

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS

Reguladores da Variação Temporal e Espacial da Comunidade Bacteriana em Lagoa Rasa Subtropical

DANIELI LEDUR KIST

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientador: David da Motta Marques

Banca Examinadora

Dr. Bias Marçal de Faria	CENPES/PETROBRÁS
Prof ^a . Dra. Gertrudes Corção	Departamento de Microbiologia - UFRGS
Prof ^a . Dra. Lúcia Ribeiro Rodrigues	Instituto de Pesquisas Hidráulicas - UFRGS

Porto Alegre, maio de 2012

Reguladores da Variação Espacial e Temporal da Comunidade Bacteriana em Lagoa Rasa Subtropical

DANIELI LEDUR KIST

Dissertação apresentada em 30 de maio de 2012.

Banca Examinadora:

**Dr. Bias Marçal de Faria
CENPES/PETROBRÁS**

**Prof^ª. Dra. Gertrudes Corção
Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Departamento de Microbiologia**

**Prof^ª. Dra. Lúcia Ribeiro Rodrigues
Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas**

A Pedra

O distraído nela tropeçou... O bruto a usou como projétil. O empreendedor, usando-a, construiu. O camponês, cansado da lida, dela fez assento. Para meninos, foi brinquedo. Drummond a poetizou. Já, Davi, matou Golias, e Michelangelo extraiu-lhe a mais bela escultura... E em todos esses casos, a diferença não esteve na pedra, mas no homem! Não existe "pedra" no seu caminho que você não possa aproveitá-la para o seu próprio crescimento.

Renato Russo

Dedico aos meus pais,

que foram suporte e motivação constante ao longo dessa jornada!

AGRADECIMENTOS

Com temor de ser injusta e esquecer o nome de uma entre tantas as pessoas que contribuíram de forma direta e indireta para a concretização desse sonho, optei por agradecer de forma geral, porém com igual gratidão:

- À minha família, pais e irmãos, que mesmo longe sempre estiveram torcendo por mim;

- Ao meu orientador pela oportunidade, ensinamentos e orientação;

- Aos colegas do grupo de pesquisa pelas constantes ajudas e ensinamentos;

- Aos técnicos, sempre dispostos a ajudar e resolver os constantes problemas de laboratório;

- Aos bolsistas que ajudaram nas análises;

- Aos colegas da pós, pelas risadas terapêuticas durante os intervalos de café e pernadas até o RU;

- Aos amigos que me acompanharam nesse período e protagonizaram importantes momentos de descontração;

A todos meu profundo agradecimento!

RESUMO

O bacterioplâncton é um dos grupos de organismos responsáveis pela remineralização de nutrientes em ecossistemas aquáticos, bem como produtor de biomassa através da alça microbiana. Compreender a dinâmica dessa comunidade em função da variação térmica, disponibilidade de recursos e pressão de predação pode fornecer elementos que auxiliem no gerenciamento dos recursos hídricos, através da aplicação direta desse conhecimento ou como subsídios na interpretação do resultado de simulações através de modelos ecológicos. Este trabalho teve como objetivo verificar a existência de heterogeneidade espacial e temporal na estrutura da comunidade bacteriana, densidade, biomassa e riqueza de morfotipos, na Lagoa Mangueira, bem como identificar as variáveis limnológicas que direcionam esses padrões. Foi evidenciada presença de heterogeneidade temporal, sazonal, e espacial do bacterioplâncton associada a dinâmica das variáveis limnológicas. A temperatura e a disponibilidade de nutrientes foram as principais variáveis que regularam as comunidades planctônicas, biomassa algal, bacterioplâncton e zooplâncton. Observou-se controle lateral, competição por nutrientes, entre as comunidades produtoras. O controle descendente, predação, mostrou ter importante efeito sobre o bacterioplâncton, mais especificamente sobre o morfotipo *coccus*, durante o verão e o inverno, sendo essa comunidade controlada de forma ascendente durante o outono e a primavera, principalmente por nitrogênio. Durante o inverno, a comunidade bacteriana apresentou significativa redução de densidade e biomassa, sendo que essa resposta pode estar relacionada às baixas temperaturas da água. A forma *coccus* foi o principal morfotipo produtor de biomassa e de maior densidade na lagoa. Importante heterogeneidade espacial foi observada na Lagoa Mangueira para as variáveis abióticas, visto que as regiões norte e sul apresentaram a maior diferenciação espacial, influenciada pela dimensão da lagoa. Fósforo total e carbono orgânico total regularam a comunidade bacteriana no norte da lagoa, especialmente os morfotipos *coccus*, *curved* e outros. Entre as zonas da lagoa, a margem oeste e leste foram as mais distintas em função da disponibilidade de nutrientes, destacando-se o carbono inorgânico total. A densidade bacteriana foi maior durante o verão, outono e inverno na região pelágica e durante a primavera na margem oeste da lagoa. A comunidade fitoplanctônica apresentou uma distribuição espacial caracterizada por maiores densidades nas regiões norte e centro da lagoa e na zona pelágica. O fósforo foi a principal variável limitante para as comunidades produtoras, fitoplâncton e bacterioplâncton, sendo o controle ascendente o principal regulador dessas comunidades, visto que o controle descendente não foi observado. Quanto à dinâmica dos organismos planctônicos e das variáveis limnológicas associados ao perfil de profundidade, a Lagoa Mangueira não apresentou estratificação das variáveis e consequentemente das comunidades planctônicas, resultado relacionado a uma possível característica de mistura completa da massa d'água, mesmo com ventos de baixa intensidade. As comunidades planctônicas apresentaram maior densidade durante o inverno, direcionadas pela maior disponibilidade de nitrogênio e fósforo.

Palavras-chaves: bacterioplâncton, controle ascendente, controle descendente, morfotipos.

ABSTRACT

Bacterioplankton is one of the groups of organisms responsible for the remineralization of nutrients in aquatic ecosystems, as well as a producer of biomass through the microbial loop. Understanding the dynamics of this community due to the thermal variation, resource availability and predation pressure may provide data to assist in the management of water resources through the application of that knowledge or direct subsidies in the interpretation of the results of simulations using ecological models. This work aimed to verify the existence of spatial and temporal heterogeneity in bacterial community structure, density, biomass and richness of morphotypes in Mangueira Lake, as well as identify the limnological variables that drive these patterns. We evidenced the presence of temporal heterogeneity, seasonal and spatial dynamics of bacterioplankton associated with limnological characteristics. The temperature and nutrient availability were the main variables that regulated the planktonic communities, algal biomass, bacterioplankton and zooplankton. There was lateral control, competition for nutrients, between the producing communities. The top down control, predation, was shown to have important effects on the bacterioplankton, more specifically on the coccus morphotype during the summer and winter, and this controlled community in bottom up controlled during the fall and spring, mainly nitrogen. During the winter, the community had a significant reduction in bacterial density and biomass, and this response may be related to low water temperatures. Morphotype coccus was the main producing biomass and higher density in the lake. Important spatial heterogeneity was observed at Mangueira Lake for the abiotic variables, whereas the northern and southern regions had the highest spatial differentiation, influenced by the size of the lake. Total phosphorus and total organic carbon regulated bacterial community in the north of the lagoon, especially coccus morphotypes, curved and 'others'. Among the areas of the lake, the west border and east were the most different depending on the availability of nutrients, especially if the total inorganic carbon. The bacterial density was higher during the summer, autumn and winter in the pelagic region and during the spring on the west border of the lake. The phytoplankton community showed a spatial distribution characterized by higher densities in the north and center of the lake and the pelagic zone. Phosphorus was the main variable limiting communities producing, phytoplankton and bacterioplankton, and bottom up control of these communities, since the top down control was not observed. Considering the dynamics of planktonic organisms and limnological variables associated with the depth profile, the Mangueira Lake did not show stratification of variables and consequently the planktonic communities, the result can be related to a characteristic of complete mixing of water mass, even with low wind intensity. The planktonic communities showed higher densities during the winter, driven by increased availability of nitrogen and phosphorus.

Keywords: bacterioplankton, bottom up control, top down control, morphotypes.

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

C - Centro

Cel. - Célula

Chl *a* - Clorofila *a*

COT - Carbono Orgânico Total

COD - Carbono Orgânico Dissolvido

COP - Carbono Orgânico Particulado

DCA - *Detrended Correspondence Analysis*

DIC - Carbono Inorgânico Dissolvido

CIT - Carbono Inorgânico Total

DOC - Carbono Orgânico Dissolvido

DP - Desvio Padrão

Ind. - Indivíduo

LA - Laranja de Acridina

N - Norte

NT - Nitrogênio Total

NTD - Nitrogênio Total Dissolvido

OD - Oxigênio Dissolvido

PCA - Análise de Componentes Principais

P reativo - fósforo reativo

PT - Fósforo Total

RDA - Análise de Redundância

S - Sul

SST - Sólidos Suspensos Totais

CIT - Carbono Inorgânico Total

\bar{X} - média

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 - Localização da Lagoa Mangueira, RS, Brasil. Em preto os pontos de coleta da amostragem espacial (capítulo 2) e o ponto vermelho representando o local de amostragem do perfil (capítulo 3).....	22
Figura 2.1 - Localização da Lagoa Mangueira, RS, Brasil, e os 18 pontos de amostragem.	35
Figura 2.2 - Divisões espaciais da Lagoa Mangueira, RS, Brasil, entre regiões (a) e zonas (b). 36	
Figura 2.3 - Velocidade e direção dos ventos de seis dias antecedentes e inclusive o dia da coleta para os quatro períodos de amostragem na Lagoa Mangueira, RS, Brasil (2010).	39
Figura 2.4 - Precipitação e profundidade da Lagoa Mangueira, RS, Brasil (2010) durante o ano de 2010 com destaque (linha preta) para os dias de realização das coletas.	40
Figura 2.5 - ACP das variáveis limnológicas dos quatro períodos estudados na Lagoa Mangueira, RS - Brasil (2010): separação sazonal. OD=oxigênio dissolvido; CIT=carbono inorgânico total; CID=carbono inorgânico dissolvido; NTD=nitrogênio total dissolvido; Temp=temperatura.	43
Figura 2.6 - Densidade de predadores (ciliados, rotíferos, cladóceros, copépodos e tecamebas) para cada período sazonal (n=9) na Lagoa Mangueira, RS, Brasil (2010).....	45
Figura 2.7 - Densidade de ciliados, cladoceros e copepodos entre os períodos de coleta com índices de significância (n=9) na Lagoa Mangueira, RS, Brasil (2010).	46
Figura 2.8 - Valores de clorofila <i>a</i> com os índices de significância (n=18) entre os quatro períodos de amostragem na Lagoa Mangueira, RS, Brasil (2010).....	47
Figura 2.9 - Densidade total do bacterioplâncton com índices de significância (n=18) entre os quatro períodos amostrais na Lagoa Mangueira, RS, Brasil (2010).....	48
Figura 2.10 - Variação espacial da densidade bacteriana total para cada período de coleta na Lagoa Mangueira, RS, Brasil (2010).	49
Figura 2.11 - Biomassa do bacterioplâncton com índices de significância (n=18) para os quatro períodos na Lagoa Mangueira, RS, Brasil, 2010.....	50
Figura 2.12 - Distribuição da densidade dos morfotipos do bacterioplâncton com índices de significância (n=18) entre os quatro períodos amostrados, Lagoa Mangueira, RS, Brasil (2010).	52
Figura 2.13 - RDA das variáveis físico-químicas e biológicas (bacterianas e fitoplanctônicas) dos quatro períodos estudados na Lagoa Mangueira, RS, Brasil (2010). Cl <i>a</i> =clorofila <i>a</i> ; SST=sólidos suspensos totais; Temp=temperatura; OD=oxigênio dissolvido.....	54
Figura 2.14 - RDA das variáveis ambientais e biológicas (bacterianas, fitoplanctônicas e zooplanctônica) dos quatro períodos amostrados na Lagoa Mangueira, RS, Brasil (2010). D Bac=densidade bacteriana; SST=sólidos suspensos totais; PT=fósforo total; Cl <i>a</i> =clorofila <i>a</i> ; D Zoo=densidade de zooplâncton.....	55

Figura 2.15 - ACP da distribuição regional dos pontos amostrais em função das variáveis ambientais coletados na Lagoa Mangureira, RS, Brasil (2010), para cada período de coleta. A) verão; B) outono; C) inverno; D) primavera. OD=oxigênio dissolvido; COT=carbono orgânico total; COD=carbono orgânico dissolvido; NTD=nitrogênio total dissolvido; SST=sólidos suspensos totais; Preat=fósforo reativo; Turb=turbidez; PT=fósforo total; NT=nitrogênio total; CID=carbono inorgânico dissolvido.	60
Figura 2.16 - Valores de carbono inorgânico total (n=24) entre as zonas da Lagoa Mangureira, RS, Brasil (2010).....	61
Figura 2.17 - Concentração de clorofila <i>a</i> nas regiões, com índices de significância (n=24), da Lagoa Mangureira, RS, Brasil (2010).	62
Figura 2.18 - Concentração de clorofila <i>a</i> (n=24) entre as zonas da Lagoa Mangureira, RS, Brasil (2010).	63
Figura 2.19 - Densidade de rotíferos e cladoceros entre as regiões, com índices de significância (n=12) na Lagoa Mangureira, RS, Brasil (2010).....	64
Figura 2.20 - Densidade total bacteriana entre as regiões, com índices de significância (n=6) na Lagoa Mangureira, RS, Brasil (2010).	66
Figura 3.1 - Localização da Lagoa Mangureira, RS, Brasil e do ponto de amostragem.	85
Figura 3.2 - Valores de pH e clorofila <i>a</i> no perfil (n=6) da Lagoa Mangureira, RS, Brasil, nos meses de agosto (2010) e fevereiro (2011).	90
Figura 3.3 - Concentrações de clorofila <i>a</i> e biomassa bacteriana no perfil (n=6) da Lagoa Mangureira, RS, Brasil, nos meses de agosto de 2010 e fevereiro de 2011.	91
Figura 3.4 - Concentrações de clorofila <i>a</i> e fósforo total no perfil (n=6) na Lagoa Mangureira, RS, Brasil nos meses de agosto de 2010 e fevereiro de 2011.	92
Figura 3.5 - Densidade do zooplâncton no perfil (n=6) da Lagoa Mangureira, RS, Brasil nos meses de agosto de 2010 e fevereiro de 2011. 1a 6 = profundidades em metro.	93
Figura 3.6 - Distribuição da densidade dos morfotipos bacterianos e biomassa total no perfil da Lagoa Mangureira, RS - Brasil, para os meses de agosto de 2010 e fevereiro de 2011. 1a 6 = profundidades em metro.....	94
Figura 3.7 - Densidade de protistas e bacterioplâncton no perfil (n=6) na Lagoa Mangureira, RS, Brasil nos meses de agosto de 2010 e fevereiro de 2011.	95
Figura 3.8 - RDA dos perfis sazonais da Lagoa Mangureira RS, Brasil, nos meses de agosto de 2010 e fevereiro de 2011. A=agosto; F=fevereiro; 1m a 6m = profundidades em metro; Temp=temperatura; D Zoo=densidade de zooplâncton; D Bac=densidade bacteriana; Turb=turbidez; OD=oxigênio dissolvido; Cl <i>a</i> =clorofila <i>a</i> ; PT=fósforo total; SST=sólidos suspensos totais.	96

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1 - Variação da densidade e biomassa bacteriana em ambientes com diferentes estados tróficos.....	17
Tabela 2.1 - Médias e desvios padrão dos valores observados para variáveis ambientais da Lagoa Mangureira, RS, Brasil para as coletas de verão, outono, inverno e primavera de 2010. .	42
Tabela 2.2 - Médias e desvios padrão das densidades dos grupos de zooplâncton da Lagoa Mangureira, RS, Brasil, durante o verão, outono, inverno e primavera de 2010.	44
Tabela 2.3 - Análise de significância das comunidades de zooplâncton entre os períodos sazonais na Lagoa Mangureira, RS, Brasil (2010).	46
Tabela 2.4 - Análise de significância dos valores de clorofila <i>a</i> entre os períodos sazonais na Lagoa Mangureira, RS, Brasil (2010).	47
Tabela 2.5 - Análise de significância da densidade bacteriana entre os períodos amostrais na Lagoa Mangureira, RS, Brasil (2010).	50
Tabela 2.6 - Análise de significância da biomassa bacteriana sazonal na Lagoa Mangureira, RS, Brasil (2010).....	51
Tabela 2.7 - Análise de significância da densidade dos morfotipos bacterianos entre os períodos sazonais na Lagoa Mangureira, RS - Brasil (2010).....	52
Tabela 2.8 - Análise de significância da riqueza de morfotipos bacterianos entre os períodos sazonais na Lagoa Mangureira, RS, Brasil (2010).	53
Tabela 2.9 - Médias e desvios padrão das variáveis ambientais para cada região da Lagoa Mangureira, RS, Brasil (2010) e P-values obtidos entre as regiões.	57
Tabela 2.10 - Médias e desvios padrão das variáveis ambientais para cada zona da Lagoa Mangureira, RS - Brasil (2010) e P-values obtidos entre as zonas.....	57
Tabela 2.11 - Valores médios das variáveis ambientais de cada região e zona da Lagoa Mangureira, RS - Brasil (2010), para cada período.....	58
Tabela 2.12 - Médias das variáveis biológicas por regiões e zonas para cada período sazonal das amostras coletadas na Lagoa Mangureira, RS, Brasil (2010).....	67
Tabela 3.1 - Médias e desvios padrão das variáveis ambientais do perfil (n=6) da Lagoa Mangureira, RS, Brasil, coletados em agosto de 2010 e fevereiro de 2011.	89

SUMÁRIO

RESUMO	vi
ABSTRACT	vii
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	viii
LISTA DE FIGURAS	ix
LISTA DE TABELAS.....	xi
APRESENTAÇÃO.....	14
CAPÍTULO 1: FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA, OBJETIVOS E METODOLOGIA	15
INTRODUÇÃO	15
Lagos rasos subtropicais.....	19
OBJETIVO GERAL	19
MATERIAIS E MÉTODOS	20
Área de Estudo	20
Amostragem	21
Variáveis Limnológicas.....	22
BIBLIOGRAFIA.....	27
CAPÍTULO 2: REGULADORES DA HETEROGENEIDADE SAZONAL E ESPACIAL DO BACTERIOPLÂNCTON EM UMA LAGOA RASA SUBTROPICAL	32
RESUMO	32
INTRODUÇÃO	33
METODOLOGIA	34
RESULTADOS	38
Análise Temporal	40
Análise Espacial	56
DISCUSSÃO.....	69
Análise Temporal	69
Análise Espacial	73
CONCLUSÕES.....	76
BIBLIOGRAFIA.....	77
CAPÍTULO 3: VARIAÇÃO NO PERFIL DE COLUNA D'ÁGUA NA FORMA DE CONTROLE DE BACTERIOPLÂNCTON DE UMA LAGOA RASA SUBTROPICAL	82
RESUMO	82
INTRODUÇÃO	83

METODOLOGIA	85
RESULTADOS	88
DISCUSSÃO.....	96
CONCLUSÕES.....	99
BIBLIOGRAFIA.....	100
CONCLUSÕES	105

APRESENTAÇÃO

Este trabalho foi realizado junto ao Programa de Pós Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do Instituto de Pesquisas Hidráulicas - IPH da Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRGS, sob orientação do professor David da Motta Marques.

O presente estudo está inserido no Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração – PELD, Sistema Hidrológico do Taim - Sítio 7, realizado com o apoio financeiro do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq). O PELD tem como objetivo ampliar os conhecimentos existentes sobre os diversos ecossistemas brasileiros. O PELD Sítio 7, Sistema Hidrológico do Taim (SHT), objetiva estudar as interações de processos hidrodinâmicos e antrópicos na dinâmica temporal e espacial das comunidades aquáticas. Neste sistema, a Lagoa Mangueira, uma lagoa rasa de grande extensão, é o corpo d'água mais representativo inserido no Sistema Hidrológico do Taim.

Esta dissertação aborda aspectos da dinâmica da comunidade bacteriana e está estruturada na forma de capítulos. O capítulo 1 apresenta a fundamentação teórica, objetivos e metodologia empregada nesse trabalho. O capítulo 2 aborda análise temporal e espacial da comunidade bacteriana, identificando os fatores reguladores dessa dinâmica. O capítulo 3 refere-se às análises no perfil de profundidade da coluna d'água em diferentes períodos sazonais, com o intuito de identificar estratificações de variáveis limnológicas e da comunidade bacteriana.

Por fim uma conclusão geral é apresentada, abordando os principais resultados obtidos nesse trabalho.

Capítulo 1

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA, OBJETIVOS E METODOLOGIA

INTRODUÇÃO

As interações entre as variáveis bióticas e abióticas são responsáveis por estabelecer a dinâmica dos ecossistemas aquáticos. A comunidade bacteriana pode ser considerada como a comunidade de maior importância na cadeia trófica, por serem importantes produtores secundários de biomassa através da alça Microbiana, conceito estabelecido por Azam *et al.* (1983) e também devido à remineralização da matéria orgânica particulada e dissolvida (Elser *et al.*, 1995; Smith, E. M. & Prairie, Y. T., 2004).

A densidade, biomassa e diversidade dos morfotipos bacterianos vêm ganhando espaço em estudos limnológicos (Jürgens *et al.*, 1999; Vrede *et al.*, 2002; Corno & Jürgens, 2006; Araújo & Godinho, 2008). Essas variáveis podem determinar aspectos do seu metabolismo, características do substrato consumido e suscetibilidade desses à predação (Peters, 1983; Corno *et al.*, 2008), além de definir características da comunidade como estratégias de sobrevivência, crescimento e reprodução.

A variação nos morfotipos da comunidade bacteriana está relacionada com a expressão gênica (Doi *et al.*, 1988; Vats *et al.*, 2009) e também com fatores ambientais, entre eles a disponibilidade de nutrientes (Vrede *et al.*, 2002; Corno & Jürgens, 2006) e pressão de predação, através da predação de morfotipos mais palatáveis (Jürgens *et al.*, 1999; Corno & Jürgens, 2006; Corno *et al.*, 2008).

Esses fatores podem resultar na competição entre bactérias e fitoplâncton por nutrientes, no estabelecimento de nichos dentro do ambiente aquático e na estrutura da comunidade bacteriana, definindo sua diversidade, densidade e morfotipos, fatores esses

que delimitam a cadeia trófica (Chrzanowski & Simek, 1990; Psenner & Sommaruga, 1992).

A matéria orgânica, como substrato, é um dos principais reguladores dos microrganismos heterotróficos. Em ecossistemas aquáticos oligotróficos, a matéria orgânica encontra-se em sua grande maioria na forma dissolvida, estando em média em uma relação de 10:1 com a matéria orgânica particulada (Cotner & Biddanda, 2002). Assim, o bacterioplâncton controla os estoques e rotas dos nutrientes, pois é a principal comunidade capaz de degradar compostos orgânicos (Münster & Chróst, 1990), tendo papel fundamental já que regula a liberação de matéria inorgânica para a comunidade fitoplanctônica e, conseqüentemente, para os níveis tróficos superior.

A competição entre as comunidades bacteriana e fitoplanctônica por nutrientes, controle lateral, é relatada como um fator importante na regulação do metabolismo bacteriano, já que o fitoplâncton é considerado como um importante assimilador de nutrientes (Toolan *et al.*, 1991; Wang *et al.*, 1992), passando essas substâncias para níveis superiores da cadeia trófica. Entretanto, há relatos de dependência entre estas comunidades através da produção de carbono orgânico dissolvido liberado pelo fitoplâncton (Toolan *et al.*, 1991; Wang *et al.*, 1992; Morán *et al.*, 2002).

O microzooplâncton também pode ter efeito positivo ou negativo sobre o bacterioplâncton. Em sistemas com baixas concentrações de nutrientes esses predadores têm o papel de regenerar essas substâncias, tendo assim um efeito positivo, enquanto em ambientes com elevadas concentrações de nutrientes o efeito é negativo através da bacterivoria (Toolan *et al.*, 1991; Corno & Jürgens, 2006).

A densidade e biomassa bacteriana variam com diferentes estados tróficos (Tabela 1.1, os dados representam as médias dessas variáveis). Observa-se que há um aumento

na densidade e biomassa bacteriana com o aumento do estado trófico do ambiente, uma resposta à disponibilidade de nutrientes do sistema.

Tabela 1.1 - Variação da densidade e biomassa bacteriana em ambientes com diferentes estados tróficos.

OLIGOTRÓFICO		
Referência	Densidade (10 ⁶ ind. mL ⁻¹)	Biomassa (µg C.L ⁻¹)
Farjalla <i>et al.</i> , 2001	11,2	0,77
Jugnia, Sime-Ngando e Devaux, 2007	2,67	0,05
Fontes <i>et al.</i> , 2011	3,76	0,32
Racy, 2004	2,27	-
Média	4,97	0,38
MESOTRÓFICO		
Referência	Densidade (10 ⁶ ind. mL ⁻¹)	Biomassa (µg C.L ⁻¹)
Araújo e Godinho, 2008	38,85	0,19
Farjalla <i>et al.</i> , 2001	26,8	5,6
Racy, 2004	5,75	-
Média	23,8	2,89
EUTRÓFICO		
Referência	Densidade (10 ⁶ ind. mL ⁻¹)	Biomassa (µg C.L ⁻¹)
Eiler e Bertisson, 2004	61,75	1,55
Araújo e Costa, 2007	68	-
Farjalla <i>et al.</i> , 2001	40,6	5,64
Racy, 2004	9,01	-
Média	44,84	3,59

Em estudo realizado em lago oligo mesotrófico subtropical, constatou-se que na região pelágica a forma *coccus* foi mais abundante, enquanto que, na margem com predomínio de macrófitas e zooplâncton houve redução desta forma e aumento das

formas alongadas (Haig They, 2008), evidenciando assim a importância da estrutura do hábitat na complexidade espacial na dinâmica do bacterioplâncton. Maior densidade total bacteriana foi encontrada na região costeira no norte do Mar do Sul da China, esses valores decresciam com o aumento da profundidade, de até 160m (Yuan *et al.*, 2011). Significativa diminuição da abundância bacteriana foi observada com o aumento da profundidade, bem como de seus predadores no mar Adriático e no mar Mediterrâneo (Gallina *et al.*, 2011; Tanaka & Rassoulzadegan, 2002). A estrutura da comunidade bacteriana pode ser alterada ao longo do perfil da coluna d'água.

Outro importante fator regulador da comunidade bacteriana, e do ecossistema como um todo, é a temperatura. Esta variável apresenta um potencial de maior influência sobre a comunidade em regiões subtropicais onde a temperatura média anual apresenta grande oscilação. Estudos demonstram a alteração sazonal da estrutura da comunidade bacteriana, principalmente em relação à densidade e biovolume devido à disponibilidade de nutrientes (La Ferla & Leonardi, 2005) e, conseqüentemente, refletindo em alterações morfológicas (Vrede, 2002). Niu *et al.* (2011) e Gallina *et al.* (2011) observaram efeitos da sazonalidade sobre a comunidade bacteriana, maior densidade de bacterioplâncton durante períodos quentes e menores densidade durante períodos frios.

Compreender a dinâmica dessa comunidade bacteriana em função da variação térmica, disponibilidade de recursos e pressão de predação nesses ecossistemas pode fornecer elementos que ajudem no gerenciamento dos recursos hídricos, através da aplicação direta desse conhecimento associada a processos ou como subsídios na interpretação de resultados de simulações do ecossistema com modelos ecológicos.

Lagos rasos subtropicais

A planície costeira do Rio Grande do Sul possui uma grande quantidade de lagos, em sua maioria rasos, originados no período quaternário (Schäfer, 1988; Holz, 1999).

Os lagos rasos costeiros são ecossistemas caracterizados de forma geral por apresentarem elevada produtividade primária e secundária, sustentando os níveis tróficos superiores (Viaroli *et al.*, 1996). Nesses ecossistemas a produtividade primária é dominada por macrófitas. Sua produção em geral excede o consumo por herbívoros, tornando-se matéria orgânica particulada acumulada no sedimento (Newell, 1982). Grande parte dessa matéria orgânica precisa ser processada por procariotos para retornar os demais níveis tróficos (Manini *et al.*, 2003). Dessa forma, esses microrganismos desempenham um papel de elevada importância nesses sistemas, que é a reciclagem de nutrientes encontrados na forma orgânica, passando-os para a forma inorgânica e tornando-os novamente disponíveis para os produtores primários (Alongi, 1994).

A heterogeneidade espacial das comunidades planctônicas em lagos costeiros (Cardoso *et al.*, 2009) é influenciada por muitos fatores, dentre esses encontram-se o controle por predação, os bancos de macrófitas, em especial as submersas, que podem competir por nutrientes, e principalmente a influência dos ventos, que ressuspendem os nutrientes e alteram a estrutura do sistema. Dessa forma, esses ambientes apresentam características intrínsecas que podem ajudar a elucidar o comportamento da comunidade bacteriana e sua interação com o meio.

OBJETIVO GERAL

Verificar a existência de heterogeneidade espacial e temporal (sazonal) da estrutura da comunidade bacteriana (densidade, biomassa e riqueza de morfotipos) em

lago raso subtropical, Lagoa Mangueira, e determinar os fatores reguladores dessa comunidade.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de Estudo

Este trabalho está inserido no Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD) Sistema Hidrológico do Taim – Sítio 7, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

Localizada na planície costeira do Rio Grande do Sul, (32°20' e 33°00' e 52°20' e 52°45'), a Lagoa Mangueira é uma lagoa oligo mesotrófica subtropical. É uma lagoa rasa com 92 Km de comprimento e até 12 Km de largura, com área superficial de aproximadamente 880 Km², profundidade média de 2,6 m e máxima de 6,5 m (Crossetti *et al.*, 2007; Cardoso *et al.*, 2012). Sua hidrodinâmica é determinada principalmente pelos ventos, que ressuspende constantemente o sedimento na coluna d'água, afetando diretamente a comunidade planctônica da lagoa (Rodrigues, 2009). A vegetação aquática é outro importante fator que regula sua hidrodinâmica, pois a lagoa apresenta bancos de macrófitas principalmente no sul da lagoa e nas zonas litorâneas (Finkler Ferreira, 2009). Essa vegetação influencia na diminuição do efeito dos ventos sobre a coluna d'água, diminuindo assim a ressuspensão do sedimento e ocasionando a mistura permanente da coluna d'água com reflexo na dinâmica das comunidades, além de ter influência direta sobre a disponibilidade de nutrientes.

A porção norte da lagoa Mangueira juntamente com o Banhado do Taim está inserida na Estação Ecológica do Taim (ESEC Taim), que compreende uma área de 33.815 hectares, que se constitui basicamente por banhados. Na ESEC Taim, encontra-se o canal de ligação entre as Lagoas Mirim e a Lagoa Mangueira, sendo esse o

principal aporte de nutrientes já que carrega para dentro da lagoa matéria orgânica oriunda do banhado (Rodrigues, 2009; Lima, 2011).

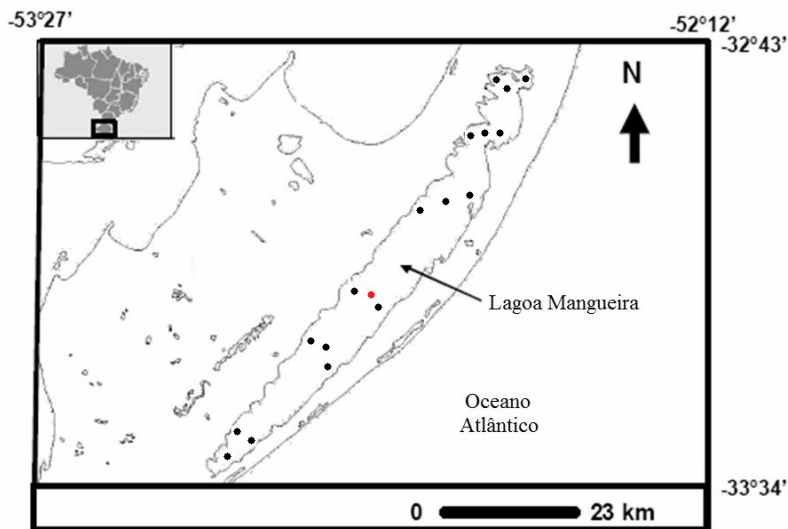
Devido às características climáticas e hidro-geológicas favoráveis, o cultivo de arroz se destaca como cultivo extensivo na região e é o principal fator antropogênico que afeta a lagoa. A retirada de água para a irrigação das quadras de arroz ocorre de forma intensa durante o verão, diminuindo os níveis de água da lagoa que já são reduzidos devido à baixa precipitação. Após o período de irrigação, a água é devolvida a lagoa junto com elevada carga de matéria orgânica (Motta Marques *et al.*, 1997).

Amostragem

As amostragens foram realizadas durante os anos de 2010 e 2011. Considerando-se duas abordagens metodológicas:

Gradiente longitudinal: Espacial - coletas de água sub-superficial, composta por 18 pontos amostrais ao longo da lagoa (Fig. 1.1). Coletas realizadas sazonalmente durante o ano de 2010, contemplando o verão, outono, inverno e primavera.

Gradiente de profundidade: Perfil - coletas realizadas em 7 pontos de amostragem, iniciando com a sub-superfície e seguidos a cada metro de profundidade com bomba de sucção, ao longo da coluna d'água no local de maior profundidade da lagoa, com profundidade máxima de 7m (localização representada em vermelho na Figura 1.1). As coletas foram realizadas no mês de agosto de 2010 e fevereiro de 2011.



Fonte: Adaptado de Lima (2011).

Figura 1.1 - Localização da Lagoa Mangureira, RS, Brasil. Em preto os pontos de coleta da amostragem espacial (capítulo 2) e o ponto vermelho representando o local de amostragem do perfil (capítulo 3).

Após cada coleta, as amostras foram preservadas e estocadas de forma a manterem suas propriedades e características fidedignas de acordo com as exigências de cada metodologia empregada.

Variáveis Limnológicas

Físico-Químicas

Alcalinidade

A alcalinidade foi determinada a partir da amostra bruta através do método de Gran (Wetzel & Likens, 2000).

Oxigênio Dissolvido

O oxigênio dissolvido foi determinado através de sonda multi-parâmetros (Yellow Spring modelo YSI 6600).

Potencial Hidrogeniônico (pH)

O pH foi determinado através do método Potenciométrico (APHA, 2005).

Transparência da Água

A transparência da água foi medida através de Disco de Secchi, com a média entre duas leituras (Preisendorfer, 1986).

Sílica

O silicato foi determinado através do método Fotométrico com Kit Si Merck Spectroquant®.

Sólidos

Os sólidos foram quantificados pelo método Gravimétrico (APHA, 2005). Foram realizadas as análises de Sólidos Totais, Sólidos Totais Fixos, Sólidos Totais Voláteis, Sólidos Totais Suspensos, Sólidos Suspensos Fixos e Sólidos Suspensos Voláteis.

Substâncias húmicas, cor e turbidez

As variáveis substâncias húmicas, cor e turbidez foram determinadas através de leitura em espectrofotômetro (APHA, 2005).

Temperatura

A temperatura da água foi medida através de sonda multi-parâmetros (Yellow Spring modelo YSI 6600).

Formas de Carbono

Carbono Total

As amostras foram coletadas diretamente nos frascos de leitura do equipamento analisador de carbono (Shimadzu TOC-VCPH), previamente calcinados.

O equipamento fornece diretamente as frações de Carbono Inorgânico e Carbono Total. A diferença entre esses dois origina o Carbono Orgânico Total da amostra bruta.

Carbono Dissolvido

As amostras foram previamente filtradas em filtro de fibra de vidro com porosidade de 45 µm, para então serem lidas no equipamento Shimadzu TOC-VCPH.

As amostras foram analisadas e calculadas conforme descrito anteriormente para as frações de carbono total. Obtendo-se os valores de Carbono Inorgânico Dissolvido (DIC), Carbono Total Dissolvido e Carbono Orgânico Dissolvido (DOC).

Formas de Fósforo

As formas fosfatadas analisadas foram o Fósforo Total, Fósforo Hidrolisável, Fósforo Orgânico e Fósforo Reativo. As análises seguiram o Método Colorimétrico utilizando Ácido Ascórbico (APHA, 2005).

Formas de Nitrogênio

As formas nitrogenadas analisadas foram o Nitrogênio Total, Nitrogênio Total Dissolvido, Nitrogênio Amoniacal, Nitrato e Nitrito. As análises seguiram o Método Colorimétrico (APHA, 2005), com exceção do Nitrito que foi analisado por cromatografia iônica.

Biológicas

Clorofila a

Clorofila *a* foi determinada através de extração em etanol 90% (Jespersen & Christoffersen, 1987) e medida em espectrofotômetro (CETESB, 1990).

Bacterioplâncton

No presente trabalho, optou-se por utilizar o método da acridina laranja por ser a metodologia reconhecida e aprovada pelo Standard Methodos (APHA, 2005), além de ser uma técnica de baixo custo e rápida.

Alíquotas de 9 mL de amostra de água foram fixadas em formol 40% diluído em 1:10 (concentração final 4%) em frascos de polietileno e acondicionadas a 4°C até a análise.

As amostras foram inicialmente pré-filtradas em filtro quantitativo (MN 640d Macherey-Nagel), com porosidade de retenção média de 2,0 a 4,0 µm para a exclusão de partículas maiores que pudessem vir a interferir na qualidade das imagens. Após foram filtrados 5 mL de amostra em membranas de policarbonato (Millipore) *black* 0.2 µm de porosidade e 25 mm de diâmetro e adicionado aproximadamente 1 mL do fluorocromo Laranja de Acridina 10% (Hobbie *et al.*, 1977). As lâminas foram montadas e armazenadas a 4°C até a leitura (Hobbie *et al.*, 1977).

As lâminas foram analisadas em microscópio de epifluorescência Olympus IX-70 com câmera acoplada. Para cada filtro foram capturadas 15 imagens aleatórias. Dessas, 7 foram analisadas no programa Image Tool (v. 3.00) conforme Massana *et al.* (1997) e Image Tool (v. 1.27) através do *plug-in* CMEIAS conforme Liu *et al.*, (2001). A partir de medidas bacterianas obtidas (área, perímetro, comprimento e largura) foram calculados os seguintes parâmetros:

Densidade

A densidade foi calculada através da média do número de células identificadas segundo Kepner e Pratt (1994) e expressa em ind. /mL.

Biomassa

A biomassa bacteriana foi calculada através do biovolume celular segundo Norland (1993) e expressa em pg.C.mL⁻¹.

Morfotipagem

Através das medidas obtidas de cada célula, o programa CMEIAS classifica os objetos entre 11 diferentes morfotipos: cocos, espiral, bastão curvo, bastão em forma de

‘U’, bastão regular, filamento não-ramificado, elipsóide, taco, prostecado, bastão rudimentarmente ramificado e filamento ramificado (Liu *et al.*, 2001).

Descartou-se a presença de cianobactérias contabilizadas nessa análise devido a presença desse grupo de microorganismos ser encontrado quase que unicamente na forma nanoplânctônica (~20µm). Embora existam espécies picoplânctônicas (~2µm), essas apresentam baixa quantidade de biomassa no sistema estudado, Lagoa Mangureira, sendo portanto despersíveis (Crossetti *et al.*, 2007).

Zooplâncton

Neste estudo serão considerados como importantes predadores das bactérias o microzooplâncton (ciliados e rotíferos) (Kisand & Zingel, 2000; Agasild & Nøges, 2005).

As amostras de zooplâncton foram filtradas (100 L) com rede de nylon de 25 µm de abertura de malha e armazenadas em frascos de polietileno de 250 mL e preservadas com solução de formaldeído 4% diluído em 1:10 (Wetzel & Likens, 2000). Em laboratório uma alíquota dessas amostras foi quantificada em câmara de Sedgwick-Rafter (APHA, 2005).

Além da quantificação de ciliados e rotíferos, procedeu-se a quantificação também de tecamebas, cladócera e copépoda.

Análise de Dados

Inicialmente foram realizadas análises de variância (ANOVA *One Way*) e estatística multivariada, como Análise de Componentes Principais (PCA) e Análise de Redundância (RDA) (Legendre; Legendre, 1998). Para as análises usaram-se os softwares PC-ORD 6 (McCune e Mefford, 1999) e STATVIEW 5.0.

BIBLIOGRAFIA

Agasild, H.; Nõges, T. Cladoceran and rotifer grazing on bacteria and phytoplankton in two shallow eutrophic lakes: *in situ* measurement with fluorescent microspheres. *Journal of Plankton Research*, 27(11):1155-1174. 2005.

Alongi, D.M. The role of bacteria in nutrient recycling in tropical mangrove and other coastal benthic ecosystems. *Hydrobiologia* 285, 19e32. 1994.

American Public Health Association (APHA). Eaton, A. D.; Clesceri, L. S.; Greenberg, A. E. (orgs.). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21^a ed. Washington: American Public Health Association, Inc. 2005.

Araújo, M. F. F.; Costa, I. A. S. Comunidades microbianas (bacterioplâncton e protozooplâncton) em reservatórios do semi-árido brasileiro. *Oecol. Bras.*, 11 (3):422-432. 2007.

Araújo, M. F. F.; Godinho, M. J. L. Seasonal and Spatial Distribution of Bacterioplankton in a Fluvial-lagunar System of a Tropical Region: Density, Biomass, Cellular Volume and Morphologic Variation. *Braz. Arch. Boil. Technol.* v.51 n.1: pp.203-212. 2008.

Azam, F.; Fenchel, J. G.; Field, J. G.; Gray, J. S.; Meyer-Reil, L. A.; Thingstad, F. The ecological role of water-column microbes in the sea. *Marine Ecology – Progress Series*. v. 10, p. 257-263, 1983.

Cardoso, L. De S., Fragoso Jr, C. R., Souza, R.S., Marques, D. M. Hydrodynamic control of plankton spatial and temporal heterogeneity in subtropical shallow lakes In: *Hydrodynamics / Book 1* ed.Rijeka : INTECH Open Access Publisher, 2012, p. 27-48. 2012.

Cardoso, L. De S.; Motta Marques, D. M. L. (2009). Hydrodynamics-driven Plankton Community in a Shallow Lake. *Aquat. Ecol.* 43:73-84.

CETESB. Determinação de pigmentos fotossintetizantes – clorofila A, B e C e feoftina-A: método de ensaio. Norma técnica L5.306. 22p. 1990.

Chrzanowski, T. H.; Simek, K. Prey size selection by freshwater flagellated protozoans. *Limnol. Oceanogr.* 35: 1429-1436. 1990.

Corno, G.; Caravati, E.; Callieri, C.; Bertoni, R. Effects of predation pressure on bacterial abundance, diversity, and size-structure distribution in an oligotrophic system. *J. Limnol.*, 67(2):107-119. 2008.

Corno, G.; Jürgens, K. Direct and indirect effects of protist predation on population size structure of a bacterial strain with high phenotypic plasticity. *Appl. Environ. Microbiol.*, 72(1):78-86. 2006.

Cotner, J. B.; Biddanda, B. A. Small players, large role: microbial influence on biogeochemical processes in pelagic aquatic ecosystems. *Ecosystems*. v.5, p.105-121. 2002.

Crossetti, L.O.; Becker, V.; Cardoso, L.S.; Rodrigues, L.R., Costa, L.S.; Motta-Marques, D. Is phytoplankton functional classification a suitable tool to investigate spatial heterogeneity of subtropical shallow lakes? *Limnologica* (submetido).

Crossetti, L., Cardoso, L. De S., Callegaro, V.L.M., Silva, S. A., Werner, V., Rosa, Z., Marques, D. M. Influence of the hydrological changes on the phytoplankton structure and dynamics in a subtropical wetland-lake system. *Acta Limnologica Brasiliensia.* , v.19, p.315 - 329, 2007.

Doi, M.; Wachi, M.; Ishino, F.; Tomioka, S.; Ito, M.; Sakagami, Y.; Suzuki, A.; Matsushashi, M. Determinations of the DNA Sequence of the *mreB* Gene and of the Gene Products of the *mre* Region That Function in Formation of the Rod Shape of *Escherichia coli* Cells. *Journal of Bacteriology*, v.170, n.10. p. 4619-4624. 1988.

Eiler, A.; Berlisson, S. Composition of freshwater bacterial communities associated with cyanobacterial blooms in four Swedish lakes. *Environmental Microbiology*, 6 (12):1228-1243. 2004.

Elser, J. J.; L.B. Stabler; R. P. Hassett. Nutrient limitation of bacterial growth and rates of bacterivory in lakes and oceans: a comparative study. *Aquat. Microb. Ecol.*, 9:105-110, 1995.

Farjalla, V. F.; Faria, B. M.; Esteves, F. A.; Bozelli, R.L. Bacterial density and biomass, and relations with abiotic factors, in 14 coastal lagoons of Rio de Janeiro state. *Aquatic Microbial Ecology in Brazil. Series Oecologia Brasiliensis*, vol. IX, pp.65-76. 2001.

Finkler Ferreira, T. O papel das macrófitas submersas sobre a qualidade da água, restauração e conservação de lagos rasos subtropicais: estudo de caso, a Lagoa Mangueira, RS. Tese de doutorado (Universidade Federal do Rio Grande do Sul). 152p. 2009.

Fontes, M. L. S.; Suzuki, M. T. Primary Production in a Subtropical Stratified Coastal Lagoon-Contribution of Anoxygenic Phototrophic Bacteria. *Microb. Ecol.* 61:223-237. 2011.

Gallina, A. A.; Celussi, M.; Del Negro, P. Large-scale distribution and production of bacterioplankton in the Adriatic Sea. *Journal of Sea Research*, 66:1-8. 2011.

Haig They, N. Diversidade e metabolismo do bacterioplâncton em lagos rasos subtropicais. Dissertação de mestrado (Universidade Federal do Rio grande do Sul). 116p. 2008.

Hobbie, J.E.; Daley, R. J.; Jasper, S. Use of nucleopore filters for counting bacteria by fluorescent microscopy. *Applied and Environmental Microbiology*. V.33, n.5, p. 1225-1228,1977.

Holz, M. Do mar ao deserto. A Evolução do Rio Grande do Sul no Tempo, Geológico, 2nd edn. Ufrgs, Porto Alegre, pp. 131-144, 144p. 1999.

Jespersen, A-M; Christoffersen, K. Measurements of Chlorophyll-a From Phytoplankton Using Ethanol as Extraction Solvent. *Arch für Hydrobiol* 109 (3): 445-454. 1987.

Jugnia, L. B.; Sime-Ngando, T.; Devaux, J. Relationship between bacterial and primary production in a newly filled reservoir: temporal variability over 2 consecutive years. *Ecol. Res.*, 22:321-330. 2007.

Jürgens, K.; Pernthaler, J.; Schalla, S. Amann, R. Morphological and compositional changes in a planktonic bacterial community in response to enhanced protozoan grazing. *Applied and Environmental Microbiology*, p.1241-1250. v.65. n°3. 1999.

Kepner, R. L. Jr.; Pratt, J. R. Use of fluorochromes for direct enumeration of total bacteria in environmental sample: past and present. *Microbiological Reviews*. v.58. n.4,p.603-615, 1994.

Kisand, V.; Zingel, P. Dominance of ciliate grazing on bacteria during spring in a shallow lake. *Aquat. Microb. Ecol.*, 22, 135-142. 2000.

La Ferla, R.; Leonardi, M. Ecological implications of biomass and morphotype variations of bacterioplankton: an example in a coastal zone of the Northern Adriatic Sea (Mediterranean). *Marine Ecology*, 26:82-88. 2005.

Legendre, P.; Legendre, L. Numerical Ecology. *Journal of Classification*, 18(2)285-288. 1998.

Lima, M. S. Dinâmica funcional da comunidade microbiana heterotrófica em lagoa rasa subtropical. *Dissertação de mestrado (Universidade Federal do Rio Grande do Sul)*. 121p. 2011.

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

Massana, R.; Gasol, J. M.; Bjørnsen, P. K.; Black-Burn, N.; Hagström, Å.; Hietanen, S.; Hygum, B. H.; Kuparinen, J.; Pedrós-Alió, C. Measurement of bacterial size via image analysis of epifluorescence preparations: description of an inexpensive system and solutions to some of the most common problems. *Scientia Marina*. v.61, n.3, p.397-407, 1997.

Manini, E., Fiordelmondo, C., Gambi, C., Pusceddu, A., Danovaro, R. Benthic microbial loop functioning in coastal lagoons: a comparative approach. *Oceanologica Acta* 26, 27e38. 2003.

McCune, B; Mefford, M. J. PC-ORD multivariate analysis of ecological data – version 5. MJM Software Design, Gleneden Beach. 1999.

Morán, X. A. G.; Estrada, M.; Gasol, J. M.; Pedrós-Alió, C. Dissolved primary production and the strength of phytoplankton-bacterioplankton coupling in contrasting marine regions. *Microbial Ecology*, 44(3)217-223. 2002.

Motta Marques, D. M. L.; Irgang, B.; Giovannini, S. G. T. A Importância do Hidroperíodo no Gerenciamento de Água em Terras Úmidas (Wetlands) com Uso Múltiplo: o caso da Estação Ecológica do Taim. In: anais do XII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Vitória. p.1-8. V.3. 1997.

Münster, U. Chróst, R. J. Origin, Composition and Microbial Utilization of Dissolved Organic Matter. In: Aquatic Microbial Ecology: Biochemical and Molecular Approaches. Overbeck, J.; Chróst, R. J. (Eds.). New York: Springer-Verlag New York Inc. 190p. 1990.

Newell, R.C. The energetics of detritus utilisation in coastal lagoons and nearshore waters. In: Laserre, P., Postma, H. (Eds.), Coastal Lagoons. Proceedings of International Symposium on Coastal Lagoons, Oceanologica Acta, pp. 347e355 (Special publication). 1982.

Niu, Y.; Shen, H.; Chen, J.; Xie, P.; Yang, X; Tao, M.; Ma, Z.; Qi, M. Phytoplankton community succession shaping bacterioplâncton community composition in Lake Taihu, China. Water Research, 45:4169-4182. 2011.

Norland, S. The relationship between biomass and volume of bactéria. In: Kemp, P. F.; Sherr, B. F.; Sherr, E. B. & Cole, J. J. Handbook of Methods in Aquatic Microbial Ecology. USA: Lewis Publishers. p. 339-345. 777p. 1993.

Peters, R. H. The ecological implications of body size. Cambridge University Press, Cambridge, Massachusetts, USA. 1983.

Preisendorfer, R. W. Secchi disk science: visual optics of natural waters. Limnol. Oceanogr. 31:909-926. 1986.

Psenner, R.; Sommaruga, R. Are rapid changes in bacterial biomass caused by shifts from top-down to bottom-up control? Limnol. Oceanogr. 37(5):1092-1100. 1992.

Racy, F. P. P. Aspectos numéricos, morfológicos e morfométricos da comunidade bacteriana em diferentes escalas trófica e temporal, em reservatórios. Dissertação de mestrado (Universidade Federal de São Carlos). 63p. 2004.

Rodrigues, L. R. (2009). Reguladores da Dinâmica das Comunidades Planctônicas e Íctica em Ecosystemas Límnicos Subtropicais. Tese de Doutorado. UFRGS. Porto Alegre, Brasil.

Schäfer A. Tipificação ecológica das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul, Brasil. Acta Limnol Bras., 11:29-55. 1988.

Smith, E. M.; Prairie, Y. T. Bacterial metabolism and growth efficiency in lakes: The importance of phosphorus availability. Limnol. Oceanogr., 49(1)137-141. 2004

Tanaka, T.; Rassoulzadegan, F. Full-depth profile (0-2000m) of bacteria, heterotrophic nanoflagellates and ciliates in the NW Mediterranean Sea: vertical partitioning of microbial trophic structure. Deep. Sea Res. II 49, 2093-2107. 2002.

Toolan, T.; Wehr, J. D.; Findlay, S. Inorganic Phosphorus Stimulation of Bacterioplankton Production in a Meso-eutrophic Lake. Applied and Environmental Microbiology, 57(7):2074-2078. 1991.

Vats, P.; Yu, J; Rothfield, L. The dynamic nature of the bacterial cytoskeleton. *Cell Mol Life SCI.*, 66(20):3353-62. 2009.

Viaroli, P., Bartoli, M., Bondavalli, C., Christian, R.R., Giordani, G., Naldi, M. . *Hydrobiologia* 329, 105e119. 1996.

Vrede, K.; Heldal, M.; Norland, S.; Bratbak, G. Elemental composition (C, N, P) and cell volume of exponentially growing and nutrient-limited bacterioplankton. *Applied and Environmental Microbiology*, 68(60): 2965-2971. 2002.

Wang, L.; Miller, T. D.; Priscu, J. C. Bacterioplankton Nutrient Deficiency in a Eutrophic Lake. *Arch. Hydrobiol.*, 125(4):423-439. 1992.

Wetzel, R. G.; Likens, G. E. *Limnological Analyses*. 3^a ed. Nova Iorque: Springer-Verlag. 429p. 2000.

Yuan, X.; He, L.; Yin, K.; Pan, G.; Harrison, P. Bacterial distribution and nutrient limitation in relation to different water masses in the coastal and northwestern South China Sea in late Summer. *Continental Shelf Research*. 31: 1214-1223. 2011.

Capítulo 2

REGULADORES DA HETEROGENEIDADE SAZONAL E ESPACIAL DO BACTERIOPLÂNCTON EM UMA LAGOA RASA SUBTROPICAL

Danieli Ledur Kist; David da Motta Marques & Luciana de Souza Cardoso

RESUMO – As variações térmicas em ecossistemas aquáticos são relatadas como de grande importância na disponibilidade de nutrientes e no estabelecimento das comunidades bacterianas e sua interação com as demais comunidades planctônicas, bem como os aspectos geomorfológicos, hidrológicos e ecológicos que caracterizam esses sistemas. Compreender as respostas do bacterioplâncton para essas variações em regiões de climas subtropicais é altamente relevante, especialmente em ecossistemas oligotróficos. Nós mostramos neste trabalho a presença de heterogeneidade temporal (sazonal) e espacial do bacterioplâncton e as variáveis reguladoras desse processo em uma lagoa rasa subtropical oligotrófica. A temperatura e a disponibilidade de nutrientes foram as variáveis que regularam as comunidades planctônicas (fitoplâncton, bacterioplâncton e zooplâncton). Observou-se controle lateral entre as comunidades bacterianas e fitoplânctônica. O controle descendente mostrou ter grande efeito sobre o bacterioplâncton, mais especificamente sobre o morfotipo *coccus*, durante o verão e o inverno, sendo essa comunidade controlada de forma ascendente durante o outono e a primavera. O nitrogênio foi a principal variável reguladora da comunidade bacteriana. Durante o inverno a comunidade bacteriana apresentou significativa redução de densidade e biomassa, podendo ser essa uma resposta às baixas temperaturas da água. A forma *coccus* parece ser representativa para a teia trófica, pois é o principal morfotipo produtor de biomassa e de maior densidade na lagoa. Importante heterogeneidade espacial foi observada na Lagoa Mangueira para as variáveis abióticas que auxiliadas por efeitos hidrodinâmicos estabelecem a heterogeneidade espacial das comunidades planctônicas. As regiões norte e sul apresentaram a maior diferenciação espacial na lagoa, influenciada pela dimensão do sistema. Fósforo total e carbono orgânico total regularam a comunidade bacteriana no norte da lagoa, bem como os morfotipos *coccus*, *curved* e **outros**. Entre as zonas, a margem oeste e leste foram as mais distintas em função da disponibilidade de nutrientes e um possível efeito alelopático das macrófitas submersas fixas sobre a biomassa fotossintetizante e o bacterioplâncton. O carbono inorgânico total foi a principal variável reguladora da heterogeneidade entre as zonas, sendo maior na margem leste da lagoa. A densidade bacteriana foi maior durante o verão, outono e inverno para a região pelágica e durante a primavera para a margem oeste da lagoa. Estes resultados sugerem um aporte de nutrientes e de microorganismos do Banhado do Taim, no norte da lagoa. O nitrogênio foi a principal variável limitante para as comunidades produtoras, fitoplâncton e bacterioplâncton, sendo o controle ascendente o principal regulador dessas comunidades, visto que o controle descendente não foi observado.

Palavras-Chaves: controle lateral, controles ascendente, controle descendente

INTRODUÇÃO

Os lagos localizados na planície costeira do Rio Grande do Sul, sofrem grande influência de ventos devido à ausência de barreiras, ocasionando um grande efeito hidrodinâmico sobre as variáveis limnológicas, podendo influenciar de forma relevante na distribuição das comunidades planctônicas e suas interações (Crossetti *et al.*, 2007; Fragoso *et al.*, 2008; Cardoso & Motta Marques, 2009). Outra característica estrutural observada nesses sistemas hídricos são os densos bancos de macrófitas aquáticas que apresentam importante influência nos processos hidrodinâmicos, na disponibilidade de nutrientes e na estruturação das comunidades planctônicas (Haig They, 2008; Finkler Ferreira, 2009). Dentre esse tipo de vegetação destacam-se as macrófitas submersas, que além de apresentarem um importante papel mitigador de correntes de águas, são importantes assimiladores de nutrientes inorgânicos e produtores de matéria orgânica dissolvida, alterando assim a disponibilidade de nutrientes nessas regiões (Finkler Ferreira, 2009).

A temperatura da água é outro importante fator regulador em sistemas aquáticos, podendo resultar em variações no estabelecimento da estrutura das comunidades planctônicas (Pinhassi & Hagström, 2000; Apple *et al.*, 2008; Niu *et al.*, 2011). Em regiões subtropicais, essas comunidades tendem a sofrer constantes alterações, que afetam desde os processos metabólicos desses organismos, como produção e eficiência enzimática para a degradação do substrato (Conant *et al.*, 2011) até estratégias para aumentar a absorção de nutrientes frente à baixa disponibilidade de recursos no ambiente (Murrell, 2003; Niu *et al.*, 2011).

Assim, a Lagoa Mangueira é um importante corpo hídrico representante desses sistemas aquáticos por possuir grande extensão, com área aproximada de 880 Km², sendo um importante local de estudo para a melhor compreensão do comportamento da

comunidade bacteriana (densidade, biomassa e riqueza de morfotipo) em função das variáveis limnológicas e estruturais desse sistema. Dessa forma, o presente trabalho tem como objetivo identificar heterogeneidade temporal e espacial do bacterioplâncton na Lagoa Mangueira e determinar as variáveis reguladoras desse processo.

METODOLOGIA

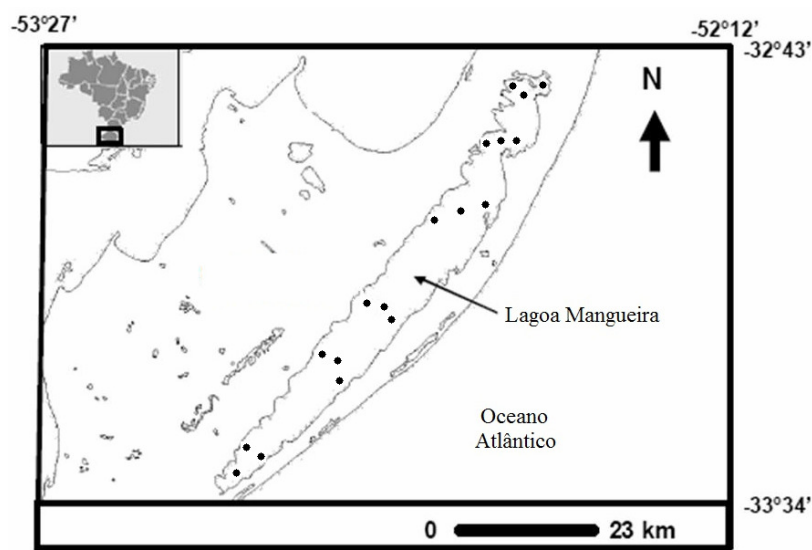
Este trabalho está inserido no Programa Ecológico de Longa Duração (PELD) Sistema Hidrológico do Taim – Sítio 7.

Localizada no extremo sul do Brasil (33°13'06''S 52°53'08''W), a Lagoa Mangueira é uma lagoa subtropical rasa, oligo mesotrófica, com área superficial de 880 Km², profundidade média de 2,6m e máxima de 6,5m (Crossetti *et al.*, 2007; Cardoso *et al.*, 2012). Seu regime hídrico é estabelecido através da constante influência de ventos e pelo nível d'água da Lagoa Mirim, interligada a Lagoa Mangueira através de um canal localizado no Banhado do Taim, ao norte desta. Assim, o banhado representa o principal aporte de nutrientes para a Lagoa Mangueira (Rodrigues, 2009; Lima, 2011).

As coletas de água superficial foram realizadas no final de cada período sazonal, sendo a primeira em fevereiro (verão), seguida de maio (outono), agosto (inverno) e novembro (primavera) de 2010. Essas foram compostas por 18 pontos amostrais (Fig. 2.1).

A espacialidade foi analisada em dois grupos, o primeiro foi denominado de 'regiões' e compreende a variação longitudinal na lagoa, sendo, portanto as regiões sul, centro e norte da lagoa. O segundo grupo foi denominado de 'zonas' e compreende a variação latitudinal, sendo, portanto as zonas margem oeste, pelágica e margem leste.

Agruparam-se seis pontos para representar cada uma das regiões da lagoa (sul, centro e norte) e das zonas (oeste, pelágica e leste). Os pontos 1, 2, 3, 4, 5 e 6 representam a região sul; os pontos 7, 8, 9, 10, 11 e 12 representam a região central; e os pontos 13, 14, 15, 16, 17 e 18 representam a região norte. Os pontos representantes das zonas são: 2, 6, 8, 10, 13 e 18 para a margem oeste; 1, 5, 9, 11, 14, 17 para zona pelágica; e 3, 4, 7, 12, 15, 16 para a margem leste (Fig. 2.2)



Fonte: Adaptado de Lima (2011).

Figura 2.1 - Localização da Lagoa Mangureira, RS, Brasil, e os 18 pontos de amostragem.

Medidas de temperatura e oxigênio dissolvido (OD) foram realizadas *in loco* com sonda multi-parâmetro (Yellow Spring modelo YSI 6600). Análises de sólidos foram realizadas através do método gravimétrico (APHA, 2005). As formas de carbono total foram obtidas através de análise direta no equipamento Shimadzu TOC-VCPH, marca Shimadzu 5000, enquanto as formas dissolvidas foram previamente filtradas com filtro de fibra de vidro, Macherey-Nagel com 0,6 μm de retenção média, previamente calcinados para a posterior análise no equipamento Shimadzu TOC-VCPH. As análises

das formas nitrogenadas e fosfatadas foram realizadas através do método colorimétrico do ácido ascórbico (APHA, 2005). As variáveis meteorológicas (precipitação, velocidade e direção dos ventos) foram cedidas pelo 8º DISME, estes dados correspondem a estação meteorológica localizada na cidade de Santa Vitória do Palmar.

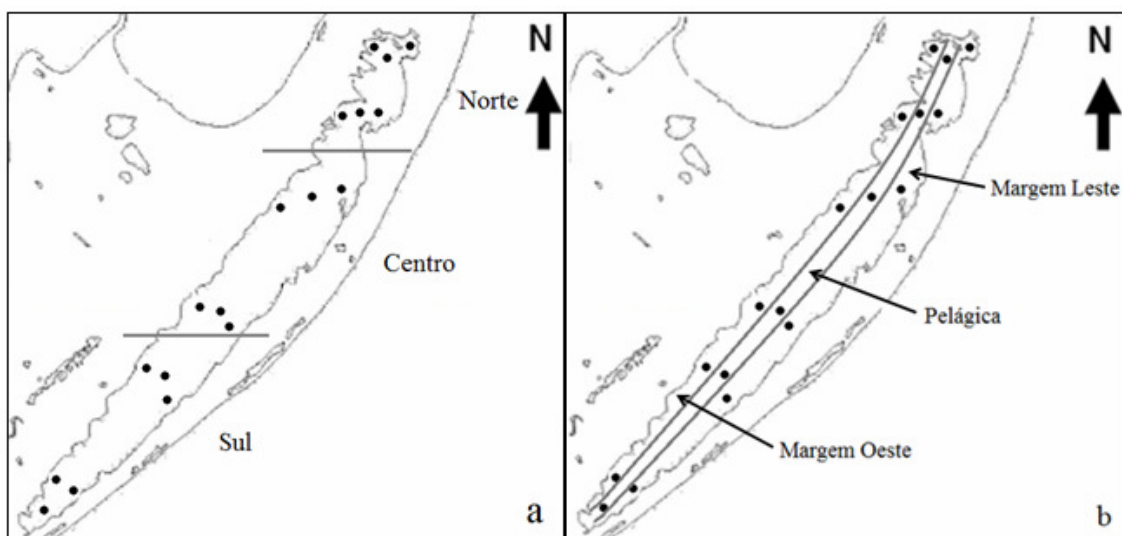


Figura 2.2 - Divisões espaciais da Lagoa Mangueira, RS, Brasil, entre regiões (a) e zonas (b).

Para a estimativa da densidade, biomassa e morfotipagem do bacterioplâncton, 10 mL de amostra foram fixadas em formol 40%, diluído em 1:10, e mantidas sob refrigeração até a análise. Em laboratório, as amostras foram pré-filtradas em filtro quantitativo (Macherrey-Nagel 640d), com porosidade de retenção média de 2,0 a 4,0 μm . A seguir, filtrados 5 mL da amostra em membrana de policarbonato (Millipore) *black* 0,2 μm de porosidade e 25 mm de diâmetro, após a filtragem adicionou-se 1 mL do fluorocromo laranja de acridina (LA) 10% (Hobbie *et al.*, 1997). Os filtros foram montados entre lâmina e lamínula com óleo de imersão. Em um microscópio de epifluorescência, fez-se a captura de 7 imagens para posterior análise nos programas

Image Tool (v. 3.00) (Massana *et al.*, 1997) e Image Tool (v. 1.27) através do *plug-in* CMEIAS (Liu *et al.*, 2001). Através dos dados obtidos, calculou-se a densidade (Kepner e Pratt, 1994), a biomassa (Norland, 1993) e os dados de morfotipagem foram fornecidos diretamente pelos programas (Liu *et al.*, 2001). Dentre os 9 morfotipos classificados pelo programa, consideraram-se os que apresentaram maior densidade, *coccus*, *curved* e *regular*, os demais foram somados e denominados **outros**.

Amostras de zooplâncton foram coletadas com rede de 25 µm de abertura de malha, com a qual foram filtrados 100 L de amostra e concentradas em 250 mL, preservadas em solução de formaldeído 4%, sendo posteriormente uma alíquota quantificada em câmara de Sedgwick-Rafter (APHA, 2005). A clorofila *a*, variável representativa da biomassa fotossintetizante, foi determinada através de extração em etanol 90% (Jespersen & Christoffersen, 1987) e medida em espectrofotômetro (CETESB, 1990).

Os resultados obtidos foram inicialmente transformados [$\log(x+1)$] antes de proceder a Análise de Variância (ANOVA *One-way*) no programa STATVIEW 5.0, buscando variações temporais e espaciais significativas entre os períodos analisados. Análise de Componentes Principais (ACP) foi processada com dados transformados [$\log(x+1)$], através de análise de variância e covariância, para a elaboração do diagrama através do qual foi possível identificar o direcionamento das variáveis físico-químicas. Análise de DCA (*Detrended Correspondence Analysis*) foi realizada para verificar o comprimento dos gradientes gerados a partir da matriz biótica: método unimodal (comprimento do gradiente > 4) deve-se proceder CCA, ou se for método linear (comprimento do gradiente <3) deve-se proceder RDA. No caso, os dois primeiros eixos foram curtos (0.193 e 0.186, respectivamente para a análise sem predadores e 0.542 e 0.255, respectivamente para a análise com predadores), procedendo-se, portanto

uma RDA. Para a Análise de Redundância (RDA) também foram utilizados dados transformados. Essa análise foi utilizada para identificar as variáveis preditoras das variações ambientais. As análises ACP, DCA e RDA foram realizadas utilizando o programa PCORD 6 (McCune & Mefford, 1999).

RESULTADOS

Variáveis Meteorológicas

A coleta de verão foi marcada por ventos de intensidade moderada ($3.6\text{--}5.7\text{ m s}^{-1}$) (Fig. 2.3). No dia da coleta, predominou o vento sul, antecidos pelos ventos sudoeste, sudeste e este. Os ventos nordeste mais intensos, observados no gráfico, são referentes ao quinto e sexto dia antes da coleta.

A coleta de outono também apresentou ventos de intensidade moderada. No dia da coleta, foram observados os ventos sudoeste e norte, antecidos dos ventos nordeste, sudeste e este, respectivamente.

A coleta de inverno apresentou ventos de intensidades reduzidas. No dia da coleta, predominou o vento sul, antecidos pelos ventos sudoeste, sul e sudeste respectivamente.

A coleta de primavera também apresentou intensidade reduzida. No dia da coleta e dois dias antes, predominou o vento sudeste, antecidos de este e sudoeste.

Observa-se uma intensidade maior dos ventos nos dois primeiros períodos de coleta, bem como uma maior variação nas direções. No inverno e na primavera os ventos foram mais fracos e oriundos da região sul.

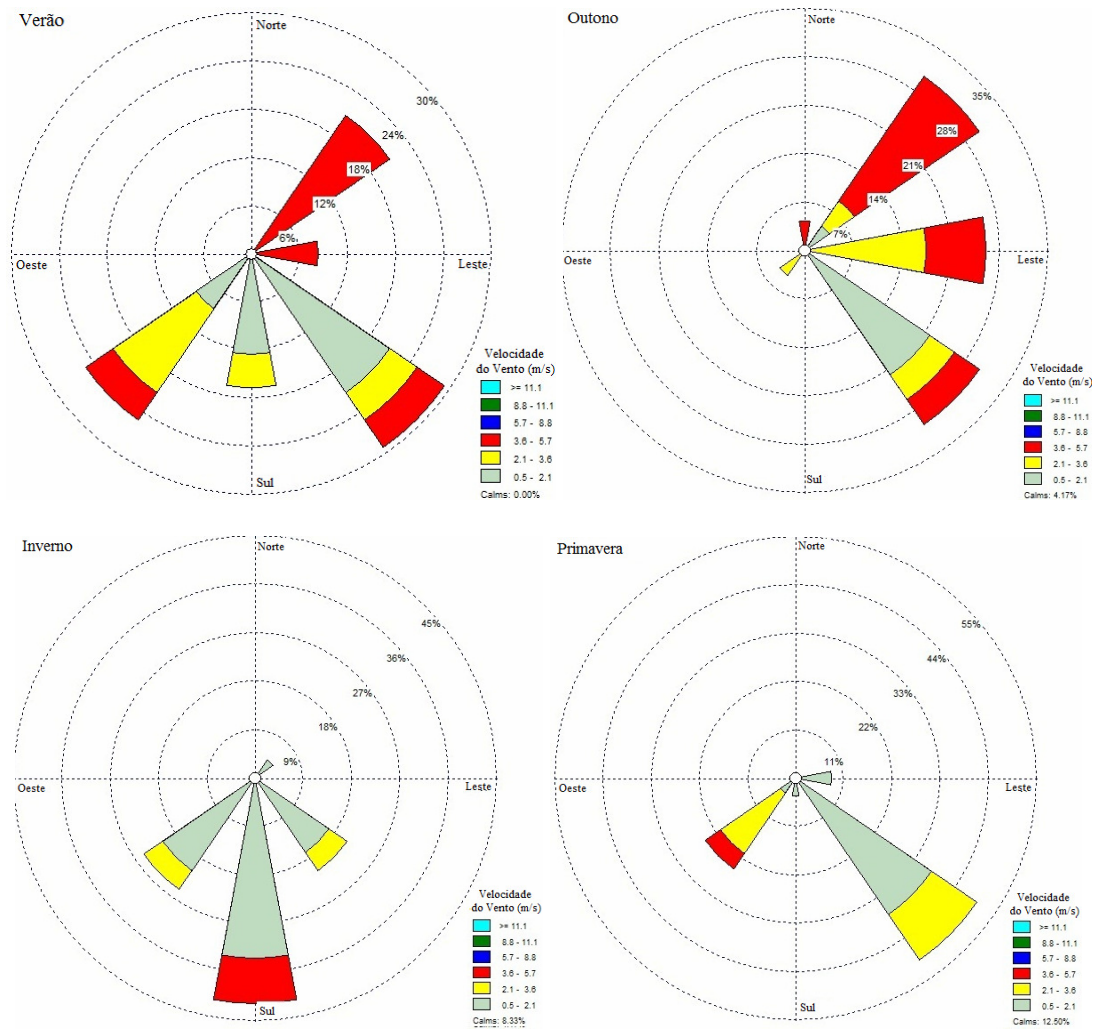


Figura 2.3 - Velocidade e direção dos ventos de seis dias antecedentes e inclusive o dia da coleta para os quatro períodos de amostragem na Lagoa Mangueira, RS, Brasil (2010).

O período de maior profundidade da lagoa foi durante o inverno, seguido da primavera, verão e outono (Fig. 2.4). Conforme esperado observa-se que a precipitação não é a única variável reguladora da profundidade da lagoa, visto que no mês que precedeu a coleta de verão foi o período de maior precipitação anual e a profundidade permaneceu na média entre os outros meses. Por outro lado, no inverno a precipitação não foi tão intensa e a profundidade da lagoa foi maior. Pode-se concluir que a precipitação não é a variável reguladora da profundidade da lagoa. Outras variáveis

podem estar influenciando na profundidade, como a vaporização e a tomada d'água para irrigação dos campos de arroz.

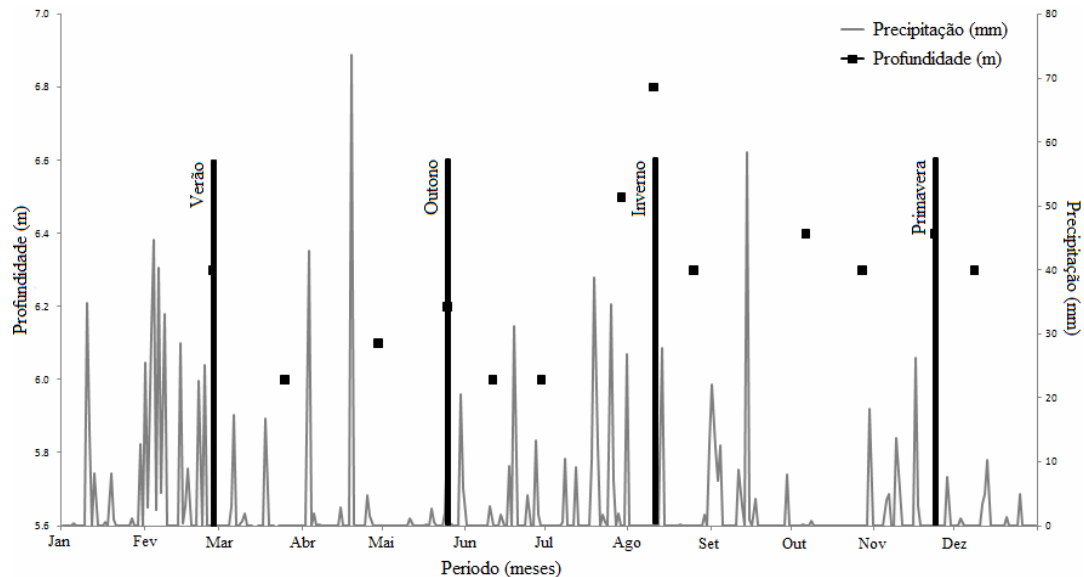


Figura 2.4 - Precipitação e profundidade da Lagoa Mangueira, RS, Brasil (2010) durante o ano de 2010 com destaque (linha preta) para os dias de realização das coletas.

Durante o verão observou-se o maior índice de precipitação, com um acúmulo de 354.9 mm de chuva, comparado a 189 mm, 247.4 mm e 256.8 mm para os demais períodos respectivamente.

Análise Temporal

Variáveis Ambientais

As variáveis ambientais evidenciam uma marcante heterogeneidade temporal (sazonal) na Lagoa Mangueira (Tab. 2.1). O pH e a sílica seguiram as mesmas tendências da temperatura, sendo maiores no verão e menores no inverno. O oxigênio dissolvido teve seu valor máximo no inverno e valor mínimo na primavera. A turbidez foi maior na primavera e menor no outono. Sólidos suspensos totais foi maior no verão

e menor na primavera. Fósforo total teve valor máximo no verão e mínimo no outono. O fósforo reativo teve seu máximo na primavera e mínimo no verão. Nitrogênio total e carbono orgânico total tiveram máximos no verão e mínimos na primavera e inverno respectivamente. Nitrogênio total dissolvido e carbono inorgânico total apresentaram máximos no outono e mínimos na primavera.

ACP (Fig. 2.5) utilizando oito variáveis abióticas para os quatro períodos analisados explicou 98.12% da variabilidade dos dados entre os dois primeiros eixos (eixo 1 = 74.31% e eixo 2 = 23.81%). O pH ($r=-0,97$) foi a principal variável ordenadora do Eixo 1 e a turbidez ($r=0,97$) do Eixo 2. A análise mostra uma forte diferenciação sazonal impulsionada pelas variáveis ambientais. Os pontos referentes ao verão foram direcionados principalmente pelas variáveis pH e temperatura; os pontos do outono foram direcionados por CID, CIT e NTD; os pontos do inverno por OD; e os pontos da primavera pela turbidez.

Tabela 2.1 - Médias e desvios padrão dos valores observados para variáveis ambientais da Lagoa Mangueira, RS, Brasil para as coletas de verão, outono, inverno e primavera de 2010.

		Temperatura (°C)	pH	OD (mg L ⁻¹)	Turbidez (NTU)	Sílica (mg L ⁻¹ Si)	SST (mg L ⁻¹)	PT (mg L ⁻¹)	Preativo (mg L ⁻¹)	NT (mg L ⁻¹)	NTD (mg L ⁻¹)	COT (mg L ⁻¹)	CIT (mg L ⁻¹)
Verão	\bar{X}	22.64	8.96	9.08	13.74	2.84	14.21	0.0402	0.01	0.451	0.363	4	12.8
(Fevereiro 2010)	DP	1.12	0.15	0.42	4.69	0.14	4.24	0.008	0.002	0.19	0.18	0.96	0.93
Outono	\bar{X}	17.8	7.82	9.32	9	2.63	14.08	0.0222	0.012	0.431	0.371	3.23	14.2
(Maio 2010)	DP	0.33	0.22	0.19	4.43	0.3	6.46	0.007	0.006	0.07	0.08	1.01	0.77
Inverno	\bar{X}	11.65	7.44	11.46	11.05	2.39	10.32	0.0266	0.0116	0.255	0.178	2.48	14.0
(Agosto 2010)	DP	0.45	0.05	0.31	5.48	0.26	4.87	0.016	0.002	0.04	0.03	1.32	1.13
Primavera	\bar{X}	22.13	8.16	8.6	49.11	2.62	9.76	0.0283	0.015	0.222	0.178	2.63	11.5
(Novembro 2010)	DP	0.65	0.13	0.15	11.1	0.1	5.48	0.009	0.004	0.13	0.1	0.71	0.55
ANOVA <i>P-values</i>		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.05	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01

ANOVA *One Way* (n=72): \bar{X} = média; DP = desvio padrão; OD = oxigênio dissolvido; NTU = unidade nefelométrica de turbidez; SST = sólidos suspensos totais; PT = fósforo total; Preativo = fósforo reativo; NT = nitrogênio total; NTD = nitrogênio total dissolvido; COT = carbono orgânico total; CIT = carbono inorgânico total.

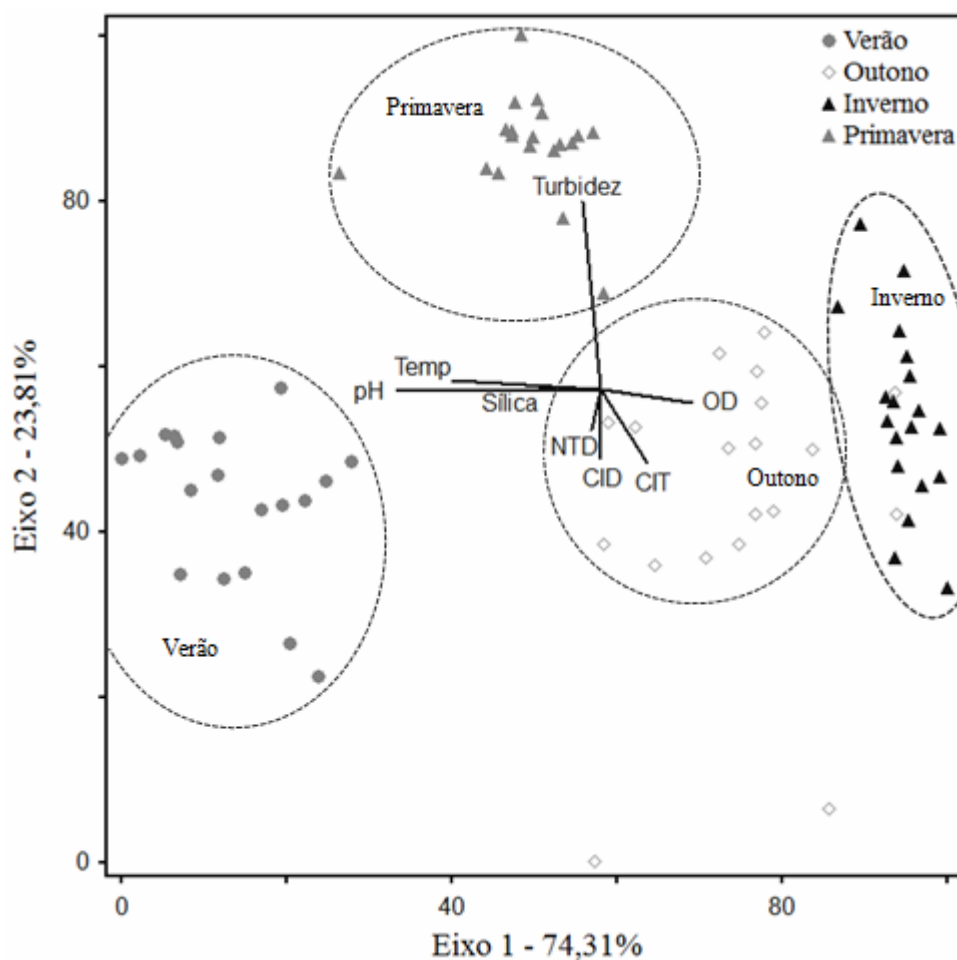


Figura 2.5 - ACP das variáveis limnológicas dos quatro períodos estudados na Lagoa Mangueira, RS - Brasil (2010): separação sazonal. OD=oxigênio dissolvido; CIT=carbono inorgânico total; CID=carbono inorgânico dissolvido; NTD=nitrogênio total dissolvido; Temp=temperatura.

Predadores

Devido ao grande número de amostras, procedeu-se a análise de 9 pontos amostrais (1, 2, 4, 8, 9, 12, 15, 17 e 18) por período, distribuídos homogeneamente entre todas as regiões e zonas da lagoa.

Observa-se uma grande variação nas densidades entre os períodos (Tab. 2.2). Todos os grupos apresentaram densidade maior durante o verão.

Tabela 2.2 - Médias e desvios padrão das densidades dos grupos de zooplâncton da Lagoa Mangueira, RS, Brasil, durante o verão, outono, inverno e primavera de 2010.

		Ciliado (ind m ⁻³)	Tecameba (ind m ⁻³)	Rotífera (ind m ⁻³)	Cladocero (ind m ⁻³)	Copepodo (ind m ⁻³)	Total (ind m ⁻³)
Verão	\bar{X}	116408	19714	79822	3617	10197	229758
(Fevereiro/2010)	DP	119268	25003	52682	4922	8622	170049
Outono	\bar{X}	29569	3184	41368	0	2503	76624
(Maio/2010)	DP	25513	2670	16388	0	2230	34147
Inverno	\bar{X}	54518	1595	48179	0	2092	106384
(Agosto/2010)	DP	31401	1965	52392	0	1892	69541
Primavera	\bar{X}	21003	2855	9235	842	619	34554
(Novembro/2010)	DP	21994	6029	9131	1319	1232	33807

\bar{X} = média; DP = desvio padrão

Foi observada uma diferença entre as densidades dos grupos, destacando-se ciliados e rotíferos (Fig. 2.6). Especialmente, o verão foi marcado por ter uma maior densidade para todos os grupos, destacando-se principalmente os ciliados. A primavera apresentou os menores valores de densidade, enquanto o outono e inverno apresentaram densidades representativas de ciliados e rotíferos.

A densidade de ciliados foi maior nos períodos de temperaturas extremas, verão e inverno (Fig. 2.7). Cladoceros foram observadas apenas entre os períodos mais quentes, verão e primavera, estando ausentes durante o outono e o inverno. Copepodos apresentaram densidades semelhantes entre os períodos frios, outono e inverno. Sua densidade foi maior no verão, período em que apresentou valores significativamente maiores ($P=0.002$) com os obtidos na primavera.

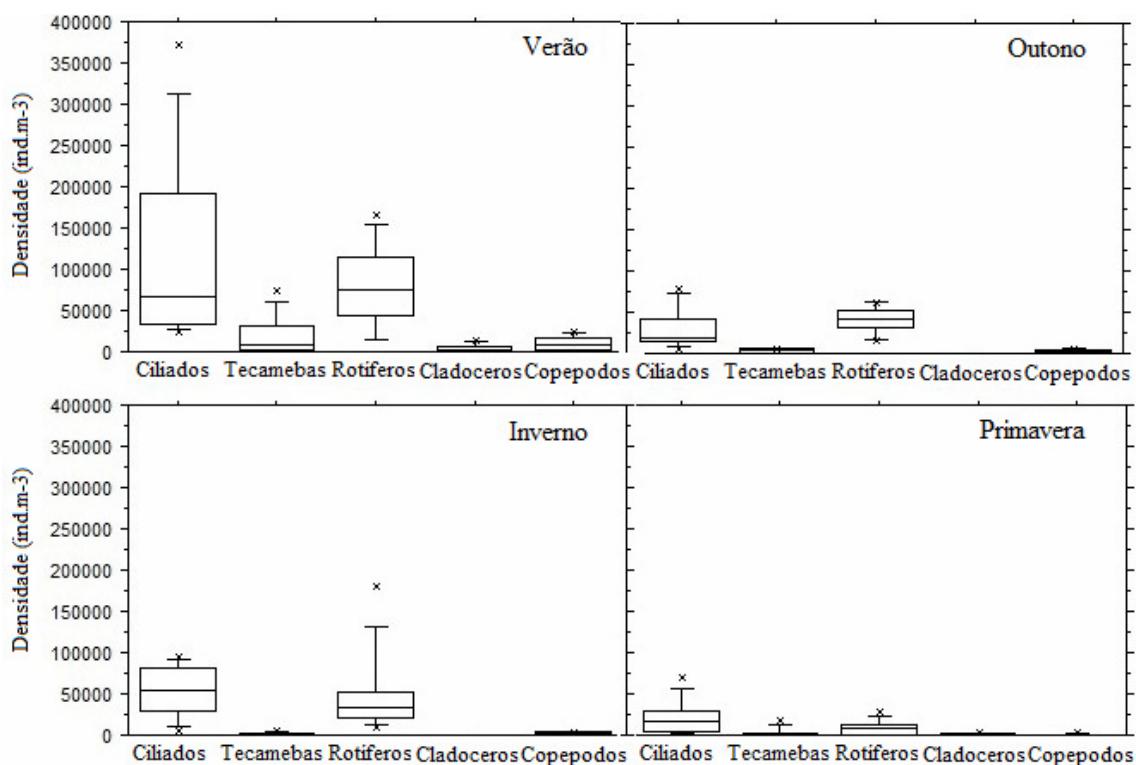


Figura 2.6 - Densidade de predadores (ciliados, rotíferos, cladóceros, copépodos e tecamebas) para cada período sazonal ($n=9$) na Lagoa Mangueira, RS, Brasil (2010).

Os períodos amostrais mais similares foram outono e inverno, períodos em que não foram observadas variações significativas entre a densidade total e entre os grupos (Tab. 2.3). A densidade de ciliados apresentou diferença significativa entre o verão/outono ($P=0.01$, $n=18$), verão/primavera ($P=0.003$, $n=18$) e inverno/primavera ($P=0.026$, $n=18$). Tecamebas não apresentaram significância entre nenhum período analisado. Copépodos apresentaram diferenças apenas entre verão/primavera ($P=0.002$, $n=18$).

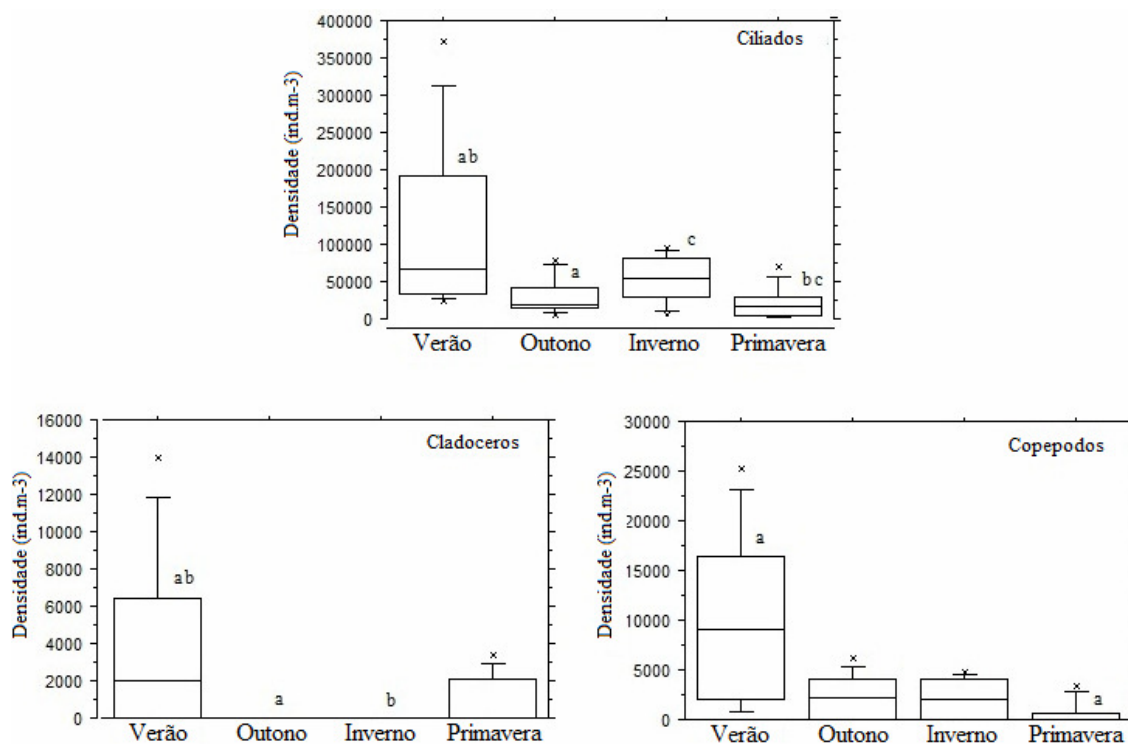


Figura 2.7 - Densidade de ciliados, cladoceros e copepodos entre os períodos de coleta com índices de significância (n=9) na Lagoa Mangueira, RS, Brasil (2010).

Tabela 2.3 - Análise de significância das comunidades de zooplâncton entre os períodos sazonais na Lagoa Mangueira, RS, Brasil (2010).

	Densidade Total	Ciliados	Tecamebas	Rotíferos	Cladoceros	Copepodos
Verão x Outono	0.011*	0.01*	ns	ns	0.006**	ns
Verão x Inverno	ns	ns	ns	ns	0.006**	ns
Verão x Primavera	<0.000**	0.003**	ns	ns	ns	0.002**
Outono x Inverno	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Outono x Primavera	0.016*	ns	ns	0.016*	ns	ns
Inverno x Primavera	0.008**	0.026*	ns	0.021*	ns	ns

ANOVA *One Way* (n=18): *P≤0.05; **P≤0.01; ns, não significativa.

Clorofila *a*

A clorofila *a* é a variável usada nesse trabalho para representar a biomassa fotossintetizante (Apple *et al.*, 2008).

Observou-se grande variação temporal (sazonal) da biomassa fotossintetizante durante os períodos estudados (Fig. 2.8). O período que apresentou maior biomassa fotossintetizante foi o verão, e o período de menor biomassa foi a primavera.

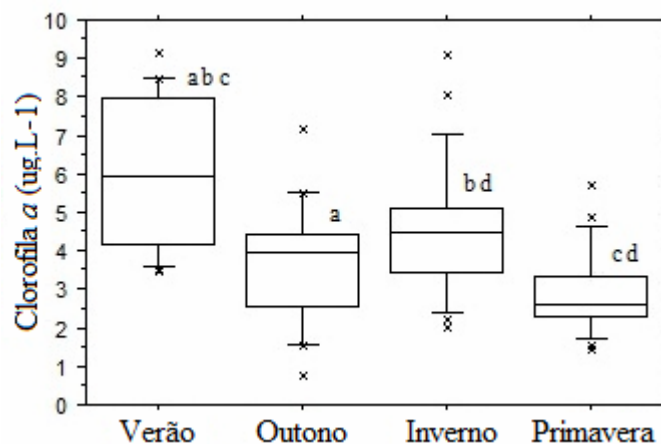


Figura 2.8 - Valores de clorofila *a* com os índices de significância (n=18) entre os quatro períodos de amostragem na Lagoa Mangueira, RS, Brasil (2010).

Observou-se um decréscimo significativo (verão/outono $P=0.000$; verão/inverno $P=0.011$; verão/primavera $P=0.000$) entre o verão e os demais períodos, evidenciando uma biomassa fotossintetizante elevada nesse período (Tab. 2.4).

Tabela 2.4 - Análise de significância dos valores de clorofila *a* entre os períodos sazonais na Lagoa Mangueira, RS, Brasil (2010).

	Chl <i>a</i>
Verão x Outono	<0.000**
Verão x Inverno	0.011*
Verão x Primavera	<0.000**
Outono x Inverno	ns
Outono x Primavera	ns
Inverno x Primavera	<0.000**

ANOVA *One Way* (n=18): * $P \leq 0.05$; ** $P \leq 0.01$; ns, não significante.

Bacterioplâncton

Maiores densidades de bacterioplâncton foram observadas no outono e na primavera (Fig. 2.9), seguida de uma redução no inverno. No outono, observam-se *out layers* que por estarem fora da média elevaram a variação da densidade. O gráfico com interpolação apresentado na Fig. 2.10 mostra a heterogeneidade temporal (sazonal) e espacial da comunidade.

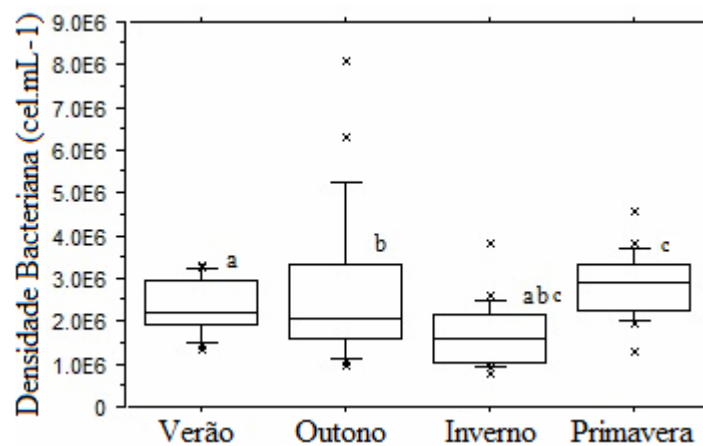


Figura 2.9 - Densidade total do bacterioplâncton com índices de significância (n=18) entre os quatro períodos amostrais na Lagoa Mangueira, RS, Brasil (2010).

O inverno apresentou redução significativa (inverno/outono $P=0.026$; inverno/primavera $P=0.000$; inverno/verão $P=0.001$) da densidade de bacterioplâncton comparado aos demais períodos (Tab. 2.5).

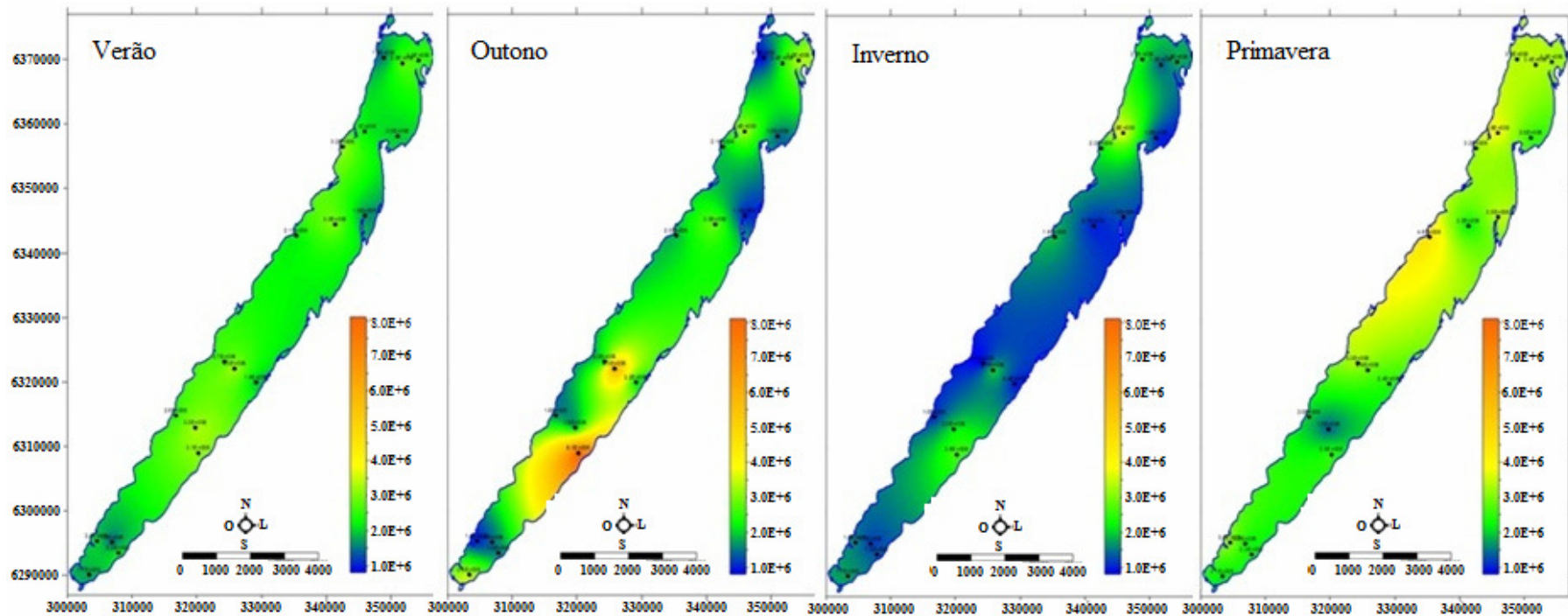


Figura 2.10 - Variação espacial da densidade bacteriana total para cada período de coleta na Lagoa Mangueira, RS, Brasil (2010).

Tabela 2.5 - Análise de significância da densidade bacteriana entre os períodos amostrais na Lagoa Mangueira, RS, Brasil (2010).

	Densidade total
Verão x Outono	ns
Verão x Inverno	0.001**
Verão x Primavera	ns
Outono x Inverno	0.026*
Outono x Primavera	ns
Inverno x Primavera	<0.000**

ANOVA *One Way* (n=18): *P<0.05; **P<0.01; ns, não significante.

O inverno foi o período que apresentou menor biomassa do bacterioplâncton (Fig. 2.11). O outono apresentou valores de biomassa elevados, direcionados por *out layers* conforme observado também para a densidade total, sendo observados valores elevados de biomassa também durante a primavera. Os resultados de biomassa seguem o comportamento temporal da densidade bacteriana.

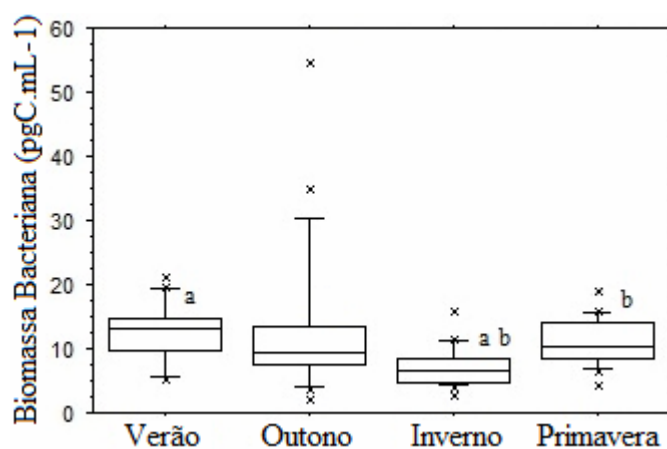


Figura 2.11 - Biomassa do bacterioplâncton com índices de significância (n=18) para os quatro períodos na Lagoa Mangueira, RS, Brasil, 2010.

A biomassa bacteriana apresentou decréscimo significativo entre verão/inverno (P=0.000, n=18) e acréscimo significativo entre inverno/primavera (P=0.003, n=18), enquanto entre verão, outono e primavera não foram observadas variações (Tab. 2.6).

Tabela 2.6 - Análise de significância da biomassa bacteriana sazonal na Lagoa Mangueira, RS, Brasil (2010).

	Biomassa
Verão x Outono	ns
Verão x Inverno	<0.000**
Verão x Primavera	ns
Outono x Inverno	ns
Outono x Primavera	ns
Inverno x Primavera	0.003**

ANOVA *One Way* (n=18): *P≤0.05; **P≤0.01; ns, não significante.

Observaram-se variações nas densidades dos morfotipos *coccus*, *curved*, *regular* e **outros** por período sazonal (Fig. 2.12). A forma *coccus* apresentou densidade elevada em todos os períodos, seguida das formas *regular*, *curved* e **outros** respectivamente.

A variação temporal da densidade do morfotipo *coccus* e **outros** apresentaram maiores variações entre os períodos sazonais, sendo os valores de inverno significativamente inferiores ao demais para a forma *coccus* (verão/inverno P=0.002; outono/inverno P=0.016; inverno/primavera P<0.000). O verão/outono apresentaram decréscimo significativo apenas para a forma **outros** (P=0.000, n=18), o outono/primavera não apresentaram variações significativas para nenhuma das formas, evidenciando serem períodos bastante homogêneos. O verão/inverno apresentaram decréscimo significativo para todos os morfotipos (*coccus* P=0.002; *regular* P=0.018; *curved* P=0.000; **outros** P<0.000) e o inverno/primavera incrementos significativos também para todas as formas (*coccus* P<0.000; *regular* P<0.000; *curved* P=0.031; **outros** P=0.046), evidenciando haver uma gradiente temporal para a densidade de todos os morfotipos na Lagoa Mangueira (Tab. 2.7).

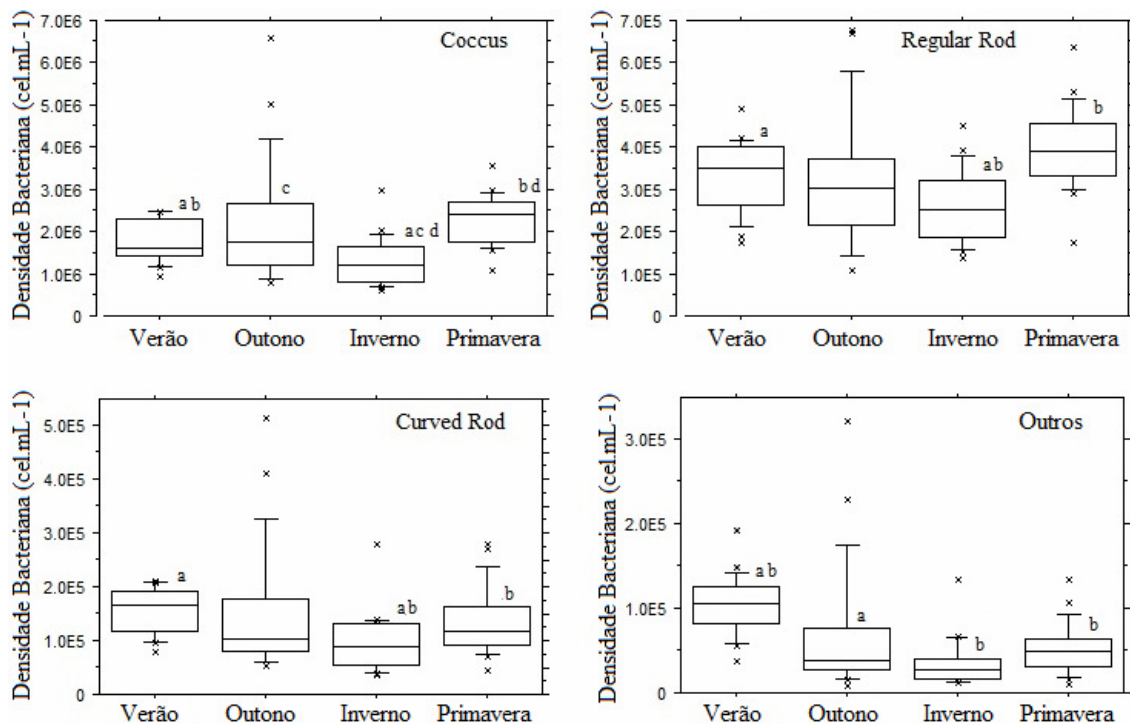


Figura 2.12 - Distribuição da densidade dos morfotipos do bacterioplâncton com índices de significância (n=18) entre os quatro períodos amostrados, Lagoa Mangueira, RS, Brasil (2010).

Tabela 2.7 - Análise de significância da densidade dos morfotipos bacterianos entre os períodos sazonais na Lagoa Mangueira, RS - Brasil (2010).

	Densidade <i>coccus</i>	Densidade <i>regular</i>	Densidade <i>curved</i>	Densidade outros
Verão x Outono	ns	ns	ns	<0.000**
Verão x Inverno	0.002**	0.018*	0.000**	<0.000**
Verão x Primavera	0.02*	ns	ns	<0.000**
Outono x Inverno	0.016*	ns	ns	ns
Outono x Primavera	ns	ns	ns	ns
Inverno x Primavera	<0.000**	<0.000**	0.031*	0.046*

ANOVA *One Way* (n=18): *P≤0.05; **P≤0.01; ns, não significativa.

A riqueza morfológica do bacterioplâncton na lagoa apresentou redução significativa entre o verão e os demais períodos (verão/outono P<0.000; verão/inverno P=0.001; verão/primavera P=0.039) (Tab. 2.8), apontando para uma maior riqueza morfológica nesse período.

Tabela 2.8 - Análise de significância da riqueza de morfotipos bacterianos entre os períodos sazonais na Lagoa Mangueira, RS, Brasil (2010).

	Morfotipos
Verão x Outono	<0.000**
Verão x Inverno	0.001**
Verão x Primavera	0.039*
Outono x Inverno	ns
Outono x Primavera	ns
Inverno x Primavera	ns

ANOVA *One Way* (n=18): *P≤0.05; **P≤0.01; ns, não significante.

A análise de RDA direcionou a biomassa fitoplanctônica (clorofila *a*) para os pontos amostrais do verão, representado pelas variáveis preditoras sólidos suspensos totais e oxigênio dissolvido (Fig. 2.13). As variáveis densidade bacteriana, densidade de *coccus* e densidade de *regular* foram direcionadas para os pontos amostrais da primavera, representado pela variável preditora temperatura. Enquanto a densidade de **outros**, densidade de *curved* e a biomassa bacteriana foram direcionadas entre os períodos do verão e da primavera pelas variáveis preditoras sólidos suspensos totais e temperatura.

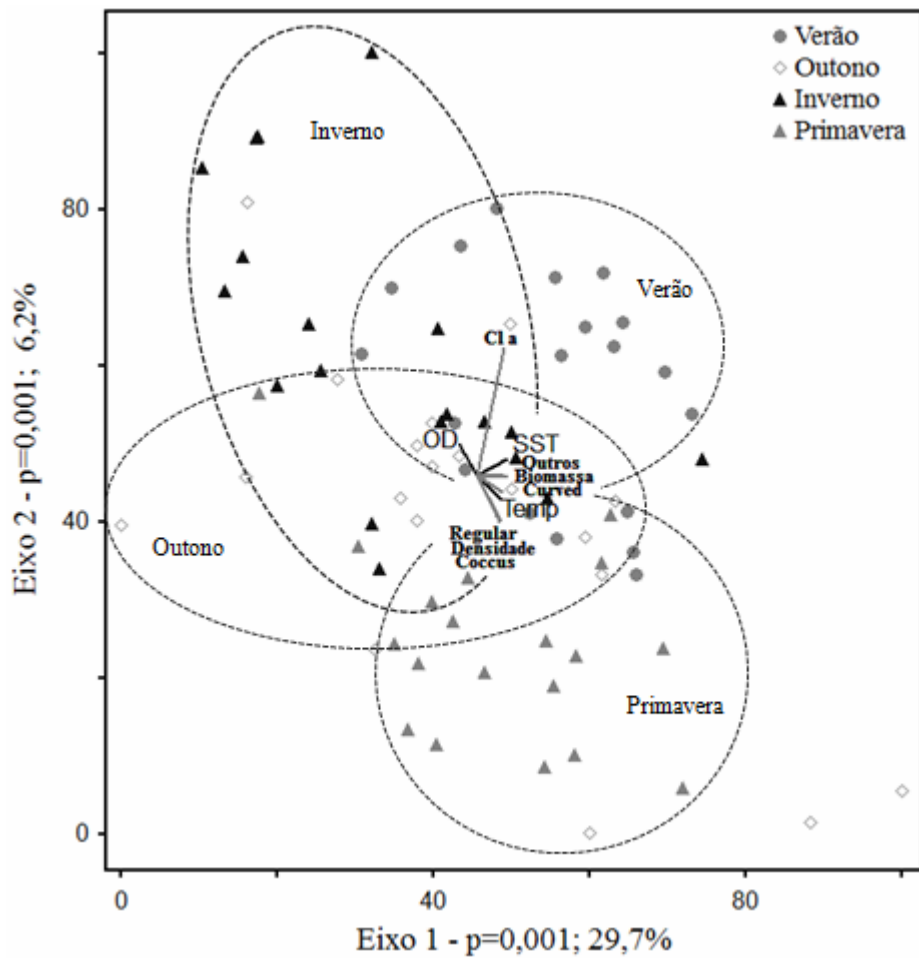


Figura 2.13 - RDA das variáveis físico-químicas e biológicas (bacterianas e fitoplantônicas) dos quatro períodos estudados na Lagoa Mangueira, RS, Brasil (2010). Cl a=clorofila a; SST=sólidos suspensos totais; Temp=temperatura; OD=oxigênio dissolvido.

Outra RDA foi realizada para a inclusão dos dados de predadores, essa análise teve que ser realizada separadamente devido ao menor número de amostras de predadores analisadas, sendo utilizados 9 pontos amostrais por período de coleta (Fig. 2.14).

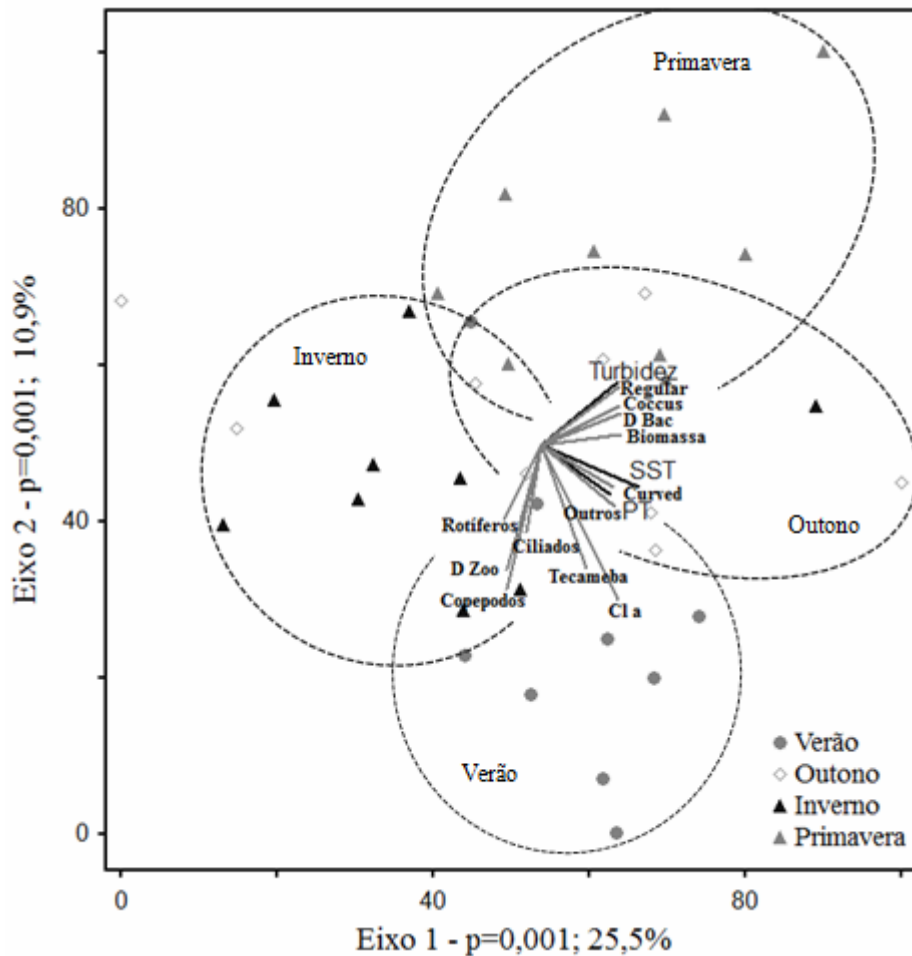


Figura 2.14 - RDA das variáveis ambientais e biológicas (bacterianas, fitoplantônicas e zooplantônica) dos quatro períodos amostrados na Lagoa Mangueira, RS, Brasil (2010). D Bac=densidade bacteriana; SST=sólidos suspensos totais; PT=fósforo total; Cl a=clorofila *a*; D Zoo=densidade de zooplâncton.

A comunidade zooplantônica (ciliados, tecamebas, rotíferos, cladoceros e copepodos) foi direcionada para o verão, seguidos da clorofila *a* e do morfotipo **outros**, sendo o fósforo total a principal variável preditora dessas variáveis bióticas. Não houve variável biótica direcionada para o inverno, fator que evidencia a baixa adaptação dessas comunidades às baixas temperaturas. As variáveis bacterianas (densidade total, biomassa, densidade de *coccus*, de *regular* e de *curved*) foram direcionadas para o outono, representadas pelas variáveis preditoras sólidos suspensos totais e fósforo total.

Análise Espacial

Variáveis Ambientais

Os valores obtidos das variáveis ambientais evidenciam a heterogeneidade espacial da Lagoa Mangueira (Tab. 2.9 e Tab. 2.10). As variáveis sílica ($P < 0.01$), fósforo total ($P < 0.01$) e carbono orgânico total ($P < 0.05$) apresentaram variação significativa entre as três regiões da lagoa, enquanto o carbono inorgânico total ($P < 0.05$) foi a variável significativamente diferente entre as zonas. A variável sílica destacou-se no centro e no sul da lagoa, o fósforo total foi mais elevado no norte e no centro, enquanto o carbono orgânico total apresentou maiores concentrações no norte e sul da lagoa, respectivamente. O carbono inorgânico total foi maior no leste e menor no oeste.

Foi observado um gradiente espacial (regiões e zonas) das variáveis ambientais durante os quatro períodos estudados (Tab. 2.11). Evidenciando haver heterogeneidade constante na lagoa, porém sem padrões definidos.

Tabela 2.9 - Médias e desvios padrão das variáveis ambientais para cada região da Lagoa Mangueira, RS, Brasil (2010) e P-values obtidos entre as regiões.

		pH	OD (mg L ⁻¹)	Alcalinidade (mg L ⁻¹ CaCO ₃)	Turbidez (NTU)	Sílica (mg L ⁻¹ Si)	SST (mg L ⁻¹)	PT (mg L ⁻¹)	P reativo (mg L ⁻¹)	NT (mg L ⁻¹)	NTD (mg L ⁻¹)	COT (mg L ⁻¹)	COD (mg L ⁻¹)	CIT (mg L ⁻¹)	POC (mg L ⁻¹)
Norte	\bar{X}	8.1	9.7	66.98	23.2	2.45	13.31	0.035	0.013	0.35	0.27	3.57	2.60	12.7	0.87
	DP	0.61	1.03	6.246	20.05	0.338	6.808	0.011	0.005	0.209	0.185	0.995	0.759	1.51	0.60
Centro	\bar{X}	8.1	9.6	66.85	21.8	2.73	13.06	0.031	0.013	0.32	0.25	2.59	2.02	13.1	1.16
	DP	0.62	1.18	4.511	16.88	0.178	5.238	0.013	0.003	0.144	0.111	0.965	0.923	1.19	0.83
Sul	\bar{X}	8.0	9.5	64.52	17.5	2.68	10.27	0.023	0.011	0.35	0.30	3.20	2.16	13.3	1.26
	DP	0.54	1.23	5.905	16.80	0.184	4.641	0.009	0.004	0.110	0.122	1.295	1.182	1.42	0.99
ANOVA P-values		0.975	0.869	0.234	0.428	<0.000**	0.224	<0.000**	0.165	0.833	0.531	0.016*	0.077	0.332	0.369

Tabela 2.10 - Médias e desvios padrão das variáveis ambientais para cada zona da Lagoa Mangueira, RS - Brasil (2010) e P-values obtidos entre as zonas.

		pH	OD (mg L ⁻¹)	Alcalinidade (mg L ⁻¹ CaCO ₃)	Turbidez (NTU)	Sílica (mg L ⁻¹ Si)	SST (mg L ⁻¹)	PT (mg L ⁻¹)	Preativo (mg L ⁻¹)	NT (mg L ⁻¹)	NTD (mg L ⁻¹)	COT (mg L ⁻¹)	COD (mg L ⁻¹)	CIT (mg L ⁻¹)	POC (mg L ⁻¹)
Oeste	\bar{X}	8.1	9.58	64.4	21.1	2.60	11.9	0.029	0.012	0.335	0.278	3.39	2.43	12.48	0.84
	DP	0.57	1.128	6.42	19.94	0.337	5.63	0.011	0.005	0.157	0.153	1.023	0.962	1.234	0.586
Pelágica	\bar{X}	8.1	9.69	66.4	21.3	2.65	13.3	0.031	0.013	0.355	0.281	3.17	1.89	13.25	1.25
	DP	0.62	1.214	4.58	17.71	0.225	5.79	0.015	0.004	0.160	0.129	1.287	0.926	1.279	0.823
Leste	\bar{X}	8.1	9.61	67.5	20.1	2.60	11.5	0.029	0.012	0.329	0.255	2.80	2.46	13.46	1.21
	DP	0.60	1.103	5.54	16.57	0.251	5.87	0.011	0.003	0.162	0.147	1.108	1.008	1.467	0.990
ANOVA P-values		0.981	0.944	0.133	0.899	0.748	0.478	0.735	0.955	0.837	0.766	0.201	0.083	0.034*	0.207

ANOVA *One Way* (n=72): *P≤0.05; **P≤0.01. \bar{X} = média; DP = desvio padrão; OD = oxigênio dissolvido; NTU = unidade nefelométrica de turbidez; SST = sólidos suspensos totais; PT = fósforo total; Preativo = fósforo reativo; NT = nitrogênio total; NTD = nitrogênio total dissolvido; COT = carbono orgânico total; COD = carbono orgânico dissolvido; CIT = carbono inorgânico total; POC = carbono orgânico particulado.

Tabela 2.11 - Valores médios das variáveis ambientais de cada região e zona da Lagoa Mangueira, RS - Brasil (2010), para cada período.

		pH	OD (mg L ⁻¹)	Alcalinidade (mg L ⁻¹ CaCO ₃)	Turbidez (NTU)	Sílica (mg L ⁻¹ Si)	SST (mg L ⁻¹)	PT (mg L ⁻¹)	Preativo (mg L ⁻¹)	NT (mg L ⁻¹)	NTD (mg L ⁻¹)	COT (mg L ⁻¹)	COD (mg L ⁻¹)	CIT (mg L ⁻¹)	POC (mg L ⁻¹)
Verão	Norte	9.020	9.59^{a,b}	66.6	14.5	2.78	14.2	0.046^a	0.010	0.40	0.26	4.90^a	2.50 ^a	12.0	1.03
	Centro	9.023^a	8.94 ^a	62.2	15.2	2.90	16.1	0.039	0.011^a	0.48	0.38	3.25 ^a	1.01 ^{a,b}	12.9	1.21
	Sul	8.88 ^a	8.80 ^b	61.8	11.5	2.87	12.7	0.034 ^a	0.008 ^a	0.45	0.42	3.83	2.56^b	13.2	1.04
Outono	Norte	7.80	9.30	62.0	7.7	2.35 ^{a,b}	12.1	0.025	0.012	0.50^{a,b}	0.44^a	3.22	2.93	14.6	0.87
	Centro	7.79	9.44^a	63.1^a	11.7	2.82^a	17.5	0.026^a	0.015	0.39 ^a	0.32 ^a	3.17	2.59	14.1	1.17
	Sul	7.87	9.23 ^a	59.9 ^a	8.2	2.70 ^b	13.2	0.017 ^a	0.011	0.41 ^b	0.37	3.33	2.19	14.0	1.35
Inverno	Norte	7.45	11.24	67.2 ^a	16.8^a	2.12 ^{a,b}	13.3	0.035^a	0.013^a	0.27	0.19	3.20^a	2.98	13.3	0.87
	Centro	7.44	11.57	69.9^a	10.3 ^a	2.54^a	9.7	0.029	0.010 ^a	0.23	0.16	1.82 ^a	2.75	14.0	1.11
	Sul	7.42	11.56	65.6	7.0 ^a	2.49 ^b	8.4	0.018 ^a	0.012	0.26	0.18	2.72	1.95	14.3	1.49
Primavera	Norte	8.15	8.62	72.1	53.7	2.54 ^{a,b}	13.8	0.037^b	0.017	0.21	0.19	2.95^a	1.98	11.1	0.71
	Centro	8.21	8.65	72.2	49.8	2.67^a	8.9	0.029 ^a	0.015	0.19	0.14	2.12 ^a	1.72	11.6	1.15
	Sul	8.13	8.56	70.7	43.5	2.65 ^b	6.8	0.021 ^{a,b}	0.014	0.28	0.21	2.92	1.95	11.7	1.17
Verão	Oeste	8.93	9.08	59.7	13.8	2.78	12.3	0.042	0.0096	0.379	0.350	4.25	2.33	12.1	0.68
	Pelágica	9.01	9.06	64.0	12.8	2.89	15.5	0.037	0.0102	0.532	0.415	3.96	1.58	13.04	1.61
	Leste	8.98	9.18	67.0	14.5	2.88	15.1	0.040	0.0103	0.422	0.292	3.77	2.15	13.03	0.99
Outono	Oeste	7.96	9.31	61.3	7.2	2.57	10.5	0.018	0.0101	0.449	0.386	3.76^a	2.64	13.6 ^a	0.86
	Pelágica	7.74	9.39	62.0	11.5	2.69	15.5	0.0249	0.0128	0.418	0.364	3.34	1.92	14.1	1.34
	Leste	7.76	9.27	61.6	8.8	2.60	16.8	0.0247	0.0150	0.440	0.374	2.62 ^a	3.16	14.9^a	1.20
Inverno	Oeste	7.437	11.36	65.0	11.8	2.39	11.2	0.024	0.0122	0.2656 ^a	0.186 ^a	2.80	2.77	13.0 ^a	0.86
	Pelágica	7.428	11.67	68.2	12.8	2.42	12.3	0.034	0.0121	0.2663	0.187	2.54	2.28	14.26 ^a	1.04
	Leste	7.443	11.35	69.6	9.5	2.33	8.0	0.024	0.0109	0.227 ^a	0.156 ^a	2.40	2.63	14.28	1.57
Primavera	Oeste	8.14	8.56	71.6	51.5	2.66	13.4^a	0.032	0.0172	0.248	0.191	2.75	1.99	11.1 ^a	0.94
	Pelágica	8.20	8.64	71.5	48.0	2.60	9.7	0.029	0.0153	0.202	0.156	2.83	1.76	11.6 ^a	0.99
	Leste	8.14	8.63	71.9	47.5	2.60	6.3 ^a	0.026	0.0137	0.227	0.196	2.42	1.89	11.7	1.10

Temp = temperatura; NTU = unidade nefelométrica de turbidez; SST = sólidos suspensos totais; PT = fósforo total; Preativo = fósforo reativo; NT = nitrogênio total; NTD = nitrogênio total dissolvido; COT = carbono orgânico total; COD = carbono orgânico dissolvido; OD = oxigênio dissolvido; CIT = carbono inorgânico total; POC = carbono orgânico particulado. Negrito = os maiores resultados de cada grupo em cada período analisado. Índices = representam as regiões e zonas que apresentaram diferença significativa entre cada grupo e período.

ACP realizada para cada período de coleta agrupando-se os pontos entre as regiões (Fig. 2.15) evidenciou a presença de heterogeneidade espacial. O diagrama referente ao verão foi realizado utilizando-se 7 variáveis ambientais, explicando 80.12% da variabilidade dos dados entre os eixos 1 e 2. As principais variáveis direcionantes das regiões foram: pH e OD para o norte; SST para o centro; e COD e NTD para o sul. Para a ACP de outono utilizaram-se também 7 variáveis, que explicaram 98.95% entre os eixos 1 e 2. A região norte foi direcionada pelas variáveis NTD e NT; a região central foi direcionada pelas variáveis turbidez, SST e sílica; e a região sul também pelas variáveis NTD e NT. Para o inverno utilizaram-se 6 variáveis físico-químicas, que apresentaram 82.43% de explicação para os dois primeiros eixos. O norte foi direcionado pelas variáveis turbidez, SST e fósforo reativo; o centro pelo COD; e o sul por CID e COT. A primavera teve 87.64% de explicação entre os eixos 1 e 2. O norte foi direcionado pelas formas de fósforo (fósforo total e fósforo reativo) e SST; o centro por COD e turbidez; e o sul por CID e COT. É notória a alternância entre as variáveis ambientais explicativas da heterogeneidade espacial para cada período sazonal.

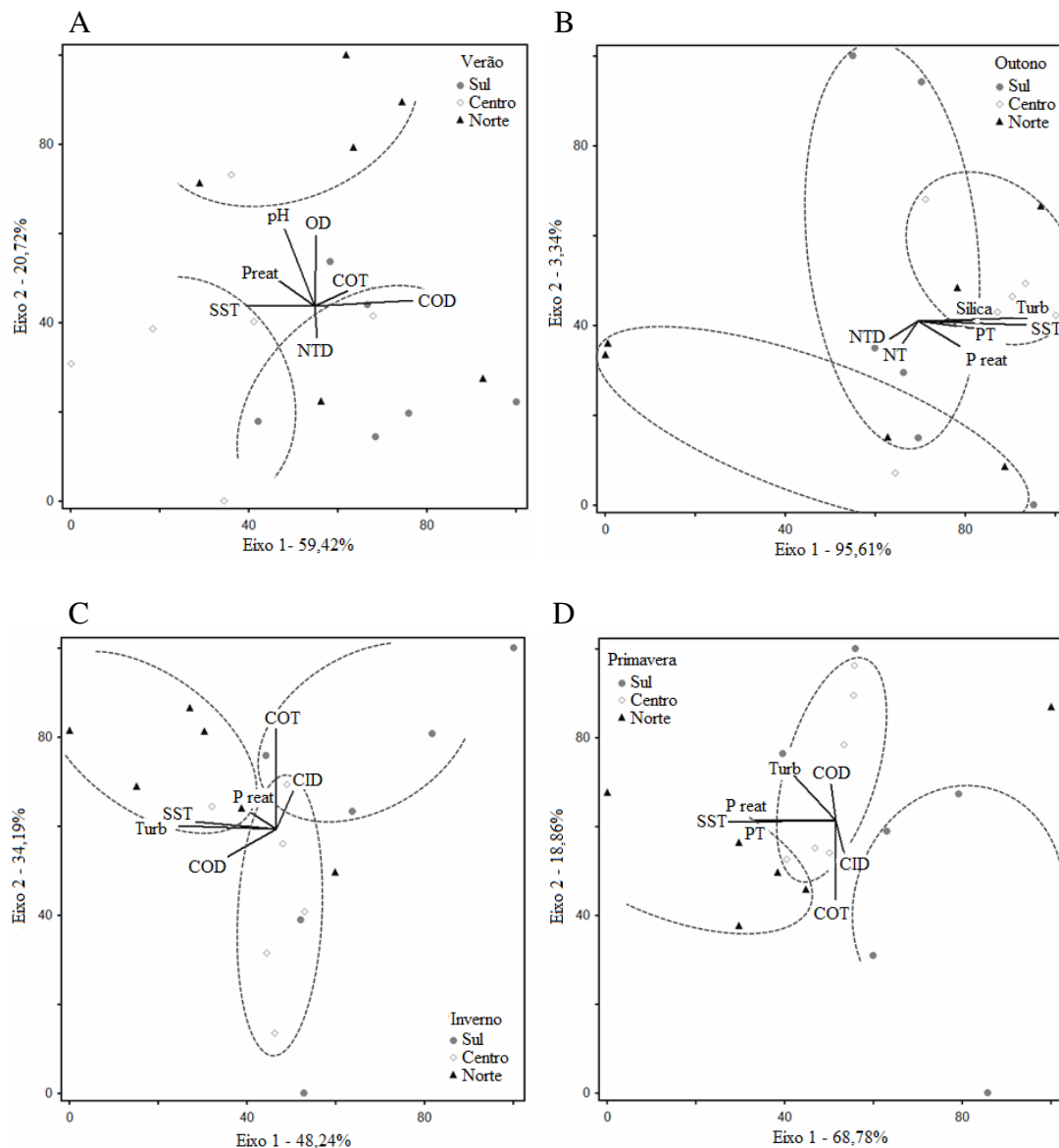


Figura 2.15 - ACP da distribuição regional dos pontos amostrais em função das variáveis ambientais coletados na Lagoa Mangueira, RS, Brasil (2010), para cada período de coleta. A) verão; B) outono; C) inverno; D) primavera. OD=oxigênio dissolvido; COT=carbono orgânico total; COD=carbono orgânico dissolvido; NTD=nitrogênio total dissolvido; SST=sólidos suspensos totais; Preat=fósforo reativo; Turb=turbidez; PT=fósforo total; NT=nitrogênio total; CID=carbono inorgânico dissolvido.

O CIT foi a única variável que apresentou diferença significativa entre as zonas da lagoa (Fig. 2.16). As variações observadas para o CIT são referentes as zonas oeste e leste ($p=0.002$) durante o outono; oeste e pelágica ($p=0.021$) durante o inverno; e oeste e pelágica ($p=0.044$) durante a primavera.

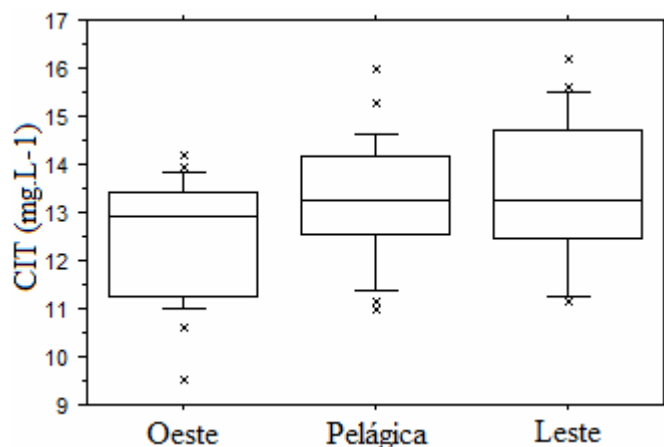


Figura 2.16 - Valores de carbono inorgânico total (n=24) entre as zonas da Lagoa Mangueira, RS, Brasil (2010).

Clorofila *a*

A biomassa fotossintetizante, clorofila *a*, foi sempre menor na região sul, com os valores médios máximos variando entre o norte (inverno e primavera) e o centro (verão e outono). A alternância desses valores entre as regiões norte e centro resultou na homogeneidade entre essas duas regiões quando comparados os quatro períodos simultaneamente (Fig. 2.17), sem diferença significativa, ao contrário do norte e sul ($P < 0.05$) e do centro e sul ($P < 0.01$).

Analisando-se a variação espacial da clorofila *a* em cada período de coleta obtiveram-se as seguintes variações significativas: sul e centro ($P = 0.002$) no verão; sul e norte ($P = 0.034$) no inverno; e sul e norte ($P = 0.036$) na primavera, sendo em todos os casos os menores valores observados no sul.

As duas análises mostram que as variações observadas em cada período foram significativas o suficiente para se manter durante a análise de todos os períodos juntos.

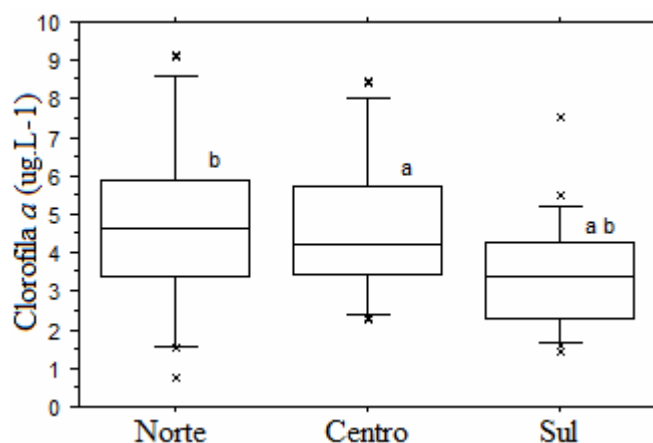


Figura 2.17 - Concentração de clorofila *a* nas regiões, com índices de significância (n=24), da Lagoa Mangueira, RS, Brasil (2010).

A variação espacial da clorofila *a* entre as zonas não apresentou variação significativa para ambos os procedimentos de análise. Entretanto, as médias evidenciam uma maior concentração na região pelágica durante o verão, outono e inverno, sendo os menores valores médios, para esses períodos, observados na margem oeste (Fig. 2.18). Na primavera, o valor médio máximo ficou para a margem oeste e o valor médio mínimo para a margem leste.

De forma geral, conclui-se que a clorofila *a* apresentou os maiores valores na zona pelágica e regiões norte e central da Lagoa Mangueira, enquanto os menores valores foram observados no sul e na margem oeste da lagoa.

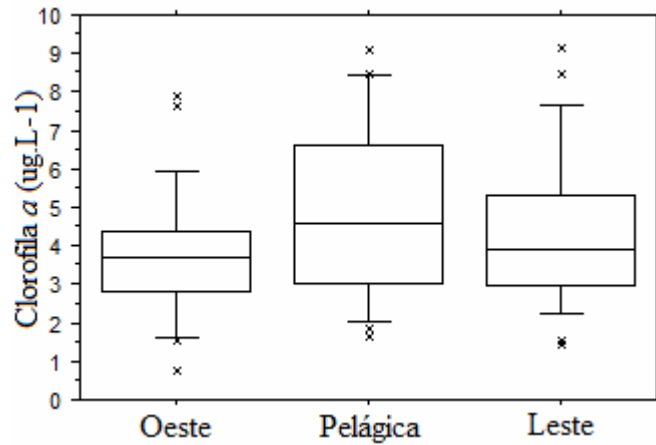


Figura 2.18 - Concentração de clorofila *a* (n=24) entre as zonas da Lagoa Mangueira, RS, Brasil (2010).

Predadores

O número de amostras de zooplâncton foi reduzido para nove amostras analisadas por período. Entre essas nove amostras têm-se três amostras para cada região e três para cada zona.

Rotíferos e cladoceros foram os únicos grupos de zooplâncton que apresentaram variação significativa entre as regiões através da análise simultânea dos quatro períodos, sendo ambos maiores na região sul da lagoa (Fig. 2.19). Rotíferos apresentaram variação significativa entre as regiões sul e centro ($P=0.019$) e entre sul e norte ($P=0.037$). Cladoceros foram significativamente distintos entre centro e norte ($P=0.028$) e entre sul e norte ($P=0.029$).

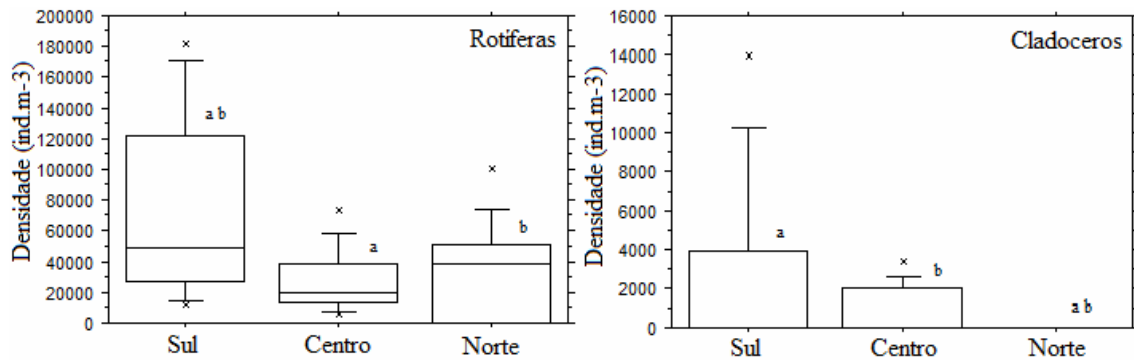


Figura 2.19 - Densidade de rotíferos e cladoceros entre as regiões, com índices de significância (n=12) na Lagoa Mangueira, RS, Brasil (2010).

Através de análise entre cada período de coleta observou-se que a variação da densidade de ciliados entre o centro e norte ($P=0.012$) e entre sul e norte ($P=0.011$) durante a primavera foi sempre menor no norte. Rotíferos foi significativamente maior no sul comparado ao norte ($P=0.042$) na primavera e no sul comparado ao centro ($P=0.017$) no verão. A densidade de cladoceros foi significativamente maior no sul comparado ao norte ($P<0.000$) no verão e a densidade total de zooplâncton foi significativamente menor no norte comparado ao centro ($P=0.007$) e ao sul ($P=0.006$) durante a primavera.

No verão, apenas as densidades de ciliados e tecamebas foram maiores na região norte da lagoa, as demais densidades de zooplâncton foram maiores na região sul. No outono, copepodos foram maiores no norte e tecamebas no centro, as demais grupos foram maiores no sul. No inverno, tecamebas e copepodos foram maiores no norte, ciliados foram maiores no centro e densidade total de zooplâncton e rotíferos foram maiores no sul. Cladoceros, assim como no outono, não foram encontrados. Na primavera, tecamebas, cladoceros e copepodos foram maiores na região central, enquanto ciliados, rotíferos e densidade total foram maiores no sul. Observa-se que essa

comunidade apresenta uma grande variação, não apresentando um padrão dos grupos entre as regiões ao longo do ano (gradiente temporal).

Para os períodos agrupados, as zonas não apresentaram variações significativas. Entretanto, nessa análise todos os grupos apresentaram densidade maior na margem leste, com exceção de cladoceros que foi maior na zona pelágica.

A análise realizada entre cada período de coleta apresentou diferença significativamente maior apenas para tecamebas na margem leste comparada a margem oeste ($P=0.0007$) durante a primavera. Os demais grupos não apresentaram heterogeneidade significativa para as diferentes zonas entre cada período de coleta.

As médias dos resultados mostram, entretanto uma densidade maior da maioria dos grupos (ciliados, tecamebas, copepodos e densidade total) na margem leste durante o verão e densidades menores na margem oeste. Durante o outono a maioria dos grupos (ciliados, rotífera e densidade total) foram maiores na zona pelágica. No inverno, as densidades maiores foram na região pelágica para ciliados, tecamebas, rotífera e densidade total, enquanto na primavera os grupos ciliados, tecamebas, rotífera e densidade total foram maiores na margem oeste.

Bacterioplâncton

Análise realizada entre todos os períodos simultaneamente não resultou em diferenças significativas para as variáveis bacterianas entre as regiões, entretanto observa-se valores maiores para densidade total, *coccus*, *curved*, **outros** e de biomassa, no norte da lagoa, enquanto a densidade de *regular* e a diversidade morfológica se destacam na região sul da lagoa (Fig. 2.20).

Analisando-se individualmente cada período observou-se variação significativamente maior da densidade total bacteriana no norte quando comparado ao sul ($P=0.014$) durante a primavera, densidade de *coccus* foi significativamente maior no

centro comparado ao sul ($P=0.048$) e no norte comparado ao sul ($P=0.008$) durante a primavera. Densidade de *regular* foi significativamente maior no norte quando comparado ao sul ($P=0.020$) durante o verão. Densidade de *curved* foi significativamente maior no norte quando comparado ao sul ($P=0.019$) durante a primavera, maior no norte quando comparado ao centro ($P=0.021$) durante o inverno e a densidade de **outros** foi significativamente maior no norte quando comparado ao centro ($P=0.036$) durante o inverno.

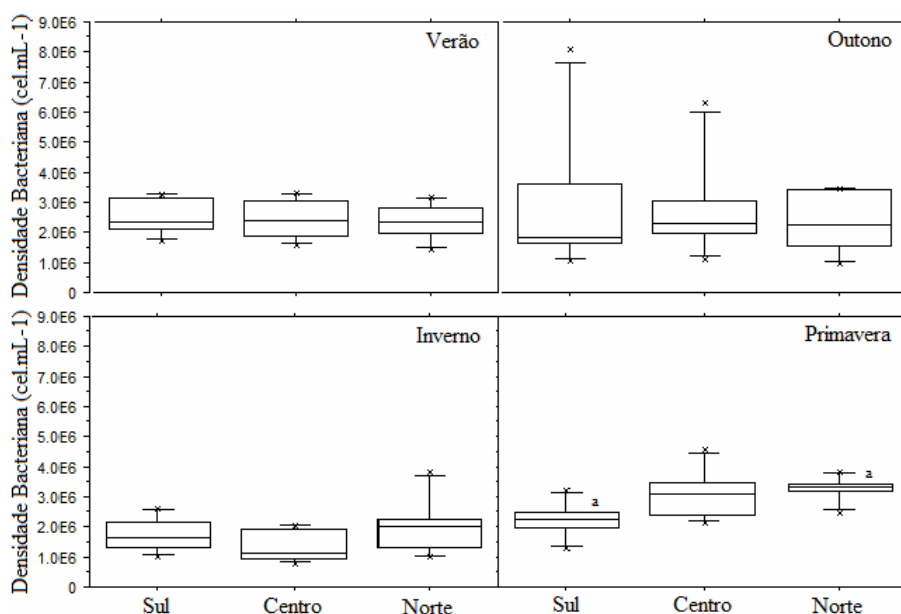


Figura 2.20 - Densidade total bacteriana entre as regiões, com índices de significância ($n=6$) na Lagoa Mangueira, RS, Brasil (2010).

No inverno e na primavera, a densidade bacteriana foi maior no norte da lagoa, apenas a densidade de *regular* foi maior no sul nesses períodos (Tab. 2.12). As densidades de *regular*, *curved* e **outros** foram maiores no sul no verão e no outono, enquanto nesses períodos a densidade de *coccus* foram maiores no centro da lagoa e a densidade total foi maior no sul durante o verão e no centro durante o outono. Nos períodos mais quentes (verão e primavera), a biomassa bacteriana foi maior no norte da lagoa e nos períodos frios na região sul.

Tabela 2.12 - Médias das variáveis biológicas por regiões e zonas para cada período sazonal das amostras coletadas na Lagoa Mangueira, RS, Brasil (2010).

		Chl <i>a</i> ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Ciliados (ind m^{-3})	Tecamebas (ind m^{-3})	Rotífera (ind m^{-3})	Cladóceras (ind m^{-3})	Copépoda (ind m^{-3})	Dens. de Zoo. (ind m^{-3})	Riqueza	Dens. de Bac. (cel mL^{-1})	<i>coccus</i> (cel mL^{-1})	<i>regular</i> (cel mL^{-1})	<i>curved</i> (cel mL^{-1})	outros (cel mL^{-1})	Biomassa (pgC mL^{-1})	Morf.
Verão	Norte	5.48	146000	36092	49000	0 ^a	9083	240175	8	2278653	1769489	278362 ^a	141514	84105	13.01	8
	Centro	7.69^a	96458	14783	53700 ^a	1417	6192	172550	10	2361979	1795750	305894	152918	105958	12.84	8
	Sul	4.78 ^a	106767	8267	136767^a	9433^a	15317	276550	13	2431054	1738238	390007^a	173213	116858	10.60	9
Outono	Norte	3.23	18550	2883	48817	0	4767	75017	11	2122244	1745357	236986	107399	29716	7.55	8
	Centro	4.27	16717	4843	25547	0	2033	49140	10	2463704	1968208	310639	122413	51236	11.34	8
	Sul	2.93	53442	1825	49740	0	710	105717	12	2364874	1827758	327102	133424	54865	13.10	8
Inverno	Norte	5.57^a	54592	3358	34867	0	2167	94983	6	1886955	1471113	247986	122921^a	41985^a	7.00	8
	Centro	4.46	55480	683	23413	0	2033	81610	9	1243637	945325	217380	60566 ^a	18416 ^a	5.70	8
	Sul	3.28 ^a	53483	743	86257	0	2077	142560	7	1659201	1257571	283292	81004	32513	8.21	8
Primavera	Norte	3.66^a	2935 ^a ^b	297	281 ^a	0	58	3570 ^a ^b	5	3233939^a	2578190^b	422624	164209^a	59350	12.35	8
	Centro	2.69	23217 ^a	6817	8933	1800	1133	41900 ^a	10	3040902	2433755 ^a	419704	127232	55785	11.59	8
	Sul	2.23 ^a	36858^b	1450	18492^a	725	667	58192^b	7	2164929 ^a	1714496 ^a ^b	327093	88391 ^a	28607	8.26	8
Verão	Oeste	5.17	41200	3842	53083	3617	6583	108325	9	2271020	1702509	315885	151379	91784	12.18	8
	Pelágica	6.69	98000	10667	95333	5333	8000	217333	9	2651490	1973138	371054	170897	124255	13.61	9
	Leste	6.63	210025	44633	91050	1900	16008	363617	13	2172890	1644206	283326	144891	91312	10.67	8
Outono	Oeste	2.64	27067	743	38153	0	2077	68040	9	1633125 ^a	1292605 ^a	219148 ^a	85886 ^a	24927 ^a	6.56 ^a	8
	Pelágica	4.36	44000	3333	48000	0	2667	98000	12	3202917^a	2557440^a	383116^a	172860^a	81054^a	15.49^a	8
	Leste	4.22	17642	5475	37950	0	2767	63833	12	2363887	1899340	286808	118153	41344	10.94	8
Inverno	Oeste	3.98	45242	1492	37210	0	2983	86927	8	1518418	1158477	249002	80271	27068	7.02	8
	Pelágica	5.62	60000	2000	71333	0	2000	135333	7	1831617	1411021	270856	103111	36922	8.10	8
	Leste	4.19	58313	1293	35993	0	1293	96893	8	1400002	1069889	226434	72861	25153	5.77	8
Primavera	Oeste	3.40	35810	7897^a	13748	725	0	58181	10	3177106	2489665	470357	156311	51197	13.02	8
	Pelágica	3.05	9333	667	6000	667	667	17333	5	2473079	1988471	322639	108069	46011	9.34	8
	Leste	2.38	17866	0 ^a	7958	1133	1191	28148	6	2709619	2173043	382318	109322	40207	9.73	8

Dens. De Zoo. = Densidade de Zooplâncton; Dens. De Bac. = Densidade de Bacterioplâncton; Morfo. = Morfotipos; Negrito = os maiores resultados de cada grupo em cada período analisado. Índices = representam as regiões e zonas que apresentaram diferença significativa entre cada grupo e período.

A análise simultânea de todos os períodos entre as zonas não apresentou variação significativa para as variáveis bacterianas, entretanto observam-se maiores valores de densidades e biomassa na zona pelágica da lagoa (Fig. 2.21). Esses resultados são evidenciados também através da análise de cada período, onde no outono todas as densidades dos morfotipos e a biomassa apresentaram variações significativamente maiores na zona pelágica comparadas a margem oeste (densidade total $P=0.013$; biomassa $P=0.021$; densidade de *coccus* $P=0.013$; densidade de *regular* $P=0.024$; densidade de *curved* $P=0.017$; e densidade de **outros** $P=0.007$). Essa tendência é observada também para o verão e o inverno, apenas na primavera as densidades e biomassa bacteriana são maiores na margem oeste.

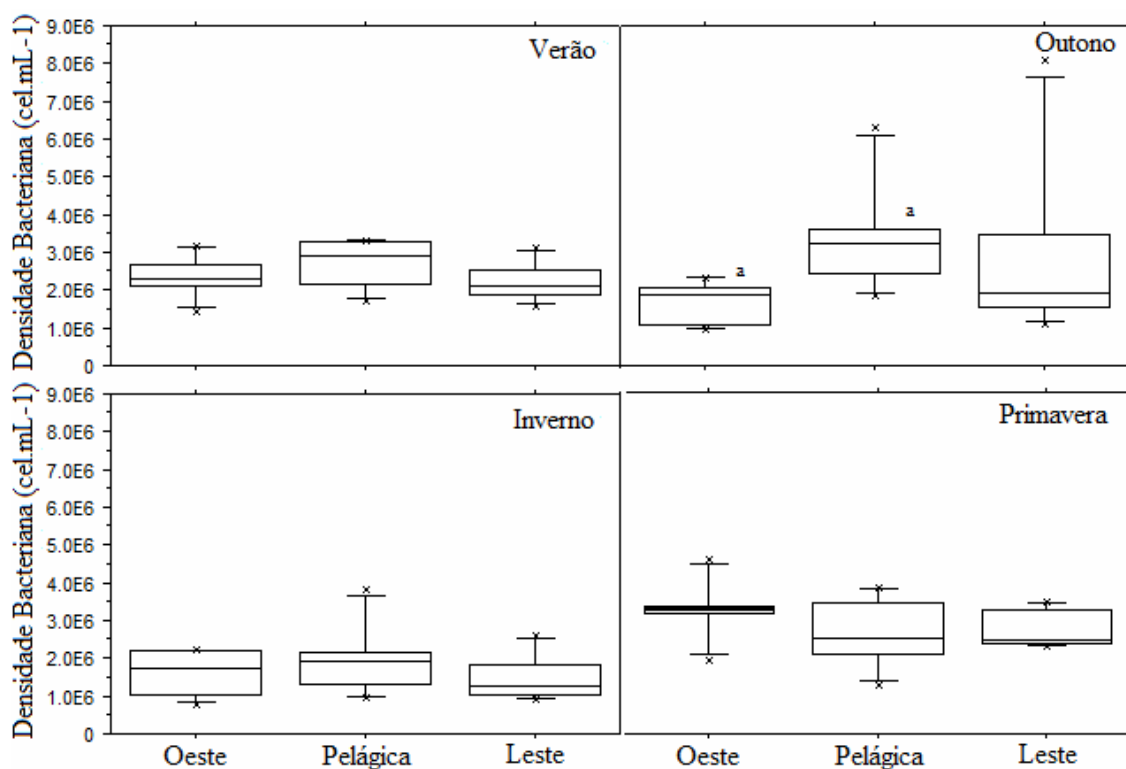


Figura 2.21 - Densidade total bacteriana entre as zonas, com índices de significância ($n=6$), da Lagoa Mangueira, RS, Brasil (2010).

DISCUSSÃO

Análise Temporal

As variáveis limnológicas analisadas evidenciam gradiente temporal na Lagoa Mangueira. A variação térmica anual, sazonalidade, e a disponibilidade de nutrientes, por se tratar de uma lagoa oligo mesotrófica, são os fatores que regulam as comunidades planctônicas desse ecossistema, controlando assim as interações entre essas comunidades, bem como a direção e fluxo de nutrientes entre a teia trófica (Reynolds, 1997; Wersal *et al.*, 2006; Fragoso *et al.*, 2008; Rodrigues, 2009; Lima, 2011).

A relação NT:PT foi calculada para verificar uma possível limitação de nitrogênio (NT:PT < 9) ou fósforo (NT:PT > 23) (Guildford e Hecky, 2000) na lagoa Mangueira, considerando que para valores entre 9 e 23 há uma possível co-limitação entre N e P (Abell *et al.*, 2010). As taxas médias observadas para essa razão foram de 12.54 no verão, 21.48 no outono, 11.58 no inverno e 8.7 na primavera, indicando limitação por nitrogênio na primavera e co-limitação no verão, outono e inverno. Sistemas aquáticos de água doce frequentemente apresentam limitações por fósforo (Sterner, 2008; OECD, 1982; Schindler, 1974), havendo, entretanto, relatos de limitação por nitrogênio, principalmente em ecossistemas oligotróficos (Abell *et al.*, 2010), como a Lagoa Mangueira. Nesse caso, a limitação por nitrogênio pode ser explicada devido a presença da rizicultura em extensas áreas da margem oeste, que aumenta o aporte de fósforo oriundo principalmente de fertilizantes fosfatados. As razões NT:PT evidenciam períodos de maior e menor disponibilidade de fósforo. Na primavera, quando é observada a limitação por nitrogênio é o período que inicia o preparo da terra para o plantio dos campos de arroz, evidenciando portanto um aporte de fósforo nesse período. Enquanto que no outono, período com razão NT:PT próxima a limitação por fósforo, os campos de arroz encontram-se secos devido ao início da secagem do arroz e da colheita,

tendo portanto uma menor interação com a lagoa e por isso essa redução nas concentrações de fósforo.

A densidade bacteriana foi maior no outono e na primavera, direcionada pela temperatura e disponibilidade de nitrogênio e carbono. Já a clorofila *a* apresentou valor maior no verão, juntamente com o zooplâncton. Essa variação entre as comunidades evidencia a heterogeneidade temporal das comunidades planctônicas no sistema.

As variações na biomassa algal e biomassa do bacterioplâncton seguem tendências opostas ao longo do ano. Enquanto a variação na densidade bacteriana responde de forma negativa à variação da densidade de predadores, mais especificamente de ciliados, a clorofila *a* responde de forma positiva. Assim, nos períodos com maior bacterivoria, essa variável apresenta as maiores concentrações, possivelmente associado à competição por nutrientes. A densidade bacteriana e a disponibilidade de nutrientes podem influenciar significativamente as interações entre a comunidade fitoplanctônica e bacterioplâncton (Roland *et al.*, 2010), principalmente em ecossistemas pobres em nutrientes (carbono, nitrogênio e fósforo) é possível observar controle lateral entre essas comunidades (Allende, 2009).

Por sofrer notável controle descendente (*top-down*) durante o verão e inverno e controle ascendente (*bottom-up*) no outono (reduzidas concentrações de fósforo) e na primavera (limitação por nitrogênio), quando a comunidade bacteriana é maior que a biomassa fitoplanctônica, pode-se dizer que o bacterioplâncton é mais eficiente na absorção de nutrientes (Allende, 2009). Estas relações mostram a importância da comunidade bacteriana como produtora de biomassa para a teia trófica, uma vez que a biomassa algal é controlada com maior eficiência pela disponibilidade de nutrientes, predadores e radiação solar.

A densidade do morfotipo *coccus* foi significativamente maior em todos os períodos analisados. A frequência relativa de organismos com formas cilíndricas são maiores em ambientes oligotróficos, sendo esta uma forma de adaptação da comunidade bacteriana frente à carência de recursos do sistema (Racy, 2004). Nos períodos em que se destacou a bacterivoria (verão e inverno), houve queda na densidade deste morfotipo, evidenciando haver seleção de morfotipo bacteriano por predadores. Conforme já relatado em outros estudos, o morfotipo *coccus* é a menor forma e a menos complexa, sendo a forma preferencial da comunidade de zooplâncton e que melhor reflete o controle descendente (Jürgens *et al.*, 1999; Cesar, 2002; Corno e Jürgens, 2006).

Durante o verão a biomassa bacteriana manteve-se elevada mesmo com a queda na densidade de bacterioplâncton e o aumento na pressão de predação, evidenciando uma maior predação sobre as células bacterianas com biomassa menor. Nesse estudo, a densidade bacteriana variou entre $1 - 4 \times 10^6$ ind mL⁻¹, valores semelhantes aos encontrados por outros autores para ambientes oligotróficos (Racy, 2004; Jugnia *et al.*, 2007; Fontes *et al.*, 2011). A biomassa bacteriana, porém está abaixo dos valores encontrados para esses ambientes, enquanto a média encontrada por aqueles autores foi de $0,38 \mu\text{g C L}^{-1}$, nesse trabalho variou de $0,005 - 0,015 \mu\text{g C L}^{-1}$. Células procariotas pequenas adaptam-se melhor a ambientes com pouca disponibilidade de nutrientes por ter uma maior facilidade na entrada de nutrientes por difusão devido à maior razão superfície/volume (Cotner & Biddanda, 2002). Assim, a comunidade bacteriana da Lagoa Mangueira pode estar apresentando duas importantes estratégias de sobrevivência, de forma geral através da redução na biomassa, aumentando a competitividade na absorção de nutrientes por essa comunidade e evitando um possível controle lateral pela comunidade fitoplanctônica, e também direcionando uma maior pressão de predação sobre as células com menores biovolumes, sendo essas

possivelmente células novas, sobressaindo-se as células maiores e com semelhante potencial competidor por nutrientes.

A comunidade bacteriana sofreu uma brusca redução na sua densidade e biomassa durante o inverno. Mesmo observando-se pressão de predação essa redução não está relacionada em sua totalidade a essa pressão. Para o período observou-se haver também uma redução na densidade de bacterioplâncton refletida em todos os morfotipos, associado também à menor riqueza de morfotipos entre os períodos analisados. Dessa forma, a comunidade bacteriana apresenta redução nas suas atividades metabólicas em resposta às baixas temperaturas da água, resultando em reduções nas taxas de crescimento e reprodução, diminuindo conseqüentemente a ciclagem de nutrientes e a produção de biomassa por essa comunidade (Kuuppo-Leinikki, 1990; Shiah & Ducklow, 1997; La Ferla & Leonardi, 2005).

O outono e a primavera foram os períodos de maior densidade bacteriana e de menor biomassa fotossintetizante, com pouca variação na densidade de predadores entre esses dois períodos, corroborando com a hipótese de haver controle ascendente (*bottom-up*) sobre a biomassa algal em todos os períodos analisados. A comunidade de macrozooplâncton (cladoceros e copepodos), principais predadores de fitoplâncton, foi maior apenas no verão, associado a maior biomassa fotossintetizante, indicando haver controle ascendente mais eficiente que controle descendente (Allende, 2009). Os ciliados também evidenciaram serem importantes predadores da biomassa algal em todos os períodos analisados. A maior disponibilidade de nutrientes, em especial as formas carbono e nitrogênio, no outono favoreceu o aumento da densidade bacteriana, tendo como consequência uma maior re-mineralização de nutrientes nesse período, aumentando a disponibilidade de carbono e nitrogênio na forma inorgânica para o sistema conforme observado.

Análise Espacial

A Lagoa Mangueira mostrou ter gradiente espacial, diferenciando as regiões (norte, centro e sul) e zonas (margem oeste, pelágica e margem leste). Esta heterogeneidade espacial é também mostrada no uso de substratos de carbono (Lima, 2011). As regiões envolveram um maior número de variáveis ambientais, evidenciando ter uma maior heterogeneidade, enquanto as zonas da lagoa apresentaram um menor número de variáveis significativamente distintas, apontando para uma maior homogeneidade. Essa maior homogeneidade entre as zonas está relacionada com a proximidade entre estas, ao contrário das regiões que apresentam um maior distanciamento físico. Pode-se observar, de forma geral, que as regiões norte e sul foram as que mais se diferenciam entre si, sendo a região central, uma área de transição entre as variações máximas e mínimas, formando um gradiente na dimensão maior da Lagoa Mangueira (Lima, 2011). Entre as zonas, as margens apresentaram as maiores diferenciações para as variáveis abióticas e bióticas, sendo a zona pelágica também um local de conexão entre esses extremos, e portanto a zona de maior homogeneidade da lagoa.

A variação temporal (Lima, 2011) parece ter um importante papel no estabelecimento da heterogeneidade espacial, já que muitas variáveis apresentaram diferenciação espacial em determinados períodos do ano, não mantendo essa variação constante durante o ano todo. Sílica, fósforo total e carbono orgânico total apresentaram diferenciação significativa entre as regiões durante os quatro períodos e carbono inorgânico total apresentou significância entre as zonas. Essas alterações na heterogeneidade espacial, direcionadas pela temporalidade, evidencia para um sistema eficiente de mistura da Lagoa Mangueira, podendo ser alterada pelo aporte de nutrientes oriundo do Banhado do Taim ou da bacia hidrográfica (Rodrigues, 2009; Lima, 2011;

Fragoso *et al.*, 2011). Essa adição de nutrientes pode ser rapidamente transportada para toda a lagoa em função essencialmente da hidrodinâmica (Fragoso *et al.*, 2011).

As variáveis fósforo total e carbono orgânico total foram significativamente maiores na região norte da lagoa, fato que evidencia o aporte de nutrientes através do Banhado do Taim (Motta Marques *et al.*, 1997; Finkler Ferreira, 2008; Rodrigues, 2009; Lima, 2011), além de um provável aporte de microorganismos.

Zonalmente as formas de nutrientes, em especial as formas orgânicas, estiveram mais relacionadas com a margem oeste da lagoa. Essa maior disponibilidade de nutrientes nessa margem está vinculada à elevada densidade de macrófitas emergentes e ao aporte de nutrientes oriundo dos campos de arroz localizados nessa região (Motta Marques *et al.*, 1997; Fragoso *et al.*, 2011). O carbono inorgânico total foi a principal variável ambiental direcionante da heterogeneidade entre as zonas, sendo observadas maiores concentrações na margem leste da Lagoa Mangueira e diferenciando-se da margem oeste. Essa maior concentração de CIT pode estar relacionado ao aporte de carbonatos oriundos das dunas presentes nessa margem da lagoa, além de um possível efeito alelopático causado por macrófitas submersas sobre a biomassa fotossintetizante. Haig They (2010) relatou um possível efeito alelopático das macrófitas na zona litorânea da Lagoa Mangueira sobre o fitoplâncton e bacterioplâncton em função da baixa densidade dessas comunidades nesse local.

Os maiores valores de clorofila *a* nas regiões norte e central, seguindo principalmente as variações de fósforo reativo, mostram que a disponibilidade de nutrientes exerce um controle ascendente. O mesmo controle é observado entre as zonas, neste caso, em função do fósforo total e do nitrogênio total. A biomassa fotossintetizante foi maior na região pelágica da lagoa, apresentando limitação de recursos principalmente na margem oeste.

A comunidade zooplanctônica apresentou constantes alterações na sua dinâmica espacial. Nas regiões, apenas a densidade total e a densidade de rotíferos mantiveram-se elevadas na região sul durante todos os períodos, enquanto nas zonas apenas os rotíferos foram constantes na região pelágica, com exceção da primavera.

A densidade total da comunidade bacteriana segue a densidade de *coccus*, durante o outono é maior no centro e durante o inverno e primavera é maior no norte, com exceção do verão em que a densidade total é maior no sul, direcionada pelas densidades de *regular*, *curved* e **outros**, e a densidade de *coccus* é maior no centro da lagoa. A biomassa bacteriana variou entre o norte e o sul da lagoa durante o ano, não apresentando um padrão constante.

As densidades dos morfotipos analisados evidenciam para a existência de gradiente espacial entre a comunidade bacteriana. Observa-se a predominância clara do morfotipo *regular* na região sul, enquanto as demais formas predominaram principalmente no norte e centro da lagoa, com alterações durante o verão quando todas as densidades foram direcionadas para o sul, com exceção da forma *coccus* que se manteve maior no centro da lagoa. Esse predomínio das formas *coccus*, *curved* e **outros** no norte da lagoa evidencia para a relação desses morfotipos com a maior disponibilidade de nutrientes e a forma em que se apresentam. Conforme Rodrigues (2009), os morfotipos mais complexos estão relacionados com as frações refratárias de matéria orgânica, oriundos principalmente do Banhado do Taim, explicando a maior densidade das formas *curved* e **outros** no norte da lagoa, enquanto a forma *coccus* está diretamente relacionada com a maior disponibilidade de nutrientes dessa região. A riqueza de morfotipos evidenciou ter pouca variação entre as regiões e zonas da lagoa.

Durante o verão, outono e inverno todas as variáveis bacterianas apresentaram valores maiores na zona pelágica, apenas na primavera todas foram maiores na margem

oeste da lagoa, conforme observado também para a biomassa algal. O direcionamento de ambas as comunidades para a margem oeste está relacionado com a disponibilidade de fósforo total, fósforo reativo e nitrogênio total. A predominância da comunidade bacteriana e biomassa algal na região pelágica da lagoa, bem como a maior disponibilidade de nutrientes, em especial o fósforo, aponta para um efeito direto através da competição por esses nutrientes entre essas comunidades e as macrófitas, que apresentam grande potencial de absorção de nutrientes da coluna d'água, em especial as submersas (Huss & Wehr, 2004; Haig They, 2008; Finkler Ferreira, 2009).

CONCLUSÕES

Significativa variação sazonal foi observada entre as variáveis limnológicas. A temperatura e a disponibilidade de nutrientes foram as variáveis que regularam as comunidades planctônicas (fitoplâncton e bacterioplâncton). Observou-se competição por nutrientes (controle lateral) entre a comunidade bacteriana e biomassa algal. O controle descendente, mostrou ter efeito sobre o bacterioplâncton, mais especificamente sobre o morfotipo *coccus*, durante o verão e o inverno, sendo essa comunidade controlada de forma ascendente durante o outono, co-limitação, e a primavera, limitação por nitrogênio. O nitrogênio foi a principal variável reguladora da comunidade bacteriana. Durante o inverno a comunidade bacteriana apresentou significativa redução de densidade e biomassa, sendo essa uma resposta às baixas temperaturas da água. A forma *coccus* demonstrou ter importância para a teia trófica, pois foi o principal morfotipo produtor de biomassa e de maior densidade na Lagoa Mangueira.

Importante gradiente espacial foi observado na Lagoa Mangueira para as variáveis abióticas com reflexos na dinâmica espacial das comunidades planctônicas. As regiões norte e sul apresentaram a maior diferenciação espacial na lagoa, influenciada pela

dimensão da lagoa. Fósforo total e carbono orgânico total regularam a densidade bacteriana no norte da lagoa, bem como os morfotipos *coccus*, *curved* e **outros**. Entre as zonas, a margem oeste e leste foram as mais distintas em função da disponibilidade de nutrientes e de um possível efeito alelopático causado por macrófitas submersas fixas. A biomassa fotossintetizante apresentou uma distribuição espacial caracterizada por maiores densidades nas regiões norte e centro da lagoa e na zona pelágica. O nitrogênio e fósforo apresentaram importante efeito limitador para as comunidades produtoras, bacterioplâncton e fitoplâncton, sendo o controle ascendente o principal regulador dessas comunidades.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos o apoio financeiro ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), através do programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD), a equipe de técnicos do IPH e ao professor Alfonso Risso pelos ensinamentos dispensados para a elaboração das matrizes.

BIBLIOGRAFIA

Abell, J. M.; Özkundakci, D.; Hamilton, D. P. (2010). Nitrogen and Phosphorus Limitation of Phytoplankton Growth in New Zealand Lakes: Implications for Eutrophication Control. *Ecosystems*, 13:966-977.

Allende, L. (2009). Combined effects of nutrients and grazers on bacterioplâncton and phytoplankton abundance in a Antarctic lake with even food-chain links. *Polar Biol*, 32:493-501.

American Public Health Association (APHA). (2005). Eaton, a. d.; Clesceri, L. S.; Greenberg, A. E. (orgs.). *Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater*. 21^a ed. Washington: American Public Health Association, Inc.

Apple, J. K.; Giorgio, P. A.; Kemp, W. M. (2006). Temperature regulation of bacterial production, respiration, and growth efficiency in a temperate salt-marsh estuary. *Aquat Microb Ecol*. 43: 243-254.

Apple, J. K.; Smith, E. M.; Boys, T. J. (2008). Temperature, Salinity, Nutrients, and the Covariation of Bacterial Production and Chlorophyll-*a* in Estuarine Ecosystems. *Journal of Coastal Research*. 55: 59-75.

Azam, F.; Fenchel, T.; Field, J. G.; Gray, J. S.; Meyer-Reil, L. A.; Thingstad, F. (1983). The ecological role of water-column microbes in the sea. *Marine Ecology - Progress Series*, 10:257-263.

Bocaniov, S. A.; Smith, R. E. H. (2009). Plankton Metabolic Balance at the Margins of Very Large Lakes: Temporal Variability and Evidence for Dominance of Autochthonous Processes. *Freshwater Biology* 54, 345-362.

Canterle, E. R. B. (2011). *Metabolismo Mediado pelo Bacterioplâncton em um Lago Raso Subtropical e sua Relação com a Presença de Macrófitas, Sedimento e Regime Hídrico*. Tese de Doutorado. UFRGS. Porto Alegre, Brasil.

Cardoso, L. De S.; Fragoso Jr. C. R.; Souza, R. S.; Motta Marques, D. M. L. (2012). Hydrodynamic Control of Plankton Spatial and Temporal Heterogeneity in Subtropical Shallow Lakes. In: SCHULZ, H. E.; SIMÕES, A. L. A.; LOBOSCO, R. J. *Hydrodynamics – Natural Water Bodies*. In Tech, cap. 2, p. 286.

Cardoso, L. De S.; Motta Marques, D. M. L. (2009). Hydrodynamics-driven Plankton Community in a Shallow Lake. *Aquat. Ecol.* 43:73-84.

Cesar, D.E; Abreu, P. C. (2001). Ecology of aquatic microorganisms in southern Brazil: State of Art. *Oecologia Brasiliensis*, 9: 153-171.

Cesar, D. E. (2002). *Estrutura e Dinâmica do Bacterioplâncton e suas Relações com Nutrientes Inorgânicos e Predação no Estuário da Lagoa dos Patos/RS*. Fundação Universidade federal de Rio Grande, Rio Grande. Tese de doutorado. 151p.

CETESB. Determinação de pigmentos fotossintetizantes – clorofila A, B e C e feofitina-A: método de ensaio. Norma técnica L5.306. 22p. 1990.

Conant, R.; Ryan, M. G.; Ågren, G. I.; Birge, H. E.; Davidson, E. A.; Eliasson, P. E.; Evans, S. E.; Frey, S. D.; Giardina, C. P.; Hopkins, F. M.; Hyvönen, R.; Kirschbaum, M. U. F.; Lavalley, J. M.; Leifeld, J.; Parton, W. J.; Steinweg, J. M.; Wallenstein, M. D.; Wetterstedt, J. Å. M.; Bradford, M. A. (2011). Temperature and soil organic matter decomposition rates – synthesis of current knowledge and a way forward. *Global Change Biology*. 17: 3392-3404.

Corno, G.; Caravati, E.; Callieri, C.; Bertoni, R. (2008). Effects of predation pressure on bacterial abundance, diversity, and size-structure distribution in an oligotrophic system. *J. Limnol.*, 67(2):107-119.

Corno, G.; Jürgens, K. (2006). Direct and Indirect Effects of Protist Predation on Population Size Structure of a Bacterial Strain with High Phenotypic Plasticity. *Applied and Environmental Microbiology*, 72:78-86.

Cotner, J. B.; Biddanda, B. A. (2002). Small players, large role: microbial influence on biogeochemical processes in pelagic aquatic ecosystems. *Ecosystems*, 5:105-121.

Crossetti, L. O.; Cardoso, L. De S.; Callegaro, V. L. M.; Alves-Da-Silva, S. M.; Werner, V. R.; Rosa, Z. M.; Motta Marques, D. Da. (2007). Influence of the hydrological changes on the phytoplankton structure and dynamics in a subtropical wetland-lake system. *Acta Limnol. Bras.*, 19(3):315-329.

Fontes, M. L. S.; Suzuki, M. T. (2011). Primary Production in a Subtropical Stratified Coastal Lagoon-Contribution of Anoxygenic Phototrophic Bacteria. *Microb. Ecol.* 61:223-237.

Fragoso Jr, C. R.; Motta Marques, D. M. L.; Collischonn, W.; Tucci, C. E. M.; Van Nes, E. H. (2008). Modelling Spatial Heterogeneity of Phytoplankton in Lake Mangueira, a Large Shallow Subtropical Lake in South Brazil. *Ecological Modelling* 219:125-137.

Fragoso Jr, C. R.; Motta Marques, D. M. L.; Ferreira, T. F.; Janse, J. H.; Van Nes, E. H. (2011). Potential effects of climate change and eutrophication on a large subtropical shallow lake. *Environmental Modelling & Software* 26:1337-1348.

Guildford SJ, Hecky RE. (2000). Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: is there a common relationship? *Limnol Oceanogr* 45:1213-23.

Haig-They, N. (2008). Diversidade e metabolismo do bacterioplâncton em lagos rasos subtropicais. Dissertação de mestrado (Universidade Federal do Rio Grande do Sul). 116p.

Hobbie, J. E.; Daley, R. J.; Jasper, S. (1997). Use of nucleopore filters for counting bacteria by fluorescent microscopy. *Applied and Environmental Microbiology*. v.33, n.5, p. 1225-1228.

Jespersen, A-M; Christoffersen, K. Measurements of Chlorophyll-a From Phytoplankton Using Ethanol as Extraction Solvent. *Arch für Hydrobiol* 109 (3): 445-454. 1987.

Jugnia, L. B.; Sime-Ngando, T.; Devaux, J. (2007). Relationship between bacterial and primary production in a newly filled reservoir: temporal variability over 2 consecutive years. *Ecol. Res.*, 22:321-330.

Jürgens, K.; Pernthaler, J.; Schalla, S. Amann, R. (1999). Morphological and compositional changes in a planktonic bacterial community in response to enhanced protozoan grazing. *Applied and Environmental Microbiology*, p.1241-1250. v.65. n°3.

Kepner, R. L. Jr.; Pratt, J. R. (1994). Use of fluorochromes for direct enumeration of total bacteria in environmental sample: past and present. *Microbiological Reviews*. v.58. n.4, p. 603-615.

Kuoppo-Leinikki, P. (1990). Protozoan grazing on planktonic bacteria and its impact on bacterial population. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 63:227-238.

La Ferla, R.; Leonardi, M. (2005). Ecological implications of biomass and morphotype variations of bacterioplâncton: an example in a coastal zone of the Northern Adriatic Sea (Mediterranean). *Marine Ecology*. 26:82-88.

Lima, M. S. (2011). Dinâmica Funcional da Comunidade Microbiana Heterotrófica em Lagoa Rasa Subtropical. Dissertação de Mestrado. UFRGS. Porto Alegre, Brasil.

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

Liu, J.; Leff, L. G. (2002). Temporal changes in the bacterioplankton of a Northeast Ohio (USA) River. *Hydrobiologia*. 489: 151-159.

Massana, R.; Gasol, J. M.; Bjørnsen, P. K.; Black-Burn, N.; Hagström, Å.; Hietanen, S.; Hygum, B. H.; Kuparinen, J.; Pedrós-Alió, C. (1997). Measurement of bacterial size via image analysis of epifluorescence preparations: description of a inexpensive system and solutions to some of the most common problems. *Scientia Marina*. v.61, n.3, p.397-407.

McCune, B; Mefford, M. J. (1999). PC-ORD multivariate analysis of ecological data – version 5. MJM Software Design, Gleneden Beach.

Murrell, M. C. (2003). Bacterioplankton dynamics in a subtropical estuary: evidence for substrate limitation. *Aquat Microb Ecol*. 32: 239-250.

Niu, Y.; Shen, H.; Chen, J.; Xie, P.; Yang, X; Tao, M.; Ma, Z.; Qi, M. (2011). Phytoplankton community succession shaping bacterioplankton community composition in Lake Taihu, China. *Water Research*, 45:4169-4182.

Norland, S. (1993). The relationship between biomass and volume of bacteria. In: Kemp, P. F.; Sherr, B. F.; Sherr, E. B. & Cole, J. J. *Handbook of Methods in Aquatic Microbial Ecology*. USA: Lewis Publishers. p. 339-345. 777p.

OECD. (1982). *Eutrophication of waters—monitoring, assessment and control*. Paris: Organisation for Economic Co-operation and Development. 154 pp.

Peters, R. H. (1983). *The ecological implications of body size*. Cambridge University Press, Cambridge, Massachusetts, USA.

Pinhassi, J.; Hagström, Å. (2000). Seasonal succession in marine bacterioplankton. *Aquat Microb Ecol*. 21: 245-256.

Racy, F. P. P. (2004). Aspectos numéricos, morfológicos e morfométricos da comunidade bacteriana em diferentes escalas trófica e temporal, em reservatórios. Dissertação de mestrado (Universidade Federal de São Carlos). 63p.

Reynolds, C. S. (1997). Vegetation process in the pelagic: a model for ecosystem theory. In Kinne, O. (ed.), *Excellence in Ecology*. ECI, Oldendorf.

Rodrigues, L. R. (2009). *Reguladores da Dinâmica das Comunidades Planctônicas e Íctica em Ecossistemas Límnicos Subtropicais*. Tese de Doutorado. UFRGS. Porto Alegre, Brasil.

Roland, F.; Lobão, L. M.; Vidal, L. O.; Jeppesen, E.; Paranhos, R.; Huszar, V. L. M. (2010). Relationships between pelagic bacteria and phytoplankton abundances in contrasting tropical freshwaters. *Aquat Microb Ecol* 60:261-272.

Schindler DW. (1974). Eutrophication and recovery in experimental lakes: implications for lake management. *Science* 184:897–9.

Shiah, F. K.; Ducklow, H. W. (1997). Bacterioplankton growth responses to temperature and chlorophyll variations in estuaries measured by thymidine:leucine incorporation ratio. *Aquat. Microb Ecol* 13:151-159.

Sterner RW. (2008). On the phosphorus limitation paradigm for lakes. *Int Rev Hydrobiol* 93:433-45.

Wersal, R. M.; Madsen, J. D.; Mcmillan, B. R.; Gerard, P. D. (2006). Environmental Factors Affecting Biomass and Distribution of *Stuckenia pectinata* in the Heron Lake System, Minnesota, USA. *Wetlands* 26(2):313-321.

Capítulo 3

VARIAÇÃO NO PERFIL DE COLUNA D'ÁGUA NA FORMA DE CONTROLE DE BACTERIOPLÂNCTON DE UMA LAGOA RASA SUBTROPICAL

Danieli Ledur Kist; David da Motta Marques & Luciana de Souza Cardoso

RESUMO – A reduzida disponibilidade de nutrientes em sistemas oligotróficos torna esses ambientes dependentes da eficiente reciclagem de nutrientes. O bacterioplâncton é a comunidade responsável por essa remineralização em ecossistemas aquáticos e importante produtor de biomassa para a teia trófica através do mecanismo da alça microbiana. Elucidar a dinâmica de lagos oligo mesotróficos de regiões subtropicais pode ajudar no gerenciamento de lagoas costeiras. Assim, este trabalho tem como objetivo verificar a dinâmica dos processos de controle do bacterioplâncton sazonalmente na coluna d'água na Lagoa Mangueira, além de identificar as variáveis que regulam esses processos. Marcante variação temporal, sazonal, entre as variáveis limnológicas foi observada na região central da Lagoa Mangueira. As principais variáveis reguladoras da variação temporal foram a temperatura e a disponibilidade de nutrientes. A lagoa não apresentou estratificação significativa para as variáveis ambientais e conseqüentemente para as comunidades planctônicas, apontando para uma constante homogeneização da coluna d'água. O nitrogênio evidenciou ser o nutriente limitante para as comunidades planctônicas em ambos os períodos estudados, sendo observada maior concentração de fósforo no inverno, indicando um possível aporte desse nutriente dos campos de arroz localizados na margem oeste da lagoa. A biomassa fitoplanctônica evidenciou preferência por matéria inorgânica autóctone. A comunidade bacteriana apresentou densidade e biomassa maiores no inverno em função da disponibilidade de fósforo total, nitrogênio e fósforo reativo, sendo controlada de forma descendente durante o verão. A forma *coccus* apresentou a maior densidade e biomassa entre os morfotipos estudados, além de ser a forma preferencial dos predadores.

Palavras-Chaves: morfotipo, controles ascendente, controle descendente.

INTRODUÇÃO

O bacterioplâncton é a comunidade microbiana caracterizada por controlar e estabelecer a rota da matéria orgânica nos ecossistemas aquáticos, por ser um importante remineralizador de nutrientes e produtor de biomassa para a teia trófica através da alça microbiana (Azam *et al.*, 1983).

Esta comunidade é controlada de forma ascendente (*bottom-up*) através da limitação de nutrientes e de forma descendente (*top-down*) através da predação do zooplâncton. Em resposta a esses controles, alterações na densidade, biomassa e morfotipo são verificadas na comunidade bacteriana (Chrzanowski & Simek, 1990; Psenner & Sommaruga, 1992).

O tamanho e a forma desses microorganismos determinam aspectos do seu metabolismo, características do substrato consumido e suscetibilidade desses à predação (Peters, 1983; Corno *et al.*, 2008). Essas variáveis podem definir características da comunidade como estratégias de sobrevivência, crescimento e reprodução.

A variação no tamanho e morfotipos da comunidade bacteriana estão relacionadas com a expressão gênica (Doi *et al.*, 1988; Vats *et al.*, 2009) e também com fatores ambientais, entre eles a disponibilidade de nutrientes (Vrede *et al.*, 2002; Corno & Jürgens, 2006) e pressão de predação através da predação de morfotipos mais palatáveis (Jürgens *et al.*, 1999; Corno & Jürgens, 2006; Corno *et al.*, 2008).

Esses fatores podem resultar na competição entre bactérias e fitoplâncton por nutrientes, no estabelecimento de nichos dentro do ambiente aquático e na estrutura da comunidade bacteriana, definindo sua diversidade, densidade e morfotipo, fatores esses que delimitam a cadeia trófica (Chrzanowski & Simek, 1990; Psenner & Sommaruga, 1992).

O importante papel desenvolvido pela comunidade bacteriana nos ecossistemas aquáticos vem sendo largamente estudado pela comunidade científica. Inúmeros estudos dessa comunidade são relatados em regiões temperadas (Liu & Leff, 2002; Jezbera *et al.*, 2003; Eiler & Bertisson, 2004; Yuan *et al.*, 2011), entretanto pouco se sabe sobre o seu comportamento em regiões subtropicais (Fontes & Abreu, 2009; Haig They, 2008; Fontes *et al.*, 2011; Lima, 2011; Canterle, 2011). Nessas regiões, a temporalidade é caracterizada por grandes variações anuais na temperatura, alterando a disponibilidades de nutrientes na coluna d'água, no estabelecimento das comunidades planctônicas e suas interações.

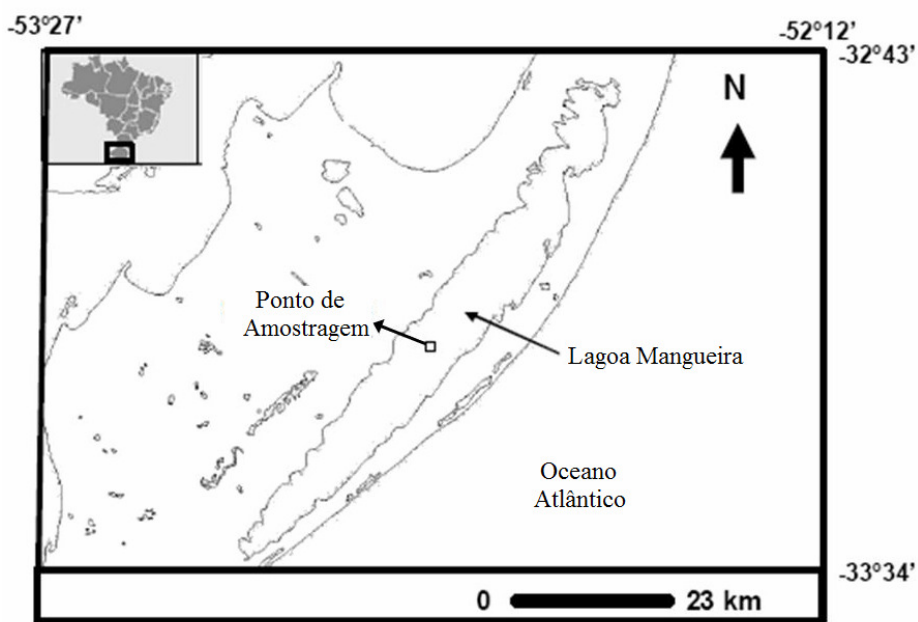
Lagos rasos são caracterizados por apresentarem elevada produção primária (Viaroli *et al.*, 1996), dominada principalmente por macrófitas (Newell, 1982) e por terem um reduzido aporte de nutrientes, fatores que direcionam para a relevante importância da comunidade bacteriana (Manini *et al.*, 2003). Esses ambientes raramente apresentam estratificação térmica, o que leva a uma maior homogeneidade das comunidades planctônicas no perfil de coluna d'água.

Entender a dinâmica do bacterioplâncton em regiões subtropicais e sua distribuição na coluna d'água pode levar a melhor compreensão dos processos associados a essa comunidade, podendo fornecer elementos para se estabelecer um melhor gerenciamento dos recursos hídricos. Assim, este trabalho tem como objetivo verificar a existência de variação no perfil de coluna d'água da comunidade bacteriana, bem como identificar as formas de controle que regem essa comunidade em diferentes estações do ano com valores extremos de temperatura, além de identificar as variáveis que regulam esses processos.

METODOLOGIA

Localizada no extremo sul do Brasil ($33^{\circ}13'06''\text{S}$ $52^{\circ}53'08''\text{W}$), a Lagoa Mangueira (Fig. 3.1) é uma lagoa subtropical rasa, oligo mesotrófica, com área superficial de 880Km^2 , profundidade média de 2,6m e máxima de 6,5m (Crossetti *et al.*,2007). Seu regime hidrológico é estabelecido através da constante influência de ventos e pelo nível d'água da Lagoa Mirim, interligada a Lagoa Mangueira através de um canal localizado no Banhado do Taim, no norte do sistema.

As coletas foram realizadas em agosto de 2010 (inverno) e fevereiro de 2011 (verão). O local de amostragem está situado na região central da lagoa ($33^{\circ}13'34''\text{S}$ $52^{\circ}52'08''\text{W}$). Amostragem foi efetuada em intervalos de 1m de profundidade, ao longo dos 6,3m de profundidade média do local. O primeiro ponto foi denominado superfície, seguido de 1m, 2m, 3m, 4m, 5m e 6m.



Fonte: Adaptado de Lima (2011).

Figura 3.1 - Localização da Lagoa Mangueira, RS, Brasil e do ponto de amostragem.

Medidas de temperatura e oxigênio dissolvido (OD) foram obtidas *in loco* através de sonda multi-parâmetro (Yellow Spring modelo YSI 6600). Análises de sólidos foram realizadas através do método gravimétrico (APHA, 2005). Formas de carbono total foram obtidas através de análise direta no equipamento Shimadzu TOC-VCPH, marca 5000, enquanto as formas dissolvidas foram previamente filtradas com filtro de fibra de vidro, Macherey-Nagel com 0,6 µm de retenção média, previamente calcinados para a posterior análise no equipamento Shimadzu TOC-VCPH. As análises das formas nitrogenadas e fosfatadas foram realizadas através do método colorimétrico do ácido ascórbico (APHA, 2005). Dados meteorológicos, precipitação e intensidade e direção dos ventos, foram obtidos do 8º DISME referentes a estação de Santa Vitória do Palmar.

Para a estimativa da densidade, biomassa e morfotipagem do bacterioplâncton, 10 mL de amostra foram fixadas em formol 40%, diluído em 1:10. Em laboratório, as amostras foram pré-filtradas em filtro quantitativo (Macherrey-Nagel 640d), com porosidade de retenção média de 2,0 a 4,0 µm. Em seguida, filtrados 5 mL da amostra em membrana de policarbonato (Millipore) *black* 0.2 µm de porosidade e 25 mm de diâmetro, o filtro foi corado com fluorocromo laranja de acridina 10% (Hobbie *et al.*, 1997) e montados entre lâmina e lamínula com óleo de imersão. Em microscópio de epifluorescência, fez-se a captura de 7 imagens que foram analisadas nos programas Image Tool (v. 3.00) (Massana *et al.*, 1997) e Image Tool (v. 1.27) através do *plug-in* CMEIAS (Liu *et al.*, 2001). Através dos dados obtidos, calculou-se a densidade (Kepner e Pratt, 1994) e a biomassa (Norland, 1993), os dados de morfotipagem foram fornecidos diretamente pelos programas (Liu *et al.*, 2001). Dentre os 9 morfotipos classificados pelo programa, consideraram-se os que apresentaram maior densidade, *coccus*, *curved* e *regular*, as demais formas, *u-shaped rod*, *ellipsoid*, *prosthecate*, *rudimentary branched rod*, *spiral* e *club*, foram somadas e denominadas **outros**.

Cem litros de amostra de zooplâncton foram coletadas com rede de 25 μ m de abertura de malha e concentradas em 250 mL, preservadas em solução de formaldeído 4%, sendo posteriormente uma alíquota quantificada em câmara de Sedgwick-Rafter (APHA, 2005). A clorofila *a*, variável representativa da biomassa fotossintetizante, foi determinada através de extração em etanol 90% (Jespersen & Christoffersen, 1987) e medida em espectrofotômetro (CETESB, 1990).

Os resultados obtidos foram transformados [$\log(x+1)$] antes de proceder a Análise de Variância (ANOVA *One-way*) no programa STATVIEW 5.0, buscando variações significativas entre as profundidades e períodos amostrados. Análise de Componentes Principais (ACP) foi processada com dados transformados [$\log(x+1)$], através de análise de variância e covariância, para a elaboração do diagrama através do qual foi possível identificar o direcionamento das variáveis físico-químicas. Análise de DCA (*Detrended Correspondence Analysis*) foi realizada para verificar o comprimento dos gradientes gerados a partir da matriz biótica: método unimodal (comprimento do gradiente > 4) deve-se proceder CCA, ou se for método linear (comprimento do gradiente < 3) deve-se proceder RDA. No caso, os dois primeiros eixos foram curtos (1.271 e 0.283, respectivamente), procedendo-se, portanto uma RDA. Para a Análise de Redundância (RDA) também foram utilizados dados transformados. Essa análise foi utilizada para identificar as variáveis ambientais que regulam as variáveis biológicas. As análises ACP, DCA e RDA foram realizadas utilizando o programa PCORD 6 (McCune & Mefford, 1999).

RESULTADOS

Variáveis Ambientais

A variação do nível d'água entre o inverno e o verão foi de quase 1m, em agosto a profundidade da lagoa foi de 6,3m, enquanto que em fevereiro foi de 5,6m.

As médias e desvios padrão das variáveis (Tab. 3.1) que representaram o sistema evidenciam uma significativa variação sazonal entre os dois meses. A diferença registrada entre as temperaturas representou um acréscimo significativo do inverno para o verão ($P < 0.001$). Incrementos significativos foram observados também para a alcalinidade ($P < 0.001$) e sílica ($P < 0.001$). Embora o carbono orgânico dissolvido (COD) tenha apresentado um acréscimo, este não foi significativo. As variáveis pH ($P < 0.001$), turbidez ($P = 0.001$), sólidos suspensos totais (SST) ($P < 0.001$), fósforo reativo ($P < 0.001$), nitrogênio total ($P = 0.03$) e oxigênio dissolvido ($P < 0.001$) apresentaram decréscimo do inverno para o verão.

As variáveis ambientais não apresentaram estratificação significativas. No inverno, as variáveis pH, fósforo total (PT), fósforo reativo (P reativo), nitrogênio total (NT) e COD apresentaram valores levemente maiores na região superficial da lagoa, enquanto que no verão não houve tendência entre as variáveis ao longo da coluna d'água.

Tabela 3.1 - Médias e desvios padrão das variáveis ambientais do perfil (n=6) da Lagoa Mangueira, RS, Brasil, coletados em agosto de 2010 e fevereiro de 2011.

	Temperatura		pH		Alcalinidade		Turbidez		Sílica		SST		PT		P reativo		NT		COD		OD	
	(°C)				(mg L ⁻¹ CaCO ₃)		(NTU)		(mg L ⁻¹ Si)		(mg L ⁻¹)		(mg L ⁻¹)		(mg L ⁻¹)		(mg L ⁻¹)		(mg L ⁻¹)			
	ago	fev	ago	fev	ago	fev	ago	fev	ago	fev	ago	fev	ago	fev	ago	fev	ago	fev	ago	fev	ago	fev
\bar{X}	13.5	27.8	8.0	7.5	69.86	81.89	20.8	11.0	2.6	3.5	18.0	13.0	0.050	0.023	0.022	0.012	0.27	0.16	1.7	2.4	10.5	8.4
DP	<0.00	<0.00	0.11	0.17	1.01	2.23	5.19	1.26	0.05	0.02	1.00	1.58	0.009	0.003	0.003	0.002	0.033	0.070	0.723	1.668	<0.00	0.052

\bar{X} =média; DP=desvio padrão; NTU=unidade nefelométrica de turbidez; SST=sólidos suspensos totais; PT=fósforo total; Preativo=fósforo reativo; NT=nitrogênio total; COD=carbono orgânico dissolvido; OD=oxigênio dissolvido.

Os dados meteorológicos dos dias que precederam as coletas não registraram chuva pelo menos 5 dias antes de cada período amostral e a velocidade média dos ventos foi de 1,87 m/s para o mês de agosto e 2,78 m/s para o mês de fevereiro.

Clorofila *a*

A biomassa fotossintetizante, clorofila *a*, mostrou um decréscimo significativo nos valores observados entre o inverno e verão ($P < 0.001$, $n=12$). No inverno, uma forte influência da atividade fitoplanctônica pode ser atribuída às variações do pH (Fig. 3.2) ao longo da coluna d'água, visto que ambas seguiram a mesma tendência ao longo do perfil. Este fato não é observado no verão onde o pH não acompanhou a variação da clorofila *a*.

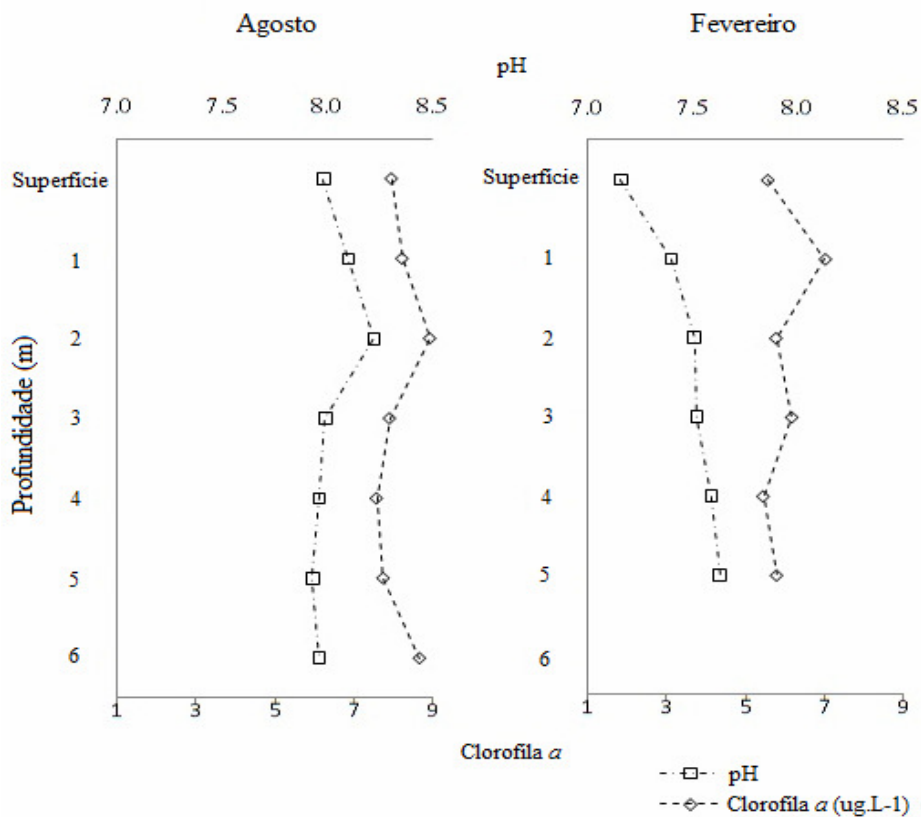


Figura 3.2 - Valores de pH e clorofila *a* no perfil ($n=6$) da Lagoa Mangueira, RS, Brasil, nos meses de agosto (2010) e fevereiro (2011).

A concentração de clorofila *a* e a biomassa de bacterioplâncton seguem uma mesma tendência no perfil em ambos os períodos (Fig. 3.3). Valores maiores foram observados no inverno para clorofila *a*. Estes dados coincidiram com os maiores valores de biomassa de bacterioplâncton, enquanto que no verão ambas foram reduzidas.

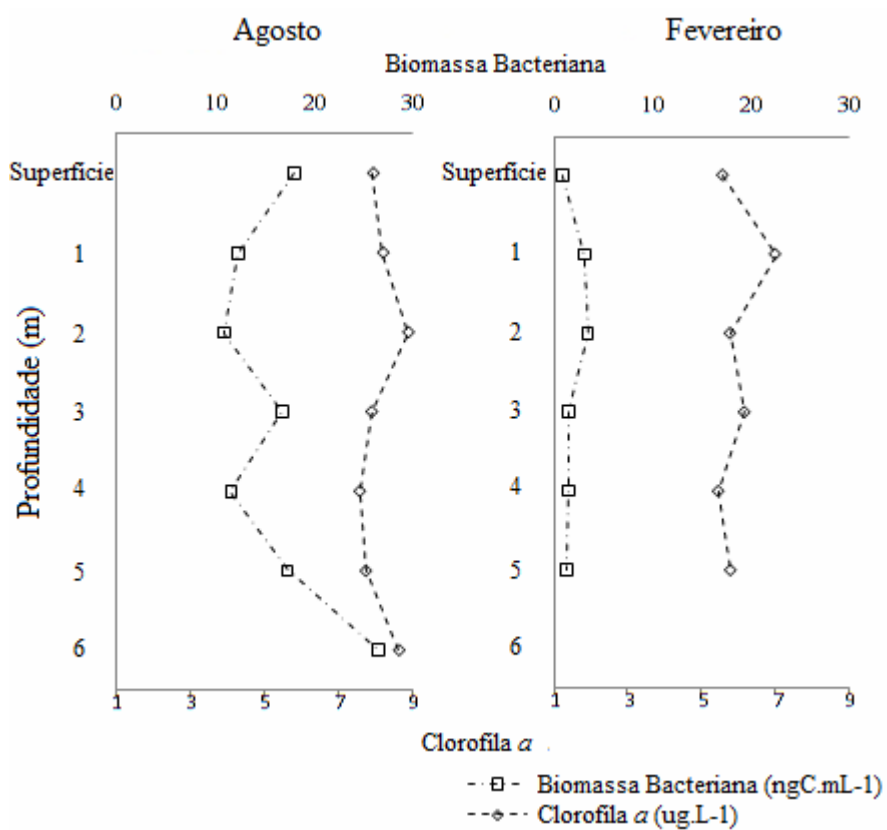


Figura 3.3 - Concentrações de clorofila *a* e biomassa bacteriana no perfil (n=6) da Lagoa Mangueira, RS, Brasil, nos meses de agosto de 2010 e fevereiro de 2011.

A zona eufótica, calculada de acordo com Cole (1994), foi maior no verão com 2,7 m de profundidade, enquanto que no inverno foi de 1,84 m. Esses valores corroboram com os resultados de turbidez e SST, que também foram maiores no

inverno. O valor máximo de clorofila *a* registrado em agosto ocorreu a 2m de profundidade, enquanto que em fevereiro o valor máximo foi em 1m de profundidade.

O fósforo total demonstrou ser um importante regulador da comunidade bacteriana. No inverno, período em que o fósforo apresentou maior concentração, a clorofila *a* foi elevada. Já no verão, a concentração mais baixa de fósforo correlacionou-se com a biomassa fotossintetizante também reduzida (Fig. 3.4).

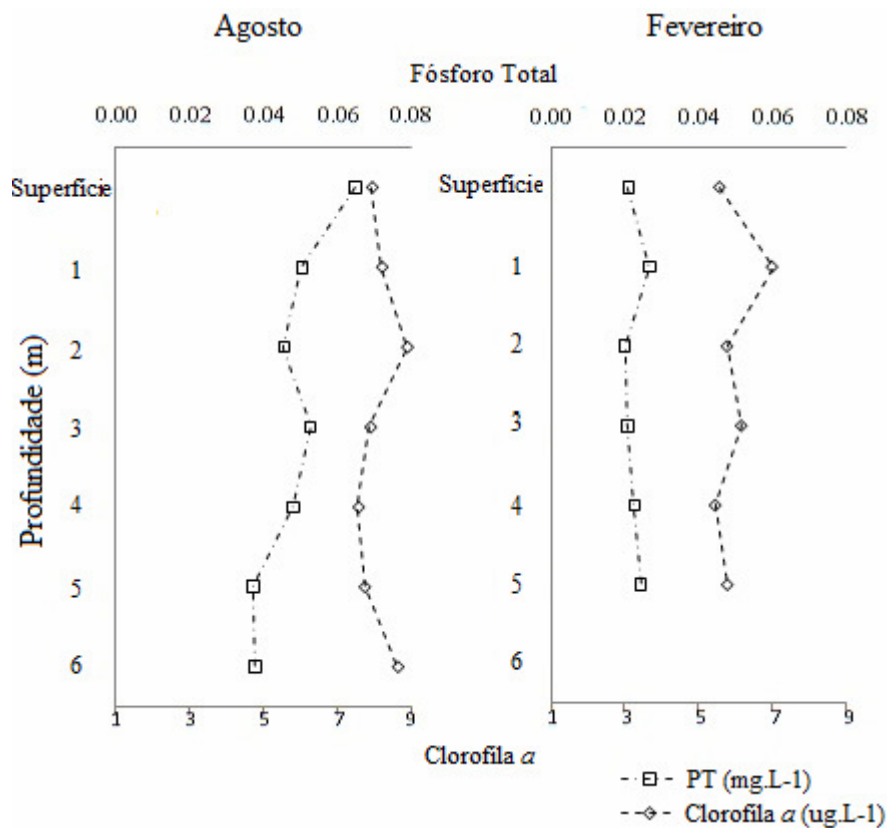


Figura 3.4 - Concentrações de clorofila *a* e fósforo total no perfil (n=6) na Lagoa Mangueira, RS, Brasil nos meses de agosto de 2010 e fevereiro de 2011.

Predadores

A densidade total de zooplâncton variou significativamente ($P=0.03$), sendo maior no verão (Fig. 3.5). Entre os grupos dessa comunidade, apenas os protistas (ciliados e tecamebas) apresentaram variação significativa em resposta à dinâmica sazonal

($P < 0.001$, $n=12$). Rotíferos, cladoceros e copepodos não apresentaram variação temporal significativa.

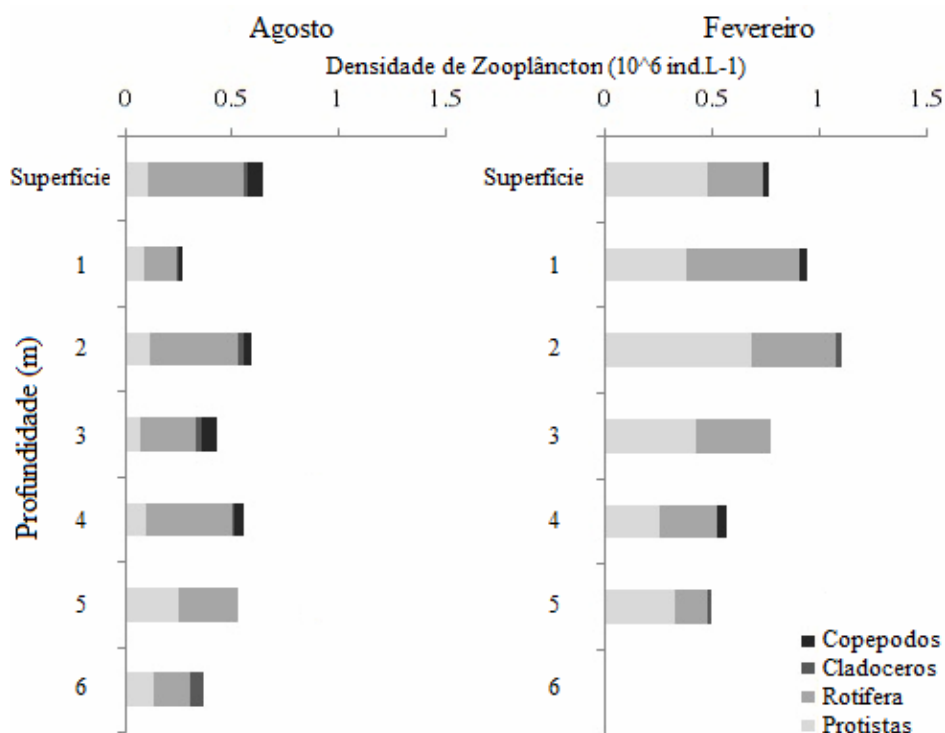


Figura 3.5 - Densidade do zooplâncton no perfil ($n=6$) da Lagoa Mangueira, RS, Brasil nos meses de agosto de 2010 e fevereiro de 2011. 1 a 6 = profundidades em metro.

Bacterioplâncton

Todos os morfotipos apresentaram uma redução temporal significativa na densidade ($P < 0.001$), com exceção da forma **outros** ($n=6$). Em ambos os períodos observou-se uma predominância elevada da forma *coccus*, seguida das formas *regular*, *curved* e **outros**, em ordem decrescente (Fig. 3.6). O morfotipo que apresentou maior decréscimo sazonal na densidade foi a forma *coccus* ($P < 0.001$). Significância foi observada também no decréscimo sazonal de biomassa bacteriana ($P < 0.001$). A biomassa bacteriana seguiu as tendências da densidade de *coccus*, demonstrando uma

forte relação entre a densidade desse morfotipo com a biomassa total do bacterioplâncton.

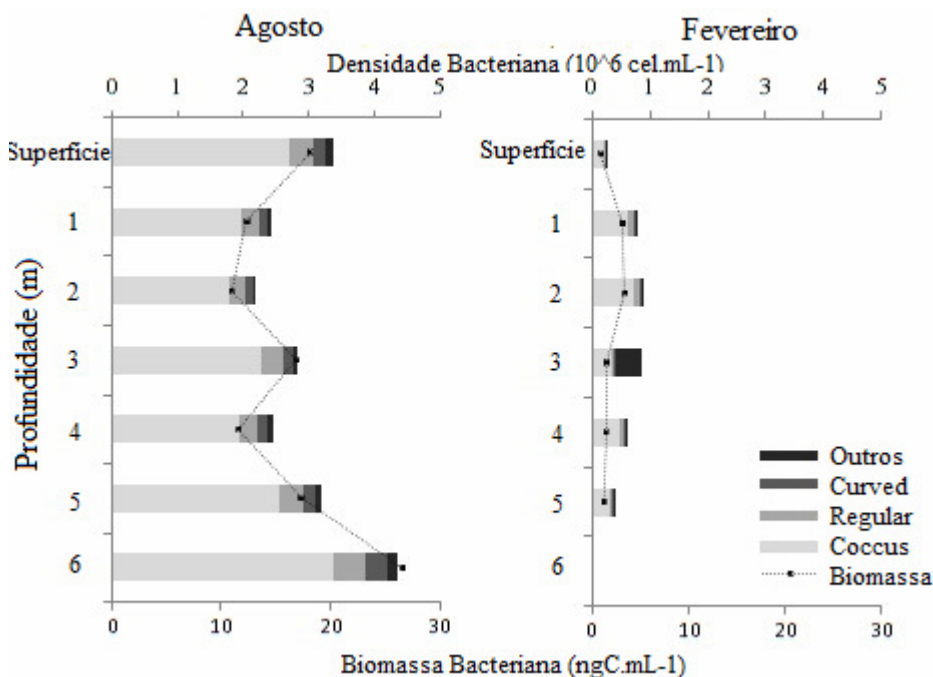


Figura 3.6 - Distribuição da densidade dos morfotipos bacterianos e biomassa total no perfil da Lagoa Mangueira, RS - Brasil, para os meses de agosto de 2010 e fevereiro de 2011. 1 a 6 = profundidades em metro.

Protistas, ciliados e tecamebas estão aqui representados como os principais representantes dos predadores da comunidade bacteriana. Um acréscimo na densidade de protistas foi acompanhado por um decréscimo na densidade de bacterioplâncton no mês de fevereiro (Fig. 3.7), indicando pressão de predação. Por outro lado, no mês de agosto observou-se o contrário, a densidade bacteriana foi elevada enquanto a densidade de protistas foi baixa.

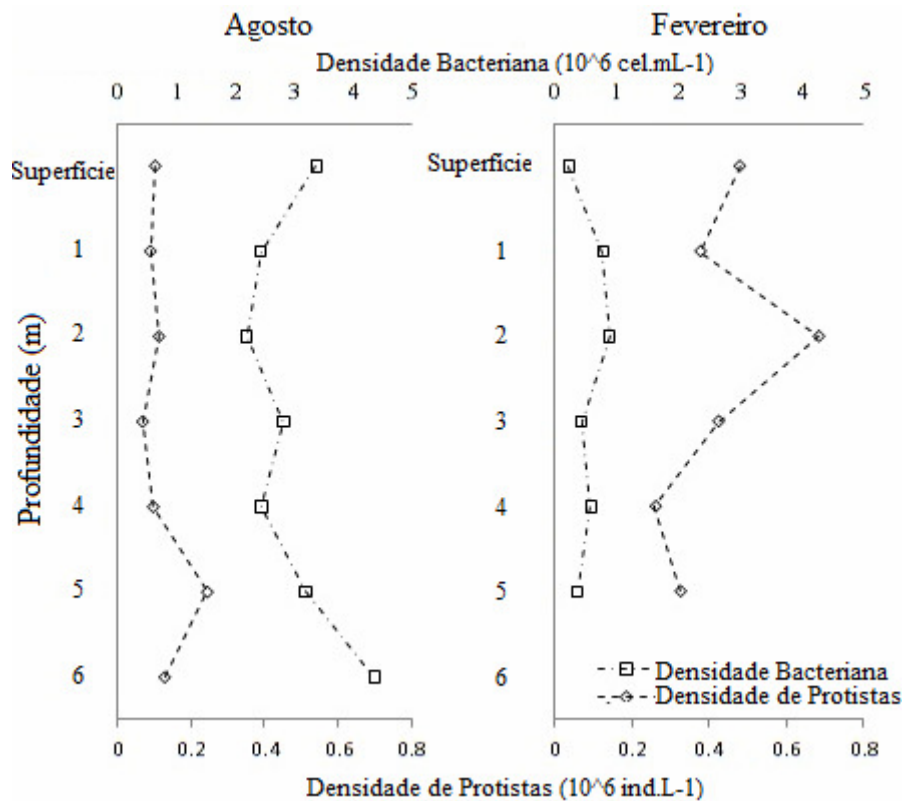


Figura 3.7 - Densidade de protistas e bacterioplâncton no perfil (n=6) na Lagoa Mangueira, RS, Brasil nos meses de agosto de 2010 e fevereiro de 2011.

Na RDA, o eixo 1 explicou 70.0% da variabilidade dos dados (P=0,02) e o eixo 2 explicou 13.2% (P=0,02). O diagrama mostrou a tendência sazonal das comunidades planctônicas reguladas pelas variáveis abióticas (Fig. 3.8). A densidade total bacteriana e a densidade dos principais morfotipos (*coccus*, *ceglular*, *curved*) estiveram relacionadas com as unidades amostrais de inverno, período regulado pelas variáveis predictoras oxigênio dissolvido, sólidos suspensos totais e fósforo total. Em relação ao zooplâncton, a densidade total e de protista estiveram relacionadas com o verão, período regulado pelas variáveis predictoras alcalinidade, sílica e temperatura.

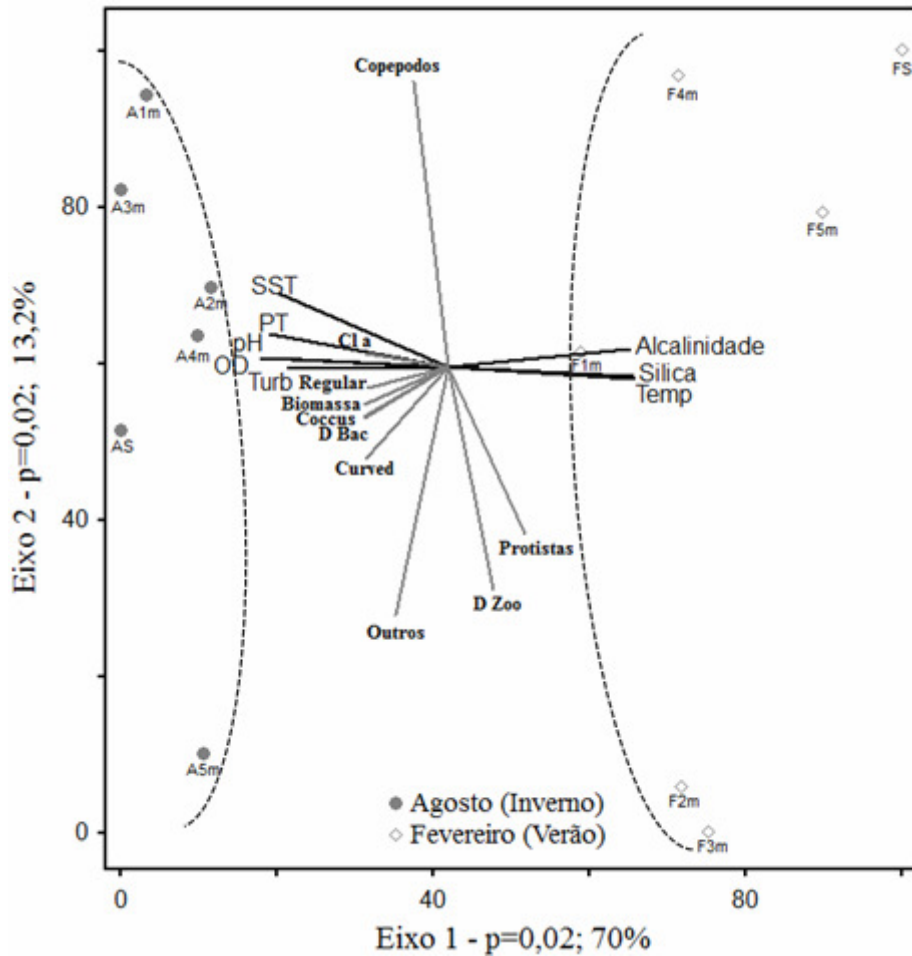


Figura 3.8 - RDA dos perfis sazonais da Lagoa Mangueira RS, Brasil, nos meses de agosto de 2010 e fevereiro de 2011. A=agosto; F=fevereiro; 1m a 6m = profundidades em metro; Temp=temperatura; D Zoo=densidade de zooplâncton; D Bac=densidade bacteriana; Turb=turbidez; OD=oxigênio dissolvido; Cl a=clorofila *a*; PT=fósforo total; SST=sólidos suspensos totais.

DISCUSSÃO

Marcante variação sazonal entre as variáveis ambientais e as comunidades planctônicas foi observada na região central da Lagoa Mangueira. Nitrogênio e fósforo apresentaram um importante papel regulador da comunidade bacteriana e da biomassa fotossintetizante (Reynolds, 1997; Rodrigues, 2009; Lima, 2011). A variação temporal

do bacterioplâncton esteve relacionada principalmente com a disponibilidade de nutrientes (Wersal *et al.*, 2006).

O perfil não apresentou estratificação, conforme observado também por Lima (2011) para as variáveis ambientais e para as comunidades planctônicas. Esta homogeneidade na coluna d'água foi descrita por Cardoso e Motta Marques (2009) atribuindo ao vento o fator direcionador dos processos em lagos rasos, causando turbulência na coluna d'água e com isso ressuspensão de sedimentos finos e nutrientes (Fragoso Jr. *et al.*, 2008).

No inverno, houve um aumento na densidade bacteriana e biomassa fotossintetizante na superfície e no fundo do perfil, seguido também de uma maior disponibilidade de nutrientes nessas regiões. Entretanto, essa tendência não foi observada no verão.

A relação NT:PT foi calculada para verificar uma possível limitação de nitrogênio ($NT:PT < 9$) ou fósforo ($NT:PT > 23$) (Guildford e Hecky, 2000) na lagoa Mangueira, considerando que para valores entre 9 e 23 há uma possível co-limitação entre N e P (Abell *et al.*, 2010). As taxas médias observadas para essa razão foram de 5,4 no inverno e 7,3 no verão, indicando limitação por nitrogênio em ambos os períodos estudados. Sistemas aquáticos de água doce frequentemente apresentam limitações por fósforo (Sturner, 2008; OECD, 1982; Schindler, 1974), havendo entretanto relatos de limitação por nitrogênio principalmente em ecossistemas oligotróficos (Abell *et al.*, 2010) como a Lagoa Mangueira.

A comunidade bacteriana foi favorecida no inverno, devido à disponibilidade de fósforo total, principalmente, nitrogênio total e fósforo reativo. Haig-They (2008) também registrou o fósforo como importante fator regulador da comunidade bacteriana na região limnética da lagoa devido à competição com macrófitas.

A biomassa fotossintetizante no perfil evidenciou ser controlada de forma ascendente nos dois períodos sazonais estudados, inverno e verão. Esse controle foi mais evidente no inverno, quando seguiu o aumento de concentração de fósforo total ao longo do perfil, bem como o crescimento do bacterioplâncton. Esse comportamento demonstrou a preferência da biomassa fotossintetizante por matéria inorgânica autóctone, produzida pelo bacterioplâncton. Rodrigues (2009) e Crossetti *et al.* (2007) também observaram uma grande dependência da comunidade fitoplanctônica à disponibilidade de nutrientes na Lagoa Mangureira.

Devido a comunidade de predadores ser maior no verão e haver limitação de nitrogênio, a comunidade bacteriana demonstrou ser controlada de forma ascendente durante o inverno. Esse controle evidenciou ter favorecido significativamente o morfotipo *coccus*, visto que esse apresentou elevada densidade no período. Podendo ser uma importante estratégia desses organismos, pois evidenciam serem importantes competidores por nutrientes. Essa estratégia foi relatada por Cotner e Biddanda (2002), onde o autor reportou essa eficiência à razão superfície/volume, que permite o metabolismo de nutrientes por difusão de forma mais rápida e eficaz.

A comunidade bacteriana evidenciou sofrer controle descendente (*top-down*) por protistas no verão. Nesse período, observou-se a redução na densidade bacteriana, em especial a forma *coccus*. Essa predação preferencial se deve a forma menos complexa desse morfotipo, facilitando sua captura e ingestão, sendo assim a forma mais palatável (Jürgens *et al.*, 1999; Cesar, 2002; Corno e Jürgens, 2006). Por ser a forma preferencial dos predadores, é conseqüentemente o morfotipo de maior importância para a teia trófica da Lagoa Mangureira. Os morfotipos *coccus*, *regular rod*, *curved rod* e **outros** foram respectivamente as formas mais densas também em outros períodos analisados

anteriormente na Lagoa Mangueira (Haig-They, 2008; Rodrigues, 2009; Canterle, 2011), observando-se menor densidade das formas mais complexas.

Canterle (2011) e Cesar (2002) relataram a influência da razão N:P na dinâmica bacteriana. Resultados obtidos por Canterle (2011) apontaram correlação negativa entre a forma *coccus* e a disponibilidade de fósforo total e fósforo reativo, assim como a correlação positiva destes nutrientes com o morfotipo *regular rod* e correlação negativa desse com o nitrogênio total. No presente trabalho, essas relações não foram observadas, já que ambas as formas, inclusive a forma *curved rod*, foram direcionadas principalmente pelo fósforo total, seguido do nitrogênio total e fósforo reativo. Possivelmente, essa mudança na dinâmica da disponibilidade de nutrientes esteja relacionada com a maior capacidade de absorção de nutrientes no período estudado por Canterle (2011), visto que no presente estudo a densidade bacteriana máxima foi de $4,4 \times 10^6$ ind mL⁻¹, enquanto que no trabalho de Canterle (2011) o valor máximo encontrado foi de $9,7 \times 10^6$ ind mL⁻¹. Assim, no trabalho de Canterle (2011) havia maior competição por nutrientes entre a comunidade, resultando em estratégias para uma maior absorção de nutrientes entre os diferentes morfotipos. Uma maior eficiência na absorção de nutrientes pode ser resultado de uma maior atividade competitiva entre os morfotipos, sendo a forma *regular rod* mais competitiva na absorção de fósforo total e fósforo reativo, enquanto a forma *coccus* não apresentou uma boa adaptação competitiva.

CONCLUSÕES

Marcante variação temporal (sazonal) entre as variáveis limnológicas foi observada na região central da Lagoa Mangueira. As principais variáveis reguladoras da

variação temporal estiveram associadas à disponibilidade de nutrientes. A Lagoa Mangueira não apresentou estratificação significativa para as variáveis ambientais e conseqüentemente para as comunidades planctônicas, apontando para uma homogeneização da coluna d'água. A clorofila *a* e a estrutura da comunidade bacteriana, densidade e biomassa, apresentaram resposta marcante quanto à dinâmica na disponibilidade de recursos sazonalmente, sendo o controle ascendente, caracterizado pela limitação de nitrogênio, um importante direcionador dessas comunidades. As comunidades planctônicas, biomassa fotossintetizante e bacterioplâncton, foram reguladas de forma ascendente por limitação de nitrogênio principalmente no inverno e controlada de forma descendente durante o verão. O morfotipo *coccus* apresentou representatividade na lagoa Mangueira, além de ser a forma preferencial dos predadores, com importância para a teia trófica. As comunidades planctônicas apresentaram maior densidade durante o inverno direcionadas pela disponibilidade de nutrientes.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos o apoio financeiro ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), através do programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD) e também à equipe de técnicos do IPH-UFRGS.

BIBLIOGRAFIA

Abell, J. M.; Özkundakci, D.; Hamilton, D. P. (2010). Nitrogen and Phosphorus Limitation of Phytoplankton Growth in New Zealand Lakes: Implications for Eutrophication Control. *Ecosystems*, 13:966-977.

American Public Health Association (APHA). (2005). Eaton, a. d.; Clesceri, L. S.; Greenberg, A. E. (orgs.). *Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater*. 21^a ed. Washington: American Public Health Association, Inc.

Apple, J. K.; Smith, E. M.; Boyd, T. J. (2008). Temperature, Salinity, Nutrients , and the Covariation of Bacterial Productio and Chlorophyll-*a* in Estuarine Ecosystems. *Journal of Coastal Research*, 55:59-75.

Azam, F.; Fenchel, T.; Field, J. G.; Gray, J. S.; Meyer-Reil, L. A.; Thingstad, F. (1983). The ecological role of water-column microbes in the sea. *Marine Ecology - Progress Series*, 10:257-263.

Bocaniov, S. A.; Smith, R. E. H. (2009). Plankton Metabolic Balance at the Margins of Very Large Lakes: Temporal Variability and Evidence for Dominance of Autochthonous Processes. *Freshwater Biology* 54, 345-362.

Canterle, E. R. B. (2011). Metabolismo Mediado pelo Bacterioplâncton em um Lago Raso Subtropical e sua Relação com a Presença de Macrófitas, Sedimento e Regime Hídrico. Tese de Doutorado. UFRGS. Porto Alegre, Brasil.

Cardoso, L. De S.; Fragoso Jr, C. R., Souza, R.S.; Motta Marques, D. M. (2012). Hydrodynamic control of plankton spatial and temporal heterogeneity in subtropical shallow lakes In: *Hydrodynamics / Book 1* ed.Rijeka : INTECH Open Access Publisher, p. 27-48

Cardoso, L. De S.; Motta Marques, D. M. L. (2009). Hydrodynamics-driven Plankton Community in a Shallow Lake. *Aquat. Ecol.* 43:73-84.

Cesar, D. E. (2002). Estrutura e Dinâmica do Bacterioplâncton e suas Relações com Nutrientes Inorgânicos e Predação no Estuário da Lagoa dos Patos/RS. Fundação Universidade federal de Rio Grande, Rio Grande. Tese de doutorado. 151p.

Chrzanowski, T. H.; Simek, K. (1990). Prey size selection by freshwater flagellated protozoans. *Limnol. Oceanogr.* 35: 1429-1436.

Cole, G. A. (1994). *Textbook of Limnology*. Waveland Pres Inc. Illinois 491 p.

Corno, G.; Caravati, E.; Callieri, C.; Bertoni, R. (2008). Effects of predation pressure on bacterial abundance, diversity, and size-structure distribution in an oligotrophic system. *J. Limnol.*, 67(2):107-119.

Corno, G.; Jürgens, K. (2006). Direct and Indirect Effects of Protist Predation on Population Size Structure of a Bacterial Strain with High Phenotypic Plasticity. *Applied and Environmental Microbiology*, 72:78-86.

Cotner, J. B.; Biddanda, B. A. (2002). Small players, largue role: microbial influence on biogeochemical processes in pelagic aquatic ecosystems. *Ecosystems*, 5:105-121.

Crossetti, L. O.; Cardoso, L. De S.; Callegaro, V. L. M.; Alves-Da-Silva, S. M.; Werner, V. R.; Rosa, Z. M.; Motta Marques, D. Da. (2007). Influence of the hydrological changes on the phytoplankton structure and dynamics in a subtropical wetland-lake system. *Acta Limnol. Bras.*, 19(3):315-329.

Doi, M.; Wachi, M.; Ishino, F.; Tomioka, S.; Ito, M.; Sakagami, Y.; Suzuki, A.; Matsushashi, M. (1988). Determinations of the DNA Sequence of the *mreB* Gene and of

the Gene Products of the *mre* Region That Function in Formation of the Rod Shape of *Escherichia coli* Cells. *Journal of Bacteriology*, v.170, n.10. p. 4619-4624.

Eiler, A; Bertilsson, S. (2004). Composition of freshwater bacterial communities associated with cyanobacterial blooms in four Swedish lakes. *Environmental Microbiology*. 6(12), 1228-1243.

Fontes, M. L. S.; Abreu, P. C. (2009). Spatiotemporal Variation of Bacterial Assemblages in a Shallow Subtropical Coastal Lagoon in Southern Brazil. *Microb. Acol.* 58:140-152.

Fontes, M. L. S.; Suzuki, M. T. (2011). Primary Production in a Subtropical Stratified Coastal Lagoon-Contribution of Anoxygenic Phototrophic Bacteria. *Microb. Ecol.* 61:223-237.

Fragoso Jr, C. R.; Motta Marques, D. M. L.; Collischonn, W.; Tucci, C. E. M.; Van Nes, E. H. (2008). Modelling Spatial Heterogeneity of Phytoplankton in Lake Mangueira, a Large Shallow Subtropical Lake in South Brazil. *Ecological Modelling* 219:125-137.

Guildford SJ, Hecky RE. (2000). Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: is there a common relationship? *Limnol Oceanogr* 45:1213-23.

Haig-They, N. (2008). Diversidade e metabolismo do bacterioplâncton em lagos rasos subtropicais. Dissertação de mestrado (Universidade Federal do Rio Grande do Sul). 116p.

Hobbie, J. E.; Daley, R. J.; Jasper, S. (1997). Use of nucleopore filters for counting bacteria by fluorescent microscopy. *Applied and Environmental Microbiology*. v.33, n.5, p. 1225-1228.

Jezbera, J.; Nedoma, J.; Šimek, K. (2003). Longitudinal changes in protistan bacterivory and bacterial production in two canyon-shaped reservoirs of different trophic status. *Hydrobiologia*. 504: 115-130.

Jürgens, K.; Arndt, H.; Rothhaupt, K. O. (1994). Zooplankton-Mediated Changes of Bacterial Community Structure. *Microbial Ecology*, 27:27-42.

Jürgens, K.; Pernthaler, J.; Schalla, S. Amann, R. (1999). Morphological and compositional changes in a planktonic bacterial community in response to enhanced protozoan grazing. *Applied and Environmental Microbiology*, p.1241-1250. v.65. n°3.

Kepner, R. L. Jr.; Pratt, J. R. (1994). Use of fluorochromes for direct enumeration of total bacteria in environmental sample: past and present. *Microbiological Reviews*. v.58. n.4, p. 603-615.

Lima, M. S. (2011). Dinâmica Funcional da Comunidade Microbiana Heterotrófica em Lagoa Rasa Subtropical. Dissertação de Mestrado. UFRGS. Porto Alegre, Brasil.

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

Liu, J.; Leff, L. G. (2002). Temporal changes in the bacterioplankton of a Northeast Ohio (USA) River. *Hydrobiologia*. 489: 151-159.

Manini, E., Fiordelmondo, C., Gambi, C., Pusceddu, A., Danovaro, R. (2003). Benthic microbial loop functioning in coastal lagoons: a comparative approach. *Oceanologica Acta* 26, 27e38.

Massana, R.; Gasol, J. M.; Bjørnsen, P. K.; Black-Burn, N.; Hagström, Å.; Hietanen, S.; Hygum, B. H.; Kuparinen, J.; Pedrós-Alió, C. (1997). Measurement of bacterial size via image analysis of epifluorescence preparations: description of a inexpensive system and solutions to some of the most common problems. *Scientia Marina*. v.61, n.3, p.397-407.

McCune, B.; MEFFORD, M. J. (1999). PC-ORD multivariate analysis of ecological data – version 5. MJM Software Design, Gleneden Beach.

Newell, R.C. (1982). The energetics of detritus utilisation in coastal lagoons and nearshore waters. In: Laserre, P., Postma, H. (Eds.), *Coastal Lagoons. Proceedings of International Symposium on Coastal Lagoons*, *Oceanologica Acta*, pp. 347e355 (Special publication).

Norland, S. (1993). The relationship between biomass and volume of bacteria. In: Kemp, P. F.; Sherr, B. F.; Sherr, E. B. & Cole, J. J. *Handbook of Methods in Aquatic Microbial Ecology*. USA: Lewis Publishers. p. 339-345. 777p.

OECD. (1982). *Eutrophication of waters—monitoring, assessment and control*. Paris: Organisation for Economic Co-operation and Development. 154 pp.

Peters, R. H. (1983). *The ecological implications of body size*. Cambridge University Press, Cambridge, Massachusetts, USA.

Psenner, R.; Sommaruga, R. (1992). Are rapid changes in bacterial biomass caused by shifts from top-down to bottom-up control? *Limnol. Oceanogr.* 37(5):1092-1100.

Reynolds, C. S. (1997). Vegetation process in the pelagic: a model for ecosystem theory. In Kinne, O. (ed.), *Excellence in Ecology*. ECI, Oldendorf.

Rodrigues, L. R. (2009). *Reguladores da Dinâmica das Comunidades Planctônicas e Íctica em Ecossistemas Límnicos Subtropicais*. Tese de Doutorado. UFRGS. Porto Alegre, Brasil.

Schindler DW. (1974). Eutrophication and recovery in experimental lakes: implications for lake management. *Science* 184:897–9.

Steinberger, R. E; Allen, A. R.; Hansma, H. G.; Holden, P. A. (2002). Elongation Correlation With Nutrient Deprivation in *Pseudomonas aeruginosa* unsaturated biofilms. *Microb.Ecol.* 43, pp. 416-423.

Sterner, R.W. (2008). On the phosphorus limitation paradigm for lakes. *Int Rev Hydrobiol* 93:433–45.

Vats, P.; Yu, J; Rothfield, L. (2009). The dynamic nature of the bacterial cytoskeleton. *Cell Mol Life SCI.*, 66(20):3353-62.

Viaroli, P., Bartoli, M., Bondavalli, C., Christian, R.R., Giordani, G., Naldi, M. (1996). *Hydrobiologia* 329, 105 e 119.

Vrede, K.; Heldal, M.; Norland, S.; Bratbak, G. (2002). Elemental composition (C, N, P) and cell volume of exponentially growing and nutrient-limited bacterioplankton. *Applied and Environmental Microbiology*, 68(60): 2965-2971.

Wersal, R. M.; Madsen, J. D.; Mcmillan, B. R.; Gerard, P. D. (2006). Environmental Factors Affecting Biomass and Distribution of *Stuckenia pectinata* in the Heron Lake System, Minnesota, USA. *Wetlands* 26(2):313-321.

Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: Lake and River Ecosystems*. Academic Press, San Diego, 1006 pp.

Yuan, X.; He, L.; Yin, K.; Pan, G.; Harrison, P. (2011). Bacterial distribution and nutrient limitation in relation to different water masses in the coastal and northwestern South China Sea in late Summer. *Continental Shelf Research*. 31: 1214-1223.

CONCLUSÕES

A disponibilidade de nutrientes foi identificada como importante para a dinâmica temporal e espacial da comunidade bacteriana na lagoa Mangueira. Foi observado controle ascendente e descendente sobre a comunidade bacteriana. A forma *coccus* foi o principal morfotipo a sofrer pressão de predação e o de maior densidade, destacando-se os ciliados como principal grupo predador da comunidade.

O gradiente espacial das variáveis ambientais e das comunidades planctônicas foi mais pronunciado entre as regiões, influenciado devido o distanciamento entre esses locais. As zonas da lagoa apresentaram espacialização principalmente relacionada à disponibilidade de nutrientes e a forma dessas substâncias, orgânica e inorgânica, bem como um possível efeito alelopático das macrófitas submersas sobre a comunidade bacteriana e clorofila *a*. Sendo o fósforo relacionado com um possível aporte dos campos de arroz da margem oeste e a presença de carbono inorgânico total na margem leste da lagoa.

Não foi observada estratificação das variáveis ambientais e das comunidades planctônicas na coluna d'água da Lagoa Mangueira, caracterizando um sistema de mistura completa.

A comunidade bacteriana apresentou um importante papel regulador e direcionador de nutrientes para a teia trófica da Lagoa Mangueira, destacando como importante produtora de biomassa para os níveis tróficos superiores.