

Universidade Federal de São Carlos
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

**Avaliação do potencial bacterívoro de três espécies de
Cladocera de ocorrência tropical e subtropical**

Luciana Hitomi Hayashi

São Carlos

2012

Universidade Federal de São Carlos
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

**Avaliação do potencial bacterívoro de três espécies de
cladocera de ocorrência tropical e subtropical**

Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-Graduação em Ecologia e Recursos
Naturais da Universidade Federal de São
Carlos, como parte dos requisitos para
obtenção do título de Mestre em Ecologia
e Recursos Naturais

Orientadora: Prof^a. Dra. Mirna Helena Regali Seleghim

Luciana Hitomi Hayashi

São Carlos

2012

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da
Biblioteca Comunitária da UFSCar**

H413ap Hayashi, Luciana Hitomi.
Avaliação do potencial bacterívoro de três espécies de cladocera de ocorrência tropical e subtropical / Luciana Hitomi Hayashi. -- São Carlos : UFSCar, 2013.
89 f.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2012.

1. Ecologia. 2. Cladocera. 3. Bacterivoria. 4. Bactérias. 5. Cédula. 6. FLB. I. Título.

CDD: 574.5 (20ª)



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

Relatório de Defesa de Dissertação Candidata: Luciana Hitomi Hayashi

Aos 19/11/2012, às 14:00, realizou-se na Universidade Federal de São Carlos, nas formas e termos do Regimento Interno do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, a defesa de dissertação de mestrado sob o título: Avaliação do potencial bacterívoro de três espécies de Cladocera de ocorrência tropical e subtropical, apresentada pela candidata Luciana Hitomi Hayashi. Ao final dos trabalhos, a banca examinadora reuniu-se em sessão reservada para o julgamento, tendo os membros chegado ao seguinte resultado:

Participantes da Banca	Função	Instituição	Conceito
Profa. Dra. Mirna Helena Regali Selegim	Presidente	UFSCar	<u>A</u>
Profa. Dra. Odete Rocha	Titular	UFSCar	<u>A</u>
Profa. Dra. Maria José dos Santos Wisniewski	Titular	UNIFAL	<u>A</u>

Resultado Final: A

Parecer da Comissão Julgadora*:

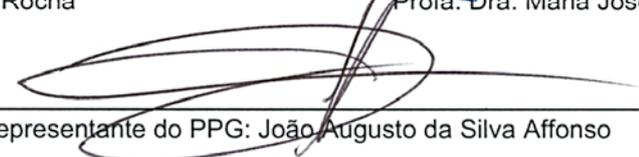
Aprovada com distinção

Encerrada a sessão reservada, o presidente informou ao público presente o resultado. Nada mais havendo a tratar, a sessão foi encerrada e, para constar, eu, João Augusto da Silva Affonso, representante do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, lavrei o presente relatório, assinado por mim e pelos membros da banca examinadora.


Profa. Dra. Mirna Helena Regali Selegim


Profa. Dra. Odete Rocha


Profa. Dra. Maria José dos Santos Wisniewski


Representante do PPG: João Augusto da Silva Affonso

Não houve alteração no título da dissertação () Houve. O novo título passa a ser:

*Obs: Se o candidato for reprovado por algum dos membros, o preenchimento do parecer é obrigatório.

Para gozar dos direitos do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais, a candidata ainda precisa ter sua dissertação homologada pelo Conselho de Pós-Graduação da UFSCar.

*Dedico este trabalho aos meus pais Shimpei e Setsuco,
que são meu Porto Seguro, minha base, minha fortaleza.*

Muito Obrigada!

Amo vocês!

AGRADECIMENTOS

À Profa. Dra. Mirna Helena pela confiança, orientação, paciência, compreensão e amizade.

À Profa. Dra. Odete Rocha por sua amizade, seus valiosos ensinamentos e auxílio durante o desenvolvimento deste trabalho.

Ao CNPq, pelo auxílio financeiro e concessão da bolsa de estudos (processo nº 475625/2009-9).

Ao Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva, Laboratório de Ecologia de Microrganismos Aquáticos, pela estrutura oferecida para a realização desta pesquisa.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, docentes, Coordenação do Curso e à Secretaria do Programa por todo o apoio concedido.

À Darci, pelo auxílio e principalmente pela amizade e carinho, e a todos os funcionários do DEBE, em especial à Edna e ao Luizinho pela amizade e colaboração.

À Profa. Dra. Nelma Bossolan e ao Néelson Gallo pela ajuda com o incrível MEV.

À minha família, meus pais Shimpei e Setsuco, meu irmão Marcos, meus tios Miyoko e Hiro pelo amor, carinho e por acreditarem em mim.

Ao Marcos, pelo carinho, amor, pela dedicação, amizade, confiança, paciência e por me socorrer e apoiar em todos os momentos.

À família Martins; Pipa, Mara, Ana Cláudia e Gioko pelo apoio, carinho e estímulo.

Aos meus amigos Nê e Rubs pela amizade, ajuda e companhia dentro e fora do laboratório.

Às amigas queridas Laine e Karina pela amizade, paciência, pelo apoio e estímulo em todos os momentos.

Aos amigos(as) do laboratório: Bruna Vacondio, Bruna Bueno, Caio, Luis Fernando e Mayara pela amizade, incentivo e momentos de descontração.

Ao Rafael e à Marcinha, por serem tão solícitos e pelo socorro estatístico.

À Deus, por trilhar o meu caminho, iluminar a minha vida e estar sempre me guiando e cuidando dos que eu amo.

A todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho.

RESUMO

Dentre os diversos consumidores de bactérias nas teias alimentares de ambientes dulcícolas, os cladóceros ocupam uma posição relevante, sendo filtradores relativamente não seletivos, podendo exercer forte impacto na redução populacional microbiana. Este estudo teve como propósito analisar a estrutura da comunidade microbiana e avaliar o potencial bacterívoro em diferentes fases de vida de três espécies de cladóceros de ocorrência tropical e subtropical (*Ceriodaphnia silvestrii*; *Ceriodaphnia cornuta* e *Daphnia gessneri*) através do estudo microscópico de suas estruturas filtradoras e da quantificação de suas taxas de ingestão em experimentos de bacterivoría *in vitro* e *in situ*, utilizando-se bactérias marcadas fluorescentemente (FLB). Os experimentos *in situ* foram realizados em um ambiente subtropical predominantemente mesotrófico (reservatório do Lobo-Broa, Brasil) em 2 pontos de coleta que apresentam graus de trofia diferentes. Em paralelo foram avaliadas variáveis físicas, químicas e biológicas da água. Os valores de densidade e de biomassa bacteriana obtidos foram semelhantes aos encontrados em outros ambientes de água doce. Quanto aos morfotipos, houve a dominância de cocobacilos e de cocos (78,5% do total bacterioplânctônico). Nos experimentos *in vitro*, os valores obtidos para as taxas de ingestão individual (TII) variaram de $1,1 \times 10^5$ Bact.ind⁻¹ h⁻¹ a $4,4 \times 10^5$ Bact.ind⁻¹ h⁻¹ e para as taxas de remoção (TR) de 0,1 mL.ind⁻¹ h⁻¹ a 0,4 mL.ind⁻¹ h⁻¹. Neonatas de todas as espécies estudadas apresentaram taxas relativamente altas de ingestão e remoção. Nos experimentos *in situ*, *C. silvestrii*, apresentou a maior taxa de ingestão individual (TII) média. Em termos populacionais, os dafinídeos estudados se destacaram por consumirem grande quantidade de bactérias no período chuvoso. A bacterivoría por dafinídeos neste ambiente pode ter contribuído para a indução de modificações na estrutura da comunidade bacteriana, como o aumento do tamanho e da quantidade de filamentos bacterianos. Deste modo, nota-se que o controle *bottom-up* teve maior importância no período seco e o controle *top-down* maior importância no período chuvoso; a disponibilidade de recursos e a predação são igualmente importantes na regulação da abundância bacteriana no reservatório do Lobo. As espécies estudadas mostraram ter uma rede de malhas suficientemente estreitas para reter bactérias, a maior distância média entre cérdulas foi encontrada em primíparas de *C. cornuta* (0,39 µm), e a menor em neonatas de *D. gessneri* (0,11 µm). Embora as três espécies apresentem malhas finas, as mudanças em suas malhas ocorrem de forma diferente para cada espécie.

Palavras-chave: *grazing*, bactérias, cladóceros, cérdulas, FLB

ABSTRACT

Cladocerans occupy an important position in freshwater food webs, acting like a bacteria consumer; being relatively non-selective filter feeders they can exert a strong impact on reducing microbial population. This study aimed to analyze the microbial community structure and evaluate the grazing potential in different life stages of three species of cladoceran occurring in tropical and subtropical climate (*Ceriodaphnia silvestrii*, *Ceriodaphnia cornuta* and *Daphnia gessneri*), using a microscopic study of their filter structures and quantifying the grazing rates, the latter experiments were performed in vitro and in situ using fluorescently labeled bacteria (FLB). The in situ experiments were performed in a predominantly mesotrophic subtropical environment (Lobo-Broa Reservoir, Brazil) on two sampling points with different trophic degrees. In parallel, physical, chemical and biological water variables were also evaluated. The bacterial densities and biomass were similar to those found in freshwater environments. For the morphotypes, there was a dominance of coccobacilli and cocci (78.5% of total). In their in vitro experiments, the lowest values found for individual ingestion rates (IIR) and removal (RR) were respectively $1,1 \times 10^5$ Bact.ind⁻¹ h⁻¹ and $0,1$ mL.ind⁻¹ h⁻¹ in primiparous *C. silvestrii*, and the highest values were, respectively, $4,4 \times 10^5$ Bact.ind⁻¹ h⁻¹ e $0,4$ mL.ind⁻¹ h⁻¹, observed in adult *D. gessneri*. Neonate of all species showed relatively high ingestion and removal rates. During the in situ experiments, *C. silvestrii*, had the highest individual ingestion rates (IIR) $27,7 \times 10^4$ bact ind⁻¹ h⁻¹. In populational terms, the studied daphnids distinguished themselves by consuming large amounts of bacteria in the rainy season. The daphnids grazing for this environment may have contributed to induce changes in the structure of bacterial communities, such as increasing the size and amount of bacterial filaments. Therefore, we noted that the *bottom-up* control had greater importance during the dry season and the *top-down* control has greater importance in the rainy season; the availability of resources and predation are also important in the regulation of bacterial abundance in the Lobo reservoir. The studied species showed a sufficiently narrow mesh network to retain bacteria, the largest average distance between setulae was found in primiparous *C. cornuta* ($0.39\mu\text{m}$), and the smallest in neonate *D. gessneri* ($0.11\mu\text{m}$). Although the three species have thin meshes, the changes in its meshes occur differently for each species.

Keywords: grazing, bacteria, Cladocera, setulae, FLB

Abreviaturas

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
Bact	Bactérias
C	Carbono
cel	Célula
Cond	Condutividade
CRHEA	Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada
DAPI	4',6'-diamidino-2-phenilindol
Dens	Densidade
DTAF	Fluorocromo 5 - (4,6-diclorotriazina-2yl) aminofluoresceína
FLB	Fluorescently Labelled Bacteria (Bactéria Marcada Fluorescentemente)
Ind	Indivíduo
MEV	Microscópio Eletrônico de Varredura
MI	Material Inorgânico
MO	Material Orgânico
MOD	Matéria Orgânica Dissolvida
MST	Material em suspensão total
NMP	Número Mais Provável
OD	Oxigênio Dissolvido
P1	Ponto 1
P2	Ponto 2
PCA	Principal component analysis (Análise de componentes principais)
Precip	Precipitação
PVC	Policloreto de vinila
rpm	Rotação por minuto
Temp	Temperatura
TII	Taxa de Ingestão Individual
TIP	Taxa de Ingestão Populacional
TR	Taxa de Remoção
Transp	Transparência
USP	Universidade de São Paulo
UV	Ultravioleta

Lista de Tabelas

Tabela 1 Dados gerais e morfométricos da Represa do Lobo	8
Tabela 2. Média entre as distâncias entre cérdulas, largura da cérdula, distância entre cérdulas na base e largura da cérdula na base (\pm DP); foram analisados quatro indivíduos, sendo em cada indivíduo feitas 4 medições, em cada estágio de vida para cada espécie estudada.	45
Tabela 3. Tabela de dados para análise do PCA.....	46
Tabela 4. Variáveis físicas e químicas nos dois pontos de coleta (P1 e P2) nas datas de amostragem na Represa do Lobo. Temperatura (Temp), pH, Precipitação (Precip.), Transparência da água (Transp.), Condutividade (Cond) e Oxigênio dissolvido (O.D.).	79
Tabela 5. Concentrações de material em suspensão total (MST), material orgânico (MO) e material inorgânico (MI) nos dois pontos amostrados (P1 e P2) nas datas de amostragem na Represa do Lobo.....	79
Tabela 6. Densidade e biomassa de bactérias nos dois pontos de coleta (P1 e P2) nas datas de amostragem na Represa do Lobo.....	80
Tabela 7. Biovolume (μm^3) dos diferentes morfotipos bacterianos nos dois pontos de coleta (P1 e P2) nas datas de amostragem na Represa do Lobo.....	80
Tabela 8. Densidade dos diferentes morfotipos bacterianos nos dois pontos de coleta (P1 e P2) nas datas de amostragem na Represa do Lobo.....	80
Tabela 9. Biomassa dos diferentes morfotipos bacterianos nos dois pontos de coleta (P1 e P2) nas datas de amostragem na Represa do Lobo.....	81
Tabela 10. Densidade de rotíferos totais (ind L^{-1}) nos dois pontos de coleta (P1 e P2) nas datas de amostragem na Represa do Lobo.....	81
Tabela 11. Densidade de cladóceros totais (ind L^{-1}) nos dois pontos de coleta (P1 e P2) nas datas de amostragem na Represa do Lobo.	81
Tabela 12. Densidade de copépodos totais (ind L^{-1}) nos dois pontos de coleta (P1 e P2) nas datas de amostragem na Represa do Lobo.	81
Tabela 13. Densidade total dos taxa encontrados nos pontos de coleta (P1 e P2) nas datas de amostragem na Represa do Lobo, em 100L de amostra filtrada.	82
Tabela 14. Densidade total dos taxa encontrados nos pontos de coleta (P1 e P2) nas datas de amostragem na Represa do Lobo, em 100L de amostra filtrada.	82

Tabela 15. Média do tamanho em comprimento dos indivíduos (mm) e desvios-padrão das três espécies estudadas, nos diferentes estágios de vida testados.	83
Tabela 16. Taxa de consumo (TC) por <i>D. gessneri</i> , <i>C. silvestrii</i> e <i>C. cornuta</i> nos três estágios de vida, nos experimentos realizados <i>in vitro</i>	83
Tabela 17. Taxa de ingestão individual (TII) por <i>D. gessneri</i> , <i>C. silvestrii</i> e <i>C. cornuta</i> nos três estágios de vida, nos experimentos realizados <i>in vitro</i>	83
Tabela 18. Taxa de remoção (TR) por <i>D. gessneri</i> , <i>C. silvestrii</i> e <i>C. cornuta</i> nos três estágios de vida, nos experimentos realizados <i>in vitro</i>	83
Tabela 19. Taxa de consumo (TC) por <i>D. gessneri</i> , <i>C. silvestrii</i> e <i>C. cornuta</i> nos dois pontos de coleta (P1 e P2) nas datas de amostragem na Represa do Lobo.	84
Tabela 20. Taxa de ingestão individual por <i>D. gessneri</i> , <i>C. silvestrii</i> e <i>C. cornuta</i> nos dois pontos de coleta (P1 e P2) nas datas de amostragem na Represa do Lobo.....	84
Tabela 21. Taxa de remoção (TR) por <i>D. gessneri</i> , <i>C. silvestrii</i> e <i>C. cornuta</i> nos dois pontos de coleta (P1 e P2) nas datas de amostragem na Represa do Lobo.	84
Tabela 22. Tabelas contendo as medidas das distâncias entre as cérdulas na base e em um ponto mediano e a largura das cérdulas na base e em um ponto mediano; suas respectivas médias e desvios-padrão de indivíduos de <i>Daphnia gessneri</i> , nos três estágios de vida.....	85
Tabela 23. Tabelas contendo as medidas das distâncias entre as cérdulas na base e em um ponto mediano e a largura das cérdulas na base e em um ponto mediano; suas respectivas médias e desvios-padrão de indivíduos de <i>Ceriodaphnia cornuta</i> , nos três estágios de vida.....	86
Tabela 24. Tabelas contendo as medidas das distâncias entre as cérdulas na base e em um ponto mediano e a largura das cérdulas na base e em um ponto mediano; suas respectivas médias e desvios-padrão de indivíduos de <i>Ceriodaphnia silvestrii</i> , nos três estágios de vida	88

Lista de Figuras

Figura 1. Localização da Represa do Lobo com seus tributários, indicando a localização dos pontos de coleta (Fonte: Mansano, 2012).	9
Figura 2. Distribuição dos valores médios mensais de temperatura atmosférica (°C) e pluviosidade total (mm) de abril de 2010 a março de 2011 na Represa do Lobo (Fonte: Mansano, 2012).	19
Figura 3: Distribuição da precipitação mensal nos meses de estudo na Represa do Lobo.	20
Figura 4. Valores da profundidade do Disco de Secchi nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo medida nas datas de amostragem.	21
Figura 5. Valores do pH nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo nas datas de amostragem.	21
Figura 6. Valores da condutividade da água nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo nas datas de amostragem.	22
Figura 7. Valores da temperatura nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo nas datas de amostragem.	22
Figura 8. Valores de oxigênio dissolvido nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo nas datas de amostragem.	23
Figura 9. Valores da quantidade de material em suspensão no ponto 1 (P1) e no ponto 2 (P2) de coleta na Represa do Lobo nas datas de amostragem.	23
Figura 10. Densidade bacteriana nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo nas datas de amostragem.	24
Figura 11. Biomassa bacteriana nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo nas datas de amostragem.	25
Figura 12. Densidade ($\times 10^6$) (ind mL^{-1}) dos morfotipos bacterianos (cocos, cocobacilos, bacilos, filamentos e víbrios) nos dois pontos de coleta na Represa do Lobo nas datas de amostragem.	26
Figura 13. Biovolumes (μm^3) dos morfotipos bacterianos (cocos, cocobacilos, bacilos, filamentos e víbrios) nos dois pontos de coleta na Represa do Lobo nas datas de amostragem.	27
Figura 14. Densidade de rotíferos (ind L^{-1}) nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo nas datas de amostragem.	28

Figura 15. Densidades de cladóceros (ind L^{-1}) nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo nas datas de amostragem.....	28
Figura 16. Densidade total das populações para os taxa registrados nos pontos de coleta (P1 e P2) nas datas de amostragem na Represa do Lobo, em amostra de 100L de água filtrada.....	30
Figura 17. Densidades de copépodos nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo nas datas de amostragem.....	31
Figura 18. Densidade total dos taxa encontrados da Ordem calanoida nos pontos de coleta (P1 e P2) nas datas de amostragem na Represa do Lobo, em 100L de amostra filtrada.....	32
Figura 19. Densidade total dos taxa encontrados da Ordem Cyclopoida nos pontos de coleta (P1 e P2) nas datas de amostragem na Represa do Lobo, em 100L de amostra filtrada.....	33
Figura 20. Densidades de zooplâncton (3 grupos: rotifera, cladocera e copepoda) nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo nas datas de amostragem.....	34
Figura 21. Curva dos valores médios de FLBs consumidas por indivíduo nas diferentes espécies e nos três estágios de vida	36
Figura 22. Taxas de Ingestão (TI, $\text{Bact.ind}^{-1} \text{h}^{-1}$) das espécies <i>D. gessneri</i> , <i>C. silvestrii</i> e <i>C. cornuta</i> nos três estágios de vida.....	37
Figura 23. Taxas de remoção (TR, $\text{mL.ind}^{-1} \text{h}^{-1}$) das espécies <i>D. gessneri</i> , <i>C. silvestrii</i> e <i>C. cornuta</i> nos três estágios de vida	38
Figura 24. Curva da média de FLBs consumidas por indivíduo nas diferentes espécies estudadas na represa do lobo no Ponto 1.....	39
Figura 25. Curva da média de FLBs consumidas por indivíduo nas diferentes espécies estudadas na represa do lobo no Ponto 2.....	40
Figura 26. Taxas de Ingestão (TI, $\text{Bact.ind}^{-1} \text{h}^{-1}$) das espécies <i>D. gessneri</i> , <i>C. silvestrii</i> e <i>C. cornuta</i> nos períodos estudados, nos pontos (P1 e P2) da represa do Lobo.....	41
Figura 27. Média das taxas de Ingestão (TI, $\text{Bact.ind}^{-1} \text{h}^{-1}$) das espécies <i>D. gessneri</i> , <i>C. silvestrii</i> e <i>C. cornuta</i> nos experimentos realizados “in situ”.....	41
Figura 28. Taxas de Ingestão Populacional (TI, $\text{Bact.mL}^{-1} \text{h}^{-1}$) das espécies <i>D. gessneri</i> , <i>C. silvestrii</i> e <i>C. cornuta</i> nos períodos estudados, nos pontos (P1 e P2) da represa do Lobo.....	42
Figura 29. Média das taxas de Ingestão Populacional (TI, $\text{Bact.mL}^{-1} \text{h}^{-1}$) das espécies <i>D. gessneri</i> , <i>C. silvestrii</i> e <i>C. cornuta</i> nos experimentos realizados “in situ”.....	42

Figura 30. Cédulas de adultas de <i>Daphnia gessneri</i> , aumento de 10000x.....	44
Figura 31. Cédulas de <i>Ceriodaphnia silvestrii</i> aumento: 10000x.....	44
Figura 32. Cédulas de <i>Ceriodaphnia cornuta</i> aumento: 10000x.....	45
Figura 33. Análise de PCA aplicada selecionou as variáveis limnológicas mais explicativas durante as amostragens, a porcentagem total explicada pelos dois primeiros componentes foi de 73,49%. O mês de janeiro/11 foi associado às variáveis precipitação e temperatura, e apresentou os menores valores de oxigênio dissolvido, o mês de maio caracterizou-se por apresentar os maiores valores de condutividade e os menores de precipitação total, MST e densidade de bactérias.....	48
Figura 34. Cédulas de <i>Daphnia gessneri</i> adulta. Aumento 10000x.....	64
Figura 35. Cédulas de <i>Daphnia gessneri</i> primípara (adulta jovem). Aumento 10000x.....	65
Figura 36. Cédulas de <i>Daphnia gessneri</i> neonata. Aumento 9000x.....	65

SUMÁRIO

1. Introdução	1
2. Objetivos.....	6
3. Materiais e Métodos	7
3.1. Local de estudo	7
3.2. Pontos de coleta e período de amostragem.....	8
3.3. Densidade de cladóceros.....	10
3.4. Densidade de bactérias.....	10
3.5. Cultivo dos dafnídeos (Crustacea, Cladocera).....	11
3.6. Preparo de amostras para Microscopia Eletrônica de Varredora (MEV)	12
3.7. Experimentos de bacterivoria (<i>grazing</i>).....	13
3.7.1. Preparo das bactérias fluorescentes.....	13
3.7.2. Experimentos de bacterivoria (<i>grazing</i>) <i>in vitro</i> com <i>D. gessneri</i> , <i>C silvestrii</i> e <i>C. cornuta</i> em diferentes estágios de vida.....	14
3.7.3. Experimentos de bacterivoria (<i>grazing</i>) <i>in situ</i> com <i>D. gessneri</i> , <i>C silvestrii</i> e <i>C. cornuta</i>	16
3.7.4. Forma de Análise dos experimentos de bacterivoria	17
3.8. Análises estatísticas	18
4. Resultados	19
4.1. Variáveis climatológicas.....	19
4.2. Variáveis abióticas.....	20
4.2.1. Condutividade, pH, temperatura e oxigênio dissolvido da água.....	20
4.2.2. Material em suspensão	23
4.3. Variáveis Bióticas	24
4.3.1. Densidade e biomassa de bactérias	24
4.3.2. Densidade de rotíferos.....	27

4.3.3. Densidade de Cladóceros	28
4.3.4. Densidade de Copépodes	30
4.4. Experimentos de bacterivoria	34
4.4.1. <i>In vitro</i>	34
4.4.2. <i>In situ</i>	38
4.5. Microscopia eletrônica de varredura.....	43
4.6. Análise estatística	46
5. Discussão	49
5.1. Variáveis limnológicas.....	49
5.2. Composição e estrutura da comunidade bacteriana	52
5.3. Comunidade zooplanctonica.....	54
5.3.1. Densidade de Rotíferos	54
5.3.2. Densidade de Cladóceros	55
5.3.3. Densidade de Copépodes	57
5.4. Experimentos de bacterivoria	57
5.4.1. Bacterivoria <i>in vitro</i>	57
5.4.2. Bacterivoria <i>in situ</i>	60
5.5. Microscopia eletrônica de varredura.....	62
6. Conclusões	67
7. Referências	69
Apêndice A – Variáveis abióticas	79
Apêndice B – Variáveis bióticas.	80
Apêndice C – Bacterivoria por dafinídeos	83
Apêndice D – Microscopia eletrônica de varredura.....	85

1. Introdução

Dentre as comunidades do plâncton de água doce, as zooplanctônicas (compostas pelos rotíferos, cladóceros e copépodos) exploram uma ampla diversidade de alimentos disponíveis no ambiente (AGASILD & NÖGES, 2005). Sobre os Cladocera, também conhecidos como pulgas d'água, sabe-se que as espécies planctônicas são filtradoras e alimentam-se de algas, bactérias e outras partículas em suspensão (ROCHA & GUNTZEL, 1999), entretanto não se sabe qual o tamanho mínimo das partículas que podem ser eficientemente filtradas por cada espécie. Além disso, os mecanismos de coleta de alimento pelos cladóceros ainda são obscuros (BRENDENBERGER, 1991). Deste modo, não é possível avaliar quantitativamente a significância do consumo de alimentos por cladóceros para a teia alimentar planctônica (GELLER & MÜLLER, 1981).

Alimentação por filtração é um termo usado para descrever a captação de pequenas partículas, frequentemente microscópicas, pelos animais através de uma estrutura semelhante a uma rede. Em Cladocera esta função tem sido atribuída ao terceiro e quarto par de apêndices, membros que possuem numerosas cerdas oriundas da gnatobase. Destas cerdas partem projeções laterais, as cérdulas (WATTS & PETRI, 1981; GANF & SHIEL, 1985), justapostas e dispostas em arranjos que lembram os dentes de um pente. O batimento ritmado dos apêndices produz a corrente filtradora (RUPPERT, FOX & BARNES, 2005). O mecanismo de alimentação mecânica, baseado em observações de Storch (1924) e Cannon (1933), onde os membros agem como uma bomba de pressão de sucção mecânica exigindo a passagem da água por toda rede de cérdulas (FRYER, 1987; LAMPERT, 1987) tem sido aceito por alguns autores (GELLER & MÜLLER, 1981; GOPHEN & GELLER, 1984; BRENDENBERGER, 1985; KOIINEK *et al.*, 1986). Além disso, o aparelho filtrante dos crustáceos planctônicos é ativo e auto-limpante, diferente dos filtros passivos que acumulam partículas até ficarem entupidos (GELLER & MULLER, 1981).

Como partículas alimentares são retidas na estrutura filtradora dos cladóceros, o conhecimento detalhado da granulometria e das dimensões lineares da

estrutura filtradora pode permitir a predição da eficiência da retenção de partículas. Esta previsão pode então ser comparada com os resultados de experimentos de pastagem (grazing). Caso exista apenas coincidência ou nenhuma relação entre predição e resultados experimentais, outros mecanismos de filtração devem estar envolvidos (BRENDENBERGER, 1991).

Embora explorem uma ampla diversidade de alimentos, os cladóceros são tradicionalmente considerados algívoros. Numerosos estudos avaliaram a qualidade de diversas algas como fonte de alimento na dieta dos dafnídeos (STRANGENBERG, 1968; ARNOLD, 1971; PORTER & ORCUTT, 1980), mas poucos têm considerado o papel das fontes alternativas alimentares, tais como bactérias ou protozoários (DEBIASE, SANDERS & PORTER, 1990). Dessa maneira, a capacidade dos cladóceros de consumir uma grande diversidade de alimentos torna difícil a interpretação dos efeitos de um determinado alimento em populações naturais (BROOKS & DODSON, 1965).

Peterson *et al.* (1978) demonstraram que *Daphnia* spp. era capaz de se alimentar da flora microbiana natural de um lago no Alasca. Güde (1988), afirmou que em ambientes de água doce algumas espécies de crustáceos também devem ser consideradas como consumidoras de bactérias em potencial pelo fato da estrutura filtrante de alguns deles ser suficientemente fina para reter bactérias. Segundo Ooms-Wilms, Postema e Gulati (1995), bactérias livres e associadas às algas ou detritos são consumidas por cladóceros, servindo como um importante recurso alimentar suplementar para eles, podendo contribuir para aumentar em 20% a entrada total de carbono no organismo. Geller e Muller (1981) analisaram onze espécies de cladóceros de diversos tamanhos quanto aos seus aparatos filtradores e os separaram em três tipos: os malha fina (*Diaphanosoma brachyurum*, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Chydorus sphaericus*, *Daphnia cucullata* e *Daphnia magna*), média (*Daphnia galeata*, *D. hyalina*, *D. pulicaria*, *Bosmina coregoni*) e grossa (*Holopedium gibberum* e *Sida crystallina*). Segundo esses autores os de malha fina são bacterívoros de alta eficiência em função da dimensão dos seus aparelhos de filtração e sugeriram que a composição de espécies de zooplâncton que se alimentam por filtração é fortemente influenciada pela quantidade de bactérias suspensas disponíveis como alimento.

Dentre os cladóceros de grande porte, *Daphnia* tornou-se um modelo para estudar os efeitos de *top-down* em teias alimentares microbianas agindo como um predador que desencadeia uma cascata trófica, afetando as comunidades bacterianas diretamente através da eliminação das bactérias e de grandes agregados, e indiretamente através da remoção de nanoflagelados heterotróficos (PORTER *et al.*, 1988; RIEMANN & CHRISTOFFERSEN, 1993; JÜRGENS, 1994; LAMPERT, 2006).

A visão clássica da função das bactérias no ambiente aquático é de que são decompositoras da matéria orgânica, contribuindo para a ciclagem de nutrientes e produção de alimentos para organismos de níveis tróficos superiores na cadeia alimentar (COLE, 1999). Além dessas funções, Azam *et al.* (1983) introduziu a teoria do *microbial loop*, na qual as bactérias são também importantes por serem capazes de incorporar a matéria orgânica dissolvida (MOD) excretada pelo fitoplâncton, permitindo sua canalização para a cadeia alimentar via predação.

Uma enorme gama de fatores bióticos e abióticos pode influenciar a abundância e a produtividade das comunidades bacterianas. Em muitos sistemas aquáticos tais fatores foram apontados como sendo: disponibilidade de nutrientes (TOOLAN *et al.*, 1991; WANG, MILLER & PRISCU, 1992; THOMAS & ESTEVES, 1997), predação (LANGHEDER & JÜRGENS, 2001), lise viral (SUTTLE, 1994) e temperatura (POMEROY & DEIBEL, 1986). Mediante estes fatores, a disponibilidade de substratos e a predação merecem destaque, uma vez que constituem respectivamente os controles *bottom-up* e *top-down*, propostos por Wright (1988) como sendo os principais responsáveis pelo controle das bactérias nos sistemas.

A bacterivoria por protozoários e metazoários, juntamente com a lise celular, são considerados importantes fatores controladores das taxas de mortalidade das bactérias (LANGHEDER & JÜRGENS, 2001; PERNTHALER, 2005), causando impactos diretos sobre a produção e a biomassa, além de serem responsáveis por diversas mudanças estruturais, morfológicas, fisiológicas em populações e comunidades bacterianas (BIRD & KALFF, 1993; HAHN & HÖFLE, 2001; LANGHEDER & JÜRGENS, 2001; PERNTHALER, 2005), podendo influenciar, inclusive, a sua diversidade. Cladóceros, especialmente *Daphnia* sp, podem por vezes substituir protozoários como o principal consumidor de bactérias em alguns lagos de água doce (PACE, MCMANUS & FINDLAY, 1990; JÜRGENS, 1994).

Atualmente, vários estudos têm usado diferentes técnicas a fim de registrarem os impactos causados pela predação em populações e comunidades bacterianas (LANGHEDER & JÜRGENS, 2001; REGALI-SELEGHIM, 2001). Dentre elas as mais frequentes são experimentos de predação utilizando bactérias marcadas radioativamente, bactérias coradas com corantes fluorescentes e microesferas de látex inertes coradas com os mesmos fluorocromos. Esses trabalhos avaliam o potencial bacterívoro do protozooplâncton (PACE & BAILIFF, 1987; HAHN & HÖFLE, 2001; PERNTHALER, 2005) bem como do metazooplâncton (OOMS-WILMS *et al.*, 1995; KIM, HWANG & JOO, 2000; LANGENHEDER & JÜRGENS, 2001, AGASILD & NÖGES, 2005), e foram feitos principalmente em ambientes temperados. Tais avaliações nunca foram feitas para ambientes aquáticos brasileiros.

Para as avaliações de bacterivoria em um ambiente, é vital que as bactérias marcadas fluorescentemente, a serem usadas experimentalmente, tenham tamanho e concentração condizentes com o bacterioplâncton encontrado no mesmo. Um pré-requisito essencial para estudo da dinâmica de bactérias heterotróficas é um método preciso para estimar o tamanho da população bacteriana. Infelizmente, métodos microbiológicos tradicionais, como a contagem em placa e a microscopia ótica de luz transmitida são, na maioria das vezes, inadequadas para estudos ecológicos (DALEY, 1979). No passado, para a avaliação da comunidade bacteriana do ambiente utilizavam-se técnicas dependentes de cultivo, no entanto, a técnica mais recomendada e utilizada é a contagem direta por epifluorescência utilizando fluorocromos.

O desenvolvimento da técnica de epifluorescência para contagem de bactérias aquáticas levou à constatação inesperada de que as bactérias não eram apenas mais abundantes, mas também muito menores do que as bactérias cultivadas (BIRD & KALFF, 1993). A contagem direta das bactérias por epifluorescência foi um dos primeiros métodos que revolucionaram os estudos da comunidade bacteriana, utilizando laranja de acridina (HOBBIE, DALEY & JASPER, 1977) ou DAPI (PORTER & FEIG, 1980) como corantes. Esse mesmo procedimento permite também que o biovolume das células bacterianas seja medido.

A contagem direta do total de células bacterianas na água excede usualmente a obtida pela contagem de heterotróficos em placa e métodos de número

mais provável (NMP). A contagem em placa subestima o número total em uma a cinco ordens de magnitude e o erro varia de forma imprevisível com o nível trófico do sistema (FRANCISCO, MAH & RABIN, 1973; JONES, 1977). As limitações da técnica de contagem em placa para o cálculo do número total de bactérias são bem conhecidas devido a problemas osmóticos, temperatura de incubação, choques de diluição, seletividade do meio de cultura e outras fontes de erro, como por exemplo aqueles causados por fenômenos relacionados com a baixa viabilidade e taxas de crescimento de algumas espécies (HOPTON, MELCHIORRI-SANTOLINI & SOROKIN, 1972). As mesmas deficiências gerais se aplicam à técnica da extinção por diluição em série e a do NMP (MELCHIORRI-SANTOLINI, 1972) e técnicas de cultura em membrana (KUNICKA-GOLDFINGER, 1972), embora aparentemente os resultados desta última técnica possam se aproximar do número total em algumas circunstâncias.

Desse modo, o presente trabalho visou, através da análise inédita das dimensões das malhas dos aparatos de filtração de diferentes espécies de dafnídeos (Cladocera) de distribuição tropical e subtropical, contribuir para o conhecimento da estrutura das mesmas e avaliar sua influência sobre a dieta desses organismos. Outro propósito é quantificar as taxas de consumo *in vitro* e *in situ* de bactérias por essas espécies de cladóceros. Tais análises permitiram inferir possíveis relações entre o tamanho do dafnídeos e o tamanho de partículas que consomem e o provável impacto desses organismos como predadores das populações bacterianas no ambiente de estudo e nos ambientes aquáticos onde esses cladóceros estão presentes.

2. Objetivos

1 – Estudar microscopicamente a estrutura filtro-alimentadora de três espécies de cladóceros dafnídeos típicos de ambientes tropicais e subtropicais (*Ceriodaphnia silvestrii*, *Ceriodaphnia cornuta* e *Daphnia gessneri*) e avaliar possíveis relações entre o tamanho da abertura da malha de filtração e das partículas que consomem;

2 – Avaliar o potencial bacterívoro dessas três espécies confrontando as informações obtidas microscopicamente e por meio dos experimentos de *grazing*;

3 – Avaliar as diferenças alimentares e avaliar suas taxas de consumo em diferentes classes de tamanho desses cladóceros e entre cladóceros cultivados em laboratórios e cladóceros do ambiente;

4 – Inferir sobre o impacto dessas populações na redução das comunidades bacterianas da Represa do Lobo por meio de análises quantitativas das populações de cladóceros e de bactérias, bem como por experimentos de *grazing in situ*;

5 – Levantar dados que permitem estimativas do impacto das populações de cladóceros dafnídeos tropicais e subtropicais na redução das populações bacterianas em diferentes ambientes onde essas espécies ocorrem.

3. Materiais e Métodos

3.1. Local de estudo

A Represa do Lobo localiza-se entre os municípios de Brotas e Itirapina, na região centro-oeste do estado de São Paulo – 22°15'S e 47°49'W (Figura 1). Ela está inserida na sub-bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo, sendo afluente do rio Jacaré-Guaçu, o qual é tributário da margem direita do rio Tietê. A rede hidrográfica é formada pelo Ribeirão do Lobo e Rio Itaqueri, como principais tributários do Reservatório do Lobo; Córrego do Geraldo, Córrego das Perdizes, Córrego do Limoeiro, Córrego da Água Branca e Ribeirão da Onça. Todos tributários, exceto o último, fluem diretamente para represa (ARGENTON, 2004).

A bacia hidrográfica na qual o reservatório se insere tem uma área de drenagem de 227 km² e uma altitude média de 770m. O solo da bacia é caracterizado por alto teor de ferro e de alumínio. A vegetação predominante é o cerrado, matas galerias ao longo dos rios, *Pinus* sp. e *Eucalyptus* sp. nas áreas de reflorestamento (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 1995).

O clima regional caracteriza-se por ser do tipo subtropical mesotérmico, com inverno seco (mais especificamente nos meses de abril a setembro) e verão úmido (de outubro até março). A precipitação pluviométrica varia entre 1300 e 1500 mm por ano, sofrendo algumas influências de frentes frias típicas vindas do sul, principalmente no inverno e no outono (MOTHEO, 2005).

O reservatório do Lobo é pequeno, raso e turbulento (Tabela 1) e pode ser dividido em dois compartimentos longitudinais: um meso-eutrófico, na parte alta do reservatório, com grande concentração de macrófitas e rico em nutrientes dissolvidos devido ao influxo do rio Itaqueri; e outro oligo-mesotrófico, na parte baixa do reservatório (próxima à barragem), que é mais profundo (MOTHEO, 2005; MANSANO, 2009).

Tabela 1 Dados gerais e morfométricos da Represa do Lobo

Comprimento máximo	8,0 km
Largura máxima	2,0 km
Largura média	900 m
Profundidade máxima	12 m
Profundidade média	3 m
Área da superfície	6,8 km ²
Perímetro	21 km
Volume	22 x 10 ⁶ m ³
Tempo de residência hidráulico	20 - 40 dias

Fonte: Modificado de Tundisi e Matsumura-Tundisi (1995)

Estudos ecológicos recentes mostraram que a Represa do Lobo é atualmente um ecossistema mesotrófico (LEITE&ESPÍNDOLA, 2002). Uma análise temporal dos dados (com estudos realizados nos últimos 30 anos) mostra uma preocupante alteração nas condições originárias deste sistema, indicando um evidente processo de eutrofização do reservatório, associado aos usos e ocupação da bacia hidrográfica (ARGENTON, 2004). Às suas margens estão situados condomínios, clubes, pequenas propriedades particulares, o Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada (CRHEA - USP), além do Horto Florestal de Itirapina e uma reserva florestal pertencente ao município de Brotas (PEREIRA, 2005).

3.2. Pontos de coleta e período de amostragem

Devido à heterogeneidade espacial da represa relatada em estudos anteriores (e.g. MOTHEO, 2005; MANSANO, 2009), foram escolhidos 2 pontos de amostragem (Figura 2) para a realização das coletas e dos experimentos de *grazing*. O Ponto 1 (P1) está localizado próximo à barragem, um dos locais mais profundos da represa (profundidade aproximada de 10 m) e o Ponto 2 (P2) está posicionado próximo à desembocadura do Rio Itaqueri e apresenta uma profundidade relativamente baixa (aproximadamente 2 m).

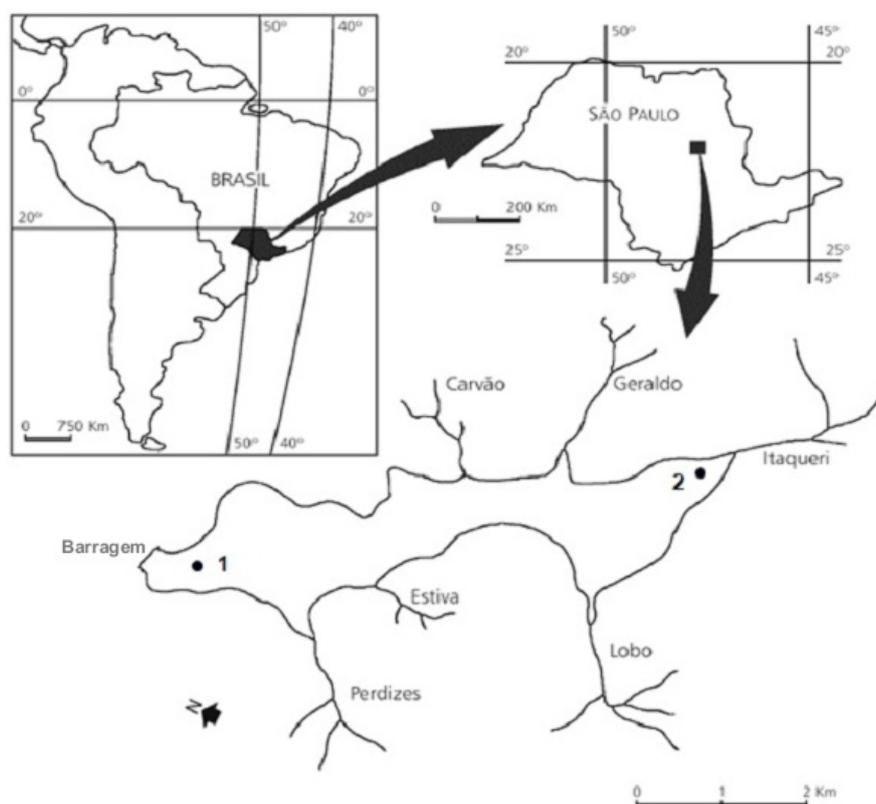


Figura 1. Localização da Represa do Lobo com seus tributários, indicando a localização dos pontos de coleta (Fonte: Mansano, 2012).

Os organismos escolhidos para o presente estudo (*Ceriodaphnia silvestrii*, *Ceriodaphnia cornuta* e *Daphnia gessneri*) foram coletados nos meses de maio e julho de 2009 e janeiro de 2011, ou seja, duas coletas no período seco e duas no período chuvoso. Foram medidas variáveis físicas e químicas da água, como a transparência da água (utilizando um disco de Secchi), pH, concentração de oxigênio dissolvido, temperatura da água e condutividade elétrica utilizando uma sonda Multisensor Horiba U-10 e a concentração de material em suspensão foi determinada por Gravimetria (Filtros GF/C – 1,2 μ m) Teixeira et al.(1965).

A coleta de plâncton foi feita através de arrastos verticais na coluna d'água, utilizando-se uma rede de plâncton cônico-cilíndrica com malha de 68 μ m. Os organismos foram colocados em frascos de vidro de 600 mL com tampa de rosca e transportados para o laboratório em caixa de isopor. No laboratório, as três espécies de interesse foram separadas das demais utilizando-se um microscópio estereoscópico e

identificados com microscópio ótico (Leica DMLS, aumento de até 1000x), com auxílio de pipetas de Pasteur (com diâmetro aumentado e ponta arredondada para não danificar os organismos). Os organismos separados foram lavados com água reconstituída e colocadas em béqueres contendo água coletada na Represa do Broa filtrada três vezes em rede de malha de 45 μm . A aclimatação foi feita gradualmente substituindo-se a água da represa, presente no béquer, por água reconstituída, até a completa substituição da água da represa por água reconstituída.

3.3. Densidade de cladóceros

As amostras para a determinação da densidade de cladóceros no plâncton da represa do Lobo foram obtidas filtrando-se, com rede de plâncton de 68 μm de abertura de malha, 100L de água da estação de amostragem através de bomba passando por toda coluna d'água. O material filtrado foi acondicionado em frascos de polipropileno e fixado com formaldeído 4%. No laboratório, procedeu-se a análise quali-quantitativa dos organismos, usando-se um microscópio estereoscópico e um ótico. Os cladóceros foram contados em sua totalidade utilizando cubetas de acrílico com fundo quadriculado.

3.4. Densidade de bactérias

Para a estimativa da densidade de bactérias planctônicas, amostras de água da sub-superfície da represa do Lobo (100 mL), acondicionadas em frascos escuros, foram fixadas no campo com solução de formalina neutra (concentração final 2%), transportadas para o laboratório e conservadas na geladeira, por no máximo dois meses, até o momento da contagem.

No momento da contagem, o frasco foi homogeneizado manualmente e alíquotas foram coradas com o fluorocromo 4',6'-diamidino-2-phenilindol (DAPI), segundo Porter e Feig (1980), e filtradas em membranas de policarbonato pretas (Nuclepore®) de diâmetro de poro de 0,2 μm .

As membranas foram colocadas entre lâmina e lamínula, com óleo de imersão não fluorescente e as bactérias foram contadas e medidas em microscópio de

epifluorescência Olympus BHS-313, equipado com luz de mercúrio HBO 200 e conjunto de filtros para luz UV, em aumento de 1250X. A densidade de bactérias mL⁻¹ foi calculada segundo Jones (1979), após a contagem de 300 células, de acordo com a equação:

$$D = \frac{Y \times A \times d}{a \times v}$$

onde:

D = densidade numérica (células mL⁻¹);

Y = número médio de células por área de contagem;

A = área de filtração da membrana (mm²);

d = fator de diluição;

a = área do campo de contagem (mm²);

v = volume filtrado da amostra (mL).

A biomassa bacteriana foi obtida utilizando-se os biovolumes celulares convertidos para carbono, através do uso de fator de conversão específico para bactérias (NORLAND, 1993), multiplicados pelas densidades bacterianas.

Com base na razão comprimento/largura, as células bacterianas foram classificadas nos seguintes morfotipos (ZARITSKY, 1975): coco (razão de 1 a 1,25); cocobacilo (de 1,26 a 1,75); bacilo (de 1,76 a 5) e filamento (maior que 5). Foram também quantificados outros morfotipos como o víbrio.

3.5. Cultivo dos dafinídeos (Crustacea, Cladocera)

Para o cultivo e alimentação dos cladóceros foram seguidas as normas padronizadas pela ABNT (2005). Os organismos foram cultivados em água

reconstituída (com dureza total de 40 – 48 mg CaCO₃/L, pH 7,0 – 7,6) em béquer de 2 L e mantidos em incubadora a 25°C e fotoperíodo de 12h luz/12h escuro. A renovação da água de cultivo das culturas-estoque foi realizada três vezes por semana, mantendo-se cerca de 120 indivíduos por béquer para *C. cornuta* e *C. silvestrii* e 80 para *D. gessneri*, a fim de controlar a densidade e evitar interferências causadas por superpopulação.

Os organismos foram alimentados com alimento composto, que consiste de uma mistura de partes iguais de leveduras (fermento biológico seco Fleishmann® dissolvido em água destilada) e de ração para peixe fermentada (Tetramin®), na concentração de 0,02 mL por organismo; e suspensão de alga clorofícea (*Pseudokirchneriella subcapitata* (Korshikov) Hindak) em fase exponencial de crescimento, cultivada em meio CHU-12, sob iluminação e aeração constantes. Para adicionar somente as algas como alimento e excluir os nutrientes e os metabólitos das algas presentes no meio de cultura, o sobrenadante é descartado após decantação em geladeira e o precipitado, ressuspendido com água de cultivo dos dafinídeos. A densidade de células da suspensão de algas é, então, determinada por meio de contagem em câmara de Neubauer, sob microscópio óptico. A partir desse dado, calculou-se o volume a ser adicionado às culturas-estoque, para que a concentração fornecida fosse de 1×10^5 células por organismo.

3.6. Preparo de amostras para Microscopia Eletrônica de Varredora (MEV)

Para as análises por microscopia eletrônica os cladóceros provenientes do cultivo foram deixados sem alimentação, durante uma noite, para que as estruturas filtradoras estivessem limpas para facilitar a medida das mesmas.

Para análise das estruturas filtradoras dos cladóceros foi utilizada a técnica descrita por Laforsch e Tollrian (2000). Os animais estudados foram mortos em forno microondas (4 segundos) e logo em seguida fixados em álcool 70%. A desidratação foi feita em três banhos de 10 minutos cada em álcool etílico nas concentrações 70, 80, 90, 98 e 100%. Os espécimes foram então dissecados para expor as porções desejadas de suas estruturas de alimentação, fixados no suporte porta-amostra ("stubs") de alumínio com fita adesiva dupla face e imediatamente transferidos

para um dessecador, com sílica gel (Merck-Suchardt, Darmstadt) sob vácuo, onde permaneceram durante uma noite para secagem e completa estabilização da estrutura.

Para análise em microscopia eletrônica de varredura (MEV) a metalização foi feita com ouro puro. Esse tipo de microscopia permite revelar maiores detalhes da estrutura estudada devido seu alto poder de resolução, elevada profundidade de foco (imagem com aparência tridimensional) e capacidade de combinar a análise microestrutural com as análises químicas.

Após o preparo das amostras, pelo menos duas seções das malhas filtradoras de cada espécime foram fotografadas: a área central e a base das cerdas. As micrografias foram analisadas por meio de medidas das distâncias entre os eixos centrais das cérdulas das estruturas filtradoras. Para encontrar a largura real da abertura das malhas do filtro o diâmetro das cérdulas foi subtraído dessas distâncias.

3.7. Experimentos de bacterivoria (*grazing*)

3.7.1. Preparo das bactérias fluorescentes

Os experimentos de bacterivoria foram realizados com bactérias marcadas fluorescentemente (*fluorescently labelled bacteria* - FLB). O método utilizado para a marcação das bactérias foi baseado na técnica descrita por Sherr, Sherr e Fallon (1987). O corante utilizado foi o fluorocromo 5-(4,6-diclorotriazina-2yl) aminofluoresceína (DTAF) que foi incorporado por bactérias cultivadas em laboratório (*Escherichia coli* ATCC 8739). Tal bactéria apresenta reação Gram-negativa, possui forma de bacilo e é aeróbia ou anaeróbia facultativa, o que a torna muito comum e capaz de se adaptar a uma grande variedade de ambientes. A escolha desta bactéria se baseou principalmente no fato de apresentar tamanho médio semelhante ao das bactérias mais frequentes na Represa do Lobo, onde foram executados os experimentos de campo. Racy et al. (2005), em sua pesquisa neste ambiente verificou que o morfotipo bacteriano mais freqüente é o cocobacilo, determinado pela relação comprimento/largura, variando de 1,26 a 1,75. Em teste laboratorial, a linhagem de *Escherichia coli* que foi utilizada, após fixação, apresentou uma relação comprimento/largura média de 1,28.

Para o cultivo das bactérias, uma alça padrão de *Escherichia coli* em cultura foi inoculada em 40 mL de Caldo Sintético (SILVA, 2008). A suspensão foi mantida em estufa, com agitação, a 37°C e as bactérias foram obtidas na fase log para evitar a formação de aglomerados. A fase log para essa bactéria, nessas condições de cultivo, foi determinada a partir de curva de crescimento elaborada por Silva (2008) e Silva et al. (2010) e se situa entre 3 e 5 horas.

As bactérias foram centrifugadas (5.410 x g por 5 minutos) e o material sedimentado ressuspense em 10 mL de tampão fosfato salino estéril (pH 9). Posteriormente, 2 mg do corante DTAF foi adicionado à suspensão, que foi, em seguida aquecida em banho a 60° C por 2 horas, a fim de se matar as bactérias. Após essa etapa, as células foram novamente centrifugadas e lavadas três vezes com 10 mL de solução salina tamponada. Após a última lavagem, as células foram ressuspensas em 20 mL de solução de pirofosfato de tetrasódio 0,02 M, que tem efeito tampão. A suspensão foi agitada em vórtex por 1 minuto e alíquotas de 1 a 2 mL foram pipetadas em criotubos (Eppendorf®) que foram vedados e estocados em freezer. No momento do experimento de bacterivoria, as FLB estocadas foram descongeladas e colocadas em ultra-som (ultracleaner 1400, marca Unique) por 1 minuto a fim de se desfazer eventuais aglomerados.

Uma das amostras estocada em criotubos foi reservada para a determinação da concentração de FLB. Para isso, após descongelamento, uma alíquota (50 µL) da suspensão foi pipetada em 2 mL de solução de pirofosfato de tetrasódio 0,02 M, centrifugada (5.410 x g por 5 minutos), ressuspensa com 1 mL de água destilada, sonicada em um pulso de 1 minuto (ultrason ultracleaner 1400, marca Unique) e filtrada em uma membrana de 0,2 µm de poro para contagem em microscopia de epifluorescência. A densidade bacteriana foi calculada segundo a equação de Jones (1979), já descrita. (Item 3.4. “Densidade de bactérias” em Material e Métodos).

3.7.2. Experimentos de bacterivoria (*grazing*) *in vitro* com *D. gessneri*, *C. silvestrii* e *C. cornuta* em diferentes estágios de vida.

Para os experimentos de bacterivoria foram adicionadas bactérias (*Escherichia coli* ATCC 8739) marcadas fluorescentemente (FLB) segundo

metodologia de Sherr, Sherr e Fallon (1987), utilizando o fluorocromo 5-(4,6-diclorotriazina-2yl) aminofluoresceína (DTAF). Para o cálculo da concentração de FLB utilizada nos experimentos de bacterivoria, a densidade das bactérias presentes na amostra (frasco de cultivo) foi estimada segundo Porter & Feig (1980). As bactérias marcadas foram sonicadas em um pulso de 1 minuto (ultrasom ultracleaner 1400, marca Unique), para evitar a formação de grumos, diluídas em Solução Salina 0,85% até a concentração final de 5 % da abundância bacteriana estimada previamente, agitadas em vórtex e adicionadas aos béqueres de 2 L contendo água de cultivo, alimento na concentração normal de cultivo e as espécies de cladóceros a serem testadas (120 indivíduos para *C. cornuta* e *C. silvestrii* e 80 para *D. gessneri*). Foram testadas diversas concentrações de FLBs (15, 10, 8, 5 e 3%), e a concentração final de 5% da abundância bacteriana se mostrou mais adequada, pois permitiu que as bactérias fossem visualizadas sem aglomeração e evitou que as contagens fossem subestimadas devido à escassez de marcadores.

Os intervalos de tempo de incubação foram testados até encontrar uma curva com aumento da relação FLB/cladóceros pelo tempo de incubação até um determinado momento, quando a estabilização e/ou redução da relação significa digestão/egestão. Dessa maneira, foram testados intervalos de 10 minutos (de 0 a 30 minutos de experimento); intervalos de 5 minutos (de 0 até 15 minutos de experimento); intervalos de 4 minutos (de 0 até 12 minutos de experimento); intervalos de 3 minutos (de 0 até 9 minutos de experimento); intervalos de 2 minutos (de 0 até 6 minutos de experimento). Os tempos de incubação considerados mais adequados e utilizados como padrão para todos os experimentos foram: 0, 2, 4 e 6 minutos no total, pois nos experimentos *in vitro*, nas três espécies estudadas, o platô foi atingido antes dos 5 primeiros minutos.

Para que não houvesse interferência nos resultados devido ao estresse da manipulação por causa dos curtos períodos de incubação, cada intervalo de tempo foi testado separadamente e em frascos distintos. Após cada tempo de incubação, os dafnídeos de cada frasco foram filtrados em rede de malha de 0,10 μ m, anestesiados com 10 mL de água mineral gaseificada Schincariol®, para impedir a evacuação do conteúdo intestinal e fixados com formaldeído (concentração final 4%). Em seguida, foram lavados com água destilada, dissecados, retirando-se cuidadosamente a carapaça

para não danificar o sistema digestivo, com o uso de microscópio estereoscópio e colocados em membranas de policarbonato pretas (Nuclepore®) de 10 µm de diâmetro de poro. As membranas foram então posicionadas entre lâmina e lamínula, com o uso de óleo de imersão não fluorescente, levemente pressionadas de cima para baixo e analisadas em microscópio de epifluorescência Olympus BHS-313, equipado com luz de mercúrio HBO 200 e conjunto de filtros para luz azul, em aumento de 1250X para a contagem das FLB no interior do sistema digestivo dos mesmos. Para cada amostragem foi analisado todo o trato digestivo de pelo menos 15 indivíduos. Foram realizadas três repetições de cada experimento.

Em todos os experimentos, os organismos das três espécies estudadas foram separados em 3 classes, levando em consideração seu tamanho e estágio de vida: neonatas (nascidas em menos de 24 horas), primíparas (adulta jovem - idade da primeira reprodução) e adultas. Para tanto, para cada experimento, uma nova cultura foi iniciada a partir das culturas estoque onde os organismos nela presentes possuíam a mesma idade, neonatas recém-eclodidas foram recolhidas e colocadas em béquer contendo água de cultivo e alimento, o crescimento dos espécimes foi acompanhado diariamente até alcançarem o estágio de vida desejado para o experimento. Para os experimentos com neonatas, fêmeas ovadas foram separadas no dia anterior ao experimento, então, no dia seguinte, os indivíduos adultos foram retirados dos béqueres restando apenas as neonatas com menos de 24 horas de vida.

3.7.3. Experimentos de bacterivoria (*grazing*) *in situ* com *D. gessneri*, *C silvestrii* e *C. cornuta*.

Para os experimentos de bacterivoria *in situ*, cem litros de água da superfície da estação de amostragem foram filtrados com rede de plâncton de 68 µm de abertura de malha, o zooplâncton total retido foi dividido em quatro frascos com tampa de rosca de 500 mL (pré-lavados com ácido clorídrico (10%) e enxaguados abundantemente com água deionizada) contendo 350 mL de amostra d'água da represa (volume final em cada frasco = 400 mL). Os organismos foram incubados previamente *in situ* por 15 minutos para permitir a recuperação dos organismos do estresse causado pela manipulação.

Para a avaliação da bacterivoria foram adicionadas FLB na proporção de 10% da densidade bacterioplânctônica. Após a adição das FLB, os frascos foram levemente agitados manualmente para a homogeneização e incubados em temperatura *in situ*. Cada um dos quatro frascos foi utilizado para as análises após cada intervalo de incubação, respectivamente 0, 2, 4 e 6 minutos.

Depois de incubados durante cada tempo (0, 2, 4 e 6 minutos), todo volume de cada frasco foi filtrado em filtro de PVC de rede de malha de 0,15 μ m. Os organismos retidos na rede, anestesiados com 10 mL de água mineral gaseificada Schincariol®, para impedir a evacuação do conteúdo intestinal e fixados com formaldeído a 4%.

No laboratório, as amostras de zooplâncton foram despejadas em cubetas de acrílico com fundo quadriculado e, com o auxílio de pipetas de Pasteur, os organismos de interesse (*Daphnia gessneri*, *Ceriodaphnia silvestrii* e *Ceriodaphnia cornuta*) foram isolados e colocados sobre membranas de policarbonato pretas (Nuclepore®) de 10 μ m de diâmetro de poro. Com o auxílio de um microscópio estereoscópico, os organismos foram dissecados nas membranas, retirando-se cuidadosamente a carapaça. As membranas foram então posicionadas entre lâmina e lamínula, com o uso de óleo de imersão não fluorescente, levemente pressionadas de cima para baixo e analisadas em microscópio de epifluorescência Olympus BHS-313, equipado com luz de mercúrio HBO 200 e conjunto de filtros para luz azul, em aumento de 1250X para a contagem das FLB no interior do sistema digestivo dos mesmos. Para cada amostragem foi analisado todo o trato digestivo de pelo menos 15 indivíduos de cada espécie.

3.7.4. Forma de Análise dos experimentos de bacterivoria

A relação entre o número de FLB por dafinídeo foi plotada em um gráfico pelo tempo de incubação. Encontrou-se um aumento linear da relação até um determinado momento. A taxa de consumo de FLB (FLB *uptake rate*) pelos dafinídeos foi obtida pela regressão da parte linear da curva. A taxa de ingestão individual de bactérias (bact ind⁻¹ h⁻¹) foi obtida multiplicando-se a taxa de consumo pela razão entre a densidade bacterioplânctônica do ambiente e a densidade de FLB adicionada aos

frascos. A taxa de remoção de bactérias ($\text{nL ind}^{-1} \text{h}^{-1}$) foi obtida dividindo-se a taxa de consumo pela concentração de FLB nL^{-1} na amostra. As taxas de ingestão individuais foram multiplicadas pelo número total de indivíduos do táxon analisado mL^{-1} para se obter a taxa de ingestão populacional por hora ($\text{bact mL}^{-1} \text{h}^{-1}$) (SHERR; SHERR, 1993).

3.8. Análises estatísticas

Para atender aos requisitos para as análises paramétricas, os dados foram logaritimizados.

O teste t de Student (nível de significância $\alpha = 0,05$) foi utilizado para avaliar possíveis diferenças entre os dois pontos de amostragem e o teste de correlação de Pearson (significativa quando $p < 0,05$) utilizado para avaliar potenciais relações entre as diferentes variáveis estudadas.

O teste de correlação de Pearson (significativa quando $p < 0,05$) também foi utilizado na análise da bacterivoria e nas medições das cerdas da malha de filtragem, para testar a relação com o comprimento do corpo das espécies estudadas.

A Análise dos Componentes Principais (PCA) foi utilizada como método de ordenação, a partir das correlações entre as variáveis físicas, químicas e biológicas da água para os períodos estudados, com o objetivo de indicar a significância relativa de variáveis preditivas.

As imagens de microscopia eletrônica de varredura foram medidas utilizando o software IMAGEJ 1.45s.

As análises estatísticas foram realizadas utilizando os softwares STATISTICA 7.0 e ORIGIN.

4. Resultados

4.1. Variáveis climatológicas

O período desse estudo compreendeu maio/2010 a janeiro/2011 e as médias mensais de temperatura atmosférica (°C) e precipitação total (mm) foram calculadas baseadas nos dados obtidos na estação meteorológica (CRHEA-USP, São Carlos/SP) de abril de 2010 a março de 2011 (Figura 2). O maior valor médio de pluviosidade foi registrado no mês de janeiro (543,8 mm) e em agosto foi verificado ausência de pluviosidade (0 mm). Em relação à temperatura atmosférica média, o menor valor foi obtido em junho (16,4 °C), enquanto os meses de dezembro, janeiro e fevereiro apresentaram as maiores temperaturas (23,5 °C). Nota-se que o período de abril de 2010 a setembro de 2010 corresponde ao período seco e frio (temperaturas amenas e baixas precipitações) e no período de outubro de 2010 a março de 2011 corresponde ao período chuvoso e quente (altas temperaturas e precipitações), evidenciando um ciclo sazonal definido, característico da região.

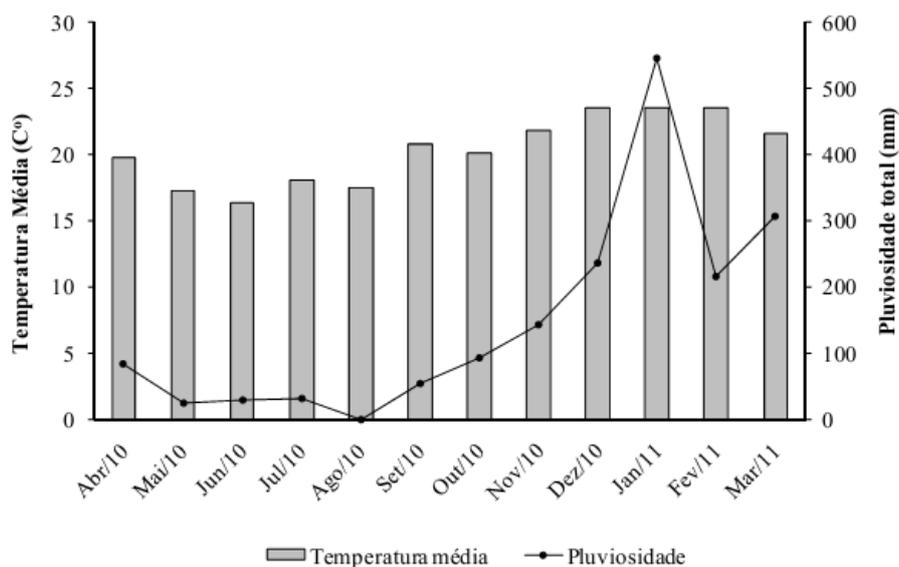


Figura 2. Distribuição dos valores médios mensais de temperatura atmosférica (°C) e pluviosidade total (mm) de abril de 2010 a março de 2011 na Represa do Lobo (Fonte: Mansano, 2012).

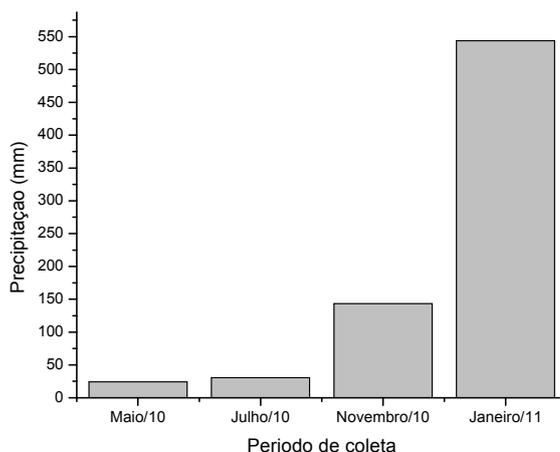


Figura 3: Distribuição da precipitação mensal nos meses de estudo na Represa do Lobo.

4.2. Variáveis abióticas

4.2.1. Condutividade, pH, temperatura e oxigênio dissolvido da água

As Tabelas completas com os dados das variáveis abióticas (transparência da água, pH, condutividade e oxigênio dissolvido) analisadas estão apresentadas no Apêndice A.

Os valores obtidos pelo desaparecimento do Disco de Secchi no corpo d'água são relativos à transparência da água. As profundidades do Disco de Secchi para os pontos de coleta nos meses estudados são mostradas na Figura 4. A maior transparência da água foi obtida no Ponto 1 (P1) em novembro (2,5 m) e a menor foi verificada no Ponto 2 (P2) em julho (0,7 m).

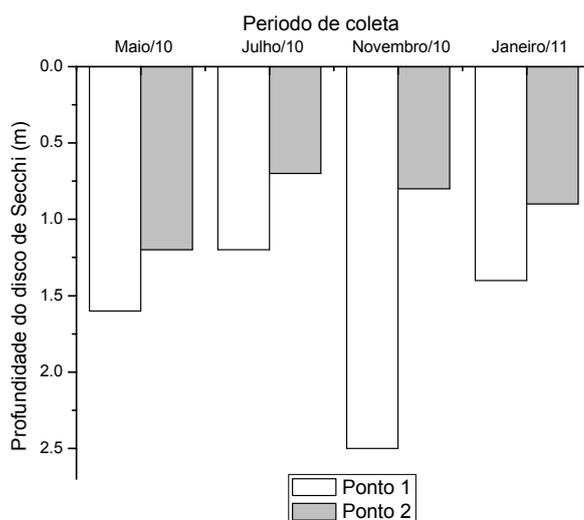


Figura 4. Valores da profundidade do Disco de Secchi nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo medida nas datas de amostragem.

Os valores de pH dos dois pontos de coleta e datas de amostragem são mostrados na Figura 5. Nota-se que o pH da água da represa foi ligeiramente ácido durante todo o período de estudo (exceto em novembro). O valor mínimo de pH foi 5,65 no P1 em janeiro de 2011, enquanto o máximo foi 7,6 no P1 em novembro. Quanto à condutividade da água, o menor valor obtido foi $10 \mu\text{S cm}^{-1}$ no P2 (janeiro) e o maior foi $17 \mu\text{S cm}^{-1}$ no P1 em maio (Figura 6).

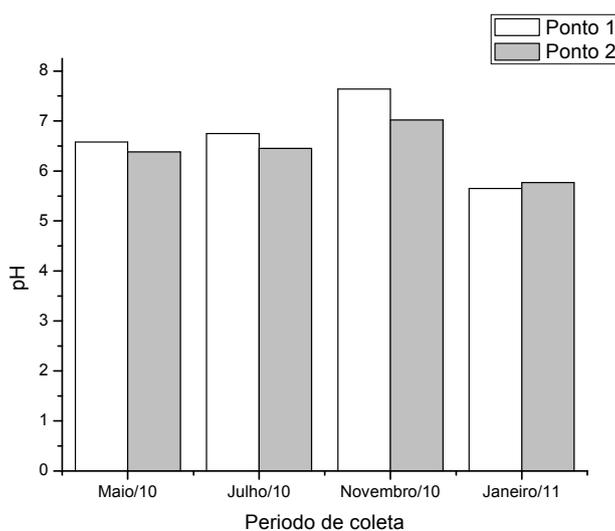


Figura 5. Valores do pH nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo nas datas de amostragem.

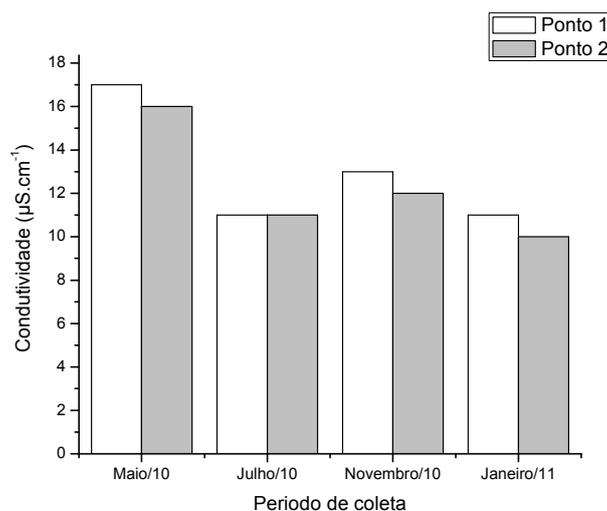


Figura 6. Valores da condutividade da água nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo nas datas de amostragem.

Em relação à temperatura da água, a mínima registrada foi 18,4 °C (P1 - julho) e a máxima foi 28,3 °C (P2 - janeiro), sendo semelhante nos dois pontos de coleta (Figura 7). Com relação ao oxigênio dissolvido, a maior concentração de OD foi observada no P1 em julho (9,8 mg L⁻¹) e a menor em janeiro (6,6 mg L⁻¹), observada no P1 e no P2 (Figura 8).

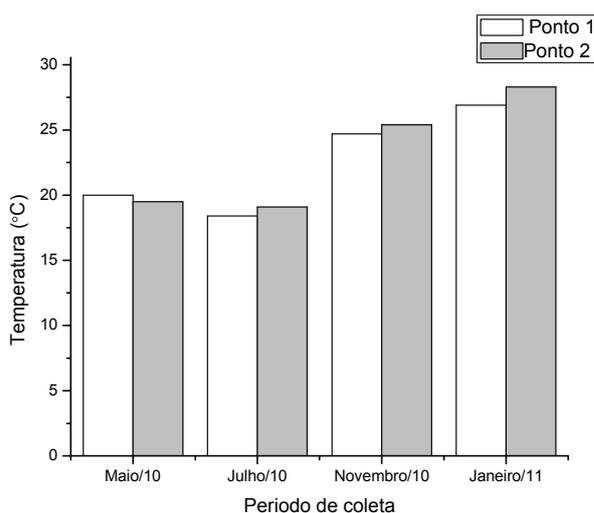


Figura 7. Valores da temperatura nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo nas datas de amostragem.

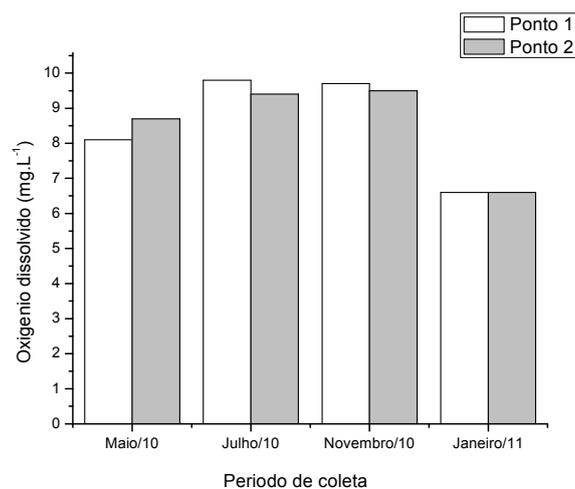


Figura 8. Valores de oxigênio dissolvido nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo nas datas de amostragem.

4.2.2. Material em suspensão

As concentrações de material em suspensão total, orgânico e inorgânico, nos pontos P1 e P2, estão apresentadas na Figura 9. Verifica-se que no P2 em janeiro foram encontrados os maiores valores de material em suspensão total ($18,4 \text{ mg L}^{-1}$), inorgânico ($11,6 \text{ mg L}^{-1}$) e orgânico ($6,8 \text{ mg L}^{-1}$). Os menores valores de material em suspensão total ($1,8 \text{ mg L}^{-1}$) e orgânico ($0,1 \text{ mg L}^{-1}$) foram obtidos no P1 em maio, enquanto no P2 em julho observou-se o menor valor de material em suspensão inorgânico ($0,8 \text{ mg L}^{-1}$). Em todos os meses de coleta os maiores valores de material em suspensão total ocorreram no P2.

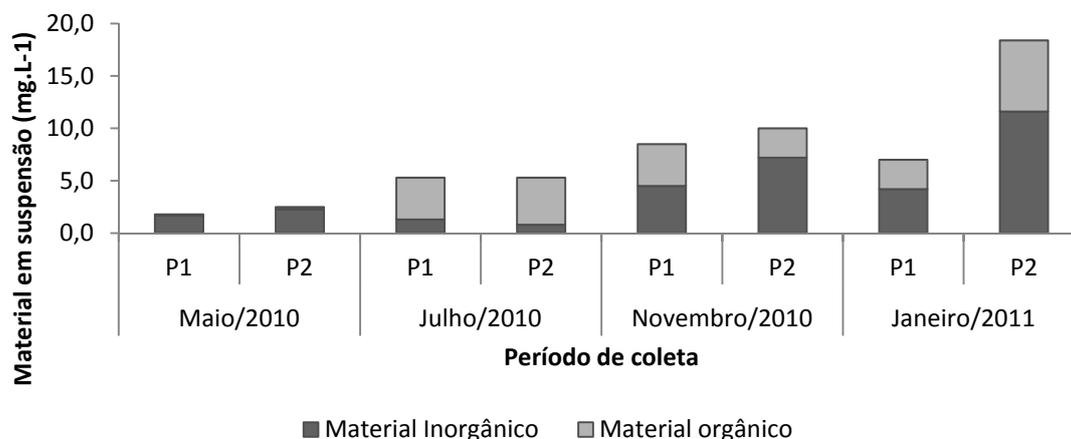


Figura 9. Valores da quantidade de material em suspensão no ponto 1 (P1) e no ponto 2 (P2) de coleta na Represa do Lobo nas datas de amostragem.

4.3. Variáveis Bióticas

4.3.1. Densidade e biomassa de bactérias

As Tabelas com os valores de densidade e biomassa bacteriana estão apresentadas no Apêndice B.

A densidade bacteriana média foi de $8,33 \times 10^6$ cel mL⁻¹, variando de $6,2 \times 10^6$ a $9,4 \times 10^6$ cel mL⁻¹, já a biomassa bacteriana variou de 250,9 a 416,2 $\mu\text{g C L}^{-1}$, com média de 348,8 $\mu\text{g C L}^{-1}$ (Figuras 10 e 11). A maior densidade foi verificada no P1 em julho e a menor no P1 em maio. Em todos os meses amostrados a densidade e a biomassa bacteriana foram ligeiramente maiores no P2 (exceto em julho).

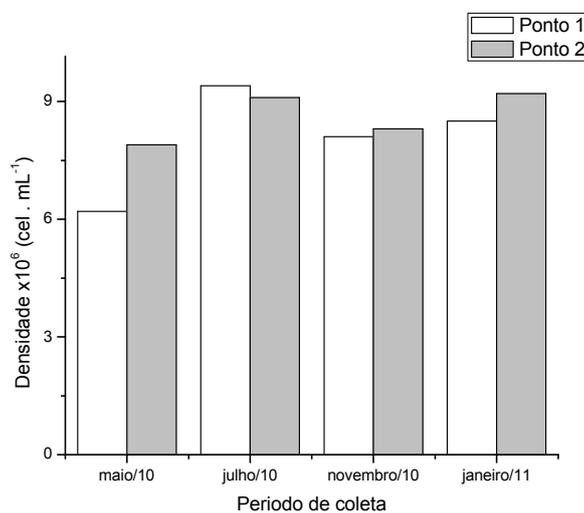


Figura 10. Densidade bacteriana nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo nas datas de amostragem.

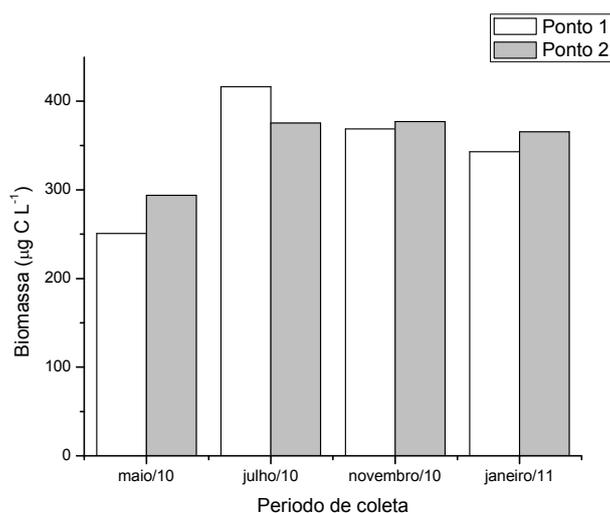


Figura 11. Biomassa bacteriana nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo nas datas de amostragem.

O biovolume bacteriano médio na represa, considerando todos os meses e pontos estudados, foi de $0,44 \mu\text{m}^3$. Os biovolumes médios bacterianos, por morfotipos, foram de $0,19 \mu\text{m}^3$ para cocobacilos, $0,15 \mu\text{m}^3$ para cocos, $0,42 \mu\text{m}^3$ para bacilos, $1,05 \mu\text{m}^3$ para filamentos e $0,38 \mu\text{m}^3$ para víbrios. Estes morfotipos representaram, respectivamente, 41,5%, 37%, 18%, 2% e 1,5% do total bacterioplânctônico.

A densidade e biomassa de cada morfotipo bacteriano encontrado nos dois pontos de coleta nas datas de amostragem estão representadas nas Figuras 12 e 13, respectivamente. A forma cocobacilar dominou em todos os meses e pontos analisados, com exceção do mês de maio (P1 e P2), no qual prevaleceu a forma cocóide. A densidade e o biovolume médio de filamentos apresentaram os maiores valores no P1 ($3,2 \times 10^5 \text{ cel mL}^{-1}$ e $1,18 \mu\text{m}^3$, respectivamente) e no P2 ($2,9 \times 10^5 \text{ cel mL}^{-1}$ e $1,34 \mu\text{m}^3$, respectivamente) em novembro. A densidade média de filamentos apresentou o menor valor no P1 ($0,9 \times 10^5 \text{ cel mL}^{-1}$) e no P2 ($1,2 \times 10^5 \text{ cel mL}^{-1}$) em julho. As Tabelas completas com os valores de densidade, biovolume e biomassa de cada morfotipo bacteriano estão apresentadas no Apêndice B.

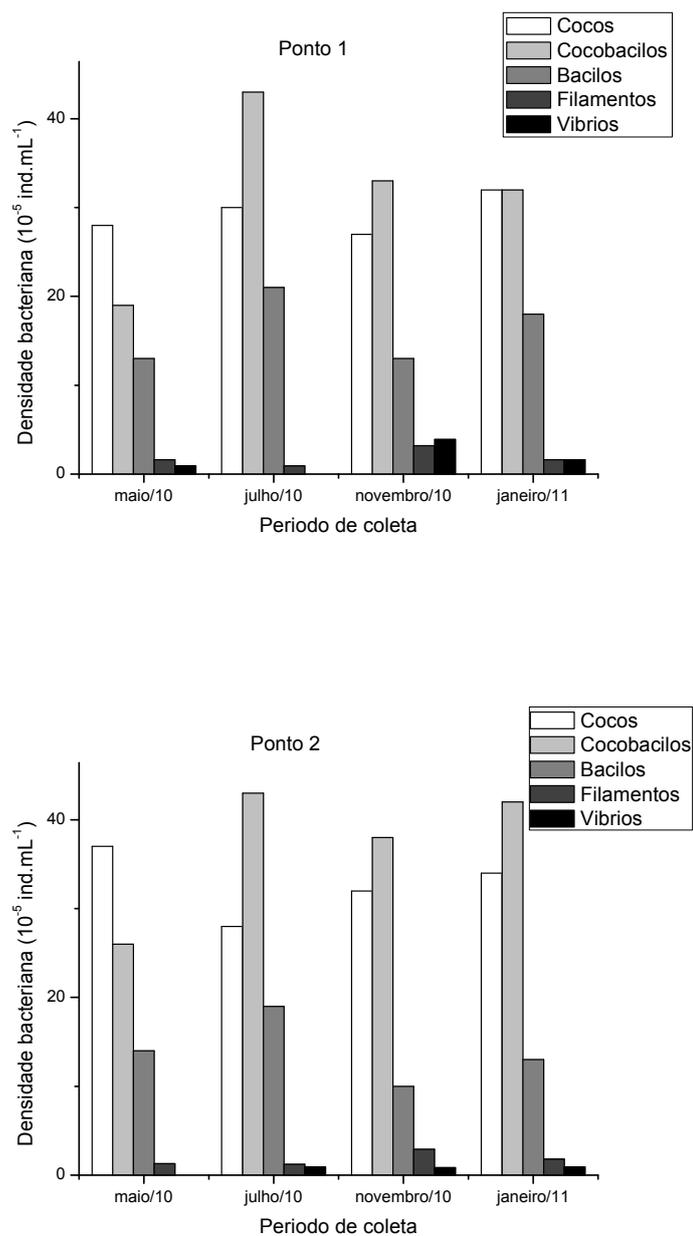


Figura 12. Densidade ($\times 10^6$) (ind mL^{-1}) dos morfotipos bacterianos (cocos, cocobacilos, bacilos, filamentosos e vibrios) nos dois pontos de coleta na Represa do Lobo nas datas de amostragem.

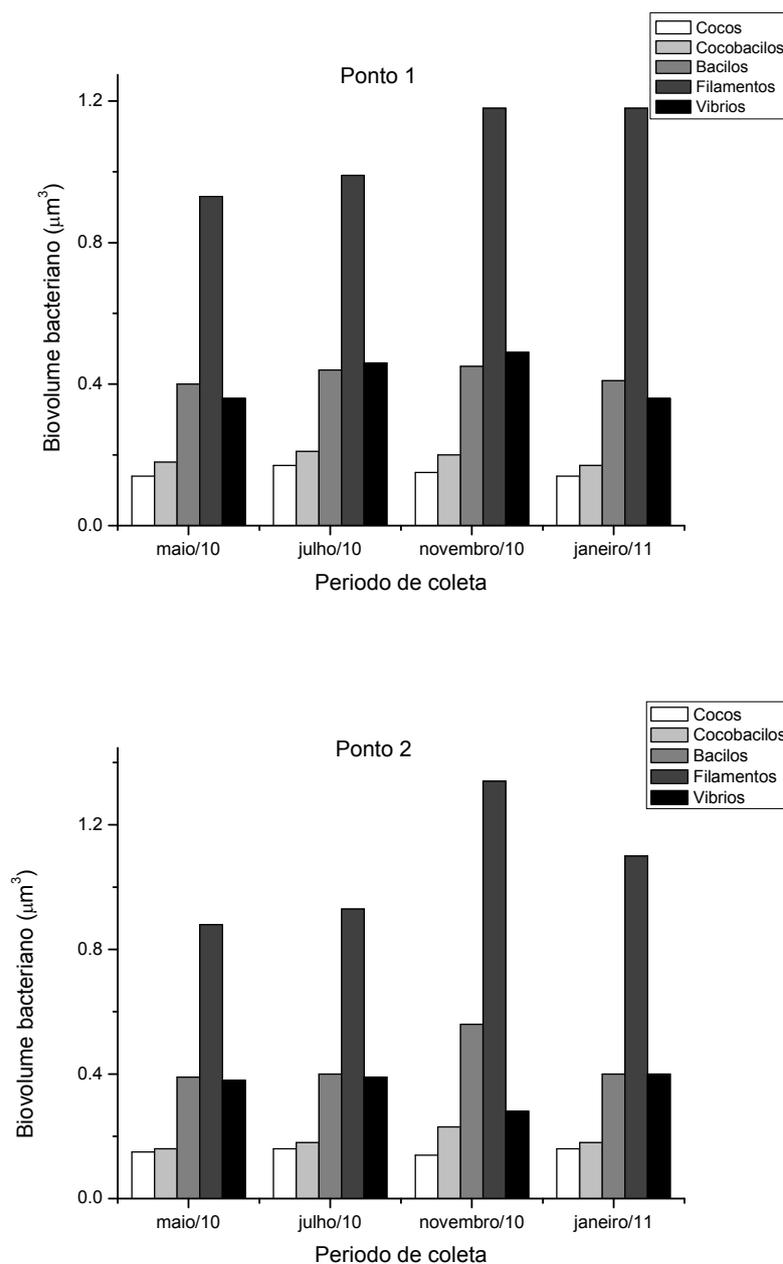


Figura 13. Biovolumes (μm^3) dos morfotipos bacterianos (cocos, cocobacilos, bacilos, filamentos e vibrios) nos dois pontos de coleta na Represa do Lobo nas datas de amostragem.

4.3.2. Densidade de rotíferos

A densidade média de rotíferos na Represa do Lobo, considerando todos os meses e pontos estudados, foi de $82,29 \text{ ind L}^{-1}$. A maior densidade ($141,0 \text{ ind L}^{-1}$) foi observada no P2 em julho e a menor ($33,6 \text{ ind L}^{-1}$) foi verificada no P2 em maio. Nas coletas de maio e Julho/2012, os rotíferos foram os organismos zooplancônicos dominantes (Figuras 14 e 20).

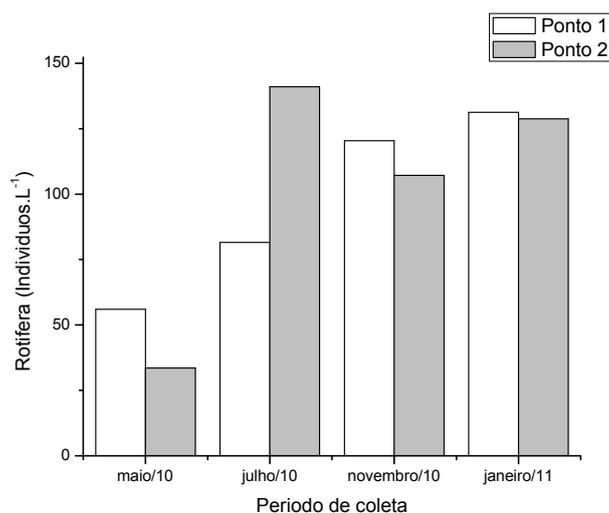


Figura 14. Densidade de rotíferos (ind L⁻¹) nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo nas datas de amostragem.

4.3.3. Densidade de Cladóceros

A densidade média de cladóceros na Represa do Lobo, considerando todos os meses e pontos estudados, foi de 110,27 ind L⁻¹. A maior densidade (228,8 ind L⁻¹) foi observada no P1 em novembro e a menor (16,2 ind L⁻¹) foi verificada no P2 em julho (Figura 15). Nessa coleta de Novembro/2010, foi o grupo zooplanctônico dominante (Figura 20).

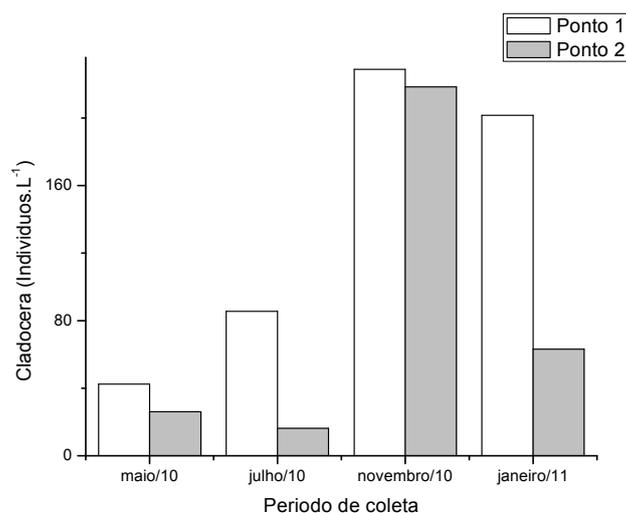


Figura 15. Densidades de cladóceros (ind L⁻¹) nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo nas datas de amostragem.

As populações de Cladocera foram representadas pelas famílias Bosminidae (2 espécies), Chydoridae (3 espécies), Daphniidae (4 espécies), Macrothricidae (1 espécie), Moinidae (1 espécie) e Sididae (1 espécie); totalizando 12 espécies (Figura 16). A tabela completa das espécies, com suas respectivas densidades nos meses e pontos coletados, encontra-se no Apêndice B.

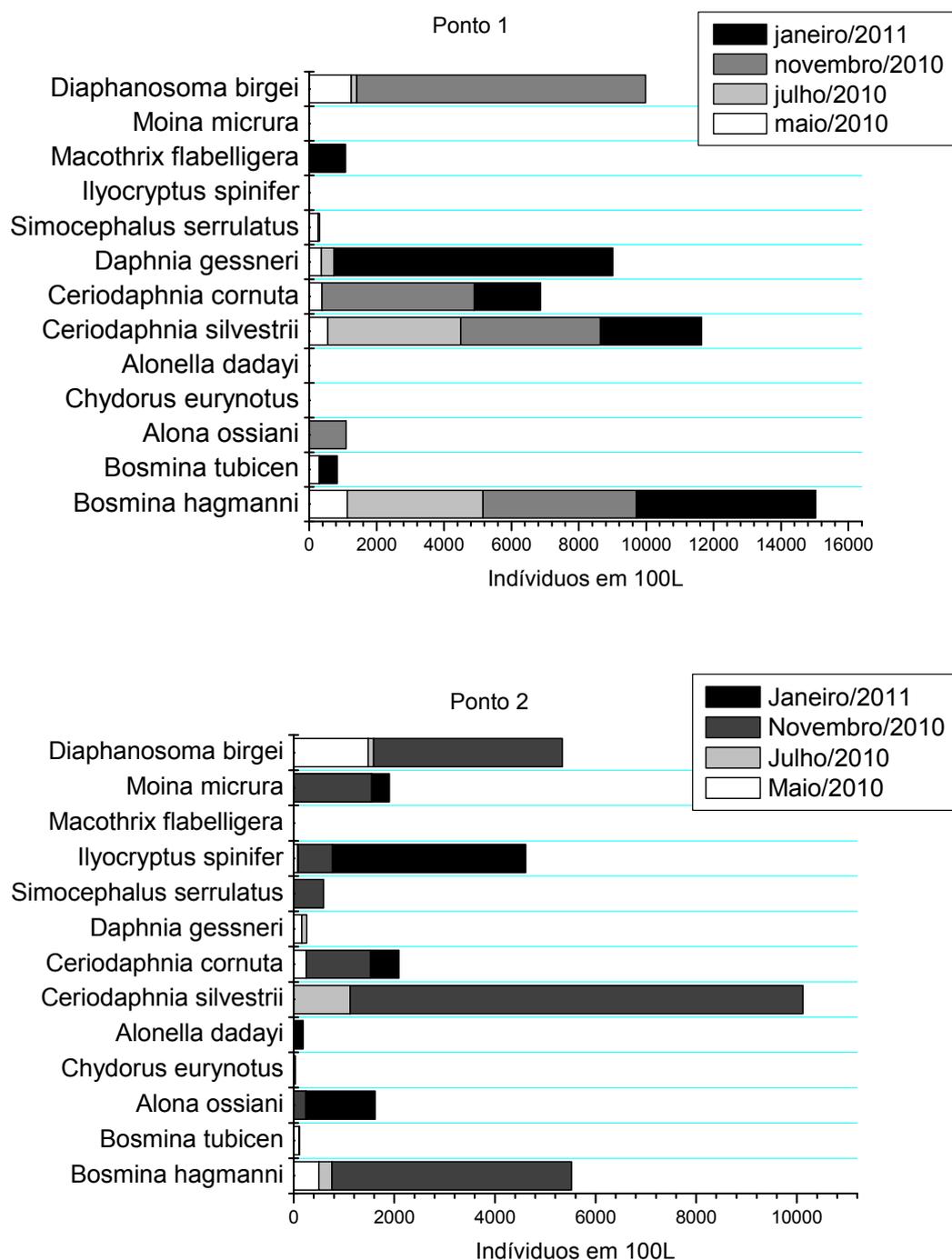


Figura 16. Densidade total das populações para os taxa registrados nos pontos de coleta (P1 e P2) nas datas de amostragem na Represa do Lobo, em amostra de 100L de água filtrada.

4.3.4. Densidade de Copépodos

As densidades de copépodos nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo nas datas de amostragem estão mostradas na Figura 17. A densidade

média de copépodos na Represa, considerando todos os meses e pontos estudados, foi de 108,01 ind L⁻¹. A maior densidade (268 ind L⁻¹) foi observada no P2 em novembro e a menor (3,8 ind L⁻¹) foi verificada também no P2 em maio.

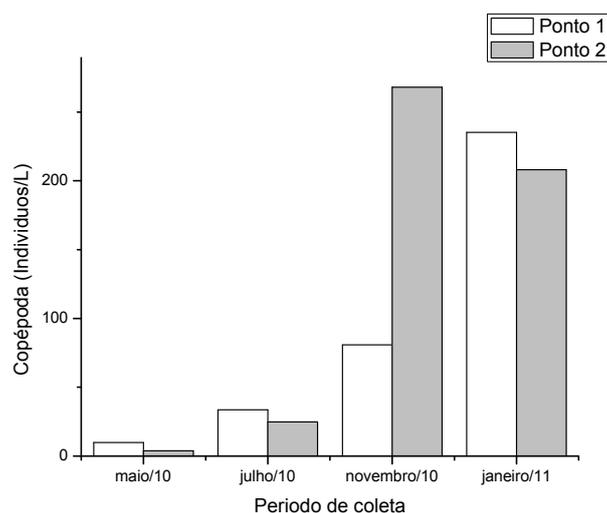


Figura 17. Densidades de copépodos nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo nas datas de amostragem.

Copepoda foi o grupo com menor número de espécies, considerando todos os organismos zooplancônicos estudados. Foram encontradas apenas 4 espécies, sendo 2 da Ordem Calanoida: *Argyrodiaptomus furcatus* e *Notodiatomus iheringi*; e 2da ordem Cyclopoida: *Mesocyclops ogunnus* e *Paracyclops fimbriatus* (Figura 18 e 19). Além disso, somente dominaram o zooplâncton no mês de janeiro/2011 (Figura 20)

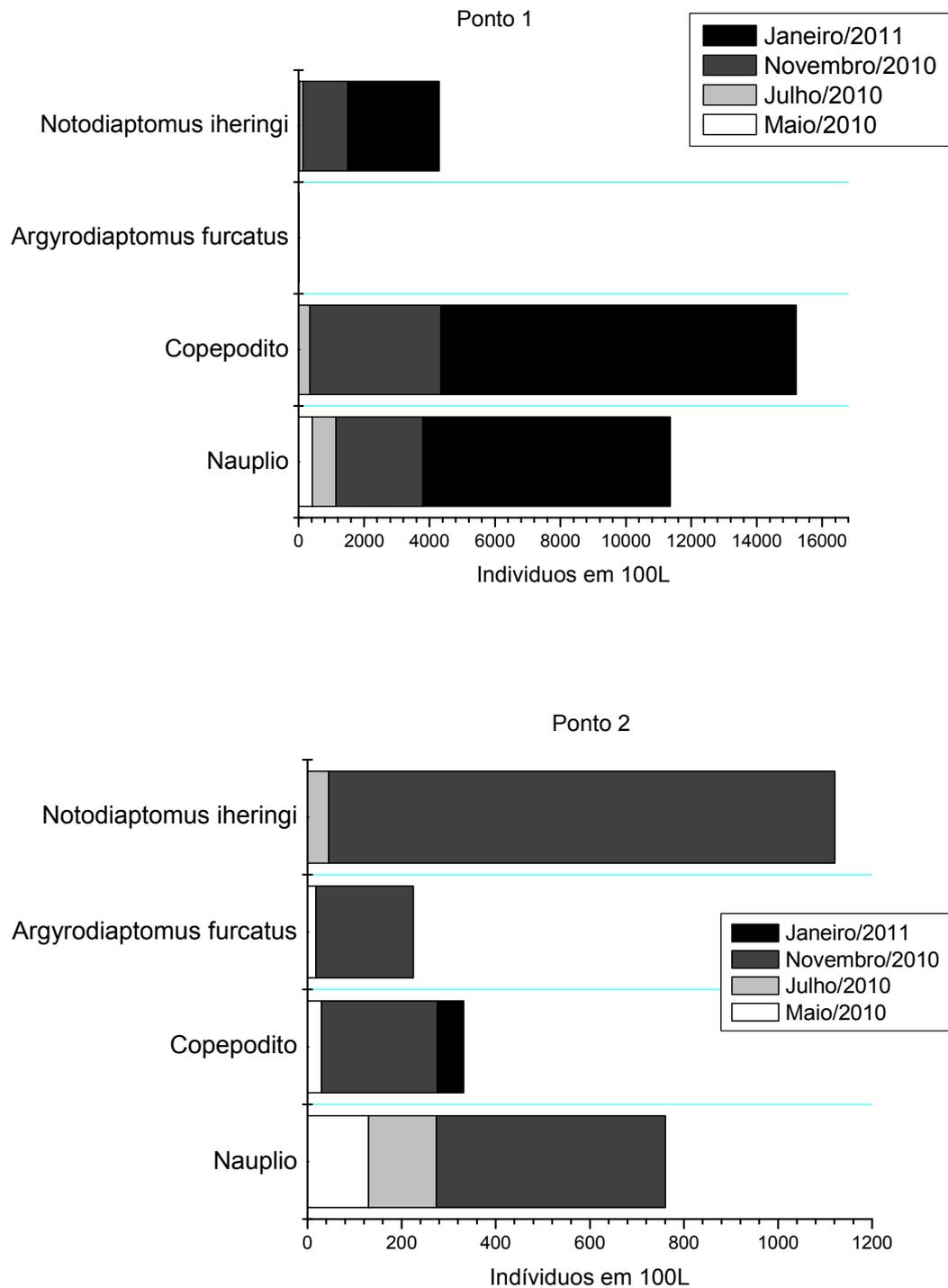


Figura 18. Densidade total dos taxa encontrados da Ordem calanoida nos pontos de coleta (P1 e P2) nas datas de amostragem na Represa do Lobo, em 100L de amostra filtrada.

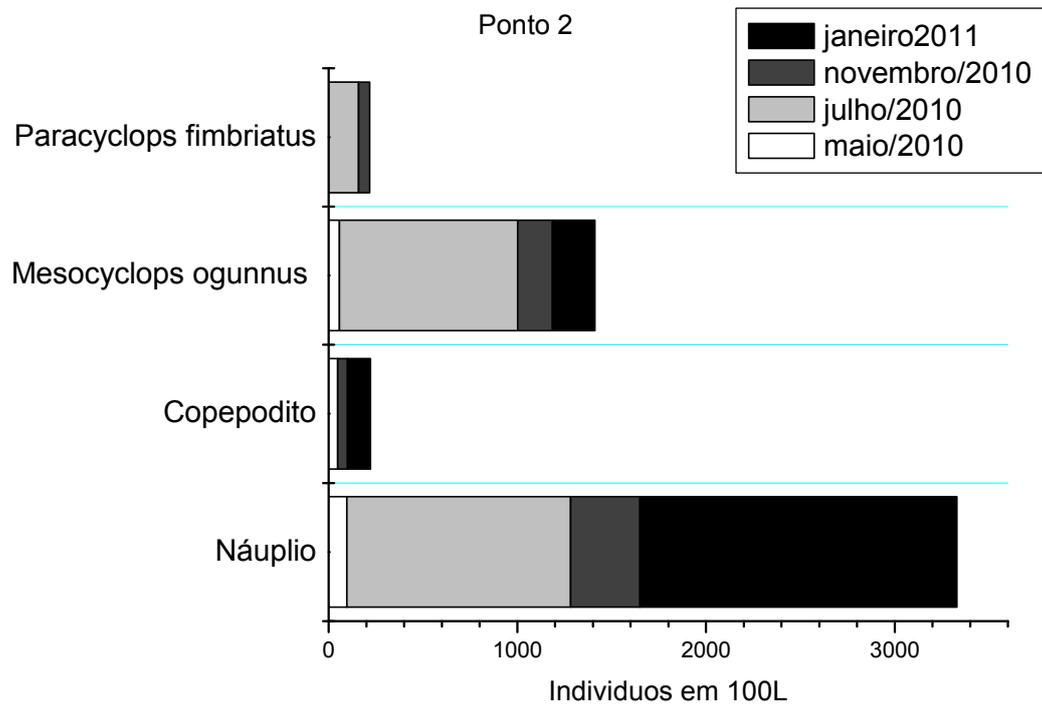
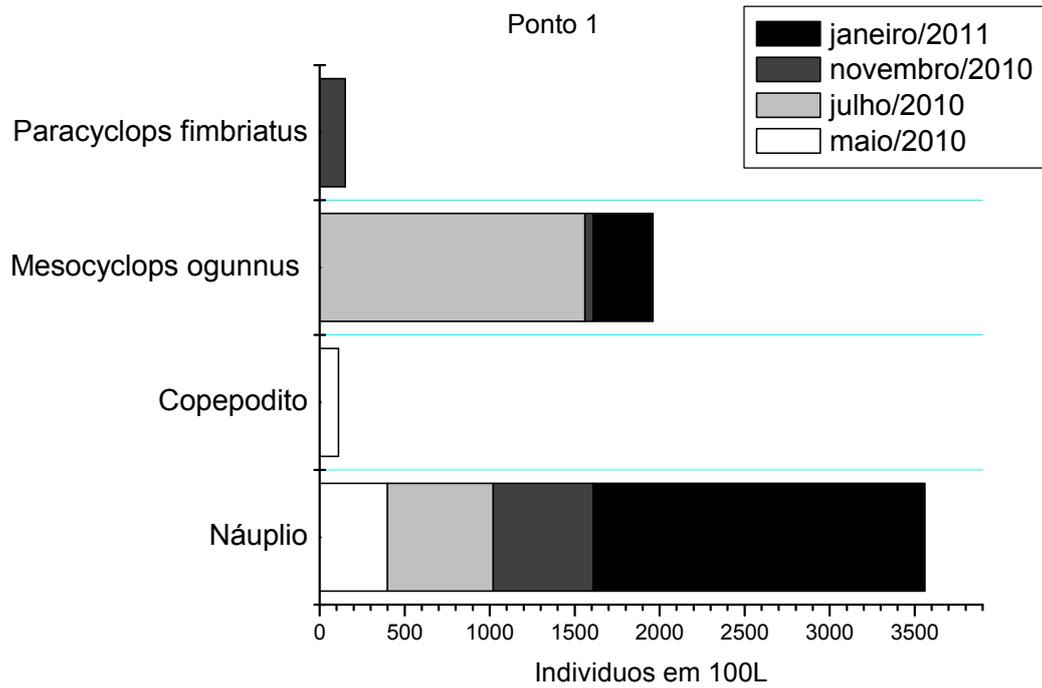


Figura 19. Densidade total dos taxa encontrados da Ordem Cyclopoida nos pontos de coleta (P1 e P2) nas datas de amostragem na Represa do Lobo, em 100L de amostra filtrada.

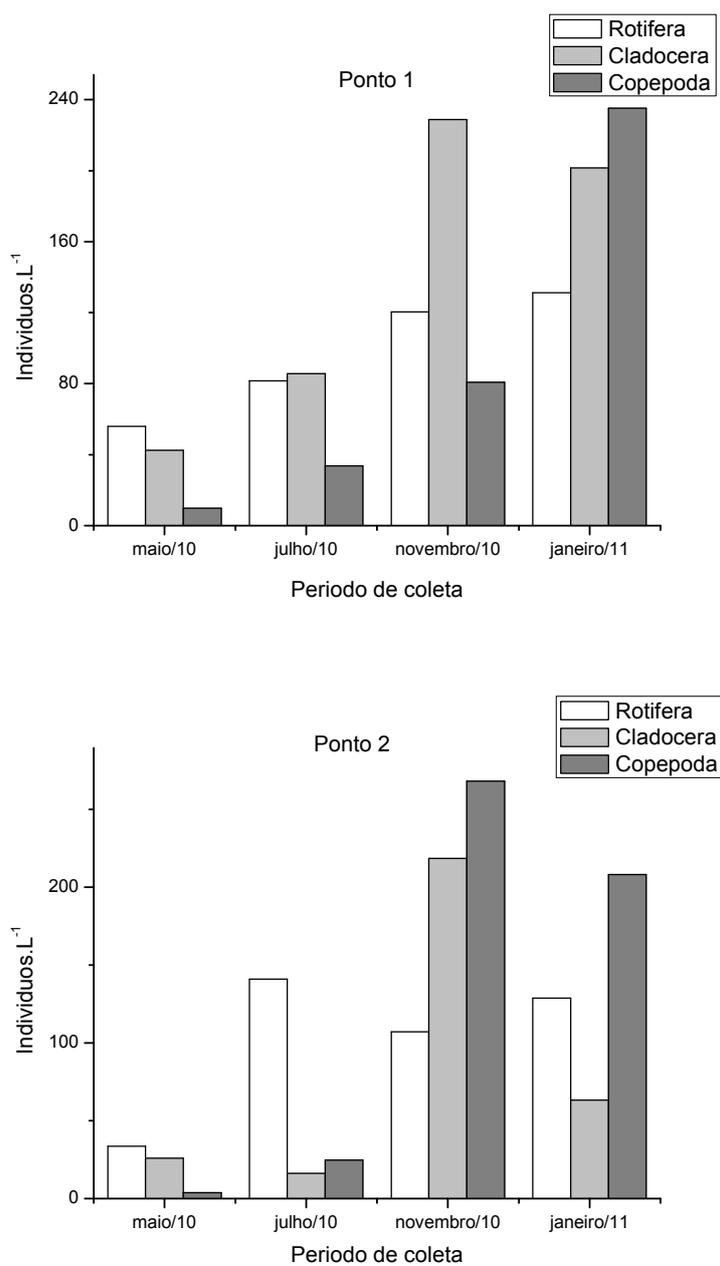


Figura 20. Densidades de zooplâncton (3 grupos: rotifera, cladocera e copepoda) nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo nas datas de amostragem.

4.4. Experimentos de bacterivoria

4.4.1. *In vitro*

A densidade bacteriana média encontrada nos frascos de cultivo dos organismos zooplancônicos coletados na represa do Lobo, aclimatados e cultivados em laboratório, com concentração usual de alimento (ou seja, com alimento composto e

suspensão de alga clorofícea) foi de $1,1 \times 10^6$ cel. mL⁻¹. As formas bacterianas encontradas nos frascos foram bacilos, cocos, cocobacilos, filamentos e vibrios que representaram, respectivamente, 57%; 20,2%; 17,4%; 5% e 0,4% do total. O morfotipo bacilar foi determinado pela relação comprimento/largura, sendo esta de 1,23 a 1,68. Em teste laboratorial, a linhagem de *Escherichia coli* que foi utilizada, após fixação, apresentou uma relação comprimento/largura média de 1,28.

As três espécies de cladóceros objeto do estudo ingeriram as bactérias marcadas oferecidas nos experimentos “in vitro” de bacterivoria, sendo que, do total de indivíduos testados, 96% consumiu FLBs. Os indivíduos que não consumiram FLBs foram incluídos nos cálculos das taxas de ingestão (TI) e remoção (TR).

A relação FLB por cladóceros foi plotada em um gráfico pelo tempo de incubação, no qual se encontrou um aumento linear da relação até um determinado momento. Nas espécies *Daphnia gessneri* e *Ceriodaphnia silvestrii*, o número de bactérias marcadas ingeridas aumentou nos primeiros dois minutos, quando atingiu um platô, e permaneceu mais ou menos constante ou apresentou uma pequena diminuição ao longo do tempo, enquanto que para *Ceriodaphnia cornuta* o platô foi atingido no tempo de 4 minutos (Figura 21).

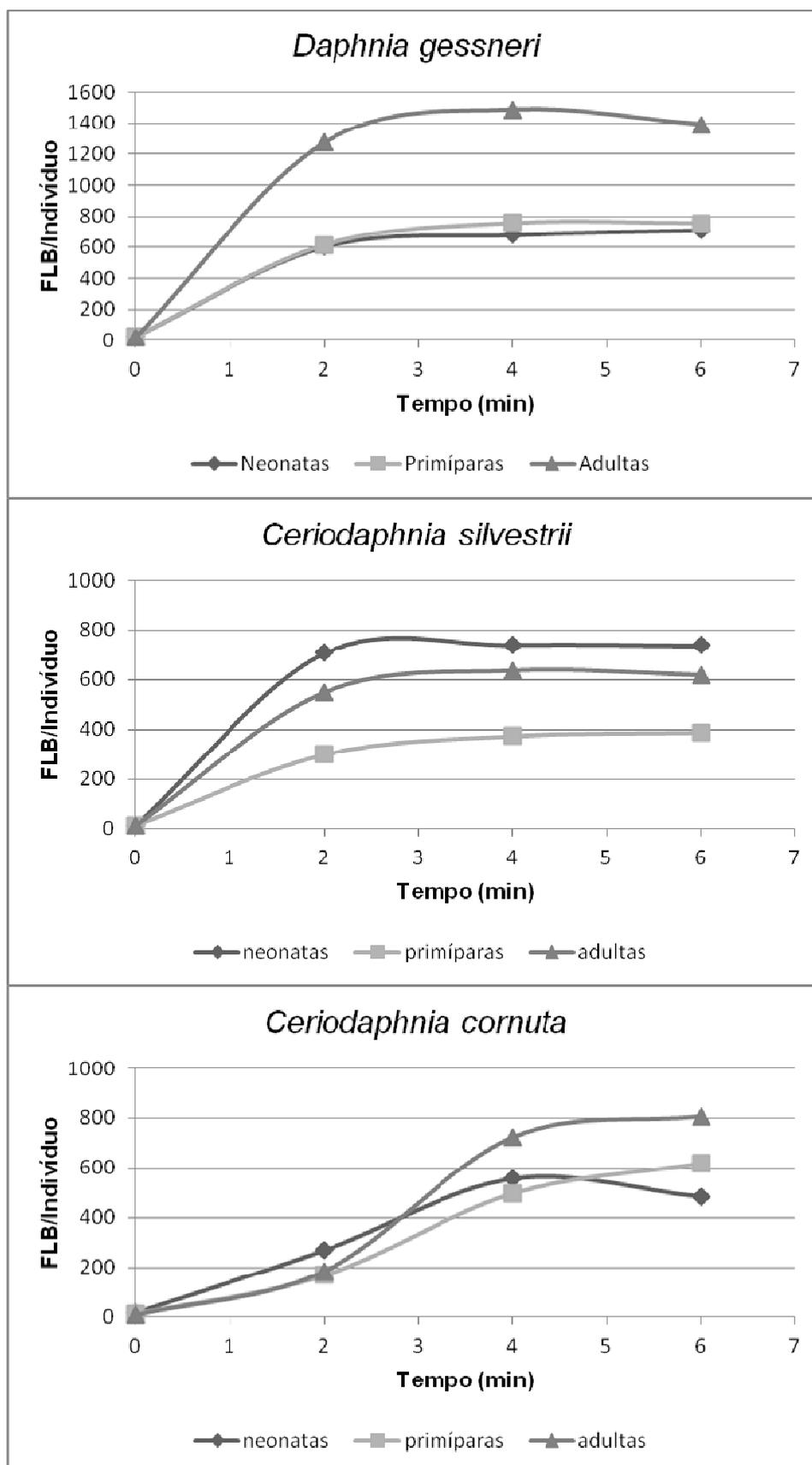


Figura 21. Curva dos valores médios de FLBs consumidas por indivíduo nas diferentes espécies e nos três estágios de vida

A média dos tamanhos (em comprimento) dos indivíduos e seus respectivos desvios-padrão em cada estágio de vida analisado (neonatas, primíparas e adultas) encontram-se na Tabela 2 do Apêndice C. Os maiores organismos encontrados foram adultas de *D. gessneri* com comprimento médio de 1,45 mm, espécie considerada como de grande porte, e os menores, neonatas de *C. cornuta*, espécie de pequeno porte, com 0,25mm.

Nos experimentos de bacterivoria *in vitro*, os menores valores encontrados para as taxas de ingestão e de remoção foram respectivamente $1,10 \times 10^5$ Bact.ind⁻¹ h⁻¹ e 0,10 mL.ind⁻¹ h⁻¹ em primíparas de *Ceriodaphnia silvestrii*. Já os maiores valores encontrados foram, respectivamente, $4,40 \times 10^5$ Bact.ind⁻¹ h⁻¹ e 0,40 mL.ind⁻¹ h⁻¹, observados em adultas de *Daphnia gessneri* (Figuras 22 e 23).

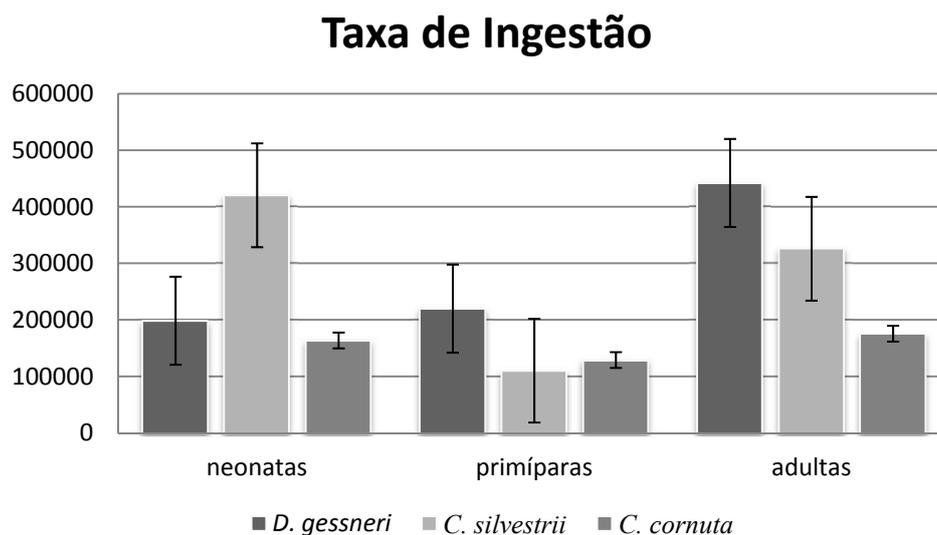


Figura 22. Taxas de Ingestão (TI, Bact.ind⁻¹ h⁻¹) das espécies *D. gessneri*, *C. silvestrii* e *C. cornuta* nos três estágios de vida.

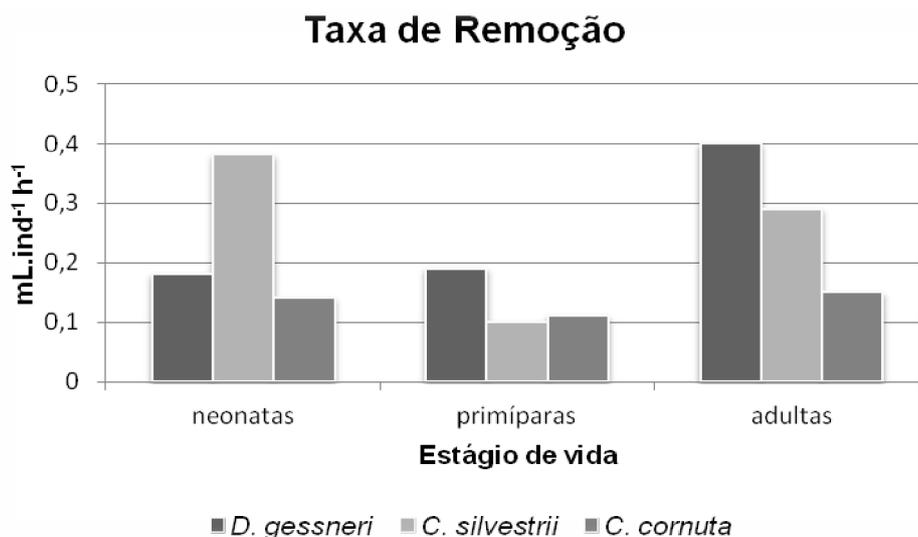


Figura 23. Taxas de remoção (TR, mL.ind⁻¹ h⁻¹) das espécies *D. gessneri*, *C. silvestrii* e *C. cornuta* nos três estágios de vida

Neonatas de *C. silvestrii* e *C. cornuta* apresentaram taxas de remoção maiores que as encontradas para primíparas. Ambas as taxas em neonatas de *C. silvestrii* foram também maiores do que aquelas encontradas para adultas desta espécie (Figuras 22 e 23).

4.4.2. *In situ*

Para o experimento de bacterivoria *in situ* foram adicionadas FLB na proporção de 8% (aproximadamente $4,8 \times 10^5$ FLB mL⁻¹) da densidade bacterioplancônica média ($6,0 \times 10^6$ cel. mL⁻¹) obtida por Mansano (2009) na Represa do Lobo.

Tanto no P1 quanto no P2, durante o período de estudo, o tempo de ingestão linear de FLB por indivíduo foi de 2-4 minutos de incubação (Figuras 24 e 25). Entre as espécies estudadas, *C. cornuta* apresentou em quatro, dos oito meses estudados, tempo de ingestão de FLB mais curto (2 minutos) comparado às outras duas espécies estudadas.

No Ponto 1 (P1), *C. cornuta* não foi encontrada na coleta do mês de julho de 2010 e *D. gessneri* não foi encontrada na coleta do mês de novembro de 2010.

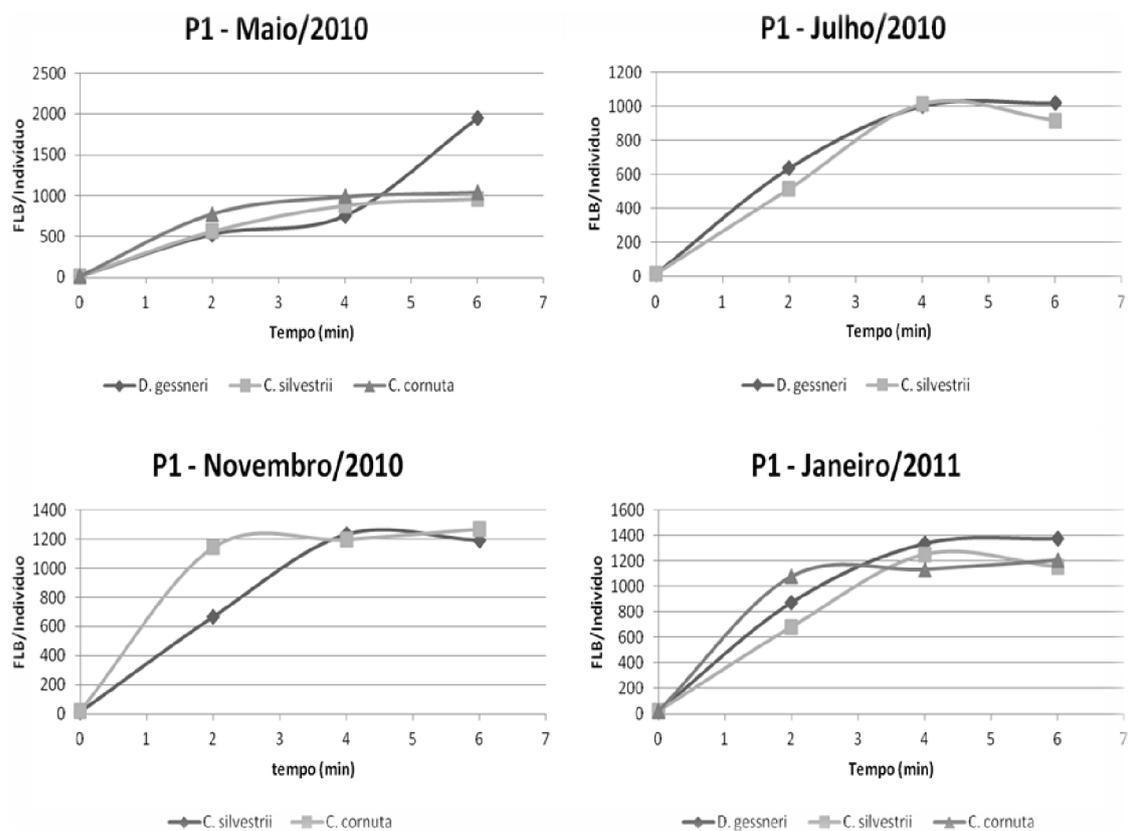


Figura 24. Curva da média de FLBs consumidas por indivíduo nas diferentes espécies estudadas na represa do lobo no Ponto 1.

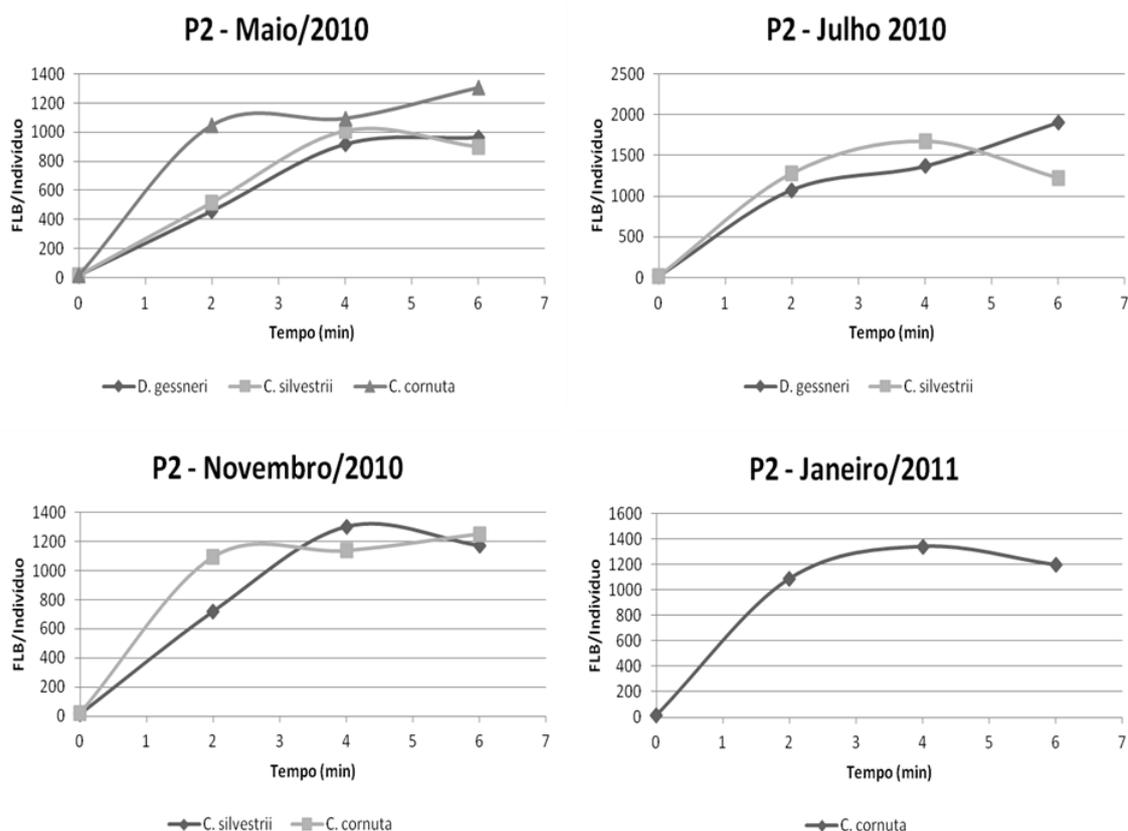


Figura 25. Curva da média de FLBs consumidas por indivíduo nas diferentes espécies estudadas na represa do lobo no Ponto 2.

No Ponto 2 (P2), *C. cornuta* não foi encontrada na coleta do mês de julho de 2010 e *D. gessneri* não foi encontrada nos meses de novembro de 2010 e janeiro de 2011.

As tabelas completas contendo todos os valores das taxas de consumo, ingestão individual, remoção e ingestão populacional encontram-se no apêndice C.

As taxas de ingestão individuais de bactérias são mostradas na Figura 26. *C. silvestrii*, apresentou a maior taxa de ingestão individual (TII) média (\pm DP) $27,7 \times 10^5$ bact ind⁻¹ h⁻¹ ($\pm 1,0 \times 10^5$) entre as três espécies estudadas. A maior taxa ($3,17 \times 10^5$ bact ind⁻¹ h⁻¹) ocorreu no P1 em Novembro/10, também em *C. silvestrii* e a menor ($1,49 \times 10^5$ bact ind⁻¹ h⁻¹) no P2 em maio/10, em *C. cornuta*.

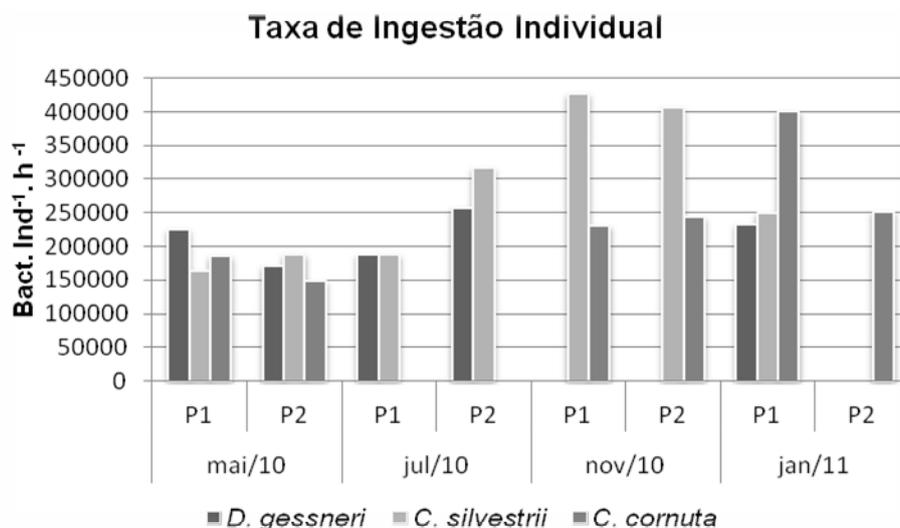


Figura 26. Taxas de Ingestão (TI, Bact.ind⁻¹ h⁻¹) das espécies *D. gessneri*, *C. silvestrii* e *C. cornuta* nos períodos estudados, nos pontos (P1 e P2) da represa do Lobo.

Analisando a Figura 26 nota-se que as maiores taxas de ingestão foram obtidas no período chuvoso (média de $3,0 \times 10^5$ bact ind⁻¹ h⁻¹ ($\pm 0,96 \times 10^5$), considerando as espécies estudadas, nos dois pontos nos meses de Nov/10 e jan/11)

As taxas de ingestão individuais médias de *D. gessneri*, *C. silvestrii* e *C. cornuta* (\pm DP) foram $2,15 \times 10^5$ bact ind⁻¹ h⁻¹ ($\pm 0,35 \times 10^5$), $2,77 \times 10^5$ bact ind⁻¹ h⁻¹ ($\pm 1,08 \times 10^5$) e $2,44 \times 10^5$ bact ind⁻¹ h⁻¹ ($\pm 0,86 \times 10^5$) respectivamente (Figura 27).



Figura 27. Média das taxas de Ingestão (TI, Bact.ind⁻¹ h⁻¹) das espécies *D. gessneri*, *C. silvestrii* e *C. cornuta* nos experimentos realizados “in situ”

Em termos populacionais os dafnídeos estudados se destacaram por consumirem grande quantidade de bactérias no período chuvoso (Figura 28). A maior taxa de ingestão populacional encontrada foi em *C silvestrii* ($3,6 \times 10^5$ bact mL⁻¹ h⁻¹) no mês de Novembro no P2.

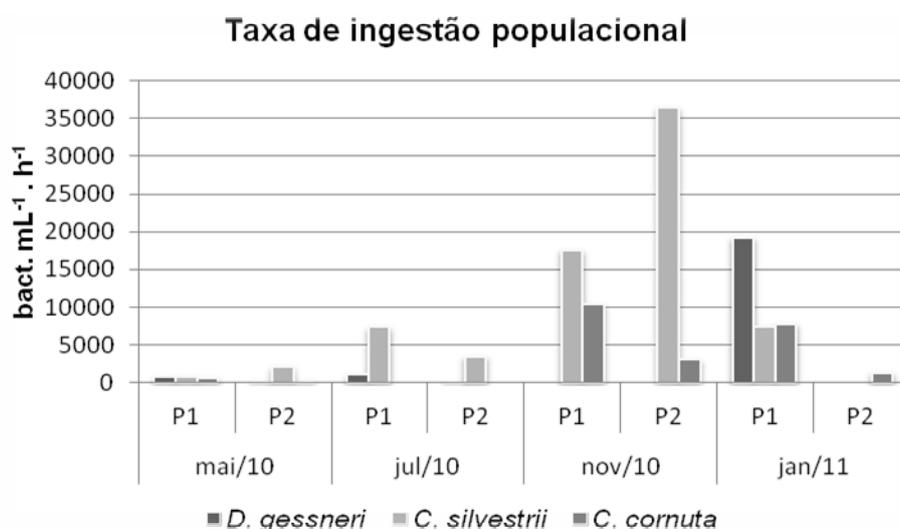


Figura 28. Taxas de Ingestão Populacional (TI, Bact.mL⁻¹ h⁻¹) das espécies *D. gessneri*, *C. silvestrii* e *C. cornuta* nos períodos estudados, nos pontos (P1 e P2) da represa do Lobo.

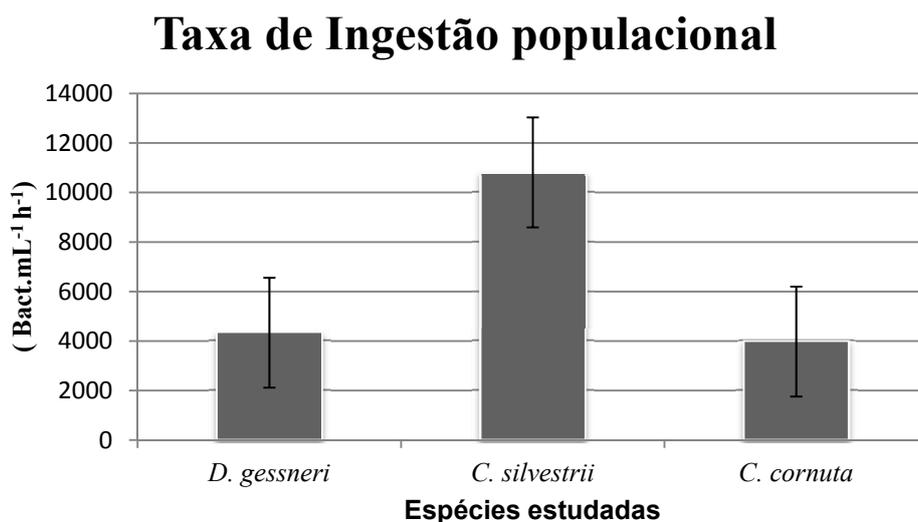


Figura 29. Média das taxas de Ingestão Populacional (TI, Bact.mL⁻¹ h⁻¹) das espécies *D. gessneri*, *C. silvestrii* e *C. cornuta* nos experimentos realizados “in situ”.

4.5. Microscopia eletrônica de varredura

As tabelas completas com as medidas das distâncias entre as cérdulas e as larguras das cérdulas de cada espécie estudada nos três estágios de vida estão no apêndice D.

As três espécies estudadas tiveram uma rede de malhas suficientemente estreitas para reter bactérias. A maior distância média (\pm DP) entre cérdulas foi encontrada em primíparas de *C. cornuta*, com 0,39 μm (\pm 0,17), e a menor em neonatas de *D. gessneri* com 0,11 μm (\pm 0,05).

De uma forma geral, entre as 3 espécies estudadas, sem considerar a fase da vida, *C. cornuta* apresenta em média maior distância entre as cérdulas (0,28 μm), embora apresente a menor distância média encontrada na fase adulta. *D. gessneri* apresentou a média intermediária com 0,20 μm e *C silvestrii* apresentou a menor média entre as três, com 0,15 μm .

A distância entre as cérdulas de *D gessneri* aumentou com o aumento do tamanho corporal dos indivíduos, ou seja, em neonatas, menores distâncias foram observadas (0,11 μm (\pm 0,02)) e em adultas, maiores distâncias entre as cérdulas (0,26 μm (\pm 0,05)). Esta relação só foi observada nesta espécie. Nas outras duas espécies estudadas, as maiores distâncias entre as cérdulas foram observadas em adultas jovens (primíparas).

Em relação à largura das cérdulas, neonatas de *D gessneri* tiveram cérdulas mais estreitas (0,12 μm) comparadas às adultas (0,24 μm). Assim como no aumento da distância entre as cérdulas, o aumento da largura das cérdulas com o aumento corporal do organismo só foi observado nesta espécie.

As três espécies estudadas tiveram cérdulas mais largas na base comparada à parte central. Portanto, na base, o espaçamento entre cérdulas é menor.

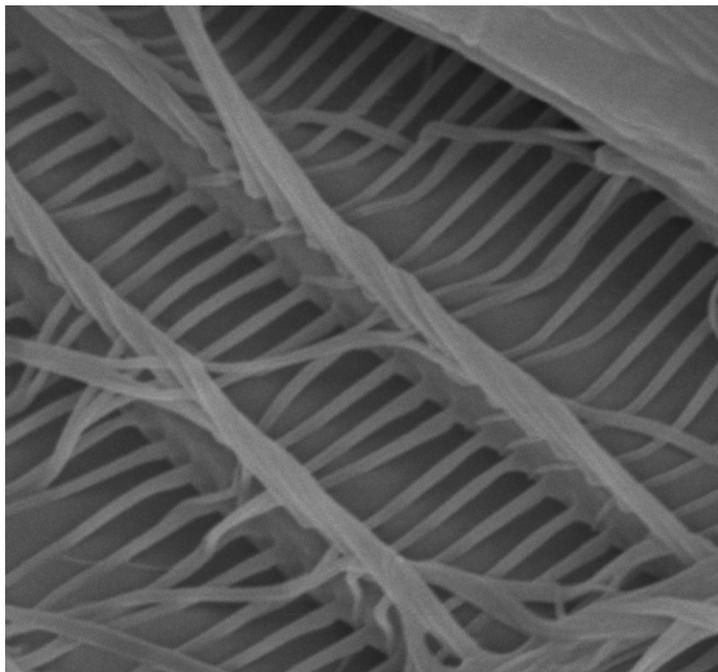


Figura 30. Cérduas de adultas de *Daphnia gessneri*, aumento de 10000x.

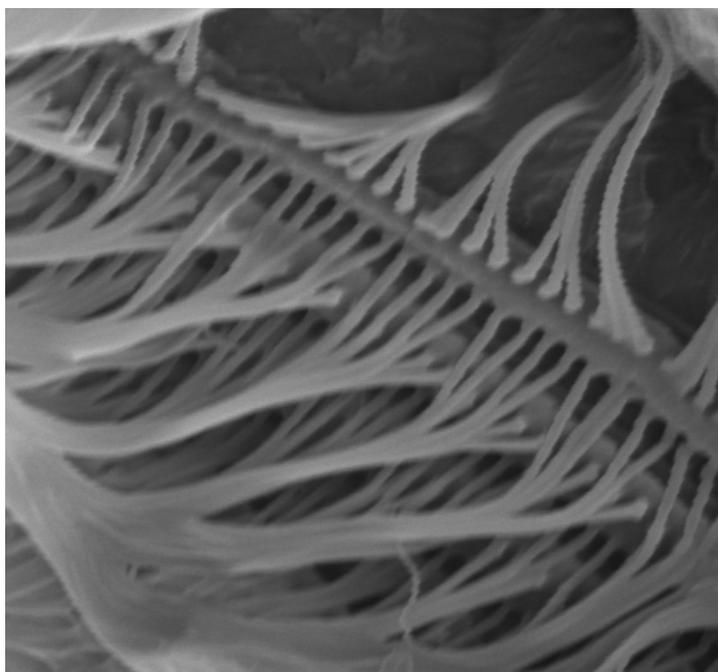


Figura 31. Cérduas de *Ceriodaphnia silvestrii* aumento: 10000x

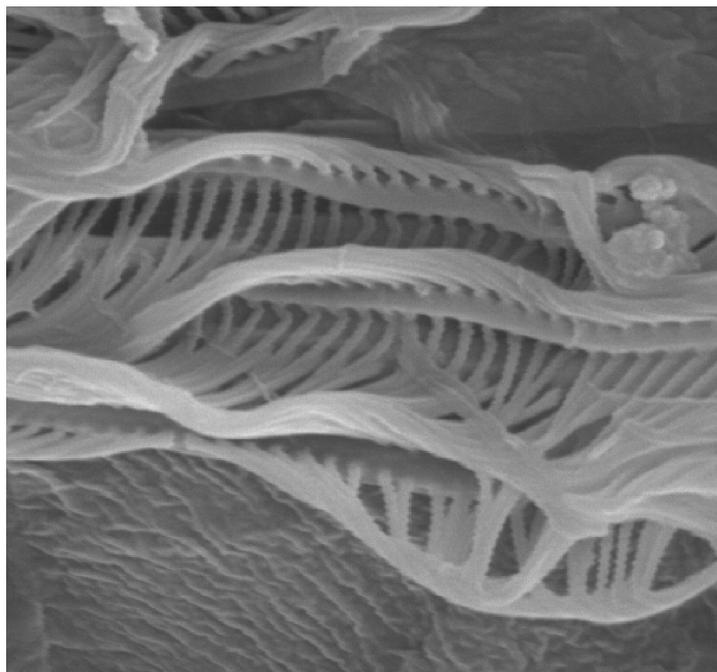


Figura 32. Cérduas de *Ceriodaphnia cornuta* aumento: 10000x

Tabela 2. Média entre as distâncias entre cérduas, largura da cérduas, distância entre cérduas na base e largura da cérduas na base (\pm DP); foram analisados quatro indivíduos, sendo em cada indivíduo feitas 4 medições, em cada estágio de vida para cada espécie estudada.

		Distância (μ m)	\pm DP	Largura (μ m)	\pm DP	Distância (base) (μ m)	\pm DP	Largura (base) (μ m)	\pm DP
<i>D.gessneri</i>	neonatas	0,11	0,02	0,12	0,02	0,15	0,03	0,15	0,02
	primíparas	0,24	0,03	0,13	0,01	0,24	0,01	0,16	0,02
	Adultas	0,26	0,05	0,18	0,02	0,24	0,02	0,25	0,01
	Média	0,20		0,14		0,21		0,18	
<i>C.silvestrii</i>	neonatas	0,16	0,04	0,09	0,01	0,16	0,01	0,15	0,01
	primíparas	0,18	0,05	0,1	0,01	0,14	0,01	0,17	0,01
	Adultas	0,15	0,06	0,13	0,02	0,13	0,02	0,17	0,02
	Média	0,16		0,10		0,14		0,16	
<i>C.cornuta</i>	neonatas	0,33	0,03	0,14	0,06	0,24	0,03	0,24	0,01
	primíparas	0,39	0,17	0,14	0,01	0,22	0,04	0,21	0,03
	Adultas	0,13	0,01	0,11	0,01	0,12	0,03	0,12	0,03
	Média	0,28		0,13		0,19		0,19	

4.6. Análise estatística

As variáveis analisadas foram: temperatura, pH, precipitação, transparência, condutividade, oxigênio dissolvido, clorofila a , material em suspensão e densidade de bactérias.

Como o número de variáveis é maior que o número de casos (meses), não foi possível fazer a análise de componentes principais (PCA) com todas as variáveis, para isso uma triagem entre elas foi feita usando o método da matriz de correlação de Pearson.

Como sabemos que quanto mais próximo de 1 for o coeficiente de relação, maior será a influência e comportamento das variáveis relacionadas, neste caso foram escolhidos dois pares de dados, com os maiores coeficientes de relação; pH e O.D. (0,852284457) e Transparência e Densidade de cladóceros (0,909241613). No entanto, para confirmar que as variáveis tinham realmente altos níveis de correlação usou-se a matriz de p valores, uma vez que os coeficientes de p valores para os dados anteriormente escolhidos foram menores que 0,05, as variáveis possuem alto grau de correlação e para que fosse possível fazer o PCA, um de cada par de variáveis foi retirado, sendo escolhidos pH e densidade de cladóceros, restando a seguinte tabela de dados:

Tabela 3. Valores das variáveis abióticas e bióticas incluídas para análise de correlação.

	Temp.	Precip.	Transp	Cond.	O D.	Clorofila	MST	Dens. bacts
Mai/P1	20	24.1	1.6	17	8.1	13.9	1.8	6.2
Jul/P1	18.4	30.7	1.2	11	9.8	27.1	5.2	9.4
Nov/P1	24.7	143.4	2.5	13	9.7	30.2	8.5	8.1
Jan/P1	26.9	543.8	2.1	11	6.6	9.3	7	8.5
Mai/P2	19.5	24.1	1.2	16	8.7	12.6	2.5	7.9
Jul/P2	19.1	30.7	0.7	11	9.4	18.4	5.3	9.1
Nov/P2	25.4	143.4	2.5	12	9.5	32.7	10	8.3
Jan/P2	28.3	543.8	0.8	10	6.6	17.6	18.4	9.2

Os componentes 1 e 2 foram usados, pois apresentam os maiores coeficientes de variância. Os resultados obtidos para a análise de componentes principais (PCA) aplicadas às variáveis limnológicas estão apresentados na Figura 33. A porcentagem total explicada pelos dois primeiros componentes foi de 73,49%. A análise de PCA aplicada selecionou as variáveis limnológicas mais explicativas durante as amostragens.

A PCA revelou que o mês de janeiro/11 foi associado às variáveis precipitação e temperatura, apresentando os menores valores de oxigênio dissolvido. O mês de maio caracterizou-se por apresentar os maiores valores de condutividade e os menores de precipitação total, MST e densidade de bactérias. A quantidade de oxigênio dissolvido esteve relacionado com a Clorofila *a* influenciando, principalmente os meses de Julho/10 e Novembro/10.

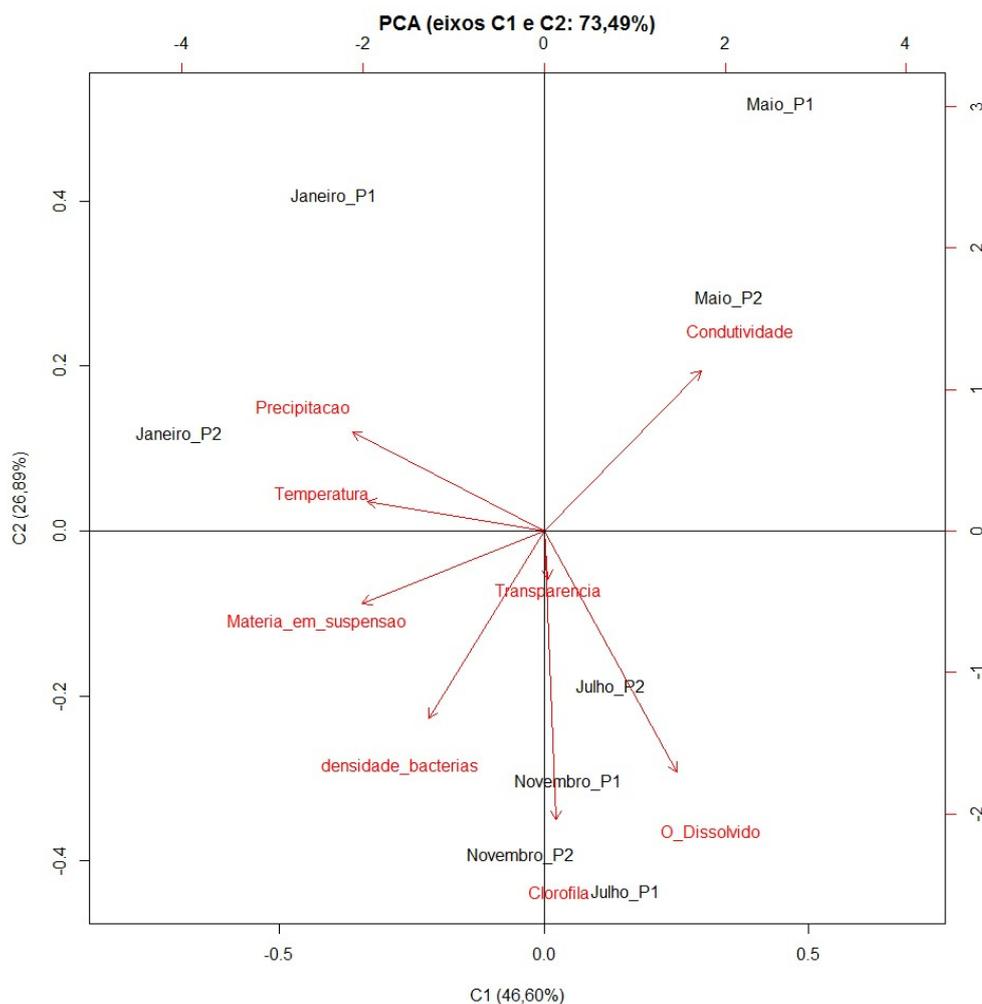


Figura 33. Análise de PCA aplicada selecionou as variáveis limnológicas mais explicativas durante as amostragens, a porcentagem total explicada pelos dois primeiros componentes foi de 73,49%. O mês de janeiro/11 foi associado às variáveis precipitação e temperatura, e apresentou os menores valores de oxigênio dissolvido, o mês de maio caracterizou-se por apresentar os maiores valores de condutividade e os menores de precipitação total, MST e densidade de bactérias

Ao tentar relacionar a densidade de bactérias presente na represa do Lobo nos meses estudados com as taxas de ingestão de cladóceros, clorofila *a* e as taxas de ingestão de ciliados e nanoflagelados heterotróficos (NFH) obtidas por Mansano no mesmo período de estudo, não foi possível inferir qualquer relação pois a matriz de *p* valores apresentou resultados superiores a 0,05.

5. Discussão

5.1. Variáveis limnológicas

O clima subtropical de altitude – Cwa (classificação de Köppen), caracterizado por um verão chuvoso e inverno seco, é o regime climático normal da região onde está localizada a represa do Lobo. Esses períodos de seca e chuva, que evidenciam um ciclo sazonal definido, foram observados nesse estudo. Tomando por base a temperatura atmosférica e a precipitação pluviométrica para a região, notou-se que de abril/10 a setembro/10 o clima estava seco/frio e de outubro/10 a março/11 estava chuvoso/quente.

A precipitação causa um aumento do nível d'água e também contribui com a entrada de nutrientes e materiais em suspensão de origem alóctone para os sistemas aquáticos. Em ambientes rasos, em especial, a precipitação também contribui para a turbulência no sistema causando a ressuspensão de sedimentos para a coluna d'água, aumentando a turbidez e conteúdo de matéria em suspensão orgânica e inorgânica (HENRY, TUNDISI E CURI, 1984). Observou-se sazonalidade na concentração de material em suspensão, com valores mais elevados encontrados no período chuvoso. A intensidade das chuvas é determinante no volume do escoamento pluvial e na quantidade de material em suspensão (BACCARO, 1999). Valores mais elevados de material em suspensão no período de cheia também foram encontrados por Henry e Curi (1983) no rio Pardo.

As variáveis físicas, químicas e biológicas da represa do Lobo são influenciadas pelas variações climáticas sazonais, em especial pela precipitação, o aumento das chuvas levou a diminuição da concentração de oxigênio dissolvido no corpo d'água (correlação negativa) devido à entrada de matéria orgânica alóctone e conseqüente aumento da taxa de decomposição.

Em todos os meses estudados, a transparência da água foi menor no P2 comparado ao P1, devido às maiores quantidades de material em suspensão na coluna d'água neste ponto. No P2, por possuir baixa profundidade (profundidade média de 1,7 m), ocorre constantemente a ressuspensão do sedimento, causada tanto pelos ventos no inverno como pelas precipitações no verão. A transparência da água encontra-

se relacionada à quantidade de material em suspensão na coluna d'água, tanto particulado quanto dissolvido, mantendo uma relação direta com a produção autóctone e as entradas alóctones que ocorrem no sistema (WETZEL, 1993).

A influência do pH sobre os ecossistemas aquáticos naturais dá-se diretamente devido a seus efeitos sobre a fisiologia de diversas espécies. Também o efeito indireto é muito importante podendo, em determinadas condições, contribuir para a precipitação de elementos químicos tóxicos como metais pesados ou alterando a solubilidade de nutrientes. Além disso, o pH pode sofrer variações em função dos processos respiratórios, fotossintéticos e da decomposição (ESTEVES, 1998). Durante o período de estudo (exceto em novembro), o pH apresentou valores abaixo de 7. O caráter ácido das águas da represa já foi anteriormente registrado em diversos estudos (TUNDISI, 1972; MATHEUS; TUNDISI, 1988; ARGENTON, 2004; MOTHEO, 2005) e é decorrente, em grande parte, do pH ácido do solo circundante e em parte dos ácidos orgânicos oriundos da decomposição da matéria orgânica alóctone. Argenton (2004) obteve para a Represa do Lobo o valor mínimo de pH de 3,8 e o máximo de 7,7, valores estes bem próximos aos observados no presente trabalho.

A condutividade elétrica da água constitui uma das variáveis mais importantes em estudos de qualidade da água, por fornecer informações sobre o metabolismo dos ambientes aquáticos e sobre fenômenos que ocorrem nas bacias de drenagem (ESTEVES, 1988). Os valores dessa variável podem estar associados às maiores concentrações de nutrientes e sólidos totais (AKINYEMI & NWANKWO, 2007) e seu aumento, em geral, está associado ao aumento da atividade antrópica (AKAISHI *et al.*, 2006). No presente estudo, os valores de condutividade, que variaram de 10 a 17 $\mu\text{S cm}^{-1}$, foram baixos se comparados a outros sistemas da região que são mais impactados. Os valores de condutividade mais altos no mês de maio na Represa do Lobo indicam possivelmente entrada de nutrientes do sedimento e consequente alteração na concentração de íons na coluna d'água. Este fato é confirmado pelos dados obtidos por Mansano (2012), que obteve maior concentração de nitrito e nitrato neste mesmo mês de estudo e pontos de coleta.

A temperatura é o fator que mais influi no metabolismo dos seres vivos, pois afeta a velocidade de suas reações metabólicas, exercendo um importante papel

sobre o ciclo de vida dos animais, bem como alterando taxas de crescimento populacional (WINBERG,1971), e há ainda a influencia na composição de espécies, uma vez que existem espécies com tolerância a temperaturas mais baixas enquanto outras necessitam de uma temperatura mais alta para se desenvolverem (SAINT-PAUL, 1986).

A temperatura é um fator importante na dinâmica dos ambientes aquáticos, pois influencia no metabolismo das comunidades e pode causar alterações na estrutura física da coluna d'água, promovendo a circulação ou estratificação da água e, conseqüentemente, alterando a disponibilidade dos nutrientes (ESTEVES, 1998). Variações de temperatura são parte do regime climático normal, e corpos de água naturais apresentam variações sazonais e diurnas, bem como estratificação vertical. A temperatura da água na Represa do Lobo variou durante o período de estudo, acompanhando a temperatura atmosférica do período seco (maio/10 e julho/10), com os valores mais baixos, e do período chuvoso (novembro/10 e janeiro/11), com os valores mais elevados. Houve variação de 10 °C, responsável por grande diferenças em processos metabólicos.

Os processos químicos e metabólicos dos corpos d' água são fortemente influenciados pela disponibilidade de oxigênio dissolvido na água sendo assim um dos principais fatores na dinâmica e caracterização de ecossistemas aquáticos (ESTEVES, 1998). A concentração desse gás é mantida pela troca com a atmosfera, que é determinada pela temperatura e pressão do ar. Processos como a fotossíntese e a respiração, influenciam na concentração desse gás (ALLAN & CASTILLO, 2007), além disso, a diminuição da concentração de oxigênio dissolvido também pode estar associada a perdas para atmosfera, a oxidação dos íons dos metais Ferro e Magnésio, e a decomposição de matéria orgânica (ESTEVES, 1998). Dessa forma, áreas sob influencia de atividade antrópica apresentam redução nas concentrações de oxigênio, devido à alta atividade biológica de decomposição dos compostos orgânicos (ALLAN & CASTILLO, 2007)

Segundo Sipaúba-Tavares e Moreno (1994), quando as concentrações dessa variável são muito baixas, os animais aquáticos podem ficar estressados ocasionando a diminuição de sua sobrevivência e produção. Observou-se que as águas

da represa são bem oxigenadas (faixa de 5,3 a 9,8 mg L⁻¹), com valores superiores a 8,0 mg L⁻¹ na maioria dos meses analisados. Estudos anteriores indicam que o reservatório do Lobo apresenta concentrações elevadas de OD em suas águas, principalmente por ser um reservatório raso e pela mistura provocada pela forte ação dos ventos típicos da região (SIMONATO, 1986; CALIJURI, 1988, ARGENTON, 2004; MOTHEO, 2005).

No período de estiagem onde há menor precipitação, há uma menor entrada de material alóctone, conseqüentemente menor decomposição de matéria orgânica e menor consumo de oxigênio dissolvido do meio. Por outro lado, em Janeiro, com a alta precipitação e a maior entrada de material alóctone, ocorreu menor concentração de oxigênio dissolvido pelo aumento da decomposição. Além disso, os gases dissolvem-se mais à temperaturas menores.

5.2. Composição e estrutura da comunidade bacteriana

As densidades bacterianas encontradas na represa do Lobo ($6,2 \times 10^6$ a $9,4 \times 10^6$ cel mL⁻¹) são as comuns em ambientes de água doce. Segundo Pedrós-Alió (1989), tanto nos ecossistemas de água doce quanto nos marinhos, as densidades bacterianas encontram-se ao redor de 10^6 cel mL⁻¹, Araújo e Costa (2007) estimaram para reservatórios de água doce de ambientes semi-áridos brasileiros, uma faixa entre $2,0 \times 10^6$ a $1,34 \times 10^8$ cel mL⁻¹ para densidade bacteriana.

Racy et al. (2005) observaram uma densidade média de $5,75 \times 10^6$ cel mL⁻¹, na Represa do Lobo em 2004, menor que a densidade média encontrada no presente estudo (densidade média de $8,3 \times 10^6$ cel mL⁻¹). O aumento da densidade bacteriana no reservatório pode ter sido influenciado pelo aumento da trofia do sistema ao longo dos anos. O aumento na densidade média bacteriana, provavelmente relacionado ao aumento do grau de trofia do sistema, também foi observado por Hisatugo (2012) ao estudar o reservatório do Monjolinho. Embora se observe tendência de sistemas com maior grau de trofia apresentarem densidades bacterianas maiores, outros fatores, como a pressão de predação e toxicidade devem ser considerados.

O biovolume bacteriano médio ($0,44 \mu\text{m}^3$) encontrado na Represa do Lobo foi maior que o valor máximo registrado em ambientes temperados (e.g. GURUNG *et al.*, 2002; LIND & BARCENA, 2003) e dentro da faixa para ambientes

subtropicais e tropicais (e.g. REGALI-SELEGHIM , 2001; ARAÚJO& GODINHO, 2008). Segundo Regali-Seleghim (2001), os altos valores de biovolume observados no Reservatório do Monjolinho (ambiente subtropical raso) são resultado da introdução na água de bactérias grandes provenientes do sedimento, que são locais mais ricos nutricionalmente. Assim, como a Represa do Lobo é um ambiente raso, a turbulência da água provavelmente deve ressuspender bactérias grandes do sedimento, o que pode explicar o alto valor do biovolume e conseqüentemente, alta biomassa bacteriana.

A biomassa bacteriana média ($348,8 \mu\text{g C L}^{-1}$) na represa está acima da faixa de variação encontrada por Comte *et al.* (2006) para um ambiente mesotrófico de região temperada (Lago Bourget, França) (15 a $161 \mu\text{g C L}^{-1}$), mas está dentro daquelas já registradas em regiões tropicais de água doce. Erikson *et al.* (1999) encontraram biomassa entre 240 e $930 \mu\text{g C L}^{-1}$ em um lago tropical considerado eutrófico (Lago Xolotlán, Nicarágua) e Farjalla *et al.* (2001) obtiveram biomassas entre 480 e $1432 \mu\text{g C L}^{-1}$ em 14 lagoas costeiras do sudeste do Brasil caracterizadas em sua maioria como oligo ou mesotróficas.

Com relação aos morfotipos bacterianos, a dominância de cocobacilos na Represa do Lobo segue o obtido por Ferrari (2002) em corpos d'água da Serra da Mantiqueira, que também observou o predomínio da forma cocobacilar. Cocos e cocobacilos apresentam formas celulares esféricas, esféricas prolatadas ou esferóides e estudos sugerem que em ambientes com maior disponibilidade de recursos a atividade metabólica dos organismos com estas formas seria facilitada tanto pela quantidade de alimentos disponíveis no ambiente quanto pela facilidade em conduzi-los para o interior das células (RACY, 2004). Este fato poderia estar promovendo o crescimento rápido assim como a rápida reprodução destes organismos o que resultaria numa maior densidade, como foi observado neste trabalho.

Os morfotipos bacterianos estão também de acordo com Araújo e Costa (2007), que afirmaram que as formas de coco ou bacilo são as mais frequentes em ambientes de água doce, sendo os vibriões e os espirilos de ocorrência rara.

Houve variação na abundância dos morfotipos bacterianos encontrados no reservatório do Broa no presente estudo quando comparada às densidades relativas encontradas por Racy *et al.* (2005), estes autores registraram que a abundância relativa

de cocos, cocobacilos e bacilos na Represa do Lobo foi de 30%, 44% e 19%; já neste estudo a abundância relativa foi de 41,5%, 37% e 18%, respectivamente. O aumento da forma cocóide pode estar relacionado ao aumento do nível trófico do ambiente. De acordo com os autores supracitados, em condições de maior disponibilidade de recursos (ambiente eutrófico), onde a concentração de Clorofila *a* é maior, o crescimento de células esféricas ou esferoidais (cocos e cocobacilos) é favorecido e a densidade bacteriana é alta. Por outro lado, quando a disponibilidade de recursos é baixa (ambiente oligotrófico), o crescimento de organismos com formas alongadas é favorecido. Assim, os organismos de forma alongada mostram ter uma estratégia mais adequada para a escassez de recurso.

Contrariando a opinião geral de que bactérias planctônicas respondem à depleção de alimentos, reduzindo o seu tamanho e, portanto, aumentando a sua proporção S/V, Steinberger *et al.* (2002) mostraram que *Pseudomonas aeruginosa* reagiu à falta de nutrientes em biofilmes insaturados alongando suas células. Roszak & Colwell (1987) publicaram evidências apoiando a teoria proposta por Heinmets *et al.* (1953), que os processos de crescimento ocorrem na ausência de divisão celular sob condições de estresse. Por este mecanismo, o organismo foi capaz de aumentar a sua área superficial, dotando-se de um contato maior com o meio e assim reforçar a sua capacidade para capturar os nutrientes escassos das redondezas.

5.3. Comunidade zooplanctônica

5.3.1. Densidade de Rotíferos

Os Rotífera constituem o grupo dominante de zooplâncton da maioria das represas, representando mais de 60% do total da comunidade zooplanctônica. Por serem organismos oportunistas, adaptam-se com facilidade às mudanças das condições ambientais e, assim, dificilmente se encontra um padrão constante de composição e ocorrência de espécies no espaço e no tempo (RODRIGUEZ & MATSUMURA-TUNDISI, 2000). No presente estudo, este grupo foi responsável pela dominância em densidade em praticamente todo período seco (exceto em P1, julho/10), nos dois pontos de coleta.

A dominância desse grupo é observada na maioria dos ambientes tropicais, tanto em condições oligotróficas, quanto eutróficas (DUNCAN & GULATTI, 1981; DUNCAN, 1984; PINTO-COELHO, 1987; ESTEVEZ; 1988; MASUNDIRE; 1989; MATSUMURA-TUNDISI *et al.*, 1990; ROCHA *et al.*, 1995; NOGUEIRA & MATSUMURA-TUNDISI, 1996). As amostras analisadas mostraram abundância menor quando comparada à literatura.

5.3.2. Densidade de Cladóceros

A baixa riqueza de espécies de Cladóceros é característica comum em reservatórios e pode estar relacionada à baixa estabilidade, devido aos mecanismos de funcionamento e em menor quantidade de habitats quando comparados aos ambientes lênticos (PIYASIRI & JAYAKODY, 1991). Além disso, nos trópicos existem poucas espécies de cladóceros limnéticas principalmente do gênero *Daphnia* e uma quase completa ausência de formas carnívoras (FERNANDO & KANDURU, 1984).

Em particular, a baixa diversidade de dafinídeos parece ser uma característica marcante das comunidades de cladóceros limnéticos em sistemas tropicais, tanto oligotróficos quanto eutróficos, Matsumura-Tundisi (1984, 1989) encontrou apenas 10 espécies de crustáceos e apenas uma espécie *Daphnia* na lagoa do Bispo (D. Helvécio), no Parque Estadual do Rio Doce – MG, e relatou apenas três espécies de *Daphnia* para todos os sistemas de água doce do Brasil, onde *Diaphanosoma* spp., *Moina* spp. e *Bosmina*. são as espécies dominantes.

Pinto-Coelho *et al.* (2005) associa a baixa diversidade de crustáceos zooplanctônicos encontrada nos reservatórios tropicais do Brasil à predação de peixes e à biogeografia, a geomorfologia e a geografia da América do Sul podem ter resultado no isolamento geográfico e influenciado na história colonização das espécies.

Das 12 espécies de Cladocera encontradas, 7 podem ser consideradas como constantes na represa, são elas: *Bosmina hagdmani*, *Bosmina tubicen*, *Ceriodaphnia silvestrii*, *Ceriodaphnia cornuta*, *Daphnia gessneri*, *Ilyocryptus spinifer* e *Diaphanosoma birgei*. Em estudo realizado no reservatório de Jurumirim, Nogueira (2001) também encontrou algumas espécies como *Bosmina hagdmani*, *Ceriodaphnia silvestrii*, *C. cornuta* e *Diaphanosoma birgei* em alta abundancia. Cutolo (1998) discrimina entre as espécies mais frequentes na represa de Guarapiranga durante seu

período de estudo: *Bosmina hagmani*, *Daphnia gessneri*, *Diaphanosoma birgei* e *Moina minuta*.

As famílias mais representativas, em número de táxons, foram Bosminidae (2 espécies), Chydoridae (3 espécies) e Daphniidae (4 espécies). No reservatório de Corumbá - GO, Daphniidae e Bosminidae estavam entre as famílias mais representativas no trabalho de Takahashi *et al.* (2005), enquanto que a família Chydoridae apresentou o maior número de táxons em trabalho realizado na planície de inundação do Alto do Rio Paraná, em estudo realizado entre os anos de 2000 a 2007 por Lansac-Toha *et al.* (2009).

Os Cladocera chegaram a dominar numericamente a comunidade zooplantônica apenas em novembro de 2010 em P1, entretanto, foi possível verificar uma maior diversidade de espécies comparada aos copépodos.

Embora a relação direta entre a abundância destes microcrustáceos e o incremento do grau de trofia dos ambientes aquáticos seja um fator comumente registrado em reservatórios (WATSON *et al.*, 1997). As maiores abundâncias de cladóceros foram registradas no Ponto 1 (P1), considerado mais oligotrófico, entretanto, é uma região lacustre, com menor velocidade de corrente, com características lênticas, que propiciam o maior desenvolvimento das populações planctônicas (TAKAHASHI *et al.*, 2005, VELHO *et al.*, 2005). Já o Ponto 2 (P2), pela proximidade de seu afluente, o Rio Itaqueri, apresentando influência de características lólicas também por possuir menor profundidade, constante ressuspensão do sedimento e, deste modo maior quantidade de material em suspensão, apresentou em todos os meses analisados, menor abundância de cladóceros comparado ao P1. Santos, Lansac-Toha e Bonecker (2011) ao estudarem as assembléias de cladóceros de seis reservatórios com diferentes graus de trofia (oligo a eutrófico), nos períodos de chuva e estiagem de 2002, obtiveram resultados semelhantes, o predomínio numérico de Daphniidae, pode estar relacionado com a reduzida concentração de material em suspensão (PAGIORO *et al.*, 2005), alguns estudos mostraram a redução da abundância de dafínídeos com o aumento da turbidez. Segundo Wolfenbarger (1999), altos valores de material em suspensão afetam negativamente a população de Daphniidae, devido a uma variedade de mecanismos, incluindo a alteração na eficiência de assimilação e nas taxas de remoção.

5.3.3. Densidade de Copépodos

Copepoda foi o grupo composto pelo menor número de espécies. Foram encontradas apenas 4, sendo 2 da Ordem Calanoida (*Argyrodiaptomus furcatus* e *Notodiaptomus iheringi*) e 2 da Ordem Cyclopoida (*Mesocyclops ogunnus* e *Paracyclops fimbriatus*).

Muitos estudos em ecossistemas tropicais encontraram esta mesma menor representatividade (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 1994; LOPES *et al.*, 1997). Embora tenham apresentado pouca riqueza de espécies, sua alta abundância pode ser atribuída à grande contribuição das formas jovens (náuplios e copepoditos). Observa-se ainda que maior abundância ocorreu no período chuvoso (exceto em Novembro no P1 quando o grupo Cladocera obteve maior abundância). Um estudo realizado com *Argyrodiaptomus furcatus* e *Notodiaptomus iheringi*, por Rietzler, Matsumura-Tundisi e Tundisi, em 1989, no mesmo local de estudo, mostrou que baixas temperaturas foram responsáveis pelo decréscimo de ambas as populações durante a estação de seca. No mesmo trabalho ainda é citado que *Argyrodiaptomus furcatus* pode ser uma espécie indicadora de ambientes menos eutróficos, enquanto *Notodiaptomus iheringi* sobrevive bem em sistemas eutróficos com frequentes florescimentos de cianofíceas. No Presente estudo *Notodiaptomus iheringi* e *Mesocyclops ogunnus* foram consideradas constantes na represa do Broa, sendo, esta última espécie, encontrada como dominante do grupo Cyclopoida na maioria dos reservatórios do Rio Médio Tietê por Matsumura-Tundisi *et al.* (1990).

5.4. Experimentos de bacterivoria

5.4.1. Bacterivoria *in vitro*

O método utilizado para os experimentos de bacterivoria foi relativamente simples e teve a vantagem de estimar as taxas de pastagem dentro de um prazo mais curto (2 min para *C. silvestrii* e *D. gessneri* e 4 min para *C. cornuta*) que o tempo de passagem das bactérias pelo intestino dos animais, evitando assim o viés da perda de partículas marcadas através de defecação.

A concentração de bactérias marcadas utilizada nos experimentos foi apenas 5% da quantidade total de bactérias presente na água de cultivo pois, nesta concentração, os marcadores puderam ser facilmente quantificados, além disso, a quantidade de bactérias marcadas adicionadas aos frascos de cultivo não alterou de forma significativa a concentração de bactérias presentes. Dessa forma, a adição dos marcadores não alterou a atividade de filtração dos dafnídeos, pois, segundo Riccardi (2001), o aumento da concentração de alimento pode causar uma redução na atividade de remoção dos dafnídeos e levar a uma subestimação da taxa de remoção.

A divisão dos indivíduos em classes de tamanho e estágios de vida foi importante para reduzir a variabilidade que pode ser atribuída às variações nas taxas de ingestão de animais de tamanhos diferentes. Reduzir a variabilidade é importante para obter-se resultados robustos e próximos da realidade, pois além do estágio de vida, Lampert (1987) cita que diversos outros fatores, tais como: espécie, tamanho corporal, história nutricional, qualidade e quantidade dos alimentos e temperatura, influenciam direta ou indiretamente as taxas de ingestão e de remoção.

Assim como citado por Porter *et al.* (1980), e com base nos resultados obtidos neste trabalho, as diferenças nas taxas de remoção e ingestão encontradas para os diferentes estágios de vida, em especial para as neonatas, nas três espécies estudadas, permitem-nos inferir que o tamanho corporal da espécie, apenas, não é um bom indicador da capacidade de retenção de partículas pequenas.

Segundo Salimovskaja-Rodina (1940) e Tezuka (1971), juvenis de várias espécies de dáfnias podem ser cultivadas utilizando uma dieta puramente bacteriana até certo estágio de desenvolvimento, mas não na maturidade. Em neonatas, o aparato filtrador, os hábitos alimentares e/ou as necessidades nutricionais podem ser diferentes das outras fases da vida do organismo. Uma mudança nas distâncias entre as cérdulas durante o ciclo de vida de *D. magna* foi descrito por Geller e Muller (1981), sugerindo que as bactérias podem ser mais importantes nas fases juvenis do que nas fases posteriores da vida para esta espécie. Diferenças entre os animais jovens e adultos na eficiência de retenção de bactérias foram demonstradas por Børsheim e Andersen (1987) para *Daphnia longispina*. Comportamento semelhante foi obtido no presente trabalho (Figura 4), onde as taxas de remoção encontradas para neonatas das três

espécies tropicais e subtropicais estudadas foram mais altas comparadas às taxas das primíparas. Segundo os autores acima citados isso ocorre porque os indivíduos adultos possuem malhas de filtração mais largas que os indivíduos jovens

No ambiente, esta habilidade das fases juvenis de consumir bactérias com maior eficiência pode reduzir a concorrência com seus coespecíficos adultos ou dar-lhes vantagem competitiva em relação às espécies ou estágios de vida, onde as malhas filtradoras são pouco eficientes na retenção de pequenas partículas tornando-os incapazes de coletar e ingerir bactérias (BRENDENBERGER, 1991).

As taxas de pastagem sobre as bactérias encontradas para os três cladóceros no presente trabalho foram próximas às encontradas na literatura (BØRSHEIM & ANDERSEN, 1987; JÜRGENS, 1994; RICCARDI, 2001), entretanto os dados dos trabalhos acima citados foram obtidos de experimentos realizados *in situ* e em países de clima temperado. Cladóceros temperados e tropicais diferem em muitos parâmetros nos aspectos de sua história de vida. As principais características que distinguem cladóceros tropicais dos seus congêneres temperados são: taxas relativamente mais altas de crescimento populacional, limiar mais alto de necessidades alimentares, maiores taxas de ingestão e filtração e maior tolerância altas concentrações de alimento e temperatura (SARMA, NANDINI & GULATI, 2005). Dessa maneira, por causa das diferenças encontradas entre os cladóceros desses dois tipos de ambientes, é difícil fazer comparações entre os valores obtidos, pois muitos fatores estão envolvidos no consumo de bactérias por Cladóceros e a escassez de informações podem nos levar a conclusões errôneas. Tem sido sugerido que as bactérias servem como um suplemento alimentar para Cladóceros (PORTER, 1984), podendo contribuir para aumentar em 20% a entrada total de carbono no organismo (WYLIE & CURRIE, 1991), e em determinadas situações, por exemplo, quando a disponibilidade de algas como alimento é limitada, bactérias podem se tornar a principal fonte de alimento (BORSHEIM & OLSEN, 1984; KANKAALA, 1988; JÜRGENS, 1994). Uma vez que a concentração de fósforo nas bactérias é geralmente elevada comparada às algas (VADSTEIN *et al.*, 1988), elas podem representar uma importante fonte de fósforo para o zooplâncton filtrador (HESSEN & ANDERSEN, 1990). Como a limitação por fósforo parece causar uma diminuição no valor nutricional das algas para o zooplâncton (GULATI & DEMOTT, 1997), pode ser que o consumo de bactérias possa ajudar a compensar

deficiências nutricionais na dieta *Daphnia* (RICCARDI, 2001). Alguns autores, como Wylie & Currie (1991), afirmam que as bactérias desempenham um papel tão importante quanto as algas na nutrição do zooplâncton. Do mesmo modo, moderadas quantidades de bactérias nas culturas algais melhoram a qualidade do alimento para o zooplâncton (VIJVERBERG, 1980)

O crescimento de dafnídeos é afetado pela quantidade de alimento disponível dependendo da espécie em questão. Bunioto e Arcifa (2007) constataram que o crescimento individual de *D. gessneri* (espécie de grande porte) é mais afetado pela concentração de alimento comparado a *C. rigaudi* (espécie de pequeno porte). Esses autores notaram também que a habilidade de *C. cornuta* de alimentar-se de pequenas partículas, entre elas bactérias, em condições onde a disponibilidade de alimento é escassa, permite que, seu crescimento seja menos afetado que o de *D. gessneri* em condições de baixa concentração de alimento.

5.4.2. Bacterivoria *in situ*

Entre as espécies estudadas, houve pouca diferença entre as taxas de ingestão encontradas. De acordo com DeMott (1982), espécies de *Daphnia* possuem mínimas diferenças no comportamento alimentar devido a sua forma corporal. A alta eficiência do *grazing* individual de cladóceros está relacionada à elevada eficiência de filtração. DeMott (1982) estimou para a família Daphnidae valores de remoção dentro da faixa de variação de 13×10^4 a 76×10^4 nL.ind⁻¹.h⁻¹, os organismos utilizados nos experimentos foram coletados em um ambiente mesotrófico (Lago Mitchel, Vermont) dois meses antes do início dos experimentos de bacterivoria. Os valores encontrados no presente estudo variaram de 10×10^4 a 38×10^4 nL.ind⁻¹.h⁻¹ nos experimentos *in vitro* e $2,4 \times 10^4$ nL.ind⁻¹.h⁻¹ a $7,1 \times 10^4$ nL.ind⁻¹.h⁻¹ nos experimentos *in situ*, estes dados corroboram a hipótese da autora a respeito das mínimas diferenças no comportamento alimentar destes organismos. As taxas mais baixas nos experimentos *in situ* podem estar associadas ao estresse da manipulação dos organismos em campo.

Em ecossistemas aquáticos a clorofila *a* é o principal pigmento responsável pela fotossíntese e suas concentrações podem ser um bom indicador da biomassa fitoplanctônica (ESTEVEZ, 1998). De acordo com dados obtidos por

Mansano (2012), no mesmo período de estudo e pontos de coleta, as maiores concentrações de clorofila *a* ocorreram no período seco (julho) e início do período chuvoso (novembro). Em períodos de baixa concentração de clorofila *a*, bactérias podem servir como um importante suplemento alimentar para o metazooplâncton. Entretanto no presente estudo a maior taxa de ingestão encontrada foi no mês de Novembro, juntamente com os maiores valores de clorofila *a*.

As altas taxas de ingestão e remoção encontradas para cladóceros também estão relacionadas ao fato destes organismos agirem como predadores. De acordo com Lampert (2006), os cladóceros alimentam-se não somente de bactérias, mas também de protozoários ciliados e nanoflagelados heterotróficos (NHF). Até mesmo *C. cornuta*, que é a menor espécie entre as três estudadas, é descrita nos trabalhos de Michael (1962) como consumidora de protozoários flagelados e ciliados. Dessa forma, muitas bactérias quantificadas no interior do trato digestivo dos cladóceros podem ter sido na verdade consumidas por protozoário que, por sua vez, serviram de presa para cladóceros. As maiores taxas de ingestão populacionais encontradas neste trabalho ocorreram no mês de Novembro/10, Mansano (2012) ao estudar a estrutura microbiana e a bacterivoria por protozoários na represa do lobo bimestralmente de maio de 2010 a março de 2011, obteve também em seu trabalho maiores taxas de ingestão de bactérias por nanoflagelados heterotróficos em Novembro de 2010 devido à alta abundância numérica de NFH menores que 5µm neste mês (80% do total). Segundo Sherr e Sherr (1991), os NFH menores 5 µm são uma classe dominante constituída preponderantemente por organismos bacterívoros, dessa forma, a alta taxa de ingestão encontrada no mês de novembro pode estar relacionada à predação de protozoários por cladóceros..

Diferenças entre as taxas de ingestão e remoção também estão relacionadas às diferenças de tamanho entre as espécies, estudos têm mostrado que as taxas de filtração dos cladóceros em alguns lagos são proporcionais a seu biovolume (CHOW-FRASER & KNOECHEL, 2011). DeMott (1982) atribuiu a diferença das taxas de ingestão entre espécies ao tamanho corporal, uma vez que o *incipient limiting level* diminuiu de acordo com a diminuição do tamanho do corpo. A teoria do forrageio ótimo para diferentes espécies de animais também prediz que a taxa máxima de ingestão deve ser uma função do volume do trato intestinal e conseqüentemente, do tamanho do

corpo (LEHMAN, 1976). Em ambientes com altas concentrações de alimento, eles ingerem alimento até atingir o chamado *incipient limit level*, obtido a partir da taxa de remoção máxima. A partir dessa concentração, eles realizam um ajuste preciso de suas taxas de remoção apenas para manter a quantidade de alimentos obtida constante (KMET & STRASKRABA, 2004).

5.5. Microscopia eletrônica de varredura

O tamanho mínimo de partículas que podem ser usadas como alimento por cladóceros é importante para determinar o seu papel na teia alimentar de ambientes aquáticos. Com base no tamanho do filtro de rede, Geller e Muller (1981) dividem as espécies em: "consumidores de bactérias de elevada eficiência" que têm malhas finas, 2,24 - 0,64 μm ; "consumidores de bactérias de baixa eficiência" que têm tamanho médio de malhas 1,0 - 1,6 μm ; e "macrofiltradores" que têm filtro grosseiro com malhas mais finas do que 2 μm em apenas uma pequena parte de sua área de filtração e seriam incapazes de se alimentar de suspensão de células bacterianas. Nesta divisão, as três espécies estudadas seriam classificadas como consumidoras de bactéria de alta eficiência por possuírem malhas finas.

Das espécies escolhidas para o presente estudo, *C. silvestrii* é uma espécie muito comum nas águas doce brasileiras, especialmente em reservatórios nos estados de São Paulo, Minas Gerais, Rio Grande do Sul, Goiás e Distrito Federal (EL-MOOR-LOUREIRO, 1997; ROCHA & GUNTZEL, 1999; SANTOS-WISNIEWSKI *et al.*, 2011), ocorre em ambientes com quantidade expressiva de material orgânico dissolvido (MOD) (SANTOS, MELÃO & LOMBARDI, 2006), *D. gessneri*, parece ter preferência por ambientes oligotróficos (SENDACZ, 1993), entretanto já foi descrita em ambientes meso e eutróficos. Já *C. cornuta*, possui ampla adaptação, tanto fisiológica quanto morfológica, podendo viver em ambientes de condições que variam entre oligotrofia e hipertrofia (SAMPAIO *et al.* 2002). Considerando as distâncias entre cérdulas encontradas nas malhas de filtração das três espécies estudadas, todas são capazes de reter bactérias eficientemente, uma vez que o biovolume bacteriano médio na represa do lobo é de 0,44 μm^3 . A abundância de partículas alimentares de pequeno tamanho, como as bactérias em reservatórios eutróficos, representam um importante recurso alimentar para espécies zooplancônicas de menor tamanho, sendo essa uma das

razões para o desenvolvimento desses organismos em condições adversas como em ambientes eutrofizados (MONAKOV, 2003).

O aumento da distância entre as cérdulas de *D.gessneri* variou de acordo com o aumento do tamanho corporal do organismo, bem como a largura das cérdulas. De acordo com Brendelberger (1991), numa mesma espécie, a retenção é menor para adultos comparada as suas formas juvenis porque os adultos possuem malhas de filtro mais largas que os jovens.

Entretanto o mesmo não foi observado para as duas outras espécies estudadas, para *C. silvestrii* neonatas, primíparas e adultas possuem praticamente o mesmo espaçamento entre as cérdulas e em *C. cornuta* as neonatas possuem maior espaçamento entre as cérdulas comparadas às adultas. Em neonatas, o aparato filtrador, os hábitos alimentares e/ou as necessidades nutricionais podem ser diferentes das outras fases da vida do organismo. Uma mudança nas distâncias entre as cérdulas durante o ciclo de vida de *D. magna* foi descrito por Geller e Muller (1981), sugerindo que as bactérias podem ser mais importantes nas fases juvenis do que nas fases posteriores da vida para esta espécie. Diferenças entre os animais jovens e adultos na eficiência de retenção de bactérias foram demonstradas por Børsheim e Andersen (1987) para *Daphnia longispina*.

No ambiente, há espécies com amplo e outras com estreito nichos alimentares. Ao discutir os nichos alimentares específicos de populações, que são compostas de diferentes fases de desenvolvimento, é importante que apenas algumas espécies de cladóceros mostrem uma mudança *agedependent* nas suas malhas de filtro. Em espécies que têm malhas finas quando adultas, tais como *Daphnia magna*, as malhas são quase constantes durante o crescimento do corpo. Já *Daphnia hyalina*, no entanto, tem malhas mais amplas quando adulta comparada às suas fases juvenis e provavelmente pode utilizar frações decrescentes de pequenas partículas de alimentos à medida que crescem (GELLER & MULLER, 1984). Embora as três espécies estudadas apresentem malhas finas, as mudanças em suas malhas ocorrem de forma diferente para cada espécie; a distância entre as cérdulas de *D. gessneri* aumenta conforme o crescimento do seu corpo, já em *C. cornuta* ocorre o inverso, há diminuição do espaçamento entre as cerdas com o crescimento corporal e em *C. silvestrii*, não há

alterações nas distâncias das cérduas entre as diversas fases da vida, essas diferenças encontradas permitem para as espécies, coexistir e explorar o mesmo ambiente.

Quanto à largura das cérduas foi possível observar três padrões distintos; em *D. gessneri* a largura da cerda tanto na base quanto na região mediana do comprimento, aumentou de acordo com o aumento do tamanho corporal do organismo; em *C. silvestrii* houve um pequeno aumento da largura das cérduas na região mediana com o aumento do tamanho corporal do organismo e em *C. cornuta*, nota-se uma diminuição da largura das cérduas do estágio das adultas mais jovens para as adultas mais velhas, essas diferenças podem estar associadas às mudanças sofridas pelos organismos para se adaptarem à melhor captura de alimentos

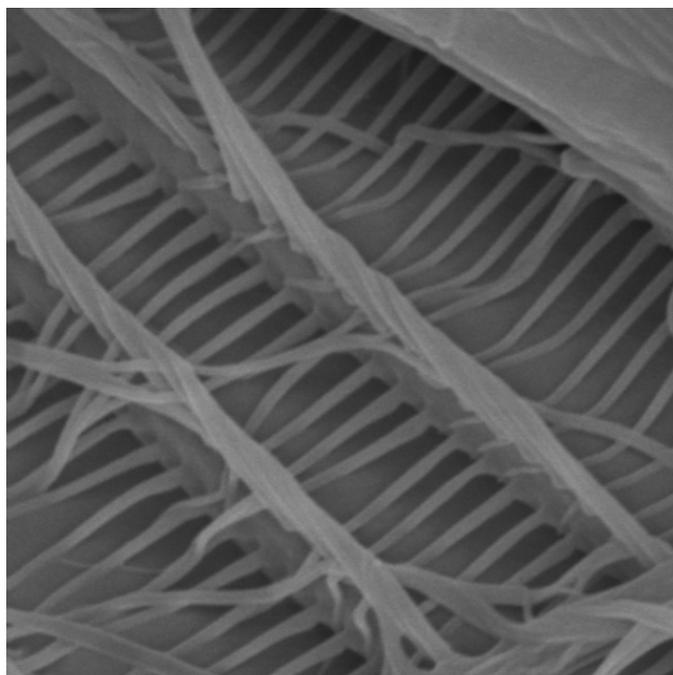


Figura 34. Cérduas de *Daphnia gessneri* adulta. Aumento 10000x

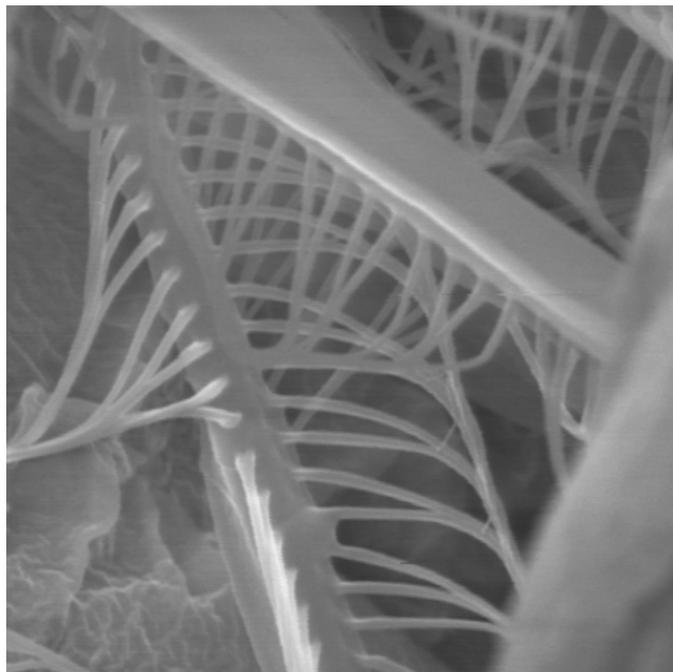


Figura 35. Cérduas de *Daphnia gessneri* primípara (adulta jovem). Aumento 10000x.

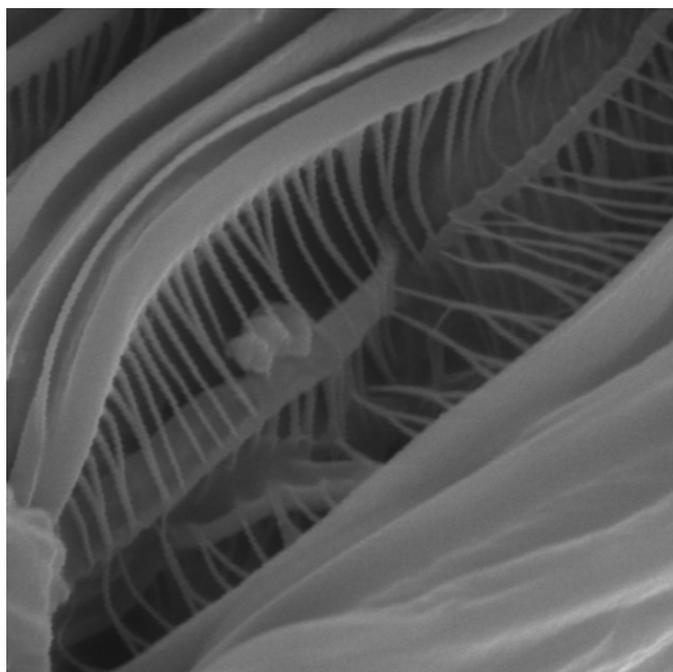


Figura 36. Cérduas de *Daphnia gessneri* neonata. Aumento 9000x

A variação observada na largura das cérduas durante o crescimento do corpo pode ser explicada pelas mudas do organismo. Durante o processo de muda, as novas cerdas são formados dentro das anteriores. Assim, essas novas estruturas, são

constantes em seus números. Suas distâncias necessariamente aumentam com o crescimento corporal. Já as cérdulas que partem destas cerdas, são formadas como um todo em forma de franja. Uma vez que não são provenientes das cérdulas anteriores, o seu número é independente do número de cérdulas na fase precedente da muda. Assim, tal como números de cérdulas pode variar de uma fase de muda para o outro, a distância entre elas pode, mas não necessariamente, aumentar com o crescimento do corpo (GELLER & MÜLLER,1981) ou até mesmo diminuir, como constatado no presente estudo.

Se a abertura do poro de filtração pode prever a eficiência de retenção de partículas pequenas, a eficiência de retenção deveria diminuir quando as partículas se tornassem menores e aumentar quando se tornassem maiores; então, uma vez que as tres espécies possuem cérdulas com aberturas capazes de reter bactérias, nao deveriam haver diferenças entre as quantidades de bactérias ingeridas pelas espécies estudadas. Entretanto as diferenças observadas podem ser explicadas por outros fatores além da abertura do poro apenas. É possível que outros mecanismos que não filtração apenas podem estar envolvidos. Entre eles o controle do volume de água filtrado pelas cerdas e cérdulas poderia explicar as diferenças nas taxas de ingestão obtidas.

6. Conclusões

- As densidades ($6,2 \times 10^6$ a $9,4 \times 10^6$ cel mL⁻¹) e as biomassas (250,9 a 416,2 $\mu\text{g C L}^{-1}$) bacterianas encontradas são as comuns em ambientes de água doce.
- Em relação aos morfotipos bacterianos, houve a dominância de cocobacilos e de cocos, sendo que ambos representaram 78,5% do total bacterioplanctônico.
- As densidades encontradas para rotíferos mostraram abundância menor quando comparada à literatura.
- A baixa diversidade de dafnídeos foi observada no ambiente de estudo. Das 12 espécies de Cladocera encontradas, 7 (*Bosmina hagmanni*, *Bosmina tubicen*, *Ceriodaphnia silvestrii*, *Ceriodaphnia cornuta*, *Daphnia gessneri*, *Ilyocryptus spinifer* e *Diaphanosoma birgei*) podem ser consideradas como constantes na represa e entre elas as 3 espécies de interesse estavam presentes
- Copépoda foi o grupo composto pelo menor número de espécies. Foram encontradas apenas 4, sendo 2 da Ordem Calanoida (*Argyrodiaptomus furcatus* e *Notodiaptomus iheringi*) e 2 da Ordem Cyclopoida (*Mesocyclops ogunnus* e *Paracyclops fimbriatus*).
- As três espécies de cladóceras objeto do estudo ingeriram as bactérias marcadas oferecidas tanto nos experimentos de bacterivoría *in vitro* quanto *in situ*.
- Neonatas de todas as espécies estudadas apresentaram taxas relativamente altas de ingestão e remoção.
- As maiores taxas de ingestão de bactérias pelos dafnídeos estudados foram obtidas no período chuvoso (média de $3,0 \times 10^5$ bact ind⁻¹ h⁻¹ $\pm 9,6 \times 10^4$), considerando as espécies estudadas, nos dois pontos nos meses de Nov/10 e Jan/11.
- Em termos populacionais os dafnídeos estudados se destacaram por consumirem grande quantidade de bactérias no período chuvoso.

- A bacterivoria por dafnídeos neste ambiente, em conjunto com outros fatores, pode ter contribuído para a indução de modificações na estrutura da comunidade bacteriana, como o aumento do tamanho e da quantidade de filamentos bacterianos.
- O controle bottom-up teve maior importância no período seco e o controle top-down maior importância no período chuvoso. Assim, em uma base anual, a disponibilidade de recursos e a predação são igualmente importantes na regulação da abundância bacteriana no reservatório do Lobo.
- Para análises estatísticas consistentes, apenas duas coletas no período seco e duas no chuvoso não são suficientes
- As três espécies estudadas mostraram ter uma rede de malhas suficientemente estreitas para reter bactérias.
- Embora as três espécies estudadas apresentem malhas finas, as mudanças em suas malhas ocorrem de forma diferente para cada espécie; essas diferenças permitem que as espécies, coexistam e explorem o mesmo ambiente.
- Quanto à largura das cérdulas foi possível observar que o aumento ou a diminuição da largura das cérdulas com o crescimento dos indivíduos podem estar associados às mudanças sofridas pelos organismos para se adaptarem à melhor captura de alimentos.

7. Referências

- ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas). (2005). *Ecotoxicologia aquática – Toxicidade crônica – Método de ensaio com Ceriodaphnia spp. (Crustacea, Cladocera)*. NBR 13373, Rio de Janeiro, ABNT, 12p.
- AGASILD, H. & NÖGES, T. (2005). 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.
- AKAISHI F., SATAKE M., OTAKI M., TOMINAGA N., (2006). Surface water quality and information about the environment surrounding Inle Lake in Myanmar. **Limnology** 7: 57-62
- AKINYEMI, S. A. & NWANKWO, D. I. (2007). Effects of seasons on phytoplankton of the Asejire Reservoir (Nigeria). **International Journal on Algae** 9, 81 -88.
- ALLAN, J. D. & CASTILLO, M. M. (2007). **Stream Ecology**: structure and function of running waters. 2nd ed. Netherlands: Springer. 436 p.
- ARAÚJO, M. F. F.; COSTA, I. A. S. (2007) Comunidades microbianas (bacterioplâncton e protozooplâncton) em reservatórios do semi-árido brasileiro. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 3, p. 422-432.
- ARAÚJO, M. F. F.; GODINHO, M. J. L. (2008) Seasonal and spatial distribution of bacterioplankton in a fluvial-lagunar system of a tropical region: density, biomass, cellular volume and morphologic variation. **Braz. Arch. Biol. Technol.**, v. 51, n. 1, p. 205-214.
- ARGENTON, E. C. (2004) **Limnologia, balneabilidade e impactos ambientais: uma análise temporal e espacial na represa do Lobo (Broa), Itirapina/Brotas – SP. 2004. 137f.** Dissertação (Mestrado) - CRHEA/EESC/USP, São Carlos.
- ARNOLD A.E. (1971). Ingestion, assimilation, survival, and reproduction by *Daphnia pulex* fed seven species of blue-green algae. **Limnology and Oceanography**. 16:906-920.
- 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**, v. 10, p. 257-263, 1983.
- BACCARO, C. A. D. (1999) Processos erosivos no domínio do Cerrado. In: **Erosão e conservação dos solos: conceitos, temas e aplicações**. GUERRA, A. J. T.; SILVA, A. S.; BOTELHO, R. G. M. (Org.). Rio de Janeiro: Bertrand Brasil. p. 195-227.
- BIRD A.F. & KALFF J. (1993). Protozoan grazing and the size-activity structure of limnetic bacterial communities. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**. 50:370-380.
- BØRSHEIM, K.Y. & ANDERSEN. (1987). Grazing and food size selection by zooplankton compared to production of bacteria and phytoplankton in a shallow Norwegian mountain lake. **Journal of Plankton Research**. 9: 367-379.
- BØRSHEIM, K.Y. & OLSEN, Y. (1984). Grazing activities by *Daphnia pulex* on natural populations of bacteria and algae. **Verh. Int. Verein. Limnology** 22, 644–648.
- BRENDELBERGER H. & GELLER W. (1985). Variability of filter structures in eight *Daphnia* species: mesh sizes and filtering areas. **Journal of Plankton Research** 7:473–486

- BRENDELBERGER, H. (1985). Filter mesh-size and retention efficiency for small particles: comparative studies with Cladocera. **Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnology** 21:135-146.
- BRENDELBERGER, H., (1991) Filter mesh size of cladocerans predicts retention efficiency for bacteria. **Limnology and Oceanography**. 36, 884–894.
- BROOKS J.L. & DODSON S.I. (1965). Predation, body size, and composition of plankton. **Science** 150: 28-35.
- BUNIOTO, T.C. & ARCIFA, M.S., (2007). Effects of food limitation and temperature on cladocerans from a tropical Brazilian lake. **Aquatic Ecology**., 41, 569–578
- CALIJURI, M. C. 1988. **Respostas fisioecológicas da comunidade fitoplanctônica e fatores ecológicos em ecossistemas com diferentes estágios de eutrofização**. 293 f. Tese (Doutorado) - EESC/USP, São Carlos, 1988.
- CANNON H.G. (1933). On the feeding mechanism of Branchipoda. **Phil.Trans. R. Soc.**, Lond, Ser. B.222: 267-352.
- CHOW-FRASER P.& KNOECHEL R. (2011) Factors Regulating *in situ* Filtering Rates of Cladocera. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 42(3): 567-576.
- COLE J.J.(1999). Aquatic microbiology for ecosystem scientists: New and recycled paradigms in ecological microbiology. **Ecosystems** 2: 215-225.
- COMTE, J.; JACQUET, S.; VIBOUD, S.; FONTVIEILLE, D.; MILLERY, A.; PAOLINI, G. (2006) Microbial Community Structure and Dynamics in the Largest Natural French Lake (Lake Bourget). **Microbial Ecology**, v. 52, p. 72–89.
- CUTOLO, S. A. (1998). Comunidade zooplânctônica na represa de Guarapiranga – SP – Brasil. Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, p. 1 - 11
- DALEY R.J. (1979). Direct epifluorescence enumeration of native aquatic bacteria: Uses, limitations, and comparative accuracy. **Native Aquatic Bacteria: Enumeration, Activity, and Ecology**. ASTM STO 695. J.W. Costerton & R.R. Colwell, Eds., American Society for testing and materials. pp.29-45.
- DEBIASE, A.E., SANDERS, R.W. & PORTER, K.G. (1990). Relative nutritional value of ciliate protozoa and algae as food for *Daphnia*. **Microbial Ecology**. 19: 199–210.
- DE MOTT, W. R. (1982). Feeding selectivities and relative ingestion rates of *Daphnia* and *Bosmina*. **Limnology and Oceanography**. 27: 518–527.
- DUNCAN, A., (1984) Assessment of factors influencing the composition, body size and turnover rate of zooplankton in Parakrama Samudra, an irrigation reservoir in Sri Lanka. **Hydrobiologia**, 113:201–15
- DUNCAN, A. & GULATI.R. D. (1981). Parakrama Samudra (Sri Lanka) project, a study of a tropical lake ecosystem. III- Composition, density, and distribution of the zooplankton. **Verhandenrigen Internationale Vereirrigurig Fur Theoretische und Angewandte Limnologie**. 21: 1001-1008.
- ELMOOR - LOUREIRO, L. M. A. (1997). **Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil**. Universa: Brasília, 156p.

- ERIKSON, R.; VAMMEN, K.; ZELAYA, A.; BELL, R. Distribution and dynamics of bacterioplankton production in a polymictic tropical lake (Lago Xolotlán, Nicaragua). **Hydrobiologia**, v. 382, p. 27-39, 1999.
- ESTEVEZ F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2ª ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 397 p.
- 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. **Oecologia brasiliensis**, v. 9, p. 65-76, 2001.
- FERNANDO, C. & KANDURU, A. (1984). Some remarks on the latitudinal distribution of Cladocera on the Indian subcontinent. **Hydrobiologia** 113: 69-76.
- FERRARI, A.C. (2002) **Comunidade de bactéria e nanoflagelados ao longo de um gradient trófico em ambientes subtropicais rasos**. 2002. 92f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- FRANCISCO D.E. MAH R.A. & RABIN A.C. (1973). Acridine orange epifluorescent technique for counting bacteria in natural waters. **Trans Am Microsc Soc** 92:416-421.
- FRYER G. 1987. The feeding mechanisms of the Daphniidae (Crustacea: Cladocera): recent suggestions and neglected considerations. **Journal of Plankton Research**9: 419-432.
- GANF G.G. & SHIEL R.J. (1985). Feeding behaviour and limb morphology of two cladocerans with small intersetular distances. **Aust. J. Mar. Freshw. Res.**36, 69-86.
- GELLER, W. & MÜLLER, H. (1981). The filtration apparatus of Cladocera: filter mesh-sizes and their implications on food selectivity. **Oecologia** (Berlin) 49, 316-21.
- GOPHEN M. & GELLER W. (1984) . Filter mesh size and food particle uptake by *Daphnia*. **Oecologia** 64: 408-412.
- GÜDE H.(1988). Direct and indirect influences of crustacean zooplankton on bacterioplankton of Lake Constance. **Hydrobiologia**159: 63-73.
- GULATI, R.D. & DEMOTT W.R.: (1997). The role of food quality for zooplankton: Remarks on the state-of-the-art, perspectives and priorities **Freshwater Biology**38, 753-768.
- GURUNG, T. B.; URABE, J.; NOZAKI, K.; YOSHIMIZU, C.; NAKANISHI, M. Bacterioplankton production in a water column of Lake Biwa. **Lakes and Reservoirs**, v. 7, p. 317-323, 2002.
- HAHN, M.W. & HÖFLE, M.G. (2001). Grazing of protozoa and its effect on populations of aquatic bacteria. **FEMS Microbiology Ecology** 35: 113-121.
- HEINMETS, F., TAYLOR, W. W. & LEHMAN, J. J. (1953). The use of metabolites in the restoration of the viability of heat and chemically inactivated *Escherichia coli*. **Journal Bacteriology**, 67:5-14.
- HENRY, R. & CURI, P. R. (1983). Estudos ecológicos na represa do rio Pardo (Botucatu, SP, Brasil), a distribuição horizontal e variação anual do material em suspensão. **Revista Brasileira de Biologia**, 43 (4): 311-316.
- HENRY, R.; TUNDISI, J.G.; CURI, P.R. 1984. Effects of phosphorus and nitrogen enrichment on the phytoplankton in a tropical reservoir (Lobo Reservoir, Brazil). **Hydrobiologia**, v. 120, p. 3-9.

- HESSEN, D.O. & ANDERSEN, T. (1990). Bacteria as a source of phosphorus for zooplankton. **Hydrobiologia**. 206, 217–223.
- HISATUGO, F. K. (2012) **Avaliação do consumo de bactérias pelo zooplâncton em um reservatório eutrófico raso (reservatório do Monjolinho - São Carlos - SP)**. 148f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- HISATUGO, F. K. (2009) Avaliação do consumo de bactérias por protozoários *in vitro* e *in situ*. 80f. Monografia (Conclusão de curso de graduação em Ciências Biológicas) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- HOBBIE J.E. DALEY R.J. & JASPER S. (1977). Use of nuclepore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy. **Applied and Environmental Microbiology** 33(5):1225–1228.
- HOPTON J.W., MELCHIORRI-SANTOLINI U. & SOROKIN Y.I. (1972). in **Microbial Production and Decomposition in Fresh Waters**. I.B.P. Handbook No 23., Y.I. Sorokin & H. Kadota, Eds., Blackwell, Oxford, London. pp.59-53.
- JONES J.G. (1979). A Guide to Methods for Estimating Microbial Numbers and Biomass in Fresh-Waters. **FBA Scientific Publication**. 39, p 103-112 p. 7.
- JÜRGENS, K. (1994). Impact of *Daphnia* on planktonic microbial food webs. - A review. **Mar. Microbial. Food Webs**. 8, 295–324.
- KANKAALA, P. (1988). The relative importance of algae and bacteria as food for *Daphnia longispina* (Cladocera) in a polyhumic lake, **Freshwater Biology**. 19, 285–196.
- KIM, H.W., HWANG, S.J. & JOO, G.J. (2000). Zooplankton grazing on bacteria and phytoplankton in a regulated large river (Nakdong River, Korea). **Journal of Plankton Research**, 22, 1559–1577.
- KMET, T. & STRASKRABA M., (2004). Feeding adaptations of filter feeders: *Daphnia*. **Ecological Modelling** 178: 313–327
- KOIINEK V., KREPELOVA-MACHACKOVA B. & MACHACEK J. (1986). Filtering structures of Cladocera and their ecological significance. II. Relation between the concentration of seston and size of filtering combs in some species of the genera *Daphnia* and *Ceriodaphnia*. **Vest. cs.Spolec. Zool**. 50: 244-258.
- KUNICKA-GOLDFINGER W. (1972). Bulletins from the ecological research committee (stock-holm) 17:342-344.
- LAFORSCH, C. & TOLLRIAN R. (2000). A new preparation technique of Daphnids for Scanning Electron Microscopy using Hexamethyldisilazane. **Archiv. Hydrobiol.** 149: 587-596.
- LAMPERT, W. (1987) Feeding and nutrition in *Daphnia*. In Peters R. H. & De Bernardi R. (eds), *Daphnia*. **Mem. Ist. Ital. Idrobiol.**, 45, pp. 143–192.
- LAMPERT, W. (2006). *Daphnia*: Model herbivore, predator and prey. **Polish Journal of Ecology** 54(4): 607-620.
- LANGENHEDER, S. & JÜRGENS, K. (2001). Regulation of bacterial biomass and community structure by metazoan and protozoan predation. **Limnology and Oceanography**. 46(1):21-134.

- LANSAC-TÔHA, F.A.; BONECKER, C.C.; VELHO, L.F.M.; SIMÕES, N.R.; DIAS, J.D.; ALVES, G.M. & TAKAHASHI, E.M. 2009. Biodiversity of zooplankton communities in the Upper Paraná River floodplain: interannual variation from long-term studies. *Revista Brasileira de Biologia*=**Brazilian Journal of Biology**, 69 (2): 539-549.
- LEITE, M. A.; ESPÍNDOLA, E. L. G. **Análise do processo de eutrofização entre os reservatórios de Salto Grande e do Lobo**. São Carlos: RiMA, 2002. 196 p.
- LEHMAN, J. T. (1976). The filter feeder as an optimal forager, and the predicted shapes of feeding curves. **Limnology and Oceanography**. 21: 501-516.
- LIND, O. T.; BARCENA, E. (2003) Response of riverine and transition zone bacterioplankton communities to a pulsed river inflow. **Hydrobiologia**, v. 504, p. 79-85.
- LOPES, R. M.; LANSAC-TÔHA, F. A.; VALE, R. & SERAFIM-JÚNIOR, M. (1997). Comunidade zooplanctônica do Reservatório de Segredo. *In*: AGOSTINHO, A. A. & GOMES, L. C. eds. **Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo**. Maringá, Eduem. p.39-60.
- MANSANO, A. S. 2009. **Estudos das comunidades microbianas (bacterioplâncton e protozooplâncton) de uma represa em processo de eutrofização (Represa do Lobo, Itirapina/Brotas – SP)**. 2009. 75 f. Monografia (Trabalho de conclusão de curso de graduação em Ciências Biológicas) – UFSCar, São Carlos, 2009.
- MANSANO, A. S. (2012). **Avaliação da bacterivoria por protozoários em uma represa Mesotrófica (Represa do Lobo, Itirapina/Brotas - SP)**. 116f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- MANSUDIRE, H.M. (1994). Mean individual dry weight and length regressions of some zooplankton of Lake Kariba. **Hydrobiologia**, 272:231-238
- MATHEUS, C. E.; TUNDISI, J. G. (1988) Estudo físico, químico e ecológico dos rios da Bacia Hidrográfica do ribeirão e da represa do Lobo. *In*: TUNDISI, J. G. **Limnologia e Manejo de Represas**, São Carlos: EESC-USP/CRHEA/ACIESP. p. 419-420
- MATSUMURA-TUNDISI, T.(1984). Occurrence of species of the genus *Daphnia* in Brazil. **Hydrobiologia**, 112: 161–165.
- MATSUMURA-TUNDISI, T. (1989). Composition and vertical distribution of zooplankton in lake D. Helvécio (Minas Gerais, Brazil). *In* **Studies on Rio Doce Valley lakes**. Vol. 1. Edited by J. Tundisi and T. Saijo. Cooperation Project Brazil–Japan, Brazilian Academy of Sciences, São Paulo, Brazil. pp. 129–139.
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; LEITÃO, N. S.; AGUENA, S. L.; MIYAHARA, J. (1990). Eutrofização da represa de Barra Bonita: Estrutura e organização da comunidade de Rotifera. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 50, n. 4, p. 923-935, 1990.
- MELCHIORRI-SANTOLINI U.(1972). *in* **Microbial Production and Decomposition in Fresh Waters**. I.B.P. Handbook No 23., Y.I. Sorokin & H. Kadota, Eds., Blackwell, Oxford, London. pp. 342-344.
- MOTHEO, D. F.(2005)**Estudo limnológico na Represa Carlos Botelho (Itirapina / Brotas - SP):uma reavaliação comparativa do sistema Lobo-Broa**. 2005. 103f. Dissertação (Mestrado) - CRHEA/EESC/USP, São Carlos.

- NOGUEIRA, M. G. (2001). Zooplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River), São Paulo, Brazil. **Hydrobiologia** 455:1-18.
- NOGUEIRA, M. G. & MATSUMURA-TUNDISI, T. (1996). Limnologia de um sistema artificial raso (Represa do Monjolinho, São Carlos, SP): dinâmica das populações planctônicas. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 8, n. 1, p. 149-168.
- NORLAND, S. 1993. The relationship between biomass and volume of bacteria, p. 303–307. In P. F. Kemp, E. B. Sherr, and J. J. Cole [eds.], **Current methods in aquatic microbial ecology**. Lewis.
- OOMS-WILMS, A.L., POSTEMA, G. & GULATI, R.D. (1995) Evaluation of bacterivory of Rotifera based on measurements of in situ ingestion of fluorescent particles, including some comparisons with Cladocera. **Journal of Plankton Research**.17: 1057–1077.
- PACE, M.L & BAILIFF, M.D. (1987). An evaluation of a fluorescent microsphere technique for measuring grazing rates of phagotrophic microorganisms. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 40: 185-193.
- PACE M.L., MCMANUS G.B. & FINDLAY S. E.G. (1990). Planktonic community structure determines the fate of bacterial production in a temperate lake. **Limnology and Oceanography**. 35(4):795-808.
- PAGIORO, T.A.; ROBERTO, M.C.; THOMAZ, S.M.; PIERINI, S.A. & TAKAM. (2005). Variáveis limnológicas abióticas zonação longitudinal em reservatórios. Pp 39-56. In: L. Rodrigues, S.M. Thomaz, A.A. Agostinho & L.C. Gomes (eds.). **Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais**. RIMA, São Carlos, SP. 321p
- PEDRÓS-ALIÓ, C. (1989) Toward an autecology of bacterioplankton. In: SOMMER, U. **Plankton ecology**. Berlin: Springer-Verlag, p. 297-336.
- PEREIRA, J. M. A. (2005) **A atividade pesqueira na Represa do Lobo-Broa (Itirapina, Brotas – SP):** Caracterização e composição da captura. 2005. 154 f. Dissertação (Mestrado) - CRHEA/EESC/USP, São Carlos.
- PERNTHALER, J. (2005). Predation on prokaryotes in the water column and its ecological implications. **Nature**, Bremen, v. 3, p. 537-546.
- PETERSON B.J., HOBIE Y.E. & HANEY J.F. (1978). *Daphnia* grazing on natural bacteria. **Limnology and Oceanography**. 23:1039-1044.
- PINTO-COELHO, RM., PINEL-ALLOUL, B., MÉTHOT, G. and HAVENS, K., (2005). Crustacean zooplankton in lakes and reservoirs of temperate and tropical regions: variations with trophic status. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**., vol. 61, no. 2, p. 348-361.
- PIYASIRI, S.; JAYAKODY, J. K. U. (1991) Ecology of zooplankton in Victoria Reservoir, Sri Lanka: I. Composition and population structure of the zooplankton. *Verh. Int. Verein. Limnology*, Stuttgart, v. 24, p.1430-1436.
- POMEROY L.R. & DEIBEL D. (1986). Temperature regulations of bacterial activity during the spring bloom in Newfoundland coastal waters. **Science** 233: 359-361.
- PORTER, K.G. & FEIG, Y. S. (1980). The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. **Limnology and Oceanography** 25: 943-948.

- PORTER, K.G. & ORCUTT, J.D. (1980). Nutritional adequacy, manageability, and toxicity as factors that determine the food quality of green and blue-green algae for *Daphnia*. In: Kerfoot WC (ed) **Evolution and ecology of zooplankton communities**. University Press of New England, Hanover, New Hampshire, pp 268-281
- PORTER, K.G., PAERL, H., HODSON R., PACE M., PRISCU J., RIEMANN B., SCAVIA D. & STOCKNER J. (1988) Microbial interactions in lake food webs. In: **Complex interactions in lake communities** (Ed. S.R. Carpenter), pp. 209–227. Springer-Verlag, New York.
- RACY, F. (2004) **Aspectos numéricos, morfológicos e morfométricos da comunidade bacteriana em diferentes escalas trófica e temporal, em reservatórios**. 2004. 65f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- RACY, F.; GODINHO, M. J. L.; REGALI-SELEGHIM, M. H.; BOSSOLAN, N. R. S.; FERRARI, A. C.; LUCCA, J. V. (2005). Assessment of the applicability of morphological and size diversity indices to bacterial populations of reservoirs in different trophic states. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 17, p. 395-408.
- REGALI-SELEGHIM, M.H. (2001). **Rede trófica microbiana em um sistema eutrófico raso (reservatório do Monjolinho-São Carlos-SP)-Estrutura e função**. Tese de Doutorado, PPG-ERN, São Carlos. 92p.
- RICCARDI, N. (2002). *In situ* measurement of *Daphnia longispina* grazing on algae and bacteria in a high mountain lake (Lake Paione Superiore, Northern Italy) using fluorescently labelled cells. **Water, air and soil pollution: Focus 2**: 343-357.
- RIEMANN, B. & CHRISTOFFERSEN K. (1993). Microbial trophodynamics in temperate lakes. **Mar. Microbial Food Webs**, 7, 69–100.
- RIETZLER A. C.; MATSUMURA-TUNDISI T.; TUNDISI J. G. (2002) Life cycle, feeding and adaptive strategy implications on the co-occurrence of *Argyrodiaptomus Furcatus* and *Notodiaptomus Iheringi* in Lobo-Broa Reservoir (SP, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 62, p. 93–105.
- RINGELBERG, J. & ROYACKERS, K. (1985) Food uptake in hungry cladocerans. **Arch Hydrobiol Beiheft Ergebn Limnol** 21: 199–207
- ROSZAK, D. B., & R. R. COLWELL. 1987. Survival strategies of bacteria in the natural environments. **Am. J. Pub. Health** 51:365-379.
- ROCHA, O. & GUNTZEL, A. (1999). Crustacea Branchiopoda. In: Deborah Ismael; Wagner Cotroni Valente; Takako Matsumura Tundisi; Odete Rocha. (Org.). **Invertebrados de Água Doce**. 1 ed. S.Paulo/SP: FAPESP, v. 1, p. 109-120.
- ROCHA, O.; SENDACZ, S. & MATSUMURA-TUNDISI, T. (1995). Composition, biomass and productivity of zooplankton in natural lakes and reservoirs of Brazil. In: TUNDISI, J. B.; BICUDO, C. E. & MATSUMURA-TUDISI, T. eds. **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro, ABC/SLB. p.151-165.
- RUPPERT E.E., FOX R.S. & BARNES R.D. (2005). **Zoologia dos Invertebrados**. Editora Roca LTDA. 7 ed. São Paulo, 1145p.
- SAINT PAUL, U. The neotropical Serrasalmid *Colossoma macropomum*: a promising species for fish culture in Amazonia. **Analysis Research and Development**, Hamburg, v. 22, n. 1, p. 7-35, 1986.

- SALIMOVSKAYA-RODINA, A.G. (1940) Bacteria and yeasts as food for Cladocera (*Daphnia magna*). **Compt Rend Acad Sci URSS** 29: 248-252.
- SANTOS, F.V., LANSAC-TOHA F.A. & BONECKER C.C. (2011). Estrutura das assembléias de cladóceros em reservatórios nos Estados de São Paulo e Paraná: gradientes espaciais e grau de trofia. **Oecologia Australis** 15(3): 494-510
- SANTOS-WISNIEWSKI, M.J., MATSUMURA-TUNDISI, T., NEGREIROS, N.F., SILVA, L.C., SANTOS, R.M. & ROCHA, O. (2011). Present knowledge on Cladocera (Crustacea, Branchiopoda) diversity of freshwaters in Minas Gerais State. **Biota Neotropica**. 11(3): <http://www.biotaneotropica.org.br/v11n3/en/abstract?inventory+bn01511032011>
- SANTOS, MAPF., MELÃO, MGG. & LOMBARDI, AT. (2006). Life history characteristics and production of *Ceriodaphnia silvestrii* Daday (Crustacea, Cladocera) under different experimental conditions. **Acta Limnologica Brasiliensia**, vol. 18, no. 3, p. 199-212.
- SARMA, S.S.S; NANDINI, S; GULATI, R.D. (2005). Life history strategies of cladocerans: comparisons of tropical and temperate taxa. **Hydrobiologia**, 542: 315 - 333.
- SENDACZ, S. (1993). Distribuição geográfica de alguns organismos zooplancônicos na América do Sul. **Acta Limnologica Brasiliensia** 7: 31-34
- SHERR, B. F.; SHERR E. B. (1991). Proportional distribution of total numbers, biovolume and bacterivory among size classes of 2-20 µm nonpigmented marine flagellate. **Mar. Microb. Food Webs**, v. 5, p. 227-237.
- SHERR, B.F., SHERR, E.B. & FALLON R.D.: (1987). Use of monodispersed, fluorescently labeled bacteria to estimate in situ protozoan bacterivory. **Applied and Environmental Microbiology**. 53, 958-965.
- SIMONATO, A.D. 1986. **Ciclos diurnos de fatores ecológicos na represa do Lobo (Broa)**. 66f. Dissertação (Mestrado) – UFSCar, São Carlos, 66 p.
- SILVA, L. P. (2008). **Determinação do efeito de diferentes concentrações de um derivado de Quitosona (DQ) no crescimento de *Escherichia coli***. 2008. 74f. Monografia (Trabalho de conclusão de curso de graduação em Ciências Biológicas) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2008.
- SILVA, L. P.; BRITTO, D.; SELEGHIM, M. H. R.; ASSIS, O. B. G. (2010) In vitro activity of watersoluble quaternary chitosan chloride salt against *E. coli*. **World Journal of Microbiology & Biotechnology**, v. 26, p. 2089-2092.
- SIPAÚBA-TAVARES, L.H.; MORENO, S.Q. (1994). Variação dos parâmetros limnológicos em um viveiro de piscicultura nos períodos de seca e chuva. **Revista Unimar**, v. 16, p. 229-242.
- STEINBERGER, R. E., ALLEN, A. R., HANSMA, H. G. & HOLDEN, P. A. (2002). Elongation correlates with nutrient deprivation in *Pseudomonas aeruginosa* – unsaturated biofilms. **Microbial Ecology**, 43:416-423.
- STRANGENBERG, M. (1968). Toxic effects of *Microcystis aeruginosa* Kg. extracts on *Daphnia longispina* O. F. Muller and *Eucypris virens* Jurine. **Hydrobiologia** 32:81-87.
- STORCH O. (1924). Morphologie und Physiologie des Fangapparates der Daphniden. **Ergeb Fortschr Zool** 6:125-233.

- SUTTLE C. A. (1994). The significance of viruses to mortality in aquatic microbial communities. **Microb. Ecol.** 28: 237-243.
- TAKAHASHI, E.M.; LANSAC-TÔHA, F.A.; VELHO, L.F.M. & BONECKER, C.C. 2005. Longitudinal distribution of cladocerans (Crustacea) in a Brazilian tropical reservoir. **Acta Limnologica Brasiliensia** 17:257-265.
- TEIXEIRA, C.; TUNDISI, J. G.; KUTNER, M. B.(1965) Plankton studies in mangrove environmental. II. The standing stock and some ecological factors. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v. 24, p. 23-41.
- THOMAZ, S. M.; ESTEVES, F. A. (1997) Bacterial dynamics in periphyton from different regions of a tropical coastal lagoon. **Archiv fur Hydrobiologie**, v. 139, p. 495-507.
- TEZUKA, Y. (1971) Feeding rate of *Daphnia* on planktonic bacteria. **Jap. J. Ecol.** 21: 127-134.
- TOOLAN T.; WEHR J.D. & FINDLAY S. (1991). Inorganic phosphorus stimulation of bacterioplankton production in a meso-eutrophic lake. **Applied and Environmental Microbiology**. 57: 2074-2078.
- TUNDISI, J. G. **Pesquisas em ecologia aquática**. São Carlos: UFSCar, 1972. 374 p.
- TUNDISI, J. G; MATSUMURA-TUNSIDI, T. (1995) The Lobo-Broa ecosystem research. In: TUNDISI, J.G.; BICUDO, C.E.M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnology in Brasil**. Brazilian Academy of Sciences and Brazilian Limnological Society, Rio de Janeiro. p.219-243.
- VADSTEIN, O. JENSEN, A. OLSEN Y. & REINERTSEN, H.: (1988). Growth and phosphorus status of limnetic phytoplankton and bacteria. **Limnology and Oceanography**. 33, 489–503.
- VELHO, L.F.M.; LANSAC-TÔHA, F.A. & BONECKER, C.C.. (2005) Distribuição longitudinal da comunidade zooplancônica em reservatórios Pp. 129-136. In: L. Rodrigues, S.M. Thomaz, A.A. Agostinho & L.C. Gomes (eds.). **Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais**. RIMA, São Carlos, SP. 321p.
- VIJVERBERG, J. (1980). Effect of temperature in laboratory studies on development and growth of cladocera and copepoda from Tjeukemeer, The Netherlands. **Freshwater Biology** 10: 317-340.
- WANG L., MILLER T.D. & PRISCU J.C. (1992). Bacterioplankton nutrient deficiency in a eutrophic lake. **Arch. Hydrobiol.** 125: 423-439.
- WATSON, S.B.; MacCAULEY, F. & DOWNING, J.A. (1997). Patterns in phytoplankton taxonomic composition across temperate lakes of different nutrients status. **Limnology and Oceanography**, vol. 42, nº. 3, p. 487-495
- WATTS E. & PETRI M. (1981). A scanning electron microscope study of the thoracic appendages of *Daphnia magna* straus. **Journal Nat. History** 15: 463-473.
- WETZEL, R.G. 1993. **Limnologia**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbekian. 1110 p.
- WINBERG, G. G. (1971). **Methods for the Estimation of Production of Aquatic Animals**. Academic Press Inc. (London) Ltd, London and New York.
- WOLFINBARGER, W.C. (1999). Influences of biotic and abiotic factors on seasonal succession of zooplankton in Hugo Reservoir, Oklahoma, U.S.A. **Hydrobiologia**, 400:13-31.

- WORK, K.A. & HAVENS, K.E. (2003). Zooplankton grazing on bacteria and cyanobacteria in a eutrophic lake. **Journal of Plankton Research**, 25, 1301-1307.
- WRIGHT, R. T. A model for short-term control of the bacterioplankton by substrate and grazing. **Hydrobiologia**, v. 159, p. 111-117, 1988.
- WYLIE, J.L. & CURRIE, D.J. (1991). The relative importance of bacteria and algae as food sources for crustacean zooplankton. **Limnology and Oceanography**, 36, 708-728.
- ZARITSKY A. On dimensional determination of rod-shaped bacteria. **Journal of Theoretical Biology**, v. 54, p. 243-248, 1975.

Apêndice A – Variáveis abióticas

Tabela 4. Variáveis físicas e químicas nos dois pontos de coleta (P1 e P2) durante o período de estudo na Represa do Lobo. Temperatura (Temp), pH, Precipitação (Precip.), Transparência da água (Transp.), Condutividade (Cond) e Oxigênio dissolvido (O.D.).

	Mês	Temp. (°C)	pH	Precip. (mm)	Trans. (m)	Cond. ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	O. D. (mgL^{-1})
P1	Maio/10	20	6.58	24.1	1.6	17	8.1
	Julho/10	18.4	6.75	30.7	1.2	11	9.8
	Novembro/10	24.7	7.64	143.4	2.5	13	9.7
	Janeiro/11	26.9	5.65	543.8	2.1	11	6.6
P2	Maio/10	19.5	6.38	24.1	1.2	16	8.7
	Julho/10	19.1	6.45	30.7	0.7	11	9.4
	Novembro/10	25.4	7.02	143.4	2.5	12	9.5
	Janeiro/11	28.3	5.77	543.8	0.8	10	6.6

Tabela 5. Concentrações de material em suspensão total (MST), material orgânico (MO) e material inorgânico (MI) nos dois pontos amostrados (P1 e P2) nas datas de amostragem na Represa do Lobo.

Mês/ano	Ponto	MST (mgL^{-1})	MO (mgL^{-1})	MI (mgL^{-1})
Mai/10	P1	1,8	0,1	1,7
	P2	2,5	0,2	2,3
Jul/10	P1	5,2	4,0	1,3
	P2	5,3	4,5	0,8
Nov/10	P1	8,5	4,0	4,5
	P2	10	2,8	7,2
Jan/11	P1	7,0	2,8	4,2
	P2	18,4	6,8	11,6

Apêndice B – variáveis bióticas.

Tabela 6. Densidade e biomassa de bactérias nos dois pontos de coleta (P1 e P2) nas datas de amostragem na Represa do Lobo.

Mês/ano	Ponto	Densidade (x10⁶) (cel.mL⁻¹)	Biomassa (µg C L⁻¹)
Mai/10	P1	6,2	250,9
	P2	7,9	293,9
Julho/10	P1	9,4	416,2
	P2	9,1	375,4
Novembro/10	P1	8,1	368,7
	P2	8,3	377,0
Janeiro/11	P1	8,5	342,9
	P2	9,2	365,4

Tabela 7. Biovolume (µm³) dos diferentes morfotipos bacterianos nos dois pontos de coleta (P1 e P2) nas datas de amostragem na Represa do Lobo.

Pontos	Morfotipos	Mai/10	Jul/10	Nov/10	Jan/11
P1	Cocos	0,14	0,17	0,15	0,15
	Cocobacilos	0,18	0,21	0,2	0,18
	Bacilos	0,4	0,34	0,45	0,41
	Filamentos	0,93	0,99	1,18	1,18
	Víbrios	0,36	0,46	0,49	0,36
P2	Cocos	0,15	0,16	0,14	0,16
	Cocobacilos	0,16	0,18	0,23	0,23
	Bacilos	0,39	0,4	0,56	0,43
	Filamentos	0,88	0,93	1,34	1,03
	Víbrios	0,38	0,39	0,28	0,36

Tabela 8. Densidade dos diferentes morfotipos bacterianos nos dois pontos de coleta (P1 e P2) nas datas de amostragem na Represa do Lobo.

Pontos	Morfotipos	Mai/10	Jul/10	Nov/10	Jan/11
P1	Cocos	2,8 x 10 ⁶	3,0 x 10 ⁶	2,7 x 10 ⁶	3,2 x 10 ⁶
	Cocobacilos	1,9 x 10 ⁶	4,3 x 10 ⁶	3,3 x 10 ⁶	3,2 x 10 ⁶
	Bacilos	1,3 x 10 ⁶	2,1 x 10 ⁶	1,3 x 10 ⁶	1,8 x 10 ⁶
	Filamentos	1,6 x 10 ⁵	9,0 x 10 ⁴	3,2 x 10 ⁵	1,6 x 10 ⁵
	Víbrios	9 x 10 ⁴	0	3,9 x 10 ⁵	1,6 x 10 ⁵
P2	Cocos	3,7 x 10 ⁶	2,8 x 10 ⁶	3,2 x 10 ⁶	3,4 x 10 ⁶
	Cocobacilos	2,6 x 10 ⁶	4,3 x 10 ⁶	3,8 x 10 ⁶	4,2 x 10 ⁶
	Bacilos	1,4 x 10 ⁶	1,9 x 10 ⁶	1,0 x 10 ⁶	1,3 x 10 ⁶
	Filamentos	1,3 x 10 ⁵	1,2 x 10 ⁵	2,9 x 10 ⁵	1,8 x 10 ⁵
	Víbrios	0	9,0 x 10 ⁴	8,2 x 10 ⁴	9,1 x 10 ⁴

Tabela 9. Biomassa dos diferentes morfotipos bacterianos nos dois pontos de coleta (P1 e P2) nas datas de amostragem na Represa do Lobo.

Pontos	morfotipos	Mai/10	Jul/10	Nov/10	Jan/11
P1	Cocos	81,5	97,6	83,8	91
	Cocobacilos	65,1	168,7	126,3	88,8
	Bacilos	81	139,1	87,5	222,9
	Filamentos	18,3	10,7	42,6	14,9
	Víbrios	5,1	0	28,4	12
P2	Cocos	111,9	87,4	90,3	55,8
	Cocobacilos	84,7	152	158,5	188,2
	Bacilos	84,1	115,7	81,6	141,2
	Filamentos	13,1	14,8	42,6	31,5
	Víbrios	0	5,5	3,9	5

Tabela 10. Densidade de rotíferos totais (ind L⁻¹) nos dois pontos de coleta (P1 e P2) nas datas de amostragem na Represa do Lobo.

Pontos/Período	Densidade de Rotífera (ind L⁻¹)			
	Mai/10	Julho/10	Novembro/10	Janeiro/11
P1	56	81,6	120,4	131,2
P2	33,6	141,0	107,2	128,8

Tabela 11. Densidade de cladóceros totais (ind L⁻¹) nos dois pontos de coleta (P1 e P2) nas datas de amostragem na Represa do Lobo.

Pontos/Período	Cladóceros (ind L⁻¹)			
	Mai/10	Julho/10	Novembro/10	Janeiro/11
P1	42,4	85,6	228,8	201,6
P2	26	16,2	218,4	63,2

Tabela 12. Densidade de copépodos totais (ind L⁻¹) nos dois pontos de coleta (P1 e P2) nas datas de amostragem na Represa do Lobo.

Pontos/Período	Copépoda (ind L⁻¹)			
	Mai/10	Julho/10	Novembro/10	Janeiro/11
P1	9,8	33,7	80,8	235,2
P2	3,8	24,8	268	208

Tabela 13. Densidade total dos taxa encontrados nos pontos de coleta (P1 e P2) nas datas de amostragem na Represa do Lobo, em 100L de amostra filtrada.

	P1				P2			
	Mai/10	Jul/10	Nov/10	Jan/11	Mai/10	Jul/10	Nov/10	Jan/11
<i>Bosmina hagdmani</i> (Stingelin, 1904)	1130	4030	4550	5320	500	260	4760	0
<i>Bosmina tubicen</i> (Brehm, 1953)	300	0	0	540	110	10	0	0
<i>Alona ossiani</i> (Sinev, 1998)	0	0	1100	0	0	0	240	1380
<i>Chydorus eurynotus</i> (Sars, 1901)	0	0	0	0	20	10	0	0
<i>Alonella dadayi</i> (Birge, 1910)	0	0	0	0	0	0	0	190
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> (Daday, 1902)	550	3950	4140	3000	0	1120	9000	0
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> (Sars, 1886)	380	0	4520	1960	250	0	1280	560
<i>Daphnia gessneri</i> (Herbst, 1967)	360	380	0	8270	160	100	0	0
<i>Simocephalus serrulatus</i> (Koch, 1841)	270	40	0	0	0	0	590	0
<i>Ilyocryptus spinifer</i> (Herrick, 1882)	0	0	0	0	80	10	680	3840
<i>Macothrix flabelligera</i> (Smirnov, 1992)	0	0	0	1070	0	0	0	0
<i>Moina micrura</i> (Kurz, 1874)	0	0	0	0	0	0	1550	350
<i>Diaphanosoma birgei</i> (Korineck, 1981)	1250	160	8570	0	1480	110	3750	0

Tabela 14. Densidade total dos taxa encontrados nos pontos de coleta (P1 e P2) nas datas de amostragem na Represa do Lobo, em 100L de amostra filtrada.

	P1				P2			
	Mai/10	Jul/10	Nov/10	Jan/11	Mai/10	Jul/10	Nov/10	Jan/11
Ordem Calanoida								
Nauplio	420	730	2650	7560	130	144	487	0
Copepodito	0	350	4000	10860	30	0	246	56
<i>Argyrodiaptomus furcatus</i> (Sars, 1901)	20	0	0	0	18	0	207	0
<i>Notodiaptomus iheringi</i> (Wright, 1935)	30	110	1360	2800	0	45	1076	0
Ordem Cyclopoida								
Náuplio	400	620	590	1950	97	1186	367	1680
Copepodito	110	0	0	0	48	0	53	120
<i>Mesocyclops ogunnus</i> (Onabamiro, 1957)	0	1560	50	350	57	946	184	224
<i>Paracyclops fimbriatus</i> (Fisher, 1853)	0	0	150	0	0	159	60	0

Apêndice C – Bacterivoria por dafinídeos

Tabela 15. Média do tamanho em comprimento dos indivíduos (mm) e desvios-padrão das três espécies estudadas, nos diferentes estágios de vida testados.

Estágio de vida	Tamanho em comprimento (mm) (\pm DP)		
	<i>D.gessneri</i>	<i>C.silvestrii</i>	<i>C.cornuta</i>
Neonatas	0,680 \pm 0,025	0,367 \pm 0,023	0,259 \pm 0,009
Primíparas	1,029 \pm 0,078	0,557 \pm 0,036	0,429 \pm 0,007
Adultas	1,454 \pm 0,088	0,858 \pm 0,056	0,594 \pm 0,017

Tabela 16. Taxa de consumo (TC) por *D. gessneri*, *C. silvestrii* e *C. cornuta* nos três estágios de vida, nos experimentos realizados *in vitro*.

	Taxa de consumo ($\times 10^3$) (TC, FLB.Ind ⁻¹ .h ⁻¹)		
	Neonatas	primíparas	Adultas
<i>D. gessneri</i>	9,9	1,1	22,1
<i>C. silvestrii</i>	21,0	5,5	16,2
<i>C. cornuta</i>	8,1	6,4	8,7

Tabela 17. Taxa de ingestão individual (TII) por *D. gessneri*, *C. silvestrii* e *C. cornuta* nos três estágios de vida, nos experimentos realizados *in vitro*.

	Taxa de ingestão Individual (TII, bact.ind ⁻¹ .h ⁻¹)		
	Neonatas	primíparas	Adultas
<i>D. gessneri</i>	198560	219970	442300
<i>C. silvestrii</i>	420540	110180	325880
<i>C. cornuta</i>	163620	128940	175560

Tabela 18. Taxa de remoção (TR) por *D. gessneri*, *C. silvestrii* e *C. cornuta* nos três estágios de vida, nos experimentos realizados *in vitro*.

	Taxa de remoção (TR, mL.ind ⁻¹ h ⁻¹)		
	Neonatas	primíparas	Adultas
<i>D. gessneri</i>	0,18	0,19	0,4
<i>C. silvestrii</i>	0,38	0,1	0,29
<i>C. cornuta</i>	0,14	0,11	0,15

Tabela 19. Taxa de consumo (TC) por *D. gessneri*, *C. silvestrii* e *C. cornuta* nos dois pontos de coleta (P1 e P2) nas datas de amostragem na Represa do Lobo.

	Taxa de Consumo ($\times 10^3$) (TC, FLB.Ind⁻¹.h⁻¹)							
	Mai/10		jul/10		nov/10		Jan/11	
	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2
<i>D. gessneri</i>	18	14	15	21	-	-	18	-
<i>C. silvestrii</i>	13	15	15	25	34	32	20	-
<i>C. cornuta</i>	15	12	-	-	18	19	32	20

Tabela 20. Taxa de ingestão individual por *D. gessneri*, *C. silvestrii* e *C. cornuta* nos dois pontos de coleta (P1 e P2) nas datas de amostragem na Represa do Lobo.

	Taxa de ingestão ($\times 10^3$) (bact.ind⁻¹.h⁻¹)							
	Mai/10		jul/10		nov/10		jan/11	
	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2
<i>D. gessneri</i>	226	171	189	258	-	-	233	-
<i>C. silvestrii</i>	164	189	188	317	427	406	250	-
<i>C. cornuta</i>	186	149	-	-	231	243	402	253

Tabela 21. Taxa de remoção (TR) por *D. gessneri*, *C. silvestrii* e *C. cornuta* nos dois pontos de coleta (P1 e P2) nas datas de amostragem na Represa do Lobo.

	Taxa de remoção (TR, mL.ind⁻¹ h⁻¹)							
	Mai/10		Jul/10		nov/10		Jan/11	
	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2
<i>D. gessneri</i>	0,037	0,028	0,031	0,043	-	-	0,03	-
<i>C. silvestrii</i>	0,027	0,031	0,031	0,052	0,071	0,067	0,03	-
<i>C. cornuta</i>	0,031	0,024	-	-	0,038	0,04	0,06	0,04

Apêndice D – Microscopia eletrônica de varredura

Tabelas de *Daphnia gessneri*, *Ceriodaphnia silvestrii* e *Ceriodaphnia cornuta*, nos três estágios de vida, contendo as medidas das distâncias entre as cérdulas na base e em um ponto mediano e a largura das cérdulas na base e em um ponto mediano; suas respectivas médias e desvios-padrão.

Tabela 22. Tabelas contendo as medidas das distâncias entre as cérdulas na base e em um ponto mediano e a largura das cérdulas na base e em um ponto mediano; suas respectivas médias e desvios-padrão de indivíduos de *Daphnia gessneri*, nos três estágios de vida.

Distância entre cérdulas (μm) – <i>D. gessneri</i>									
0,23	0,21	0,29	0,29	0,27	0,26	0,20	0,29	0,28	0,22
0,27	0,27	0,27	0,28	0,41	0,11	0,24	0,25	0,24	0,28
Média: 0,26 Desvio padrão: 0,05									

Largura das cérdulas (μm) – <i>D. gessneri</i>									
0,18	0,20	0,20	0,20	0,18	0,15	0,19	0,22	0,20	0,17
0,19	0,17	0,16	0,19	0,20	0,22	0,21	0,16	0,15	0,19
Média: 0,18 Desvio padrão: 0,02									

Distância entre cérdulas na base (μm) – <i>D. gessneri</i>									
0,24	0,24	0,24	0,23	0,24	0,27	0,28	0,24	0,25	0,21
Média: 0,24 Desvio padrão: 0,02									

Largura nas cérdulas na base (μm) – <i>D. gessneri</i>									
0,25	0,24	0,24	0,23	0,23	0,28	0,27	0,25	0,24	0,25
Média: 0,25 Desvio padrão: 0,01									

Distância entre cérdulas (μm) – <i>D. gessneri</i> neonata									
0,21	0,21	0,14	0,21	0,20	0,19	0,17	0,14	0,17	0,15
0,13	0,08	0,13	0,10	0,09	0,08	0,10	0,10	0,10	0,11
Média: 0,11 Desvio padrão: 0,02									

Largura nas cérdulas (μm) – <i>D. gessneri</i> neonata									
0,13	0,08	0,13	0,10	0,09	0,08	0,08	0,10	0,10	0,11
0,13	0,12	0,11	0,15	0,14	0,13	0,11	0,15	0,13	0,12
Média: 0,12 Desvio padrão: 0,02									

Distância entre cérdulas na base (μm) – <i>D. gessneri</i> neonata									
0,12	0,08	0,15	0,18	0,19	0,16	0,14	0,18	0,16	0,17
Média: 0,15 Desvio padrão: 0,03									

Largura das cérdulas na base (μm) – <i>D. gessnerineonata</i>									
0,14	0,16	0,18	0,17	0,17	0,15	0,11	0,17	0,14	0,15
Média: 0,15 Desvio padrão: 0,02									

Distância entre cérdulas (μm) – <i>D. gessneriprimípara</i>									
0,24	0,24	0,21	0,30	0,23	0,20	0,20	0,27	0,22	0,25
0,30	0,32	0,22	0,19	0,26	0,21	0,24	0,22	0,21	0,25
Média: 0,24 Desvio padrão: 0,03									

Largura nas cérdulas (μm) – <i>D. gessneriprimípara</i>									
0,15	0,13	0,14	0,10	0,13	0,13	0,13	0,10	0,13	0,14
0,14	0,11	0,14	0,13	0,14	0,11	0,12	0,11	0,15	0,11
Média: 0,13 Desvio padrão: 0,01									

Distância entre cérdulas na base (μm) – <i>D. gessneriprimípara</i>									
0,22	0,24	0,27	0,25	0,27	0,25	0,26	0,23	0,27	0,23
Média: 0,24 Desvio padrão: 0,01									

Largura das cérdulas na base (μm) – <i>D. gessneriprimípara</i>									
0,14	0,13	0,17	0,18	0,14	0,12	0,17	0,19	0,18	0,170
Média: 0,16 Desvio padrão: 0,02									

Tabela 23. Tabelas contendo as medidas das distâncias entre as cérdulas na base e em um ponto mediano e a largura das cérdulas na base e em um ponto mediano; suas respectivas médias e desvios-padrão de indivíduos de *Ceriodaphnia cornuta*, nos três estágios de vida.

Distância entre cérdulas (μm) – <i>C. cornuta</i>									
0,11	0,15	0,15	0,11	0,13	0,12	0,13	0,13	0,14	0,11
0,13	0,12	0,13	0,12	0,15	0,17	0,11	0,14	0,13	0,14
Média: 0,13 Desvio padrão: 0,01									

Largura das cérdulas (μm) – <i>C. cornuta</i>									
0,08	0,14	0,11	0,09	0,14	0,11	0,12	0,11	0,12	0,13
0,09	0,08	0,13	0,11	0,10	0,13	0,08	0,15	0,11	0,11
Média: 0,11 Desvio padrão: 0,01									

Distância entre cérdulas na base (μm) – <i>C. cornuta</i>									
0,08	0,13	0,17	0,16	0,1	0,15	0,08	0,09	0,12	0,15
0,1	0,12	0,15	0,13	0,08	0,16	0,15	0,11	0,16	0,14
Média: 0,12 Desvio padrão: 0,03									

Largura das cérdulas na base (μm) – <i>C. cornuta</i>									
0,16	0,15	0,17	0,16	0,13	0,15	0,2	0,2	0,17	0,15

0,2	0,15	0,16	0,13	0,13	0,16	0,15	0,17	0,16	0,14
Média: 0,12 Desvio padrão: 0,03									

Distância entre cérdulas (μm) – <i>C. cornuta</i> neonata									
0,39	0,31	0,32	0,4	0,35	0,35	0,21	0,21	0,22	0,39
0,39	0,36	0,46	0,46	0,46	0,3	0,26	0,38	0,16	0,4
Média: 0,33 Desvio padrão: 0,07									

Largura das cérdulas (μm) – <i>C. cornuta</i> neonata									
0,11	0,15	0,11	0,16	0,17	0,15	0,11	0,08	0,11	0,19
0,19	0,19	0,15	0,16	0,15	0,11	0,15	0,15	0,16	0,11
Média: 0,14 Desvio padrão: 0,03									

Distância entre cérdulas na base (μm) – <i>C. cornuta</i> neonata									
0,22	0,22	0,26	0,24	0,33	0,22	0,24	0,24	0,28	0,24
0,22	0,26	0,22	0,24	0,22	0,26	0,25	0,24	0,26	0,26
Média: 0,24 Desvio padrão: 0,03									

Largura das cérdulas na base (μm) – <i>C. cornuta</i> neonata									
0,17	0,29	0,33	0,29	0,31	0,31	0,24	0,15	0,22	0,19
0,22	0,19	0,22	0,26	0,19	0,22	0,29	0,26	0,26	0,26
Média: 0,24 Desvio padrão: 0,06									

Distância entre cérdulas (μm) – <i>C. cornuta</i> primípara									
0,38	0,22	0,42	0,29	0,35	0,51	0,51	0,89	0,27	0,45
0,48	0,31	0,44	0,3	0,45	0,29	0,25	0,38	0,54	0,24
Média: 0,39 Desvio padrão: 0,17									

Largura das cérdulas (μm) – <i>C. cornuta</i> primípara									
0,15	0,11	0,12	0,14	0,17	0,14	0,15	0,16	0,15	0,14
0,14	0,16	0,16	0,17	0,16	0,12	0,11	0,12	0,11	0,14
Média: 0,14 Desvio padrão: 0,01									

Distância entre cérdulas na base (μm) – <i>C. cornuta</i> primípara									
0,23	0,16	0,19	0,21	0,29	0,22	0,24	0,17	0,29	0,2
0,22	0,24	0,18	0,2	0,2	0,23	0,21	0,24	0,29	0,19
Média: 0,22 Desvio padrão: 0,04									

Largura das cérdulas na base (μm) – <i>C. cornuta</i> primípara									
0,25	0,19	0,22	0,18	0,21	0,25	0,29	0,16	0,17	0,23
0,21	0,25	0,22	0,2	0,19	0,18	0,22	0,23	0,25	0,2

Média: 0,21 Desvio padrão: 0,03

Tabela 24. Tabelas contendo as medidas das distâncias entre as cérdulas na base e em um ponto mediano e a largura das cérdulas na base e em um ponto mediano; suas respectivas médias e desvios-padrão de indivíduos de *Ceriodaphnia silvestrii*, nos três estágio de vida

Distância entre cérdulas (μm) – *C. silvestrii*

0,16	0,13	0,17	0,08	0,26	0,27	0,08	0,11	0,17	0,21
0,13	0,15	0,13	0,1	0,2	0,13	0,13	0,1	0,13	0,18

Média: 0,15 Desvio padrão: 0,06

Largura das cérdulas (μm) – *C. silvestrii*

0,14	0,16	0,09	0,1	0,17	0,14	0,14	0,12	0,16	0,15
0,14	0,16	0,15	0,16	0,12	0,14	0,17	0,1	0,1	0,15

Média: 0,13 Desvio padrão: 0,02

Distância entre cérdulas na base (μm) – *C. silvestrii*

0,12	0,14	0,12	0,17	0,13	0,19	0,08	0,14	0,15	0,11
0,19	0,08	0,14	0,15	0,11	0,13	0,17	0,12	0,14	0,12

Média: 0,13 Desvio padrão: 0,02

Largura das cérdulas na base (μm) – *C. silvestrii*

0,2	0,21	0,21	0,14	0,17	0,16	0,17	0,15	0,19	0,18
0,14	0,17	0,21	0,21	0,2	0,19	0,18	0,15	0,17	0,16

Média: 0,17 Desvio padrão: 0,02

Distância entre cérdulas (μm) – *C. silvestrii* neonata

0,12	0,13	0,15	0,22	0,16	0,24	0,24	0,15	0,12	0,13
0,14	0,17	0,21	0,15	0,13	0,12	0,12	0,15	0,24	0,22

Média: 0,16 Desvio padrão: 0,04

Largura das cérdulas (μm) – *C. silvestrii* neonata

0,1	0,1	0,08	0,12	0,08	0,1	0,09	0,1	0,12	0,08
0,12	0,11	0,1	0,08	0,1	0,1	0,12	0,09	0,1	0,1

Média: 0,09 Desvio padrão: 0,01

Distância entre cérdulas na base (μm) – *C. silvestrii* neonata

0,19	0,17	0,16	0,17	0,19	0,17	0,17	0,19	0,16	0,15
0,15	0,19	0,15	0,17	0,16	0,17	0,16	0,16	0,19	0,16

Média: 0,16 Desvio padrão: 0,01

Largura das cérdulas na base (μm) – *C. silvestrii* neonata

0,16	0,17	0,15	0,18	0,13	0,16	0,15	0,13	0,16	0,17
------	------	------	------	------	------	------	------	------	------

0,15	0,14	0,15	0,13	0,16	0,14	0,16	0,16	0,14	0,13
Média: 0,15 Desvio padrão: 0,01									

Distância entre cérdulas (μm) – <i>C. silvestrii</i> primípara									
0,3	0,17	0,15	0,27	0,29	0,18	0,15	0,19	0,18	0,17
0,15	0,19	0,26	0,13	0,16	0,14	0,16	0,16	0,19	0,16
Média: 0,18 Desvio padrão: 0,05									

Largura das cérdulas (μm) – <i>C. silvestrii</i> primípara									
0,08	0,1	0,1	0,11	0,12	0,1	0,12	0,1	0,08	0,1
0,1	0,09	0,1	0,11	0,11	0,1	0,12	0,1	0,1	0,08
Média: 0,10 Desvio padrão: 0,01									

Distância entre cérdulas na base (μm) – <i>C. silvestrii</i> primípara									
0,12	0,15	0,12	0,17	0,15	0,15	0,15	0,13	0,16	0,15
0,16	0,16	0,15	0,12	0,15	0,17	0,15	0,15	0,12	0,15
Média: 0,14 Desvio padrão: 0,01									

Largura das cérdulas na base (μm) – <i>C. silvestrii</i> primípara									
0,21	0,16	0,18	0,18	0,17	0,16	0,19	0,18	0,18	0,17
0,18	0,17	0,16	0,19	0,16	0,2	0,21	0,18	0,18	0,16
Média: 0,17 Desvio padrão: 0,01									