



Universidade Federal do Rio Grande  
Instituto de Ciências Biológicas  
Pós-graduação em Biologia de  
Ambientes Aquáticos Continentais



## **Variação espacial do bacterioplâncton e fitoplâncton na Lagoa Mirim - RS**

**Andréa Luiza de Mattos de Moraes**

Orientadora: Edélti Faria Albertoni  
Coorientador: Ng Haig They  
Colaboração: Pablo Santos Guimarães  
Rio Grande  
2022



Universidade Federal do Rio Grande  
Instituto de Ciências Biológicas  
Pós-graduação em Biologia de Ambientes  
Aquáticos Continentais



## Variação espacial do bacterioplâncton e fitoplâncton na Lagoa Mirim - RS

**Aluna:** Andréa Luiza de Mattos de Moraes

**Orientadora:** Edélti Faria Albertoni

**Coorientador:** Ng Haig They

**Colaboração:** Pablo Santos Guimarães

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

Rio Grande  
2022

### Ficha Catalográfica

M828v Moraes, Andréa Luiza de Mattos de.  
Variação espacial do bacterioplâncton e fitoplâncton na Lagoa Mirim - RS / Andréa Luiza de Mattos de Moraes. – 2022.  
74 f.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande – FURG, Programa de Pós-Graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais, Rio Grande/RS, 2022.  
Orientadora: Dra. Edélti Faria Albertoni.  
Coorientador: Dr. Ng Haig They.  
Colaborador: Pablo Santos Guimarães.

1. Classificação Funcional 2. Heterogeneidade 3. Lagoa Costeira 4. Morfotipos 5. Plâncton I. Albertoni, Edélti Faria II. They, Ng Haig III. Guimarães, Pablo Santos IV. Título.

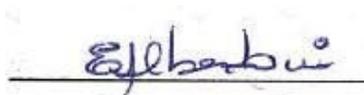
CDU 551.468.3(816.5)

	<p>MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE - FURG INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS - ICB PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA DE AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS</p>	
-----------------------------------------------------------------------------------	------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	-------------------------------------------------------------------------------------

---

**ATA DE DEFESA DE TESE DE DOUTORADO EM BIOLOGIA DE AMBIENTES  
AQUÁTICOS CONTINENTAIS – Nº 005/2022**

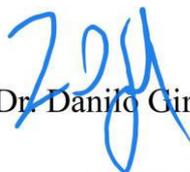
Às 08h30 (oito horas e trinta minutos) do dia 21 (vinte e um) do mês de julho de 2022 (dois mil e vinte e dois), via Webconferência no endereço eletrônico: (<https://conferenciaweb.rnp.br/events/defesa-de-dissertacao-andrea-moraes>) reuniram-se docentes, discentes e comunidade em geral, para a Defesa Pública da Dissertação de Mestrado da acadêmica **Andréa Luiza de Mattos de Moraes**. A Dissertação intitulada “**Variação espacial do bacterioplâncton e fitoplâncton na Lagoa Mirim - RS**” foi avaliada pela Banca Examinadora composta pela **Orientadora**: Prof<sup>ª</sup>. Dra. Edélti Faria Albertoni (Presidente da Banca examinadora); Prof<sup>º</sup> Dr. Ng Haig They (Co- orientador); Prof<sup>º</sup> Dr. Danilo Giroldo e Prof<sup>ª</sup> Dra. Marla Sonaira Lima (UFRGS). Após a defesa e arguição pública, a Banca Examinadora reuniu-se, para deliberação final, e considerou a acadêmica **APROVADA**. Desta forma, a acadêmica concluiu mais uma das etapas necessárias para a obtenção do grau de **MESTRE EM BIOLOGIA DE AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS**. Nada mais havendo a tratar, às 10h50h (dez horas e cinquenta minutos) foi lavrada a presente ata, que lida e aprovada, foi assinada pelos membros da Banca Examinadora, pela Acadêmica e pelo Coordenador do Curso.



Prof<sup>ª</sup>. Dra. Edélti Faria Albertoni



Prof<sup>º</sup> Dr. Ng Haig They



Prof<sup>º</sup> Dr. Danilo Giroldo



Prof<sup>ª</sup> Dra. Marla Sonaira Lima

Andréa L. de Mattos de Moraes

Andréa Luiza de Mattos de  
Moraes

A handwritten signature in blue ink, appearing to read 'R. Vianna', is positioned over the text of the professor's name.

Prof. Dr. Rogério Tubino Vianna  
Coordenador do Curso

## Epígrafe

### LAGOA

Eu não vi o mar.  
Não sei se o mar é bonito,  
não sei se ele é bravo.  
O mar não me importa.

Eu vi a lagoa.  
A lagoa, sim.  
A lagoa é grande  
E calma também.

Na chuva de cores  
da tarde que explode  
a lagoa brilha  
a lagoa se pinta  
de todas as cores.  
Eu não vi o mar.  
Eu vi a lagoa...

Carlos Drummond de Andrade

*Ao infinito e belo mundo dos microrganismos.  
Dedico.*

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a todas as mulheres que vieram antes de mim, a todas as mulheres que trilharam este caminho ao meu lado e a todas as mulheres que ainda virão. Aqui registro um sonho, fundado com a ajuda, incentivo e dedicação de muitas mãos. Agradeço os meus pais Rosângela e André, e dinda Déa, pela educação, coragem, rebeldia e afeto, por me ensinarem que não existem limites para realizar os sonhos.

Em especial a professora, mentora e inspiradora Edélti Faria Albertoni, uma mulher a frente de seu tempo que compartilhou seus conhecimentos de forma tão generosa e potente, que confiou e acreditou quando eu não pude e aqui está mais uma vez ao meu lado concretizando minhas vontades.

O professor, amigo, incentivador e incansável Pablo Santos Guimarães, por mover as barreiras físicas e imaginárias, por me mostrar com tanta paciência e cumplicidade o caminho (e caminhar ao meu lado), por me dar poder de escolha, tratamento de igual pra igual e por todos os preciosos “cinco minutinhos” que se estendiam por horas quando necessário.

O professor e parceiro Ng Haig They, por tornar a distância física quase imperceptível, a cada troca de e-mails a consolidação e impulsionamento para ir sempre além, por todas as trocas de palavras e ações afirmativas, pela disponibilidade constante e dedicação a mim com tanto afino.

Pablo e Haig They, neste trabalho vocês colocaram em prática a equidade de gênero dentro da ciência, com debates, questionamentos, inquietações e principalmente uma parceria justa. Prezados oris, sem vocês este caminho não seria tão libertador e expansivo. Tenham a certeza que vocês foram a minha melhor escolha, experiência e resultado. Levarei um pouco de cada um no âmbito profissional e pessoal, com muito orgulho e afetividade.

Aos estimados professor Rogério Tubino Vianna, por ser um divisor de águas na minha formação, por me ensinar o verdadeiro valor das palavras professor e ética, e aos técnicos, Daiane Carrasco e Josencler, por sempre estarem disponíveis em contribuir para o avanço da dissertação.

As mulheres fortes que trilharam este caminho ao meu lado, incentivando, motivando, inspirando e compartilhando seus anseios e amores:

Fernanda Vieira, minha amiga, comadre e irmã, por todo o tempo, amor, afeto e potência, estamos juntas!

Monique Longaray, minha psicóloga, que me traz ao centro, me acolhe e equilibra.

Tainá Reis, minha amiga, que traz no humor o acolhimento e luz em meio ao caos.

Caroline Moraes, minha irmã, por não medir esforços para me ver feliz e para que esse trabalho fosse concluído.

Ao meu amado Gustavo Vieira, afilhado e o menino mais incrível do mundo.

As amigas e amigos: Manuela Tourinho, Ana Cecília Francio, Gabriela Chaves, Bruno Martins, Saulo Pino, Luiz Gustavo Lopes, Felipe Caseiro e Vinícius Mendes sem vocês eu não seria e juntos somos mais fortes.

Dedico e eternizo aqui, meu amor as minhas companheiras de quatro patas (Boris, Kiki, Preta e Lobinha) que não saíram do meu lado em nenhum momento.

*Simbora que o tempo é rei*

*Vive agora não há depois*

*Tudo que nós tem é nós.*

Com amor,  
Andréa Luiza de Mattos de Moraes.

## RESUMO

Os ecossistemas aquáticos rasos apresentam em geral uma alta produtividade primária, ampla diversidade de habitats e importante papel ecológico para a manutenção de diversas formas de vida. A heterogeneidade ambiental é fundamental para a estrutura e dinâmica dos ecossistemas. O fitoplâncton e o bacterioplâncton são grupos de organismos chave no ciclo do carbono. Além do importante papel que desempenham nos processos biológicos, essas comunidades apresentam diferentes características, interações e associações dependendo das condições tróficas dos ambientes. Ambas as comunidades podem ser classificadas a partir de abordagens funcionais. A dissertação teve como objetivo (I) avaliar a heterogeneidade ambiental ao longo de um gradiente longitudinal em uma lagoa rasa subtropical e (II) analisar se a heterogeneidade ambiental tem efeito sobre a diversidade taxonômica e funcional do bacterioplâncton e fitoplâncton. Para testar os objetivos, foram amostradas três regiões ao longo do gradiente longitudinal na margem brasileira da lagoa Mirim: norte, centro e sul em 05/09/2019. Em cada região foram medidas *in situ* a temperatura, pH e condutividade. Foram coletadas amostras de água, para análises das variáveis ambientais (fósforo total, nitrogênio total, carbono orgânico dissolvido, turbidez, oxigênio dissolvido, clorofila a e carboidratos). Para o fitoplâncton foram realizadas análises quantitativas em câmara de sedimentação de *Utermhöl* e qualitativas, a partir da classificação taxonômica e funcional, estimando-se a densidade, biomassa e biovolume. Para o bacterioplâncton foram confeccionadas lâminas semipermanentes, classificação dos morfotipos, densidade, biomassa, biovolume, respiração bacteriana e perfil de oxidação de substratos orgânicos. A lagoa Mirim apresentou heterogeneidade de poucas variáveis ambientais no gradiente estudado, em virtude disso, o fitoplâncton e bacterioplâncton respondem de formas distintas às condições ambientais locais. Poucos estudos nesta linha de pesquisa vêm sendo realizados na região subtropical e a abordagem simultânea das comunidades também são escassos. Desta forma, o presente estudo contribui para preencher essa lacuna. O trabalho desenvolvido deixa uma série de perguntas a serem respondidas em futuras pesquisas, como investigações da taxonomia e dos grupos funcionais em escalas temporais diferenciadas, avaliando o papel das diferentes variáveis ambientais na estrutura e função das comunidades planctônicas avaliadas.

**Palavras-chave:** Classificação funcional, heterogeneidade, lagoa costeira, morfotipos, plâncton

## ABSTRACT

Aquatic ecosystems often present high primary productivity, a wide diversity of habitats and an important ecological role in the maintenance of different life forms. Environmental heterogeneity is fundamental to the structure and dynamics of ecosystems. Phytoplankton and bacterioplankton are key organisms in the carbon cycle. In addition to the important role they play in biological processes, these communities have different characteristics, interactions and associations depending on the trophic conditions of the environments. Both communities can be classified based on functional approaches. The dissertation aimed to (I) evaluate the environmental heterogeneity along the longitudinal gradient in a subtropical shallow lagoon and (II) analyze whether the environmental heterogeneity effects the taxonomic and functional diversity of bacterioplankton and phytoplankton. To test the objectives, 3 regions were sampled along the longitudinal gradient on the Brazilian margin of the Mirim lagoon: north, center and south on May 9th 2019. In each region, temperature, pH and conductivity were measured *in situ*. Water samples were collected for analysis of environmental variables (total phosphorus, total nitrogen, dissolved organic carbon, turbidity, dissolved oxygen, chlorophyll and carbohydrates). For phytoplankton, quantitative analyses were performed in a Utermöhl sedimentation chamber and qualitative analyses were performed using taxonomic and functional classification of the groups (RFG'S and MBFG'S) and by estimating cell density, biomass and biovolume. For bacterioplankton, semi-permanent slides were made, and morphotype classification, density, biomass, biovolume, bacterial respiration and organic substrates oxidation profiles were made. The Mirim lagoon showed heterogeneity of few environmental variables in the studied gradient, and phytoplankton and bacterioplankton respond differently to local environmental conditions. The work developed leaves a series of questions to be answered in future research, such as investigations into metrics and functional groups at different time scales, evaluating the role of different environmental variables in the structure and function of the evaluated planktonic communities.

**Key-words:** Functional classification, coastal lagoon, heterogeneity, morphotypes, plankton

## **APRESENTAÇÃO**

Esta dissertação versa sobre padrões de variação espacial do bacterioplâncton e fitoplâncton em ambientes aquáticos continentais, seguindo o modelo de dissertação sugerido pelo Programa de Pós-graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais da Universidade Federal do Rio Grande – FURG. A dissertação aborda aspectos gerais dos ecossistemas aquáticos continentais, as comunidades do fitoplâncton e bacterioplâncton que nele habitam, o importante papel que desempenham em diversos processos ecológicos e sua variação no espaço. Aborda também a temática acerca da diversidade taxonômica e funcional do bacterioplâncton e fitoplâncton ao longo de um gradiente longitudinal em uma lagoa costeira no sul do Brasil, a lagoa Mirim, tratando da estruturação das comunidades em resposta à heterogeneidade ambiental.

## SUMÁRIO

<b>LISTA DE FIGURAS</b>	<b>14LISTA DE TABELAS</b>
	<b>16INTRODUÇÃO</b>
	18Objetivo geral
	23Objetivos Específicos
	<b>23METODOLOGIA</b>
	24Área de estudo
	24Coleta
	24Variáveis ambientais
	25Comunidades planctônicas
	26Fitoplâncton
	26Bacterioplâncton
	26Respiração bacteriana
	28Perfil de oxidação de substratos orgânicos
	28Análise de dados
	<b>28RESULTADOS</b>
	29Caracterização ambiental
	29Fitoplâncton
	34Densidade, biovolume e biomassa
	34Diversidade taxonômica
	35Grupos funcionais de Reynolds – RFG'S
	38Grupos funcionais baseados na morfologia – MBFG'S
	40Bacterioplâncton
	43Densidade, biovolume e biomassa bacteriana
	43Morfotipos
	43Respiração bacteriana
	47Correlação das variáveis bióticas e abióticas
	<b>52DISCUSSÃO</b>
	<b>52CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS</b>
	<b>60REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>
	61
Perfil de oxidação	

## LISTA DE FIGURAS

**Figura 1:** Localização da área de estudo e das regiões de amostragem nas diferentes regiões da lagoa Mirim, planície costeira do estado do Rio Grande do Sul – RS, Brasil.

**Figura 2:** Análise Permutacional de Dispersão Multivariada (PERMDISP) das variáveis ambientais nas regiões amostrais norte, centro e sul da lagoa Mirim, planície costeira do estado do Rio Grande do Sul – RS, Brasil.

**Figura 3:** Rosa dos ventos do município de Rio Grande. Velocidade e direção do vento no período de 01 a 06 de setembro de 2019, referente a 143 h de monitoramento.

**Figura 4:** Rosa dos ventos do município de Santa Vitória do Palmar. Velocidade e direção do vento do período de 01 a 06 de setembro de 2019, referente a 143 h de monitoramento.

**Figura 5:** Densidade, biovolume e biomassa do fitoplâncton ao longo de um gradiente longitudinal da lagoa Mirim, planície costeira do estado do Rio Grande do Sul – RS, Brasil. N norte; C, centro; S, sul.

**Figura 6:** Contribuição das principais classes fitoplanctônicas (%) ao longo de um gradiente longitudinal da lagoa Mirim, planície costeira do estado do Rio Grande do Sul – RS, Brasil.

**Figura 7:** Principais espécies fitoplanctônicas (%) ao longo de um gradiente longitudinal da lagoa Mirim, planície costeira do estado do Rio Grande do Sul – RS, Brasil.

**Figura 8:** Proporção dos grupos funcionais de Reynolds do fitoplâncton RFG'S (%) ao longo de um gradiente longitudinal da lagoa Mirim, planície costeira do estado do Rio Grande do Sul – RS, Brasil.

**Figura 9:** Análise Permutacional de Dispersão Multivariada (PERMDISP) dos grupos funcionais de Reynolds (RFG'S) ao longo de um gradiente longitudinal da lagoa Mirim, planície costeira do estado do Rio Grande do Sul – RS, Brasil.

**Figura 10:** Proporção dos grupos funcionais baseados na morfologia do fitoplâncton MBFG'S (%) ao longo de um gradiente longitudinal da lagoa Mirim, planície costeira do estado do Rio Grande do Sul – RS, Brasil.

**Figura 11:** Análise Permutacional de Dispersão Multivariada (PERMDISP) dos grupos funcionais baseados na morfologia (MBFG'S) ao longo de um gradiente longitudinal da lagoa Mirim, planície costeira do estado do Rio Grande do Sul – RS, Brasil.

**Figura 12:** Densidade, biovolume e biomassa do bacterioplâncton ao longo de um gradiente longitudinal da lagoa Mirim, planície costeira do estado do Rio Grande do Sul – RS, Brasil. N, norte; C, centro; S, sul

**Figura 13:** Proporção dos morfotipos do bacterioplâncton (%) ao longo de um gradiente longitudinal da lagoa Mirim, planície costeira do estado do Rio Grande do Sul – RS, Brasil.

**Figura 14:** Análise Permutacional de Dispersão Multivariada (PERMDISP) dos morfotipos bacterianos ao longo de um gradiente longitudinal da lagoa Mirim, planície costeira do estado do Rio Grande do Sul – RS, Brasil.

**Figura 15:** Respiração bacteriana ao longo de um gradiente longitudinal da lagoa Mirim, planície costeira do estado do Rio Grande do Sul – RS, Brasil. N,norte; C, centro; S, sul.

**Figura 16:** Análise Permutacional de Dispersão Multivariada (PERMDISP) de perfil de oxidação de substratos orgânicos ao longo de um gradiente longitudinal da lagoa Mirim, planície costeira do estado do Rio Grande do Sul – RS, Brasil.

**Figura 17:** Perfil de oxidação de substratos orgânicos ao longo de um gradiente longitudinal da lagoa Mirim (Norte, centro e sul), planície costeira do estado do Rio Grande do Sul – RS, Brasil. Xi equivale à absorbância corrigida em 595 nm de cada poço dividido pelo respectivo AWCD da placa. As classes de substratos são: □ carboidrato, ■ ácido carboxílico, Δ aminoácido, ▲ polímero, ○ produto químico fosforilado, ● amina e ◆ éster.

## LISTA DE TABELAS

**Tabela 1:** Variáveis ambientais (valores médios  $\pm$  desvio padrão) nas regiões norte (N), centro (C) e sul (S) da lagoa Mirim, planície costeira do estado do Rio Grande do Sul – RS, Brasil. Letras minúsculas sobrescritas diferentes indicam diferenças significativas pela Análise de Variância.

**Tabela 2:** Análise de SIMPER das variáveis ambientais do norte (N), centro (C) e sul (S) da lagoa Mirim, planície costeira do estado do Rio Grande do Sul – RS, Brasil. A tabela apresenta a dissimilaridade média entre os valores (Dissim. média), a Contrib. (%) representa o quanto a variável contribuiu para separar os valores das médias (regiões) e as últimas três colunas mostram a média de cada variável em cada um dos grupos (norte, centro e sul).

**Tabela 3:** Análise de SIMPER da densidade das espécies fitoplanctônicas do norte (N), centro (C) e sul (S) da lagoa Mirim, planície costeira do estado do Rio Grande do Sul – RS, Brasil. A tabela apresenta a dissimilaridade média entre os valores (Dissim. média), a Contrib. (%) representa o quanto a variável contribuiu para separar os valores das médias (regiões) e as últimas três colunas mostram a média em cada um dos grupos (norte, centro e sul).

**Tabela 4:** Análise de SIMPER dos grupos funcionais de Reynolds (RFG'S) do norte (N), centro (C) e sul (S) da lagoa Mirim, planície costeira do estado do Rio Grande do Sul – RS, Brasil. A planilha apresenta dissimilaridade média (Dissim. média) entre os valores, a Contrib. (%) representa o quanto a variável contribuiu para separar os valores das médias (regiões) e as últimas três colunas mostram a média em cada um dos grupos (norte, centro e sul).

**Tabela 5:** Análise de SIMPER dos grupos funcionais baseados na morfologia (MBFG'S) do norte (N), centro (C) e sul (S) da lagoa Mirim, planície costeira do estado do Rio Grande do Sul – RS, Brasil. A tabela apresenta a dissimilaridade média (Dissim. média) entre os valores, a Contrib. (%) representa o quanto a variável contribuiu para separar os valores das médias (regiões) e as últimas três colunas mostram a média em cada uma das regiões (norte, centro e sul).

**Tabela 6:** Análise de SIMPER dos Morfotipos bacterianos do norte (N), centro (C) e sul (S) da lagoa Mirim, planície costeira do estado do Rio Grande do Sul – RS, Brasil. A tabela apresenta a dissimilaridade média (Dissim. média) entre os valores, a Contrib. (%) representa o quanto a variável contribuiu para separar os valores das médias (regiões) e as últimas três colunas mostram a média em cada uma das regiões (norte, centro e sul).

**Tabela 7:** Análise de SIMPER de perfil de oxidação de substratos orgânicos do norte (N), centro (C) e sul (S) da lagoa Mirim, planície costeira do estado do Rio Grande do Sul – RS, Brasil. A tabela apresenta a dissimilaridade média (Dissim. média) entre os valores, a Contrib. (%) representa o quanto a variável contribuiu para separar os valores das médias (regiões) e as últimas três colunas mostram a média em cada um dos grupos (norte, centro e sul).

## INTRODUÇÃO

Os ecossistemas aquáticos são compostos por diferentes compartimentos, que apresentam variações nas concentrações de nutrientes, composição e abundância da biota (Hecky et al., 1993). Em ecossistemas aquáticos continentais, os componentes físicos e químicos, como disponibilidade de luz e concentração de nutrientes, determinam a produtividade primária (Souza et al., 2022). Particularmente os lagos rasos abrangem uma grande área da superfície da terra (Downing et al., 2006) e sua pequena profundidade promove ampla variação temporal e espacial das características ambientais (Scheffer, 1998).

Além disso, são ambientes que desempenham um papel fundamental em serviços ecossistêmicos (*e.g.* abastecimento de água) (Newton et al., 2018). Estes ambientes são caracterizados por uma ampla diversidade de habitats, sofrem uma grande influência do vento e precipitação (MacCord et al., 2013) e não possuem estratificação definida (Esteves e Barbieri, 2011). Frequentemente, apresentam uma alta produtividade primária, ampla diversidade de habitats e importante papel ecológico para a manutenção de diversas formas de vida (Martínez-Durazo et al., 2019).

Por apresentarem tais características, exibem uma alta variabilidade ambiental que afeta a composição e estrutura das comunidades (Bellisario et al., 2012). Anteriormente, cogitava-se que esses ecossistemas eram grandes corpos d'água homogêneos, porém evidências crescentes reforçam a existência de uma grande variabilidade dentro deles, sugerindo também que as comunidades que o habitam sejam heterogêneas (Souffreau et al., 2015). Desta forma, a heterogeneidade do habitat colabora para a heterogeneidade da biota aquática (Hepp et al., 2016).

A heterogeneidade ambiental é fundamental para a estrutura e dinâmica dos ecossistemas (Levin, 2001) e consiste em variações químicas e/ou físicas que o ambiente aquático apresenta (Heino et al., 2014). O tamanho do corpo hídrico também implica na heterogeneidade (Lima et al., 2016) e suas escalas podem variar desde microhabitats a paisagens (Sparrow, 1999). As atividades que ocorrem no entorno também afetam os ecossistemas aquáticos direta e indiretamente através de descargas de matéria orgânica e inorgânica proveniente de eventos naturais e da ação humana (Brito et al., 2012), resultando na alteração da qualidade e nas características físicas, químicas e biológicas da água (Stanley et al., 2011).

No conjunto de alterações das características da água, alguns fatores destacam-se em maior intensidade, como o vento (Reynolds, 2014), que atua na heterogeneidade espacial (Wieliczko et al., 2021) alterando as concentrações de nutrientes (Rychtecký e Znachor, 2011), além de facilitar a homogeneização vertical da coluna da água (Quiblier et al., 2008), a ressuspensão de algas do sedimento (Wieliczko et al., 2021) e o pastoreio do zooplâncton sobre o fitoplâncton (Pinel-Alloul e Ghadouani, 2007). As comunidades aquáticas respondem a estas alterações modificando sua estrutura, composição e diversidade funcional (Marisol et al., 2018) no espaço e no tempo (Mikhailov et al., 2019).

Dentro das comunidades aquáticas, o plâncton é o conjunto de organismos que vive em suspensão na coluna d'água (Esteves, 2011). Podem ser classificados a partir do seu tamanho em femtoplâncton ( $<0.2\mu\text{m}$ ), picoplâncton ( $0.2 - 2 \mu\text{m}$ ), nanoplâncton ( $2 - 20\mu\text{m}$ ) microplâncton ( $20 - 200\mu\text{m}$ ), mesoplâncton ( $0.2 - 2\text{mm}$ ) e macropilâncton ( $>2\text{mm}$ ) (Esteves, 2011). O fitoplâncton é um grupo polifilético e extremamente diverso, composto de 10.000 a 25.000 espécies existentes em ecossistemas marinhos e de água doce (de Vargas et al., 2015). As bactérias são um grupo polifilético com uma estimativa global de 2,2 a 4,3 milhões de espécies (Hugenholtz et al., 2021). O fitoplâncton e bacterioplâncton estão na base das teias tróficas e compreendem uma parte primordial da biomassa dos corpos d'água (Bel'kova et al., 2003). Estes microrganismos apresentam altas taxas de crescimento, ampla biodiversidade, estabelecem relações de associação e exercem atividades indispensáveis em processos biológicos (Kalcheva et al., 2014).

Entre os processos biológicos relacionados com as comunidades planctônicas, a ciclagem de nutrientes é essencial para os ecossistemas (Kalcheva et al., 2014). O fitoplâncton e o bacterioplâncton são organismos chave no ciclo do carbono (Marisol et al., 2018), sendo o fitoplâncton um importante produtor primário na coluna d'água e responsável por grande parte do carbono orgânico dissolvido liberado (Giroldo et al., 2005). A biomassa fitoplanctônica representa uma fonte de matéria orgânica autóctone no ambiente aquático, tendo como um dos seus principais constituintes os carboidratos (Freese et al., 2007). A liberação dos carboidratos pelo fitoplâncton pode ser espontânea ou estimulada por diferentes condições ambientais (Giroldo et al., 2003) como o estado trófico (Görgényi et al., 2019) e regime de chuvas (Dellamano-Oliveira et al., 2007). A liberação dos carboidratos para o meio circundante também se dá pela excreção ou morte celular (Dellamano-Oliveira et al., 2007).

Já o bacterioplâncton está relacionado com os processos de produção primária, decomposição, liberação de nutrientes inorgânicos e alça microbiana (MacCord et al., 2013).

O bacterioplâncton heterotrófico é o principal consumidor do carbono orgânico dissolvido (Marisol et al., 2018), e desempenha papel fundamental na assimilação e transformação desses compostos (Gómez-Consarnau et al., 2012). Em ambientes oligotróficos, o bacterioplâncton representa a maior fonte de biomassa planctônica (MacCord et al., 2013) e da respiração ecossistêmica (Biddanda et al., 2001). A matéria orgânica dissolvida e a remineralização dos nutrientes presentes nos ecossistemas aquáticos sustenta o crescimento do fitoplâncton e bacterioplâncton, que conseqüentemente pode aumentar a importância da alça microbiana (Bunse et al., 2016). Esta consiste na transformação de matéria orgânica dissolvida em biomassa bacteriana, que por sua vez será consumida pelo nano e microplâncton e estes conseqüentemente por organismos maiores como o microplâncton, por exemplo. Desta forma, a matéria orgânica volta a teia trófica sem necessariamente passar pelo estado inorgânico para então ser consumida pelo fitoplâncton, a chamada teia trófica clássica (Jahnke e Craven, 1995).

Além do importante papel que desempenham nos processos biológicos, essas comunidades apresentam diferentes características, interações e associações dependendo das condições tróficas dos ambientes. Em ambientes oligotróficos, o bacterioplâncton é altamente relacionado com o carbono orgânico dissolvido liberado pelo fitoplâncton para o seu crescimento e atividades metabólicas, enquanto em ambientes eutróficos o bacterioplâncton utiliza relativamente mais carbono autóctone do ambiente para suprir essas demandas (Fouilland e Mostajir, 2010).

O fitoplâncton é um indicador biológico sensível que responde bem às alterações ambientais (Bauer et al., 2017), fornecendo informações confiáveis sobre a variabilidade ambiental (Bohnenberger et al., 2018). Fatores ambientais como disponibilidade de luz, concentrações de nutrientes (Rychtecký e Znachor, 2011) e o vento afetam a composição das espécies e biomassa fitoplanctônica (Wieliczko et al., 2021). A distribuição da comunidade fitoplanctônica demonstra acentuada heterogeneidade tanto no espaço quanto no tempo (Rychtecký e Znachor, 2011).

Os fatores ambientais são claramente responsáveis pela estruturação dos grupos funcionais do fitoplâncton, que podem ser filogeneticamente diferentes, mas funcionalmente semelhantes. Determinadas condições ambientais favorecem grupos específicos de organismos que compartilham características funcionais específicas (Rangel et al., 2016). Portanto, os grupos funcionais são uma ferramenta eficiente na avaliação da relação entre a heterogeneidade espacial (Crossetti et al., 2013) e status ecológico em investigações de

monitoramento ambiental (Crossetti e Bicudo, 2008). A classificação funcional vem sendo utilizada como subsídio em diversas regiões do globo (*e.g* temperada e subtropical) (Reynolds et al., 2014) e em diferentes ambientes aquáticos (*e.g* lênticos e lóticos) (Bortolini et al., 2015). Em comunidades fitoplanctônicas, estudos recentes demonstraram que características funcionais (*e.g* tamanho) são ótimas preditoras, pois respondem às mudanças ambientais e assim auxiliam na previsão dos processos ecossistêmicos, do que apenas a utilização da classificação taxonômica, dessa forma é recomendado o uso paralelo das métricas (Pinheiro-Silva et al., 2020).

As variações dos fatores ambientais (*e.g* temperatura e concentração de nutrientes) que ocorrem dentro de um lago podem influenciar a composição taxonômica e os morfotipos do bacterioplâncton, resultando na formação de comunidades bacterianas heterogêneas (Lima et al., 2016). Os traços funcionais são características morfológicas, fisiológicas ou fenológicas mensuráveis em nível de indivíduo (Violle et al., 2007). As variações ambientais podem levar a variações morfológicas e metabólicas (Young, 2006), que podem ser refletidas através dos morfotipos bacterianos (Liu et al., 2001). Poucos estudos têm investigado a utilização dos morfotipos do bacterioplâncton como ferramenta de avaliação de condições ambientais, mesmo sendo um parâmetro que demonstra o estado nutricional do ambiente (Ćirić et al., 2012).

A diversidade dos morfotipos bacterianos pode variar entre as zonas litorâneas e pelágicas, em resposta à menor disponibilidade de nutrientes devido à competição em zonas litorais extensamente colonizadas por macrófitas. Nestas zonas, tanto bactérias quanto fitoplâncton competem entre si e com as macrófitas, mas em geral as macrófitas são mais eficientes em sequestrar nutrientes (They e Marques, 2019). A competição entre bactérias e o fitoplâncton por nutrientes é maior em ambientes com menores quantidades de nutrientes, como zonas litorâneas altamente colonizadas por macrófitas (They e Marques, 2019). Os fatores ambientais variam dentro dos ecossistemas, e conseqüentemente, as comunidades microbianas mudam no espaço e no tempo (Crump et al., 2007). A abordagem funcional permite comparações e serve como um indicador das respostas biológicas a condições ambientais (Lobo et al., 2018), sendo fundamental para o entendimento do funcionamento e das interações estabelecidas nos ecossistemas aquáticos (Marisol et al., 2018).

Tanto o bacterioplâncton quanto o fitoplâncton podem ser classificados a partir de abordagens funcionais. Os grupos funcionais nos auxiliam na compreensão do funcionamento e processos chaves dos ecossistemas, pois respondem bem às mudanças hidrológicas,

climáticas e pressões antrópicas (Görgényi et al., 2019). A classificação funcional agrupa esses organismos de acordo com as características similares entre estrutura e função (*e.g* forma, tamanho, estratégias de vida e fisiologia) (Nishimura et al., 2015). O uso da classificação funcional nos ajuda a entender os padrões de sensibilidade e tolerância que o fitoplâncton apresenta em diferentes condições ambientais e sua função no ecossistema (Görgényi et al., 2019).

De acordo com a morfologia, o bacterioplâncton pode ser classificado em 11 morfotipos a partir de uma classificação estatística que avalia uma série de características, dentre elas: área, perímetro, comprimento dos eixos maior e menor de cada célula, dentre outros. Liu et al. (2001) ressaltam que embora seja uma classificação prática, ela pode não refletir a diversidade total dos morfotipos presentes na natureza e não apresenta alta correspondência com a classificação filogenética, não podendo ser utilizada para a identificação dos organismos. No entanto, o tamanho e a forma do organismo é um preditor ecológico importante que determina aspectos como o metabolismo e pode ser usado para definir características individuais ou dos grupos (Massana et al., 1997).

O fitoplâncton pode ser classificado de acordo com três abordagens. A primeira delas é a classificação de 31 grupos funcionais - GF'S, partindo do pressuposto de que espécies de diferentes grupos taxonômicos podem compartilhar características ecológicas (Reynolds et al., 2002). A segunda é a classificação morfofuncional - MFG'S, uma revisão da primeira abordagem, consolidando a classificação anterior e atualizando a lista para 40 grupos, utilizando técnicas taxonômicas, morfométricas, estruturais e funcionais (Padisak et al., 2009). Kruk et al., (2017) propuseram se referir a essa classificação como grupos funcionais de Reynolds - RFG'S em homenagem ao Dr. Colin Stanley Reynolds por sua dedicação à pesquisa em ecologia do fitoplâncton e sua contribuição seminal para a abordagem de grupos funcionais. A terceira abordagem é a classificação funcional baseada na morfologia - MBFG'S, método que se utiliza de uma chave dicotômica com passos exclusivamente morfológicos dos organismos. Mesmo sendo uma abordagem objetiva, a morfologia expressa a fisiologia da espécie, respondendo bem às condições ambientais a que os grupos estão expostos (Kruk et al., 2010).

A análise simultânea do bacterioplâncton e fitoplâncton nos permite uma compreensão mais abrangente das mudanças ambientais que ocorrem nos ecossistemas e conseqüentemente das comunidades (Liu et al., 2015). A planície costeira do Rio Grande do Sul é composta por diversos ecossistemas aquáticos rasos, que são resultados de transgressões e regressões

marinhas durante o período do quaternário (Buchmann et al., 2009). Estes ecossistemas são categorizados em lagos, lagoas, áreas úmidas, entre outros (Lehner e Döll, 2004). As lagoas costeiras são corpos d'água rasos localizados por toda a extensão da costa (Newton et al., 2003) e são separadas parcial ou totalmente do mar por barreiras de dunas (MacCord et al., 2013). Em lagos maiores, há maior expectativa de maior heterogeneidade, por essa razão a lagoa Mirim foi selecionada como área de estudo. Deste modo, conforme apresentado acima, este trabalho tem como objetivo geral avaliar a heterogeneidade ambiental ao longo de um gradiente longitudinal e conseqüentemente, diferenças na diversidade taxonômica e funcional do bacterioplâncton e fitoplâncton em uma grande lagoa rasa subtropical. Para este fim, foram utilizadas duas classificações funcionais para o fitoplâncton RFG'S (Padisak et al., 2009) e MBFG'S (Kruk et al., 2010), e para o bacterioplâncton foram utilizados os perfis de oxidação de substratos orgânicos, respiração bacteriana e os morfotipos bacterianos (Liu et al., 2001). A hipótese do estudo é que a variação espacial é um determinante da heterogeneidade ao longo de um gradiente longitudinal, com efeito sobre condições abióticas. Assim, espera-se que diferenças na diversidade taxonômica e funcional destas comunidades planctônicas sejam reflexo das condições abióticas.

### **Objetivo geral**

- I. Avaliar a heterogeneidade ambiental ao longo de um gradiente longitudinal e conseqüentemente, variações na diversidade taxonômica e funcional do bacterioplâncton e fitoplâncton em uma grande lagoa rasa subtropical.

### **Objetivos Específicos**

- I. Avaliar a heterogeneidade ambiental ao longo do gradiente longitudinal em uma lagoa rasa subtropical.
  
- II. Analisar se a heterogeneidade ambiental tem efeito sobre a diversidade taxonômica e funcional do bacterioplâncton e fitoplâncton.

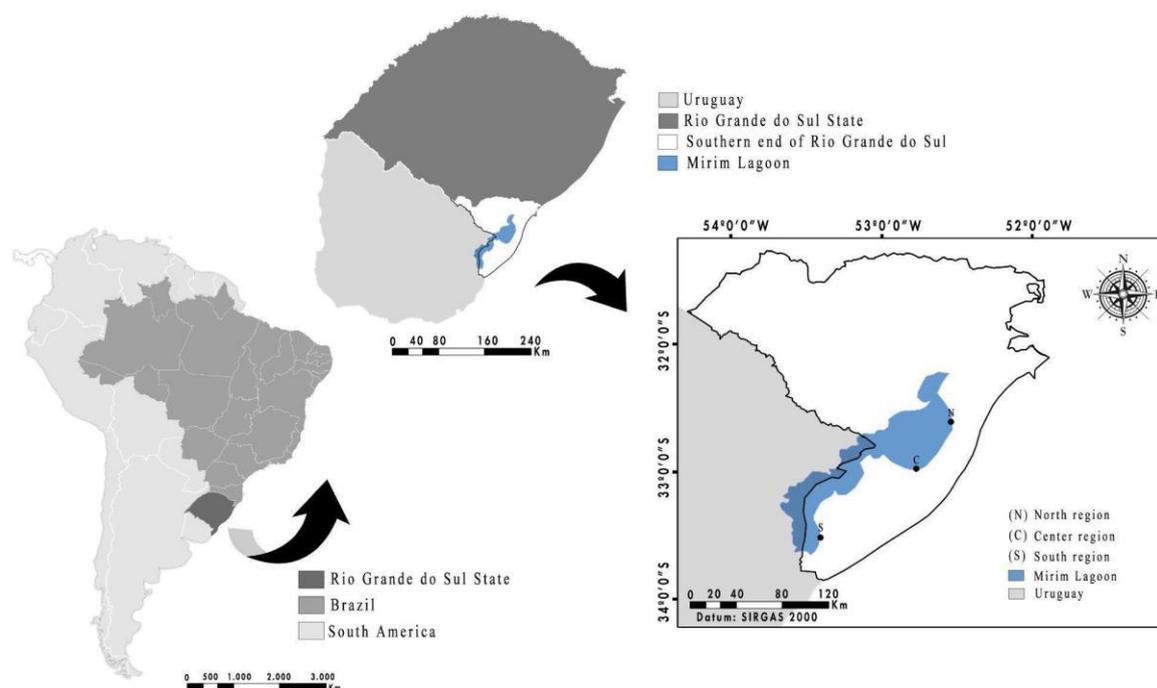
## **METODOLOGIA**

### **Área de estudo**

A lagoa Mirim (Figura 1) ( $32^{\circ}46'07''\text{S}$  e  $52^{\circ}48'03''\text{W}$ ) é um corpo d'água transfronteiriço que abrange uma área total de 62.250 km<sup>2</sup>, sendo 47% localizado na planície costeira do estado do Rio Grande do Sul e 53% no Uruguai (Pinto et al., 2020). A lagoa compreende o segundo maior corpo hídrico lacustre do Brasil e, através da ligação com a Laguna dos Patos, forma o maior sistema lagunar da América do Sul (Oliveira et al., 2015). Ela é uma lagoa costeira rasa, com profundidade máxima de 7 metros, e compõe parte do Sistema Hidrológico do Taim (Marques et al., 2013). Seu entorno apresenta diferentes usos e coberturas da terra, com 46% de uso agrícola e urbano, situados principalmente nas regiões centro e sul, e 54% de cobertura de margens preservadas, por estarem conectadas com a Estação Ecológica do Taim na região norte da lagoa (Trindade et al., 2018). O clima da região é úmido subtropical, tipo Cfa de Köppen (Alvares et al., 2013).

### **Coleta**

Foram amostradas três regiões ao longo do gradiente longitudinal na margem brasileira da lagoa Mirim: norte ( $32^{\circ}51'27''\text{S}$  e  $52^{\circ}58'43''\text{W}$ , Capilha), centro ( $32^{\circ}90'81''\text{S}$  e  $52^{\circ}80'24''\text{W}$ , Vila Anselmi) e sul ( $33^{\circ}49'77''\text{S}$  e  $53^{\circ}43'40''\text{W}$ , município de Santa Vitória do Palmar), em 05/09/2019, precedendo o período de cultivo de arroz. Todas as amostras foram coletadas em triplicatas para cada região (N total = 9), a profundidade máxima de 1 metro, dentro de um intervalo de tempo de 10 horas (desde a primeira coleta até a chegada no laboratório), e foram acondicionadas e transportadas em caixas.



**Figura 1.** Localização da área de estudo e das regiões de amostragem nas diferentes regiões da lagoa Mirim, planície costeira do estado do Rio Grande do Sul – RS, Brasil.

### Variáveis ambientais

Em cada região amostral foram medidas *in situ* as variáveis ambientais: temperatura, pH e condutividade (sonda multiparâmetro HORIBA®). Foram coletadas amostras de água, para análises de fósforo total (PT) pelo método de digestão alcalina e ácido ascórbico e molibdato com leitura em espectrofotômetro (Baumgarten et al., 1996) e nitrogênio total pelo método colorimétrico Kjeldhal (Mackereth et al., 1978). O carbono orgânico dissolvido foi determinado, utilizando o método Non Purgeable Organic Carbon (NPOC) no analisador de carbono (Shimadzu TOC-VCPN). A turbidez da água foi estimada por turbidimetria (APHA, 2012). O oxigênio dissolvido foi fixado em campo e determinado em laboratório pelo método de Winkler (Golterman et al., 1978). A concentração de clorofila a na coluna de água foi quantificada através de extração a frio (5 °C) em metanol 99% e analisada em espectrofotômetro nos comprimentos de onda de 665 nm, com correção da turbidez a 750 nm, sem acidificação (APHA, 2012). O teor dos carboidratos totais na coluna d'água foi estimado pelo método fenol-sulfúrico (DuBois et al., 1951). As variáveis meteorológicas: direção,

velocidade média do vento ( $\text{m s}^{-1}$ ) e a precipitação (mm) foram obtidas do banco de dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) para as estações de Rio Grande (A802) e Santa Vitória do Palmar/Barra do Chuí (A899) e plotados no software WRPLOT *view* (LAKES, 2010).

## **Comunidades planctônicas**

### **Fitoplâncton**

Para a análise quantitativa do fitoplâncton foram realizadas coletas (30 mL) da subsuperfície da água (20 cm), sendo as amostras fixadas em campo com lugol 0,5%. Em laboratório, as amostras foram quantificadas em câmara de sedimentação de *Utermöhl* em microscópio óptico invertido (APHA, 2012) com o tempo de sedimentação de 8h (Edler e Elbrächter, 2010), considerando células solitárias, colônias, cenóbios e filamentos como indivíduos. Para a análise qualitativa do fitoplâncton, foram realizados arrastos de subsuperfície com rede de plâncton (limitada a malha de  $>20 \mu\text{m}$ ), e as amostras fixadas em formaldeído 4%. Os organismos foram classificados taxonomicamente (Van den Hoek et al., 1995) e aplicadas as abordagens funcionais dos grupos MFG'S (Padisak et al., 2009) e MBFG'S (Kruk et al., 2010). A biomassa foi estimada a partir de 20 indivíduos (quando possível) de cada espécie pelo conteúdo de carbono em relação ao biovolume (fator de conversão C:vol para diatomáceas  $\text{pg C cel}^{-1} = 0.288 \text{ vol}^{0.811}$  e para os demais grupos taxonômicos  $\text{pg C cel}^{-1} = 0.216 \text{ vol}^{0.939}$ ) (Menden-Deuer e Lessard, 2000). O biovolume foi calculado através de aproximações da forma dos organismos a sólidos geométricos (Hillebrand et al., 1999).

### **Bacterioplâncton**

As amostras de bacterioplâncton foram coletadas com balde, pré-filtradas (30 mL) em malha de plâncton ( $5,0 \mu\text{m}$ ) e em papel quantitativo 95% celulose ( $2,0\text{-}4,0 \mu\text{m}$  de retenção média, MN 640d Macherey-Nagel) para remoção de organismos maiores (fitoplâncton, zooplâncton e detritos) e transferidas para frascos âmbar (50 mL). Em seguida, as amostras foram fixadas em formol 4% (concentração final) e acondicionadas sob refrigeração ( $5 \text{ }^\circ\text{C}$ ) para transporte ao laboratório. Para a contagem e classificação dos morfotipos bacterianos, as amostras foram sonicadas para aumentar a dispersão sem rompimento das células utilizando o

equipamento homogeneizador ultrassônico (Qsonica®) com o ajuste de 25 W e amplitude de 60 µm, em três ciclos de tempo de 30 segundos e intervalos de 10 segundos entre os ciclos (Hickenbick et al., 2004).

Para a confecção das lâminas foi seguida a metodologia modificada de Hobbie et al. (1977). As amostras foram diluídas na proporção de 750 µl de amostra para 250 µl de solução tampão (fosfato de sódio 10 mM, 500 mM NaCl, pH 7,2), chegando a uma amostra diluída 1,33 vezes. Na sequência, as amostras foram filtradas através de membrana Nucleopore (0,2 µm) previamente coradas com Irgalan Black, sendo as bactérias retidas nos filtros e coradas com fluorocromo laranja de acridina 1% durante 5 minutos. Os filtros foram secos em estufa (35 °C) durante 15 minutos e montados como lâminas semipermanentes utilizando-se óleo mineral. As lâminas foram acondicionadas sob refrigeração (5° C) até a obtenção das imagens, que em geral ocorreu dentro de um intervalo de 1 – 7 dias.

A captura das imagens foi feita em microscópio óptico de fluorescência (Olympus BX51®) com aumento de 1000× em óleo de imersão. Em cada lâmina, foram capturadas 30 imagens randomicamente selecionadas e, para o processamento, foram analisadas aleatoriamente 10 imagens (> 200 bactérias) (Massana et al., 1997). Para contagem celular, determinação de dimensões e classificação do bacterioplâncton em morfotipos foi utilizado o software CMEIAS (Liu et al., 2001), um plug-in do programa Image Tool (v.1.27), que realiza a medição das dimensões e a classificação das bactérias em 11 morfotipos (cocos, espirais, bastonetes curvados, bastonetes em forma de U, bastonetes regulares, filamentos não ramificados, elipsóides, tacos, prostecados, bastonetes rudimentares ramificados, e filamentos ramificados) a partir de imagens digitais (Liu et al., 2001). O tratamento e a binarização das imagens foram feitos com os seguintes filtros: transformação em escala de cinza, 1× Gauss (5×5), 1× Laplace (5×5) e 3× Median (3×3), nesta ordem.

A densidade celular foi calculada a partir da média do número de objetos (bactérias) identificados por campo nas imagens analisadas (Kepner e Pratt, 1994). O biovolume celular médio e total foi calculado a partir das dimensões bacterianas, utilizando fórmulas específicas para cocos e demais formas (Massana et al., 1997). A biomassa celular média e total foi estimada pelo conteúdo de carbono em função do biovolume celular para cada bactéria utilizando um fator alométrico para conversão de biovolume e biomassa em teor de carbono (Norland, 1993).

## **Respiração bacteriana**

As amostras pré-filtradas (30 mL) para isolamento das bactérias (da mesma maneira que para a densidade), foram acondicionadas em frascos do tipo Winkler ainda em campo (Golterman et al., 1978). A amostra para determinação da concentração de oxigênio inicial foi fixada em campo com sulfato manganoso e azida sódica, e as demais acondicionadas em caixa térmica e conduzidas ao laboratório. As amostras foram envoltas em folhas de alumínio e incubadas no escuro (20 °C) durante 5 dias. O consumo de oxigênio foi convertido em produção de carbono, utilizando como coeficiente respiratório o fator de conversão molar igual a 1,0, ou seja, a cada 12 g de carbono produzido são consumidos 32 g de oxigênio (Del Giorgio et al., 1997).

## **Perfil de oxidação de substratos orgânicos**

Os perfis fisiológicos potenciais da comunidade bacteriana foram determinados através de ensaios em microplacas Ecoplate™ (Biolog) com 31 substratos orgânicos contendo o indicador redox tetrazólio violeta e poços controle. Para a incubação, foram pipetadas nas placas 150 µl de amostras pré-filtradas em cada um dos poços, em câmara de fluxo laminar. As placas foram incubadas a 20 °C no escuro por 7 dias, e lidas a 550 nm em leitora automática de microplacas (Biotek Elx808®). Os cálculos foram feitos a partir dos valores de leitura de cada poço subtraídos do poço controle. As leituras corrigidas foram divididas pela média aritmética entre todos os poços de cada placa após as correções (AWCD – Average Well Colour Development) (Feigl et al., 2017).

## **Análise de dados**

Para as análises, quando necessária, foi aplicada a transformação logarítmica de base 10 aos dados que não apresentaram distribuição normal. Utilizamos uma *one way* ANOVA para avaliar as diferenças de densidade, biovolume e biomassa de ambas as comunidades planctônicas, índice de diversidade de *Shannon-Wiener* para a diversidade taxonômica do fitoplâncton, variáveis ambientais e respiração bacteriana entre as diferentes regiões amostrais. A posteriori utilizamos um teste de *Tukey* para localizar as diferenças e empregando correção de *Bonferroni* ( $P_{corr} = \frac{\alpha}{n}$ ) para comparações múltiplas, em que  $P_{corr}$  é o valor de P corrigido,  $\alpha$  é o nível de significância (0,05) e n é o número de testes realizados (n = 12). Fizemos algumas

análises de correlação com o índice de *Pearson* e os pacotes *Vegan* (Oksanen et al., 2018), *Corrplot* (Wei., 2021) e *Hmisc* (Jr., 2019) para testar a associação entre as variáveis bióticas e abióticas.

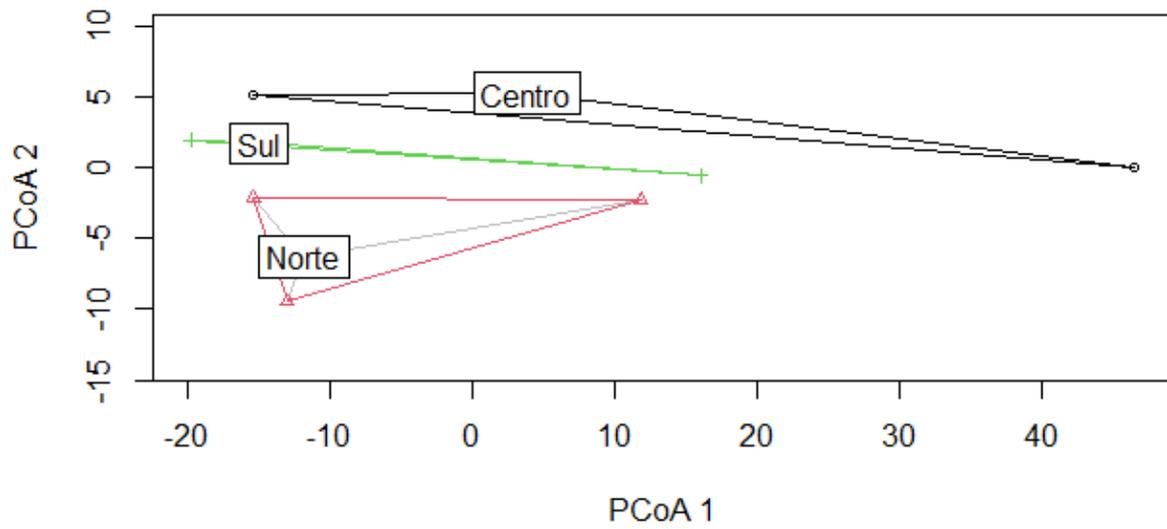
Para testar diferenças na composição da diversidade funcional do bacterioplâncton, taxonômica e funcional do fitoplâncton e variáveis ambientais (temperatura, pH, condutividade, turbidez, oxigênio dissolvido, clorofila a, alcalinidade, fósforo total, nitrogênio total, relação N:P, NPOC e carboidratos totais) entre as regiões amostrais, bem como diferenças na heterogeneidade entre as réplicas, aplicamos uma Análise Permutacional de Variância Multivariada (PERMANOVA) (Anderson, 2001) e uma Análise Permutacional de Dispersão Multivariada (PERMDISP) (Anderson et al., 2006). Para as matrizes biológicas utilizamos o índice de *Bray-Curtis* e para a matriz ambiental, a distância euclidiana, respectivamente. As análises descritas acima foram elaboradas no ambiente *R 4.0.5* (R Core Team, 2021), utilizando os pacotes *Vegan* (Oksanen et al., 2018) e *Car* (Fox et al., 2019).

Realizamos ainda uma análise dos percentuais de contribuição de dissimilaridade (SIMPER) para os morfotipos do bacterioplâncton, RFG'S e MBFG'S do fitoplâncton, composição taxonômica do fitoplâncton, variáveis ambientais e perfil de oxidação de substratos orgânicos para identificar as variáveis que mais contribuíram para a separação das regiões amostrais, utilizando o programa *Past 2.17* (Hammer et al., 2001).

## **RESULTADOS**

### **Caracterização ambiental**

No geral, as variáveis físicas e químicas da lagoa Mirim foram muito semelhantes entre as regiões, conforme a PERMANOVA, que não revelou diferença significativa entre as regiões amostrais (*Pseudo-F*= 4,09 *P* <0,09). A heterogeneidade das réplicas também não variou entre as regiões, conforme revelado pela PERMDISP (Figura 2). As variáveis ambientais que apresentaram diferenças significativas entre as regiões amostrais ao longo do gradiente longitudinal da lagoa Mirim (Tabela 1) foram, a temperatura significativamente maior no norte e menor no sul, a condutividade foi menor no sul em comparação com as demais regiões, a turbidez foi significativamente maior nas regiões norte e sul e menor no centro. Já as variáveis clorofila a, pH, alcalinidade, fósforo total, nitrogênio total, carbono, carboidratos totais e oxigênio dissolvido não apresentaram diferenças significativas.



**Figura 2.** Análise Permutacional de Dispersão Multivariada (PERMDISP) das variáveis ambientais nas regiões amostrais norte, centro e sul da lagoa Mirim, planície costeira do estado do Rio Grande do Sul – RS, Brasil.

**Tabela 1.** Variáveis ambientais (valores médios  $\pm$  desvio padrão) nas regiões norte (N), centro (C) e sul (S) da lagoa Mirim, planície costeira do estado do Rio Grande do Sul – RS, Brasil. Letras minúsculas sobrescritas diferentes indicam diferenças significativas pela Análise de Variância.

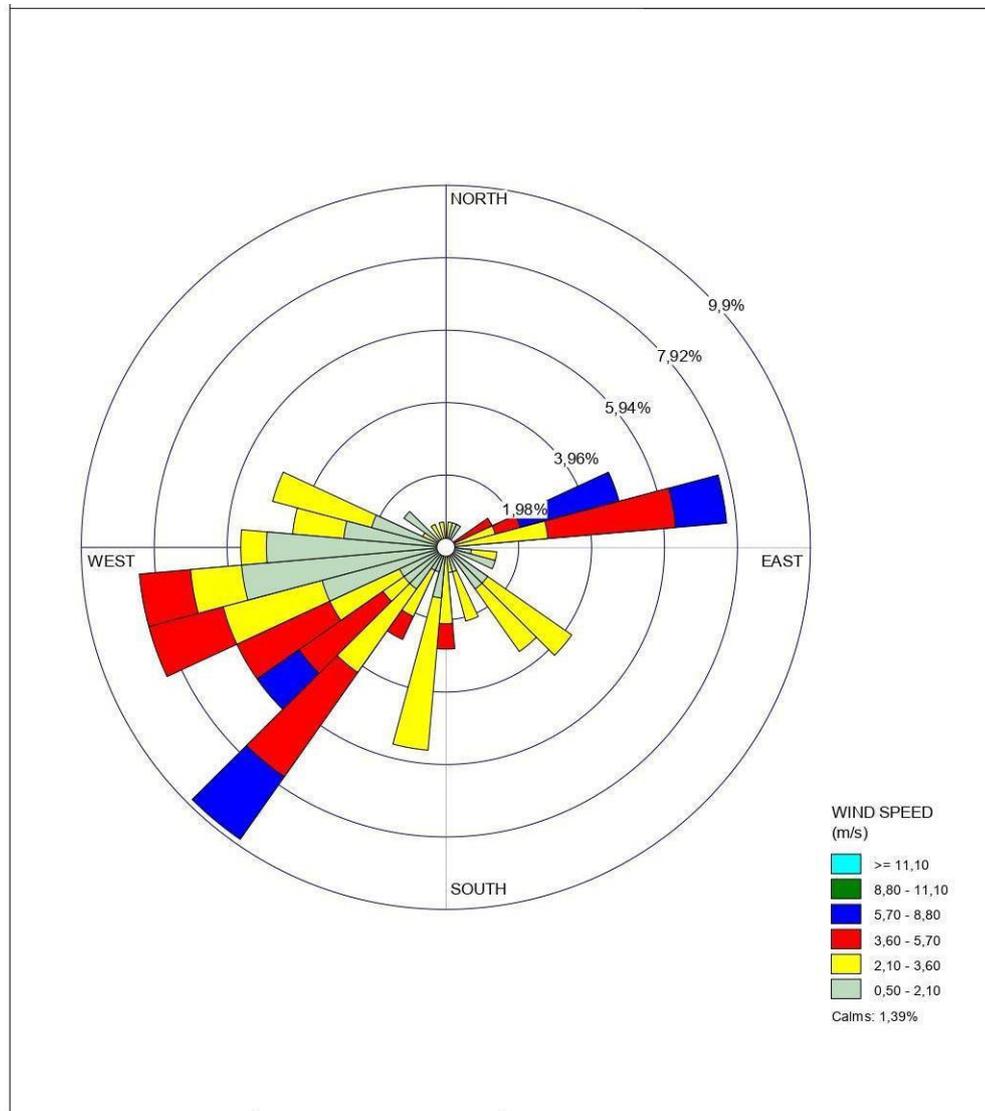
Sig.		N	C	S
***	Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ )	<sup>a</sup> 14,65 ( $\pm 0,10$ )	<sup>b</sup> 13,78 ( $\pm 0,03$ )	<sup>c</sup> 11,79 ( $\pm 0,24$ )
	pH	<sup>a</sup> 7,43 ( $\pm 0,02$ )	<sup>a</sup> 6,74 ( $\pm 0,05$ )	<sup>a</sup> 6,61 ( $\pm 0,65$ )
***	Condutividade ( $\text{mS cm}^{-1}$ )	<sup>a</sup> 0,144 ( $\pm 0,001$ )	<sup>b</sup> 0,114 ( $\pm 0,0005$ )	<sup>c</sup> 0,097 ( $\pm 0,001$ )
***	Turbidez (NTU)	<sup>a</sup> 50 ( $\pm 4,50$ )	<sup>b</sup> 27 ( $\pm 1$ )	<sup>a</sup> 49 ( $\pm 1$ )
	Oxigênio dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ )	<sup>a</sup> 8,20 ( $\pm 0,40$ )	<sup>a</sup> 8,41 ( $\pm 0,15$ )	<sup>a</sup> 9,08 ( $\pm 0,46$ )
	Clorofila a ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	<sup>a</sup> 19,60 ( $\pm 5,12$ )	<sup>b</sup> 10,00 ( $\pm 1,25$ )	<sup>ab</sup> 14,30 ( $\pm 1,19$ )
	Alcalinidade ( $\text{meq L}^{-1}$ )	<sup>a</sup> 490,8 ( $\pm 134,2$ )	<sup>a</sup> 549,4 ( $\pm 28,49$ )	<sup>a</sup> 352,3 ( $\pm 33,55$ )
	Fósforo total ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	<sup>a</sup> 28,72 ( $\pm 15,31$ )	<sup>a</sup> 45,47 ( $\pm 32,91$ )	<sup>a</sup> 27,35 ( $\pm 20,13$ )
	Nitrogênio total ( $\text{mg L}^{-1}$ )	<sup>a</sup> 1,06 ( $\pm 0,04$ )	<sup>a</sup> 1,05 ( $\pm 0,07$ )	<sup>a</sup> 1,25 ( $\pm 0,56$ )
	Relação N:P (mol:mol)	<sup>a</sup> 95,06 ( $\pm 36,88$ )	<sup>a</sup> 38,47 ( $\pm 30,26$ )	<sup>a</sup> 121,09 ( $\pm 34,38$ )
	NPOC ( $\text{mg L}^{-1}$ )	<sup>a</sup> 6,13 ( $\pm 0,84$ )	<sup>a</sup> 3,72 ( $\pm 0,36$ )	<sup>a</sup> 5,90 ( $\pm 1,58$ )
	Carboidratos totais ( $\text{g L}^{-1}$ )	<sup>a</sup> 1,38 ( $\pm 0,22$ )	<sup>a</sup> 1,27 ( $\pm 0,13$ )	<sup>a</sup> 1,63 ( $\pm 0,17$ )
	Código de significância	0,0001***	0,001**	0,01 *

A análise de SIMPER classificou as variáveis ambientais em ordem decrescente de acordo com a contribuição de cada variável para a dissimilaridade entre as regiões amostrais, revelando que as principais responsáveis pelas diferenças ( $> 3\%$  de contribuição para a dissimilaridade) entre os grupos de amostras foram alcalinidade, fósforo total ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ), turbidez (NTU) e clorofila a ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) (Tabela 2).

**Tabela 2.** Análise de SIMPER das variáveis ambientais do norte (N), centro (C) e sul (S) da lagoa Mirim, planície costeira do estado do Rio Grande do Sul – RS, Brasil. A tabela apresenta a dissimilaridade média entre os valores (Dissim. média), a Contrib. (%) representa o quanto a variável contribuiu para separar os valores das médias (regiões) e as últimas três colunas mostram a média de cada variável em cada um dos grupos (norte, centro e sul).

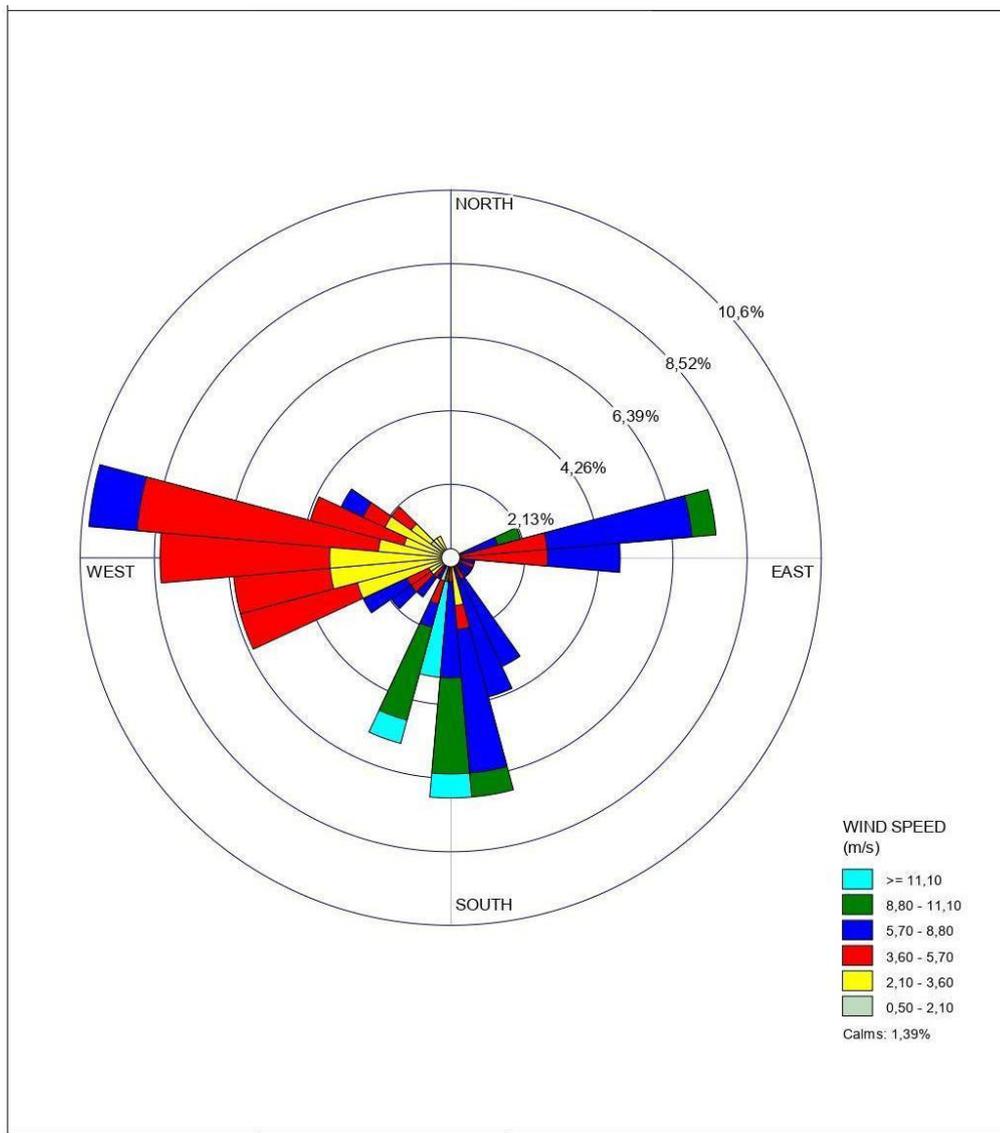
	Dissim. média	Contrib. %	Cumulative %	média norte	média centro	média sul
Alcalinidade (meq L <sup>-1</sup> )	12,53	73,91	73,91	549	491	352
Fósforo total (µg L <sup>-1</sup> )	1,86	10,98	84,88	28,3	44,4	27
Turbidez (NTU)	1,37	8,09	92,98	49,7	27	49
Clorofila a (µg L <sup>-1</sup> )	0,52	3,10	96,08	19,6	9,99	14,3
Relação N:P (mol)	0,17	1,02	97,1	3,32	3,29	3,02
NPOC (mg L <sup>-1</sup> )	0,16	0,98	98,08	6,14	3,72	5,9
Temperatura (°C)	0,16	0,97	99,06	14,7	13,8	11,8
pH	0,05	0,32	99,38	7,43	6,74	6,62
Oxigênio dissolvido (mg L <sup>-1</sup> )	0,05	0,31	99,7	8,21	8,41	9,08
Carboidratos totais (g L <sup>-1</sup> )	0,02	0,14	99,85	1,38	1,26	1,63
Nitrogênio total (mg L <sup>-1</sup> )	0,02	0,13	99,98	1,02	1,05	1,25
Condutividade (mS cm <sup>-1</sup> )	0,002	0,01	100	0,145	0,114	0,097

No período de 01 a 06 de setembro de 2019 a velocidade média do vento na estação de Rio Grande foi de  $2,84 \text{ m s}^{-1}$  (Figura 3), a direção foi predominantemente sudoeste e não houve precipitação.



**Figura 3.** Rosa dos ventos do município de Rio Grande. Velocidade e direção do vento no período de 01 a 06 de setembro de 2019, referente a 143 h de monitoramento.

Já na estação de Santa Vitória do Palmar/Barra do Chuí a velocidade média do vento foi  $5,49 \text{ m s}^{-1}$  (Figura 4), a direção foi predominantemente oeste e não houve precipitação.



**Figura 4.** Rosa dos ventos do município de Santa Vitória do Palmar. Velocidade e direção do vento do período de 01 a 06 de setembro de 2019, referente a 143h de monitoramento.

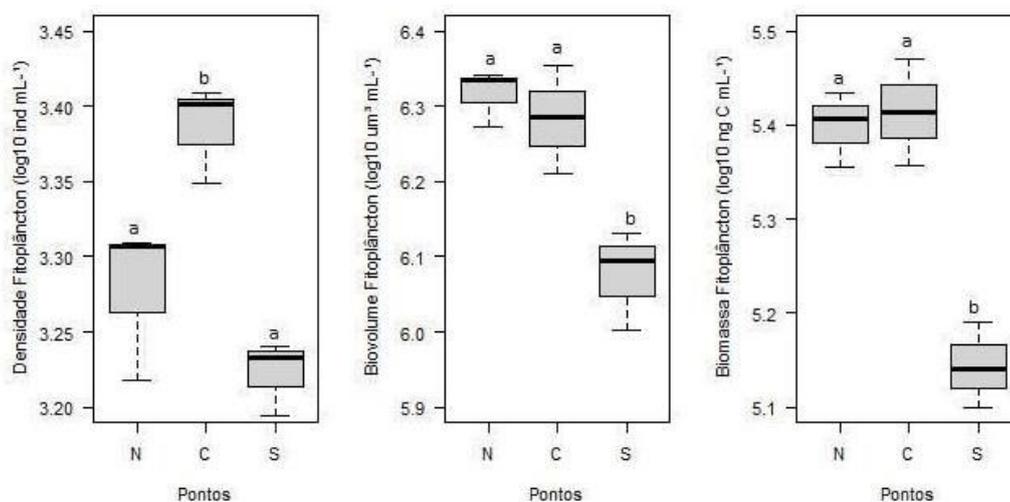
## Fitoplâncton

### Densidade, biovolume e biomassa

A densidade, biovolume e biomassa do fitoplâncton variaram entre as diferentes regiões amostrais e apresentaram diferenças significativas ao longo do gradiente longitudinal da lagoa Mirim (Figura 5). A densidade foi significativamente maior no centro da lagoa em

comparação ao norte ( $P < 0,021$ ) e o sul ( $P < 0,003$ ), enquanto que entre o norte e o sul não houve diferença significativa ( $P = 0,29$ ).

O biovolume e a biomassa não apresentaram o mesmo padrão que a densidade, visto que o sul foi significativamente menor em comparação ao norte e ao centro. O biovolume apresentou diferença significativa entre sul e centro ( $P < 0,01$ ), sul e norte ( $P < 0,009$ ) e a biomassa também apresentou este mesmo padrão de diferença significativa entre sul e centro ( $P < 0,002$ ) e sul e norte ( $P < 0,003$ ).

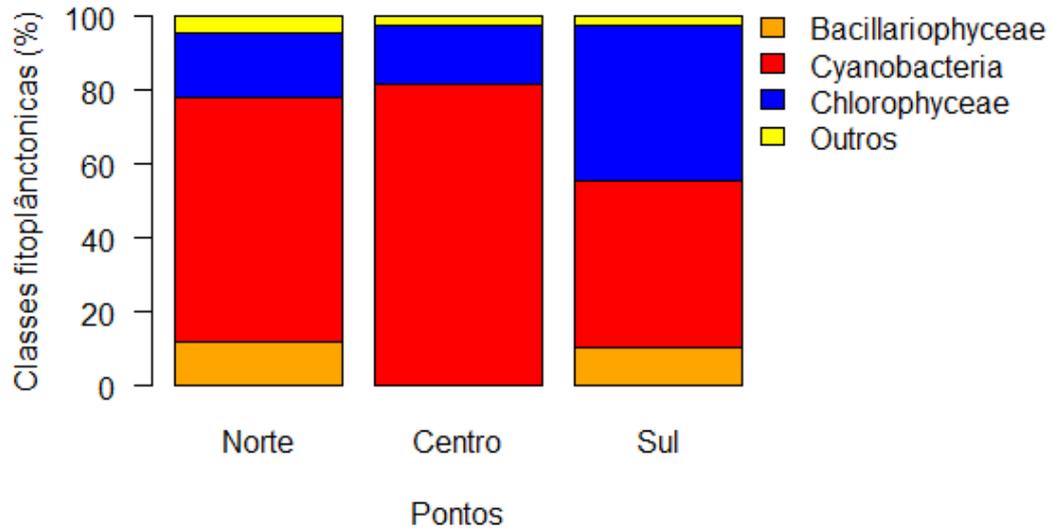


**Figura 5.** Densidade, biovolume e biomassa do fitoplâncton ao longo de um gradiente longitudinal da lagoa Mirim, planície costeira do estado do Rio Grande do Sul – RS, Brasil. Norte (N), centro (C) e sul (S).

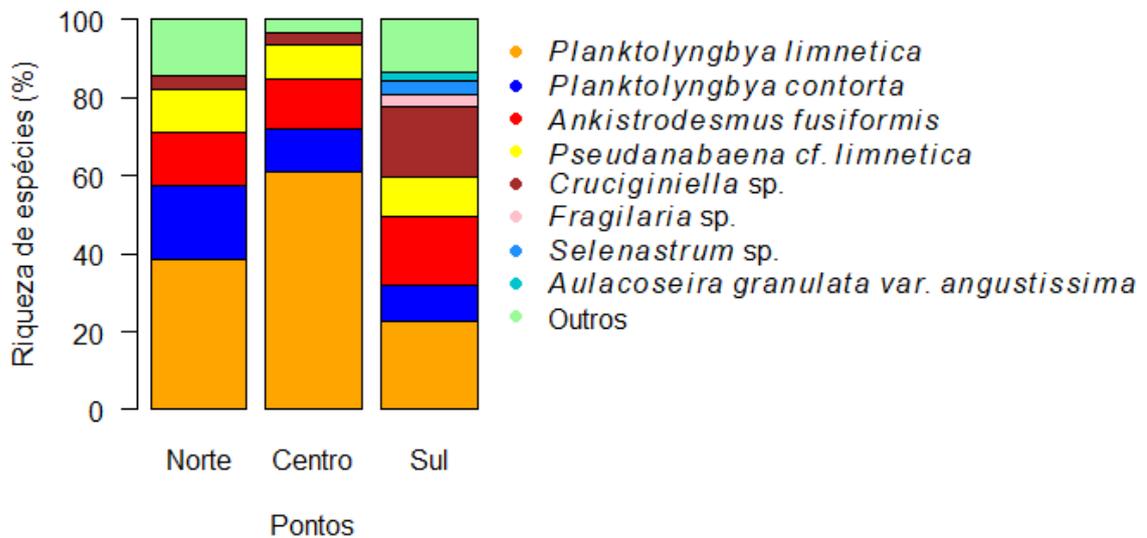
### Diversidade taxonômica

Foi identificado um total de 57 táxons distribuídos em 5 classes (Cyanobacteria, Chlorophyceae, Bacillariophyceae, Zygnematophyceae e Chrysophyceae). A riqueza taxonômica do fitoplâncton no norte foi de 20 espécies, no centro foi de 12 espécies e no sul foi de 26 espécies. As 3 classes com maior contribuição foram Cyanobacteria, Chlorophyceae e Bacillariophyceae (Figura 6). As espécies que apresentaram maior densidade dentro das classes foram *Planktolyngbya limnetica* (Lemmermann) Komárková-Legnerová & Cronberg, *Planktolyngbya contorta* (Lemmermann) Anagnostidis & Komárek, *Pseudanabaena* cf. *limnetica* (Lemmermann) Komárek (Cyanobacteria), *Ankistrodesmus fusiformis* Corda, *Crucigeniella* sp. Lemmermann (Chlorophyceae), *Fragilaria* sp. Lyngbye e *Aulacoseira*

*granulata* var. *angustissima* (Ehrenberg) Simonsen (Bacillariophyceae) (Figura 7). O índice de diversidade de *Shannon-Wiener* (H) apresentou valores de 2,02 no norte, 1,28 no centro e no sul 2,27, apresentando diferenças significativas ( $F=116.3$   $P < 0,0001$ ) entre norte e centro ( $P < 0,0001$ ), sul e centro ( $P < 0,0001$ ) e sul e norte ( $P < 0,02$ ).



**Figura 6.** Contribuição das principais classes fitoplânctônicas (%) ao longo de um gradiente longitudinal da lagoa Mirim, planície costeira do estado do Rio Grande do Sul – RS, Brasil.



**Figura 7.** Principais espécies fitoplânctônicas (%) ao longo de um gradiente longitudinal da lagoa Mirim, planície costeira do estado do Rio Grande do Sul – RS, Brasil.

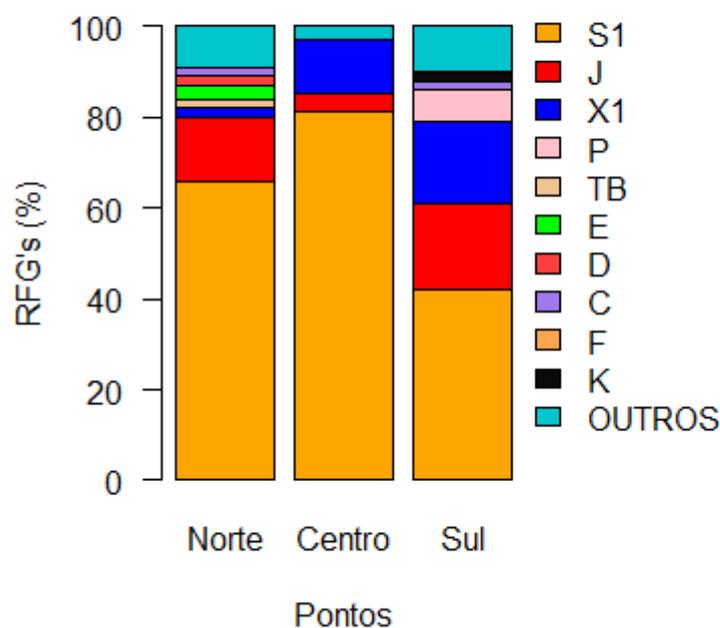
A análise de SIMPER classificou as espécies fitoplanctônicas em ordem decrescente de acordo com a contribuição da densidade de cada espécie para a dissimilaridade entre as regiões amostrais, revelando que principais responsáveis pelas diferenças entre os grupos de amostras foram *P. limnetica*, *Crucigeniella sp.*, outros e *P. contorta* (Tabela 3).

**Tabela 3.** Análise de SIMPER da densidade das espécies fitoplanctônicas do norte (N), centro (C) e sul (S) da lagoa Mirim, planície costeira do estado do Rio Grande do Sul – RS, Brasil. A tabela apresenta a dissimilaridade média entre os valores (Dissim. média), a Contrib. (%) representa o quanto a variável contribuiu para separar os valores das médias (regiões) e as últimas três colunas mostram a média em cada um dos grupos (norte, centro e sul).

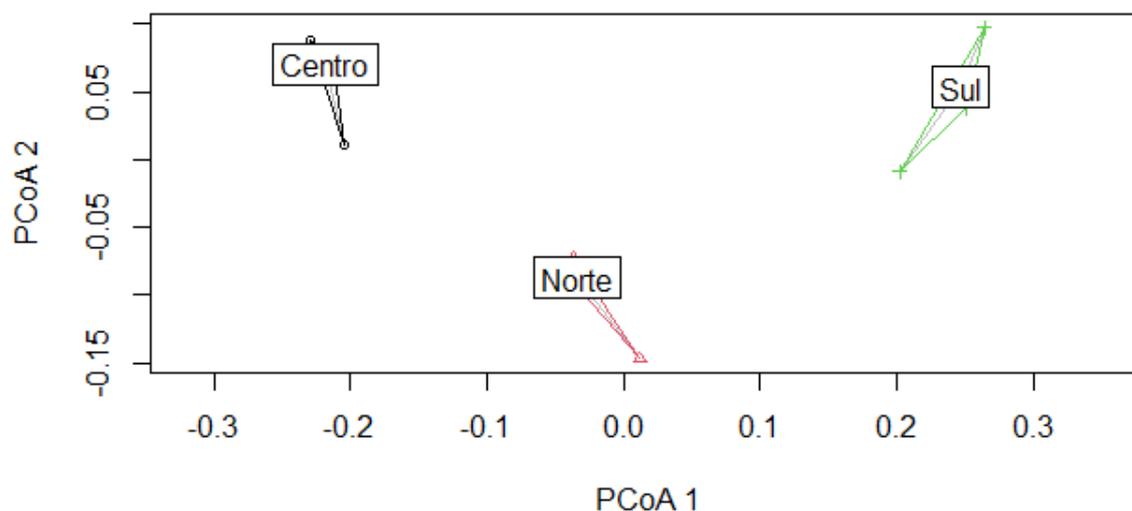
	Dissim. média	Contri b. %	Cumulati va %	média norte	média centro	média sul
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	12,66	42,20	42,20	38,3	60,8	22,8
<i>Crucigeniella sp.</i>	5,10	17,01	59,20	3,51	3,01	18,3
Outros	3,61	12,05	71,25	14,3	3,46	13,6
<i>Planktolyngbya contorta</i>	3,31	11,05	82,31	19	11,40	9,05
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i>	1,69	5,63	87,94	13,80	12,50	17,6
<i>Selenastrum sp.</i>	1,04	3,47	91,41	0	0	3,13
<i>Fragilaria sp.</i>	1,04	3,47	94,89	0	0	3,13
<i>Aulacoseira granulata var. angustissima</i>	0,78	2,62	97,51	0	0	2,36
<i>Pseudanabaena cf.limnetica</i>	0,74	2,48	100	11,1	8,87	10,2

### Grupos funcionais de Reynolds – RFG’S

Foram observados, ao longo do gradiente longitudinal da lagoa Mirim, 13 RFG’S no norte, 8 RFG’S no centro e 13 RFG’S no sul. O grupo funcional de Reynolds com maior representatividade em todas as regiões amostrais foi o *S1*, apresentando a maior proporção de aproximadamente 80% na região centro e menor proporção de aproximadamente 40% no sul. (Figura 8). No norte o grupo mais representativo foi *J*, no centro foi *X1* e no sul foram *J*, *X1* e *P*. Houve diferenças significativas entre as regiões amostrais em relação aos grupos funcionais de Reynolds - RFG’S ( $Pseudo-F= 25,62$   $P < 0,005$ ). No entanto, a análise *post hoc* não indicou diferença significativa. A heterogeneidade entre as regiões amostrais, no entanto, foi similar de acordo com a PERMDISP (distância média para mediana do norte = 0,05, centro = 0,04 e sul = 0,07) (Figura 9).



**Figura 8.** Proporção dos grupos funcionais de Reynolds do fitoplâncton RFG’S (%) ao longo de um gradiente longitudinal da lagoa Mirim, planície costeira do estado do Rio Grande do Sul – RS, Brasil.



**Figura 9.** Análise Permutacional de Dispersão Multivariada (PERMDISP) dos grupos funcionais de Reynolds (RFG'S) ao longo de um gradiente longitudinal da lagoa Mirim, planície costeira do estado do Rio Grande do Sul – RS, Brasil.

A análise de SIMPER classificou os grupos funcionais de Reynolds (RFG's) em ordem decrescente de acordo com a contribuição de cada grupo para dissimilaridade entre as regiões amostrais, revelando que os principais responsáveis pelas diferenças entre os grupos de amostras foram *SI*, *J*, *P* e *XI* (Tabela 4).

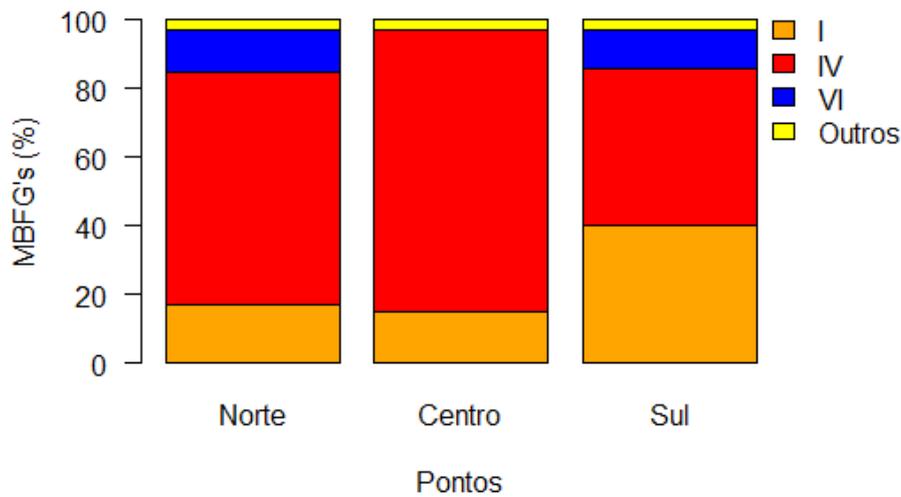
**Tabela 4.** Análise de SIMPER dos grupos funcionais de Reynolds (RFG'S) do norte (N), centro (C) e sul (S) da lagoa Mirim, planície costeira do estado do Rio Grande do Sul – RS, Brasil. A planilha apresenta dissimilaridade média (Dissim. média) entre os valores, a Contrib. (%) representa o quanto a variável contribuiu para separar os valores das médias (regiões) e as últimas três colunas mostram a média em cada um dos grupos (norte, centro e sul).

	Dissim. média	Contrib. %	Cumulativa %	média norte	média centro	média sul
S1	21,04	60,45	60,45	1,26	1,98	701
J	4,33	12,44	72,89	66,9	80,7	311
P	1,79	5,13	78,03	34,8	11	116
OUTROS	1,69	4,86	82,9	123	25,7	123
X1	1,69	4,84	87,74	262	304	293
TB	0,72	2,07	89,82	44	0	10,1
C	0,69	1,98	91,8	25,6	0	32,1
E	0,66	1,89	93,7	38,5	0	2,73
D	0,52	1,50	95,2	33,9	11	12,8
A	0,46	1,31	96,52	0	22	13,7
K	0,43	1,24	97,76	0	7,33	22,9
F	0,37	1,06	98,83	0	0	21,1
MP	0,28	0,80	99,64	16,5	0	3,67
SN	0,13	0,36	100	0	0	7,33

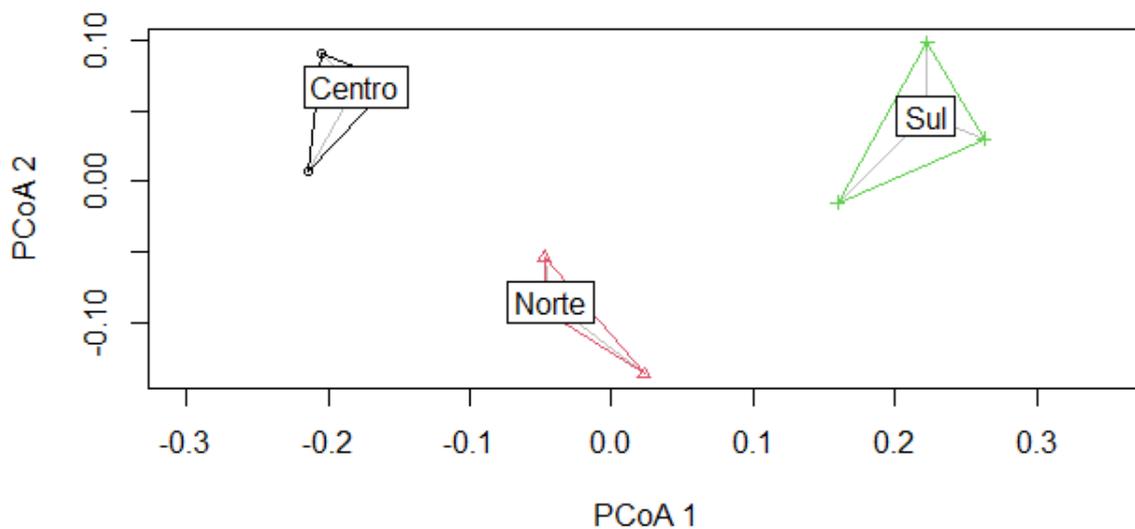
### **Grupos funcionais baseados na morfologia – MBFG’S**

Foram observados, ao longo do gradiente longitudinal da lagoa Mirim, 5 MBFG’S no norte, 5 MBFG’S no centro e 7 MBFG’S no sul. O grupo funcional baseado na morfologia com maior representatividade foi o *IV* (Figura 10), apresentando a maior proporção de

aproximadamente 80% na região centro e menor proporção de aproximadamente 40% no sul. No norte e no sul foram *I* e *VI*, e no centro foi *I*. Houve diferenças significativas entre as regiões amostrais em relação aos grupos funcionais baseados na morfologia MBFG'S ( $Pseudo-F = 29,38$   $P < 0,006$ ). No entanto, a análise *post hoc* não indicou diferença significativa. A heterogeneidade entre as regiões amostrais foi similar de acordo com a PERMDISP (distância média para mediana do norte = 0,04, centro = 0,03 e sul = 0,06) (Figura 11).



**Figura 10.** Proporção dos grupos funcionais baseados na morfologia do fitoplâncton MBFG'S (%) ao longo de um gradiente longitudinal da lagoa Mirim, planície costeira do estado do Rio Grande do Sul – RS, Brasil.



**Figura 11.** Análise Permutacional de Dispersão Multivariada (PERMDISP) dos grupos funcionais baseados na morfologia (MBFG'S) ao longo de um gradiente longitudinal da lagoa Mirim, planície costeira do estado do Rio Grande do Sul – RS, Brasil.

A análise de SIMPER classificou os grupos funcionais baseados na morfologia (MBFG's) em ordem decrescente de acordo com a contribuição de cada grupo para a dissimilaridade entre as regiões amostrais, revelando que os principais responsáveis pelas diferenças entre os grupos de amostras foram *VI, I, VI, VII e II* (Tabela 5).

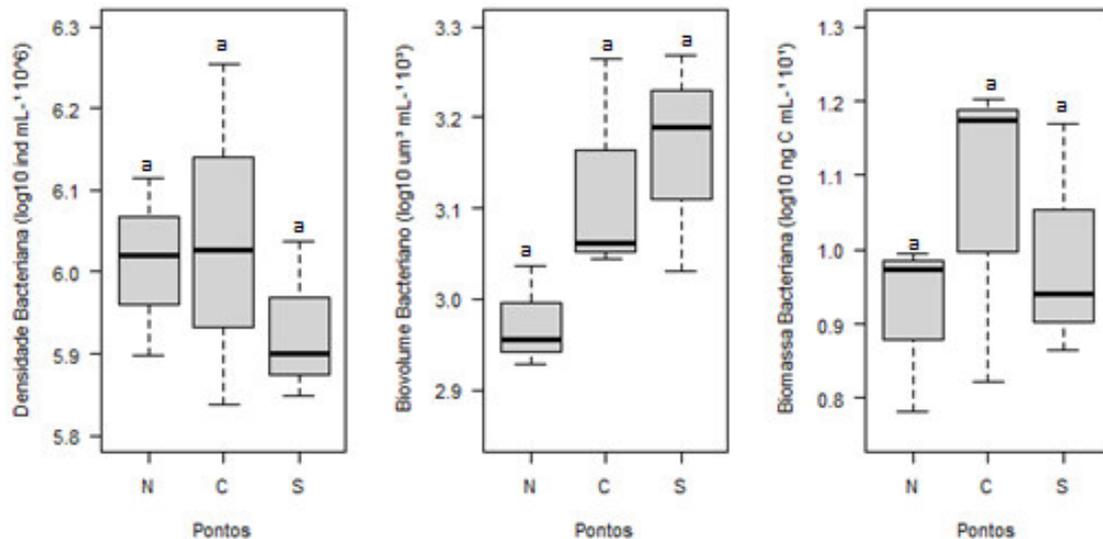
**Tabela 5.** Análise de SIMPER dos grupos funcionais baseados na morfologia (MBFG'S) do norte (N), centro (C) e sul (S) da lagoa Mirim, planície costeira do estado do Rio Grande do Sul – RS, Brasil. A tabela apresenta a dissimilaridade média (Dissim. média) entre os valores, a Contrib. (%) representa o quanto a variável contribuiu para separar os valores das médias (regiões) e as últimas três colunas mostram a média em cada uma das regiões (norte, centro e sul).

	Dissim. média	Contrib. %	Cumulativa %	média norte	média centro	média sul
IV	20,29	65,9	65,9	1,31	1,99	761
I	5,97	19,4	85,29	329	378	655
VI	2,94	9,53	94,82	227	51,3	174
VII	0,74	2,38	97,21	1,83	14,7	44
II	0,65	2,11	99,33	38,5	3,67	23,8
III	0,13	0,41	99,74	0	0	7,33
V	0,08	0,25	100	0	0	4,58

## Bacterioplâncton

### Densidade, biovolume e biomassa bacteriana

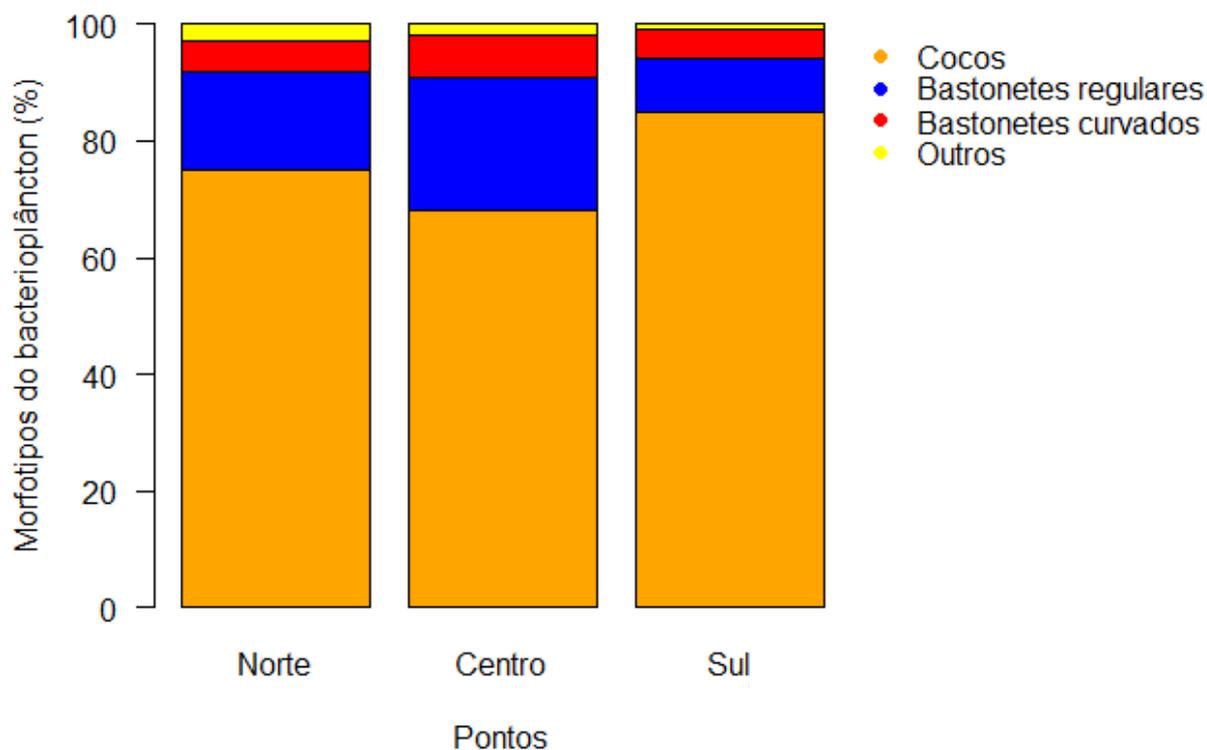
A densidade ( $F = 0,55$   $P = 0,60$ ), biovolume ( $F = 2,16$   $P = 0,19$ ) e biomassa bacteriana ( $F = 0,79$   $P = 0,49$ ) não apresentaram diferenças significativas ao longo do gradiente longitudinal da lagoa Mirim (Figura 12).



**Figura 12.** Densidade, biovolume e biomassa do bacterioplâncton ao longo de um gradiente longitudinal da lagoa Mirim, planície costeira do estado do Rio Grande do Sul – RS, Brasil. norte (N), centro (C) e sul (S).

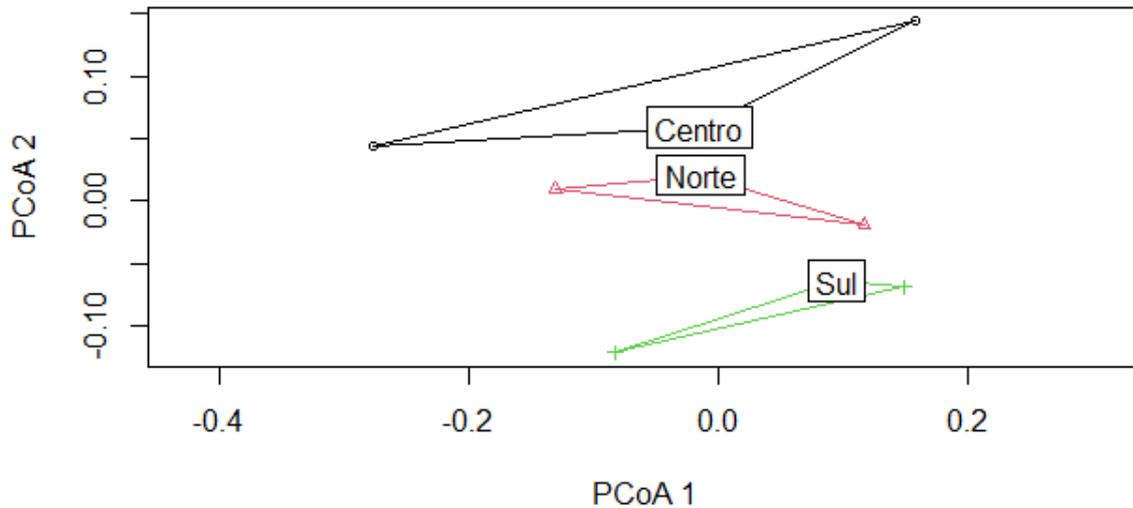
### Morfotipos

A diversidade funcional do bacterioplâncton foi similar entre as regiões da lagoa Mirim, 9 morfotipos bacterianos no norte, 10 morfotipos no centro e 10 morfotipos no sul. Os morfotipos com maior representatividade foram cocos, bastonetes regulares e bastonetes curvados (Figura 13). O centro apresentou a maior proporção de bastonetes regulares em comparação com o norte e o sul, enquanto que o sul apresentou uma maior proporção de cocos em comparação com norte e centro. Os demais morfotipos que apresentaram valores percentuais menores foram agrupados em outros.



**Figura 13.** Proporção dos morfotipos do bacterioplâncton (%) ao longo de um gradiente longitudinal da lagoa Mirim, planície costeira do estado do Rio Grande do Sul – RS, Brasil.

Para a matriz de morfotipos bacterianos, a PERMANOVA não revelou diferença significativa entre as regiões amostrais ( $Pseudo-F= 1,01$   $P = 0,43$ ). A heterogeneidade das réplicas também não variou entre as regiões, conforme revelado pela PERMDISP (distância média para mediana do norte = 0,08, centro = 0,16 e sul = 0,08 (Figura 14).



**Figura 14.** Análise Permutacional de Dispersão Multivariada (PERMDISP) dos morfotipos bacterianos ao longo de um gradiente longitudinal da lagoa Mirim, planície costeira do estado do Rio Grande do Sul – RS, Brasil.

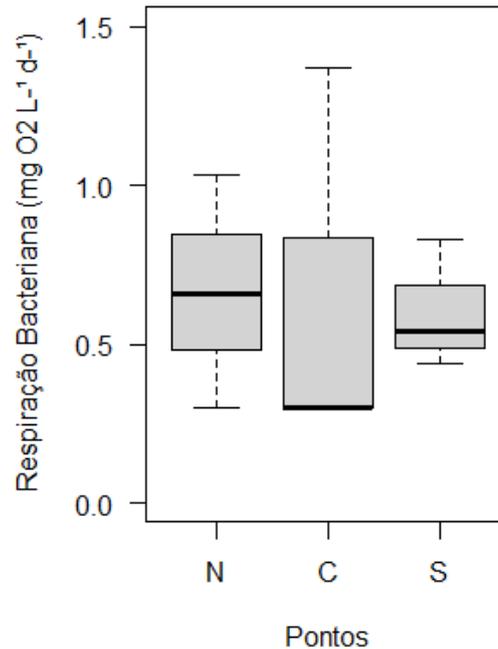
A análise de SIMPER classificou os morfotipos bacterianos em ordem decrescente de acordo com a contribuição de cada morfotipo para a dissimilaridade entre as regiões amostrais, revelando que os principais responsáveis pelas diferenças entre os grupos amostrais foram cocos, bastonetes regulares e bastonetes curvados (Tabela 6).

**Tabela 6.** Análise de SIMPER dos morfotipos bacterianos do norte (N), centro (C) e sul (S) da lagoa Mirim, planície costeira do estado do Rio Grande do Sul – RS, Brasil. A tabela apresenta a dissimilaridade média (Dissim. média) entre os valores, a Contrib. (%) representa o quanto a variável contribuiu para separar os valores das médias (regiões) e as últimas três colunas mostram a média em cada uma das regiões (norte, centro e sul).

	Dissim. média	Contri b. %	Cumulat iva %	média norte	média centro	média sul
Cocos	13,57	62,35	62,35	7,85	8,28	7,34
Bastonetes regulares	5,87	26,98	89,32	1,84	2,54	8,11
Bastonetes curvados	1,22	5,59	94,91	5,00	7,48	3,79
Bastonetes rudimentares ramificados	0,25	1,17	96,08	8,25	971	1,94
Prostecados	0,25	1,16	97,24	5,83	9,22	1,94
Bastonetes em forma de U	0,24	1,11	98,35	6,31	6,80	971
Espirais	0,12	0,55	98,9	971	3,40	0
Elipsóides	0,09	0,40	99,29	2,91	2,91	971
Filamentos ramificados	0,05	0,25	99,54	0	0	1,46
Tacos	0,05	0,23	99,78	2,91	2,43	3,40
Filamentos não ramificados	0,05	0,22	100	0	1,56	485

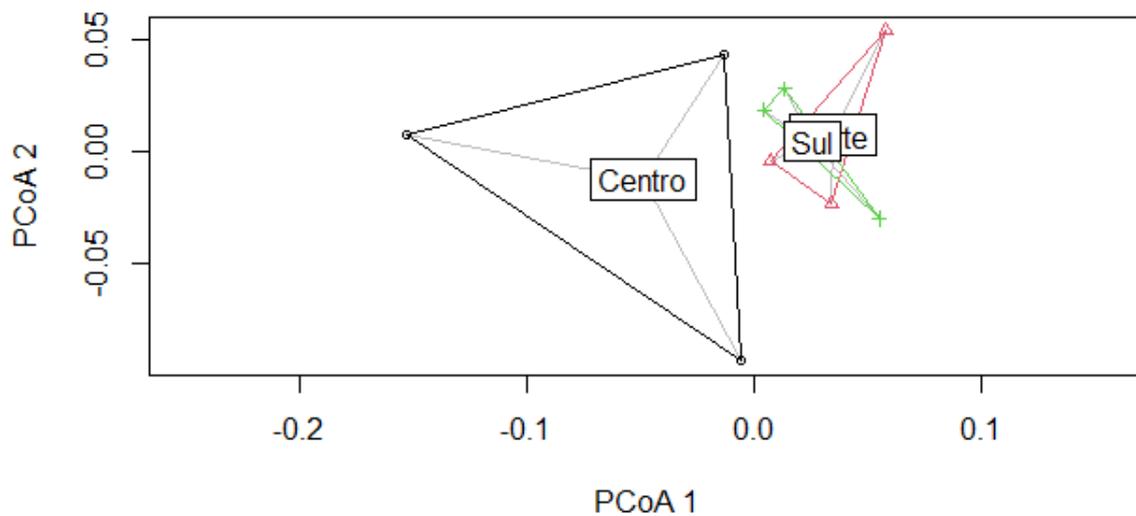
## Respiração bacteriana

Assim como a densidade, o biovolume e biomassa, a respiração bacteriana não apresentou diferença significativa ao longo do gradiente longitudinal da lagoa Mirim ( $F=0,018$   $P=0,98$ ) (Figura 15).



**Figura 15.** Respiração bacteriana ao longo de um gradiente longitudinal da lagoa Mirim, planície costeira do estado do Rio Grande do Sul – RS, Brasil. Norte (N), centro (C) e sul (S).

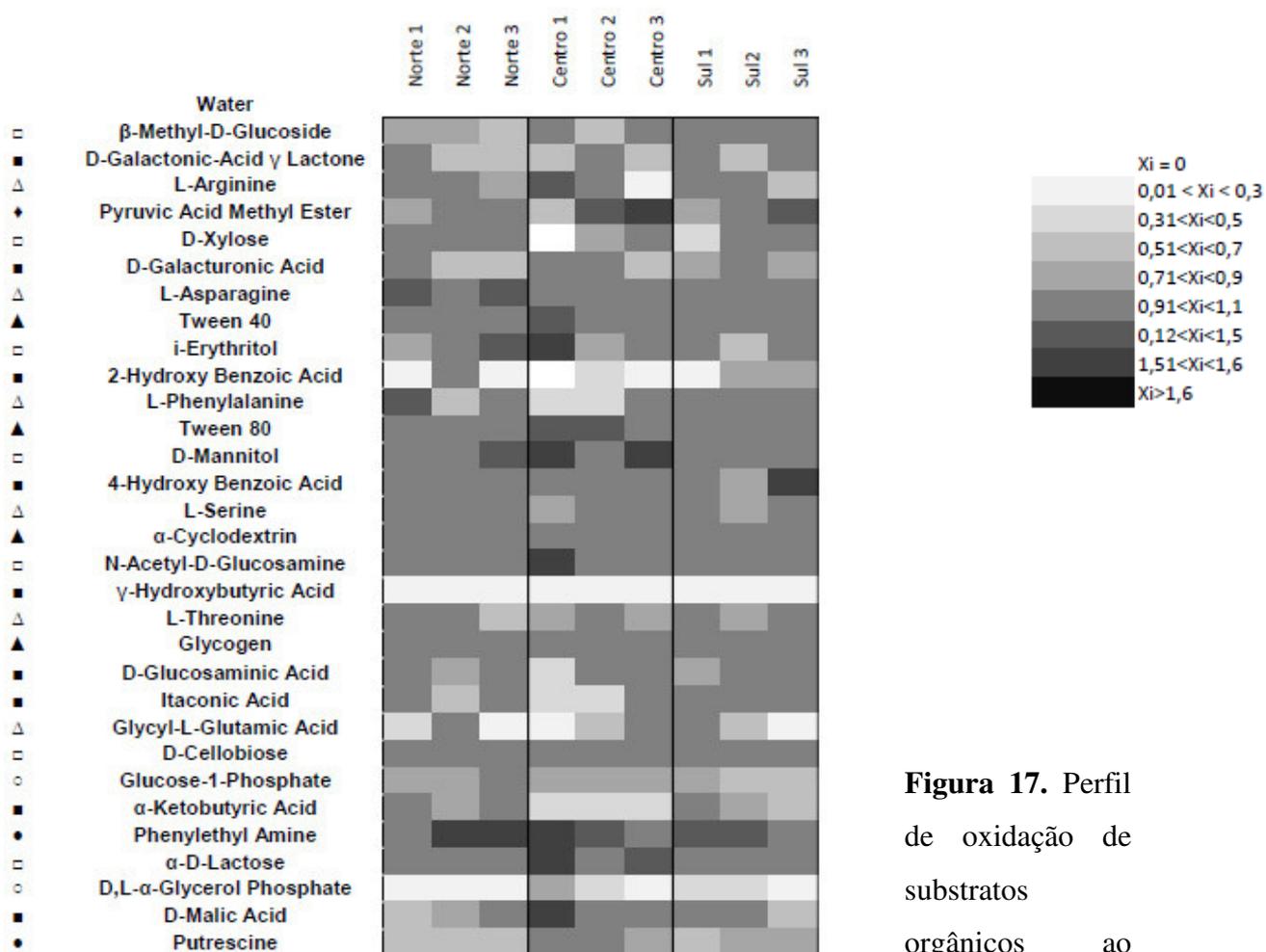
Para a matriz de perfil de oxidação de substratos orgânicos, a PERMANOVA não revelou diferença significativa entre as regiões amostrais ( $Pseudo-F=1,15$   $P=0,31$ ). A heterogeneidade das réplicas também não variou entre as regiões, conforme revelado pela PERMDISP (norte = 0,07, centro = 0,09 e sul = 0,07) (Figura 16).



**Figura 16.** Análise Permutacional de Dispersão Multivariada (PERMDISP) de perfil de oxidação de substratos orgânicos ao longo de um gradiente longitudinal da lagoa Mirim, planície costeira do estado do Rio Grande do Sul – RS, Brasil.

#### **Perfil de oxidação de substratos orgânicos**

O perfil de oxidação dos 31 substratos orgânicos consumidos pelo bacterioplâncton ao longo do gradiente da lagoa Mirim (Figura 17) revelou a oxidação de todos os substratos nas regiões norte e sul. A região centro não apresentou a oxidação de todos os substratos. Na região norte, foram consumidos os 31 substratos, os principais grupos químicos consumidos foram os carboidratos (i-Eritritol e D-Mannitol), aminoácidos (L-Asparagina e L-Fenilalanina) e aminas (Feniletíl amina). Na região centro foram consumidos 29 substratos, entre eles os carboidratos (i-Eritritol, D-Manitol, N-Acetil-D-Glucosamina e  $\alpha$ - D-Lactose), aminoácidos (L-Asparagina), polímeros (Tween 40), aminas (Feniletíl amina), ácidos carboxílicos (Ácido D-málico) e éster (Éster Metílico de Ácido Pirúvico). Já na região sul, foram consumidos 31 substratos, sendo eles, ácidos carboxílicos (Ácido 4-hidroxibenzóico), aminas (Feniletíl amina) e éster (Éster metílico de ácido pirúvico).



**Figura 17.** Perfil de oxidação de substratos orgânicos ao longo de um

gradiente longitudinal da lagoa Mirim (Norte, centro e sul), planície costeira do estado do Rio Grande do Sul – RS, Brasil. Xi equivale à absorbância corrigida em 595 nm de cada poço dividido pelo respectivo AWCD da placa. As classes de substratos são: □ carboidrato, ■ ácido carboxílico,  $\Delta$  aminoácido,  $\blacktriangle$  polímero, ○ produto químico fosforilado, ● amina e  $\blacklozenge$  éster.

A análise de SIMPER classificou o perfil de oxidação de substratos orgânicos em ordem decrescente de acordo com a contribuição de cada morfotipo para a dissimilaridade entre as regiões amostrais, revelando que todos os substratos orgânicos apresentaram uma contribuição muito similar entre as regiões ao longo do gradiente longitudinal da lagoa Mirim (Tabela 7).

**Tabela 7.** Análise de SIMPER de perfil de oxidação de substratos orgânicos do norte (N), centro (C) e sul (S) da lagoa Mirim, planície costeira do estado do Rio Grande do Sul – RS, Brasil. A tabela apresenta a dissimilaridade média (Dissim. média) entre os valores, a Contrib. (%) representa o quanto a variável contribuiu para separar os valores das médias (regiões) e as últimas três colunas mostram a média em cada um dos grupos (norte, centro e sul).

	Dissim. média	Contrib. %	Cumulativa %	média norte	média centro	média sul
<i>L-Fenilalanina</i>	0,83	5,78	5,783	1,22	0,64	1,17
<i>Ácido Itacônico</i>	0,80	5,56	11,35	1,13	0,63	1,24
<i>L-Asparagina</i>	0,78	5,37	16,73	1,12	0,97	1,06
<i>Ácido 2-hidroxibenzóico</i>	0,75	5,21	21,95	0,39	0,14	0,57
<i>D-Xilose</i>	0,72	5,02	26,97	1,02	0,76	0,82
<i>i-Eritritol</i>	0,67	4,62	31,60	1,17	1,27	0,95
<i>Ácido D-málico</i>	0,66	4,61	36,21	0,77	1,28	0,87
<i>Ácido <math>\alpha</math>-cetobutírico</i>	0,64	4,44	40,65	1,01	0,42	0,80
<i>Éster metílico do ácido pirúvico</i>	0,61	4,20	44,86	1,16	1,22	1,18
<i>Ácido D-Galacturônico</i>	0,59	4,09	48,95	0,79	0,99	0,92
<i>Ácido Glutâmico Glicil L</i>	0,57	3,95	52,91	0,54	0,67	0,61
<i>Ácido 4-hidroxibenzóico</i>	0,51	3,56	56,48	1,13	1,31	1,31
<i>N-acetil-D-glucosamina</i>	0,51	3,55	60,03	1,07	1,4	1,12
<i><math>\alpha</math>-D-Lactose</i>	0,51	3,53	63,56	1,2	1,43	1,25

<i>L-treonina</i>	0,50	3,44	67	0,92	0,82	1,06
<i>Putrescina</i>	0,47	3,27	70,27	0,55	0,98	0,723
<i>β-Metil-D-Glicosídeo</i>	0,41	2,89	73,16	0,73	0,99	1,04
<i>Ácido D-Glicosamínico</i>	0,40	2,81	75,97	1,08	0,85	0,89
<i>Fosfato de D,L-α-Glicerol</i>	0,38	2,65	78,63	0,19	0,38	0,31
<i>Ácido D-Galactônico</i>	0,34	2,39	81,02	0,747	0,74	0,86
<i>Feniletil Amina</i>	0,34	2,36	83,39	1,6	1,62	1,39
<i>L-Serina</i>	0,34	2,34	85,74	1,18	0,94	0,97
<i>D-Manitol</i>	0,31	2,17	87,91	1,43	1,62	1,41
<i>Glicogênio</i>	0,28	1,95	89,87	1,09	1,29	1,14
<i>L-Asparagina</i>	0,28	1,94	91,81	1,54	1,32	1,32
<i>D-Celobiose</i>	0,26	1,82	93,63	1,12	1,33	1,2
<i>Tween 80</i>	0,23	1,65	95,28	1,4	1,52	1,31
<i>α-Ciclodextrina</i>	0,22	1,54	96,83	1,28	1,19	1,24
<i>Glicose-1-Fosfato</i>	0,21	1,45	98,28	0,87	0,80	0,72
<i>Tween 40</i>	0,13	0,92	99,21	1,42	1,44	1,35
<i>Ácido v-hidroxitútrico</i>	0,11	0,78	100	0,12	0,113	0,14

---

## Correlação das variáveis bióticas e abióticas

As variáveis bióticas e abióticas que apresentaram correlações e associações entre si foram temperatura e biomassa fitoplanctônica ( $r= 0,8$   $P <0,002$ ), turbidez e densidade fitoplanctônica ( $r= 0,8$   $P <0,002$ ), carboidratos totais e biomassa fitoplanctônica ( $r= -0,6$   $P= 0,04$ ) e oxigênio dissolvido e RFG ( $r= 0,7$   $P <0,02$ ).

## DISCUSSÃO

Lagos apresentam heterogeneidade interna em relação às condições ambientais e composição de comunidades, principalmente o plâncton (Mikhailov et al., 2019). Esta heterogeneidade está relacionada ao tamanho do corpo hídrico, que implica em maiores distâncias geográficas que funcionam como barreiras à dispersão (Lima et al, 2016), mas também a fatores locais como presença de estandes de macrófitas (Kalff, 2002) e a ação do vento (Cardoso e Motta-Marques, 2004). No entanto, a lagoa Mirim apresentou heterogeneidade de poucas variáveis ambientais no gradiente estudado, tais como temperatura, turbidez e condutividade. Com relação às variáveis biológicas, houve heterogeneidade de densidade, biovolume, biomassa, índice de diversidade de *Shannon-Wiener*, RFG'S e MBFG'S do fitoplâncton, mas não houve heterogeneidade para nenhuma variável funcional do bacterioplâncton.

As características hidrodinâmicas e a extensa área superficial favorecem a atuação do vento, que pode ser tanto um fator de homogeneização (mistura vertical) de uma série de características da lagoa (*e.g* ressuspensão de sólidos) (Oliveira et al., 2015), como também um fator na heterogeneidade (horizontal) (*e.g* distribuição das espécies). O vento desempenha uma íntima relação com a coluna d'água, atuando como agente na circulação, oxigenação e ressuspensão de sólidos da lagoa (Oliveira et al., 2015), essa ação foi demonstrada nos resultados através da turbidez inorgânica (Coradi et al., 2009) que apresentou diferença significativa, sendo maior no norte do que no centro. Por mais que o oxigênio dissolvido não tenha apresentado diferença significativa entre as regiões, é possível observar que a lagoa Mirim apresentou valores elevados, o que já era esperado por se tratar de uma lagoa rasa e polimítica.

No presente estudo, algumas diferenças foram encontradas entre as variáveis mensuradas como temperatura, porém essa diferença apresentou uma pequena escala de magnitude, podendo estar relacionada com o horário de coleta, que ocorreu entre 8h (região

sul) e 17h (região norte). A condutividade elétrica também apresentou diferença significativa, com maiores valores nas regiões norte e centro, no entanto as diferenças também foram de pequena magnitude e não foi possível associar a nenhuma das variáveis medidas que potencialmente poderiam influenciar a condutividade. Crossetti et al. (2013) também encontraram diferenças significativas para condutividade elétrica dentro de uma mesma lagoa (Mangueira), porém atribuíram este resultado a um padrão sazonal sem nenhuma tendência espacial nas variações dos parâmetros abióticos.

Os maiores valores de clorofila a foram observados na região norte da lagoa e os menores valores na região centro, onde no momento da coleta foi observado um deságue, tornando a água cristalina. Por mais que os resultados de nitrogênio e fósforo não tenham apresentado diferença significativa, podemos salientar que o deságue que ocorreu na região centro pode ter colaborado para a incrementação de fósforo. Além disso, o centro apresentou a menor relação N:P, demonstrando uma possível limitação por nitrogênio. A região centro é caracterizada pelo plantio de arroz, mas no período da coleta não era época de cultivo. Em uma lagoa próxima à estudada (lagoa Caiubá) Cunha et al. (2013) também evidenciaram os altos valores de fósforo como um indicativo das atividades agrícolas do entorno.

As variáveis fitoplanctônicas densidade, biovolume e biomassa também apresentaram variação e diferença significativa ao longo do gradiente longitudinal da lagoa Mirim. O norte, por mais que não tenha exibido os maiores valores de densidade, apresentou espécies maiores, que consequentemente contribuíram para os maiores valores de biovolume e biomassa. O norte foi o que apresentou maior biomassa, resultado similar a Crossetti et al. (2013) na lagoa Mangueira que compartilha condições abióticas similares (temperatura e condutividade elétrica) à lagoa Mirim, além de serem geograficamente próximas, de mesma origem geológica, terem grandes dimensões, com a mesma orientação espacial (paralelas) e apresentarem no seu entorno forte influência de lavouras de arroz.

O centro apresentou a menor riqueza e maior densidade em comparação com as regiões norte e sul da lagoa, com uma maior representatividade de cianobactérias, essa dominância pode ter desfavorecido o estabelecimento de outras espécies (Li et al., 2022). Resultados similares foram encontrados no mesmo período do ano (setembro) por Guimarães et al. (2013) de altas densidades fitoplanctônicas nesta mesma região da lagoa, atribuindo a alta densidade do fitoplâncton aos maiores valores de fósforo total da região centro. Os recursos luz e concentração de nutrientes presentes na água são fundamentais para o desenvolvimento pleno das comunidades que habitam esses ecossistemas (Rangel et al.,

2016), sendo o fósforo total um dos principais nutrientes limitantes para o crescimento do fitoplâncton (Brasil e Huszar, 2011).

Embora a análise de correlação tenha mostrado uma associação entre temperatura e biomassa fitoplanctônica, sugerindo uma resposta positiva da biomassa dos microrganismos a maiores temperaturas (Moretti et al., 2007), a escala de magnitude da temperatura foi pequena e a flutuação relacionada com o horário de coleta. Outra correlação encontrada foi de carboidratos totais e biomassa fitoplanctônica, essa correlação negativa converge com resultados encontrados por Guimarães et al. (2013), que atribuíram uma relação entre a produção de carboidratos pelo fitoplâncton e consumo de carboidratos pela bacterioplâncton, onde o carboidrato se mostra um elemento chave entre as comunidades. Por mais que o presente estudo não apresente diferença significativa entre as regiões, o perfil de oxidação de substratos orgânicos é um *proxy* de que os carboidratos estão sendo consumidos pelo bacterioplâncton.

Entre os 57 táxons fitoplanctônicos identificados ao longo do gradiente, três classes tiveram destaque e maior contribuição para a riqueza taxonômica: Cyanobacteria, Chlorophyceae e Bacillariophyceae. Guimarães et al. (2013), também na lagoa Mirim, encontraram riqueza de espécies similares neste mesmo período do ano (setembro) e uma maior contribuição das mesmas três classes (Cyanobacteria, Chlorophyceae e Bacillariophyceae). As espécies mais abundantes e que contribuíram para as diferenças entre as regiões foram *P. limnetica* (Cyanobacteria), *Crucigeniella sp.*, (Chlorophyceae) e *P. contorta* (Cyanobacteria).

Cyanobacteria foi a classe mais abundante, e se caracteriza por possuir uma distribuição ampla nos ecossistemas aquáticos (O'Neil et al., 2012), apresentar traços funcionais que favorecem seus componentes na ocupação de diversos ambientes (*e.g* ficobilinas como pigmentos) e conseqüentemente serem adaptáveis a diferentes condições ambientais (*e.g* intensidade de luz) (Brasil e Huszar, 2011). As características da lagoa Mirim favorecem a predominância de Cyanobacteria por se tratar de uma lagoa rasa, polimítica, turva, com pH neutro levemente ácido e em geral, disponibilidade de nitrogênio e fósforo favoráveis ao seu crescimento (Taub, 2021). Além disso, é importante destacar as características ambientais que em alguns lagos rasos subtropicais, salvo algumas exceções, podem ser uma limitação para as cianobactérias, como por exemplo, as altas relações N:P (Cunha et al., 2013). Ainda assim, podem existir variações entre as cianobactérias fixadoras de nitrogênio e não fixadoras. Cianobactérias não-fixadoras de nitrogênio são favorecidas em

ambientes com alta razão N:P, enquanto que as espécies fixadoras de nitrogênio são favorecidas em ambientes com baixa razão N:P (Vidal e Neto, 2014). Em vista disso, as baixas relações N:P podem ser limitantes para outros grupos, mais favoráveis para as cianobactérias.

Chlorophyceae foi a segunda classe mais abundante, consiste em ser um dos grupos fitoplanctônicos mais importantes em águas continentais (Vieira et al., 2016), possuem características morfológicas variadas (e.g formas e tamanhos), podem apresentar arranjos unicelulares ou coloniais e são utilizadas como modelo em estudos de toxicidade (Castro et al., 2022). Bacillariophyceae foi a terceira classe mais abundante, são organismos fotossintéticos eucarióticos que possuem uma parede celular de sílica chamada frústula, apresentam grande diversidade de espécies, podem apresentar arranjos unicelulares ou coloniais e são utilizadas como indicadores de estado ecológico em ecossistemas aquáticos (Duleba et al., 2021).

Diversos estudos destacam o nitrogênio como um dos principais elementos para o crescimento e estabelecimento do fitoplâncton (Akgül, 2020). Embora sem diferença significativa, é importante salientar que foi possível observar uma baixa razão N:P na região centro (Havens et al., 2003) e menor riqueza de espécies. Já na região sul, foi observada uma alta razão N:P, assim, podendo contribuir para o aumento da riqueza. No centro houve uma maior contribuição de Cyanobacteria, já no sul houve uma contribuição mais equilibrada entre Chlorophyceae e Cyanobacteria.

Além da taxonomia, utilizar a classificação funcional nos auxilia a entender e agrupar as espécies a partir das características ecológicas compartilhadas (Padisak et al., 2009). O RFG mais representativo foi o *SI*, seguido do *J*, assim como resultados similares encontrados por Crossetti et al. (2013) na lagoa Mangueira. Ambos os grupos são caracterizados por apresentarem tolerâncias a ambientes rasos e são adaptados a alta turbidez inorgânica (Crossetti et al., 2018), condições condizentes com as variáveis ambientais da lagoa Mirim. O RFG *SI* tem como seus principais representantes indivíduos que toleram ambientes polimíticos e turvos (Padisak et al., 2009), como *P. cf. limnetica*, *P. limnetica* e *P. contorta*, apresentando grande abundância nas três regiões da lagoa Mirim.

O RFG *J* é representado por indivíduos de ambientes rasos, polimíticos e altas concentrações de nutrientes como *Golenkinia sp.* Chodat e *Crucigeniella sp.*. Por mais que possuam essas características, sua presença em ecossistemas aquáticos deficientes em nutrientes também já foram registradas (Becker et al., 2007). No presente estudo o RFG *J* foi

mais abundante nas regiões sul e norte. O RFG'S *XI* é representado por indivíduos de ambientes rasos e eu- e hipertrófico, como *Ankistrodesmus spp.* que apresentou maior abundância nas regiões centro e sul. O RFG'S *P* também é representado por indivíduos que toleram ambientes mais eutróficos (Padisak et al., 2009), como *Fragilaria spp.*, *A. granulata var. angustissima*, *Closterium kuetzingii* Brébisson, *Closterium parvulum* Nägeli e *Closterium setaceum* Ehrenberg ex Ralfs, no presente estudo, o RFG *P* foi mais abundante na região sul. Espécies como *A. granulata var. angustissima* dependem da mistura completa da coluna d'água, pois possuem alta taxa de sedimentação, apresentam uma alta relação S/V favorecendo a absorção de nutrientes (Souza et al., 2022) e são caracterizadas por não produzir grandes quantidades de polissacarídeos extracelulares (Vieira et al., 2006). Todas as espécies citadas já foram registradas anteriormente na lagoa Mirim (Guimarães et al., 2013).

O MBFG *IV* são indivíduos de tamanho médio e sem estruturas especializadas como *P. limnetica*, *P. contorta*, *P. cf. limnetica* (Cyanobacteria). Reynolds et al. (2014) atribuíram a maior permanência do grupo *IV* em lagos temperados e Bortolini et al. (2015) no Alto Rio Paraná associam a presença do grupo *IV* a ambientes de pH neutro, condição também observada na lagoa Mirim. Souza et al. (2022) atribuíram ao grupo *IV* tolerância moderada à limitação de recursos e taxas de afundamento baixas a moderadas, sendo passível de grandes perdas por pastejo. Souza et al (2022) ressaltam também, que a turbidez exerce forte influência sobre os MBFG.

O MBFG *I*, que esteve mais presente na região sul, é composto por indivíduos de tamanho pequeno (S/V) como *A. fusiformis* e *Crucigeniella sp.* (Chlorophyceae). O MBFG *VI*, que ocorreu nas regiões norte e sul, mas não na região centro, são indivíduos não flagelados com exoesqueleto de sílica com os principais representantes *Fragilaria sp.* e *A. granulata var. angustissima* (O.Müller) Simonsen (Bacillariophyceae). Bortolini et al. (2015) atribuíram a presença dos grupos *I* e *VI* principalmente à condutividade da água. Reynolds et al. (2014) realizaram uma modelagem e observaram a presença e permanência dos mesmos três grupos (*IV*, *VI* e *I*) em lagos temperados. Para presumir quais grupos serão mais predominantes, é preciso levar em consideração quais recursos estarão disponíveis para que os grupos se sustentem no ecossistema (Reynolds et al., 2014).

Ainda que exista semelhança na composição taxonômica e funcional ao longo do gradiente longitudinal da lagoa Mirim, a região sul apresentou maior riqueza de espécies e índice de diversidade em comparação às demais regiões. Este resultado não apresentou correlação com as condições ambientais mensuradas, porém pode ter relação com outros

fatores que não foram analisados no presente estudo. Desta forma, a complexidade do habitat e interações beneficiam a determinação e manutenção da biodiversidade (Li et al., 2022). Entre as interações bióticas pode-se destacar a competição, troca de nutrientes (Kouzuma e Watanabe, 2015) e herbivoria (Gianuca et al., 2016).

A utilização das duas abordagens na classificação funcional do fitoplâncton mostrou que a classificação de RFG'S, é mais robusta e complexa, pois elucidou a diversidade funcional de forma mais clara. Isso se dá devido aos princípios da classificação que agrupam as espécies a partir das suas sensibilidades e tolerâncias às condições ambientais, como disponibilidade de luz, concentração de nutrientes, estratificação, entre outros (Padisak et al., 2009). Segundo Kruk et al. (2010) a classificação de RFG'S resulta em informações mais refinadas. Esta classificação se mostrou mais favorável para a elucidação da diversidade funcional, pois distingue mais os grupos a partir das suas aptidões nas diferentes regiões da lagoa, enquanto que os MBFG'S os agrupa de forma mais similar por não levar em consideração tais especificidades. Ainda assim, é imprescindível pontuar a importância e a acessibilidade que a MBFG'S agrega à linha de pesquisa sobre diversidade funcional do fitoplâncton, visto que grande quantidade de estudos optam por utilizá-la porque se trata de uma classificação mais objetiva e que não requer conhecimento de filiação taxonômica (Kruk et al., 2010).

As métricas de densidade, biovolume, biomassa e os seguintes traços funcionais: morfotipos, respiração bacteriana e perfil de oxidação de substratos orgânicos, utilizados para testar a heterogeneidade do bacterioplâncton não apresentaram diferença ao longo do gradiente longitudinal da lagoa Mirim. Os valores de densidade bacteriana foram próximos ao valor comumente encontrados em ambientes aquáticos naturais, em torno de  $10^6$  células  $\text{mL}^{-1}$ , conforme outros estudos (Gómez-Consarnau et al., 2012), inclusive em várias lagoas costeiras próximas (They et al., 2010).

Nossos resultados mostraram não haver diferença entre a distribuição e predominância de morfotipos bacterianos entre as regiões amostrais. Os morfotipos bacterianos com maior representatividade foram cocos, bastonetes regulares e bastonetes curvados, sendo cocos o predominante em todas as amostras. A maior predominância por cocos vem sendo observada em vários tipos de ecossistemas aquáticos, desde ambientes próximos a lagoa Mirim como proporções similares encontradas por They et al. (2010) em lagos situados na extensão da Planície costeira sul, e também em ambientes distintos como a turfeira de Rancho Hambre que está localizada em um vale montanhoso ladeado por algumas das cordilheiras andinas

(Quiroga et al., 2016) e na planície de inundação do rio Paraná (Teixeira et al., 2011). Os cocos são encontrados geralmente em ambientes com maior disponibilidade e assimilação de nutrientes e baixa predação (Young, 2006). Já os bastonetes regulares e curvados possuem maior relação superfície:volume, assimilação de nutrientes mais lenta e são encontrados em ambientes com disponibilidade de nutrientes intermediária (Young, 2006). Estudos também indicam que as bactérias alteram a sua forma e tamanho em resposta às diferentes condições ambientais (*e.g* predação e disponibilidade de nutrientes) (Corno e Jürgens 2006) e estados tróficos (Görgényi et al., 2019).

A respiração bacteriana interliga informações sobre o metabolismo do ecossistema, avalia a estabilidade e o fluxo do carbono (Jahnke e Craven, 1995). Na lagoa Mirim, a respiração bacteriana litorânea foi avaliada e não apresentou diferença significativa, esse resultado pode ter sido influenciado pela mistura do vento. They et al. (2013) avaliaram a respiração na zona litorânea e pelágica na lagoa Mangueira e encontraram diferenças significativas, entretanto a taxa de respiração na zona litorânea foi mais baixa. É possível que os gradientes de respiração sejam mais importantes entre zona litorânea e pelágica do que no sentido longitudinal da lagoa devido a diferenças na quantidade e qualidade do carbono liberado por macrófitas e fitoplâncton nas zonas litoral e pelágica, respectivamente (They et al., 2013; 2019)

A dinâmica espaço tempo de características funcionais bacterianas vem sendo descrita a partir da utilização de substratos orgânicos, refletindo a atividade metabólica com base no seu consumo (Tiquia, 2010). As bactérias desempenham um importante papel na assimilação e transformação desses compostos e as condições ambientais interferem diretamente nesses processos (Gómez-Consarnau et al., 2012). No presente estudo, os consumos de substratos orgânicos medidos através da AWCD apresentaram uma contribuição muito similar ao longo do gradiente longitudinal da lagoa Mirim, não ocorrendo diferença significativa entre as regiões amostrais. Esse resultado, pode ser apoiado pelas altas taxas de dispersão, que tendem a interferir na distribuição e nas características funcionais bacterianas (Lear et al., 2014) e também, sugerindo que as bactérias sejam generalistas em relação às demandas desses substratos orgânicos (Gómez-Consarnau et al., 2012).

Outras pesquisas em lagoas costeiras demonstraram diferença significativa do consumo de substratos orgânicos no tempo e espaço. Entre esses substratos, a feniletilamina e o ácido 2-hidroxibenzóico tiveram maior contribuição para a dissimilaridade espacial (Lima et al., 2016). Entretanto, é importante pontuar que a metodologia de perfil de oxidação de

substratos orgânicos apresenta limitações, como ausência de alguns compostos *in situ* e a inoculação que seleciona algumas espécies interferindo na composição da comunidade bacteriana. Apesar disso, a metodologia é eficiente na avaliação da diversidade metabólica microbiana (Sala et al., 2008).

Heterogeneidade na composição e função do bacterioplâncton intra-lago têm sido reportadas em escalas tão pequenas quanto 10-20 m (Jones et al. 2012; Lear et al., 2014). Desta maneira, esperava-se encontrar uma elevada heterogeneidade do bacterioplâncton devido à grande escala espacial amostrada. A ausência de heterogeneidade detectada pode ser devido a vários fatores, dentre eles, o vento como fator homogeneizador (Oliveira et al., 2015), maiores taxas de dispersão das bactérias (Lear et al., 2014) em comparação com o fitoplâncton, possível maior heterogeneidade leste-oeste devido ao sentido do vento, do que no sentido norte-sul, ou mesmo outros fatores que não foram mensurados no presente estudo.

As condições ambientais e a dispersão são determinantes para o fitoplâncton e bacterioplâncton (Zhang et al., 2020). A estruturação do fitoplâncton afeta as mudanças estruturais do bacterioplâncton e ambas as comunidades sofrem modificações no espaço e no tempo (Crump et al., 2007). A partir dos resultados expostos, às comunidades (fitoplâncton e bacterioplâncton) respondem de maneiras diferentes às condições ambientais. Podemos afirmar que a variabilidade ambiental tem efeito sobre a diversidade taxonômica e funcional do fitoplâncton sendo ele um indicador biológico mais sensível às alterações ambientais (Bauer et al., 2017), quando comparado com o bacterioplâncton, que possui uma maior taxa de dispersão, maior taxa de crescimento, maior probabilidade de colonização de habitats e conseqüentemente um maior efeito homogeneizador (Liu et al., 2015). Desta forma, a resposta da comunidade do bacterioplâncton pode ser menos sensível que a comunidade do fitoplâncton, como constatado no presente trabalho.

Entretanto, é imprescindível ressaltar que mesmo não havendo diferença significativa nos resultados do bacterioplâncton a nível funcional, a heterogeneidade pode ser existente a nível taxonômico, o que não foi analisado no presente estudo. Hanashiro et al. (2019), sugeriram que os fatores ambientais a nível espacial foram responsáveis pela variação da comunidade do bacterioplâncton. Desta forma, realizar a análise simultânea de ambas as comunidades (fitoplâncton e bacterioplâncton) auxilia no entendimento das mudanças ambientais nos ecossistemas aquáticos (Liu et al., 2015).

## CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS

Embora seja esperado um elevado nível de heterogeneidade para a lagoa Mirim devido às dimensões e heterogeneidade do uso do entorno, isso não foi constatado no presente estudo. O baixo nível de heterogeneidade pode estar relacionado às pequenas diferenças ambientais entre as regiões. A análise simultânea das comunidades (fitoplâncton e bacterioplâncton) foi um importante fator na compreensão das variações ambientais e consequentemente das comunidades nos ecossistemas aquáticos. No presente estudo, observamos que o fitoplâncton e bacterioplâncton respondem de formas distintas às condições ambientais locais. O fitoplâncton apresentou heterogeneidade de densidade, biovolume, biomassa, índice de diversidade de *Shannon-Wiener*, RFG'S e MBFG'S do fitoplâncton. Entre as abordagens funcionais, a RFG'S se mostrou mais robusta, refinada e precisa, levando em consideração as especificidades do grupo. Já para o bacterioplâncton não houve heterogeneidade para nenhuma variável mensurada. O bacterioplâncton pode não ter apresentado heterogeneidade nas métricas analisadas no presente estudo, porém essas diferenças podem estar presentes no nível taxonômico. Poucos estudos nesta linha de pesquisa vêm sendo realizados na região subtropical e a abordagem simultânea das comunidades também são escassos.

Desta forma, o presente estudo contribui para preencher essa lacuna. O trabalho desenvolvido deixa uma série de perguntas a serem respondidas em futuras pesquisas, como investigações nas métricas e grupos funcionais em escalas temporais diferenciadas, avaliando o papel das diferentes variáveis ambientais na estrutura e função das comunidades planctônicas avaliadas. Para estabelecer as características de favorecimento e limitações ao crescimento, densidade e diversidade, pode ser sugerido diversos experimentos com fatores controlados, buscando relacionar com as características ambientais locais e regionais. Por fim, acreditamos que a abordagem utilizada na presente pesquisa permite avaliar com maior precisão os fatores estruturadores das comunidades planctônicas em ecossistemas aquáticos lênticos subtropicais, e estimula novas investigações com avaliações em uso e ocupação do entorno dos corpos de água.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA. 1999. Standard Methods for the Examination of water and wastewater, 20th ed. Am. Public Health Assoc., Washington, DC.

Akgul, F., 2020. Effects of nitrogen concentration on growth, biomass, and biochemical composition of *Desmodesmus communis* (E. Hegewald) E. Hegewald. Preparative Biochemistry and Biotechnology 50(1): 98-105.

Alvares, C. A., J. L. Stape, P. C. Sentelhas, J. L. M. Gonçalves & G. Sparovek, 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorologische Zeitschrift 22: 711–728.

Amâncio, D. V., G. Coelho, R. F. P. V. Marques, M. R. Viola & C. R. Mello, 2018. Qualidade da água nas sub-bacias hidrográficas dos rios Capivari e Mortes, Minas Gerais. Scientia Agraria 19 (1):75-86.

American Public Health Association, 2012. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater 22nd ed. Washington, DC.

Anderson, M. J., 2001. Permutation tests for univariate or multivariate analysis of variance and regression. Canadian journal of fisheries and aquatic sciences 58(3): 626-639.

Anderson, M. J., 2006. Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. Biometrics 62(1): 245-253.

Bauer, W., P. C. Abreu & L. H. Poersch, 2017. Plankton and water quality variability in an estuary before and after the shrimp farming effluents: possible impacts and regeneration. Brazilian Journal of Oceanography 65: 495–508.

Baumgarten, M. G. Z., M.B. Rocha & L. F. H. Neincheski, 1996. Manual de Análises em Oceanografia Química. Editora da FURG- Rio Grande. 132p.

Becker, F.G, R.A. Ramos & L. M. Moura, 2007. Biodiversidade: regiões da Lagoa do Casamento e dos Butiazais de Tapes, planície costeira do Rio Grande do Sul. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.

Bellisario, B., F. Cerfolli & G. Nascetti, 2012. The interplay between network structure and functioning of detritus-based communities in patchy aquatic environment. *Aquatic Ecology* 46:431–441.

Bel'kova, N. L., V. V. Parfenova, T. Ya. Kostornova, L. Ya. Denisova & E. F. Zaichikov, 2003. Microbial Biodiversity in the Water of Lake Baikal. *Microbiology* 72: 203–212.

Biddanda, B., M. Ogdahl & J. Cotner, 2001. Dominance of bacterial metabolism in oligotrophic relative to eutrophic waters. *Limnology and oceanography* 46(3): 730-739.

Bohnenberger, J. E., F. Schneck, L.O. Crossetti, M.S. Lima, D.M. Marques, 2018. Taxonomic and functional nestedness patterns of phytoplankton communities among coastal shallow lakes in southern Brazil. *Journal of Plankton Research* 00: 1–13.

Bortolini, J.C., L.C. Rodrigues, S. Jati & S. Train, 2015. Phytoplankton functional and morphological groups as indicators of environmental variability in a lateral channel of the Upper Paraná River floodplain. *Acta Limnologica Brasiliensia* 26(1): 98-108.

Brasil, J. & V. L. M, Huszar, 2011. O papel dos traços funcionais na Ecologia do fitoplâncton continental. *Oecologia Australis* 15 (4): 799-834.

Brito, A. C., A. Newton, P. Tett & T. F. Fernandes, 2012. How will shallow coastal lagoons respond to climate change? A modeling investigation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 112: 98–104.

Buchmann, F. S. C., F. Caron, R. P. Lopes, A. Ugri & L. G. Lima, 2009. Panorama geológico da Planície Costeira do Rio Grande do Sul. In: A.M. Ribeiro; S. G. Bauermann & C. S. Scherer (eds.) *Quaternário do Rio Grande do Sul - Integrando Conhecimentos*. Monografias da Sociedade Brasileira de Paleontologia. Porto Alegre: 35–56.

- Bunse, C., M. Bertos-Fortis, I. Sassenhagen, S. Sildever, C. Sjöqvist, A. Godhe, S. Gross, A. Kremp, I. Lips, N. Lundholm, K. Rengefors, J. Seftom, J. Pinhassi & C. Legrand, 2016. Spatio-Temporal Interdependence of Bacteria and Phytoplankton during a Baltic Sea Spring Bloom. *Front. Microbiol* 7:517.
- Castro, M.S., J.C. Silva, B.R. Machado, P.S. Guimarães, A.T. Lombardi, C. d.M.G. Martins & J. Zanette, 2022. Differential Effects of Atrazine on Chlorophyceae Species and Association with Morphology, Photosynthesis, Chlorophyll Content, and Glutathione-S-Transferase Activity. *Environmental Toxicology and Chemistry* 00: 1–11.
- Ciric, C., P. Ciffroy & S. Charles (Bajard), 2012. Use of sensitivity analysis to identify influential and non-influential parameters within an aquatic ecosystem model. *Ecological Modelling* 246: 119-130.
- Coradi, P. C., O.P. Ramirez, R. Fia & A.T. Matos, 2009. Qualidade da água superficial da bacia hidrográfica da lagoa Mirim. *Rev Bras Ciências Ambientais* (1): 53-64.
- Corno, G. & K. Jurgens, 2006. Direct and Indirect Effects of Protist Predation on Population Size Structure of a Bacterial Strain with High Phenotypic Plasticity. *Applied and Environmental Microbiology* 72(1): 78-86.
- Crossetti, L. O. & C. E. M. Bicudo, 2008. Phytoplankton as a monitoring tool in a tropical urban shallow reservoir (Garças Pond): the assemblage index application. *Hydrobiologia* 610: 161–173.
- Crossetti, L. O., V. Becker, L.S. Cardoso, L.R. Rodrigues, L.S. Costa & D.M. Marques, 2013. Is phytoplankton functional classification a suitable tool to investigate spatial heterogeneity in a subtropical shallow lake?. *Limnologia* 43: 157–163.
- Crossetti, L.O., L.M. Freitas-Teixeira, J.E. Bohnenberger, W. H. Schulz, L.R. Rodrigues & D. d. M. Marques, 2018. Responses of the phytoplankton functional structure to the spatial and temporal heterogeneity in a large subtropical shallow lake. *Acta Limnologica Brasiliensia* 30 (214).

Crump, B.C., H.E. Adams, J.E. Hobbie & G.W. Kling, 2007. Biogeografia do bacterioplâncton em lagos e riachos de uma bacia hidrográfica de tundra ártica. *Ecology* 88: 1365–1378.

Chorus, I. & J. Bartram, 1999. Water Resources. In: CHORUS, I. & BARTRAM, J. (Eds). *Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management*. E & FN Spon, Inc. New York, Chap. 1: 02-05.

Cunha, R., M. D. N. Garcia Jr., E.F. Albertoni & C. Palma-Silva, 2013. Qualidade de água de uma lagoa rasa em meio rural no sul do Brasil. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 17 (7): 770–779.

de Cardoso, L.S. & D.d. M. Marques, 2004. Structure of the zooplankton community in a subtropical shallow lake (Itapeva Lake – South of Brazil) and its relationship to hydrodynamic aspects. *Hydrobiologia* 518: 123–134.

de Cardoso, L.S & D. d. M. Marques, 2004. The Influence of Hydrodynamics on the Spatial and Temporal Variation of Phytoplankton Pigments in a Large, Sub-Tropical Coastal Lake (Brazil). 47 (4): 587-600.

de Souza, D.A., Kraus, C.N., Burliga, A.L. *et al.*, 2022. Understanding the effects of environmental heterogeneity on the morphofunctional structure of the phytoplankton community during the hydrological year in an Amazon floodplain lake, Brazil. *Limnology*. 23: 275–286.

Dellamano-Oliveira, M. J., V. Colombo-Corbi & A.A.H. Vieira, 2007. Carboidratos Dissolvidos no Reservatório de Barra Bonita (Estado de São Paulo, Brasil) e sua Relação com as Algas Fitoplanctônicas Abundantes. *Biota Neotropica* 7(2): 59-66.

Del Giorgio, P. A., J. J. Cole & A. Cimleris, 1997. Respiration rates in bacteria exceed phytoplankton production in unproductive aquatic systems. *Nature* 385: 148–151.

Downing, J. A., Y. T. Prairie & J. J. Cole, 2006. The global abundance and size distribution lakes, ponds and impoundments. *Limnology and Oceanography* 51 (5): 2388-2397.

Du Bois, M., K. A. Gilles, J.K. Hamilton, P.A. Robers & F. Smith. 1951. Colorimetric Method for Determination of Sugars. *Nature* 168: 167.

Du Bois, M., K. A. Gilles, J.K. Hamilton, P.A. Robers & F. Smith. 1951. Colorimetric Method for Determination of Sugars and Related Substances, *Anal. Chem* 28: 350-356.

Duleba, M., A. Foldi, A. Micsinai, G. Várбірó, A. Mohr, R. Sipos, G. Szabó, K. Buczkó, Z. Trabert, K.T. Kiss, T. Biró, E. Vadkerti & E. Ács, 2021. Applicability of diatom metabarcoding in the ecological status assessment of Hungarian lotic and soda pan habitats. *Ecological Indicators* 130.

Edler, L. & M. Elbrächter, 2010. The Utermöhl method for quantitative phytoplankton analysis. In: *Microscopic and Molecular Methods for Quantitative Phytoplankton Analysis*. Chapter 2: The Utermöhl method. *Manuals and Guides*. UNESCO.

Esteves, F. A., 2011. *Fundamentos de Limnologia*. 3. ed. Interciência, Rio de Janeiro.

Esteves, F. A., R. Barbieri, 2011. Radiação solar e seus efeitos em ecossistemas aquáticos continentais. In: Esteves, F. A., *Fundamentos de Limnologia*. 3. ed. Interciência, Rio de Janeiro.

Feigl, V., E. Ujaczki, E. Vaszita & M. Molnár, 2017. Influence of red mud on soil microbial communities: Application and comprehensive evaluation of the Biolog EcoPlate approach as a tool in soil microbiological studies. *Sci Total Environ*. 1(595): 903-911.

Figueredo, C. C. & A. Giani, 2001. Seasonal variation in the diversity and species richness of phytoplankton in a tropical eutrophic reservoir. *Hydrobiologia* 445: 165-174.

Fox, J. & S. Weisberg, 2019. *An R Companion to Applied Regression*. Third Edition, Sage.

- Fouilland, E. & B. Mostajir, 2010. Revisited phytoplanktonic carbon dependency of heterotrophic bacteria in freshwaters, transitional, coastal and oceanic waters. Laboratoire Ecosystèmes lagunaires, ECOLAG, UMR 5119. Montpellier and Sète, France.
- Freese, H. M., S. Görs, U. Karsten & R. Schumann, 2007. Dissolved inorganic nutrients and organic substrates in the River Warnow (North-Eastern Germany) – Utilisation by bacterioplankton. *Limnologica* 37: 264–277.
- Gianuca, A. T., J. H. Pantel & L. De Meester, 2016. Disentangling the effect of body size and phylogenetic distances on zooplankton top-down control of algae. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 283: 20160487.
- Gimenes, K. Z., M.B. da Cunha-Santino & I. Bianchini Jr., 2010. Decomposição de matéria orgânica alóctone e autóctone em ecossistemas aquáticos. *Oecologia Australis* 14(4): 1036-1073.
- Giroldo D., A.A. H. Vieira & B.S. Paulsen, 2003. Relative increase of deoxy sugars during microbial degradation of an extracellular polysaccharide released by a tropical freshwater *Thalassiosira* sp. (Bacillariophyceae). *J. Phycol.* 39:1109-1115.
- Giroldo, D., A.A.H. Vieira & B. S. Paulsen, 2005. Extracellular polysaccharides produced by a tropical cryptophyte as a carbon source for natural bacterial populations, *European Journal of Phycology* 40(3): 241-249.
- Golterman, H.L., R.S. Clymo & M.A.A. Ohstad, 1978. *Methods for physical and chemical analysis of freshwater*. Oxford: Blackwell Scientific Publication.
- Gómez-Consarnau, L., M. V. Lindh, J. M. Gasol & J. Pinhassi, 2012. Structuring of bacterioplankton communities by specific dissolved organic carbon compounds. *Environmental Microbiology* 14 (9): 2361-78.
- Görgényi, J., B. Tóthmérész, G. Várbíró, A. Abonyi, E. T-Krasznai, V. B-Béres & G. Borics, 2019. Contribution of phytoplankton functional groups to the diversity of a eutrophic oxbow lake. *Hydrobiologia* 830: 287–301.

- Gran, G., 1952. Determination of equivalence point in potentiometric titrations. Part II. *Analyst* 77: 661-671.
- Guimarães, P. S., L. Zigiotta, M. Garcia, M.J. Dellamano-Oliveira, A. A. H. Vieira & D. Giroldo, 2013. Phytoplankton relationship with bacterioplankton, dissolved carbohydrates and water characteristics in a subtropical coastal lagoon. *Journal of Limnology* 72: 543–554.
- Hammer, O., D. A. T. Harper & P.D. Ryan, 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4 (1):1-9.
- Hanashiro, F. T. T., S. Mukherjee, C. Souffreau, J. Engelen, K.I. Brans, P. Busschaert & L. De Meester, 2019. Freshwater Bacterioplankton Metacommunity Structure Along Urbanization Gradients in Belgium. *Front. Microbiol.*
- Havens, K. E., R.T. James, T. L East & V. H. N. P. Smith, 2003. Ratios, light limitation, and cyanobacterial dominance in a subtropical lake impacted by nonpoint source nutrient pollution. *Environmental Pollution* 122: 379-390.
- Hecky, R.E., P. Campbell & L.L. Hendzel, 1993. The Stoichiometry of carbon, nitrogen and phosphorus in particulate matter of lake and oceans. *Limnology and Oceanography* 38: 709-724.
- Heino, J., A. S. Melo, T. Siqueira, J. Soininen, S. Valenko & L. M. Bini, 2014. Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. *Freshwater Biology* 60: 845-869.
- Hepp, L. U., F.M. Urbim, G. Tonello, R. Loureiro, T.L. Sausen, R. Fornel & R.M. Restello, 2016. Influence of land-use on structural and functional macroinvertebrate composition communities associated on detritus in Subtropical Atlantic Forest streams. *Acta Limnologica Brasiliensia* 28: 1-10.
- Hillebrand, H., D. Dürseken, D. Kirschiel, U. Pollingher & T. Zohary, 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology* 35: 403–424.

- Hickenbick, G. R., A.L. Ferro & P.C. Abreu, 2004. Produção de detrito de macrófitas emergentes em uma marisma do estuário da lagoa dos patos: Taxas de decomposição e dinâmica microbiana. *Atlântica* 26: 61–75.
- Hobbie, J. E., R.J. Daley. & S. Jaspers, 1977. Use of Nuclepore Filters for Counting Bacteria by Fluorescence Microscopy. *Applied and Environmental Microbiology* 33: 225- 228.
- Hugenholtz, P., M. Chuvochina, A. Oren, D. H. Parks & R. M. Soo, 2021. Prokaryotic taxonomy and nomenclature in the age of big sequence data. *The ISME Journal* 15:1879–1892.
- Jahnke, R.A. & D.B, Craven, 1995. Quantifying the role of heterotrophic bacteria in the carbon cycle: A need for respiration rate measurements. *Limnology and Oceanography* 40: 436-441.
- Jones, S. E., T. A. Cadkin, R. J. Newton & K. D. McMahon, 2012. Spatial and temporal scales of aquatic bacterial beta diversity. *Frontiers in Microbiology* 3: 318.
- Jr., F. E. H., 2019. Hmisc: Harrell Miscellaneous. R package version 4.3-0.
- Kalcheva, H., R. Kalchev & M. Beshkova, 2014. Bacterioplankton of Wetlands along the Lower Danube River (Bulgaria) and Its Relation to Environmental Factors. *Acta Zoologica Bulgarica* 7: 83–89.
- Kalff, J., 2002. *Limnology: inland water ecosystems*.
- Kepner, R. L. J. R. & J.R. Pratt, 1994. Use of fluorochromes for direct enumeration of total bacteria in environmental samples: past and present. *Microbiology Reviews* 58: 603–615.
- Kouzuma, A. & K. Watanabe, 2015. Explorando o potencial das interações algas/bactérias. atual Opinião. *Biotecnologia* 33: 125-129.
- Kruk, C., V. L. M. Huszar, E. T. H. M. Peeters, S. Bonilla, L. Costa, M. Lüring, C.S. Reynolds & M. Scheffer, 2010. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater Biology* 55: 614–627.

Kruk, C., M. Devercelli, V. L. M. Huszar, E. Hernandez, G. Beamud, M. Diaz, L.H.S. Silva & A.M. Segura, 2017. Classification of Reynolds phytoplankton functional groups using individual traits and machine learning techniques. *Freshwater Biology* 1–12.

LAKES. Lakes environmental software. WRPLOT view, 2010. Disponível em: <<https://www.weblakes.com/software/freeware/wrplot-view/>> Acesso em: 29 de setembro de 2021.

Lear, G., J. Bellamy, B. S. Case, J. E. Lee & H. L. Buckley, 2014. Fine-scale patterns in bacterial community composition and function within freshwater ponds. *The ISME Journal* 8: 1715–1726.

Lehner, B & P. Döll, 2004. Development and validation of a global database of lakes, reservoirs and wetlands. *Journal of Hydrology* 296(1-4): 1-22.

Levin, L.A., D.F. Boesch, A. Covish & C.N. Dahm, 2001. The Function of Marine Critical Transition Zones and the Importance of Sediment Biodiversity. *Ecosystems* 4 (5): 430-451.

Li, Y., Y. Du, J. Yu, M. Xu, et al., 2022. Artificial Eutrophication Decrease Compositional Dissimilarity in Freshwater Plankton Communities. *SSRN Electronic Journal*.

Lima, M. S., D. M. Marques, N.H. They, K. D. McMahon, L. R. Rodrigues, L. S. Cardoso & L. O. Crossetti, 2016. Contrasting factors drive within-lake bacterial community composition and functional traits in a large shallow subtropical lake. *Hydrobiologia* 778:105–120.

Liu, J., F. B. Dazzo, O. Glagoleva, B. Yu & A. K. Jain, 2001. CMEIAS: A computer-aided system for the image analysis of bacterial morphotypes in microbial communities. *Microbial Ecology* 41:173–194.

Liu, L., J. Yang, H. Lv, X. Yu, D. M. Wilkinson & J. Yang, 2015. Phytoplankton Communities Exhibit a Stronger Response to Environmental Changes than Bacterioplankton in Three Subtropical Reservoirs. *Environ. Sci. Technol.* 49: 10850–10858.

Lobo, M. T. M. P. S., I. S. Nogueira, L.F. Sgarbi, C.N. Kraus, E.O. Bomfim, J. Garnier, D.M. Marques & M.P. Bonnet, 2018. Morphology-based functional groups as the best tool to characterize shallow lake-dwelling phytoplankton on an Amazonian floodplain. *Ecological Indicators* 95: 579–588.

Lourenço, S. O., 2006. *Cultivo de microalgas marinhas: princípios e aplicações*. São Carlos: RiMa. 606p.

MacCord, F., F.D.A. Azevedo, F.A. Esteves & V.F. Farjalla, 2013. Regulation of bacterioplankton density and biomass in tropical shallow coastal lagoons. *Acta Limnol. Bras.* 25 (3).

Mackereth J.F.H, J. Heron & J.F. Talling, 1978. *Water analysis: some revised methods for limnologists*. Freshwater Biological Association, Londres.

Mackinney, G., 1941. Absorption of light by chlorophyll solutions. *J.Biol.Chem.*, 140: 315-322.

Marisol, G. U., M. Helene, L. Celine, C. Claire, B. Marc, S. H. Asma & O. Pringault, 2018. Consequences of contamination on the interactions between phytoplankton and bacterioplankton. *Chemosphere* 195: 212–222.

Martínez-Durazo, A., J. García-Hernández, F. Páez-Osuna, M.F. Soto-Jiménez & M.E. Jaramarini, 2019. The influence of anthropogenic organic matter and nutrient inputs on the food web structure in a coastal lagoon receiving agriculture and shrimp farming effluents. *Science of the Total Environment* 664:635–646.

Massana, R., J.M. Gasol, P.K. Bjørnsen, N. Black-Burn, Å. Hagström, S. Hietanen, B.H. Hygum, J. Kuparinen & C. Pedrós-Alió, 1997. Measurement of bacterial size via image analysis of epifluorescence preparations: description of an expensive system and solutions to some of the most common problems. *Scientia Marina* 61: 397–407.

Marques, D. M., L.R. Rodrigues, C. R. Fragoso Jr, L. Crossetti, L.S. Cardoso, W. Collischonn, R. Tassi, N.H. They, M. Bemvenuti, A. Garcia, J. P. Vieira, E.B. Canterle, M.A. Cardoso, V. Becker, V. Gazulha, J.M. Bravo, R. Souza, C. Volkmer-Ribeiro, V.L. Callegaro, S. Alves-da-Silva, V. Werner, Z. Rosa, A. Villanueva, A. Moresco, M.V. Conдини, M. Burns

& N. Würdig, 2013. O Sistema Hidrológico do Taim. In: PELD-CNPq Dez Anos do Programa de Pesquisa Ecológicas de Longa Duração no Brasil: Achados, Lições e Perspectivas. Editora Cidade.

Menden-Deuer, S. & A. Lessard, 2000. Carbon to volume relationships for dinoflagellates, diatoms, and other protest plankton. *Limnology and Oceanography* 45: 569–579.

Mikhailov, I., Y. R. Zakharova, Y. Bukin, Y. P. Galachyants, D. P. Petrova, M. V. Sakirko & Y. V. Likhoshway, 2019. Correction to: Co-occurrence Networks Among Bacteria and Microbial Eukaryotes of Lake Baikal During a Spring Phytoplankton Bloom. *Microbial Ecology* 77 (2):1–1.

Mou, X.Z., S.L.Sun, R.A. Edwards, R.E. Hodson & M.A. Moran, 2008. Bacterial carbon processing by generalist species in the coastal ocean. *Nature* 451: 708– 711.

Moretti, M. S., J.F. Gonçalves, R. Ligeiro & M. Callisto, 2007. Invertebrates colonization on native tree leaves in a neotropical stream (Brazil). *International Review of Hydrobiology* 92(2): 199-210.

Mulholland, P.J., A.V. Palumbo, J.W. Elwood & A.D. Rosemond, 1987. Effects of acidification on leaf decomposition in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 3: 147–158.

Myklestad, S. & A. Haug, 1972. Production of carbohydrates by the marine *Chaetoceros affinis* var. *Willie* (Gran.) Hustedt I. Effect of the concentration of nutrients in culture medium. *Journal of Experimental Marine Biology Ecology* 9: 125-136.

Newton, A., J. D. Icely, M. Falcão, A. Nobre, J. P. Nunes, J. G. Ferreira & C. Vale, 2003. Evaluation of eutrophication in the Ria Formosa coastal lagoon, Portugal. *Continental Shelf Research* 23:1945–1961.

Newton, A., A.C. Brito, J.D. Icely, V. Derolez, J. Clara, S. Augus, G. Schernewski, M. Inácio, A.I. Lillebo, A. I. Sousa, B. Béjaoui, C. Solidoro, M. Tosic, M. Cañedo-Arguelles, M. Yamamuro, S. Reizopoulou, H.C. Tseng, D. Canu & V. Khokhlov, 2018. Assessing

qualifying and valuing the ecosystem services of coastal lagoons. *Journal for Nature Conservation* 44: 50-65.

Nishimura, P. Y., V. Moschini-Carlos & M. Pompêo, M, 2015. O estudo fitoplâncton com base nos grupos funcionais: origens e um vislumbre sobre seu futuro. *Ecologia de reservatórios e interfaces*, Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo 120–131.

Norland, S., 1993. The relationship between biomass and volume of bacteria. In: P. F. Kemp, B. F. Sherr, E. B. Sherr and J.J. Cole, eds. *Hand book of methods in aquatic microbial ecology*. USA, Lewis Publishers 339–345.

Nusch, E.A. & G. Palme, 1975. Biologische methoden für die praxis der gewisserruntersuchung 1. Bestimmung des Chlorophyll a und Phaeopigmentgehaltes in: *Oberflächenwasser*. *GWF-Wasser/ Abwass* 116(12): 562-565.

Oliveira, H. A., E. H. F. Leão, O. O. Möller Jr. & G. L. Collares, 2015. Processos Hidrológicos e Hidrodinâmicos da Lagoa Mirim. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* 20: 34-45.

Oksanen, J., F. G. M. Blanchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. McGlinn, P. R. Minchin, R.B. O'hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M.H.H. Stevens, E. Szoecs & H. Wagner, 2018. *Vegan: Community Ecology Package*. Ordination methods, diversity analysis and other functions for community and vegetation ecologists, version 2.5-1.

O'Neil, J. M., T.W. Davis, M.A. Burford & C.J. Gobler, 2012. The rise of harmful cyanobacteria blooms: the potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae* 14: 313–34.

Padisák, J., L. O. Crossetti & L. Naselli-Flores, 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia* 621:1–19.

Paranhos, R., 1996. *Alguns métodos para análise de água*. Cadernos didáticos. Rio de Janeiro. 200p.

- Pinel-Alloul, B. & A. Ghadouani, 2007. Spatial heterogeneity of planktonic microorganisms in aquatic systems: Multiscale patterns and processes. *Spatial Distribution of Microbes in the Environment* 203–310.
- Pinheiro-Silva, L., A. T. Gianuca, M.H. Silveira & M. M. Petrucio, 2020. Grazing efficiency asymmetry drives zooplankton top-down control on phytoplankton in a subtropical lake dominated by non-toxic cyanobacteria. *Hydrobiologia* 847:2307–20.
- Pinto, F. P., M.F. Tormam, C.K. Bork, H.A.S. Guedes & L.B.P. Silva, 2020. Seasonal assessment of water quality parameters in Mirim Lagoon, Rio Grande do Sul State, Brazil. *Annals of the Brazilian Academy of Sciences* 92: 3–15.
- Posch, T., J. Franzoi, M. Prader & M. M. Salcher, 2009. New image analysis tool to study biomass and morphotypes of three major bacterioplâncton groups in an alpine lake. *Aquatic Microbial Ecology* 54:113–126.
- Quiblier, C., C. Leboulanger, S. Sané & P. Dufour, 2008. Phytoplankton growth control and risk of cyanobacterial blooms in the lower Senegal River delta region. *Water Research* 42: 1023 – 1034.
- Quiroga, M.V., G. Mataloni, B. M. S. Wanderley, A.M. Amado & F. Unrein, 2016. Bacterioplankton morphotypes structure and cytometric fingerprint rely on environmental conditions in a sub-Antarctic peatland. *Hydrobiologia*.
- Rao P. & T.N. Pattabiraman, 1989. *Analytical Biochemistry* 181: 18-22.
- Rangel, L. M., M.C.S. Soares, R. Paiva & L.H.S. Silva, 2016. Morphology-based functional groups as effective indicators of phytoplankton dynamics in a tropical cyanobacteria-dominated transitional river-reservoir system. *Ecol. Indic* 64: 217–27.
- Reynolds, C. S., V. Huszar, C. Kruk, L. Naselli-Flores & S. Melo, 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 25:417–428.
- Reynolds, C. S. J., A. Elliott & M.A. Frassl, 2014. Predictive utility of trait-separated phytoplankton groups: A robust approach to modeling population dynamics. *Journal of Great Lakes Research* 40 Supplement 3: 143–150.

Rychtecký, P. & P. Znachor, 2011. Spatial heterogeneity and seasonal succession of phytoplankton along the longitudinal gradient in a eutrophic reservoir. *Hydrobiologia* 663(1): 175-186.

Sala, M.M., R. Terrado, C. Lovejoy, F. Unrein & C. Pedrós- Alló, 2008. Metabolic diversity of heterotrophic bacterioplankton over winter and spring in the coastal Arctic Ocean. *Environmental Microbiology* 10(4): 942–949.

Scheffer, M., 1998. *Ecology of Shallow Lakes*. Chapman & Hall, Londres, Reino Unido.

Schilling, P., M. Powileit & S. Uhlig, 2006. Chlorophyll a determination: results of an interlaboratory comparison. Practitioner's report. *Journal for Quality, Comparability and Reliability in Chemical Measurements*.

Schelske, C.L., H.J. Carrick & F. J. Aldridge, 1995. Pode a ressuspensão induzida pelo vento do meroplâncton afetar a dinâmica do fitoplâncton? *JN Am. Benthol. Soc.* 14: 616–630.

Souffreau, C., K. Van der Gucht, I. van Gremberghe, S. Kosten, G. Lacerot, L. M. Lobão, V. L. M. Huszar, E. Jeppesen, W. Vyverman & L. De Meester, 2015. Environmental rather than spatial factors structure bacterioplankton communities in shallow lakes along a > 6000 km latitudinal gradient in South America. *Environmental Microbiology* 17 (7):2336–2351.

Sparrow, A. D. A., 1999. A heterogeneity of heterogeneities. *Trends in Ecology & Evolution* 14(11): 422-423.

Stanley, E. H., S.M. Powers, N.R. Lottig, I. Buffam & J. T. Crawford, 2011. Contemporary changes in dissolved organic carbon (DOC) in human-dominated drivers: is there a role for DOC management?. *Freshwater Biology*.

Souza, N. C. & P.C. Abreu, 2009. Abundância do bacterioplâncton e suas relações com fatores físico-químicos e biológicos em nove lagos rasos do Campus Carreiros – Furg, Rio Grande – RS (Brasil). *Atlântica* 31:145–157.

- Souza, D. A. et al., 2022. Understanding the effects of environmental heterogeneity on the morphofunctional structure of the phytoplankton community during the hydrological year in an Amazon floodplain lake, Brazil. *Limnology* 23: 275–286.
- Taub, F. B., 2021. Further data analysis needed to assess the role of pH on the dominance of cyanobacterial blooms in nutrient-enriched lakes—analyze data instead of relying on debates. *Academia Letters*, Article 464.
- Teixeira, M. C., N.F. Santana, J.C.R. Azevedo & T.A. Pagioro, 2011. Bacterioplankton features and its relations with doc characteristics and other limnological variables in Paraná River floodplain environments (PR/MS-Brazil). *Brazilian Journal of Microbiology* 42: 897-908.
- Tiquia, S.M., 2010. Metabolic diversity of the heterotrophic microorganisms and potential link to pollution of the Rouge River. *Environmental Pollution* 158: 1435-1443.
- They, N. H. & D. M. Marques, 2019. The structuring role of macrophytes on plankton community composition and bacterial metabolism in a large subtropical shallow lake. *Acta Limnologica Brasiliensia* 31.
- They, N. H., D. M. Marques, E. Jeppesen & M. Søndergaard, 2010. Bacterioplankton in the littoral and pelagic zones of subtropical shallow lakes. *Hydrobiologia* 646:311–326.
- They, N. H., D. M. Marques & R.S. Souza, 2013. Lower respiration in the littoral zone of a subtropical shallow lake. *Frontiers in Microbiology* 3 (434): 1-10.
- Trindade, J. P. P., D. S. Rocha & L.B.S. Volk, 2018. Uso da terra no Rio Grande do Sul Ano de 2017. Bagé: Embrapa Pecuária Sul 18.
- Van den Hoek C, Mann DG, Jahns HM, 1995. *Algae: an introduction to phycology*. Cambridge University Press, Cambridge: 627 pp.
- Vidal, T. F., J.C. Neto, 2014. Dinâmica de nitrogênio e fósforo em reservatório na região semiárida utilizando balanço de massa. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 18(4): 402–407.

Vieira, A.A.H., D. Giroldo, P. I. C. Ortolano, 2006. Aggregate formation in axenic and microbial co-inoculated batch cultures of *aulacoseira granulata* (bacillariophyceae).

Vieira, H. H., I.L. Bagatini, C.M. Guinart & A.A.H. Vieira, 2016. *tuf A* gene as molecular marker for freshwater Chlorophyceae. *Algae* 31(2): 155–165.

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

Wieliczko, A. R., L.O. Crossetti, J.R. Cavalcanti, M.S. Hessel, D.d.M. Marques & L.R. Rodrigues, 2021. Meteorological drivers and ENSO influence on phytoplankton biomass dynamics in a shallow subtropical lake. *Environ Monit Assess* 193:536.

Wei, T. & V. Simko, 2021. R package 'corrplot': Visualization of a Correlation Matrix (Version 0.92).

Wetzel, R.G.& G.E. Likens, 2000. *Limnological Analysis*. 3ed.Springer-Verlag. Nova Iorque. 429p.

Young, K. D, 2006. The selective value of bacterial shape. *Microbiology and Molecular biology Reviews* 70(3): 660–703.

Zhang, Y., J. Zuo, A. Salimova, A. Li, L. Li, D. Li, 2020. Phytoplankton distribution characteristics and its relationship with bacterioplankton in Dianchi Lake. *Environmental Science and Pollution Research*.