonas secas (áridas e semiáridas), onde os rios são predominantemente intermitentes (Sousa et al., 2008). Além disso, representam importantes fontes de armazenamento da água durante os períodos de estiagem prolongada, o que possibilita o desenvolvimento de atividades econômicas e de provimento (ex. abastecimento público, dessedentação animal, produção agrícola irrigada, piscicultura) (Freitas et al., 2011; Padedda et al., 2017).

Diferentes abordagens metodológicas podem ser aplicadas para garantir a vigilância ecológica desses ecossistemas, como a avaliação de: características hidromorfológicas, químicas e físicas, taxonômicas e funcionais (Reyjol et al., 2014; Tapolczai et al., 2016; Sharifinia et al., 2016). Dentre essas, a abordagem taxonômica representa uma medida que está relacionada a identificação das espécies de acordo com critérios morfológicos e reprodutivos (Tapolczai et al., 2016). Essa abordagem descreve a composição, riqueza, abundância, densidade e biomassa das espécies, podendo associá-las com as condições ambientais para a caracterização das preferências ecológicas (Schmidt-Kloiber; Nijboer, 2004; Horrigan; Baird, 2008; Poikane et al., 2011).

Embora a utilização da abordagem taxonômica seja comum, parâmetros estruturais, a exemplo da densidade, podem mascarar a interpretação da relação espécie-espécie-ambiente, pois atribuem o mesmo peso (quantificação celular) a todas as espécies presentes, independentemente de seu papel na comunidade (Congestri et al., 2005). Por outro lado, a utilização da biomassa tem se destacado em estudos de avaliação da integridade ecológica, visto que esse componente estrutural descreve não apenas a presença das espécies e suas variações espaço-temporais, mas a contribuição individual (biovolume celular) que cada espécie possui no ambiente (Congestri et al., 2005).

Outra abordagem de destaque em estudos ecológicos é a funcional (Niemi; McDonald, 2004; Bere; Tundise, 2010; Giorgio et al., 2016). Essa, por sua vez, utiliza o conjunto de atributos funcionais da comunidade (por exemplo: formas de adesão, estrutura celular, tamanho celular) para comparar habitats com diferentes *pools* de espécies, fazendo generalizações sobre a dinâmica ecossistêmica, o que fornece maior poder preditivo de estudos ecológicos baseados em comunidades (McGil et al., 2006; Weeb et al., 2010). Os atributos funcionais são unidades básicas, associadas aos aspectos morfológicos, fisiológicos ou fenológicos (Violle et al., 2007), os quais refletem estratégias de adaptação e competição entre as espécies (Díaz; Cabido, 2001; Tapolczai et al., 2016). Pelo fato dos atributos funcionais representarem o logo tempo de história de vida das espécies, acredita-se que o conjunto funcional presente em uma comunidade possa ser resultado da filtragem ambiental (Heino; Schmera; Erős, 2013; Török et al., 2016; Cardoso et al., 2017; Dunck et al., 2018).

Dentre as comunidades biológicas avaliadas dentro da abordagem taxonômica e funcional, encontra-se as diatomáceas perifíticas (Pandey et al., 2018). Essa comunidade se destaca por ser uma sésil e ter uma ampla diversidade taxonômica, morfológica, ecológica e por apresentarem diferentes estratégias adaptativas, que lhes confere capacidade de colonização e persistência em diferentes habitats (Ferragut; Bicudo, 2010; Algarte et al., 2017). Além disso, essa comunidade comumente tem sido utilizada como indicadores biológicos, por ser composta por organismos que ocupam importante função na base da cadeia alimentar e serem sensíveis a distúrbios físicos, químicos e biológicos (Stenger-Kovács et al., 2007; Bolla et al., 2010; Blanco et al., 2013; Zhang et al., 2017).

Dessa forma, a avaliação da integridade ecológica baseada em atributos taxonômicos e funcionais de diatomáceas perifíticas pode fornecer informações sobre a estrutura dos biofilmes e as mudanças desses em consequência de impactos ambientais (Berthon et al., 2011). Embora a importância da comunidade perifítica como indicadora da condição ambiental seja evidenciada, existe uma lacuna de estudos que utilizem a abordagem funcional para avaliação de gradientes ambientais. Nesse sentido, a utilização dessa comunidade como indicador da saúde ecológica de ambientes lênticos demonstra potencial para o avanço do conhecimento acerca dos conjuntos funcionais esperados sob diferentes níveis de pressões.

Acreditamos que o presente estudo reúne importantes *insights* para o monitoramento ambiental e subsidia informações de grande relevância para elaboração de métodos e propostas de manejo, conservação e/ou restauração os ecossistemas, bem como para uma avaliação preditiva futura. Quando consideramos especificamente a dinâmica de reservatórios, estudos como esse contribuem com a proposição de políticas de gerenciamento e gestão, voltadas a minimização ou reversão de impactos ambientais.

2. PERGUNTAS

1. Quais atributos funcionais das diatomáceas perifíticas caracterizam o impacto ambiental nos diferentes gradientes ambientais?
2. Gradientes ambientais com menor nível de impacto e maior nível de impacto selecionam espécies que investem mais em crescimento celular ou formas de adesão?

3. HIPÓTESES

H-1- Os atributos funcionais das diatomáceas perifíticas que respondem aos diferentes níveis de impacto ambiental são o tamanho celular das espécies e as formas de adesão (almofadas e hastes mucilaginosas).

H-2- Gradientes com menor nível de impacto ambiental as diatomáceas perifíticas investem em crescimento celular, enquanto que gradientes com maior impacto ambiental as espécies investem mais em estratégias adaptativas.

4. PREDIÇÃO

Espera-se que os atributos funcionais das diatomáceas perifíticas mostrem diferenças nos diferentes gradientes ambientais, e que atributos específicos das diatomáceas perifíticas como, tamanhos celulares e formas de adesão sejam os atributos que mais reflitam o nível de impacto nos gradientes ambientais. Além disso, espera-se que ambientes mais impactados tenham espécies com tamanhos celulares menores e apresentem espécies com diferentes estratégias de adesão, enquanto que nos ambientes menos impactados haja a predominância de espécies com tamanhos maiores.

5. OBJETIVOS

5.1 Objetivo Geral

O presente trabalho tem como objetivo analisar a dinâmica de aspectos estruturais (densidade e biomassa) e funcionais (atributos funcionais) da comunidade de diatomáceas perifíticas em diferentes gradientes ambientais. Adicionalmente, avaliar o conjunto de atributos funcionais e espécies que caracterizam locais sob diferentes níveis de pressão ambiental.

5.2 Objetivos Específicos

- ✓ Classificar os sites com base em gradientes ambientais;

- ✓ Inventariar a biodiversidade de algas perifíticas em reservatórios no semiárido;
- ✓ Analisar o conjunto funcional e estrutural de diatomáceas perifíticas nos diferentes gradientes ambientais encontrados;
- ✓ Elencar quais são as variáveis ambientais significativamente importantes para o conjunto de atributos funcionais e espécies em cada gradiente ambiental encontrado;
- ✓ Comparar a sensibilidade da densidade e da biomassa como parâmetro biológico base para avaliação funcional em função dos gradientes ambientais;

Capítulo 1. *Insights* on periphytic diatoms: what the community functional traits shows us through of the environmental gradients?

Manuscrito será submetido a ser submetido à Ecological Indicators



Rhopalodia gibba Foto: Dayany Aguiar

1 **Capítulo 1.** *Insights on periphytic diatoms: what the community*
2 *functional traits shows us through of the environmental*
3 *gradients?*

4 ^aDayany Aguiar de Oliveira, ^bDaniele Jovem-Azevêdo, ^cJosé Etham de Lucena
5 **Barbosa^c**

6 ^{a,c}Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação - Universidade Estadual da Paraíba,
7 Brasil; ^bPrograma de Pós-Graduação em Ciências Naturais e Biotecnologia –
8 Universidade Federal de Campina Grande, Brasil.
9

10 **Author Correspondence:** Dayany Aguiar de Oliveira, Universidade Estadual da Paraíba, Rua
11 Baraúnas 351, Bairro Universitário, 58429-500, Campina Grande (PB), Brasil. E-mail:
12 dayanyaguiar93@gmail.com

13 **Resumo:**

14 Avaliamos a qualidade ambiental dos gradientes com base no conjunto de
15 atributos funcionais e métricas biológicas (densidade e biomassa) de diatomáceas
16 perifíticas. O estudo foi realizado em quatro períodos (junho, setembro, dezembro e
17 Março de 2015), nos reservatórios de Poções, Sumé e Cordeiro nos estado da Paraíba. A
18 Análise de Componentes Principais (PCA) relacionou os gradientes de impacto (menos
19 impactado, impacto intermediário e severamente) com as métricas biológicas (densidade
20 e biomassa), com o intuito de identificar qual métrica melhor caracterizava o grau de
21 impacto desses ambientes. Dentre as métricas, observou-se que a biomassa foi mais
22 sensível a variação nos gradientes ambientais, ocorrendo a segregação de espécies
23 específicas em cada gradiente. A espécie *Rhopalodia gibba* apresentou maior biomassa
24 com valor de (28588,46 mm³cm⁻²) nos sites LD, enquanto que nos sites ID a espécie
25 mais representativa foi *Nitzschia dissipata* (102714,83 mm³cm⁻²), já nos sites SD a
26 espécie que obteve maior biomassa foi *Gomphonema gracile* (89412,84 mm³cm⁻²). Nos
27 sites LD houve maior contribuição de espécies com tamanhos maiores, já os sites de
28 maior impacto (ID e SD), a maior representatividade foi dos menores tamanhos. A
29 partir da análise de RLQ verificamos que houve relações negativas entre os tamanhos
30 celulares e os maiores temperatura nos sites LD. Enquanto que ocorreram relações
31 positivas nos sites de ID, entre a transparência da água e a amônia com espécies com
32 simetria penada, de mesmo modo, ocorreram relações negativas entre a transparência da
33 água e a amônia com espécies com simetria cêntrica. Nos sites ID também foi
34 observado que a clorofila-*a* apresentou relação positiva entre espécies cêntricas, no
35 entanto, ela também obteve relações negativas com espécies penadas e com rafe. Nos
36 sites SD, espécies com amofadas e hastes mucilaginosas apresentaram relação positiva
37 com a profundidade, e também obtiveram relação negativa com o potencial redox. E a
38 clorofila-*a* apresentou relação positiva com os menores tamanhos celulares. Conclui-se
39 que os reservatórios estudados apresentaram graus diferentes de impacto ambiental, os
40 quais estiveram intimamente associados com os atributos funcionais (formas de adesão
41 e tamanhos celulares) das diatomáceas perifíticas. Adicionalmente, notou-se que a
42 biomassa que foi a métrica biológica mais sensível aos diferentes níveis de impacto
43 ambiental. Dessa maneira, evidencia-se a necessidade de utilizar atributos funcionais
44 juntamente com métricas biológicas para a avaliação ambiental de reservatórios
45 semiáridos, com o intuito de minimizar o impacto ambiental que esses sistemas estão
46 expostos.

47 **Palavras chaves:** atributos, biomassa algal, bioindicadores, reservatórios, semiárido.

48 6. INTRODUÇÃO

49 Em todo o mundo, os ecossistemas aquáticos têm sofrido com impactos
50 antropogênicos e esses impactos têm provocado a deterioração da qualidade da água e a
51 alteração na integridade ecológica (Solis; Pawlik-Skowronska; Kalinowska, 2016; Dalu,
52 et al., 2017). A integridade ecológica é definida pela qualidade estrutural e funcional
53 dos ecossistemas (Borja, 2005; Muxika; Borja; Bald, 2007; Kelly et al., 2009). Esta
54 última, por sua vez, pode ser avaliada a partir do conjunto de atributos funcionais das
55 comunidades, os quais são analisados através de características morfológicas,
56 bioquímicas, estruturais, fisiológicas, fenológicas ou comportamentais das espécies
57 (Violle et al., 2007; Díaz et al., 2013).

58 A abordagem baseada em atributos funcionais tem ganhado maior relevância na
59 descrição da integridade ecológica dos ecossistemas, pois possibilitam avaliar a
60 distribuição das espécies em diferentes habitats e elencar os atributos sensíveis e
61 tolerantes às perturbações ambientais (Suding et al., 2008; Mantzouki et al., 2016;
62 Tapolczai et al., 2016; Jovem-Azevêdo et al., 2019). Também são considerados como
63 ferramentas úteis para descrever a diversidade funcional, as características dos
64 ecossistemas e seu funcionamento (Litchman; Klausmeier, 2008; Terseleer et al., 2014;
65 Weithoff; Beisner, 2019). O conjunto de atributos reflete não apenas a presença ou a
66 identidade das espécies, mas também, o papel funcional que elas exercem no sistema
67 (Hillebrand;Matthiessen, 2009; Suding et al., 2008), incluindo os fatores que governam
68 a coexistência de espécies que compõem as comunidades em diferentes regiões
69 geográficas (Statzner et al., 2005; Demars et al., 2012). A vantagem de utilizar essa
70 abordagem é porque ela possibilita uma avaliação holística em menor tempo, o que
71 representa uma alternativa economicamente viável para programas de monitoramento
72 (Cormier et al., 2019). Sua aplicação mais simplificada, evita as limitações e incertezas
73 da identificação taxonômica (Berthon et al., 2011; B-Béres et al., 2014; Wang et al.,
74 2018).

75 Diferentes comunidades têm sido utilizadas para análise funcional:
76 macroinvertebrados (Jovem-Azevêdo et al., 2019), perifíton (Pandey et al., 2018),
77 fitoplâncton (Reynolds et al., 2002) e peixes (Ferreira et al., 2007). Dentre essas
78 comunidades, as diatomáceas perifíticas tem se destacado por ser um grupo diverso de
79 microalgas sésseis, que por serem fixas são mais sensíveis as variações ambientais
80 (Hildebrand; Lerch, 2015; Vasiljević et al., 2017; Faria et al., 2019). Além disso,

81 representam um importante grupo dentro dos produtores primários, estando
82 intimamente associadas aos ciclos biogeoquímicos (Nelson et al., 1995; Tornés;
83 Sabater, 2015; Casabianca et al., 2017).

84 Diatomáceas perifíticas exibem uma ampla diversidade taxonômica, morfológica e
85 ecológica, o que lhes permite colonizar diferentes ambientes (Passy, 2008; Pandey et
86 al., 2018; Stenger-Kovács et al., 2018). Conseqüentemente, as espécies de diatomáceas
87 apresentam diferentes níveis de sensibilidade e tolerância às flutuações nos regimes de
88 perturbação (Algarte et al., 2017). Os atributos como: rafe, mucilagem, simetria,
89 organização celular, volume, dimensão máxima linear, conferem ao biofilme perifítico
90 uma ampla diversidade de estratégias competitivas e de tolerância.

91 Além desses atributos funcionais supracitados, podem ser incorporadas métricas
92 biológicas (como por exemplo, densidade e biomassa) como ferramentas na avaliação
93 ambiental para mensurar a produtividade primária das diatomáceas perifíticas. Visto
94 que, a densidade celular quantifica o número de células, ela fornece uma estimativa do
95 tamanho da comunidade (Stevenson; Pan; Dam, 1999; Verb; Vis, 2000), enquanto que
96 a biomassa ela reflete não apenas a presença das espécies, mas reflete o volume
97 celular de cada táxon (Congestri et al., 2005). Nesse sentido, analisar de forma
98 comparativa a densidade e a biomassa e utilizar atributos funcionais de diatomáceas
99 perifíticas pode fornecer uma alternativa mais confiável e eficiente nas avaliações
100 ecológicas.

101 Nessa perspectiva, estudos anteriores demonstram o potencial indicador da
102 comunidade de diatomáceas perifíticas (ex. Passy, 2007; B-Béres et al., 2014), no
103 entanto, estudos com base no conjunto funcional e na comparação de métricas
104 biológicas dessa comunidade para avaliação de diferentes gradientes ambientais em
105 ecossistemas reservatórios são pouco inexistentes, sendo mais comum em sistemas
106 lóticos (Pandey et al., 2018). Esses ecossistemas, apesar de artificiais, apresentam
107 ampla importância ecológica, pois oferecem opções de manejo e gestão integrada de
108 bacias hidrográficas e representam elementos fundamentais para a conservação da
109 biodiversidade local, especialmente em regiões secas, devido a longos períodos de
110 ausência da água no leito dos rios (Havel et al., 2005; Vidal-Abarca et al., 2014;
111 Tundisi et al., 2018).

112 Nesse estudo, analisamos a dinâmica dos atributos funcionais de diatomáceas
113 perifíticas com o objetivo selecionar o conjunto de traços que caracterizam os diferentes
114 gradientes ambientais em reservatórios. Além disso, analisamos comparativamente a

115 sensibilidade da densidade e biomassa como fatores biológicos base para a análise dos
116 atributos funcionais, a fim de avançar no conhecimento sobre qual métrica biológica é
117 mais indicada para caracterização funcional da comunidade. Esperamos que haja uma
118 separação de atributos funcionais relacionados ao impacto ambiental, no qual os sites
119 com maior impacto apresentem espécies com tamanho celular menores e formas de
120 adesão, e que sites de menor impacto apresentem a dominância de espécies com
121 tamanhos maiores. Além disso, espera-se que a biomassa seja o aspecto estrutural que
122 melhor responda as influências dos impactos ambientais, e que haja uma nítida
123 separação de gradientes com base na dominância de espécies com maior biomassa.

124

125 **7. MATERIAL E MÉTODOS**

126

127 *7.1 Área de estudo e desenho amostral*

128

129 O presente estudo foi realizado em três reservatórios (Poções, Sumé e Cordeiro)
130 selecionados a partir da bacia hidrográfica do rio Paraíba, região nordeste do Brasil
131 (Tabela 1; Figura 1). A bacia do rio Paraíba possui uma área de 20.071,83 km²
132 (6°51'31" e 8°26'21" 34°48'35" e 37°2'15"), sendo considerada a segunda maior bacia
133 hidrográfica do estado da Paraíba, pois abrange 38% do seu território, o qual é ocupado
134 por cerca de 1.828.178 habitantes, 52% da sua população total do estado (AESAs, 2018).
135 A região é classificada com clima do tipo BSh, semiárido quente (Köppen., 1948). A
136 vegetação é caracterizada predominantemente por espécies de pequeno porte e por
137 arbustos suculentos com espinhos (Guedes, 2010).

138 As amostragens ocorreram em quatro períodos: Junho, Setembro e Dezembro
139 (2014) e Março (2015). Em cada reservatório, 25 sites na região litorânea foram
140 selecionados aleatoriamente, sendo estes distribuídos de forma a abranger todo o
141 perímetro do reservatório (Figura 1).

142

143

144

145

146

147

148 Figura 1: Distribuição dos sites (pontos em cinza) nos Poções, Sumé e Cordeiro, Bacia
 149 Hidrográfica do Rio Paraíba, estado da Paraíba, Nordeste do Brasil.

150

151

152

153

154

155

156

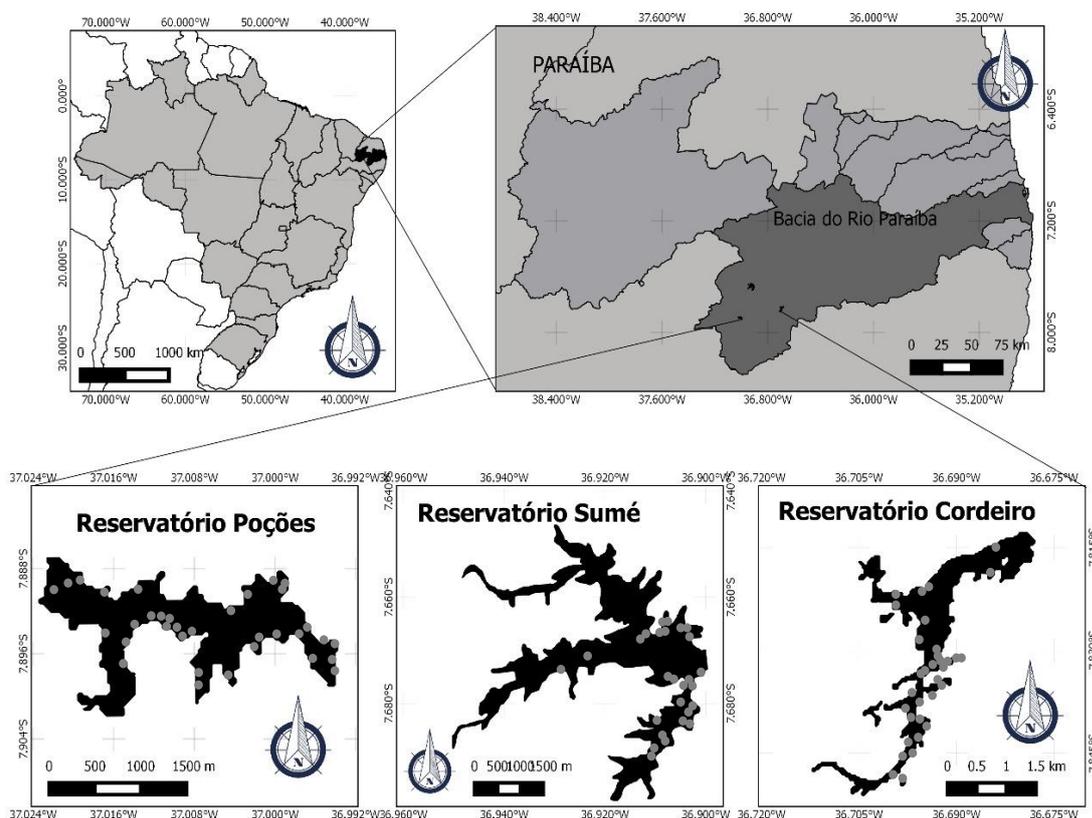
157

158

159

160

161



162

163

164

165

166

167

168

169

170

171

172

173

174

Tabela 1: Caracterização de reservatórios da bacia hidrográfica do rio Paraíba (estado da Paraíba), Nordeste do Brasil. Dados obtidos a partir da Agência Executiva de Gestão das Águas (AESAs).

Reservatório	Ano de Construção	Município	Latitude	Longitude	Capacidade Máxima (m ³)
Poções	1982	Monteiro	7°53'45"S	37°0'50"W	29.861.562
Cordeiro	1988	Congo	07°47'49"S	6°39'35W	69.965.945
Sumé	1962	Sumé	7°40'18"S	36°52'48"W	44.864.100

175

176

7.2 Variáveis abióticas

177

178

179

Em cada local de amostragem foram mensurados parâmetros físicos e químicos da água, como: temperatura da água (°C), turbidez (UNT), pH, oxigênio dissolvido (mgL⁻¹)

180 ¹), potencial redox, condutividade elétrica (mS/cm) e sólidos totais dissolvidos (g/L),
181 utilizando sonda multi-parâmetro (Horiba U-50). A transparência água (m) foi avaliada
182 através do desaparecimento do disco de Secchi. Adicionalmente, um litro de água foi
183 coletado em cada site na sub-superfície (profundidade máxima de 0.6m) e
184 acondicionados em frascos de polietileno. Em laboratório, foram estimadas as
185 concentrações de nutrientes fosfatados (fósforo total/ μgL^{-1} e fosfato solúvel
186 reativo/ μgL^{-1}) e nitrogenados (nitrogênio amoniacal/ μgL^{-1} nitrito/ μgL^{-1} , nitrato/ μgL^{-1} , e
187 nitrogênio total/ μgL^{-1}), segundo a metodologia descrita no *Standard Methods for the*
188 *Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). As concentrações de clorofila-*a*
189 foram estimadas através da extração do pigmento utilizando acetona 90% (Lorezen,
190 1966).

191 Os valores de fósforo total, fosfato solúvel reativo, clorofila-*a*, e Secchi foram
192 utilizados para calcular o Índice de Estado Trófico (IET), descrito por Carlson (1977) e
193 modificado para ambientes tropicais por Toledo et al. (1983). A classificação trófica
194 seguiu o seguinte critério: oligotrófico $\text{IET} < 44$, mesotrófico $44 < \text{IET} < 54$ e eutrófico
195 $\text{IET} > 54$. Esse índice tem sido considerado como o mais indicado para classificação do
196 nível trófico das águas em reservatórios (Azevêdo et al., 2015).

197

198 7.3 Comunidade de diatomáceas perifíticas

199

200 As amostras de diatomáceas foram coletadas a partir da seleção aleatória de 25
201 substratos rochosos, um para cada site amostrado. As raspagens dos substratos foram
202 realizadas em uma área de (25cm^2) utilizando escovas de cerdas finas e jatos de água
203 destilada. O material foi acondicionado recipientes plásticos de 50ml e conservadas com
204 solução de lugol a 1% e formol a 4%. A análise qualitativa da comunidade foi realizada
205 por meio da visualização morfológica e morfométrica dos organismos ao menor nível
206 taxonômico sempre que possível, utilizando microscópio binocular e com auxílio de
207 chaves de identificação específicas (Barber; Haworth, 1981; Germain, 1981). As amostras
208 foram utilizadas para a confecção de lâminas permanentes usando Balsamo do Canadá
209 (Natural), seguindo a metodologia de (Müller-Melchers; Ferrando, 1965).

210 A análise quantitativa foi realizada em microscópio invertido (Zeiss Axiovert 40 C),
211 conforme Utermöhl (1958) e o tempo de sedimentação de acordo com Lund et al.
212 (1958). A contagem das amostras considerou os indivíduos das espécies mais

213 abundantes em um transecto, com no mínimo 30 campos contados. A densidade foi
214 definida seguindo a metodologia descrita por Pômpeu e Moschini-Carlos (2003). Para
215 obtenção do biovolume, as espécies foram enquadradas nas formas geométricas
216 (cilindro, esfera, cone, paralelepípedo, pirâmide, elipsoide) descritas por Hillebrand et
217 al., (1999), considerando as medidas obtidas em 20 indivíduos. As medidas das espécies
218 raras foram consideradas a partir dos valores disponíveis na literatura (Brasil; Huszar,
219 2011). Ao final, para o cálculo da biomassa/espécie, multiplicamos o biovolume/espécie
220 pela sua densidade na amostra.

221

222 *7.4 Atributos funcionais de diatomáceas*

223

224 A análise dos atributos funcionais das espécies de diatomáceas foi realizada a partir
225 de 6 atributos morfológicos, distribuídos em 14 categorias (Tabela 2). Foram analisados:
226 tipo de organização celular, mucilagem, simetria, biovolume, dimensão linear máxima e
227 presença de rafe. Dentre esses, o tipo de organização celular foi classificado de acordo
228 com Kruk et al., (2010, 2011) e a presença de rafe, mucilagem, dimensão linear máxima
229 foram classificadas observando diretamente os indivíduos identificados. A dimensão
230 linear máxima (DML) foi avaliada a partir do comprimento (μm) dos indivíduos. A
231 partir do conjunto de dados de DML, foi calculado o valor mínimo e máximo
232 encontrados na matriz. Posteriormente, os valores de DML foram agrupados em quatro
233 categorias de tamanho: DML-1 (indivíduos de 5 a 30 μm); DML-2 (31 a 60 μm); DML-
234 3 (61 a 100 μm); DML-4 (>101 μm). Assim como para a biomassa, a DML foi obtida
235 considerando 20 indivíduos medidos.

236

Tabela 2: Atributos funcionais de diatomáceas perifíticas, suas respectivas categorias e papéis ecológicos.

Atributos morfológicos	Categorias	Papel Ecológico	Referências	Siglas
Tipo de organização celular	Unicelular	Absorção de nutrientes, luz, movimentação e proteção contra a predação.	(Beardall et al., 2009)	Uni
	Colonial			Col
Mucilagem	Almofada	Adesão e locomoção.	(Edgar; Pickett – Heaps, 1983; Higgins et al., 2003)	Alm
	Tubo			Tub
	Haste/Pedúnculo			Has
Simetria	Cêntrica	Adesão, proteção mecânica e predação.	(Casterlin; Reynolds, 1977; Hamm e al. 2003)	Cen
	Penada			Pen
Biomassa (mm³cm²)	Biomassa Média em (mm ³ cm ²)	Taxa de crescimento específico; a absorção de recursos e as propriedades de interceptação de luz.	(Kruk et al., 2010)	Bio
Dimensão linear máxima - MLD (µm²)	5 á 30µm	Exploração de recursos.	(Reynolds et al., 1984; Fonseca et al., 2014)	DML-1
	31 á 60µm			DML-2
	61 á 100µm			DML-3
	>101µm			DML-4
Penada/Rafe	Presença	Motilidade.	(Ruck; Theriot, 2011)	Raf
	Ausência			

237

238

239

240

241

242 7.5 Analise de dados

243

244 *Classificação dos gradientes ambientais*

245 Os dados ambientais foram previamente analisados através de uma série de
246 correlações bivariadas de Spearman (Draftsman's Plot) e as variáveis altamente
247 correlacionadas (>0.75) foram excluídas. A feofitina e o índice de estado trófico
248 apresentaram uma alta correlação e por isso foram retirados das análises. Aquelas
249 variáveis com distribuição não-normal (pH, potencial redox, turbidez, oxigênio
250 dissolvido, secchi, clorofila-*a*, nitrogênio total, nitrato, nitrito, amônia, fósforo total e
251 fósforo reativo solúvel) foram transformadas em $\log(x+1)$ e posteriormente
252 normalizadas.

253 A classificação dos sites foi realizada uma análise de componentes principais (PCA)
254 baseado nos estressores ambientais (características físicas e químicas da água), a tabela
255 ambiental foi estruturada seguindo tabela elaborada por Molozzi et al. (2013), com o
256 objetivo de relacionar áreas sob menores e maiores níveis de degradação ambiental.
257 Posteriormente, a média e o desvio padrão de cada estressor foi calculado para o
258 estabelecimento dos intervalos entre os grupos ambientais formados. Os sites foram
259 classificados nos seguintes grupos: menos impactado (LD - sites com menores valores
260 dos estressores ambientais), impacto intermediário (ID - sites com valores
261 intermediários dos estressores ambientais) e severamente impactado (SD- sites com
262 maiores valores dos estressores ambientais), seguindo a proposição da nomenclatura de
263 Gomes et al., (2018).

264 Para avaliar se havia diferenças significativas entre os grupos formados (gradientes
265 ambientais e seus respectivos níveis) foram realizadas "Permutational Multivariate
266 Analysis of Variance" (PERMANOVA – Distância Euclidiana como medida de
267 dissimilaridade e 9999 permutações; Anderson et al. 2008). Também foram avaliadas as
268 diferenças significativas entre das variáveis biológicas (densidade e biomassa) entre os
269 gradientes ambientais utilizando a PERMANOVA's.

270 Com relação às variáveis ambientais, previamente, avaliamos a normalidade e
271 homocedasticidade dos dados através dos testes Shapiro Wilk e Bartlett. A partir destes
272 testes, foi observado que os dados eram caracterizados por uma distribuição não normal
273 e heterogênea. Assim, para avaliar se houve diferenças significativas das variáveis
274 ambientais analisadas e os gradientes ambientais, empregamos o teste não-paramétrico

275 Kruskal-Wallis. Essas análises foram feitas no software PRIMER + PERMANOVA 6
276 (2006), e no programa R Core Team.

277

278 7.6 Comunidade de diatomáceas perifíticas

279

280 Para verificar a relação das variáveis biológicas (densidade e biomassa) entre os
281 gradientes pré-estabelecidos foi realizada uma análise de coordenadas principais (PCA),
282 a fim de determinar qual das métricas biológicas melhor caracteriza os agrupamentos
283 dos gradientes ambientais. Logo após, para avaliar se houve diferenças significativas
284 entre as variáveis biológicas (densidade e biomassa) das comunidades ao longo dos
285 gradientes ambientais foi empregada a série de PERMANOVA's (transformação em
286 raiz-quarta, Bray-Curtis como medida de dissimilaridade e 9999 permutações).

287 Para testar diferenças significativas entre os grupos de DML estabelecidos,
288 empregamos a análise de PERMANOVA (transformação da raiz quarta; coeficiente de
289 Bray-Curtis) e testes *a posteriori* (*post-hoc test*), a fim de confirmar se os grupos
290 definidos previamente são representativos. Observamos que houve diferenças
291 significativas entre os grupos previamente estabelecidos, exceto entre os grupos DML-3
292 e DML-4, por isso os valores desses grupos foram unificados formando agora o grupo
293 DML-3 (61µm à 126µm), considerando a partir de então apenas três grupos de tamanho
294 (DML-1, DML-2 e DML-3) para a análise funcional.

295 Por fim a análise de RLQ (R; variáveis ambientais, L; biomassa da comunidade, Q;
296 e atributos das comunidades) (Dolédec et al. 1996), foi realizada para relacionar os
297 atributos funcionais das diatomáceas perifíticas com os estressores ambientais
298 (características físicas e químicas) e entender quais variáveis abióticas correlacionam-
299 se aos atributos funcionais em cada gradiente de impacto ambiental (LD, ID, e SD).
300 Para testar se correlações indicadas pela RLQ são significativas, utilizou-se o método de
301 fourth corner (9999 permutações) (Dray et al., 2014). Selecionamos o modelo 6, o qual
302 combina com dois métodos de permutação (modelos 2 e 4) para analisar a significância
303 entre os atributos funcionais e as variáveis ambientais (Dray et al., 2014). A análise de
304 RLQ e os métodos FDR foram realizados no programa estatístico R (The R
305 Development Core Team, 2016), utilizando os pacotes Vegan e FD (Laliberté et al.,
306 2014; Oksanen et al., 2016).

307

308

8. RESULTADOS

8.1 Classificação dos gradientes ambientais

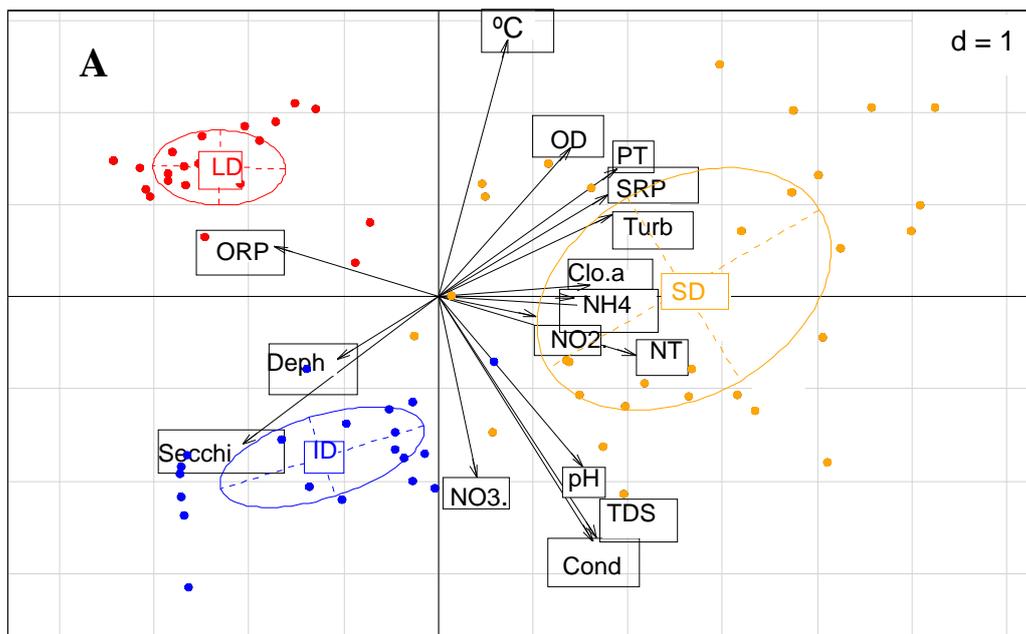
A análise de PCA mostrou a formação de três grupos de sites em função dos níveis das variáveis ambientais (Figura 2, Tabela 3). Um total de 23 sites foram classificados como menos impactados, aqueles com menor amplitude das variáveis estressoras; 20 sites foram agrupados no nível intermediário dos estressores; e o maior número de sites (30) estiveram com maior amplitude de variáveis estressoras, caracterizando sites severamente impactados (Tabela 3). O primeiro e segundo eixos do PCA em classes explicaram juntos um total de 75,89% da variabilidade total dos dados.

Onde, foi possível verificar que a variável potencial de oxi-redução (ORP) exerceu uma maior influência sobre o grupo menos impactado, enquanto que no grupo de impacto intermediário, as variáveis profundidade e transparência da água estiveram mais relacionadas ao grupo. E nos sites que apresentavam maior impacto (grupo severamente impactado) observou-se a influência das variáveis temperatura, pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, fósforo total, fósforo reativo solúvel, turbidez, clorofila, amônia, nitrito, nitrato e nitrogênio total (Tabela 3).

Nos gradientes menos impactados, as variáveis ambientais que apresentaram maiores valores foram o potencial redox (Min= 98,00 e Max= 183,00), a profundidade (Min= 0,52cm² e Max= 1,10 cm²), amônia (Min= 19,57 µg L⁻¹ e Max= 106,09 µg L⁻¹), fósforo total (Min= 59,88µg L⁻¹ e Max= 305,75 µg L⁻¹), e nitrogênio total (Min= 90,49 µg L⁻¹ e Max= 254,89 µg L⁻¹) (Tabela 4). Já nos sites de impacto intermediário, observou-se que as variáveis nitrogênio total (Min= 80,43 µg L⁻¹ e Max= 251,55 µg L⁻¹), nitrato (Min= 1,00 µg L⁻¹ e Max=121,57µg L⁻¹) e fósforo total (Min= 43,25 µg L⁻¹ e Max= 116,50 µg L⁻¹) apresentam as maiores concentrações (Tabela 4). Nos sites severamente impactados, verificou-se menores valores apenas nas variáveis condutividade elétrica (Min= 1,02mS/cm e Max= 3,14mS/cm), sólidos totais dissolvidos (Min= 0,68 g L⁻¹ e Max= 2,05 g L⁻¹), profundidade (Min=0,42 cm² e Max=0,89 cm²), e transparência da água (Min=0,18 cm² e Max=0,56 cm²). Diferenças significativas foram encontradas entre os gradientes ambientais formados (PERMANOVA: Pseudo-F_{2,72} = 24,02; p = 0,001) .

343 Figura 2A: Análise de Coordenadas principais (PCA em classes). Distribuição das
 344 variáveis ambientais em função dos gradientes ambientais. Onde LD = menos
 345 impactado; ID = impacto intermediário; SD = severamente impactado. Temp,
 346 Temperatura; pH; ORP, Potencial redox; Cond, condutividade elétrica; Turb, turbidez;
 347 OD, oxigênio dissolvido; TDS, sólidos totais dissolvidos; Deph, Profundidade; Clo-a,
 348 Clorofila-a; PT, fósforo total; SRP, fósforo reativo solúvel; NT, Nitrogênio Total; N-
 349 NO3, nitrato; N-NO2, nitrito N- NH4, amônia.

350



351

352

353

354

355

356

357

358

359

360

361

362

363

364

365 Tabela 3: Resultado da Análise de Componentes Principais em classes (PCA).
 366 Coeficiente de combinação linear nos dois primeiros eixos da PCA.

367

368

369

370

371

372

373

374

375

376

377

378

379

380

381

382

383

384

385

Códigos	Variáveis ambientais	PC1	PC2
Temp	Temperatura	0,292	0,672
pH	Potencial Hidrogeniônico	0,616	- 0,445
ORP	Potencial redox	-0,697	0,131
Cond	Condutividade elétrica	0,657	-0,640
Turb	Turbidez	0,736	0,215
OD	Oxigênio Dissolvido	0,566	0,391
TDS	Sólidos Totais Dissolvidos	0,672	-0,629
Deph	Profundidade	-0,428	-0,164
Secchi	Transparência da água	-0,832	-0,388
Cloro-a	Clorofila-a	-0,646	0,029
NT	Nitrogênio Total	0,837	-0,153
NO3-	Nitrato	0,161	-0,437
NO2-	Nitrito	0,415	-0,050
N-NH4	Amônia	0,574	-0,001
PT	Fósforo Total	0,758	0,335
SRP	Fósforo Reativo Solúvel	0,723	0,268

386 Tabela 4: Média, desvio padrão, valor máximo e mínimo das variáveis físico-químicas avaliadas entre os grupos de gradientes ambientais
 387 estabelecidos a partir de 73 sites distribuídos em reservatórios da bacia hidrográfica do rio Paraíba (Sumé, Cordeiro e Poções). Temp,
 388 Temperatura; pH; ORP, Potencial redox; Cond, condutividade elétrica; Turb, turbidez; OD, oxigênio dissolvido; TDS, sólidos totais dissolvidos;
 389 Deph, Profundidade; Clo-a, Clorofila-a; PT, fósforo total; SRP, fósforo reativo solúvel; NT, Nitrogênio Total; N-NO₃, nitrato; N-NO₂, nitrito N-
 390 NH₄, amônia.

Sites Menos Impactados																
	Temp (°C)	pH	ORP	Cond (mS/cm)	Turb (UNT)	OD (mg L ⁻¹)	TDS (g L ⁻¹)	Secchi	Deph	Clo-a (µg L ⁻¹)	PT (µg L ⁻¹)	SRP (µg L ⁻¹)	NT (µg L ⁻¹)	NO ₃ - (µg L ⁻¹)	NO ₂ - (µg L ⁻¹)	N- NH ₄ (µg L ⁻¹)
Mínimo	25,74	7,75	98,00	0,61	11,30	5,94	0,43	0,42	0,52	1,81	59,88	4,00	90,49	3,96	0,90	19,57
Máximo	27,40	8,35	183,00	1,75	68,98	7,97	1,13	0,66	1,10	18,43	305,75	82,92	254,89	61,07	21,18	106,09
Média/ DP	26,55± 0,58	8,10± 0,19	140,49± 15,61	0,93± 0,22	27,99± 12,47	6,63± 0,55	0,61± 0,14	0,56± 0,06	0,76±0,1 4	4,68± 3,44	107,38± 59,05	41,13± 22,13	131,92± 35,04	25,16± 12,39	5,29± 4,11	46,80± 17,23
Site de Impactado Intermediário																
Mínimo	23,33	8,30	91,00	1,16	0,00	1,77	0,77	0,31	0,58	2,25	43,25	7,08	80,43	1,00	0,40	1,11
Máximo	26,78	9,24	187,00	2,43	91,23	7,31	1,56	0,89	0,93	114,61	116,50	46,50	251,55	121,57	22,31	71,89
Média/ DP	25,47± 0,80	8,66± 0,29	133,15± 24,75	1,94± 0,39	38,96± 27,52	5,58± 1,64	1,26± 0,26	0,63± 0,12	0,74±0,1 1	11,22± 24,43	68,13± 18,78	23,86± 11,52	205,85± 48,89	63,03± 34,28	5,01± 5,07	45,35± 22,09
Sites Severamente Impactados																
Mínimo	24,28	8,09	61,00	1,02	51,35	3,19	0,68	0,18	0,42	0,40	69,50	6,50	164,64	10,50	1,14	1,36
Máximo	28,68	9,47	157,50	3,14	384,97	10,65	2,05	0,56	0,89	122,02	574,81	233,04	456,67	151,72	44,42	167,94
Média/ DP	26,39± 1,08	8,73± 0,32	110,48± 24,57	2,08± 0,45	143,45± 96,48	7,61± 1,58	1,36± 0,29	0,34± 0,09	0,65±0,1 3	41,51± 26,69	249,76± 113,64	94,49± 64,25	316,78± 83,95	44,42± 32,38	13,85± 11,57	91,63± 51,97

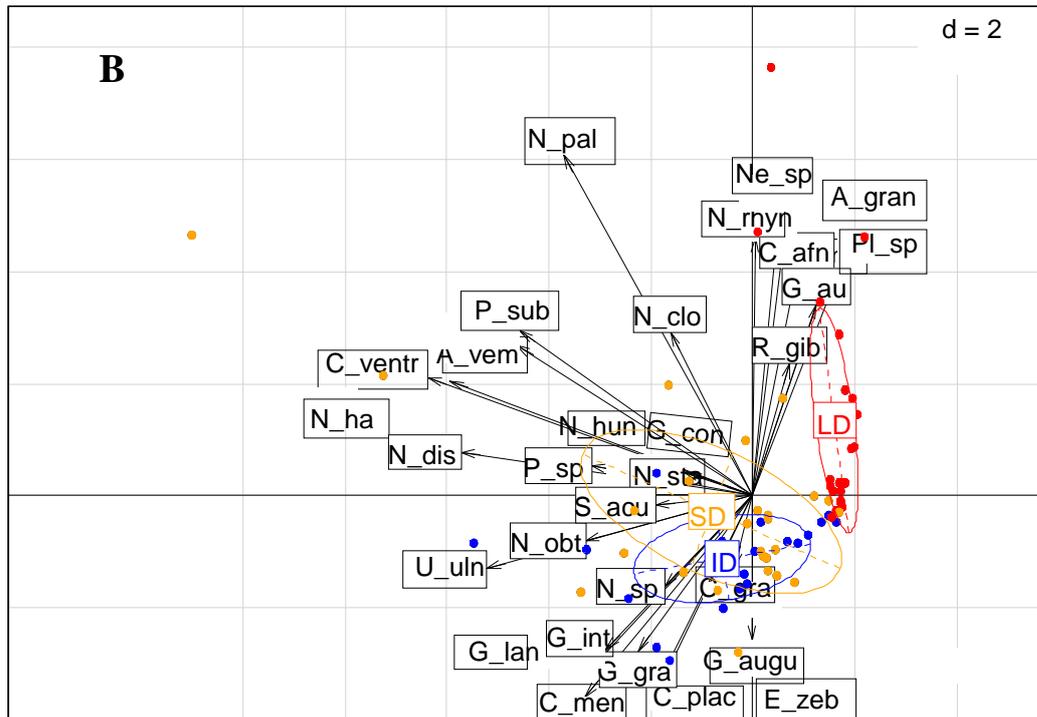
8.2 Comunidade de diatomáceas nos gradientes ambientais

391
392
393
394
395
396
397
398
399
400
401
402
403
404
405
406
407
408
409
410
411
412
413
414
415
416
417
418
419
420
421
422
423

Um total de 31 táxons de diatomáceas foram identificados, sendo que 24 foram encontrados no grupo menos impactado, 23 no grupo de impacto intermediário e 22 no grupo severamente impactado. Dentre os táxons encontrados, as espécies *Cymbella túmida*, *Pleurosigma sp*, *Cymbela afnis*, *Gomphonema augur*, e *Nedium sp* estiveram presentes apenas no grupo menos impactado, já as espécies *Cymbela gracilis*, *Epithemia zebra*, *Rhopalogia gibba*, *Stauroneis acuta* estiveram presentes apenas nos sites de impacto intermediário e *Amphora veneta*, *Gomphonema constrictum* e *Nitzschia hungarica* foram exclusivas dos sites severamente impactados.

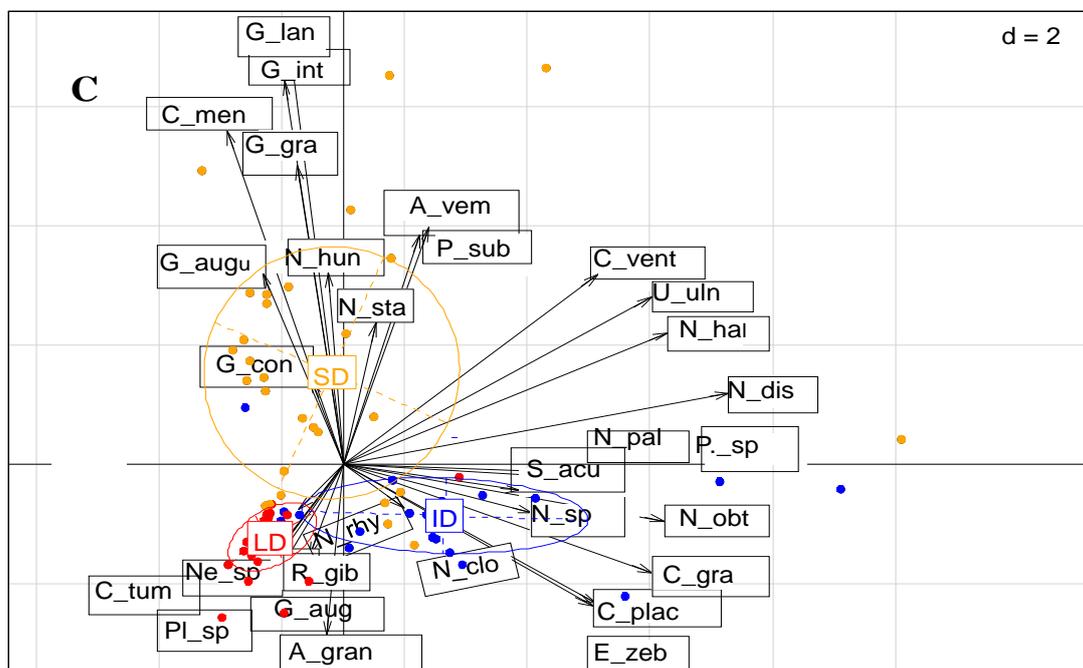
O padrão de distribuição da comunidade de diatomáceas perifíticas nos gradientes ambientais foi analisado a partir da densidade e biomassa. Para a densidade, 47,89% da variabilidade total dos dados foi explicada pela PCA (Figura 2B e 2C). Nessa análise, verificou-se que houve uma segregação de dois grupos de espécies em função dos gradientes. Sites LD segregam-se dos sites ID e, estes por sua vez, sobrepõem-se aos SD. A separação nos sites de LD ocorre devido as maiores densidades das espécies *Navicula rhynchocephala* (1423 cel/cm²), seguida das espécies *Nitzschia dissipata* (999 cel/cm²), e *Nitzschia palea* (810 cel/cm²). Enquanto que nos sites ID as espécies *Epithemia zebra* (3701 cel/cm²), *Cymbella ventricosa* (2431, cel/cm²), e *Nitzschia obtusa* (2240 cel/cm²) apresentaram as maiores densidades observadas. Nos sites SD, as espécies que obtiveram maiores densidades foram *Cymbella ventricosa* (3337 cel/cm²), *Nitzschia dissipata* (2198 cel/cm²), e *Navicula halophila* (1905 cel/cm²). Os grupos diferiram significativamente com relação a densidade da comunidade (PERMANOVA Pseudo-F_{2,72}=11,825, p=0,001). O test post-hoc mostrou que houve diferenças significativas entre os gradientes ambientais (p=0,001) entre quase todos os 9999 pares.

424 Figura 2B: Análise de Componentes principais (PCA em classes). Distribuição da
 425 densidade em função dos gradientes ambientais. Onde LD = menos impactado; ID =
 426 impacto intermediário; SD = severamente impactado.



427

428 Figura 2C: Análise de Coordenadas principais (PCA em classes). Distribuição da
 429 biomassa em função dos gradientes ambientais. Onde LD = menos impactado; ID =
 430 impacto intermediário; SD = severamente impactado.



431

432 A análise de coordenadas principais (PCA em classes) também foi realizada para
433 visualizar a distribuição da biomassa da comunidade no espaço n-dimensional. A
434 análise demonstrou uma explicabilidade de 48,84% dos dados, com o primeiro eixo
435 com uma porcentagem de 14,98% e o segundo com 26,90% (Figura 2C, Tabela 5). Na
436 análise foi possível identificar a segregação de três grupos de espécies em função dos
437 três gradientes de impacto ambiental. A separação dos grupos ocorreu pelos maiores
438 valores de biomassa das espécies, sendo a espécie *Rhopalodia gibba* ($28588,46 \text{ mm}^3\text{cm}^{-2}$)
439 a maior biomassa encontrada, seguidas das espécies *Nitzschia palea* ($13083,86$
440 $\text{mm}^3\text{cm}^{-2}$), e *Gomphonema gracile* ($8292,89 \text{ mm}^3\text{cm}^{-2}$) nos sites LD (Figura 2C, Tabela
441 5). Nos sites ID a espécie *Nitzschia dissipata* ($102714,83 \text{ mm}^3\text{cm}^{-2}$) obteve a maior
442 biomassa, subsequentemente quem ocupou os maiores valores de biomassa foram as
443 espécie *Nitzschia obtusa* ($9615,517393 \text{ mm}^3\text{cm}^{-2}$) e *Epithemia zebra* ($6015,44 \text{ mm}^3\text{cm}^{-2}$)
444 a espécie que apresentou maior biomassa nos sites SD foi a *Gomphonema gracile*
445 ($89412,84 \text{ mm}^3\text{cm}^{-2}$), em sequência a espécie *Nitzschia dissipata* ($54911,61 \text{ mm}^3\text{cm}^{-2}$)
446 atingiu maior biomassa, sendo por sua vez, seguida da espécie *Gomphonema*
447 *augustatum* ($27536,84 \text{ mm}^3\text{cm}^{-2}$) (Figura 2C, Tabela 5). Os grupos diferiram
448 significativamente com relação a biomassa da comunidade (PERMANOVA Pseudo-
449 $F_{2,72}=12,607$, $p=0,001$). Além disso, após a realização do test post-hoc, evidenciou-se
450 que houve diferenças significativas entre os gradientes ambientais ($p=0,001$) entre quase
451 todos os 9999 pares.

452

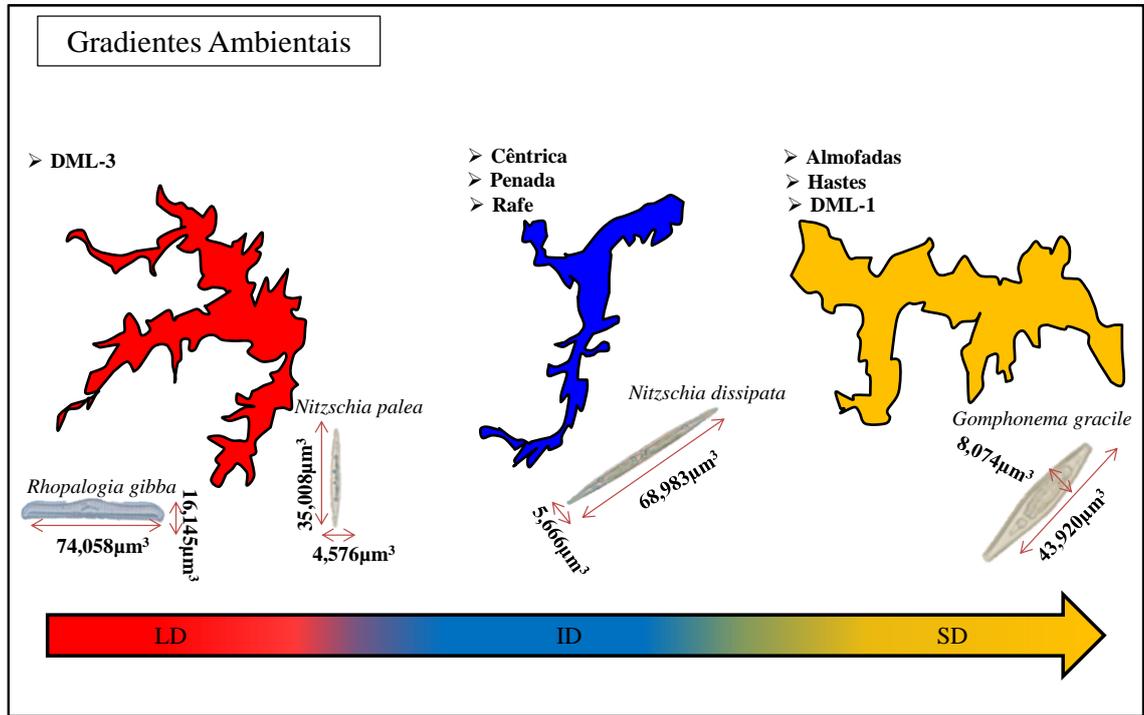
453 8.3 Atributos funcionais de diatomáceas perifíticas vs gradientes ambientais

454

455 Devido à sobreposição ocorrida nos dados de densidade entre os gradientes
456 ambientais, foi realizada a análise dos aspectos funcionais utilizando a matriz de dados
457 de biomassa, a qual indica ser sensível as variações ambientais, principalmente os
458 grupos que possuem maior nível de impacto ambiental.

459 Considerando a matriz biológica (biomassa), foi possível observar que em todos
460 grupos ambientais as espécies de diatomáceas apresentavam uma predominância de
461 espécies com tamanhos menores (DML-1) e maiores (DML-3), cêntricas, penadas, e
462 com rafe (Figura 3). Entre as estratégias de adesão, verificou-se maior
463 representatividade de espécies almofadas e com hastes mucilaginosas. Espécies com
464 tubos mucilaginosos não foram observadas no estudo.

465 Figura 3: Representação gráfica dos atributos funcionais selecionados nos
 466 gradientes de menor impacto (LD), impacto intermediário (ID), e severamente
 467 impactado (SD).
 468



469
 470
 471
 472
 473
 474
 475
 476
 477
 478
 479
 480
 481
 482
 483

Analisando o tamanho das espécies observamos que nos sites de menor impacto ambiental houve uma maior contribuição de espécies com maiores tamanhos (DML-3- com $813,44\text{ mm}^3\text{cm}^{-2}$ e $DP= 3685,44$), seguida de espécies com menores tamanhos (DML-2 com $596,53\text{ mm}^3\text{cm}^{-2}$ e $DP= 1600,61$) (Tabela 6). Diferentemente, nos sites de impacto intermediário, a maior contribuição foi das espécies com tamanhos menores (DML-2 com $5580,814\text{ mm}^3\text{cm}^{-2}$ e $DP= 14579,32$), seguida por espécies com tamanhos maiores (DML-3 com $1195,05\text{ mm}^3\text{cm}^{-2}$ e $DP= 2113,20$) (Tabela 6). No grupo severamente impactado, a maior contribuição foi das espécies com tamanhos menores (DML-2 com $6375,35\text{ mm}^3\text{cm}^{-2}$ e $DP= 16425,27$) e (DML-1 com $1375,48\text{ mm}^3\text{cm}^{-2}$ e $DP= 3383,25$) (Tabela 6).

Tabela 6: Dimensão linear máxima das espécies nos sites de menor impacto (LD), impacto intermediário (ID), e severamente impactado (SD). Ausência de indivíduos (*).

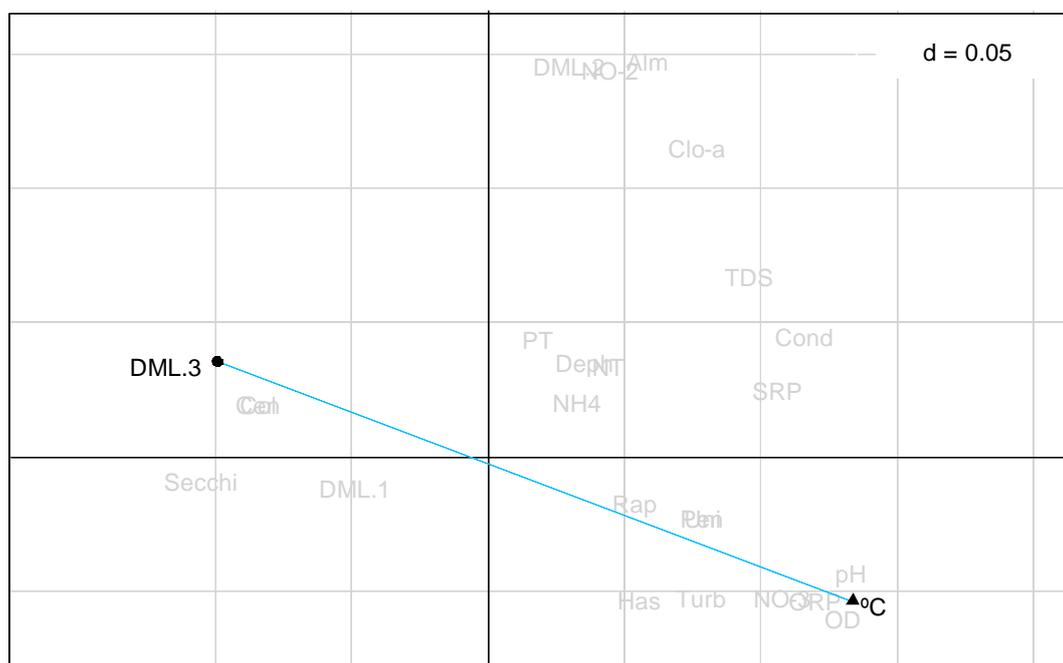
	Táxons	LD			ID			SD		
		DML-1	DML-2	DML-3	DML-1	DML-2	DML-3	DML-1	DML-2	DML-3
484										
485										
486										
487		*	143,28±0,11	*	*	6649,92±67,	*		41,37±44,36	*
488	<i>Alacoseira granulata</i>					33				
489		*	*	*	*	*	*	442,92±33	*	*
490	<i>Amphora veneta</i>				*			83,25		
491		13,94±10,	*	*	393,32±341,	*	*	201,82±34	*	*
492	<i>Coconeis placentula</i>	24			22			39,38		
493		18,77±33,	*	*	147,89±549,	*	*	633,28±35	*	*
494	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	56			83			79,94		
495		*	*	*	*	4123,46±13	*	*	21140,14±2	*
496	<i>Cymbella gracilis</i>					04,82		9033,29		
497		*	533,34±408,	*	*	*	*	*	*	*
498	<i>Cymbella tímida</i>		92							
499		*	129,55±32,	*	*	*	*	*	*	*
500	<i>Cymbella afnis</i>		96							
501		120,43±1	*	*	401,46±48	*	*	776,41±3	*	*
502	<i>Cymbella ventricosa</i>	92,97			6,19			983,97		
503		*	750,87±14	*	*	4794,36±1	*	*	*	*
			20,70			4172,53				
	<i>Epithemia zebra</i>									
		*	2033,21±2	*	*	*	*	*	*	*
	<i>Gomphonema augur</i>		622,29							

<i>Gomphonema augustatum</i>	91,44±53, 56	*	*	*	5580,81±17 83,43	*	7956,92±4 245,46	*	*
<i>Gomphonema constrictum</i>	*	*	*	*	*	*	*	11,56±63,36	*
<i>Gomphonema gracile</i>	*	2568,20±23 53,12	*	*	7255,65±13 04,82	*	*	21140,14±2 9033,29	*
<i>Gomphonema intricatum</i>	*	*	999,14±286, 08	*	*	389,24±24 5,09	*	*	2916,35±27 95,90
<i>Gomphonema lanceolatum</i>	*	679,45±606, 10	*	*	7555,50±13 83,65	*	*	4365,45±44 15,75	*
<i>Navicula halophila</i>	*	128,79±133, 89	*	*	5770,79±36 2,67	*	4415,75±2 750,81	*	*
<i>Navicula rhynchocephala</i>	103,48±24 3,05	*	*	28,85±21,28	*	*	220,81±16 282,05	*	*
<i>Nitzschia closterium</i>	*	*	3,25±15,61	*	3878,59±11, 44	*	*	*	7,35±6,46
<i>Nitzschia dissipata</i>	*	95,23±169,9 5	*	*	7193,47±30 527,20	*	*	16981,07±2 2816,94	*
<i>Nitzschia hungarica</i>	*	7,75±2,38	*	*	*	*	*	52,86±76,10	*
<i>Nitzschia obtusa</i>	*	*	332,52±578, 45	*	*	2597,14±2 939,63	*	*	1259,91503 ±2702,92
<i>Nitzschia palea</i>	*	703,10±283 8,31	*	*	3191,32±10 26,11	*	*	597,90±259 7,90	*
<i>Nitzschia sp</i>	*	*	*	*	3407,83±15 8,56	*	*	16,01±29,42	*
<i>Nitzschia stagnorum</i>	*	*	*	*	*	36,69±8,2 4	*	*	60,23±37,66
<i>Nedium sp</i>	80,07666± 153,01	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Pinnularia sp</i>	*	*	*	32,28±29,70	*	*	196,67±16 426,82	*	*
<i>Pinnularia subcaptata</i>	9,83±7,52	*	*	12,16±8,08	*	*	275,76±18 515,10	*	*

A RLQ explicou 99,60% da variabilidade dos dados nos sites menos impactados, alcançando em seu primeiro eixo uma porcentagem de 55,52% e o segundo eixo 23,72% (Figura 4). Já nos sites de impacto intermediário, através da RLQ obtivemos 99% da variabilidade total dos dados, com explicação de 57,66% e 24,34% no primeiro e segundo eixo (Figura 5). E nos sites severamente impactados, 97,36%, menor percentual de explicabilidade, sendo seu primeiro eixo com 51,47% e o segundo eixo com 23,56% de explicabilidade (Figura 6).

No grupo de menor impactado, verificou-se que os maiores valores de temperatura ($r = -51,18\%$ e $p = 0,037$) estiveram negativamente relacionados com espécies que apresentavam maiores tamanhos (DML.3) ($p = 0,05$; $\text{coinertia} = 0,26$) (Figura 4).

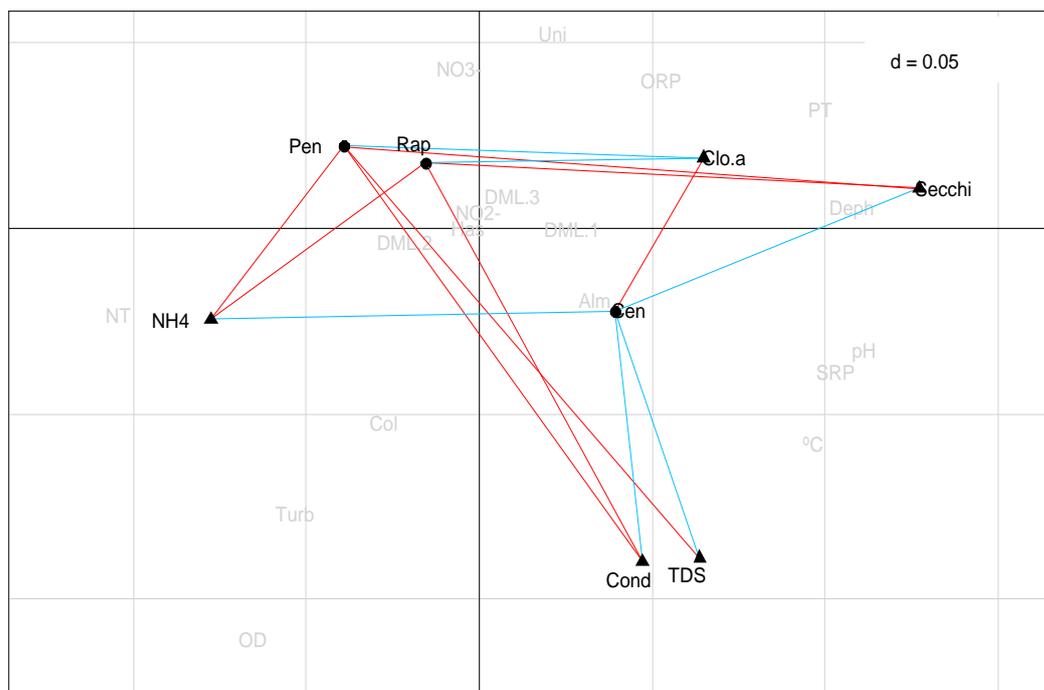
Figura 4: Análise de RLQ. Distribuição dos atributos funcionais das espécies em relação as características ambientais nos sites menos impactados. As linhas vermelhas correspondem às relações positivas e as linhas azuis as relações negativas.



Já nos sites de impacto intermediário, observou-se relações positivas entre a amônia e espécies com simetria penada ($r = 21,43\%$ e $p = 0,026$), assim como relação entre espécies com simetria penada e a transparência da água ($r = 17,72$ e $p = 0,02$) (Figura 5). Além dessas relações, nos sites de impacto intermediário, ocorreram relações significativamente negativas entre espécies com simetria cêntrica e maiores concentrações de amônia ($r = -21,43\%$ e $p = 0,024$), transparência da água ($r = -17,72$ e

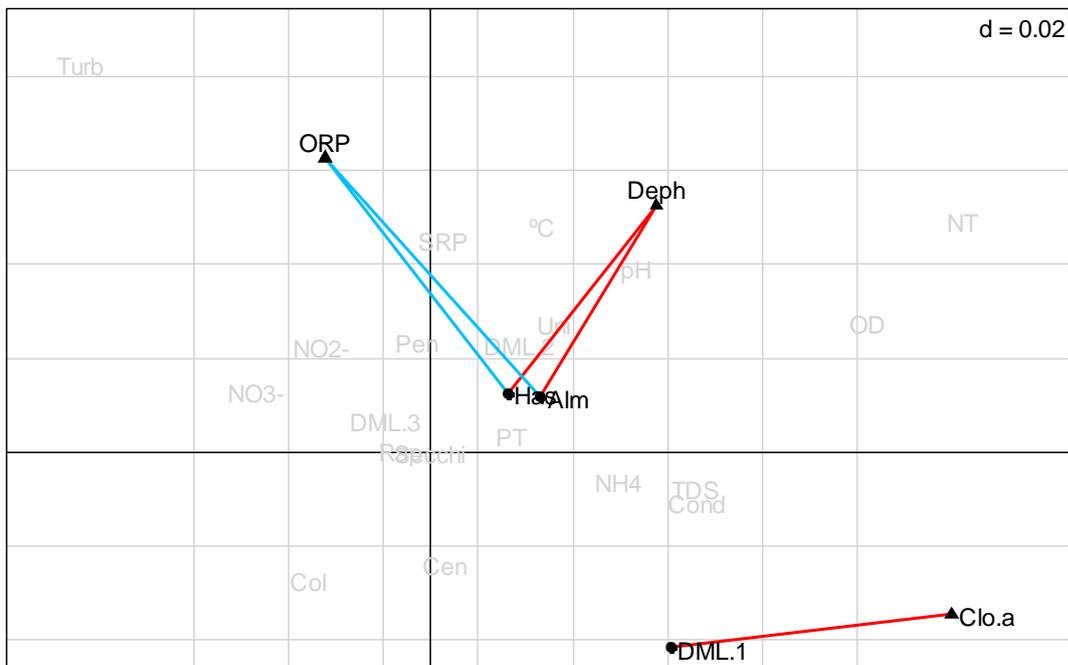
$p=0,022$) (Figura 5). A clorofila-*a* obteve relação positiva com espécies cêntricas ($r=65,78\%$ e $p=0,026$), porém essa variável também apresentou relações negativas com espécies penadas ($r=-65,78$ e $p=0,026$), e espécies com rafe ($r=-44,88$ e $p=0,028$) ($p=0,047$; $\text{coinertia}=0,0189$) (Figura 5).

Figura 5: Análise de RLQ. Distribuição dos atributos funcionais das espécies em relação as características ambientais nos sites de impactado intermediário. As linhas vermelhas correspondem às relações positivas e as linhas azuis as relações negativas.



Enquanto que nos sites severamente impactados, houve relações positivas apenas com a profundidade e espécies com almofadas mucilaginosas ($r=40,64\%$ e $p=0,007$), e hastes mucilaginosas ($r=40,55\%$ e $p=0,025$), e com a clorofila-*a* e os tamanhos menores tamanhos das espécies (DML.1) (Figura 6). Houve também relações negativas entre o potencial redox e almofadas mucilaginosas ($r=-35,76$ e $p=0,019$) e hastes mucilaginosas ($r=-34,54$ e $p=0,019$) ($p=0,675$; $\text{coinertia}=0,104$) (Figura 6).

Figura 6: Análise de RLQ. Distribuição dos atributos funcionais das espécies em relação as características ambientais nos sites severamente impactados. As linhas vermelhas correspondem às relações positivas e as linhas azuis as relações negativas.



9. DISCUSSÃO

Nos diferentes gradientes ambientais houve a seleção de espécies com conjuntos de atributos funcionais diferenciados, especialmente relacionados ao tamanho celular, biomassa, dimensão linear máxima, simetria (cêntrica e penada), presença de rafe, e também formas de adesão como, hastes e almofadas mucilaginosos. Verificou-se que os atributos funcionais relacionados ao tamanho celular e as estratégias de adesão das diatomáceas perifíticas foram atributos que diferiram nos gradientes ambientais, caracterizando diferentemente a condição ecológica dos ambientes estudados, assim como esperávamos. Esse resultado vai de encontro com estudos desenvolvidos em espécies de plantas (Moles et al., 2006), macroinvertebrados bentônicos (Poff et al., 2006), e isso ocorre devido a relação traço-ambiente entre as espécies, onde traços específicos das espécies são selecionados em diferentes gradientes ambientais (Violle; Jiang, 2009).

Nos sites de menor impacto a maior contribuição de indivíduos foi das espécies com maiores tamanhos (DML-3), seguida de maior contribuição de espécies com menores tamanhos (DML-2). Já nos sites de maior impacto ambiental (impacto intermediário e severamente impactado) observou-se que houve maior contribuição de espécies com menores tamanhos (DML-2 e DML-1). Diante o exposto, o maior adensamento de espécies com maior tamanho celular pode estar relacionada ao fato de que habitats com menor nível de impacto apresentam maior disponibilidade de recursos, o que consequentemente reduz a pressão de competição entre as espécies e favorece a coexistência entre aquelas com maior nível de requerimentos (Lavoie et al., 2010). Embora o nível de impacto ambiental nos gradientes seja diferente, condições de maior impacto ambiental geralmente selecionam espécies com crescimento rápido, com menores tamanhos celulares, com curto ciclo de vida (r-estrategistas), que normalmente são espécies tolerantes a essas condições (Van Dam, 1982). Ainda considerando o tamanho celular nos sites mais impactados (DML-2 e DML-1), pode se dizer que sob fortes condições de estresse, como as encontradas em nosso estudo, as espécies podem apresentar maior densidade celular o que pode desencadear redução no tamanho das diatomáceas na comunidade, sendo essa redução nos tamanhos das frústulas, fenômeno que ocorre naturalmente (Arini et al., 2012; Laney; Olson; Sosik, 2012).

O tamanho é uma das características mais importantes para os organismos, pois ele interage com os aspectos ecológicos e fisiológicos dos indivíduos no ecossistema,

além de estar relacionado à evolução dos organismos ao longo do tempo, sendo este frequentemente moldado por fatores ambientais (Brown et al. 2004; Woodward et al., 2005; Litchman et al., 2008). Como em todos os organismos, o tamanho celular de diatomáceas também é influenciado por fatores ambientais (como por exemplo, temperatura) (Montagnes; Franklin, 2001), característica essa observada no presente estudo, onde nos sites de menor impacto, altos valores de temperatura estiveram relacionados negativamente com os maiores tamanhos das espécies, como por exemplo, a espécie *Rhopalodia gibba* que apresentou maior biomassa e maior tamanho celular ($74,058\mu\text{m}^3$). Espécies com tamanhos maiores tem uma alta relação superfície volume, o que favorece maior capacidade de assimilar luz e nutrientes, além disso, elas geralmente ocupam um espaço reduzido na superfície nos substratos, o que é uma vantagem, pois quando o biofilme se torna espesso elas conseguem competir por espaço com outras algas (Larras et al., 2012; Stenger-Kovács et al., 2013; Rimet et al., 2016). Além disso, relacionamos esses achados à hipótese desenvolvida por James (1970), que descreve a presença de organismos com tamanhos menores sob a influência de temperaturas maiores. Mudanças no tamanho das espécies podem estar associadas ao aumento da taxa metabólica, uma vez que, em temperaturas mais elevadas e níveis de recurso relativamente estáveis, o crescimento dos organismos pode ser limitado, assim, os indivíduos tenderão a ter tamanhos menores para compensar o gasto energético (Brown et al., 2004; Adams et al., 2013).

No estudo, verificou-se que houve uma maior dominância de diatomáceas com simetria penadas em comparação a espécies com simetria cêntrica nos diferentes gradientes de impacto ambiental. A presença de espécies com simetria penada nos sites de impacto intermediário foi positivamente relacionada a estressores ambientais (como por exemplo, amônia e transparência). A predominância de espécies penadas, como por exemplo, a espécie *Nitzschia dissipata* que obteve a maior biomassa nesses sites, pode estar associada a capacidade que espécies pertencentes a esse gênero tem de serem tolerantes a ambientes geralmente com grandes quantidades de nutrientes, poluição orgânica, e a condições eutróficas (Lobo et al., 2004; Schmitt-Jansen; Altenburger 2005; Stenger-Kovács et al., 2007), mas principalmente também por apresentarem rafe em sua estrutura. A rafe é uma parede silicosa que atua na motilidade das espécies principalmente por deslizamentos, movimento no qual ocorre pela excreção de substâncias poliméricas extracelulares de sua rafe (Ruck et al., 2011; Bondoc et al., 2016). Diatomáceas móveis como as espécies que compõem a ordem Penales, podem se

sobressair na competição por recurso, tendo em vista que por serem móveis são capazes de controlar sua locomoção, obter opções de refúgio dentro do biofilme (Larras et al., 2012) e, por meio da sua movimentação, regular a absorção de luz e nutrientes (Larras et al., 2012).

Ainda nos sites de impacto intermediário, em contrapartida, as diatomáceas com simetria cêntrica apresentaram relações negativas entre as variáveis (amônia e transparência), isso pode estar associado ao fato das espécies com simetria cêntrica e penada competem entre si, e a intensidade luminosa pode ser um fator que interfere na atividade fotossintética dessas espécies e também na sua capacidade de assimilação de nutrientes (como por exemplo, Si, P, N) (Shi et al., 2015). Dessa maneira, a luz pode ter atuado inibindo o crescimento de espécies cêntricas, principalmente porque diatomáceas cêntricas geralmente se desenvolvem melhor em condições misturadas, com condições térmicas estáveis (Reynolds et al., 1988; Leira; Filippi; Cantonati, 2015). Nesses sites, percebeu-se ainda que havia relação positiva entre as concentrações de clorofila-*a* e espécies com simetria cêntrica, e relação negativa entre espécies penadas. As concentrações elevadas de clorofila-*a* refletem o aumento da biomassa perifítica, e esse aumento na biomassa de algas perifíticas podem estar relacionados ao índice de degradação ambiental nesses sistemas, os quais exerceram influência na presença de espécies com simetria cêntrica e penada. A clorofila-*a* é considerada uma importante medida para mensurar a biomassa fotossintética da comunidade perifítica, e suas concentrações podem estar relacionadas a fatores físicos e químicos (Leandrini; Rodrigues, 2008), sendo essa variável também útil para indicar condições de trofia dos ecossistemas (Attayde; Bozelli, 1998).

Já nos sites de maior impacto ambiental (severamente impactados), a profundidade foi uma variável importante para a seleção de estruturas de adesão nas diatomáceas perifíticas. Maiores valores de profundidade (Min=0,42 e Max= 0,89) favoreceram espécies com formas de adesão com almofadas mucilaginosas e hastes mucilaginosas, como a espécie *Gomphonema gracile* (Tremarin et al., 2009; Azevêdo et al., 2018). E isso pode ser explicado pelo fato de que camadas mais profundas possuem maior disponibilidade de nutrientes, tendo em vista que espécies de diatomáceas utilizam formas de adesão como almofadas mucilaginosas para absorver nutrientes (Gudmundsdottir et al., 2009). Além disso, diatomáceas também podem ter adaptação cromática que é tolerância à limitação por luz em camadas mais profundas (Brasil; Huszar, 2011). Ainda nesses sites de impacto, observou-se que os maiores valores de

clorofila-a estimularam positivamente a presença de espécies com tamanhos celulares menores (DML-1), e que os maiores valores de potencial redox influenciaram negativamente as espécies com almofadas e hastes mucilaginosas. Os valores de clorofila-a e de potencial redox são indicadores da degradação ambiental nos ecossistemas aquáticos, e essa condição ambiental foi o ponto chave para a permanência de espécies com tamanhos menores e com formas de adesão. Diatomáceas com tamanhos menores tem uma alta razão de área superficial, além de possuir camadas limites de difusão, as quais permitem uma maior eficiência na absorção de nutrientes. E espécies com diferentes formas de adesão conseguem refletir a capacidade de crescimento e sobrevivência dos organismos, além de servirem como estratégias adaptativas em relação à disponibilidade de luz e nutrientes (Roemer et al., 1984; Chiovitti; Dugdale; Wetherbee, 2006).

Além disso, é importante salientar que essas diatomáceas com tamanhos menores possuem estratégias para assimilar melhor a intensidade luminosa, apresentando baixas taxas de afundamento e reprodução rápida, diferentemente de diatomáceas maiores que tem baixa área superficial (Litchman et al., 2006; Winder, 2008). Um padrão similar aos nossos resultados também foi encontrado em gêneros de Chironomidae em reservatórios semiáridos, nos quais, maiores níveis de degradação ambiental favoreceram indivíduos com menores tamanhos e com alta taxa numérica na comunidade de invertebrados (Gomes et al., 2018; Jovem-Azevêdo et al., 2019).

Em conformidade com o que foi observado no estudo, a biomassa foi a métrica biológica que melhor descreveu a condição ambiental dos gradientes. Dessa maneira, recomenda-se a utilização dessa métrica para a avaliação ambiental dos ecossistemas aquáticos, visto que ela se mostra uma métrica indicadora da qualidade da água (Stevenson; Pan; Van Dam, 1999; Pandey et al., 2018).

Nesse contexto, tanto os atributos funcionais das diatomáceas perifíticas como a utilização da biomassa como métrica preditora da degradação ambiental nos ecossistemas, são parâmetros que mensuram a sensibilidade das diatomáceas as variações ambientais, e por isso, tornam a avaliação ambiental mais confiável e robusta. E por esse motivo, há a necessidade de aplicar essas métricas nos reservatórios semiáridos, que são sistemas que apresentaram níveis claros de impacto ambiental (variações nas características físicas e químicas). E que durante o período de seca, geralmente tem redução de menos de 10 % de sua capacidade de armazenamento, de

acordo com a Agência Gestão de Águas (AESGA). Condição essa que pode ter contribuído para a elevação no nível de degradação ambiental nesses sistemas.

Recorrentes períodos de seca (baixa índices de precipitação, alta intensidade luminosa) frequentemente causam a redução do volume hídrico dos sistemas semiáridos, o qual muitas vezes provoca modificações nas características físicas, químicas e biológicas (Braga et al., 2015; Wang et al., 2012). Por esse motivo, a seca pode ter sido o gatilho para a condição ecológica desses ecossistemas, favorecendo e selecionando principalmente espécies com habilidades competitivas e resistência a condição de alto nível de impacto ambiental. Logo a utilização de avaliações baseadas em atributos funcionais e métricas biológicas das espécies fornecem informações fundamentais sobre as variações ambientais, pois elas refletem as adaptações funcionais das espécies as variações ambientais tanto em escalas espacial como temporal (McGill et al., 2006, Soininen et al., 2016).

10. CONCLUSÃO

Esse estudo ressalta a importância de avaliar a qualidade ambiental utilizando conjunto de atributos funcionais e a comparação de métricas biológicas (densidade e biomassa). Verificou-se que os diferentes níveis de impacto ambiental segregaram o conjunto de atributos funcionais, sendo o tamanho celular e as formas de adesão os atributos mais representativos. Observou-se que as espécies com maiores tamanhos foram mais representativas no gradiente menos impactado, caracterizaram assim, condição de menor degradação ambiental, característica que favoreceu o aumento de espécies de maior tamanho. Enquanto que as espécies com formas de adesão e menor tamanho foram mais representativas nos sites de maior impacto ambiental (impacto intermediário e severamente impactado), descrevendo assim a adaptação das espécies em desenvolver formas de adesão e também reduzir seu tamanho para competir e tolerar a influência dos estressores ambientais.

Além disso, verificou-se que a biomassa foi sensível a influência dos estressores ambientais descrevendo a condição ambiental dos gradientes, e demonstrando assim, ser uma alternativa confiável por refletir o impacto ambiental nos ecossistemas, principalmente os sistemas da região semiárida que são naturalmente impactados. Diante disso, evidencia-se a necessidade de monitoramento ambiental desses sistemas, e a proposição de políticas de gerenciamento que visem minimizar o impacto ambiental que esses sistemas estão sujeitos, buscando a manutenção e conservação de seus recursos ecossistêmicos.

11. REFERÊNCIAS

AESA, Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba. Disponível em: <<http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/comite-de-bacias/rio-paraiba/>>, Acesso em: 08 de Julho de 2018.

Adams, G.L.; Pichler, D.E.; Cox, E.J.; O'Gorman, E.J.; Seeney, A.; Woodward, G.; Reuman, D. C. Diatoms can be an important exception to temperature–size rules at species and community levels of organization. **Global change biology**, 19(11), 3540-3552. 2013.

American Public Health Association - APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21 a ed. American Public Health Association, 2012, 1200 p.

Anderson, M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, v. 26, p. 32-46, 2001a.

Anderson, M. J. Permutation tests for univariate or multivariate analysis of variance and regression. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 58. p. 626-639, 2001b.

Anderson, M. J.; Gorley, R. N.; Clark E, K. R. PERMANOVA+ for PRIMER: guide to software and statistical methods. Primer-e, Plymouth, UK, 214p. 2008.

Anderson, N. J, 2000. Diatomáceas, temperatura e mudança climática. *European Journal of Phycology*, 35 (4), 307-314.

Anderson, M. J.; TER BRAAK, C. J. F, 2003. Permutation tests for multi-factorial analysis of variance. **Journal of Statistical Computation and Simulation**, v. 73. p. 85-113, 2003.

Adenan, N. S.; Yusoff, F. M.; Shariff, M. S. Efeito da salinidade e temperatura no crescimento de diatomáceas e algas verdes. **Journal of Fisheries and Aquatic Science**, 8 (2), 397-404. 2013.

Azevedo, J. D. S.; Talgatti, D. M.; Torgan, L. C.; Pereira, A.C.; Melo, S. D. O genero Gomphonema (Bacillariophyta) na comunidade perifítica do rio e reservatório de Curuá-Una (Santarém, Pará, Brasil). **Rodriguésia**, 69(2), 765-776, 2018.

Adams, G. L.; Pichler, D. E.; Cox, E. J.; O'gorman, E. J.; Seeney, A.; Woodward, G.; Reuman, D. C. Diatoms can be an important exception to temperature–size rules at species and community levels of organization. **Global change biology**, 19(11), 3540-3552, 2013

Araujo, J. C.; Güntner, A.; Bronstert, A. Perda de volume do reservatório por deposição de sedimentos e seu impacto na disponibilidade de água no semiárido brasileiro. **Revista Hydrological Sciences**, 51 (1), 157-170, 2006.

- Attayde, J. L.; Bozelli, R. L. Padrões de heterogeneidade ambiental e modelos preditivos de clorofila a em uma lagoa costeira brasileira. **Hydrobiology**, 390 (1-3), 129-139, 1998.
- Algarte, V. M.; Dunck, B., Leandrini, J. A.; Rodrigues, L. Periphytic diatom ecological guilds in floodplain: Ten years after dam. **Ecological Indicators**, 69, 407-414. 2016.
- Algarte V.M, Rodrigues L, Landeiro V.L, Siqueira T, Bini L. M. Variance partitioning of deconstructed periphyton communities: does the use of biological traits matter? **Hydrobiology**, 722:279–290, 2014.
- Arini, A.; Feurtet-Mazel, A.; Maury-Brachet, R.; Pokrovsky, O. S.; Coste, M.; Delmas, F. Recovery potential of periphytic biofilms translocated in artificial streams after industrial contamination (Cd and Zn). **Ecotoxicology**, 21(5), 1403-1414. 2012.
- Braga, G. G.; Becker, V.; Oliveira, J.N.P.D.; Mendonça Junior, J. R. D.; Bezerra, A. F. D. M.; Torres, L. M.; Mattos, A. 2015. Influence of extended drought on water quality in tropical reservoirs in a semiarid region. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 27(1), 15-23. 2015.
- Bere, T.; Tundisi, J. G. Biological monitoring of lotic ecosystems: the role of diatoms. **Brazilian Journal of Biology**, 70(3), 493-502. 2010.
- Berthon, V.; Bouchez, A.; Rimet, F, 2011. Using diatom life-forms and ecological guilds to assess organic pollution and trophic level in rivers: a case study of rivers in south-eastern France. **Hydrobiologia**, v. 673, n. 1, p. 259-271.
- Viktória, B.; Török, P.; Kókai, Z.; Krasznai, E. T.; Tóthmérész, B.; Bácsi, I. Ecological diatom guilds are useful but not sensitive enough as indicators of extremely changing water regimes. **Hydrobiologia**, 738(1), 191-204, 2014.
- Barber, Horace G.; Haworth, Elizabeth Y. **A guide to the morphology of the diatom frustule: with a key to the British freshwater genera**. Freshwater Biol. Assoc, 1981.
- Besse-Lototskaya, A.; Verdonschot, P. F.; Coste, M.; Van de Vijver, B. Evaluation of European diatom trophic indices. **Ecological Indicators**, 11(2), 456-467, 2011.
- Bere, T.; Mangadze, T. Diatom communities in streams draining urban areas: community structure in relation to environmental variables. **Tropical Ecology**, 55(2), 271-281, 2014.
- Bennion, H.; Simpson, G. L. O uso de registros de diatomáceas para estabelecer condições de referência para lagos do Reino Unido sujeitos a eutrofização. **Journal of paleolimnology** , 45 (4), 469-488, 2011.
- Berthon, V.; A. Bouchez .; F. Rimet. Using diatom life-forms and ecological guilds to assess organic pollution and trophic level in rivers: a case study of rivers in south-eastern France. **Hydrobiologia** 673: 259–271, 2011.

B-Béres, V.; P. Török, Zs.; Kókai, E.; T-Krasznai, B. Tóthmérész, I. Bácsi. Ecological diatom guilds are useful but not sensitive enough as indicators of extremely changing water regimes. **Hydrobiologia** 738: 191–204, 2014.

Biggs, B. J.; Stevenson, R. J.; Lowe, RL, 1998. A habitat matrix conceptual model for stream periphyton. **Archiv fur Hydrobiologie**, 143, 21-56.

Bichoff, A.; Osório, N. C.; Ruwer, D. T.; Dunck, B.; Rodrigues, L. Trait structure and functional diversity of periphytic algae in a floodplain conservation area. **Brazilian Journal of Botany**, 41(3), 601-610, 2018

Brown J. H.; Gillooly J. F.; Allen AP.; Savage V. M, West G. B. Toward a metabolic theory of ecology. **Ecology**, 85, 1771–1789, 2004.

Brouwer, R.; Hofkes, M.; Linderhof, V. General equilibrium modelling of the direct and indirect economic impacts of water quality improvements in the Netherlands at national and river basin scale. **Ecological Economics**, 66(1), 127-140. 2008.

Borja, Á. The European Water Framework Directive: a challenge for nearshore, coastal and continental shelf research. **Continental shelf research**, v. 25, n. 14, p. 1768-1783, 2005.

Bondoc, K. G. V.; Heuschele, J.; Gillard, J.; Vyverman, W.; Pohnert, G. Selective silicate-directed motility in diatoms. **Nature Communications**, 7(1), 1-7, 2016.

Borgwardt, F.; Robinson, L.; Trauner, D.; Teixeira, H.; Nogueira, A. J.; Lillebø, AI.; Arevalo-Torres, J. Exploring variability in environmental impact risk from human activities across aquatic ecosystems. **Science of the Total Environment**, 652, 1396-1408, 2016.

Brasil, J.; Huszar, V. L. M. O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton continental. **Oecologia Australis**, vol. 15, no. 4, 2011.

Blanco, S.; Cejudo-Figueiras, C.; Álvarez-Blanco, I.; Van Donk, E.; Gross, E. M.; Hansson, L. A.; Irvine, K.; Jeppesen, E.; Kairesalo, T.; Moss, B.; NÖGES, T.; Bécares, E. Epiphytic diatoms along environmental gradients in western European shallow lakes. **CLEAN–Soil, Air, Water**, 42(3), 229-235. 2013.

Blanco, S.; Cejudo-Figueiras, C.; Tudesque, L.; Bécares, E.; Hoffmann, L.; Ector, L. Are diatom diversity indices reliable monitoring metrics?. **Hydrobiology**, 695(1), 199-206, 2012.

Carlson R. E. Atrophic state index for lakes. **Limnol Oceanogr**. 22: 361-369. 1977.

Cantonati, M., Lowe, R. L. (2014). Lake benthic algae: toward an understanding of their ecology. **Freshwater Science**, 33(2), 475–486, 2014.

Cabecinha, E.; Cortes, R.; Cabral, J. A.; Ferreira, T.; Lourenço, M.; Pardal, M. Â. Multi-scale approach using phytoplankton as a first step towards the definition of the ecological status of reservoirs. **Ecological indicators**, 9(2), 240-255. 2009.

Casabianca, S.; Penna, A.; Capellacci, S.; Cangiotti, M.; Ottaviani, M. F. Silicification process in diatom algae using different silicon chemical sources: Colloidal silicic acid interactions at cell surface. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, 161, 620-627, 2018.

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*, 802(1), 115-130. 2017.

Cadotte, M W.; Carscadden, K.; Mirotchnick, Nicholas, 2011. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of applied ecology*, v. 48, n. 5, p. 1079-1087.

Castillejo, P.; Chamorro, S.; Paz, L.; Heinrich, C.; Carrillo, I.; Salazar, J. G.; Navarro, J. C.; Lobo, E. A. Response of epilithic diatom communities to environmental gradients along an Ecuadorian Andean River. *Comptes Rendus Biologies*, 341(4), 256-263, 2018.

Cohn, S. A. **Photo-stimulated effects on diatom motility.** In *Comprehensive Series in Photosciences* (Vol. 1, pp. 375-401), 2001.

Elsevier.Cohn, S. A.; Farrell, J. F.; Munro, J. D.; Ragland, R. L.; Weitzell Jr, R. E.; Wibisono, B. L. The effect of temperature and mixed species composition on diatom motility and adhesion. *Diatom Research*, 18(2), 225-243. 2003.

Cormier, E. C.; Sisson, D. R.; Rühland, K. M.; Smol, J. P.; Bennett, J. R. A morphological trait-based approach to environmental assessment models using diatoms. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2020.

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*, 610(1), 161-173,2008.

Congestri, R.; Cox, E. J.; Cavacini, P.; Albertano, P. DIATOMS (BACILLARIOPHYTA) IN PHOTOTROPHIC BIOFILMS COLONISING AN ITALIAN WASTEWATER TREATMENT PLANT. *Diatom Research*, 20(2), 241-255, 2005.

Chiovitti, A; Dugdale, T. M.; Wetherbee, R. Diatom adhesives: molecular and mechanical properties. In: *Biological adhesives*. Springer, Berlin, Heidelberg, p. 79-103, 2006.

Dalu, T.; Wasserman, R. J.; Magoro, M. L.; Mwedzi, T.; Froneman, P. W.; Weyl, O. L. Variation partitioning of benthic diatom community matrices: effects of multiple variables on benthic diatom communities in an Austral temperate river system. *Science of the Total Environment*, 601, 73-82, 2017.

Daufresne, M.; Lengfellner, K.; Sommer, U, 2009. Global warming benefits the small in aquatic ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(31), 12788-12793, 2009.

- DeNicola, D. M 1996. Periphyton responses to temperature at different ecological levels. **Algal ecology: freshwater benthic ecosystems**, 149-181.
- Díaz, S.; Cabido, M. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in Ecology & Evolution**, 16(11), 646–655, 2001.
- Dolédec, S.; Chessel, D.; Ter Braak, C. J. F., Champely, S. Matching species traits to environmental variables: a new three-table ordination method. **Environmental and Ecological Statistics**, 3(2), 143-166. 1996.
- Dray, S.; Choler, P.; Doledec, S.; Peres-Neto, P. R.; Thuiller, W.; Pavoine, S.; Ter Braak, C. J. Combining the fourth-corner and the RLQ methods for assessing trait responses 582 to environmental variation. **Ecology**, 95: 14-21, 2014.
- Demars, B. O.; Kemp, J. L.; Friberg, N.; Usseglio-Polatera, P.; Harper, D. M. Linking biotopes to invertebrates in rivers: biological traits, taxonomic composition and diversity. **Ecological indicators**, 23, 301-311, 2012.
- Díaz, S.; Cabido, M. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in ecology & evolution**, 16(11), 646-655, 2001.
- Dunck, B.; Amaral, D. C.; Fernandes, U. L.; Santana, N. F.; Lopes, T. M.; Rodrigues, L. Herbivory effects on the periphytic algal functional diversity in lake ecosystems: an experimental approach. **Hydrobiology**, 816(1), 231-241, 2018.
- Elliott, M.; Burdon, D.; Atkins, J. P.; Borja, A.; Cormier, R.; De Jonge, V. N., Turner, R. K. “And DPSIR begat DAPSI (W) R (M)!”-a unifying framework for marine environmental management. **Marine pollution bulletin**, 118(1-2), 27-40, 2017.
- Elias, C. L.; Calapez, A. R.; Almeida, S. F.; Feio, M. J. Determining useful benchmarks for the bioassessment of highly disturbed areas based on diatoms. **Limnologica**, 51, 83-93, 2015.
- European Council, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy. Office for official publications of the European Communities, Brussels.
- Faria, D. M.; Costin, J. C.; Tremarin, PI.; Ludwig, T. A. Temporal changes in biological traits of diatom communities in response to an oil spill in a subtropical river. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 91(2), 2019.
- Feio, M. J.; Almeida, S.F.; Craveiro, S. C.; Calado, A. J. A comparison between biotic indices and predictive models in stream water quality assessment based on benthic diatom communities. **Ecological indicators**, 9(3), 497-507, 2009.
- Ferragut, C.; Bicudo, D. C. Periphytic algal community adaptive strategies in N and P enriched experiments in a tropical oligotrophic reservoir. **Hydrobiologi**, 646(1), 295-309, 2010.

- Ferreira, T.; Oliveira, J.; Caiola, N.; Sostoa, A.; Casals, F.; Cortes, R.; MARTINEZ-CAPEL, F. Ecological traits of fish assemblages from Mediterranean Europe and their responses to human disturbance. **Fisheries Management and Ecology**, 14 (6), 473-481. 2007.
- Figueirêdo, M. C. B. D.; Teixeira, A. S.; Araújo, L. D. F. P.; Rosa, M. F.; Paulino, W.D.; Mota, S.; Araújo, J. C. Evaluation of reservoirs environmental vulnerability to eutrophication. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, 12(4), 399-409, 2007.
- Freitas, F. R. S.; Righetto, A. M.; Attayde, J. L., 2011. Cargas de fósforo total e material em suspensão em um reservatório do semiárido Brasileiro. **Oecologia Australis**, v.15(3), p.655-665.
- Fukami, T.; Martijn Bezemer, T.; Mortimer, S. R, Putten, W. H. 2005. Species divergence and trait convergence in experimental plant community assembly **Cartas de ecologia**, 8 (12), 1283-1290, 2005.
- Germain, H.; Burrelly, P. **Flore des Diatomées, Diatomophycées: eaux douces et saumâtres du Massif armoricain et des contrées voisines d'Europe occidentale**. Paris: Boubée, 1981.
- Guedes, R.S. **Caracterização fitossociológica da vegetação lenhosa e diversidade, abundância e variação sazonal de visitantes florais em um fragment de caatinga no semiárido paraibano**. 2010. 109f. (Dissertação de Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, UFCG, Patos, Paraíba, 2010.
- Giorgio, A.; De Bonis, S.; Guida, M. Macroinvertebrate and diatom communities as indicators for the biological assessment of river Picentino (Campania, Italy). **Ecological indicators**, 64, 85-91. , 2010.
- Gomes, W. I. A.; da Silva Jovem-Azevêdo, D. S.; Paiva, F. F.; Milesi, S. V.; Molozzi, J. Functional attributes of Chironomidae for detecting anthropogenic impacts on reservoirs: A biomonitoring approach. **Ecological indicators**, 93, 404-410, 2018.
- Havel, J. E.; Lee, C. E.; Vander-Zanden, J. M. Do reservoirs facilitate invasions into landscapes? **AIBS Bulletin**, 55, 518-525. 2018.
- Heino, J.; Schmera, D.; Erős, T. Uma perspectiva macroecológica de padrões de características em comunidades de riachos. **Biologia de Água Doce** , 58 (8), 1539-1555. 2013.
- Hildebrand, Mark.; Lerch, Sarah J. L. Diatom silica biomineralization: Parallel development of approaches and understanding. In: **Seminars in cell & developmental biology**. Academic Press, p. 27-35. 2015.
- Hillebrand, H.; Matthiessen, B. Biodiversity in a complex world: consolidation and progress in functional biodiversity research. **Ecology letters**, 12(12), 1405-1419. 2009.

- Hillebrand, H.; Durselen, C. D.; Kirschtel, D.; Pollinger, U.; Zohary, T, 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, v.35, p.403–424.
- Horrihan, N.; Baird, D. J. Trait patterns of aquatic insects across gradients of flow-related factors: a multivariate analysis of Canadian national data. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 65, n. 4, p. 670-680, 2008.
- James F. C, 1970. Geographic size variation in birds and its relationship to climate. **Ecology**, 51, 365–390.
- Jovem-Azevêdo, D.; Bezerra-Neto, J. F.; Azevêdo, E. L.; Gomes, W. I. A.; Molozzi, J.; Feio, M. J. Dipteran assemblages as functional indicators of extreme droughts. **Journal of Arid Environments**, 2019.
- Kelly, M.; Bennion, H.; Burgess, A.; Ellis, J.; Juggins, S.; Guthrie, R.; Jamieson, J.; Adriaenssens, V.; Yallop, M. Uncertainty in ecological status assessments of lakes and rivers using diatoms. **Hydrobiologia**, 633(1), 5-15, 2009.
- Kock, A.; Taylor, J. C.; Malherbe, W. Diatom community structure and relationship with water quality in Lake Sibaya, KwaZulu-Natal, South Africa. *South African journal of botany*, 123, 161-169, 2019.
- Kókai, Z.; Bácsi, I.; Török, P.; Buczkó, K.; Enikő, T.; Balogh, C.; Béres, V. Halophilic diatom taxa are sensitive indicators of even short term changes in lowland lotic systems. **Acta Botanica Croatica**, 74(2), 287-302, 2015.
- Köppen, W. *Climatologia, fundo de cultura econômica*. buenos aires, 1948.
- Kruk, C.; Huszar, V. L.; Peeters, E. T. M.; Bonilla, S.; Costa, L.; Lürling, M.; Reynolds, C.; Scheffer, M. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. **Freshwater Biology**, 55(3), 614-627, 2010.
- Kruk, C.; Peeters, E. T.; Van Nes, E. H.; Huszar, V. D. M.; Costa, L. S.; Scheffer, M. Phytoplankton community composition can be predicted best in terms of morphological groups. **Limnology and Oceanography**, 56(1), 110-118, 2011.
- Lange, K.; Liess, A.; Piggott, J.J.; Townsend, C. R.; Matthaei, C. D. Light, nutrients and grazing interact to determine stream diatom community composition and functional group structure. **Freshwater Biology**, 56(2), 264-278, 2011.
- Lange, K.; Townsend, C. R.; Matthaei, C. D. 2016. A trait-based framework for stream algal communities. **Ecology and Evolution**, 6(1), 23-36, 2016.
- Larras, F.; Coulaud, R.; Gautreau, E.; Billoir, E.; Rosebery, J.; Usseglio-Polatera, P, 2017. Assessing anthropogenic pressures on streams: A random forest approach based on benthic diatom communities. **Science of the Total Environment**, 586, 1101-1112, 2017.

Larras, F.; Bouchez, A.; Rimet, F.; Montuelle, B. Using bioassays and species sensitivity distributions to assess herbicide toxicity towards benthic diatoms. **PLoS One** 7,e44458, 2012.

Lavoie, I.; Lento, J.; Morin, A. Inadequacy of size distributions of stream benthic diatoms for environmental monitoring. **Journal of the North American Benthological Society**, 29(2), 586–601, 2010.

Laney, S. R.; Olson, Robert J.; Sosik, Heidi M. Diatoms favor their younger daughters. **Limnology and oceanography**, v. 57, n. 5, p. 1572-1578, 2012.

Leandrini, J. A.; Rodrigues, L. Temporal variation of periphyton biomass in semilotic environments of the upper Paraná River floodplain. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 20(1), 21-28, 2008.

Leira, M.; Filippi, M. L.; Cantonati, M. Diatom community response to extreme water-level fluctuations in two Alpine lakes: a core case study. **Journal of paleolimnology**, 53(3), 289-307, 2015.

Lepistö, L.; Kauppila, P.; Rapala, J.; Pekkarinen, M.; Sammalkorpi, I.; Villa, L, 2006. Estimation of reference conditions for phytoplankton in a naturally eutrophic shallow lake. **Hydrobiologia**, 568(1), 55-66.

Litchman, E.; Klausmeier, C. A.; Miller, J. R.; Schofield, O. M.; Falkowski, P. G. Multi-nutrient, multi-group model of present and future oceanic phytoplankton communities. **Biogeosciences**, 2006.

Litchman, E.; Klausmeier, C. A. Trait-Based Community Ecology of Phytoplankton. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 39(1), 615–639, 2008.

Lobo, E. A.; Callegaro, V. L. M.; Hermany, G.; Bes, D.; Wetzel, CA.; Oliveira, M. A, Use of epilithic diatoms as bioindicators from lotic systems in southern Brazil, with special emphasis on eutrophication. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 16(1), 25-40, 2004.

Lorenze, C. J. Determination of chlorophyll and pheo-pigments: Spectrofotometric equations. **Limnology Oceanography**, v.12, p.343, 1967.

Lund, J. W. G.; Kipling, C. Lecren, E. D. The invert microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. **Hydrobiology**, v.. 11, p. 143-170, 1958.

Utermöhl, H. Zur Vervollkommnung der quantitativen phytoplankton methodik. *Mitt. Internationalen Verein Limnologie*, v.9, p.1-38, 1958.

Van Dam, H. On the use of measures of structure and diversity in applied diatom ecology. *Nova Hedwigia*, 73, 97-115. 1982.

Violle, C.; Navas, M. L.; Vile, D.; Kazakou, E.; Fortunel, C.; Hummel, I.; Garnier, E. Let the concept of trait be functional!. **Oikos**, 116(5), 882-892, 2007.

- Verb, R. G., Vis, M. L. Comparison of benthic diatom assemblages from streams draining abandoned and reclaimed coal mines and nonimpacted sites. **Journal of the North American Benthological Society**, 19(2), 274–288, 2000.
- Mancini, L.; Marcheggiani, S.; Puccinelli, C.; Lacchetti, I.; Carere, M.; Bouley, T. Global environmental changes and the impact on ecosystems and human health. **Energia, ambiente e innovazione**, 3, 98-104, 2017.
- Malveira, V. T. C, Araújo, J. C. D.; Güntner, A. Impacto hidrológico de uma rede de reservatórios de alta densidade no semiárido nordestino. **Journal of Hydrologic Engineering**, 17 (1), 109-117, 2011.
- Mantzouki, E.; Visser, P. M.; Bormans, M.; Ibelings, B. W. Understanding the key ecological traits of cyanobacteria as a basis for their management and control in changing lakes. **Aquatic ecology**, 50(3), 333-350, 2016.
- Marcheggiani, S.; Cesarini, G.; Puccinelli, C.; Chiudioni, F.; Mancini, L.; Angelici, C.; Tancioni, L. An Italian local study on assessment of the ecological and human impact of water abstraction. **Microchemical Journal**, 104016, 2019.
- Morin, S.; Cordonier, A.; Lavoie, I.; Arini, A.; Blanco, S.; Duong, T. T, Laviale, M. Consistency in Diatom Response to Metal-Contaminated Environments. In: **Emerging and priority pollutants in rivers**. Springer, Berlin, Heidelberg, 2012. p. 117-146, 2012.
- Morales-Duarte, Silvia Juliana; Donato-Rondón, John CH; Castro-Rebolledo, María Isabel. RESPUESTA DE *Navicula rhynchocephala* (BACILLARIOPHYCEAE) AL INCREMENTO DE NUTRIENTES EN UN ARROYO ANDINO (COLOMBIA). *Acta Biológica Colombiana*, v. 15, n. 2, p. 73-78, 2010.
- Muxika, I.; Borja, A.; Bald, J. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. **Marine Pollution Bulletin**, 55(1-6), 16-29, 2007.
- McGill, B. J.; Enquist, B. J.; Weiher, E.; Westoby, M. Rebuilding community ecology from functional traits. **Trends in ecology & evolution**, 1;21(4):178-85, 2006.
- Moles, A. T.; Ackerly, D. D.; Tweddle, J. C.; Dickie, J. B.; Smith, R.; Leishman, M. R.; Westoby, M. Global patterns in seed size. **Global ecology and biogeography**, 16(1), 109-116, 2007.
- Molozzi, J.; Feio, M. J.; Salas, F.; Marques, J. C.; Callisto, M. Maximum ecological potential of tropical reservoirs and benthic invertebrate communities. **Environmental monitoring and assessment**, 185(8), 6591-6606, 2013.
- Montagnes, D. J.; Franklin, M, 2001. Effect of temperature on diatom volume, growth rate, and carbon and nitrogen content: reconsidering some paradigms. *Limnology and Oceanography*, 46(8), 2008-2018.

- Müller-Melchers, F. C.; Ferrando, Hugo J. Técnica para el estudio de las diatomeas. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, v. 7, n. 1-2, p. 151-160, 1956.
- McGill, B. J.; Enquist, B. J.; Weiher, E.; Westoby, M. Rebuilding community ecology from functional traits. ***Trends in ecology & evolution***, 21(4), 178-185. 2006.
- Nelson, D. M.; Tréguer, P.; Brzezinski, M. A.; Leynaert, A.; Quéguiner, B. Production and dissolution of biogenic silica in the ocean: revised global estimates, comparison with regional data and relationship to biogenic sedimentation. ***Global Biogeochemical Cycles***, 9(3), 359-372, 1995.
- Nautiyal, Rachna; Nautiyal, Prakash; Singh, H. R. Species richness and diversity of epilithic diatom communities on different natural substrates in the coldwater river Alaknanda. ***Tropical Ecology***, v. 41, n. 2, p. 255, 2000.
- Naeem, S. Wright, J. P. Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: deriving solutions to a seemingly insurmountable problem. ***Ecology letters***, 6(6), 567-579, 2003.
- Niemi, G. J.; McDonald, M. E, 2004. Application of ecological indicators. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 35, 89-111, 2004
- Nogueira, M. G. Phytoplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River), São Paulo, Brazil. ***Hydrobiologia***, 431(2-3), 115-128, 2000.
- Novais, M. H.; Blanco, S.; Delgado, C.; Morais, M.; Hoffmann, L.; Ector, L. Ecological assessment of Portuguese reservoirs based on littoral epilithic diatoms. ***Hydrobiologia***, 695(1), 265-279, 2012.
- O'neil, J. M.; Davis, T. W.; Burford, M. A.; Gobler, C. J. The rise of harmful cyanobacteria blooms: the potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful algae*, 14, 313-334, 2012.
- Oksanen, J.; Blanchet, F. G.; Friendly, M.; Kindt, R.; Legendre, P.; McGlenn, D.; Minchin, P. R.; O'Hara, R. B.; Simpson, G. L.; Solymos, P.; Stevens, M. H. H.; Szoecs, E. Wagner, 626 143 | Capítulo III
- Padedda, B. M.; Sechi, N.; Lai, G. G.; Mariani, M. A.; Pulina, S.; Sarria, M.; Satta C. T., Viridis, T.; Buscarinu, P.; Lugliè, A. Consequences of eutrophication in the management of water resources in Mediterranean reservoirs: A case study of Lake Cedrino (Sardinia, Italy). ***Global Ecology and Conservation***, 12, 21-35, 2017.
- Passy, S. I. Continental diatom biodiversity in stream benthos declines as more nutrients become limiting. ***Proceedings of the National Academy of Sciences***, 105(28), 9663-9667, 2008
- Passy, S. I. Diatom ecological guilds display distinct and predictable behavior along nutrient and disturbance gradients in running waters. ***Aquatic botany***, 86(2), 171-178, 2007.

- Paerl, H. W.; Huisman, J. Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. **Environmental microbiology reports**, 1(1), 27-37, 2009.
- Pandey, L. K.; Kumar, D.; Yadav, A.; Rai, J.; Gaur, J. P. Morphological abnormalities in periphytic diatoms as a tool for biomonitoring of heavy metal pollution in a river. **Ecological indicators**, 36, 272-279, 2014.
- Pandey, L. K.; Lavoie, I.; Morin, S.; Park, J.; Lyu, J.; Choi, S.; Han, T. River water quality assessment based on a multi-descriptor approach including chemistry, diatom assemblage structure, and non-taxonomical diatom metrics. **Ecological Indicators**, 84, 140-151, 2018.
- Pandey, L. K.; Kumar, D.; Yadav, A.; Rai, J.; Gaur, J. P, 2014. Morphological abnormalities in periphytic diatoms as a tool for biomonitoring of heavy metal pollution in a river. **Ecological indicators**, 36, 272-279, 2014.
- Pandey, L. K.; Sharma, Y. C.; Park, J.; Choi, S.; Lee, H.; Lyu, J.; Han, T. Evaluating features of periphytic diatom communities as biomonitoring tools in fresh, brackish and marine waters. **Aquatic Toxicology**, 194, 67-77, 2018.
- Petchey, O. L.; Downing, A. L.; Mittelbach, G. G.; Persson, L.; Steiner, C. F.; Warren, P. H.; Woodward, G, 2004. Species loss and the structure and functioning of multitrophic aquatic systems. **Oikos**, 104(3), 467-478.
- Petchey, O. L.; Gaston, K. J. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology Letters**, 9(6), 741-758, 2006.
- Piet, G. J.; Knights, A. M.; Jongbloed, R. H.; Tamis, J. E.; de Vries, P.; Robinson, L. A. Ecological risk assessments to guide decision-making: Methodology matters. **Environmental Science & Policy**, 68, 1-9, 2017.
- Poff, N. L.; Olden, J. D.; Vieira, N. K. M.; Finn, D. S.; Simmons, M. P.; Kondratieff, B. C. Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. **Journal of the North American Benthological Society**, 25(4), 730-755, 2006.
- Pouličková, A.; Duchoslav, M.; Dokulil, M. Littoral diatom assemblages as bioindicators of lake trophic status: A case study from perialpine lakes in Austria. **European Journal of Phycology**, 39(2), 143-152, 2004.
- Potapova, M.; Charles, D. F. Diatom metrics for monitoring eutrophication in rivers of the United States. **Ecological indicators**, 7(1), 48-70, 2007.
- Pompêo, Marcelo Luiz Martins.; Moschini-Carlos, Viviane. **Macrófitas aquáticas e perifiton: aspectos ecológicos e metodológicos**. 2003.
- Poikane, S.; Van den berg, M.; Hellsten, S.; De hoyos, C.; Ortiz-Casas, J.; Pall, K.; Portielje, R.; Phillips, G.; Solheim, A. N.; Tierney, D.; Wolfram, G.; VAN DE BARREIRA, W. Lake ecological assessment systems and intercalibration for the

European Water Framework Directive: aims, achievements and further challenges. **Procedia Environmental Sciences**, 9, 153-168, 2011.

Rasconi, S.; Gall, A.; Winter, K.; Kainz, M. J, 2015. Increasing water temperature triggers dominance of small freshwater plankton. *PloS one*, 10(10), e0140449.

Reuman, DC., Holt, RD., Yvon-Durocher, G, 2013. A metabolic perspective on competition and body size reductions with warming. **Journal of Animal Ecology**, 83(1), 59-69.

Reynolds, C. S.; Huszar, V.; Kruk, C.; Naselli-Flores, L.; Melo, S, 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of plankton research**, 24(5), 417-428, 2002.

Reynolds C. S. The concept of biological succession applied to seasonal periodicity of phytoplankton. **Verh Int Ver Limnol** 23:683–691, 1988.

Reyjol, Y.; Argillier, C.; Bonne, W.; Borja, A.; Buijse, A. D.; Cardoso, A. C.; Daufresne, M.; Kernan, N.; Ferreira, M. T.; Poikane, S.; Prat, N.; Solhein, A-L.; Stroffek, S.; Usseglio-Polatera, P.; Villeneuve, B.; Bund, W.V. Assessing the ecological status in the context of the European Water Framework Directive: where do we go now?. **Science of the Total Environment**, 497, 332-344, 2014.

Riato, L.; Della Bella, V.; Leira, M.; Taylor, J. C.; Oberholster, P. J. A diatom functional-based approach to assess changing environmental conditions in temporary depressional wetlands. **Ecological indicators**, 78, 205-213, 2017.

Rimet, F.; Bouchez, A.; Tapolczai, K. Spatial heterogeneity of littoral benthic diatoms in a large lake: monitoring implications. **Hydrobiologia**, 771(1), 179-193, 2016.

Roemer, S. C.; Hoagland, K. D.; Rosowski, J. R. Development of a freshwater periphyton community as influenced by diatom mucilages. *Canadian journal of botany*, v. 62, n. 9, p. 1799-1813, 1984.

Rosemond A.D.; Mulholland P. J.; Brawley S.H. Seasonally shifting limitation of stream periphyton: response of algal populations and assemblage biomass and productivity to variation in light, nutrients, and herbivores. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 57, 66–75, 2000.

Ruck, E. C.; Nakov, T.; Alverson, A. J.; Theriot, E. C. Phylogeny, ecology, morphological evolution, and reclassification of the diatom orders Surirellales and Rhopalodiales. **Molecular phylogenetics and evolution**, 103, 155-171, 2016.

Sharifinia, M.; Mahmoudifard, A.; Gholami, K.; Namin, J. I.; Ramezanpour, Z. Benthic diatom and macroinvertebrate assemblages, a key for evaluation of river health and pollution in the Shahrood River, Iran. **Limnology**, 17(1), 95-109, 2016.

Statzner, B.; Bis, B.; Dolédec, S.; Usseglio-Polatera, P. Perspectives for biomonitoring at large spatial scales: a unified measure for the functional composition of invertebrate

communities in European running waters. **Basic and Applied Ecology**, 2(1), 73-85, 2001.

Stoddard, J. L.; Larsen, D. P.; Hawkins, C. P.; Johnson, R. K.; Norris, R. H. Setting expectations for the ecological condition of streams: the concept of reference condition. **Ecological Applications**, 16(4), 1267-1276, 2006.

Solis, M.; Pawlik-Skowrońska, B.; Kalinowska, R. Seasonal changes of phytoplankton and cyanobacteria/cyanotoxin risk in two shallow morphologically altered lakes: Effects of water level manipulation (Wieprz-Krzna Canal System, Eastern Poland). **Ecological indicators**, 66, 103-112, 2016.

Stevenson, R. J.; Pan, Y.; Van Dam, H. Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms. **The diatoms: applications for the environmental and earth sciences**, 1(4), 1999.

Snoeijs, P.; Busse, S.; Potapova, M. THE IMPORTANCE OF DIATOM CELL SIZE IN COMMUNITY ANALYSIS1. **Journal of Phycology**, 38(2), 265-281, 2002.

Soininen, J.; Jamoneau, A.; Rosebery, J.; Passy, S. I. Global patterns and drivers of species and trait composition in diatoms. **Global ecology and biogeography**, 25(8), 940-950, 2016.

Stevenson, R. J.; Pan, Y.; Van Dam, H. N., 2010. Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms. In *The diatoms: applications for the environmental and earth sciences* (Vol. 2, pp. 57-85). **Cambridge University Press Cambridge**, 2010.

Stevenson, R. J. **An introduction to algal ecology in freshwater benthic habitats**. *Algal ecology. Freshwater benthic ecosystems*, 3-30, 1996.

Schmidt-Kloiber, A.; Nijboer, R. C. The effect of taxonomic resolution on the assessment of ecological water quality classes. **Hydrobiology**, 516(1-3), 269-283, 2004.

Sousa, W.; Attayde, J. L.; Rocha, E. D. S.; Eskinazi-Sant'Anna, E. M. The response of zooplankton assemblages to variations in the water quality of four man-made lakes in semi-arid northeastern Brazil. **Journal of Plankton Research**, 30(6), 699-708, 2008.

Sun, X.; Wu, N.; Faber, C.; Fohrer, N. Effects of hydrological variables on structuring morphological trait (cell size) of diatom community in a lowland river. **Ecological indicators**, 94, 207-217, 2018.

Suding, K. N.; Lavorel, S.; Chapin Iii, F. S.; Cornelissen, J. H.; Diaz, S.; Garnier, E.; Navas, M. L. Scaling environmental change through the community-level: a trait-based response-and-effect framework for plants. **Global Change Biology**, 14(5), 1125-1140, 2008.

Shi, P.; Shen, H.; Wang, W.; Chen, W.; Xie, P. The relationship between light intensity and nutrient uptake kinetics in six freshwater diatoms. **Journal of Environmental Sciences**, 34, 28-36, 2015.

Statzner, B.; Bady, P.; Doledec, S.; Schöll, F. Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of trait patterns in least impacted river reaches. **Freshwater Biology**, 50(12), 2136-2161, 2005.

Stenger-Kovács, C.; Körmendi, K.; Lengyel, E.; Abonyi, A.; Hajnal, É.; Szabó, B.; Padisák, J. Expanding the trait-based concept of benthic diatoms: development of trait- and species-based indices for conductivity as the master variable of ecological status in continental saline lakes. **Ecological indicators**, 95, 63-74, 2018.

Stenger-Kovács, C.; Lengyel, E.; Crossetti, L. O.; Üveges, V.; Padisák, J. Diatom ecological guilds as indicators of temporally changing stressors and disturbances in the small Torna-stream, Hungary. **Ecological Indicators**, 24, 138-147. 2013.

Stenger-Kovács, C.; Buczko, K.; Hajnal, E.; Padisák, J. Epiphytic, littoral diatoms as bioindicators of shallow lake trophic status: Trophic Diatom Index for Lakes (TDIL) developed in Hungary. **Hydrobiology**, 589(1), 141-154. 2007.

Schmitt-Jansen, Mechthild.; Altenburger, Rolf. Toxic effects of isoproturon on periphyton communities—a microcosm study. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 62, n. 3, p. 539-545, 2005.

Stevenson, R. J.; Pan, Y.; Van Dam, H. 1999. Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms. **The diatoms: applications for the environmental and earth sciences**, v. 1, n. 4.

Schulhof, M. A., Shurin, J. B.; Declerck, S. A.; Van de Waal, D. B., 2019. Phytoplankton growth and stoichiometric responses to warming, nutrient addition and grazing depend on lake productivity and cell size. *Global change biology*.

Tapolczai, K.; Bouchez, A.; Stenger-Kovács, C.; Padisák, J.; Rimet, F. Trait-based ecological classifications for benthic algae: review and perspectives. **Hydrobiology**, 776(1), 1-17. 2016.

Terseleer, N.; Bruggeman, J.; Lancelot, C.; Gypens, N. Trait-based representation of diatom functional diversity in a plankton functional type model of the eutrophied southern North Sea. **Limnology and oceanography**, 59(6), 1958-1972. 2014.

Toledo Jr, A. P.; Talarico, M.; Chinez S. J.; Agudo, E. G. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo da eutrofização em lagos e reservatórios Tropicais. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária, 12, Rio de Janeiro. Anais do 12º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária, Rio de Janeiro: ABES. 1-34. 1983

Tornés, E.; Sabater, S. The use of diatoms to assess the ecological status in Catalan Rivers: application of the WFD and lessons learned from the European intercalibration exercise. In: Experiences from Surface Water Quality Monitoring. Springer, Cham, 2015. p. 65-80, 2015.

Trbojević, I. S.; Predojević, D. D.; Simić, G. V. S.; Krizmanić, J. Ž. Periphytic diatoms in the presence of a cyanobacterial bloom: a case study of the Vrutci Reservoir in Serbia. **ARCHIVES OF BIOLOGICAL SCIENCES**, 71(2), 215-223, 2019.

- Tremarin, P. I.; Bertolli, L. M.; Faria, D. M. D.; Costin, J. C.; Ludwig, T. A. V. *Gomphonema Ehrenberg* e *Gomphosphenia Lange-Bertalot* (Bacillariophyceae) from Maurício river, Paraná, Brazil. **Biota Neotropica**, 9(4), 111-130, 2009.
- Török, P.; Krasznai, E.; Bácsiné Béres, V.; Bácsi, I.; Borics, G.; Tóthmérész, B. Functional diversity supports the biomass-diversity humped-back relationship in phytoplankton assemblages. **Functional Ecology**, 30(9), 1593-1602, 2016.
- Tundisi, J. G. Reservoirs: New challenges for ecosystem studies and environmental management. *Water Security*, v. 4, p. 1-7, 2018.
- Vasiljević, B.; Simić, S. B.; Paunović, M.; Zuliani, T.; Krizmanić, J.; Marković, V.; Tomović, J. Contribution to the improvement of diatom-based assessments of the ecological status of large rivers—The Sava River Case Study. **Science of the Total Environment**, 605, 874-883. 2017.
- Verberk, W. C.; Van Noordwijk, C. G. E.; Hildrew, A. G., 2013. Delivering on a promise: integrating species traits to transform descriptive community ecology into a predictive science. *Freshwater Science*, 32(2), 531-547, 2013.
- Violle, C.; Navas, M. L.; Vile, D.; Kazakou, E.; Fortunel, C.; Hummel, I.; Garnier, E. Let the concept of trait be functional!. **Oikos**, 116(5), 882-892, 2007.
- Violle, Cyrille; JIANG, Lin. Towards a trait-based quantification of species niche. **Journal of Plant Ecology**, v. 2, n. 2, p. 87-93, 2009.
- Vidal-Abarca, M. R.; Sánchez-Montoya, M. M.; Guerrero, C.; Gómez, R.; Arce, M. I.; Garcia-Garcia, V. Suarez, M. L. Effects of intermittent stream flow on macroinvertebrate community composition and biological traits in a naturally saline Mediterranean stream. **Journal of arid environments**, 99, 28-40, 2013.
- H.; 2015. *vegan: Community Ecology Package. Ordination methods, diversity analysis 627 and other functions for community and vegetation ecologists. Version 2.3-3*, 2016.
- Vishnyakov, V. S.; Kulikovskiy, M. S.; Genkal, S. I.; Dorofeyuk, N. I.; Lange-Bertalot, H.; Kuznetsova, I. V., 2014. Taxonomy and geographical distribution of the diatom genus *Epithemia* Kützing in water bodies of Central Asia. **Inland water biology**, 7(4), 318-330, 2014.
- Yallop, M.; Hirst, H.; Kelly, M.; Juggins, S.; Jamieson, J.; Guthrie, R. Validation of ecological status concepts in UK rivers using historic diatom samples. **Aquatic Botany**, 90(4), 289–295, 2009.
- Wu, N.; Thodsen, H.; Andersen, H. E.; Tornbjerg, H.; Baattrup-Pedersen, A.; Riis, T.; 2019. Flow regimes filter species traits of benthic diatom communities and modify the functional features of lowland streams—a nationwide scale study. **Science of the Total Environment**, 651, 357-366, 2019.

- Wu, Y.; Yue, F.; Xu, J.; Beardall, J. Differential photosynthetic responses of marine planktonic and benthic diatoms to ultraviolet radiation under various temperature regimes. **Biogeosciences**, 14(22), 5029-5037, 2017.
- Wu, N.; Tang, T.; Qu, X.; Cai, Q, 2009. Spatial distribution of benthic algae in the Gangqu River, Shangrila, China. **Aquatic Ecology**, 43(1), 37-49, 2009
- Wang, C.; Li, X.; Lai, Z.; Tan, X.; Pang, S.; Yang, W. Seasonal variations of *Aulacoseira granulata* population abundance in the Pearl River Estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 85(4), 585–592, 2009.
- Wang, S.; Qian, X.; Han, B. P.; Luo, LC.; Hamilton, D. P. Effects of local climate and hydrological conditions on the thermal regime of a reservoir at Tropic of Cancer, in southern China. **Water Research**, 46(8), 2591-2604, 2012.
- Wang, C.; Viktória, B.; Stenger-Kovacs, C.; Li, X.; Abonyi, A. Enhanced ecological indication based on combined planktic and benthic functional approaches in large river phytoplankton ecology. **Hydrobiology**, 818(1), 163-175, 2018.
- Webb, C. T.; Hoeting, J. A.; Ames, G. M.; Pyne, M. I.; LeRoy Poff, N. 2010. A structured and dynamic framework to advance traits-based theory and prediction in ecology. **Ecology letters**, 13(3), 267-283, 2010
- Winder, M.; Reuter, JE.; Schladow, S. G. Lake warming favours small-sized planktonic diatom species. Proceedings of the Royal Society B: **Biological Sciences**, 276(1656), 427–435, 2009
- Woodward, G.; Ebenman, B.; Emmerson, M.; Montoya, J. M.; Olesen, J. M.; Valido, A.; Warren, P. H. Body size in ecological networks. **Trends in ecology & evolution**, 1;20(7):402-9. 2005.
- Wellard Kelly, H. A.; Rosi-Marshall, E. J.; Kennedy, T. A.; Hall Jr, R. O.; Cross, W. F.; Baxter, C. V. Macroinvertebrate diets reflect tributary inputs and turbidity-driven changes in food availability in the Colorado River downstream of Glen Canyon Dam. **Freshwater Science**, 32(2), 397-410, 2013
- Weithoff, G.; Beisner, B. E. Measures and approaches in trait-based phytoplankton community ecology—from freshwater to marine ecosystems. **Frontiers in Marine Science**, 6, 40, 2019.
- Zhang, S.; Liu, H.; Ke, Y.; Li, B. Effect of the silica content of diatoms on protozoan grazing. **Frontiers in Marine Science**, 4, 202, 2017.

MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela 5: Biomassa dos táxons nos gradientes de menor impacto (LD), sites de impacto intermediário (ID), e sites severamente impactados (SD).

Táxons	LD	ID	SD
<i>Alacoseira granulata</i>	130,82±179,41	23,71±52,34	13,79±31,69
<i>Amphora veneta</i>	*	*	43,76±204,33
<i>Coconeis placentula</i>	4,24±8,46	353,99±344,72	56,21±148,31
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	12,30±28,26	147,89±549,83	607,84±633,28
<i>Cymbela gracilis</i>	16,59±79,59	1185,42±1309,17	87,84±263,38
<i>Cymbella túmida</i>	139,13±308,78	*	*
<i>Cymbella afnis</i>	11,26±37,98	*	3,28±17,99
<i>Cymbella ventricosa</i>	73,30±160,05	321,17±462,34	378,10±726,95
<i>Epithemia zebra</i>	587,64±1288,39	12592,01±14080,56	730,10±3579,11
<i>Gomphonema augur</i>	530,40±1547,95	*	*
<i>Gomphonema augustatum</i>	23,85±48,35	642,45±1345,83	2274,46±5761,649
<i>Gomphonema constrictum</i>	*	*	11,56±63,36
<i>Gomphonema gracile</i>	1116,61±1989,91	1185,42±1309,17	18321,45±27930,07
<i>Gomphonema intricatum</i>	260,64±468,86	175.16081±254.49089	1944.23941±2660.21335
<i>Gomphonema lanceolatum</i>	265,87±498,54	327,34±875,78	3783.39576±4368.92598
<i>Navicula halophila</i>	95,19±127,99	251,41±357,92	217,19±220,81
<i>Navicula rhynchocephala</i>	85,48±223,47	14,42±20,82	58,11±157,19
<i>Nitzschia closterium</i>	3,25±15,61	2,42±6,79	1,96±4,58
<i>Nitzschia dissipata</i>	82,81±161,31	23565,27±29798,02	14716,93±21983,50
<i>Nitzschia hungarica</i>	0,67±2,29	*	28,19±60,95
<i>Nitzschia obtusa</i>	216,86±489,03	2077,71±2821,02	923,93±2368,86
<i>Nitzschia palea</i>	641,96±2713,79	611,80±936,564	518,18±2420,93
<i>Nitzschia sp</i>	1,09±5,25	72,99±142,81	8,54±22,66

<i>Nitzschia stagnorum</i>	6,18±29,66	5,50±13,70	18,07±34,34
<i>Nedium sp</i>	38,29±110,97	*	*
<i>Pinnularia sp</i>	6,68±32,08	16,14±26,30	17,74±83,44
<i>Pinnularia subcaptata</i>	2,56±5,68	1,82±5,17	48,91±192,13
<i>Pleurosigma sp</i>	2,73±5,03	*	*
<i>Rhopalodia gibba</i>	1608,62±5910,98	55,34±140,74	13,19±72,29
<i>Stauroneis acuta</i>	*	0,62816±1,66	*
<i>Ulnaria ulna</i>	32,64±70,41	195,88±361,01	224,72±336,17
