



Avaliação do consumo de bactérias pelo zooplâncton em um reservatório eutrófico raso (Reservatório do Monjolinho – São Carlos – SP)



KARINA FERREIRA HISATUGO



Avaliação do consumo de bactérias pelo zooplâncton em um reservatório eutrófico raso (Reservatório do Monjolinho – São Carlos – SP)

KARINA FERREIRA HISATUGO

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

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

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

H673ac

Hisatugo, Karina Ferreira.

Avaliação do consumo de bactérias pelo zooplâncton em um reservatório eutrófico raso (Reservatório do Monjolinho – São Carlos – SP) / Karina Ferreira Hisatugo. -- São Carlos : UFSCar, 2012.

148 f.

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

1. Ecologia aquática. 2. Bacterivoria. 3. Protozoário. 4. Ciliado. 5. Flagelados. 6. Zooplâncton. I. Título.

CDD: 574.5263 (20^a)

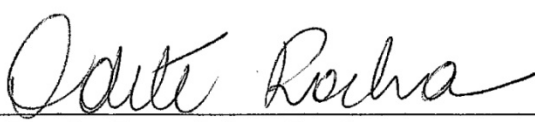
Karina Ferreira Hisatugo

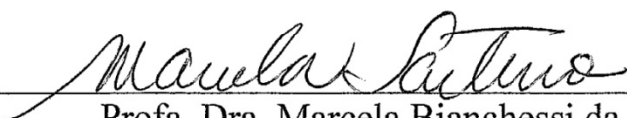
Avaliação do consumo de bactérias pelo zooplâncton em um reservatório eutrófico raso (Reservatório do Monjolinho – São Carlos – SP)


Dissertação apresentada à Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovada em 13 de fevereiro de 2012

BANCA EXAMINADORA

Presidente 
Profa. Dra. Odete Rocha
(Representante da orientadora)

1º Examinador 
Profa. Dra. Marcela Bianchessi da Cunha Santino
PPGERN/UFSCar

2º Examinador 
Profa. Dra. Cláudia Fileto
CRHEA/USP/São Carlos-SP

Orientadora

A handwritten signature in blue ink, appearing to read 'Mirna Helena Regali Seleghim', written in a cursive style.

Mirna Helena Regali Seleghim

*À minha família, meu porto mais seguro
em qualquer situação e a qualquer momento.
Base e alicerce mesmo quando não quero.*

AGRADECIMENTOS

- ✓ À Universidade Federal de São Carlos, por esses dois anos de mestrado e por ter me proporcionado todas as alegrias e tristezas de uma vida universitária.
- ✓ Ao Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva (DEBE - UFSCar) e ao Laboratório de Ecologia de Microrganismos Aquáticos (LEMA - UFSCar), pela estrutura oferecida para a realização desta pesquisa.
- ✓ Ao PPGERN e todos os seus funcionários, pelo suporte sempre que necessário.
- ✓ À Prof^ª. Dra. Mirna Helena Regali Seleglim, pela orientação, oportunidade e confiança, e por todas as sugestões e ensinamentos que contribuíram para a realização e desenvolvimento deste trabalho.
- ✓ À Prof^ª. Dra. Odete Rocha, pela ajuda em determinadas partes desta pesquisa.
- ✓ Aos membros da banca, por terem aceitado o convite de fazer parte da banca.
- ✓ À Darci, pela co-orientação, ensinamentos e auxílio em várias etapas do trabalho e, principalmente, pela amizade e pelas conversas agradáveis no laboratório.
- ✓ Ao Luisinho e José Valdecir, pela ajuda nas coletas no reservatório do Monjolinho e nas análises de amostras no laboratório.
- ✓ À FAPESP, pela concessão da bolsa de estudos (Processo n° 2010/01851-6).
- ✓ À minha família, por todo o amor, confiança e por estarem ao meu lado em todos os momentos.
- ✓ A todos os demais parentes e familiares, por estarmos sempre unidos e reunidos.
- ✓ Aos amigos(as) do laboratório, da faculdade e da vida, pela habilidade de tornarem menos difíceis os momentos de dificuldade, por todos os momentos compartilhados e, acima de tudo, pela honra da amizade.
- ✓ A todas as pessoas que contribuíram direta e indiretamente para a realização deste trabalho.

Minha singela, porém sincera gratidão.

“Ele não sabia que era impossível. Foi lá e fez.”

Jean Cocteau

RESUMO

As bactérias, encontradas em ambientes terrestres e aquáticos, além de possuírem importante papel na decomposição da matéria orgânica e na ciclagem de nutrientes, são fonte de alimento para organismos de níveis tróficos superiores, tais como protozoários e organismos do metazooplâncton. O presente trabalho avaliou a importância relativa de organismos protozooplânctônicos e metazooplânctônicos (rotíferos, cladóceros e copépodes) como consumidores de bactérias em um ambiente eutrófico (Reservatório do Monjolinho-SP) pela quantificação das taxas de consumo durante o período de um ano, que englobou uma estação seca e uma chuvosa. Para isso, na superfície de um ponto central no reservatório, foram realizados experimentos de bacterivoria (*grazing*) bimestralmente durante um ano, utilizando bactérias marcadas fluorescentemente (FLB) com o corante DTAF. Nos dias dos experimentos foram também analisados parâmetros limnológicos (pH, oxigênio dissolvido, temperatura, condutividade, transparência da água, e nutrientes) e biológicos (concentrações de clorofila-*a* e feofitina, densidade do bacterioplâncton, protozooplâncton e metazooplâncton). Os nanoflagelados heterotróficos (NFH), quando comparados aos ciliados, apresentaram maiores taxas populacionais de ingestão de bactérias tanto no período seco quanto no chuvoso, sendo os NFH menores que 5 µm os maiores consumidores de bactérias. Dentre os organismos metazooplânctônicos, os rotíferos dominaram o consumo de bactérias, sendo os representantes dos gêneros *Filinia* e *Keratella* e das famílias Testudinellidae e Brachionidae os maiores consumidores de bactéria. Os dados obtidos indicaram que, além de predadores de bactérias, as populações de protozoários e rotíferos pareceram ser reguladas pela predação de cladóceros e copépodes, os quais, por sua vez, parecem sofrer pressão de predação por organismos maiores, como provavelmente pequenos vertebrados. Assim, o controle por predação (*top-down*) ocorreu tanto sobre as comunidades bacterianas quanto sobre as protozooplânctônicas e metazooplânctônicas, sendo as comunidades bacterianas reguladas tanto pela predação direta quanto indireta das populações zooplânctônicas. O controle por disponibilidade de recursos (*bottom-up*) pareceu ter maior influência no reservatório no período seco, enquanto no período chuvoso, as comunidades bacterianas pareceram mais controladas por predação, sendo que maiores impactos sobre as comunidades bacterianas foram causados pelos NFH e ciliados no período chuvoso, e pelos NFH e rotíferos no período seco.

Palavras-Chave: Bacterivoria, Protozoários, Ciliados, Flagelados, Metazooplâncton, Rede Trófica

ABSTRACT

Bacteria, found in terrestrial and aquatic environments, besides their important role in organic matter decomposition and nutrient cycling, are a food source for organisms of the higher trophic levels in the food chain, such as protozooplanktonic and metazooplanktonic organisms. This study aimed to evaluate the relative importance of protozooplanktonic (ciliates and heterotrophic nanoflagellates) and metazooplanktonic organisms (rotifers, cladocerans and copepods) as bacterial consumers throughout a year, which included a rainy and a dry season, in a eutrophic environment (Monjolinho reservoir-SP) by quantifying their ingestion rates. For this purpose, grazing experiments were carried out bimonthly during one year at the sub-surface of a central station of the reservoir using fluorescently labeled bacteria (FLB) dyed with DTAF. In each survey, besides the experiments, limnological (pH, dissolved oxygen, temperature, conductivity, water transparency and nutrients) and biological (chlorophyll-*a* and phaeophytin concentrations, bacterioplankton, protozooplankton and metazooplankton density) water parameters were also sampled. The heterotrophic nanoflagellates (HNF) showed higher population ingestion rates than the ciliates in dry and rainy seasons, and the HNF smaller than 5µm were the main consumers of bacteria. Among the metazooplanktonic organisms, the rotifers dominated the bacterial ingestion, and the organisms belonging to the genus *Filinia* and *Keratella* and to the families Testudinellidae and Brachionidae were the main bacterial consumers. Besides ingesting bacteria, however, protozoa and rotifers population also seemed to be controlled by cladocerans and copepods predation, which, in turn, seemed to be regulated by predation of larger organisms, such as small vertebrates. Thus, the predation control (top-down) occurred both on bacterial communities and protozooplanktonic and metazooplanktonic communities and bacteria were regulated both by direct and indirect predation of zooplanktonic population. The resources control (bottom-up) seemed to be higher during the dry season, while in the rainy season bacterial communities were more controlled by predation. The greatest impact on bacterial communities was caused by HNF and ciliates during the rainy season and by HNF and rotifers during the dry one.

Key-Words: Bacterivory, Protozoa, Ciliates, Flagellates, Metazooplankton, Trophic Web

ABREVIATURAS, SIGLAS, UNIDADES E FÓRMULAS QUÍMICAS

bact	Bactérias
cel	Células
C₆H₁₂O₆	Glicose
Cl_a	Clorofila- <i>a</i>
Clad.	Cladóceros
cm	Centímetro
Cond.	Condutividade
COD	Carbono orgânico dissolvido
DAPI	4'-6-diamidino-2-fenilindol-dihidrocloroto
Dens.	Densidade
DP	Desvio padrão
DTAF	5- (4,6-diclorotriazina-2yl) aminofluoresceína
FLB	Bactérias marcadas fluorescentemente
g	Gramma
h	Hora
IET	Índice de estado trófico
ind	Indivíduo
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
ISPB	Índice de saprobidade de Pantle & Buck
KH₂PO₄	Fosfato ácido de potássio
km	Quilômetro
L	Litro
Ln	Logaritmo neperiano
m	Metro
M	Molar
m²	Metro quadrado
m³	Metro cúbico
mg	Miligramma
mL	Mililitro
MOD	Matéria orgânica dissolvida
MOP	Matéria orgânica particulada
MS	Material em suspensão total
nL	Nanolitro
NaCl	Cloreto de sódio
Na₂HPO₄	Monoidrogenofosfato de sódio
NFA	Nanoflagelados autotróficos
NFH	Nanoflagelados heterotróficos
NFT	Nanoflagelados totais
(NH₄)₂SO₄	Sulfato de amônio
NT	Nitrogênio Total
nm	Nanômetros
OD	Oxigênio dissolvido
Pluv.	Pluviosidade
PO₄	Fósforo total dissolvido
PT	Fósforo total
R	Fator forma dos morfotipos bacterianos
r	Coefficiente de correlação de Pearson
rpm	Rotações por minuto
S	Secchi

Temp.	Temperatura
T.I	Taxa de ingestão
UFSCar	Universidade Federal de São Carlos
µg	Micrograma
µL	Microlitro
µm	Micrômetro
µS	Microsiemens
°C	Graus Celsius

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa do reservatório do Monjolinho indicando o ponto de coleta (P). Modificado de Santos (2009).....	39
Figura 2. Distribuição dos valores médios de temperatura atmosférica (°C) e pluviosidade acumulada (mm) de julho/10 a junho/11 no reservatório do Monjolinho.....	51
Figura 3. Análise de agrupamento (distância Euclidiana) das variáveis ambientais do reservatório do Monjolinho.....	52
Figura 4. Valores de transparência da água (m) e profundidade máxima (m) encontrados no reservatório do Monjolinho, durante os períodos seco e chuvoso.....	53
Figura 5. Valores médios de temperatura da água (°C), pH, condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) e oxigênio dissolvido (mg L^{-1}) no reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso.....	54
Figura 6. Concentração média do material em suspensão total (mg L^{-1}) e de suas frações orgânica e inorgânica (mg L^{-1}) no reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso.....	55
Figura 7. Concentrações médias de nitrogênio total ($\mu\text{g L}^{-1}$), nitrito ($\mu\text{g L}^{-1}$), nitrato ($\mu\text{g L}^{-1}$) e íon amônio ($\mu\text{g L}^{-1}$) no reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso.....	56
Figura 8. Concentrações médias de fosfato total dissolvido ($\mu\text{g L}^{-1}$), fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$), fosfato inorgânico ($\mu\text{g L}^{-1}$) e fosfato orgânico ($\mu\text{g L}^{-1}$) no reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso.....	57
Figura 9. Concentração média de clorofila- <i>a</i> ($\mu\text{g L}^{-1}$) e feofitina ($\mu\text{g L}^{-1}$) no reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso.....	58
Figura 10. Abundância relativa média (%) e biomassa relativa média (%) de cada morfotipo bacteriano encontrado no reservatório do Monjolinho no período de estudo.....	59
Figura 11. Densidade (ind mL^{-1}) e biomassa ($\mu\text{g C L}^{-1}$) médias de protozoários ciliados no reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso.....	59
Figura 12. Abundância relativa média (%) a cada grupo de ciliado encontrado no reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso.....	62
Figura 13. Abundância relativa média (%) dos <i>taxa</i> de ciliados no reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso.....	63
Figura 14. Abundância relativa média anual (%) dos ciliados no reservatório do Monjolinho no período de estudo classificados pelos seus diferentes tipos de hábito alimentar.....	64
Figura 15. Abundância relativa média anual (%) dos ciliados encontrados no reservatório do Monjolinho no período de estudo classificados pelos seus índices de saprobidade.....	64
Figura 16. Densidades (ind mL^{-1}) e biomassas ($\mu\text{g C L}^{-1}$) médias anuais de nanoflagelados totais (NFT), autotróficos (NFA) e heterotróficos (NFH) no reservatório do Monjolinho no período de estudo.....	65

Figura 17. Abundância relativa média (%) de nanoflagelados heterotróficos (NFH) e autotróficos (NFA) de cada classe de tamanho no reservatório do Monjolinho no período de estudo.....	66
Figura 18. Biomassa relativa média (%) de nanoflagelados heterotróficos (NFH) e autotróficos (NFA) correspondente a cada classe de tamanho no reservatório do Monjolinho no período de estudo.....	66
Figura 19. Densidades (ind mL ⁻¹) e biomassas (µg C L ⁻¹) médias de rotíferos no reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso.....	67
Figura 20. Abundância relativa média (%) de cada táxon de rotífero encontrado no reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso.....	69
Figura 21. Abundância relativa média (%) a cada gênero de rotífero encontrado no reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso.....	70
Figura 22. Abundância relativa média (%) a cada família de rotíferos encontrada no reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso.....	71
Figura 23. Abundância relativa média anual (%) das espécies de rotíferos encontradas no reservatório do Monjolinho com cada tipo de hábito alimentar.....	71
Figura 24. Abundância relativa média anual (%) de cada táxon de cladóceros encontrado no reservatório do Monjolinho no período de estudo.....	73
Figura 25. Abundância relativa anual média (%) de cada família de cladóceros encontrada no reservatório do Monjolinho no período de estudo.....	74
Figura 26. Densidades médias (ind mL ⁻¹) de copépodes no reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso.....	74
Figura 27. Abundância relativa média (%) dos taxa de copépodes encontrados no reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso.....	76
Figura 28. Abundância relativa média (%) de cada família de copépodes encontrada no reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso.....	77
Figura 29. Abundância relativa média (%) dos taxa de copépodes de cada tipo de hábito alimentar encontrados no período de estudo no reservatório do Monjolinho.....	77
Figura 30. Frações da biomassa total de protozoários e organismos metazooplancctônicos correspondentes a ciliados, NFH, rotíferos, cladóceros e copépodes. NFH = nanoflagelados heterotróficos.....	78
Figura 31. Valores do índice de saprobidade de Pantle & Buck (ISPB) obtidos para o reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso e sua classificação de acordo com as zonas de saprobidade.....	80
Figura 32. Valores do índice de estado trófico (IET) médio de Carlson (1977) modificado por Toledo <i>et al.</i> (1983) calculados para o reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso e a sua classificação de acordo com o grau trófico.....	82

Figura 33. Células de <i>Escherichia coli</i> marcadas fluorescentemente (FLB) com DTAF, observadas em microscopia de epifluorescência sob luz azul. Aumento de 400x.....	82
Figura 34. Taxas individuais de ingestão ($\text{bact ind}^{-1} \text{h}^{-1}$) e remoção ($\text{nL ind}^{-1} \text{h}^{-1}$) de bactérias por protozoários ciliados e nanoflagelados heterotróficos (NFH) observadas no reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso.....	84
Figura 35. Protozoário ciliado (A) e nanoflagelado (B) em microscopia de epifluorescência sob luz azul após experimentos de bacterivoria. A figura evidencia o núcleo e as FLB. Aumento de 400x.....	84
Figura 36. Taxas populacionais médias de ingestão de bactérias ($\text{bact mL}^{-1} \text{h}^{-1}$) por protozoários ciliados e nanoflagelados heterotróficos (NFH) observadas no reservatório do Monjolinho no período de estudo.....	85
Figura 37. Frações (%) da taxa populacional média de ingestão de bactérias por nanoflagelados heterotróficos (NFH) correspondentes às diferentes classes de tamanho.....	86
Figura 38. Frações (%) da taxa populacional média de ingestão de bactérias por ciliados correspondentes aos diferentes grupos de ciliados.....	87
Figura 39. Taxas individuais de ingestão ($\text{bact ind}^{-1} \text{h}^{-1}$) e remoção ($\text{nL ind}^{-1} \text{h}^{-1}$) de bactérias por rotíferos, cladóceros e copépodes observadas no reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso.....	88
Figura 40. Trato digestivo de um cladóceros com FLB em seu interior sob microscopia de epifluorescência sob luz azul. Aumento 400x.....	88
Figura 41. Taxas populacionais de ingestão de bactérias ($\text{bact mL}^{-1} \text{h}^{-1}$) por rotíferos, cladóceros e copépodes observadas no reservatório do Monjolinho durante os períodos seco e chuvoso.....	89
Figura 42. Frações das taxas populacionais de ingestão de bactérias ($\text{bact mL}^{-1} \text{h}^{-1}$) por rotíferos correspondentes aos diferentes gêneros de rotíferos encontrados no reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso.....	91
Figura 43. Frações das taxas populacionais de ingestão de bactérias ($\text{bact mL}^{-1} \text{h}^{-1}$) por rotíferos correspondentes as diferentes famílias de rotíferos encontrados no reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso.....	91
Figura 44. Frações das taxas populacionais de ingestão de bactérias ($\text{bact mL}^{-1} \text{h}^{-1}$) de cladóceros correspondentes as diferentes famílias encontradas no reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso.....	92
Figura 45. Frações das taxas populacionais de ingestão de bactérias ($\text{bact mL}^{-1} \text{h}^{-1}$) de copépodes correspondentes as famílias encontradas no reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso.....	93
Figura 46. Frações (%) da bacterivoria total de protozoários e organismos metazooplânctônicos correspondentes a ciliados, NFH, rotíferos, cladóceros e copépodes. NFH = nanoflagelados heterotróficos.....	94

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Variáveis, unidades e metodologias utilizadas para as análises física e química do reservatório do Monjolinho.....	40
Tabela 2. Variáveis, unidades, metodologias e referências utilizadas para a caracterização da qualidade da água do reservatório do Monjolinho.....	40
Tabela 3. Lista dos <i>taxa</i> de protozoários ciliados encontrados no reservatório do Monjolinho no período de estudo, seu tamanho médio, grupos aos quais pertencem, preferência alimentar, e índice sapróbico, classificados segundo Foissner & Berger (1996).....	61
Tabela 4. Lista dos <i>taxa</i> de rotíferos encontrados no reservatório do Monjolinho no período de estudo, classificados segundo Pontin (1978). Seus tamanhos médios, famílias e hábitos alimentares.....	68
Tabela 5. Lista dos <i>taxa</i> de cladóceros encontrados no reservatório do Monjolinho no período de estudo classificados segundo Pontin (1978) e Elmoor-Loureiro (1997). Seus comprimentos médios, famílias e hábitos alimentares.....	72
Tabela 6. Lista dos <i>taxa</i> de copépodes encontrados no reservatório do Monjolinho no período de estudo, classificados segundo Wilson & Yeatman (1959). Seus comprimentos médios, famílias e hábitos alimentares.....	75
Tabela 7. Biomassa média anual ($\mu\text{g C L}^{-1}$) e densidades médias (ind mL^{-1}), nos diferentes períodos estudados, dos organismos estudados no reservatório do Monjolinho. NFH = nanoflagelados heterotróficos.....	78
Tabela 8. Valores das correlações de Pearson entre as variáveis limnológicas e as densidades dos grandes grupos de organismos encontrados no reservatório do Monjolinho.....	80
Tabela 9. Valores das taxas individuais médias de ingestão ($\text{bact ind}^{-1} \text{h}^{-1}$) e remoção ($\text{nL ind}^{-1} \text{h}^{-1}$) de bactérias de nanoflagelados heterotróficos (NFH) de diferentes tamanhos nos períodos seco e chuvoso.....	86
Tabela 10. Valores das taxas médias individuais de ingestão ($\text{bact ind}^{-1} \text{h}^{-1}$) e remoção ($\text{nL ind}^{-1} \text{h}^{-1}$) de bactérias por representantes de diferentes gêneros de rotíferos encontrados no reservatório do Monjolinho.....	90
Tabela 11. Valores das taxas individuais de ingestão ($\text{bact ind}^{-1} \text{h}^{-1}$) e remoção ($\text{nL ind}^{-1} \text{h}^{-1}$) de bactérias de diferentes famílias de cladóceros, nos períodos seco e chuvoso.....	92
Tabela 12. Valores médios das taxas individuais de ingestão ($\text{bact ind}^{-1} \text{h}^{-1}$) e remoção ($\text{nL ind}^{-1} \text{h}^{-1}$) de bactérias das famílias de copépodes encontradas no reservatório do Monjolinho.....	93
Tabela 13. Taxas de ingestão populacionais ($\text{bact mL}^{-1} \text{h}^{-1}$) dos organismos encontrados no reservatório do Monjolinho.....	94
Tabela 14. Correlações (Pearson; r) entre as taxas de ingestão populacionais dos grandes grupos de organismos planctônicos encontrados no reservatório do Monjolinho, suas densidades e as variáveis limnológicas, com destaque para as correlações significativas.....	95

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Dados físicos do reservatório do Monjolinho. Fonte: Nogueira & Matsumura-Tundisi (1994).....	38
Quadro 2. Classificação dos nanoflagelados em classes de tamanho. Fonte: Sherr & Sherr (1991).....	44
Quadro 3. Classificação dos morfotipos bacterianos Fonte: Zaritsky (1975) <i>apud</i> Racy (2004).....	44
Quadro 4. Classificação dos corpos d'água de acordo com o índice de Saprobiidade de Pantle & Buck (1955).....	45
Quadro 5. Classificação dos corpos d'água de acordo com o índice de estado trófico de Carlson (1977) modificado por Toledo <i>et al.</i> (1983).....	46

APÊNDICES

Apêndice A – Dados Ambientais

Tabela 1. Variáveis físicas e químicas medidas no reservatório do Monjolinho nos meses estudados. O.D = Oxigênio dissolvido.....	139
Tabela 2. Concentrações de material em suspensão, clorofila <i>a</i> e feofitina encontrados no reservatório do Monjolinho nos meses estudados. MS = Material em suspensão total.....	139
Tabela 3. Concentrações de nutrientes nitrogenados encontrados no reservatório do Monjolinho nos meses estudados.....	139
Tabela 4. Concentrações de nutrientes fosfatados encontrados no reservatório do Monjolinho nos meses estudados.....	139

Apêndice B – Dados Biológicos

Tabela 1. Resultado dos testes T de Student e F de Fisher para as densidades dos organismos encontrados no reservatório do Monjolinho entre os períodos seco e chuvoso. NFH = nanoflagelados heterotróficos.....	140
Tabela 2. Densidade dos organismos encontrados no reservatório do Monjolinho em cada mês de estudo. NFH = nanoflagelados heterotróficos; NFT = nanoflagelados totais; NFA = nanoflagelados autotróficos.....	140
Tabela 3. Densidade dos morfotipos bacterianos encontrados no reservatório do Monjolinho em cada mês de estudo.....	140
Tabela 4. Densidade das espécies de ciliados encontrados no reservatório do Monjolinho em cada mês de estudo.....	141
Tabela 5. Densidade dos grupos de ciliados encontrados no reservatório do Monjolinho em cada mês de estudo.....	142
Tabela 6. Densidade de nanoflagelados heterotróficos (NFH) de diferentes classes de tamanho encontrados no reservatório do Monjolinho em cada mês de estudo.....	142
Tabela 7. Densidade de nanoflagelados autotróficos (NFA) de diferentes classes de tamanho encontrados no reservatório do Monjolinho em cada mês de estudo.....	143
Tabela 8. Densidade das espécies de rotíferos encontrados no reservatório do Monjolinho em cada mês de estudo.....	143
Tabela 9. Densidade dos gêneros de rotíferos encontrados no reservatório do Monjolinho em cada mês de estudo.....	144
Tabela 10. Densidade das famílias de rotíferos encontradas no reservatório do Monjolinho em cada mês de estudo.....	145

Tabela 11. Densidade das espécies de cladóceros encontrados no reservatório do Monjolinho em cada mês de estudo.....	145
Tabela 12. Densidade das famílias de cladóceros encontrados no reservatório do Monjolinho em cada mês de estudo.....	145
Tabela 13. Densidade das espécies de copépodes encontradas no reservatório do Monjolinho em cada mês de estudo.....	146
Tabela 14. Densidade das famílias de copépodes encontradas no reservatório do Monjolinho em cada mês de estudo.....	146

Apêndice C – Dados de Bacterivoria

Tabela 1. Resultado dos testes T de Student e F de Fisher ($\alpha = 0,05$) para as taxas populacionais de ingestão dos grupos de organismos encontrados no reservatório entre os períodos seco e chuvoso...147	147
Tabela 2. Valores das taxas de ingestão das populações de nanoflagelados heterotróficos (NFH) de diferentes classes de encontrados no reservatório do Monjolinho em cada mês de estudo.....147	147
Tabela 3. Valores das taxas de ingestão populacionais de diferentes gêneros de rotífero encontrados no reservatório do Monjolinho em cada mês de estudo.....147	147
Tabela 4. Valores das taxas de ingestão populacionais de diferentes famílias de rotífero encontradas no reservatório do Monjolinho em cada mês de estudo.....148	148
Tabela 5. Valores das taxas de ingestão populacionais de diferentes famílias de cladóceros encontradas no reservatório do Monjolinho em cada mês de estudo.....148	148
Tabela 6. Valores das taxas de ingestão populacionais de diferentes famílias de copépodes encontradas no reservatório do Monjolinho em cada mês de estudo.....148	148

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	22
2. JUSTIFICATIVA.....	24
3. HIPÓTESES.....	26
4. OBJETIVOS.....	26
4.1 Objetivo Geral.....	26
4.2 Objetivos Específicos.....	26
5. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	27
5.1 Bacterioplâncton e Rede Trófica Planctônica.....	27
5.2 Controle das Populações Bacterianas.....	29
5.3 Zooplâncton.....	31
5.3.1 Protozooplâncton.....	31
5.3.2 Metazooplâncton.....	33
6. MATERIAIS E MÉTODOS.....	37
6.1 Local de Estudo.....	37
6.2 Ponto de Coleta e Período de Amostragem.....	38
6.3 Dados Climatológicos.....	39
6.4 Variáveis Abióticas da Água.....	40
6.4.1 Temperatura, pH, Condutividade, Oxigênio Dissolvido e Transparência.....	40
6.4.2 Concentração de Nutrientes e Material em Suspensão.....	40
6.5 Variáveis Bióticas da Água.....	41
6.5.1 Concentração de Clorofila- <i>a</i> e Feofitina.....	41
6.5.2 Densidade de Protozoários Ciliados Planctônicos.....	42
6.5.3 Densidade de Bactérias e Nanoflagelados.....	43
6.5.4 Densidade de Organismos Metazooplanctônicos.....	44
6.6 Índices Ambientais.....	45
6.6.1 Índice de Saprobiidade de Pantle & Buck.....	45
6.6.2 Índice de Estado Trófico.....	46
6.7 Experimentos de Bacterivoria (<i>grazing</i>).....	46
6.7.1 Preparo das FLB.....	46
6.7.2 Experimentos de Bacterivoria com Protozoários.....	48
6.7.3 Experimentos de Bacterivoria com Organismos Metazooplanctônicos.....	49

6.7.4	Forma de Análise dos Experimentos de Bacterivoria.....	50
6.8	Análises Estatísticas.....	50
7.	RESULTADOS.....	51
7.1	Dados Climatológicos.....	51
7.2	Variáveis Abióticas da Água.....	51
7.2.1	Temperatura, pH, Condutividade, Oxigênio Dissolvido e Transparência.....	52
7.2.2	Material em Suspensão.....	54
7.2.3	Concentração de Nutrientes.....	55
a)	Formas Nitrogenadas.....	55
b)	Formas Fosfatadas.....	56
7.3	Variáveis Bióticas da Água.....	57
7.3.1	Clorofila- <i>a</i> e Feofitina.....	57
7.3.2	Densidade e Biomassa de Bactérias.....	58
7.3.3	Densidade e Biomassa de Protozoários Ciliados.....	59
7.3.4	Densidade e Biomassa de Protozoários Nanoflagelados.....	65
7.3.5	Densidade e Biomassa de Rotíferos.....	66
7.3.6	Densidade de Cladóceros.....	72
7.3.7	Densidade de Copépodes.....	74
7.4	Relação entre as Variáveis Bióticas e Abióticas.....	78
7.5	Índices Ambientais.....	81
7.5.1	Índice de Saprobiidade de Pantle & Buck.....	81
7.5.2	Índice de Estado Trófico.....	81
7.6	Experimentos de Bacterivoria.....	82
7.6.1	Bacterivoria com Protozoários.....	83
7.6.2	Bacterivoria com Organismos Metazooplanctônicos.....	87
7.7	Relação entre as Taxas de Ingestão e as Variáveis Bióticas e Abióticas.....	94
8.	DISCUSSÃO.....	96
8.1	Dados Climatológicos.....	96
8.2	Variáveis Abióticas da Água.....	96
7.2.1	Temperatura, pH, Condutividade, Oxigênio Dissolvido, Transparência e Material em Suspensão.....	96
7.2.2	Concentração de Nutrientes.....	99
a)	Formas Nitrogenadas.....	99

b) Formas Fosfatadas.....	101
8.2.3 Índice de Estado Trófico.....	102
8.3 Variáveis Bióticas da Água.....	103
8.3.1 Concentração de Clorofila- <i>a</i> e Feofitina.....	103
8.3.2 Análise da Densidade de Bactérias.....	103
8.3.3 Análise da Densidade de Protozoários Ciliados e Índice de Saprobidade.....	104
8.3.4 Análises da Densidade de Nanoflagelados.....	107
8.3.5 Análise da Densidade de Rotíferos.....	108
8.3.6 Análise da Densidade de Cladóceros.....	110
8.3.7 Análise da Densidade de Copépodes.....	112
8.4 Experimentos de Bacterivoria.....	114
8.4.1 Bacterivoria com Protozoários.....	114
8.4.2 Bacterivoria com Organismos Metazooplanctônicos.....	118
9. CONCLUSÃO.....	124
10. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	125
APÊNDICE A – Dados Ambientais.....	139
APÊNDICE B – Dados Biológicos.....	140
APÊNDICE C – Dados de Bacterivoria.....	147

1. INTRODUÇÃO

Estudos sobre a estrutura e a dinâmica do plâncton têm despertado o interesse cada vez maior de pesquisadores, pelo fato da comunidade planctônica responder prontamente às mudanças que ocorrem no ambiente, auxiliando no entendimento das interações existentes entre os processos físicos, químicos e biológicos (NOGUEIRA & MATSUMURA-TUNDISI, 1996). Alterações nas relações de equilíbrio entre estes processos podem resultar em profundos impactos sobre os componentes do plâncton, com efeitos, não só sobre a estrutura, mas também na produtividade dos sistemas aquáticos (ROJO *et al.*, 2007).

O plâncton, do grego *plagktón*, que significa “errante ao sabor das ondas”, é constituído por animais e vegetais que não possuem movimentos próprios suficientemente fortes para vencer as correntes que, porventura, se façam sentir na massa de água onde vivem (MORGADO *et al.*, 1997). Os organismos que compõem o plâncton formam a base da rede alimentar de um ecossistema aquático e constituem o fitoplâncton, formado pelas algas; o zooplâncton, formado por animais como protozoários (protozooplâncton), rotíferos e microcrustáceos (metazooplâncton); e o bacterioplâncton, composto por organismos procariontes.

Dentre os organismos planctônicos, as bactérias são consideradas componentes chave das teias alimentares aquáticas, devido à extraordinária diversidade de suas vias metabólicas e sua capacidade de processar substratos orgânicos e inorgânicos com grande eficiência e versatilidade (POMEROY *et al.*, 2007). A função mais clássica das bactérias nos ecossistemas sempre foi a de decomposição da matéria orgânica em gás carbônico e substâncias simples, húmicas e íons. No entanto, outro enfoque sobre seu papel nas teias alimentares microbianas passou a ser acrescentado a essa visão tradicional com o conceito da “alça microbiana” (*microbial loop*), criado por Pomeroy (1974) e aperfeiçoado por Azam *et al.* (1983), no qual, além de decompositor, o bacterioplâncton é um importante agente transformador da matéria orgânica dissolvida (MOD), das teias alimentares microbianas, em matéria orgânica particulada (MOP).

A alça microbiana é tradicionalmente formada principalmente por bactérias e protozoários, mas atualmente sabe-se que ela não pode ser vista de forma independente do restante da teia alimentar, pois é um componente de uma rede trófica microbiana muito mais complexa, formada por interações que incluem não somente protozoários e bactérias, mas todos os organismos procariontes e eucariontes autotróficos e heterotróficos dos sistemas aquáticos (SHERR & SHERR, 1988). Estas interações planctônicas dirigem o fluxo de energia dentro da cadeia trófica microbiana (LOBÃO, 2009) e podem ser a predação

(LANGENHEDER & JURGENS, 2001; ROSELLI, 2008; SACCÀ *et al.*, 2009), o parasitismo (DUFFY *et al.*, 2010), a competição (HIBBING *et al.*, 2010), o comensalismo (BRATBAK & THINGSTAD, 1985), entre outras. Dentre estas interações, a predação é capaz de influenciar a abundância, o tamanho, a composição, o comportamento e a morfologia das presas (ROSELLI, 2008) e constitui o chamado controle *top-down*, que, segundo Wright (1988), juntamente com a disponibilidade de substratos (controle *bottom-up*) é dos principais responsáveis pelo controle das bactérias no plâncton.

No plâncton de ambientes aquáticos, o controle *top-down* é comumente realizado por protozoários e organismos metazooplanctônicos, como rotíferos, cladóceros e copépodes (SACCÀ *et al.*, 2009; AGASILD & NOGES, 2005; ZÖLLNER *et al.*, 2009). Dentre os protozoários, o maior consumo de bactérias ocorre principalmente por parte dos ciliados (ZINGEL *et al.*, 2006) e nanoflagelados heterotróficos (NFH) (CLEVEN & WEISSE, 2001), cuja bacterivoria é vista não apenas como potencial reguladora das comunidades bacterianas, mas como sendo um mecanismo capaz de estimular a atividade bacteriana em muitos habitats, acelerando as taxas de ciclagem da matéria orgânica (MURASE *et al.*, 2006).

Dentre os organismos metazooplanctônicos, rotíferos, cladóceros e copépodes possuem grande representatividade nos corpos de água lênticos do Brasil e do mundo (ROCHA & GÜNTZEL, 1999) e apresentam segundo Lansac-Tôha *et al.* (2001), grande relevância ecológica nos ambientes aquáticos por serem organismos filtradores de material em suspensão de diferentes tamanhos, incluindo desde bactérias até algas filamentosas, utilizando diferentes estratégias na obtenção de alimento. Tanto cladóceros quanto copépodes são os mais importantes componentes do grupo dos crustáceos no zooplâncton de água doce e, além do consumo de bactérias, contribuem também com a predação sobre protozoários ciliados e flagelados (SHERR & SHERR, 2002; ZÖLLNER *et al.*, 2003).

No Brasil, poucos estudos foram conduzidos em ambientes tropicais e subtropicais analisando a comunidade microbiana simultaneamente com o metazooplâncton, principalmente no que diz respeito aos mecanismos de controle populacionais pela predação (*top-down*). Dessa forma, o presente trabalho visou quantificar as taxas de consumo de bactérias *in situ* por protozoários (ciliados e flagelados) e organismos do metazooplâncton (rotíferos, cladóceros e copépodes) a fim de se avaliar a importância dessas populações para o controle bacteriano no plâncton do reservatório do Monjolinho, que é considerado um ambiente representativo de alguns ecossistemas aquáticos brasileiros.

2. JUSTIFICATIVA

A comunidade microbiana e os outros organismos planctônicos têm importante papel em sistemas aquáticos, pois apresentam uma reciprocidade com o meio circundante, respondendo prontamente às mudanças que ocorrem no ambiente. Além disso, a comunidade microbiana planctônica atua na ciclagem de nutrientes e no fluxo de energia, formando a base da rede alimentar dos ecossistemas aquáticos, de forma que os fatores que a afetam podem conseqüentemente afetar toda a teia alimentar, inclusive o homem. Entretanto, apesar de sua importância, a comunidade planctônica é pouco conhecida, devido a diversos obstáculos metodológicos que dificultam seu estudo. No Brasil, poucos estudos foram conduzidos em ambientes tropicais e subtropicais sobre os organismos do plâncton, principalmente no que diz respeito aos mecanismos de controle populacionais pela predação (*top-down*), e grande parte dos estudos existentes analisa apenas os componentes das cadeias tróficas clássicas (fitoplâncton e metazooplâncton) ou da alça microbiana (bacterioplâncton e protozooplâncton) separadamente, dando pouco enfoque às relações tróficas existentes entre eles. Os mecanismos de controle populacionais pela predação são normalmente pouco estudados devido às dificuldades de se introduzir as metodologias de trabalho em programas de coleta e estudo dos ambientes aquáticos. Desse modo, grande parte do conhecimento existente sobre a predação de populações microbianas em ecossistemas aquáticos é baseada em resultados de experimentos *in vitro*, realizados em laboratórios e que não refletem necessariamente as condições encontradas nos ambientes naturais.

No Reservatório do Monjolinho, experimentos *in situ* de bacterivoria por protozoários foram realizados por Hisatugo (2009), que revelou ser a predação o controle dominante sobre as comunidades bacterianas quando comparada ao controle pela disponibilidade de substratos (*bottom-up*) e observou que, além de consumidores de bactérias, tanto protozoários ciliados quanto flagelados sofrem forte pressão de predação por organismos do metazooplâncton. Além do estudo de Hisatugo (2009) outros estudos acerca das comunidades planctônicas já foram realizados no mesmo local, contudo foram poucos os trabalhos que analisaram os componentes das cadeias alimentares tradicionais em conjunto com a alça microbiana, de modo que ainda há muito que ser estudado e entendido sobre a dinâmica da predação por protozoários e organismos metazooplânctônicos nesse reservatório, que pode ser considerado um modelo representativo de alguns ambientes aquáticos brasileiros por ser subtropical, pequeno e raso.

Dessa forma, o presente trabalho pretendeu contribuir com novas informações acerca do controle da predação sobre as comunidades bacterianas no reservatório do Monjolinho, complementando os trabalhos ali já realizados, bem como gerar conhecimentos que ajudarão a interpretar e conhecer os ambientes aquáticos brasileiros.

3. HIPÓTESES

Baseado no exposto anteriormente, este trabalho teve como hipóteses as seguintes colocações:

a) Há variação sazonal na abundância de protozoários e organismos metazooplanctônicos no reservatório do Monjolinho.

b) Os protozoários são controladores da densidade de bactérias no reservatório do Monjolinho.

c) Há variação sazonal nos efeitos de predação (*top-down*) no reservatório do Monjolinho.

4. OBJETIVOS

4.1 Objetivo Geral

Avaliar a importância de protozoários (ciliados e nanoflagelados) e organismos metazooplanctônicos (rotíferos, cladóceros e copépodes) como consumidores de bactérias no reservatório do Monjolinho.

4.2 Objetivos Específicos

a) Analisar a abundância de protozoários (ciliados e nanoflagelados) e organismos metazooplanctônicos (rotíferos, cladóceros e copépodes) no plâncton do reservatório do Monjolinho nos períodos de seca e chuva.

b) Realizar experimentos de bacterivoria *in situ* com protozoários e organismos metazooplanctônicos utilizando bactérias marcadas fluorescentemente (FLB).

c) Determinar as taxas de consumo de FLB por protozoários e organismos metazooplanctônicos, estimando-se as taxas individuais e populacionais de ingestão e remoção de bactérias do ambiente.

d) Analisar e comparar as taxas de ingestão e remoção dos diferentes grupos de organismos estudados nos períodos de seca e chuva.

5. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

5.1 Bacterioplâncton e Rede Trófica Planctônica

Os microrganismos podem ser definidos como sendo organismos procariotos e eucariotos menores que 1 mm e invisíveis a olho nu, podendo ser encontrados em cada um dos três Domínios da vida: Bacteria, Archaea e Eukarya (WEISSE, 2006). Os microrganismos aquáticos, em particular, são taxonomicamente diversos, altamente abundantes e ubíquos.

As bactérias encontram-se entre os seres vivos mais antigos, tendo colonizado nosso planeta há mais de 2 bilhões de anos. Elas compõem uma comunidade bastante complexa, capaz de ocupar os mais diversos tipos de habitat, podendo ocorrer tanto em locais de mais fácil sobrevivência quanto em áreas mais inóspitas, como ambientes anaeróbios, com elevadas temperaturas e biofilmes (DONLAN, 2002).

O bacterioplâncton é composto pelas comunidades bacterianas de hábito planctônico, que geralmente encontram-se com abundância da ordem de 10^6 células mL^{-1} (HOBBIE *et al.*, 1977; AZAM *et al.*, 1983), embora valores da ordem de 10^{10} células mL^{-1} possam ser encontrados em ecossistemas de águas escuras, ricos em compostos húmicos, ou em locais de despejos de esgoto (EDWARDS, 1987). A diversidade metabólica das bactérias é um importante aspecto no ambiente aquático e reflete os seus diferentes papéis no ecossistema. A principal classificação das bactérias no que diz respeito ao metabolismo considera a fonte de carbono; sendo autotróficas aquelas que obtêm o carbono pela redução do gás carbônico e heterotróficas as que o obtêm pela redução de substâncias orgânicas (KALFF, 2001). Elas ainda podem ser classificadas de acordo com a fonte de energia utilizada na oxidação da matéria orgânica (quimiossintetizantes ou fotossintetizantes) e fonte de elétrons necessária ao crescimento (organotróficas ou litotróficas) (KALFF, 2001). Comparativamente a outros organismos, o tempo de duplicação das bactérias é relativamente curto, da ordem de 15 a 20 minutos (PEDROS ALIÓ & GUERREIRO, 1994), embora esse tempo seja geralmente superior a 2 horas na maioria dos ambientes aquáticos (THOMAZ & WETZEL, 1995). Nestes ambientes, elas se encontram entre os menores organismos, medindo, quando planctônicas, de 0,2 a 0,5 μm , mas podendo atingir até 100 μm quando aderidas a superfícies ou sedimentos (STOLP, 1988).

Devido ao reduzido tamanho e dificuldade de estudo, a ecologia e papel das bactérias e outros microrganismos nos sistemas aquáticos sempre foi pouco conhecido. Esse conhecimento só se ampliou nos últimos vinte anos, com o avanço da Ecologia Microbiana. Até então bactérias e fungos vinham sendo vistos somente como responsáveis pela

decomposição da matéria orgânica em gás carbônico e outras substâncias simples, substâncias húmicas e íons, assumindo um papel no retorno de nutrientes aos ecossistemas terrestres e aquáticos em uma cadeia alimentar linear (RACY, 2004). Somente a partir da década de 70, uma nova abordagem sobre o papel dos microrganismos nas teias alimentares começou a tomar forma e alterou a visão tradicional das cadeias tróficas lineares. Em 1974, Pomeroy propôs um novo paradigma para a função dos microrganismos aquáticos, no qual além de decompositores, seriam importantes agentes transformadores da matéria orgânica dissolvida (MOD), das teias alimentares microbianas, em matéria orgânica particulada (MOP), fazendo com que o carbono dissolvido, na forma inacessível aos organismos heterotróficos, fosse reincorporado nas redes alimentares (PERNTHALER, 2005). Este novo paradigma foi consolidado por Azam *et al.* (1983) com a elaboração da hipótese da “alça microbiana” (*Microbial Loop*), que, em resumo propunha um retorno de energia, via bactérias e protozoários, para a teia alimentar planctônica convencional (MOD → Bactérias → Protozoários → Metazoooplâncton). A alça microbiana é considerada o principal caminho para o fluxo de energia em muitos sistemas (COTNER & BIDDANDA, 2002) e considera o bacterioplâncton como fonte de alimento para organismos superiores da cadeia alimentar aquática, assumindo grande importância na transferência de carbono, principalmente em ecossistemas que possuem elevadas concentrações de carbono orgânico dissolvido (COD) e que as bactérias heterotróficas são os organismos responsáveis pela entrada desse carbono nas teias alimentares (THOMAZ, 1999).

Nos sistemas aquáticos, o COD é formado por grande variedade de compostos orgânicos, de origem autóctone e alóctone. Segundo autores da literatura, frações entre 30 e 70% do carbono fixado pela comunidade fitoplânctônica pode ser excretado na forma de COD em alguns ecossistemas (VIEIRA & TEIXEIRA, 1982; GIROLDO & VIEIRA, 1999). Desse carbono, até 91% pode ser assimilado em menos de uma hora pela comunidade bacteriana, o que ocorre devido ao fato desse COD excretado pelo fitoplâncton ser constituído por moléculas pequenas, que constituem uma fração lábil (JENSEN, 1983). A dependência bacteriana sobre o carbono autóctone tem sido evidenciada pelas relações positivas entre o fitoplâncton e o bacterioplâncton (STEWART & FRITSEN, 2004), contudo além do COD autóctone, estudos sugerem fortemente que, em vários ecossistemas aquáticos, fontes alóctones de carbono complementam os requerimentos das comunidades bacterianas (THOMAZ, 1999).

Esta mudança de paradigma, bem como os avanços na Ecologia Microbiana, foi possível, dentre outros aspectos, devido ao desenvolvimento de novas técnicas, voltadas

principalmente para estudos de sistemas aquáticos. Um grande salto qualitativo e quantitativo foi dado quando os métodos, até então aplicados somente por microbiologistas, requerendo meios de cultura e laboratórios assépticos para serem utilizados, foram substituídos por métodos mais simples, que pudessem ser aplicados pelos ecólogos aquáticos diretamente nos ecossistemas (THOMAZ, 1999).

Um dos métodos que revolucionaram os estudos da comunidade bacteriana foi o de contagem direta das bactérias por epifluorescência, utilizando laranja de acridina (HOBBIE *et al.*, 1977) ou DAPI (PORTER & FEIG, 1980) como corantes. Para a análise do bacterioplâncton, esse método consiste na filtração de amostras de água em membranas com porosidade de 0,2 µm, que são tratadas com um dos dois corantes mencionados acima, ambos específicos para o DNA, que fica disperso nas células bacterianas. As bactérias retidas nas membranas são contadas diretamente em microscopia de epifluorescência. Esse método permitiu uma significativa melhoria dos resultados obtidos nas estimativas de biomassa e biovolume bacterianos, bem como na estimativa numérica das amostras (RACY, 2004), fato que representou grande vantagem em relação aos métodos antigos baseados em cultivo.

Com o avanço nas técnicas de estudo de microrganismos, o conceito da alça microbiana foi sendo aperfeiçoado. Entretanto, ainda há muito que ser estudado e entendido sobre os aspectos ecológicos da mesma, como, por exemplo, no que diz respeito ao papel dos vírus e seu possível envolvimento em um “mini-loop” (bactéria → fago → MOD → bactéria) (WOMMACK & COLWELL, 2000) e à existência de muitos organismos mixotróficos em ambientes aquáticos. Atualmente, sabe-se que a alça microbiana é parte de uma rede trófica planctônica muito mais ampla e complexa, formada por interações que incluem desde os vírus, bactérias, algas e protozoários até os organismos zooplânctônicos metazoários.

5.2 Controle das Populações Bacterianas

Vários fatores bióticos e abióticos podem influenciar a abundância e a produtividade das comunidades bacterianas. Dentre os fatores abióticos, destacam-se a temperatura (APPLE *et al.*, 2006; APPLE *et al.*, 2008; POMEROY & WIEBE, 2001) e a disponibilidade de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo (SALA *et al.*, 2002; PINHASSI *et al.*, 2006). A limitação da abundância e atividade bacterianas pela disponibilidade de nitrogênio e fósforo está relacionada ao fato das bactérias utilizarem, muitas vezes, compostos orgânicos pobres nesses nutrientes, necessitando, portanto, absorver os requerimentos adicionais a partir da coluna de água. Segundo Wang *et al.* (1992), a regulação por nutrientes inorgânicos também poderia ser atribuída a uma causa indireta, isto

é, a escassez de nutrientes poderia levar à menor produção primária do fitoplâncton e conseqüentemente à redução dos aportes de COD, essencial para o crescimento bacteriano. Visto que tanto as bactérias como o fitoplâncton absorvem nutrientes a partir da coluna de água, pode-se afirmar que em alguns sistemas, ambas as comunidades competem por nitrogênio e fósforo (WANG *et al.*, 1992). Além da relação direta com os produtores primários, a redução do COD pode estar associada à predação zooplanctônica do fitoplâncton e à radiação solar. O zooplâncton pode ter um papel no rompimento de células algais e conseqüente liberação de COD durante a predação, a excreção direta de COD e a liberação de material fecal (RIEMAN & SONDEGAARD, 1984). A radiação solar, especialmente a ultravioleta, também contribui para o aumento do COD lábil em vários ecossistemas aquáticos, processo este associado à quebra dos compostos húmicos de grande peso molecular nas camadas mais superficiais da coluna d'água (fotodegradação), que resulta no aumento das concentrações de moléculas orgânicas menores, mais facilmente utilizáveis pela comunidade bacteriana, influenciando o ciclo de carbono e as teias alimentares microbianas nos ecossistemas aquáticos (LINDELL *et al.*, 1996).

Além do controle exercido pelos nutrientes inorgânicos, fatores bióticos como a lise viral (MOTEGI *et al.*, 2009; WEINBAUER *et al.*, 2006), algumas interações competitivas entre bactérias e algas (MEDINA-SÁNCHEZ *et al.*, 2004), e a predação (LANGENHEDER & JURGENS, 2001) também regulam o crescimento de populações naturais de bactérias.

A predação pode afetar as comunidades de presas de vários modos. A predação de organismos planctônicos sobre bactérias é considerada um importante fator não só regulador, mas modificador das populações e comunidades bacterianas, capaz de causar impactos diretos sobre sua produção e biomassa, além de ser responsável por diversas mudanças estruturais, morfológicas, fisiológicas e taxonômicas no bacterioplâncton, podendo influenciar, inclusive, a sua diversidade (CORNO *et al.*, 2008, PERNTHALER, 2005; HAHN & HOFLE, 2001). Segundo Wright (1988) a predação e a disponibilidade de recursos atuam simultaneamente no controle da densidade e produtividade bacterianas planctônicas, pois a densidade de bactérias, bem como a densidade do picofitoplâncton e de flagelados e ciliados na alça microbiana são controladas pela combinação do suplemento nutricional, chamado efeito *bottom-up*, e da ação de predadores, chamado efeito *top-down*. Esse modelo de Wright foi baseado em três constatações: (1) a densidade bacteriana é determinada primariamente pela proporção de entrada de substrato para consumo, (2) a produção bacteriana é balanceada por uma combinação de perdas (relacionadas à respiração, morte e consumo) e ocorre numa

proporção dependente da entrada de substrato e do rendimento de crescimento e (3) a concentração de substrato no ambiente é diretamente relacionada com a taxa de consumo (WRIGHT, 1988).

A mortalidade de bactérias por vírus parasitas também tem sido considerada um importante fator controlador da abundância e produção secundária bacteriana. O mecanismo de controle das populações bacterianas por lise viral foi denominado por Bratbak *et al.* (1993) de controle lateral ou efeito *side in*. A lise viral e consecutiva liberação de nutrientes garantem a outras populações a oportunidade de se proliferar, em detrimento da população que sofreu a ação lítica. Isto faz com que os vírus também tenham importante papel na modificação da estrutura da comunidade microbiana (SIMEK *et al.*, 2001).

5.3 Zooplâncton

5.3.1 Protozooplâncton

O termo Protozoa, como táxon, foi introduzido por Goldfuss em 1818 para denominar o sub-reino que incluía os protozoários. Como inicialmente incluía alguns organismos como briozoários, ele foi posteriormente modificado por Von Siebold em 1845 e passou a incluir apenas organismos unicelulares. Entretanto, sabe-se hoje que esse agrupamento taxonômico é artificial, apresentando organismos de diferentes origens filogenéticas (REGALI-SELEGHIM *et al.*, 2010).

Os protozoários são organismos unicelulares eucariontes, com tamanho variando de cerca de 3 μm a 1 cm e que se reproduzem assexuadamente (fissão binária), sexuadamente (conjugação) ou por ambos os processos. Apresentam um ou mais núcleos, podem apresentar estruturas como cílios, flagelos e pseudópodos, que são importantes para as funções de locomoção e alimentação, e muitas espécies são capazes de produzir cistos de resistência frente a condições ambientais desfavoráveis. Estes microrganismos possuem uma considerável diversidade morfológica e fisiológica, apresentando um notável espectro de adaptações para diferentes condições ambientais, ocupando uma grande variedade de nichos ecológicos. Eles ocorrem em todas as latitudes, no mar, em águas doce, salobra e subterrânea, em fontes termais e no solo, podendo ser de vida livre, parasitas, mutualistas ou comensais em plantas e animais. A maioria dos protozoários é aeróbia e de vida livre, embora seja considerável o número de espécies parasitas bem como aquelas que podem crescer em condições de microaerofilia ou anaerobiose (GODINHO & REGALI-SELEGHIM, 1999).

As formas de vida livre são tipicamente encontradas em ambientes aquáticos (lagos, rios, estuários, mares e oceanos) e existem mais espécies marinhas que dulciaquícolas (GODINHO & REGALI-SELEGHIM, 1999). O protozooplâncton de vida livre de água doce é formado pelos ciliados, as amebas com e sem carapaça, os heliozoários e os flagelados. Esses protozoários fazem parte de uma rede alimentar complexa, atuando basicamente como elos de ligação entre a produção bacteriana e os produtores secundários (PORTER *et al.*, 1985) e desempenhando importantes funções no processo de remineralização e na alteração e controle da comunidades bacterianas (SHERR *et al.*, 1987; CORNO *et al.*, 2008).

Os nanoflagelados heterotróficos (NFH) são considerados os principais predadores das bactérias nos sistemas aquáticos (SHERR & SHERR, 2002), no entanto, em alguns sistemas ciliados são extremamente abundantes e podem ser potenciais reguladores da comunidade bacteriana (ZINGEL *et al.*, 2006). A abundância dos NFH em diferentes habitats aquáticos pode variar enormemente, mas ocorre tipicamente em concentrações de 100 a 10.000 células mL⁻¹ no plâncton de lagos, rios e na superfície do mar (BOENIGK & ARNDT, 2002). Estes protozoários são geralmente mais abundantes e menores que os ciliados, servindo muitas vezes como fonte de alimento para ciliados, outros protozoários e organismos do metazooplâncton (ZÖLLNER *et al.*, 2009). Várias espécies de ciliados e flagelados são capazes de consumir algas, cianobactérias e outros protozoários, tendo funções semelhantes às dos organismos metazoários (SHERR *et al.*, 1991). Assim, os protozoários planctônicos têm sido caracterizados como organismos fagotróficos e desprovidos de pigmentos fotossintéticos. Entretanto, é cada vez mais evidente que a mixotrofia e a captação de matéria orgânica dissolvida entre os protistas planctônicos é bem mais ampla e quantitativamente mais importante do que anteriormente se supunha (SHERR & SHERR, 1988).

Em ambientes dominados por protozoários mixotróficos, estes organismos podem favorecer o aumento da produção primária (PIRLOT *et al.*, 2005) e influenciar o “pool” de MOD, vírus e outras partículas de tamanho viral, uma vez que alguns protozoários podem se alimentar destes componentes (GONZÁLEZ & SUTTLE, 1993).

5.3.2 Metazooplâncton

O metazooplâncton é formado predominantemente por rotíferos, cladóceros e copépodes. Os primeiros estudos sobre os rotíferos datam do advento da microscopia, sendo a primeira descrição atribuída a Leeuwenhoek (1632-1723) (NOGRADY *et al.*, 1993). No Brasil, os primeiros estudos sobre rotíferos exploravam aspectos da anatomia de alguns gêneros (NOGRADY *et al.*, 1993) e, embora estes estudos datem do final do século XIX, as

pesquisas sobre estes organismos têm sido tratadas em poucos trabalhos, apresentando inúmeras lacunas, refletindo a falta de especialistas (LUCINDA, 2003). O *phylum* Rotifera compreende aproximadamente 2000 espécies de organismos invertebrados, pseudocelomados, não segmentados, de simetria bilateral e comprimento entre 40 e 2000 μm (LUCINDA, 2003). Possuem corpo alongado ou em forma de saco, coberto ou não por uma lóricas ornamentada, dividido em região anterior ou cabeça, tronco e pé terminal e são caracterizados por possuir uma corona de ciliação circular ou modificada na região anterior, usada para locomoção e/ou alimentação, através de vibrações com aparência rotacional. Outra característica desse grupo é a ocorrência de uma faringe muscular modificada (mástay) com um complexo conjunto de peças duras, que atuam como mandíbula (trophi) (OLIVEIRA-NETO & MORENO, 1999).

Os rotíferos ocorrem, principalmente, em água doce apresentando ampla distribuição ambiental decorrente da grande variabilidade de formas e estruturas acessórias presentes no grupo (cerdas, espinhos, projeções cuticulares, grandes pés adesivos, formato globoso do corpo), propiciando adaptações para a vida planctônica, como livres natantes até litorâneos aderidos às macrófitas aquáticas ou ainda bentônicos, além de viverem em solos úmidos e associados a musgos (OLIVEIRA-NETO & MORENO, 1999). Segundo alguns autores, os rotíferos parecem ser mais abundantes que os cládoceros e copépodos em ambientes eutróficos (NOGUEIRA & MATSUMURA-TUNDISI, 1996; UTZ, 2008). Além disso, por suas características adaptativas amplamente oportunistas, eles se alimentam de detritos, bactérias e algas podem servir de alimento para um grande número de espécies de invertebrados e principalmente para as fases larvais de peixes ou peixes adultos planctívoros.

A maioria dos rotíferos é de hábito solitário, porém, cerca de 25 espécies são coloniais (OLIVEIRA-NETO & MORENO, 1999). Os rotíferos monogonontas possuem ciclo reprodutivo normalmente representado por fêmeas partenogenéticas amíticas, que se reproduzem por ovos diplóides. Em condições ambientais desfavoráveis, fêmeas míticas podem produzir ovos míticos (haplóides), originando machos igualmente haplóides que, por inter-cruzamentos, produzem ovos de resistência ou cistos diplóides (partenogênese cíclica). Machos ocorrem apenas em períodos breves ou podem não ser conhecidos como, por exemplo, entre os Bdelloidea (partenogênese assexuado) (OLIVEIRA-NETO & MORENO, 1999). Por apresentarem taxa reprodutiva muito rápida, os rotíferos disponibilizam permanentemente grande quantidade de alimento renovável, através da eficiente conversão da produção primária em tecido animal assimilável para os consumidores (NOGRADY *et al.*, 1993). Além disso, uma vez que apresentam respostas rápidas às alterações ambientais, os

rotíferos são considerados bons indicadores de poluição e da qualidade de água, podendo ser utilizados em monitoramentos biológicos (LUCINDA, 2003).

Assim como os rotíferos, diversas espécies de cladóceros são também sensíveis indicadoras das condições ambientais e respondem a diversos tipos de impactos, podendo ser utilizadas como bioindicadores (FERDOUS & MUKTADIR, 2009). Os Cladocera são os crustáceos mais evoluídos da Classe Branchiopoda e, também conhecidos como pulgas d'água, constituem um grupo essencialmente de água doce. A maioria das espécies tem tamanho compreendido entre 0,5 e 3 mm, mas algumas podem chegar a 18 mm de comprimento (ROCHA & GÜNTZEL, 1999). Os cladóceros caracterizam-se pela segmentação reduzida do corpo, por apresentarem tórax e abdomen fundidos em um tronco, no qual estão inseridos quatro a seis pares de apêndices na porção anterior e que termina em estrutura denominada pós-abdomen, que contém uma garra terminal. Apresentam uma carapaça única que encerra todo o tronco, mas usualmente não a parte cefálica. A cabeça é uma peça compacta, possuem olhos compostos e ocelos (ROCHA & GÜNTZEL, 1999).

Os levantamentos e as descrições das primeiras espécies de Cladocera no Brasil e também para o estado de São Paulo datam do final do século XIX e início do XX (RICHARD, 1897 *apud* ROCHA & GÜNTZEL, 1999). Segundo Rocha & Güntzel (1999), estimativas apontam que há cerca de 150 espécies no Brasil. Embora a maioria delas possua hábito rastejador ou bentônico, há famílias de hábito predominantemente planctônico, as quais são filtradoras e alimentam-se de bactérias (WORK & HAVENS, 2003; AGASILD & NOGES, 2005), algas e outras partículas em suspensão (LAMPERT, 2006; PAGANO, 2008). Há também organismos que vivem associados ao filme de tensão superficial da água, que pertencem à comunidade do plêuston e que vivem como ectoparasitas. O ciclo de vida dos Cladocera abrange tanto reprodução assexuada por partenogênese quanto reprodução sexuada. Na reprodução sexuada, a fertilização geralmente ocorre na câmara incubadora. Os machos são geralmente produzidos sob condições adversas, tais como superpopulação, baixas temperaturas, redução drástica do nível d'água ou escassez de alimento (ROCHA & GÜNTZEL, 1999).

Juntamente com outros grupos que compõem o zooplâncton, os cladóceros representam o elo intermediário da cadeia alimentar, através do qual a energia armazenada na matéria orgânica produzida pelos produtores secundários flui para os níveis tróficos superiores, chegando até peixes, aves aquáticas e o homem. Seja via herbivoria direta, seja através da alça microbiano, os cladóceros são importantes componentes na rede trófica dos sistemas aquáticos de água doce (ROCHA & GÜNTZEL, 1999).

Assim como os cladóceros, os copépodes planctônicos constituem importante elemento de ligação da cadeia alimentar aquática entre bactérias, algas e protozoários de um lado e de pequenos e grandes predadores (principalmente peixes) do outro lado. Os primeiros estudos sobre Copepoda Calanoida do estado de São Paulo foram feitos por Sars (1901 *apud* MATSUMURA-TUNDISI & SILVA, 1999), que estudou organismos pertencentes à família Diaptomidae. Já os primeiros estudos de Cyclopoida no Brasil foram feitos no final do século XIX, por Dahl (1894 *apud* MATSUMURA-TUNDISI & SILVA, 1999). Os copépodes da ordem Calanoida e Cyclopoida são, na grande maioria, planctônicos, podendo ser encontrados tanto na região limnética como na litorânea de lagos e reservatórios. O corpo nas espécies registradas no Brasil varia de 0,5 a 2 mm e possui, geralmente, coloração marrom, porém, as espécies encontradas em regiões rasas, com muita matéria orgânica, adquirem coloração alaranjada, vermelha ou até azul. Nessas duas ordens, distinguem-se, nitidamente, duas partes do corpo: metasoma e urosoma, que são separadas por uma articulação. A relação entre essas duas partes nos Calanoida é de 2:1 e nos Cyclopoida 1:1. Outra diferença entre esses dois grupos é o tamanho da primeira antena: nos Calanoida, a antena atinge o final do urosoma, enquanto que nos Cyclopoida atinge, no máximo, o final do metasoma (MATSUMURA-TUNDISI & SILVA, 1999).

Os copépodes apresentam ciclo de vida com reprodução sexuada obrigatória, onde os ovos fertilizados eclodem em estágios larvais de vida livre, os náuplios. O cruzamento ocorre após a maturação sexual, que normalmente se dá primeiro nos machos. Os machos são comumente menores e menos numerosos do que as fêmeas e formam espermatóforos que são transferidos para os receptáculos seminais das mesmas por meio de apêndices torácicos, segurando as fêmeas com o auxílio de antenas e patas modificadas. Em geral, um número variável de ovos é depositado no interior de um ou dois ovissacos que ficam presos ao segmento genital feminino, mas podem também, em alguns casos, ser eliminados diretamente na água. Os ovos eclodem em larvas de vida livre, os náuplios, e, durante o seu desenvolvimento, passam por seis instares nauplianos e por mais cinco estágios de copepoditos até chegarem ao estágio adulto, quando cessam as mudas. Cada estágio é facilmente reconhecido por suas características morfológicas. O tempo gasto nesse processo é muito variável e depende de cada espécie e do ambiente em que vivem (MELÃO, 1999).

O hábito alimentar dos Calanoida é filtrador, se alimentando de pequenas partículas (algas e bactérias) que são filtradas pelas setas e sétulas dos apêndices bucais. Os Cyclopoida são considerados predominantemente capturadores, raptorais ou predadores, pois os apêndices bucais estão adaptados a capturar partículas maiores, podendo alimentar-se tanto

de animais de tamanhos variados como de vegetais (MATSUMURA-TUNDISI & SILVA, 1999).

São conhecidas, em nível mundial, 1.050 espécies de Calanoida e Cyclopoida planctônicos de água doce, ou seja, 491 e 559, respectivamente. No Brasil, há registro de 76 espécies, sendo 47 de Calanoida e 29 de Cyclopoida. Em sistemas aquáticos eutrofizados, o grupo dos Cyclopoida geralmente é mais abundante que o dos Calanoida servindo, portanto, como indicativo do grau de trofia do sistema (MATSUMURA-TUNDISI & SILVA, 1999).

6. MATERIAIS E MÉTODOS

6.1 Local de Estudo

O reservatório do Monjolinho é formado pelo represamento do rio Monjolinho e está situado no campus da Universidade Federal de São Carlos, em uma área urbanizada da cidade de São Carlos, São Paulo, Brasil (Figura 1). O reservatório é parte da sub-bacia hidrográfica do rio Monjolinho, que se localiza na região centro-norte do Estado de São Paulo, à aproximadamente 240 Km de distância da capital. A sub-bacia do Monjolinho integra a bacia hidrográfica do rio Jacaré-Guaçu, tributário da margem direita do rio Tietê (ESPÍNDOLA, 2000), e possui área de 273,77 m² e perímetro de 84,75 Km.

A geologia da região da sub-bacia é caracterizada por um mosaico de rochas sedimentares e vulcânicas. O solo predominante é do tipo latossolo e o relevo é formado por uma variedade de formas (colinas, escarpas, planícies) condicionadas pela erosão, a qual atua de forma diferenciada sobre as camadas geológicas de rochas vulcânicas, mais resistentes, e sobre as camadas geológicas sedimentares, menos resistentes (SÉ, 1992).

A sub-bacia localiza-se em uma faixa de transição entre dois grandes domínios morfoclimáticos brasileiros: o Cerrado e Mares de Morros. Nessa zona de transição, a área da sub-bacia apresenta um mosaico de vegetação que inclui florestas semidecíduas, cerrado, cerradão, brejos, pântanos e matas-ciliares (SÉ, 1992).

O clima da região é o subtropical úmido, Cwa, segundo a classificação de Köppen (1931), apresentando inverno seco (abril a setembro) e verão chuvoso (outubro a março). As temperaturas médias mensais são normalmente maiores que 10°C e as temperaturas do mês mais quente são superiores a 22°C.

O reservatório é altamente instável devido a seu curto tempo de retenção, pequena dimensão e profundidade (Quadro 1), precipitação e vento, que afetam as comunidades fitoplanctônicas, metazooplanctônicas (NOGUEIRA & MATSUMURA-TUNDISI, 1996), protozooplanctônicas e bacterioplanctônicas (REGALI-SELEGHIM, 2001; REGALI-SELEGHIM & GODINHO, 2004). Essa alta instabilidade frequentemente promove a ressuspensão do sedimento, que aumenta a quantidade de nutrientes na coluna d'água e favorece a ocorrência de florações algais ao final da estação seca (REGALI-SELEGHIM, 1992).

Quadro 1. Dados físicos do reservatório do Monjolinho.

Reservatório do Monjolinho	
Altitude	816 m
Área	47.157 m ²
Volume	73.251 m ³
Profundidade máx.	3 m
Tempo residência	22,9 dias no período seco 2,1 dias no período chuvoso

Fonte: Nogueira & Matsumura – Tundisi (1994).

6.2 Ponto de Coleta e Período de Amostragem

As coletas e os experimentos de *grazing in situ* foram realizados bimestralmente durante o período de um ano (julho/2010 a maio/2011), que englobou três coletas no período seco (julho/10, setembro/10, maio/11) e três no período chuvoso (novembro/10, janeiro/11, março/11).

Como trabalhos anteriores realizados no reservatório revelaram que o plâncton desse ambiente não apresenta heterogeneidade espacial quanto às variáveis limnológicas e à distribuição do bacterioplâncton, protozooplâncton, fitoplâncton e metazooplâncton (NOGUEIRA & MATSUMURA-TUNDISI, 1996; REGALI-SELEGHIM, 1992, 2001), foi escolhido um ponto central na represa (47° 52' W e 21° 59' S) para a realização das coletas e dos experimentos de *grazing* (Figura 1).

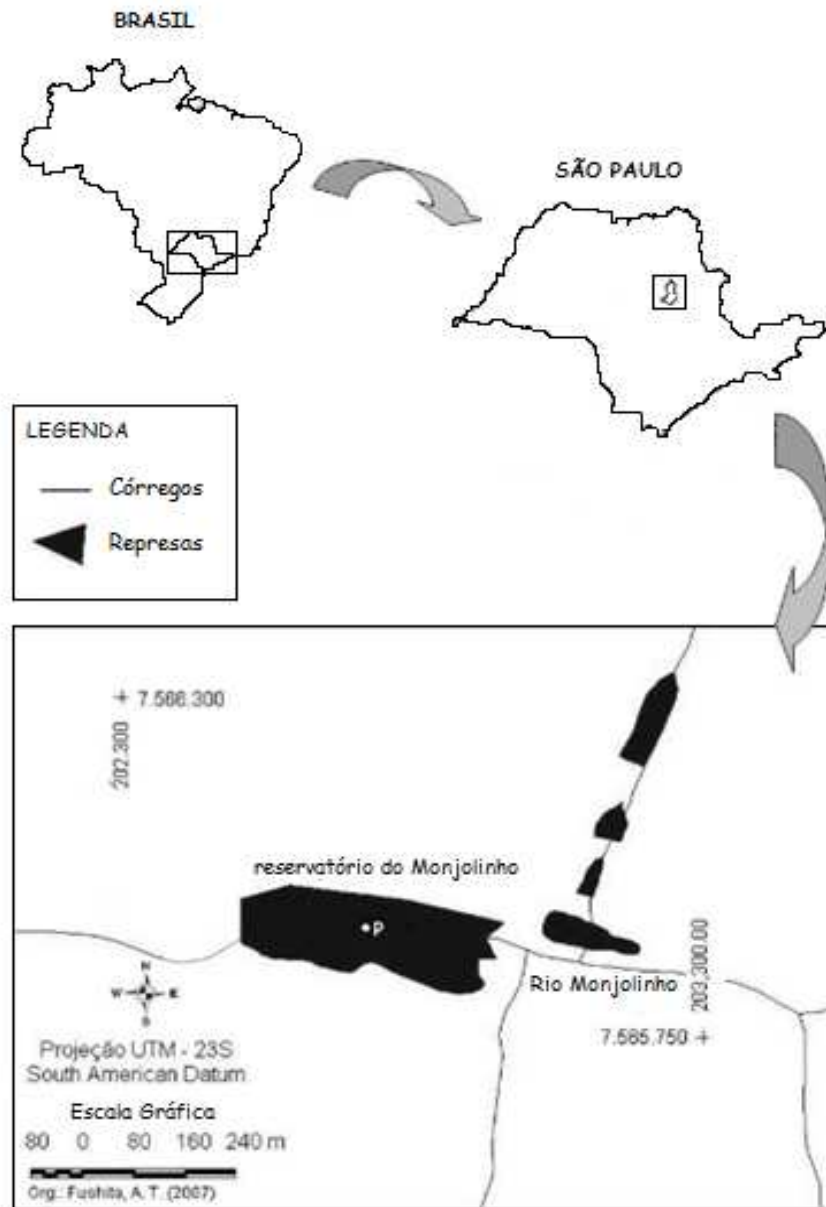


Figura 1. Mapa do reservatório do Monjolinho indicando o ponto de coleta (P).
Fonte: Modificado de Santos (2009).

6.3 Dados Climatológicos

Dados de temperatura do ar e precipitação foram obtidos da Estação Climatológica de São Carlos (São Carlos – SP) através do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

6.4 Variáveis Abióticas da Água

6.4.1 Temperatura, pH, Condutividade, Oxigênio Dissolvido e Transparência

Nos dias de coleta, na superfície do ponto de amostragem, foi utilizado um Multisensor Horiba U-10 e um Disco de Secchi para a análise direta das variáveis mostradas na Tabela 1.

Tabela 1. Variáveis, unidades e metodologias utilizadas para as análises física e química do reservatório do Monjolinho.

Variáveis	Unidades	Metodologia
Temperatura	°C	Multisensor Horiba U-10
pH	-	Multisensor Horiba U-10
Condutividade	$\mu\text{S cm}^{-1}$	Multisensor Horiba U-10
Oxigênio Dissolvido	mg L^{-1}	Multisensor Horiba U-10
Transparência da Água	m	Disco de Secchi

6.4.2 Concentração de Nutrientes e Material em Suspensão

Nos dias de coleta, amostras de água da sub-superfície foram coletadas com o auxílio de uma garrafa de Van-Dorn de 2 L de capacidade para posterior análise laboratorial das concentrações de nutrientes e material em suspensão presentes na água, conforme as metodologias mostradas na Tabela 2.

Tabela 2. Variáveis, unidades, metodologias e referências utilizadas para a caracterização da qualidade da água do reservatório do Monjolinho.

Variáveis	Unidades	Metodologia	Referências
Material em Suspensão	mg L^{-1}	Gravimetria (Filtros GF/C - 45 μm)	Teixeira <i>et al.</i> (1965)
Nitrato	$\mu\text{g L}^{-1}$	Espectrofotometria	Mackereth <i>et al.</i> (1978)
Nitrito	$\mu\text{g L}^{-1}$	Espectrofotometria	Golterman <i>et al.</i> (1978)
Íon Amônio	$\mu\text{g L}^{-1}$	Espectrofotometria	Koroleff (1976)
Nitrogênio Total	mg L^{-1}	Espectrofotometria	Valderrama (1981)
Fosfato Total Dissolvido e Fosfato Inorgânico	$\mu\text{g L}^{-1}$	Espectrofotometria	Strickland & Parsons (1960)
Fósforo Total	$\mu\text{g L}^{-1}$	Espectrofotometria	Valderrama (1981)

6.5 Variáveis Bióticas da Água

6.5.1 Concentração de Clorofila-*a* e Feofitina

A determinação das concentrações de clorofila-*a* e feofitina foram realizadas segundo o método espectrofotométrico de Nush (1980), em que os pigmentos foram extraídos de material retido em membranas de filtração, utilizando-se um solvente orgânico polar (etanol).

Amostras de água coletadas foram filtradas, em duplicatas, em membranas de fibra de vidro (GF-1 Whatman® 47mm), as quais foram secas sobre papel absorvente no escuro, dobradas e guardadas em freezer até o momento da extração.

A extração foi feita em penumbra, através de maceração mecânica das membranas em um almofariz, onde foram colocadas pequenas quantidades de etanol 90% frio e, em seguida, etanol 90% quente (60°C). O macerado de cada amostra e sua réplica foram transferidos para tubos tipo Falcon de fundo cônico, que foram mantidos no escuro, em geladeira por 24 horas. Após esse período cada macerado foi centrifugado a 3 rpm por 20 minutos e o sobrenadante de cada tubo foi retirado (volume extraído) para a leitura em espectrofotômetro. As leituras no espectrofotômetro foram realizadas no comprimento de onda de 750 e 665 nm não acidificado e acidificado. Para o cálculo da clorofila-*a* e feopigmentos utilizou-se as equações de Lorenzen (1967):

$$\text{Clorofila-}a \text{ (}\mu\text{g L}^{-1}\text{)} = \frac{27,91(E_b - E_a) \cdot v}{V}$$

$$\text{Feofitina (}\mu\text{g L}^{-1}\text{)} = \frac{27,91[(1,7 \cdot E_a) - E_b] \cdot v}{V}$$

onde:

E_b = absorbância do extrato a 665nm antes da acidificação menos a absorbância a 750nm;

E_a = absorbância do extrato a 665nm depois da acidificação menos a absorbância a 750nm;

v = volume do extrato (mL);

V = volume da amostra filtrada (L);

27,91 = constante utilizada para o etanol 90% (calculada a partir do coeficiente de absorção específica).

6.5.2 Densidade de Protozoários Ciliados Planctônicos

As amostras de protozooplâncton foram obtidas pela coleta de água da superfície do ponto de amostragem. As amostras para a análise dos protozoários ciliados planctônicos foram fixadas no campo em dois frascos “snap-cap” de 200 mL de volume (réplicas). Cada amostra foi imediatamente fixada com 8,6 mL de solução saturada de cloreto de mercúrio e corada com oito gotas de azul de bromofenol a 0,04% segundo Pace & Orcutt (1981). Após a fixação, as amostras foram transportadas para o laboratório, onde foram estocadas até o momento da análise.

No laboratório, os frascos contendo as amostras foram deixados em repouso sobre local plano para a sedimentação do material particulado por tempo mínimo de 24 horas, determinado segundo Margalef (1969). Por ocasião das análises, o sobrenadante de cada frasco foi descartado e o material restante (concentrado) contado em pelo menos três câmaras de Sedgwick-Rafter de 1 mL, após ser homogeneizado manualmente. As câmaras de Sedgwick-Rafter com as subamostras foram analisadas em microscópio ótico (Leica DMLS, aumento de até 200x) e, concomitantemente as contagens, os protozoários foram identificados ao nível de grupo, gênero e espécie, de acordo com Foissner & Berger (1996) e Foissner *et al.* (1991). Após as contagens, as densidades de protozoários/mL para cada amostra foram obtidas segundo a fórmula:

$$D^* = \frac{v \times dm}{V}$$

onde:

D = densidade (ind mL⁻¹) da amostra;

v = volume (mL) da amostra concentrada;

dm = densidade média de protozoários (ind mL⁻¹) nas câmaras contadas para cada frasco (amostra)

V = volume (mL) de amostra fixada (200 mL).

A densidade foi calculada independentemente para cada amostra (réplicas) e posteriormente foi feita a média para se chegar à densidade média final do ambiente.

A biomassa de ciliados foi obtida utilizando-se os biovolumes celulares convertidos para carbono, através do uso de fatores de conversão proporcionais aos mesmos (PUTT & STOECKER, 1989), multiplicados pelas densidades de ciliados.

6.5.3 Densidade de Bactérias e Nanoflagelados (2 – 20 µm)

As amostras para a estimativa da densidade de bactérias e nanoflagelados foram obtidas pela coleta de água da subsuperfície do ponto de amostragem. Amostras de 100 mL foram acondicionadas em frascos escuros e fixadas no campo com solução de formalina neutra (concentração final 2%), transportadas para o laboratório e conservadas em geladeira, até o momento da contagem.

No momento da contagem, o frasco foi homogeneizado manualmente e alíquotas foram coradas com DAPI (PORTER & FEIG, 1980) e filtradas em membranas de policarbonato pretas (Nuclepore®) de diâmetro de poro de 0,2 µm para a contagem das bactérias e 1 µm para a contagem dos nanoflagelados.

As membranas foram colocadas entre lâmina e lamínula, com o uso de óleo de imersão não fluorescente e as bactérias e os flagelados totais foram contados e medidos 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. Os nanoflagelados autotróficos (NFA) foram quantificados e medidos no microscópio acima descrito, com filtros para luz azul. A estimativa dos nanoflagelados heterotróficos (NFH) foi feita subtraindo-se os nanoflagelados totais do total de nanoflagelados autotróficos. A densidade bacteriana mL⁻¹ e de nanoflagelados 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 contada

A = área de filtração da membrana (mm²)

d = diluição

a = área de um quadrado do retículo

v = volume filtrado da amostra (mL)

Os flagelados (NFA e NFH) foram classificados em três classes, conforme seu tamanho (comprimento), de acordo com Sherr & Sherr (1991) (Quadro 2):

Quadro 2. Classificação dos nanoflagelados em classes de tamanho.

Classes	Tamanho dos Nanoflagelados
Classe I	$\leq 5\mu\text{m}$
Classe II	entre 5 e $10\mu\text{m}$
Classe III	$\geq 10\mu\text{m}$

Fonte: Sherr & Sherr (1991)

Os morfotipos bacterianos foram identificados com base no “fator de forma” (R) (ZARITSKY, 1975 *apud* RACY, 2004), expresso pela relação comprimento/largura, e através deste valor classificados em morfotipos, como mostra o Quadro 3. Os víbrios foram identificados pela sua forma falciforme.

Quadro 3. Classificação dos morfotipos bacterianos.

Morfotipo	R
Cocos	1,0 – 1,25
Cocobacilos	1,26 – 1,75
Bacilos	1,76 – 5,0
Filamentos	> 5,0

Fonte: Zaritsky (1975) *apud* Racy (2004)

As biomassas bacteriana e de nanoflagelados foram obtidas utilizando-se os biovolumes celulares convertidos para carbono, através do uso de fatores de conversão específicos para bactérias (SIMON & AZAM, 1989) e flagelados (RIEMANN *et al.*, 1990), multiplicados pelas densidades de cada grupo de microrganismo.

6.5.4 Densidade de Organismos Metazooplanctônicos (rotíferos, cladóceros, copépodes)

As amostras para a análise da densidade de organismos metazooplanctônicos foram obtidas filtrando-se 100 L de água da subsuperfície da estação de amostragem com rede de plâncton de 40 μm de abertura de malha para rotíferos e de 68 μm de abertura de malha para cladóceros e copépodes. O material filtrado foi acondicionado em frascos de polipropileno e fixado com formaldeído a 4%. No laboratório, rotíferos e indivíduos adultos de cladóceros e copépodos foram quantificados em sua totalidade utilizando-se cubetas de acrílico com fundo quadriculado em um microscópio estereoscópico. A taxonomia dos organismos foi realizada sob microscópio ótico (Leica DMLS, aumento de até 1000x) de

acordo com as descrições da literatura (PONTIN, 1978; ELMOOR-LOUREIRO, 1997; WILSON & YEATMAN, 1959).

A biomassa dos rotíferos foi calculada a partir dos biovolumes celulares de acordo com Bottrell *et al.* (1976). A biomassa de cladóceros e copépodes foi retirada de valores da literatura para o ambiente de estudo (OKANO, 1994).

6.6 Índices Ambientais

6.6.1 Índice de Saprobidade de Pantle & Buck

O índice de saprobidade do ambiente foi calculado a partir das densidades médias (ind mL⁻¹) de cada espécie de protozoário ciliado, segundo Pantle & Buck (1955):

$$ISP B = \frac{\sum (N_i \cdot IS_i)}{\sum N_i}$$

onde:

ISP B = Índice de saprobidade de Pantle & Buck

N = Densidade média individual de cada espécie (ind mL⁻¹)

IS_i = Índice de saprobidade da espécie (obtidos em FOISSNER, 1992)*

* Para espécies que não estavam na lista, utilizou-se o índice de outra espécie do mesmo gênero.

Conforme o valor do ISP B foi possível classificar o corpo de água em uma das seguintes categorias (Quadro 4):

Quadro 4. Classificação dos corpos d'água de acordo com o índice de Saprobidade de Pantle & Buck (1955).

ISP B	Zona de Saprobidade	Classificação da Água
1,0 – 1,5	Oligosapróbica	Limpa
1,5 – 2,5	Beta-mesosapróbica	Moderadamente poluída
2,5 – 3,5	Alfa-mesosapróbica	Poluída
3,5 - ≥ 4,0	Polisapróbica	Fortemente poluída

6.6.2 Índice de Estado Trófico (IET)

Foi utilizado o índice de estado trófico de Carlson (1977) modificado por Toledo *et al.* (1983), que utiliza os dados de transparência da água obtidos pelo Disco de Secchi, concentração de fósforo total, fosfato total dissolvido e clorofila-*a*, conforme a equação:

$$\text{IET médio} = \{ \text{IET (S)} + 2x [\text{IET (PT)} + \text{IET (PO}_4\text{)} + \text{IET (Cla)}] \} / 7$$

onde: $\text{IET (S)} = 10 \times \{ 6 - [(0,64 + \ln S) / \ln 2] \}$

$$\text{IET (PT)} = 10 \times \{ 6 - [\ln (80,32/\text{PT}) / \ln 2] \}$$

$$\text{IET (PO}_4\text{)} = 10 \times \{ 6 - [(\ln 21,67 / \text{PO}_4) / \ln 2] \}$$

$$\text{IET (Cla)} = 10 \times \{ 6 - [(2,04 - 0,695 \ln \text{Cla}) / \ln 2] \}$$

Conforme o valor do índice foi possível classificar o corpo de água em uma das quatro categorias distintas para classificação do estado trófico (Quadro 5):

Quadro 5. Classificação dos corpos d'água de acordo com o índice de estado trófico de Carlson (1977) modificado por Toledo *et al.* (1983).

Estado Trófico	Índice de Estado Trófico
Oligotrófico	< 44
Mesotrófico	44 – 54
Eutrófico	54 - 74
Hipereutrófico	> 74

6.7 Experimentos de Bacterivoria (*grazing*)

6.7.1 Preparo das FLB

O método utilizado para a marcação de bactérias (FLB) foi baseado na técnica descrita por Sherr *et al.* (1987). O corante utilizado foi o fluorocromo 5-(4,6-diclorotriazina-2yl) aminofluoresceína (DTAF) que foi incorporado por bactérias cultivadas em laboratório. Para esse trabalho foram utilizadas bactérias da espécie *Escherichia coli*, que apresentam reação Gram-negativa, possuem a forma de bacilo e são aeróbias ou anaeróbias facultativas, o que as torna muito comuns e capazes de se adaptar a uma grande variedade de ambientes. A

escolha da bactéria se baseou principalmente no fato de seu tamanho se assemelhar ao tamanho médio das bactérias encontradas na represa do Monjolinho, onde foram executados os experimentos de bacterivoria, e no fato do próprio reservatório conter elevada densidade populacional de *E. coli*.

Para o cultivo da bactéria, uma alça padrão de *E. coli* em cultura foi inoculada em 40 mL de Caldo Sintético (SILVA, 2008). O Caldo Sintético foi preparado dissolvendo-se 2,36 g de sulfato de amônio ((NH₄)₂SO₄), 2,5 g de cloreto de sódio (NaCl), 1 g de glicose (C₆H₁₂O₆) e 1,369 g de fosfato ácido de potássio (KH₂PO₄) em 500 mL de água destilada. O pH da mistura foi ajustado para 6,9. Após a inoculação de *E. coli*, 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 cepa bacteriana utilizada, nessas condições de cultivo, foi determinada a partir de curva de crescimento elaborada por Silva (2008) e se situa entre 3 e 5 horas.

A suspensão foi centrifugada (5.410 x g por 5 minutos) e os pellets ressuspensos em 10 mL de tampão fosfato salino estéril (7,1 g Na₂HPO₄ e 0,85 g NaCl em 100 mL de água destilada; pH 9). Posteriormente, 2 mg do corante DTAF foram adicionados diretamente 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 lavadas três vezes com 10 mL de solução salina tamponada (0,85% NaCl). 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[®]), de 2 mL de capacidade. Os criotubos foram vedados e estocados, congelados 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 em criotubo foi reservada para a determinação da concentração de FLB. Para isso, a amostra em criotubo foi descongelada e uma alíquota de 50 µl da suspensão de FLB 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 (ultra-som ultracleaner 1400, marca Unique) e filtrada em uma membrana de 0,2 µm de poro para enumeração em microscopia de epifluorescência. A densidade bacteriana foi calculada segundo a equação de Jones (1979), já descrita (Item 5.5.3).

6.7.2 Experimentos de Bacterivoria com Protozoários

Para os experimentos de bacterivoria *in situ* com protozoários, dois frascos plásticos com tampa de rosca de 1 L (pré-lavados com ácido clorídrico (10%) e enxaguados abundantemente com água deionizada) contendo 900 mL de amostra não filtrada d'água da superfície do reservatório foram incubados previamente em temperatura *in situ* por 15 minutos para permitir a recuperação dos protozoários do estresse causado pela manipulação.

Um frasco foi utilizado para o experimento de bacterivoria de flagelados e o outro para ciliados. Para a avaliação da bacterivoria dos flagelados foram adicionadas FLB sonicadas na proporção de 30% da densidade bacterioplânctônica do ambiente (ou seja, 9×10^5 FLB mL⁻¹) e para os ciliados foram adicionadas FLB na proporção de 5% (ou seja, $1,5 \times 10^5$ FLB mL⁻¹).

Depois da adição das bactérias marcadas, os frascos foram levemente agitados manualmente para a homogeneização e foram incubados. Uma subamostra de 100 mL de volume, para contagem de protozoários e determinação de ingestão de bactérias marcadas, foi tomada de cada frasco a 0, 10, 20 e 30 minutos. As subamostras foram imediatamente fixadas segundo Sherr & Sherr (1993) por adição de 50 µL de solução alcalina de Lugol 0,5%, seguido de 2,5 mL de Formalina tamponada com bórax e clareadas com 100 µL de solução de Tiosulfato de Sódio a 3%, para a observação em microscopia de epifluorescência.

No laboratório, 20 mL de cada subamostra foram corados com o fluorocromo 4',6'-diamidino-2-phenilindol (DAPI), filtradas em membranas de polycarbonato pretas (Nuclepore®) de 0,8 µm de diâmetro de poro e analisadas em microscópio de epifluorescência Olympus BHS-313, equipado com luz de mercúrio HBO 200 e conjunto de filtros para luz UV e luz azul, em aumento de 1250x. Os protozoários foram localizados utilizando o conjunto de filtros para luz UV e, em seguida, os filtros para a luz azul foram utilizados para analisar os vacúolos da célula para a avaliação da ingestão das FLB. Pelo menos 20 ciliados e 40 flagelados foram analisados por membrana. Informações sobre a morfologia e tamanho dos protozoários e bactérias foram concomitantemente obtidas durante a análise.

Algumas subamostras foram selecionadas para a avaliação da quantidade efetiva adicionada de FLB. Para isso, alíquotas dessas subamostras foram filtradas em membranas pretas de polycarbonato (Nuclepore®) de 0,2 µm de diâmetro de poro e quantificadas em microscopia de epifluorescência sob luz azul.

6.7.3 Experimentos de Bacterivoria com Organismos Metazooplanctônicos

Para os experimentos de bacterivoria *in situ* com organismos metazooplanctônicos dois frascos plásticos com tampa de rosca de 1 L (pré-lavados com ácido clorídrico (10%) e enxaguados abundantemente com água deionizada) contendo 800 mL de amostra d'água da superfície do reservatório foram incubados previamente em temperatura *in situ* por 15 minutos para permitir a recuperação dos organismos do estresse causado pela manipulação. Um frasco foi utilizado para o experimento de bacterivoria de rotíferos e o outro para cladóceros e copépodes. Cem litros de água da superfície da estação de amostragem foram filtrados com rede de plâncton de 40 µm de abertura de malha para rotíferos e 68 µm de abertura de malha para cladóceros e copépodes, e o conteúdo filtrado foi adicionado aos 800 mL de amostra d'água contidos em cada frasco.

Para a avaliação da bacterivoria dos organismos metazooplanctônicos foram adicionadas aos frascos FLB sonicadas na proporção de 10% da densidade bacterioplanctônica do ambiente (ou seja, 3×10^5 FLB mL⁻¹). Após a adição das FLB, cada frasco foi levemente agitado para a homogeneização e incubado. Uma subamostra de 100 mL, para contagem dos organismos e determinação da ingestão dos marcadores, foi tomada de cada frasco a 0, 1, 2 e 3 minutos. As subamostras foram então imediatamente filtradas com filtros de PVC de rede 15 µm de diâmetro de poro, anestesiadas com água mineral gaseificada Schincariol®, para impedir a evacuação de seu conteúdo intestinal, e fixadas com formaldeído a 4%.

No laboratório, 30 mL das subamostras para análise de rotíferos foram filtradas em membranas de policarbonato pretas (Nuclepore®) de 10 µm de diâmetro de poro e analisadas em microscópio de epifluorescência Olympus BHS-313, equipado com luz de mercúrio HBO 200 e conjunto de filtros para luz UV e luz azul, em aumento de 1250x. Os rotíferos foram localizados utilizando o conjunto de filtros para luz UV e, em seguida, os filtros para a luz azul foram utilizados para analisar interior dos organismos para a avaliação da ingestão das FLB. Pelo menos 20 rotíferos foram analisados por membrana e informações sobre a taxonomia dos organismos foram concomitantemente obtidas durante a análise.

As subamostras para a análise de cladóceros e copépodes foram despejadas em cubetas de acrílico com fundo quadriculado e, com o auxílio de pipetas de Pasteur, os organismos foram pescados e colocados sobre membranas de policarbonato pretas (Nuclepore®) de 10 µm de diâmetro de poro. Nas membranas, os cladóceros foram dissecados, retirando-se cuidadosamente a carapaça, com o uso de microscópio estereoscópio.

As membranas foram então posicionadas entre lâmina e lamínula, com 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 trato digestivo dos organismos. Apenas indivíduos adultos foram considerados e pelo menos 10 cladóceros e copépodes adultos foram analisados por membrana. Informações sobre a taxonomia dos organismos foram concomitantemente obtidas durante a análise.

Algumas subamostras dos frascos de rotíferos, cladóceros e copépodes foram selecionadas para a avaliação da quantidade efetiva adicionada de FLB. Para isso, alíquotas dessas subamostras foram filtradas em membranas pretas de policarbonato de 0,2 μm de diâmetro de poro e quantificadas em microscopia de epifluorescência sob luz azul.

6.7.4 Forma de Análise dos Experimentos de Bacterivoria

A relação entre o número de FLB organismo⁻¹ e o tempo de incubação foi analisada graficamente. Encontrou-se um aumento linear da relação até um determinado momento, quando a redução da relação significou digestão/egestão. A taxa de consumo das FLB pelos organismos encontrados foi obtida pela regressão da parte linear da curva. A taxa de ingestão de bactérias (bact ind⁻¹ h⁻¹) foi obtida multiplicando-se a taxa de consumo pela razão entre a densidade bacterioplancônica do ambiente e densidade de FLB adicionada aos frascos. A taxa de remoção de bactérias (nL ind⁻¹ h⁻¹) foi obtida dividindo-se a taxa de consumo pela concentração 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 ingestão da população analisada por hora (bact mL⁻¹ h⁻¹) (SHERR & SHERR, 1993).

6.8 Análises Estatísticas

A análise de agrupamento (distância euclidiana) foi utilizada para verificar a similaridade entre as variáveis ambientais do reservatório. As possíveis diferenças nas populações planctônicas entre os períodos seco e chuvoso foram analisadas pelos testes T de Student e F de Fisher com nível de significância $\alpha = 0,05$. Potenciais relações entre as diferentes variáveis estudadas foram testadas pelo teste de correlação de Pearson (r) com $p < 0,05$. Todas as análises estatísticas foram feitas utilizando o software XLStat Pro (2008).

7. RESULTADOS

7.1 Dados Climatológicos

Com base nos dados obtidos da Estação Climatológica de São Carlos (São Carlos – SP) foram calculadas as médias mensais de temperatura do ar (°C) e a precipitação acumulada (mm) de julho de 2010 a junho de 2011, englobando o período referente a este estudo. Os dados obtidos estão apresentados na Figura 2. Nota-se que de outubro a março as temperaturas tornam-se pouco mais elevadas e a pluviosidade aumenta, caracterizando um verão chuvoso. A temperatura atmosférica média anual referente a esse período chuvoso foi 22,7 °C e a precipitação média acumulada referente a esse período foi 225 mm. Já de abril a setembro as temperaturas atmosféricas são mais baixas e a pluviosidade diminui, caracterizando um inverno seco, cuja temperatura atmosférica média anual foi 19,9 °C e a precipitação média acumulada 47 mm.

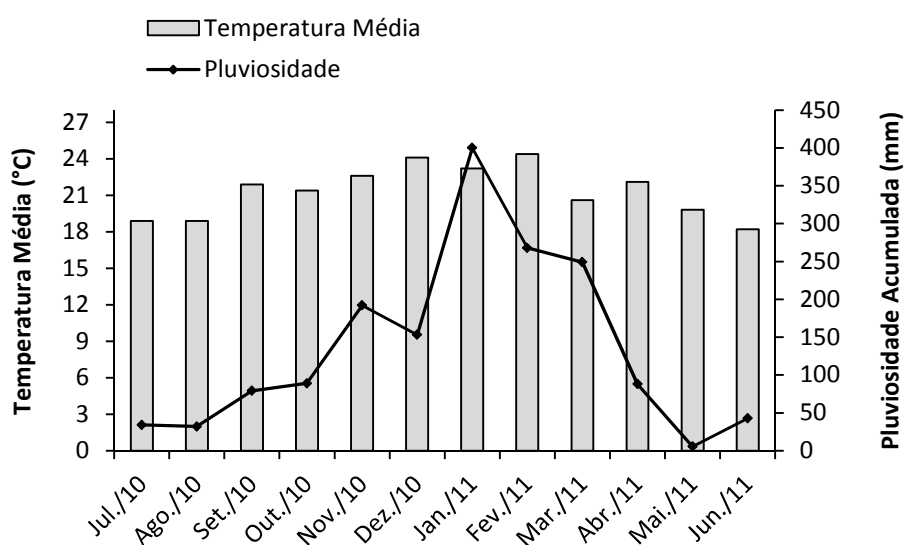


Figura 2. Distribuição dos valores médios de temperatura atmosférica (°C) e pluviosidade acumulada (mm) de julho/10 a junho/11 no reservatório do Monjolinho.

7.2 Variáveis Abióticas da Água

A análise de agrupamento separou as variáveis ambientais do reservatório (variáveis abióticas e *clarofila-a*) em dois grupos distintos, um referente ao período seco (julho, setembro e maio) e outro referente ao período chuvoso (novembro, janeiro e março), seguindo o padrão de variação sazonal da região ao longo do ano.

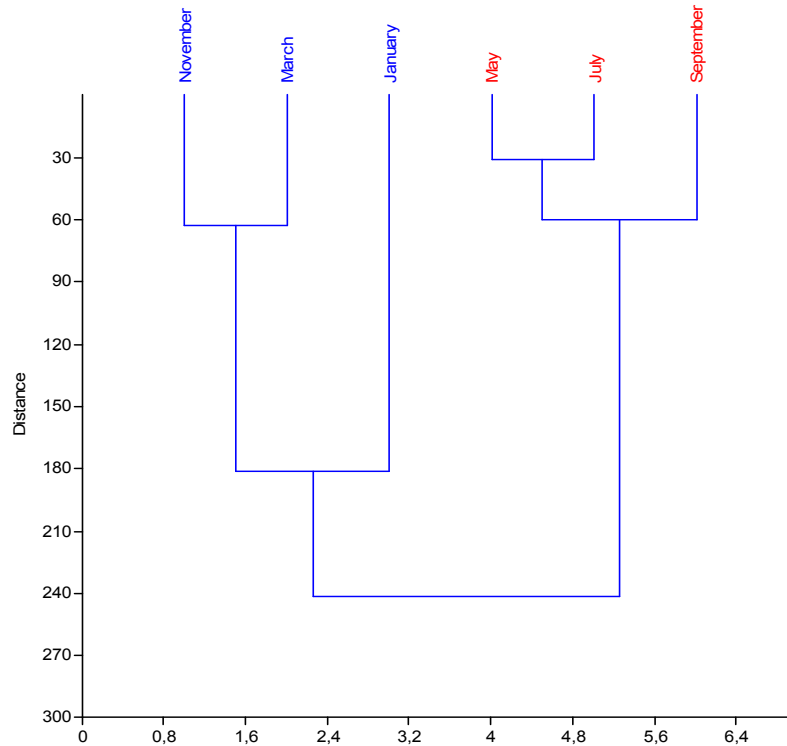


Figura 3. Análise de agrupamento (distância Euclidiana) das variáveis ambientais (variáveis abióticas e clorofila-*a*) do reservatório do Monjolinho.

7.2.1 Temperatura, pH, Condutividade, Oxigênio Dissolvido e Transparência

A transparência da água média (\pm DP) referente ao período chuvoso (novembro, janeiro e março) foi 0,7 m (\pm 0,29) e a média referente ao período seco (julho, setembro e maio) foi 0,8 m (\pm 0,24). Os valores médios de transparência da água e as profundidades máximas da coluna d'água encontradas nos dois períodos são mostradas na Figura 4.

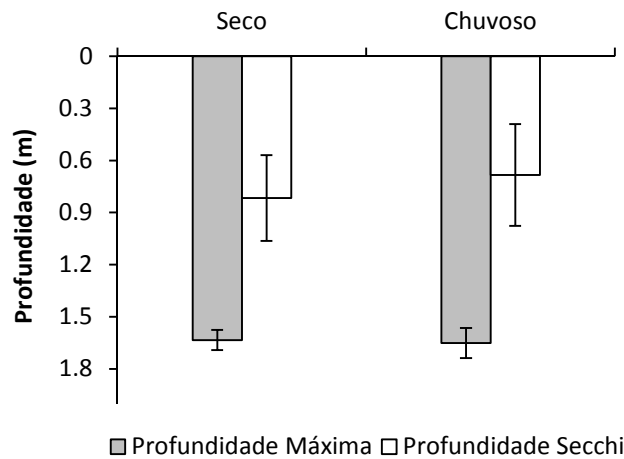


Figura 4. Valores de transparência (profundidade do disco de Secchi) (m) e profundidade máxima (m) da coluna d'água do reservatório do Monjolinho, durante os períodos seco e chuvoso.

Os valores médios de temperatura da água, pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido encontrados nos períodos seco e chuvoso são mostrados na Figura 5. Os valores destas variáveis em cada mês de estudo são mostrados no Apêndice A.

Com exceção do oxigênio dissolvido, cujas concentrações foram maiores no período seco, todas as outras variáveis físico-químicas apresentaram valores mais elevados no período chuvoso. A concentração de oxigênio dissolvido média (\pm DP) referente ao período chuvoso foi $2,6 \text{ mg L}^{-1}$ ($\pm 1,5$) e a média do período seco foi $6,0 \text{ mg L}^{-1}$ ($\pm 4,6$).

Com relação à temperatura da água, o valor médio (\pm DP) referente ao período seco foi $21,2 \text{ }^\circ\text{C}$ ($\pm 3,4$) e a média referente ao período chuvoso foi $25,1 \text{ }^\circ\text{C}$ ($\pm 2,8$). Já a condutividade elétrica média do período seco foi $36,3 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$ ($\pm 5,5$) e a média do período chuvoso $40 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$ (± 10). O pH da água manteve-se relativamente constante e levemente ácido durante todo o período de estudo, sendo a média do período chuvoso igual a $6,4$ ($\pm 0,3$) e a do período seco igual a $6,3$ ($\pm 0,7$).

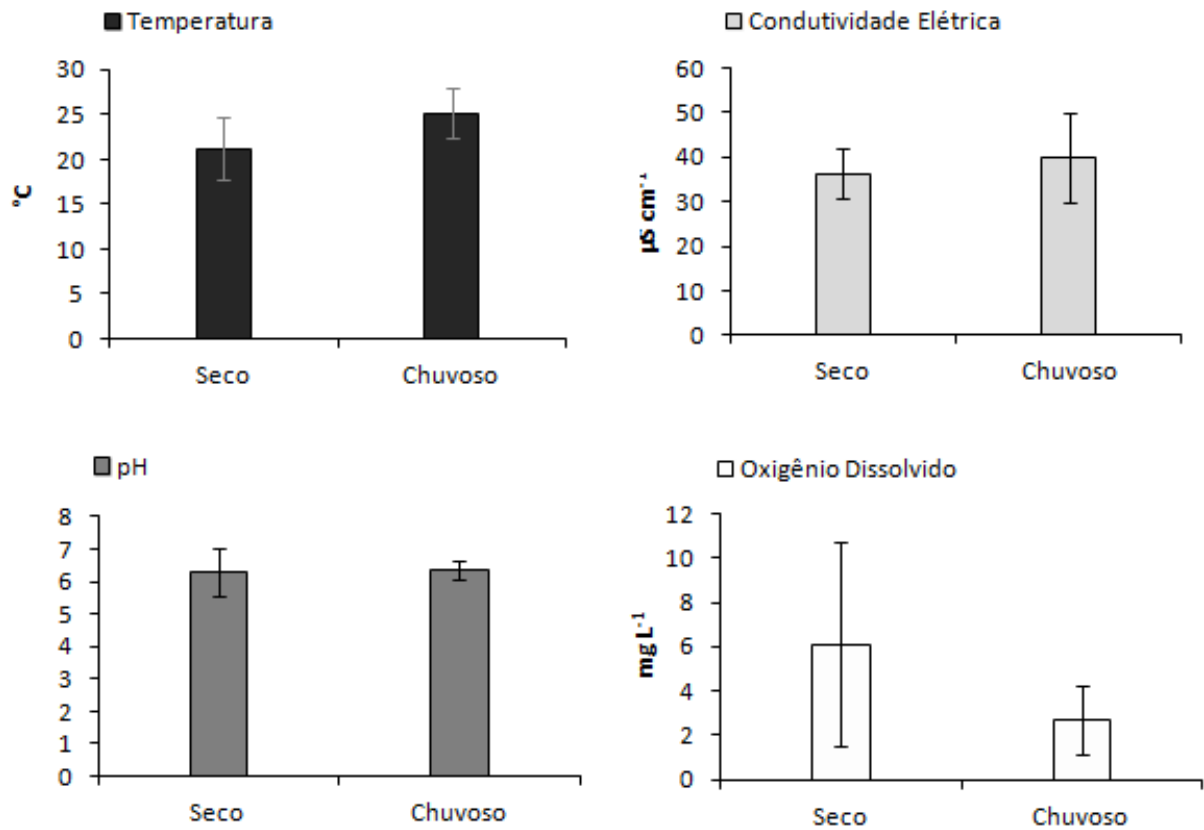


Figura 5. Valores médios de temperatura da água (°C), pH, condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) e oxigênio dissolvido (mg L^{-1}) no reservatório do Monjolinho durante os períodos seco e chuvoso.

7.2.2 Material em Suspensão

As concentrações médias para o período seco e chuvoso de material em suspensão total, orgânico e inorgânico estão representadas na Figura 6. Os valores destas variáveis em cada mês de estudo são mostrados no Apêndice A.

O maior valor médio de material em suspensão orgânico ($\pm\text{DP}$) foi observado no período chuvoso ($4,0 \text{ mg L}^{-1}$, $\pm 2,5$), assim como o material inorgânico ($11,7 \text{ mg L}^{-1}$, $\pm 11,0$). Com isso, esse período apresentou a maior concentração média de material em suspensão total ($15,7 \text{ mg L}^{-1}$, $\pm 13,6$). No período seco, a concentração média de material em suspensão orgânico foi $3,0 \text{ mg L}^{-1}$ ($\pm 1,7$) e inorgânico $5,2 \text{ mg L}^{-1}$ ($\pm 1,0$). A concentração média de material em suspensão total nesse período foi $8,2 \text{ mg L}^{-1}$ ($\pm 1,2$).

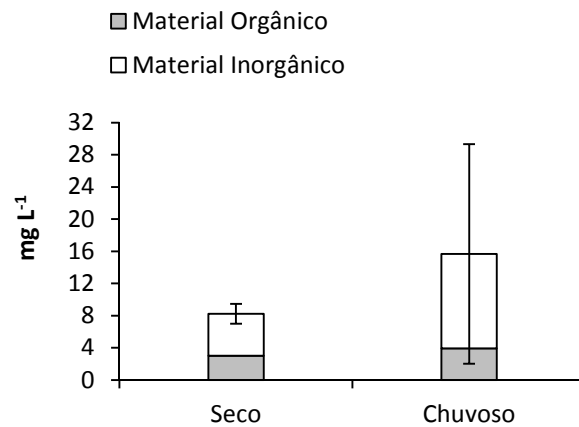


Figura 6. Concentração média do material em suspensão total (mg L^{-1}) e suas frações orgânica e inorgânica (mg L^{-1}) no reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso.

7.2.3 Concentração de Nutrientes

a) Formas Nitrogenadas

Os valores médios das concentrações de nutrientes nitrogenados nos períodos seco e chuvoso são mostrados na Figura 7. Os valores exatos destas variáveis em cada mês de estudo são mostrados no Apêndice A.

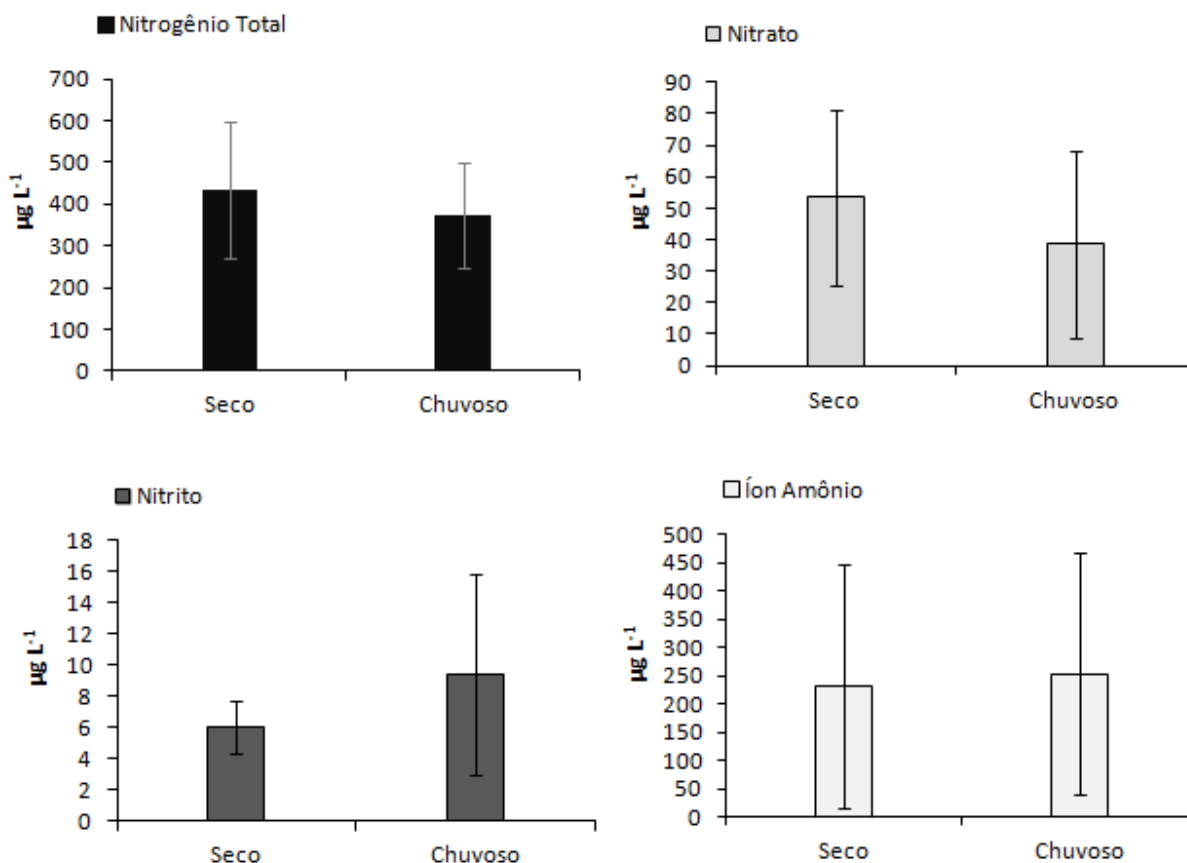


Figura 7. Concentrações médias de nitrogênio total ($\mu\text{g L}^{-1}$), nitrito ($\mu\text{g L}^{-1}$), nitrato ($\mu\text{g L}^{-1}$) e íon amônio ($\mu\text{g L}^{-1}$) no reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso.

Os maiores valores médios de nitrogênio total e nitrato ($\pm\text{DP}$) ocorreram no período seco ($435,4 \mu\text{g L}^{-1} (\pm 164)$ e $53,4 \mu\text{g L}^{-1} (\pm 27,8)$, respectivamente) em comparação ao período chuvoso ($374,3 \mu\text{g L}^{-1} (\pm 126,5)$ e $38,5 \mu\text{g L}^{-1} (\pm 29,6)$, respectivamente). Já as maiores concentrações médias de nitrito e íon amônio ocorreram no período chuvoso ($9,4 \mu\text{g L}^{-1} (\pm 6,4)$ e $252,7 \mu\text{g L}^{-1} (\pm 213,5)$, respectivamente) em comparação ao seco ($6,0 \mu\text{g L}^{-1} (\pm 1,6)$ e $231,4 \mu\text{g L}^{-1} (\pm 216,0)$, respectivamente).

b) Formas Fosfatadas

Os valores médios das concentrações de nutrientes fosfatados nos períodos seco e chuvoso são mostrados na Figura 8 e os valores destas variáveis em cada mês de estudo são mostrados no Apêndice A.

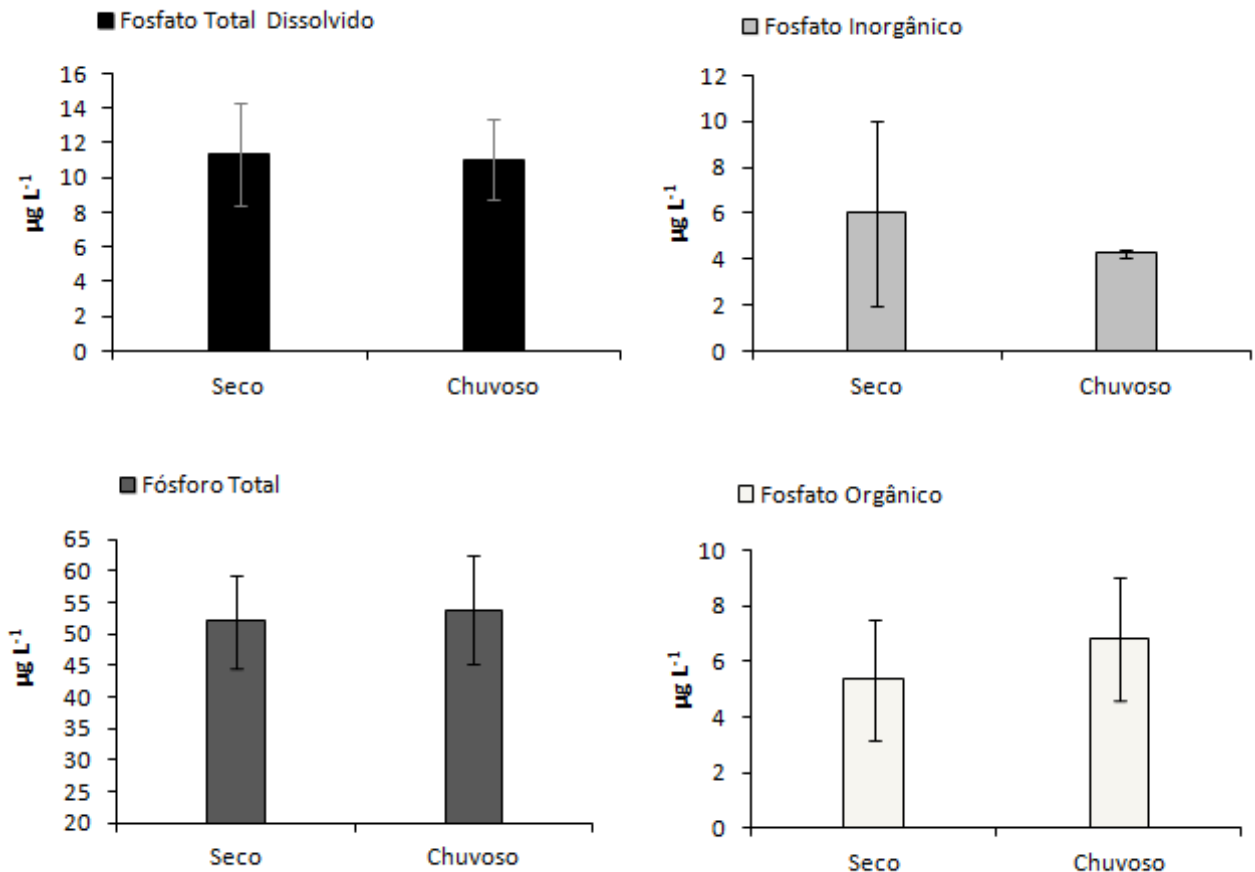


Figura 8. Concentrações médias de fosfato total dissolvido ($\mu\text{g L}^{-1}$), fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$), fosfato inorgânico ($\mu\text{g L}^{-1}$) e fosfato orgânico ($\mu\text{g L}^{-1}$) no reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso.

As concentrações médias de fosfato total dissolvido e fosfato inorgânico ($\pm\text{DP}$) foram maiores no período seco ($11,4 \mu\text{g L}^{-1} (\pm 2,9)$ e $6,0 \mu\text{g L}^{-1} (\pm 4,0)$, respectivamente) em comparação ao período chuvoso ($11,0 \mu\text{g L}^{-1} (\pm 2,3)$ e $4,2 \mu\text{g L}^{-1} (\pm 0,2)$, respectivamente). Já as concentrações médias de fosfato orgânico e fósforo total foram maiores no período chuvoso ($6,8 \mu\text{g L}^{-1} (\pm 2,2)$ e $53,8 \mu\text{g L}^{-1} (\pm 8,6)$, respectivamente) em comparação ao seco ($5,3 \mu\text{g L}^{-1} (\pm 2,2)$ e $52,0 \mu\text{g L}^{-1} (\pm 7,3)$, respectivamente).

7.3 Variáveis Bióticas da Água

7.3.1 Clorofila-*a* e Feofitina

Os valores médios das concentrações de clorofila-*a* e feofitina obtidos para os períodos seco e chuvoso estão apresentados na Figura 9 e os valores destas variáveis em cada mês de estudo são mostrados no Apêndice A.

Os valores de feofitina foram maiores que os de clorofila-*a* nos dois períodos. No período chuvoso, registrou-se o maior valor médio (\pm DP) de feofitina ($7,4 \mu\text{g L}^{-1}$, $\pm 6,0$). Nesse período a concentração média de clorofila-*a* foi $6,4 \mu\text{g L}^{-1}$ ($\pm 3,2$). No período seco, o valor médio de clorofila-*a* registrado foi $1,9 \mu\text{g L}^{-1}$ ($\pm 1,2$) e o valor médio de feofitina foi $6,9 \mu\text{g L}^{-1}$ ($\pm 5,4$) sendo esse o período de maior diferença entre as concentrações de clorofila-*a* e feofitina.

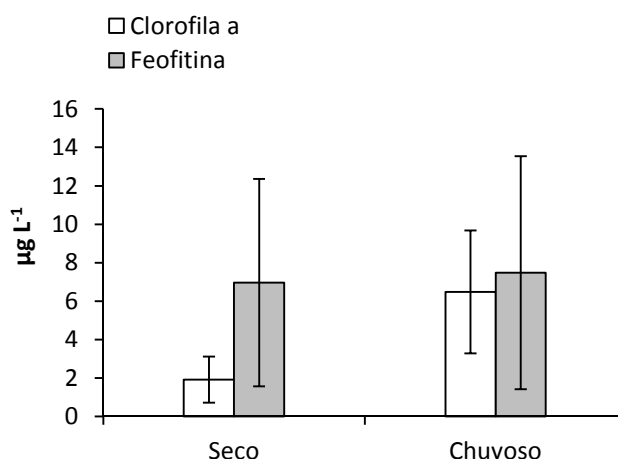


Figura 9. Concentrações médias de clorofila-*a* ($\mu\text{g L}^{-1}$) e feofitina ($\mu\text{g L}^{-1}$) no reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso.

7.3.2 Densidade e Biomassa de Bactérias

Os testes T de Student e F de Fisher mostraram que não houve diferenças significativas nas populações bacterianas entre os períodos seco e chuvoso em termos de densidade e biomassa (Tabela 1 - Apêndice B). A densidade bacteriana média (\pm DP) do reservatório foi $4,7 \times 10^6 \text{ cel mL}^{-1}$ ($\pm 2,3 \times 10^6$), e a biomassa bacteriana média foi $319,4 \mu\text{g C L}^{-1}$ ($\pm 8,31$). Os valores das densidades e biomassas bacterianas no reservatório em cada mês de estudo estão mostrados no Apêndice B.

Os testes T e F também não mostraram diferenças significativas nos morfotipos bacterianos encontrados entre os períodos seco e chuvoso. A forma bacilar foi a que predominou durante o ano em termos de abundância relativa e biomassa, tendo representado 39% da densidade bacteriana média do reservatório e 49% da biomassa bacteriana. O segundo morfotipo mais abundante no reservatório foi o cocobacilar, tendo representado 25% da densidade e 13% da biomassa bacterianas (Figura 10). Os valores de densidade (cel mL^{-1}) de cada morfotipo bacteriano encontrado no reservatório em cada mês de estudo são mostrados no Apêndice B.

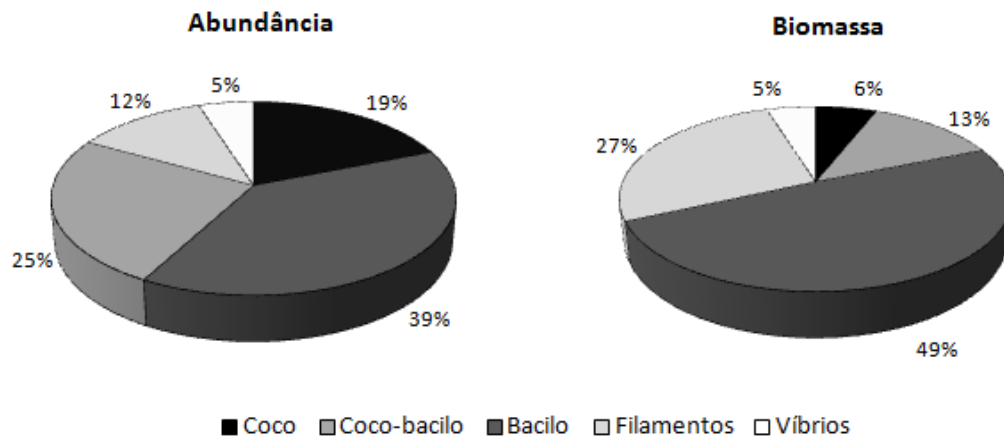


Figura 10. Abundância relativa média (%) e biomassa relativa média (%) de cada morfotipo bacteriano encontrado no reservatório do Monjolinho no período de estudo.

7.3.3 Densidade e Biomassa de Protozoários Ciliados

Os testes T e F mostraram que houve diferenças significativas nas populações de protozoários ciliados entre os períodos seco e chuvoso em termos de densidade e biomassa (Tabela 1 - Apêndice B). Os valores das densidades e biomassas médias de ciliados referentes aos dois períodos são mostrados na Figura 11. A densidade e biomassa médias de ciliados (\pm DP) no período seco foram $7,0 \text{ ind mL}^{-1}$ ($\pm 3,2$) e $350,7 \mu\text{g C L}^{-1}$ (± 251), respectivamente. A densidade e biomassa médias no período chuvoso foram 31 ind mL^{-1} ($\pm 22,4$) e $360,1 \mu\text{g C L}^{-1}$, ($\pm 298,2$), respectivamente. O biovolume médio dos ciliados referente ao período seco foi $8,1 \times 10^4 \mu\text{m}^3$ ($\pm 1,4 \times 10^4$) e o referente ao período chuvoso foi $8,5 \times 10^4 \mu\text{m}^3$ ($\pm 1,6 \times 10^4$). A densidade média anual de ciliados foi 19 ind mL^{-1} e a biomassa média anual foi $355,4 \mu\text{g C L}^{-1}$.

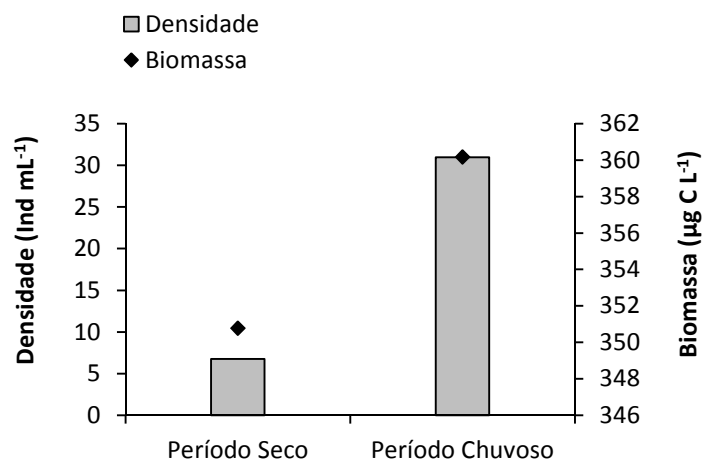


Figura 11. Densidade (ind mL^{-1}) e biomassa ($\mu\text{g C L}^{-1}$) médias de protozoários ciliados no reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso.

O período seco foi representado por 41 *taxa* de ciliados, enquanto o período chuvoso foi representado por 51 *taxa*. Durante todo o período de estudo, foram encontradas no total 59 *taxa* diferentes de ciliados, com tamanhos que variaram de 20 a 250 μm (Tabela 3). Os *taxa* mais abundantes no período chuvoso foram *Tintinnidium* sp. (34%), seguido por *Tintinopsis cylindrata* (24%), *Urotricha globosa* (5%) e *Vorticella infusionum-complex* (4%), cujos biovolumes médios (\pm DP) foram respectivamente $2,3 \times 10^4 \mu\text{m}^3$ ($\pm 1,0 \times 10^4$), $2,0 \times 10^4 \mu\text{m}^3$ ($\pm 1,0 \times 10^4$), $2,2 \times 10^4 \mu\text{m}^3$ ($\pm 1,0 \times 10^4$) e $2,8 \times 10^4 \mu\text{m}^3$ ($\pm 7,3 \times 10^3$). No período seco, houve o predomínio de *Halteria grandinella* (22%), seguida por *Urotricha globosa* (9%) e *Mesodinium* sp. (8%) e *Uronema nigricans* (8%) (Figura 13), cujos biovolumes foram respectivamente $2,1 \times 10^4 \mu\text{m}^3$ ($\pm 1,1 \times 10^4$), $5,3 \times 10^4 \mu\text{m}^3$ ($\pm 6,7 \times 10^4$), $2,1 \times 10^4 \mu\text{m}^3$ ($\pm 1,0 \times 10^4$) e $1,6 \times 10^4 \mu\text{m}^3$ ($\pm 1,0 \times 10^4$). Em termos de biomassa, os *taxa* que predominaram tanto no período seco quanto no chuvoso foram *Holosticha monilata* (51% da biomassa total de ciliados no período seco e 48% no chuvoso), seguido por *Strombidium viride* (12% no período seco e 11% no chuvoso). A abundância relativa a cada táxon nos períodos seco e chuvoso está mostrada na Figura 13.

Todos os *taxa* encontrados pertencem a um total de 12 grupos de ciliados, sendo que o grupo predominante em ambos os períodos foi Hymenostomata, seguido por Oligotrichida. O grupo que apresentou maior abundância total de espécies, no entanto, foi Oligotrichida (39%) seguido por Hymenostomata (17%) no período seco, e Oligotrichida (74%) seguido por Prostomatida (9%) no período chuvoso (Figura 12). As listas com os valores das densidades dos *taxa* e grupos encontrados são mostradas no Apêndice B.

Tabela 3. Lista dos *taxa* de protozoários ciliados encontrados no reservatório do Monjolinho no período de estudo, seu tamanho médio, grupos aos quais pertencem, preferência alimentar, e índice sapróbico, classificados segundo Foissner & Berger (1996) e Foissner *et al.* (1996).

<i>Taxa</i>	Descritor	Tamanho Médio (µm)	Grupo	Preferência Alimentar	Saprobidade	Índice Sapróbico do <i>taxa</i>
<i>Actinobolina radians</i>	Stein, 1867	75	Gymnostomatida	R	b	2,1
<i>Aspidisca cicada</i>	Mueller, 1786	25	Hypotrichia	Ba	a-b	2,7
<i>Blepharisma</i> sp.	Perty, 1849	150	Heterotrichida	Ba, Al	b	1,8
<i>Chilodontopsis depressa</i>	Perty, 1852	80	Nassulida	Ba, Al	b	2,1
<i>Cinetochilum margaritaceum</i>	Ehrenberg, 1831	30	Hymenostomata	Ba, Al	p	2,8
<i>Codonella cratera</i>	Leidy, 1877	50	Oligotrichida	Ki, Al	b-o	1,6
<i>Codonella</i> sp.	Haeckel, 1873	50	Oligotrichida	Ki, Al	b-o	1,6
<i>Coleps hirtus</i>	Mueller, 1786	55	Prostomatida	O	a-b	2,7
<i>Coleps spetai</i>	Foissner, 1984	55	Prostomatida	O	b	2,0
<i>Colpidium colpoda</i>	Losana, 1829	50	Hymenostomata	Ba, Fl, Al	p-i	4,0
<i>Colpoda</i> sp.	Müller, 1773	40	Colpodea	Ba, Fl	a-p	3,4
<i>Ctedoctema acanthocryptum</i>	Stokes, 1884	30	Hymenostomata	Ba	b-a	2,0
<i>Cyclidium glaucoma</i>	Mueller, 1773	25	Hymenostomata	Ba	a	3,1
<i>Cyclidium heptatrichum</i>	Schewiakoff, 1896	20	Hymenostomata	Ba	b	2,2
<i>Euplotes affinis</i>	Dujardin, 1841	50	Hypotrichia	Ba, Ki, A, Fl	b-a	2,6
<i>Euplotes patella</i>	Mueller, 1773	70	Hypotrichia	O	b	2,3
<i>Glaucoma reniforme</i>	Schewiakoff, 1892	50	Hymenostomata	Ba, Al	p	3,8
<i>Frontonia atra</i>	Ehrenberg, 1833	150	Hymenostomata	Al	b-a	2,5
<i>Halteria grandinella</i>	Mueller, 1773	25	Oligotrichida	Ba, Al	b-a	2,2
<i>Halteria</i> sp.	Dujardin, 1841	30	Oligotrichida	Ba, Al	b-a	1,7
<i>Holosticha kessleri</i>	Wrzesniowski, 1877	80	Hypotrichia	Ba, Al, Ki	a-b	2,7
<i>Holosticha monilata</i>	Kahl, 1928	100	Hypotrichia	Ba, Al, Ki	a-b	2,8
<i>Holosticha pullaster</i>	Mueller, 1773	60	Hypotrichia	Ba, Al, Ki	b-a	2,5
<i>Lagenophrys vaginicola</i>	Stein, 1852	90	Peritrichia	Ba	o	1,1
<i>Lagynophyra acuminata</i>	Kahl, 1935	70	Gymnostomatida	Al	o	1,2
<i>Lagynus elegans</i>	Engelmann, 1862	100	Gymnostomatida	O	p-i	4,0
<i>Litonotus crystallinus</i>	Vuxanovici, 1960	70	Pleurostomatida	R	b-a	2,5
<i>Loxodes rostrum</i>	Mueller, 1773	180	Pleurostomatida	O	p	3,8*
<i>Mesodinium</i> sp.	Stein, 1863	20	Gymnostomatida	O	b	2,0
<i>Monodinium balbiani</i>	Fabre-Domergue, 1888	50	Gymnostomatida	R	o-a	2,1
<i>Paramecium aurelia</i>	Müller, 1773	90	Hymenostomata	Ba	a-b	2,9
<i>Philasterides armatus</i>	Kahl, 1926	80	Hymenostomata	O	b-a	2,5
<i>Pseudochilodontopsis algivora</i>	Kahl, 1931	50	Cyrtophorida	Al, Ba	a	2,5
<i>Pseudochilodontopsis fluviatilis</i>	Foissner, 1988	50	Cyrtophorida	Ki	b-a	2,7
<i>Pseudovortielliella monilata</i>	Tatem, 1870	50	Peritrichia	Ba, Al	b-a	2,3
<i>Saprodinium</i> sp.	Lauterborn, 1908	40	Odontostomatida	Ba	p-m	4,5
<i>Sathrophilus muscorum</i>	Kahl, 1931	40	Hymenostomata	Ba, Fl	b-a	2,5
<i>Spirostomum ambiguum</i>	Mueller, 1786	200	Heterotrichida	O	a	3,0
<i>Stentor</i> sp.	Oken, 1815	100	Heterotrichida	Ba, Al, K, O	b-a	2,5*
<i>Stokesia vernalis</i>	Wenrich, 1929	40	Hymenostomata	Ba, Al, Ki	b	1,7
<i>Strobilidium caudatum</i>	Fromentel, 1876	20	Oligotrichida	Ki, Al, Ba	b	1,5
<i>Strobilidium humile</i>	Penard, 1922	35	Oligotrichida	Ki	o-b	1,5
<i>Strombidium viride</i>	Stein, 1867	45	Oligotrichida	Ki, Al, Ba	b	1,6
<i>Stylonychia pustulata</i>	Mueller, 1786	110	Hypotrichia	O	b	2,1

<i>Tachysoma pellionellum</i>	Mueller, 1773	65	Hypotrichia	Ba, Cy, Al	b	2,0
<i>Thigmogaster potamophilus</i>	Foissner, 1988	25	Cyrtophorida	Ki, Al	b-a	2,5
<i>Thylacidium</i> sp.	Schewiakoff, 1893	75	Colpodea	M	b-a	2,0*
<i>Tintinnidium</i> sp.	Kent, 1881	40	Oligotrichida	Al, Ki, Ba	b-a	2,3*
<i>Tintinnopsis cylindrata</i>	Kofoid & Campell, 1929	50	Oligotrichida	Al	b	2,3
<i>Trithigmostoma steini</i>	Blochmann, 1895	250	Cyrtophorida	Ki	b-a	2,2
<i>Urocentrum turbo</i>	Mueller, 1786	65	Hymenostomata	Ba, Ki	a-b	2,8
<i>Uronema nigricans</i>	Mueller, 1786	50	Hymenostomata	Ba, Fl	a-p	3,2
<i>Urotricha armata</i>	Kahl, 1927	40	Prostomatida	R	a	2,8
<i>Urotricha globosa</i>	Schewiakoff, 1892	50	Prostomatida	Ba, Al	b	2,3
<i>Urotricha ovata</i>	Kahl, 1926	35	Prostomatida	Ba, Al	a-p	3,4
<i>Vaginicola ingenta</i>	Mueller, 1786	150	Peritrichia	Ba	b	2,0
<i>Vorticella aquadulcis</i>	Ehrenberg, 1831	50	Peritrichia	Ba, Al	b-a	2,1
<i>Vorticella campanula</i>	Ehrenberg, 1831	75	Peritrichia	Ba, Al	a-b	2,4
<i>Vorticella infusioformis-complex</i>	Dujardin, 1841	55	Peritrichia	Ba	p-a	3,4

* Utilizou-se o índice sapróbico de outra espécie deste gênero, por não haver índice para esta espécie.

Preferência alimentar: **Ba** = bactérias; **Al** = algas; **O** = onívoros; **Ki** = diatomáceas; **Cy** = cianobactérias; **R** = predadores (alimentam-se de protozoários e metazoários); **Fl** = flagelados heterotróficos; **M** = mixotrófico (alimenta-se de forma autotrófica e heterotrófica).

Saprobidade: **a** = alfamesosapróbico; **b** = betamesosapróbico; **i** = isosapróbico; **m** = metasapróbico; **o** = oligosapróbico; **p** = polisapróbico.

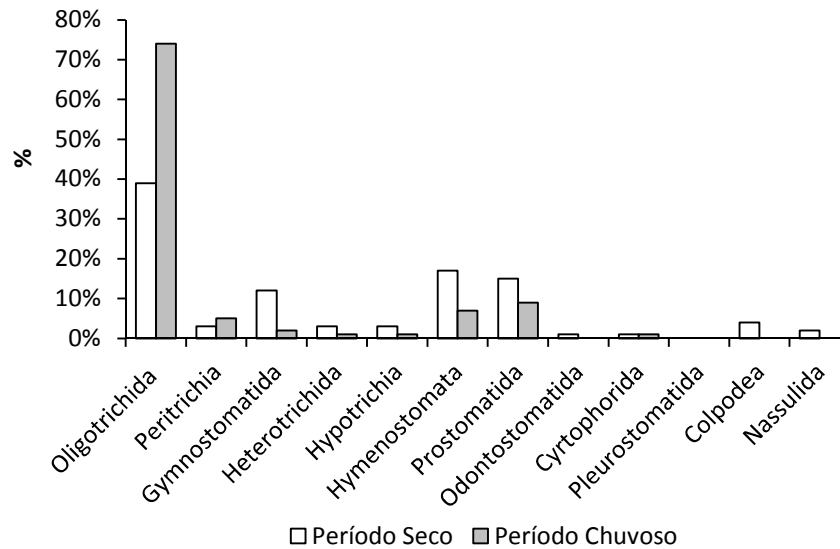


Figura 12. Abundância relativa média (%) a cada grupo de ciliado encontrado no reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso.

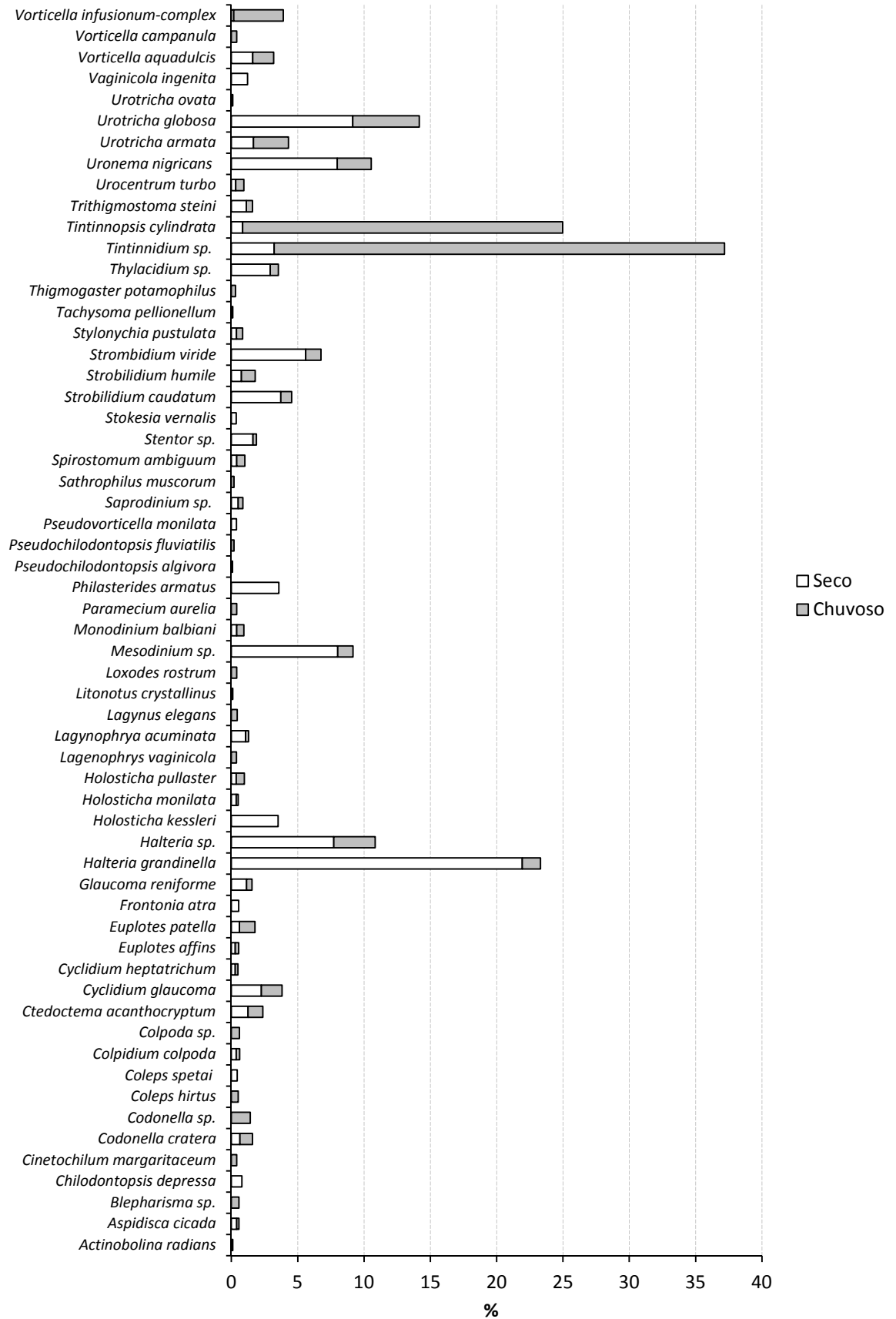


Figura 13. Abundância relativa média (%) dos taxa de ciliados no reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso.

Os protozoários ciliados foram classificados de acordo com seus hábitos alimentares e seus índices de saprobidade, segundo Foissner e Berger (1996), tendo predominado *taxa* de ciliados que se alimentam de bactérias e algas (47% da densidade total de espécies encontradas), seguidas por protozoários estritamente algívoros (31% da densidade total) (Tabela 3, Figura 14). Com relação aos índices de saprobidade, houve o predomínio de ciliados preferencialmente betamesosapróbicos (80% densidade total), seguidos pelos alfamesosapróbicos (12%) (Tabela 3, Figura 15).

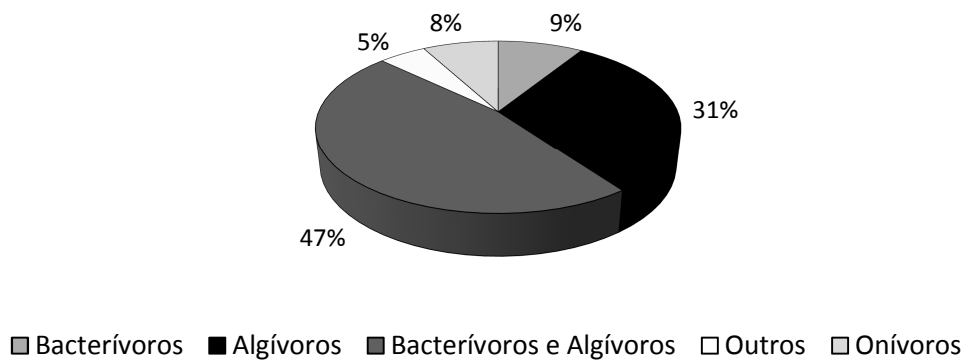


Figura 14. Abundância relativa média anual (%) dos ciliados no reservatório do Monjolinho no período de estudo classificados pelos seus diferentes tipos de hábito alimentar.

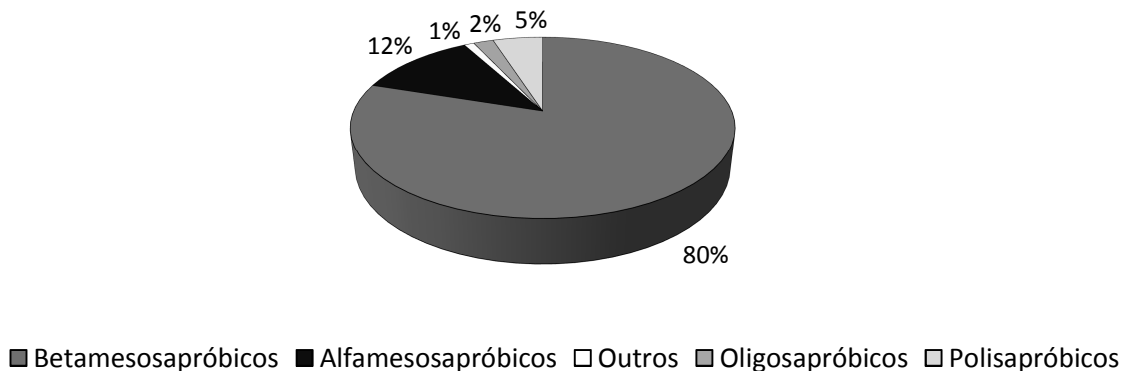


Figura 15. Abundância relativa média anual (%) dos ciliados encontrados no reservatório do Monjolinho no período de estudo classificados pelos seus índices de saprobidade.

7.3.4 Densidade de Protozoários Nanoflagelados (2 - 20 μm)

Os testes T e F mostraram que não houve diferenças significativas nas populações de protozoários nanoflagelados totais, autotróficos ou heterotróficos entre os períodos seco e chuvoso em termos de densidade e biomassa (Tabela 1 - Apêndice B). A densidade média anual de NFT ($\pm\text{DP}$) encontrada no reservatório foi $13320 \text{ ind mL}^{-1}$ ($\pm 8224,1$) e a biomassa média foi $34,6 \mu\text{g C L}^{-1}$ ($\pm 20,2$). A densidade média anual de NFA encontrada no reservatório foi 1539 ind mL^{-1} ($\pm 811,5$) e a biomassa média foi $13,6 \mu\text{g C L}^{-1}$ ($\pm 11,3$). A densidade média anual de NFH foi $11781 \text{ ind mL}^{-1}$ ($\pm 7412,6$) e a biomassa média foi $21,0 \mu\text{g C L}^{-1}$ ($\pm 13,8$). Esses valores estão mostrados na Figura 16 e os valores referentes a cada mês estudado são mostrados no Apêndice B.

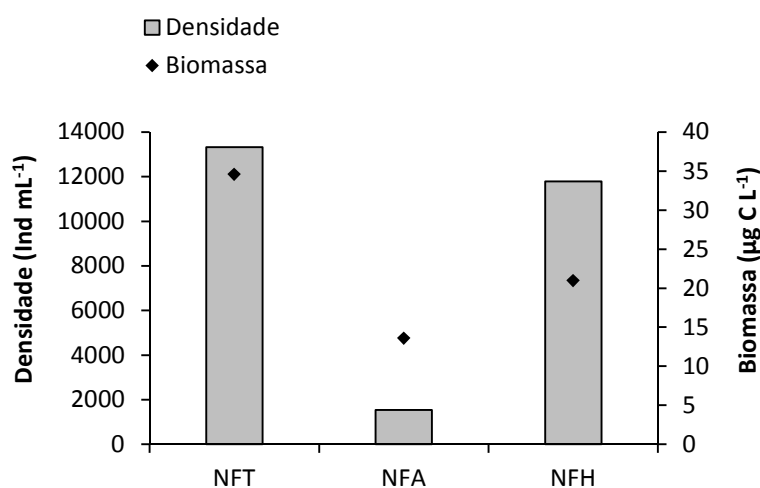


Figura 16. Densidades (ind mL^{-1}) e biomassas ($\mu\text{g C L}^{-1}$) médias anuais de nanoflagelados totais (NFT), autotróficos (NFA) e heterotróficos (NFH) no reservatório do Monjolinho no período de estudo.

Com relação às classes de tamanho de NFH e NFA, não foram encontradas diferenças significativas entre os períodos seco e chuvoso. Os NFH de classe I predominaram numericamente no reservatório, representando 69% do total de NFH, seguidos pelos organismos de classe II (20%) e classe III (11%). O mesmo foi observado entre os NFA, havendo predomínio dos de classe I (53% do total de NFA), seguidos pelos de classe II (26%) e classe III (21%) (Figura 17). Os valores das densidades de cada classe em cada mês estudado são mostrados no Apêndice B.

Em termos de biomassa média de NFH houve o predomínio da classe II (50%), seguida pelas classes III (38%) e I (12%). Os biovolumes médios das classes I, II e III de NFH ($\pm\text{DP}$) foram $20,2 \mu\text{m}^3$ ($\pm 1,5$), $218,2 \mu\text{m}^3$ ($\pm 133,4$) e $636,7 \mu\text{m}^3$ ($\pm 10,0$), respectivamente. Com relação à biomassa média dos NFA houve o predomínio da classe III (65%), seguida pelas

classes II (23%) e I (12%) (Figura 18). Os biovolumes médios das classes I, II e III de NFA foram $42,9 \mu\text{m}^3 (\pm 1,5)$, $183,5 \mu\text{m}^3 (\pm 55,0)$ e $645,5 \mu\text{m}^3 (\pm 47,5)$, respectivamente.

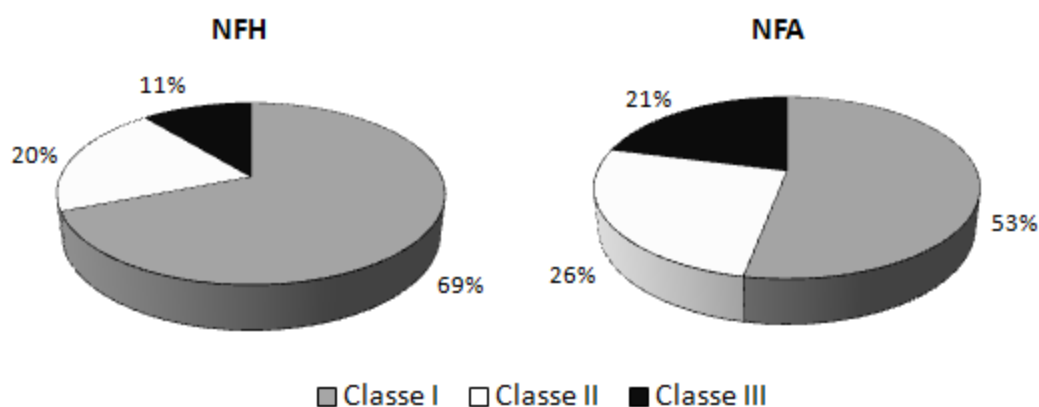


Figura 17. Abundância relativa média (%) de nanoflagelados heterotróficos (NFH) e autotróficos (NFA) de cada classe de tamanho no reservatório do Monjolinho no período de estudo. Classe I: $\text{NF} < 5 \mu\text{m}$; Classe II: $5 \mu\text{m} \leq \text{NF} \leq 10 \mu\text{m}$; Classe III: $\text{NF} > 10 \mu\text{m}$.

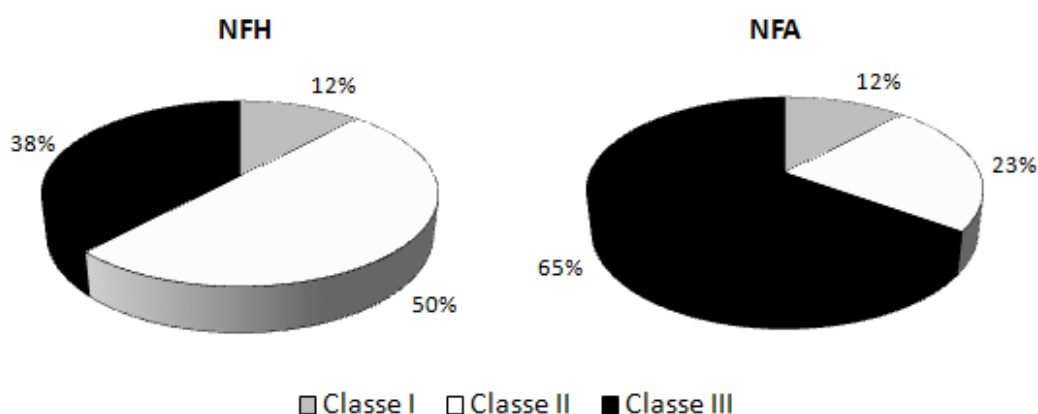


Figura 18. Biomassa relativa média (%) de nanoflagelados heterotróficos (NFH) e autotróficos (NFA) correspondente a cada classe de tamanho no reservatório do Monjolinho no período de estudo. Classe I: $\text{NF} < 5 \mu\text{m}$; Classe II: $5 \mu\text{m} \leq \text{NF} \leq 10 \mu\text{m}$; Classe III: $\text{NF} > 10 \mu\text{m}$.

7.3.5 Densidade e Biomassa de Rotíferos

Os testes T e F mostraram que houve diferenças significativas nas populações de rotíferos entre os períodos seco e chuvoso em termos de densidade (Tabela 1 - Apêndice B), porém não em termos de biomassa. Os valores das densidades e biomassas médias de ciliados referentes aos dois períodos são mostrados na Figura 19. A densidade e biomassa médias de rotíferos ($\pm \text{DP}$) no período seco foram $9,0 \text{ ind mL}^{-1} (\pm 12,0)$ e $0,015 \mu\text{g C L}^{-1} (\pm 0,01)$,

respectivamente. A densidade e biomassa médias no período chuvoso foram $2,0 \text{ ind mL}^{-1}$ ($\pm 1,4$) e $0,017 \text{ } \mu\text{g C L}^{-1}$, ($\pm 0,02$), respectivamente. A densidade média total de rotíferos foi aproximadamente $6,0 \text{ ind mL}^{-1}$ e a biomassa média $0,016 \text{ } \mu\text{g C L}^{-1}$. Os valores das densidades de rotíferos referentes a cada mês de estudo estão apresentados no Apêndice B.

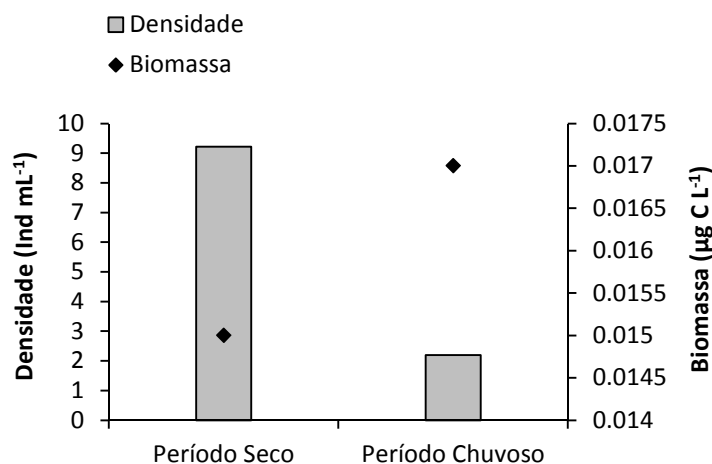


Figura 19. Densidades (ind mL^{-1}) e biomassas ($\mu\text{g C L}^{-1}$) médias de rotíferos no reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso.

Durante todo o período de estudo, foram encontradas 46 *taxa* diferentes de rotíferos, com tamanhos que variaram de 50 a 250 μm (Tabela 4). Os *taxa* mais abundantes na estação seca foram *Filinia terminalis* (19%), *Polyarthra remata* (17%) e *Keratella cochlearis* (13%), cujos biovolumes médios ($\pm\text{DP}$) foram respectivamente $2,5 \times 10^5 \mu\text{m}^3$ ($\pm 9,0 \times 10^4$), $4,2 \times 10^5 \mu\text{m}^3$ ($\pm 4,0 \times 10^5$) e $4,3 \times 10^4 \mu\text{m}^3$ ($\pm 8,4 \times 10^3$). Na estação chuvosa os *taxa* numericamente predominantes foram *Keratella cochlearis* (29%), *Polyarthra remata* (6%) e *Ascomorpha ovalis* (6%), cujos biovolumes médios foram respectivamente $3,3 \times 10^4 \mu\text{m}^3$ ($\pm 3,8 \times 10^3$), $3,1 \times 10^5 \mu\text{m}^3$ ($\pm 2,0 \times 10^5$) e $1,0 \times 10^5 \mu\text{m}^3$ ($\pm 4,9 \times 10^4$). As abundâncias relativas a cada táxon de rotífero encontrado no reservatório nos períodos seco e chuvoso são mostradas na Figura 20. Os valores das densidades de cada táxon em cada mês de estudo são apresentados no Apêndice B.

Em termos de biomassa, na estação seca as maiores frações da biomassa total de rotíferos foram representadas por *Asplanchna priodonta* (27%) e *Conochilus hippocrepis* (16%) e, na estação chuvosa, por *Asplanchna priodonta* (28%) e *Brachionus calyciflorus* (25%).

Tabela 4. Lista dos *taxa* de rotíferos encontrados no reservatório do Monjolinho no período de estudo, classificados segundo Pontin (1978). Seus tamanhos médios, famílias e hábitos alimentares.

<i>Taxa</i>	Descritor	Comprimento médio (μm)	Família	Hábito Alimentar
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	Perty, 1850	80	Gastropodidae	O
<i>Ascomorpha ovalis</i>	Bergendal, 1892	112	Gastropodidae	Di
<i>Asplanchna priodonta</i>	Gosse, 1850	112	Asplanchnidae	R
<i>Asplanchna sieboldi</i>	Leydig, 1854	97	Asplanchnidae	R
<i>Asplanchnopus multiceps</i>	Schrank, 1793	240	Asplanchnidae	R
<i>Brachionus angularis</i>	Gosse, 1850	70	Brachionidae	O
<i>Brachionus calyciflorus</i>	Pallas, 1766	200	Brachionidae	O
<i>Brachionus falcatus</i>	Zacharias, 1898	200	Brachionidae	Ba, R
<i>Brachionus quadridentatus</i>	Hermann, 1783	250	Brachionidae	Ba, R
<i>Brachionus rubens</i>	Ehrenberg, 1838	64	Brachionidae	Ba, R
<i>Colurella adriatica</i>	Ehrenberg, 1831	66	Brachionidae	Ba, R
<i>Conochilus hippocrepis</i>	Schrank, 1830	290	Conochilidae	Al, D
<i>Conochilus unicornis</i>	Rousselet, 1892	216	Conochilidae	D
<i>Epiphanes brachionus</i>	Ehrenberg, 1837	200	Brachionidae	Ba, R
<i>Epiphanes senta</i>	Müller, 1773	200	Brachionidae	Ba, R
<i>Euchlanis dilatata</i>	Ehrenberg, 1832	110	Brachionidae	Ba, R
<i>Filinia longiseta</i>	Ehrenberg, 1834	120	Testudinellidae	O
<i>Filinia passa</i>	Müller, 1786	70	Testudinellidae	O
<i>Filinia terminalis</i>	Plate, 1886	190	Testudinellidae	O
<i>Gastropus hyptopus</i>	Ehrenberg, 1838	200	Gastropodidae	O
<i>Hexarthra intermedia</i>	Hauer, 1953	125	Testudinellidae	O
<i>Kellicottia longispirina</i>	Kellicott, 1879	184	Brachionidae	Ba, R
<i>Keratella americana</i>	Carlin, 1943	150	Brachionidae	O
<i>Keratella cochlearis</i>	Gosse, 1851	125	Brachionidae	O
<i>Keratella valga</i>	Ehrenberg, 1934	96	Brachionidae	O
<i>Lecane bulla</i>	Gosse, 1851	190	Lecanidae	O
<i>Lecane lunaris</i>	Ehrenberg, 1832	90	Lecanidae	O
<i>Lecane subtilis</i>	Harring & Myers, 1926	50	Lecanidae	O
<i>Lepadella ovalis</i>	Müller, 1786	100	Brachionidae	Ba, R
<i>Monommata caudata</i>	Myers, 1930	20	Notommatidae	Al
<i>Mytilina ventralis</i>	Ehrenberg, 1832	160	Brachionidae	Ba, R, Al
<i>Notholca labis</i>	Gosse, 1887	64	Brachionidae	Ba, R, Al
<i>Philodina</i> sp.	Ehrenberg, 1930	100	Philodinidae	Al, Ba
<i>Platyas quadricornis</i>	Ehrenberg, 1832	100	Brachionidae	Ba, R
<i>Polyarthra minor</i>	Voigt, 1904	60	Synchaetidae	R, Ba,
<i>Polyarthra remata</i>	Skorikov, 1896	60	Synchaetidae	R, Ba
<i>Polyarthra vulgaris</i>	Carlin, 1943	120	Synchaetidae	R, Ba
<i>Pompholyx sucata</i>	Hudson, 1885	64	Testudinellidae	O
<i>Rhinoglena frontalis</i>	Ehrenberg, 1853	100	Brachionidae	Ba, R
<i>Rotaria neptunia</i>	Ehrenberg, 1832	145	Philodinidae	O
<i>Squatinella tridentata</i>	Fresenius, 1858	76	Brachionidae	Ba, R
<i>Synchaeta stylata</i>	Wierzejski, 1893	100	Synchaetidae	R
<i>Testudinella patina</i>	Hermann, 1783	110	Testudinellidae	O
<i>Trichocerca cylindrica</i>	Imhof, 1891	190	Trichocercidae	O
<i>Trichocerca longiseta</i>	Schrank, 1802	130	Trichocercidae	O
<i>Trichocerca similis</i>	Wierzejski, 1893	64	Trichocercidae	O

Di = dinoflagelados; **Ba** = bactérias; **Al** = algas; **D** = detritos; **R** = predadores (alimentam-se de protozoários e metazoários); **O** = onívoros (alimentam-se de todos os itens alimentares citados).

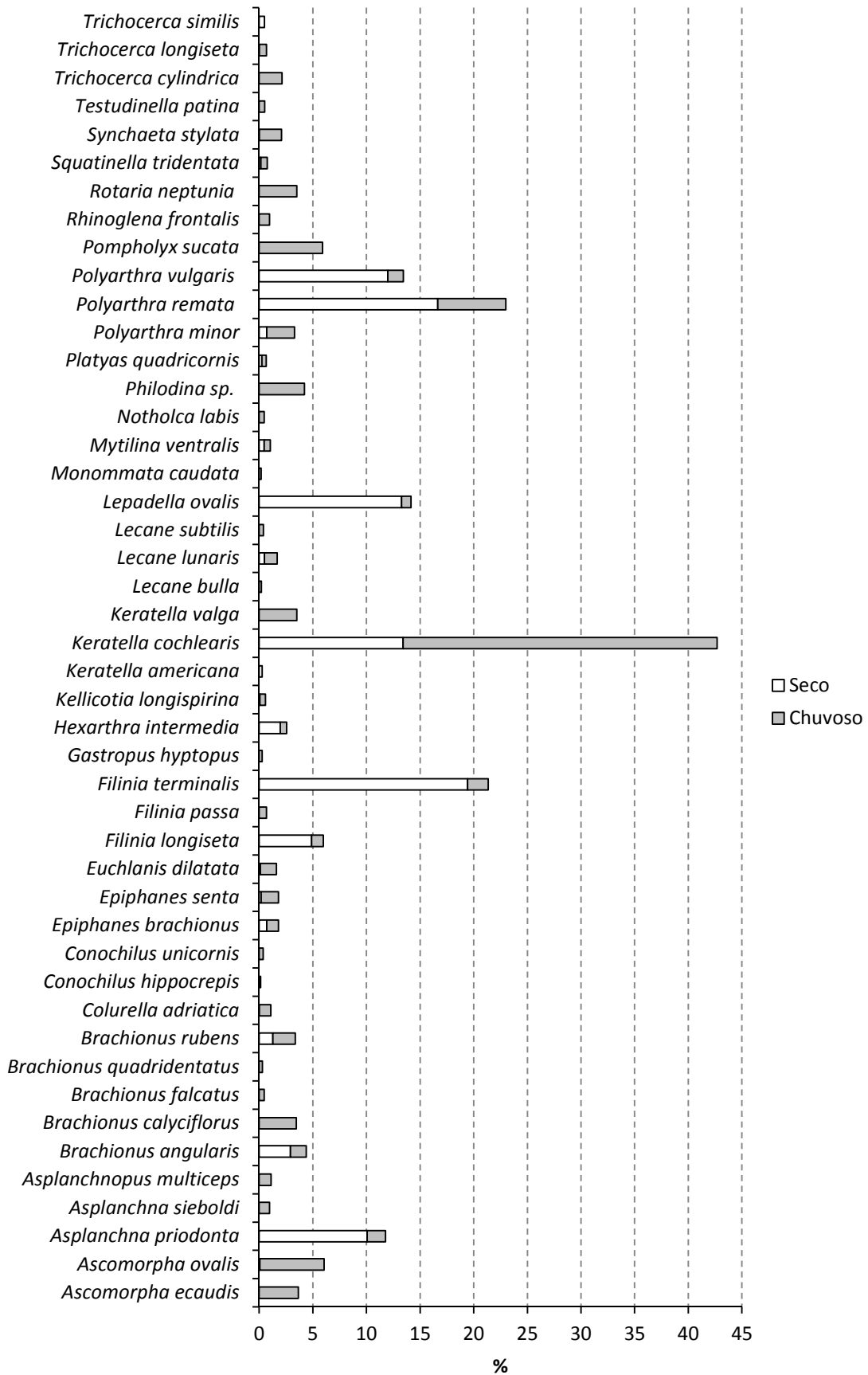


Figura 20. Abundância relativa média (%) de cada táxon de rotífero encontrado no reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso.

Todos os *taxa* encontrados foram agrupados num total de 28 gêneros e 10 famílias. Os gêneros mais abundantes no período seco foram *Polyarthra* (13%), *Filinea* (16%) e *Keratella* (15%), e no período chuvoso foram *Keratella* (33%), *Polyarthra* (10%) *Ascomorpha* (11%). A abundância relativa a cada gênero nos períodos seco e chuvoso é mostrada na Figura 21.

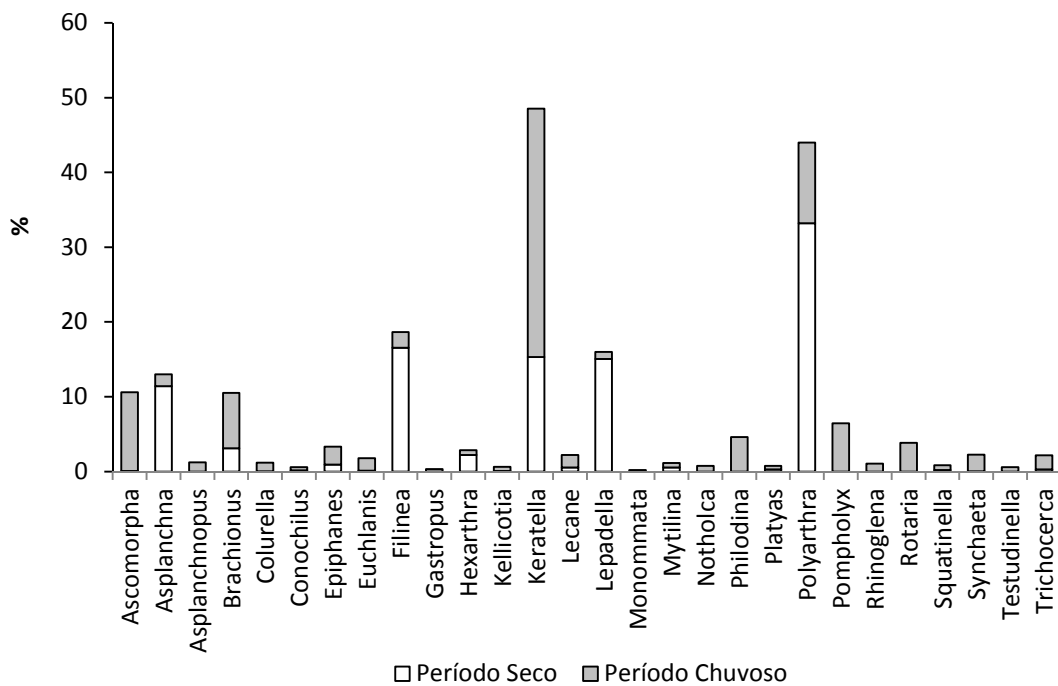


Figura 21. Abundância relativa média (%) a cada gênero de rotífero encontrado no reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso.

No período seco, a família que apresentou maior abundância de organismos foi Synchaetidae (46%), seguida por Testudinellidae (30%). No período chuvoso, a família com maior abundância de organismos foi Brachionidae (55%), seguida por Synchaetidae (14%) (Figura 22). Os valores das densidades de cada gênero e família de rotíferos em cada mês estudado são apresentados no Apêndice B.

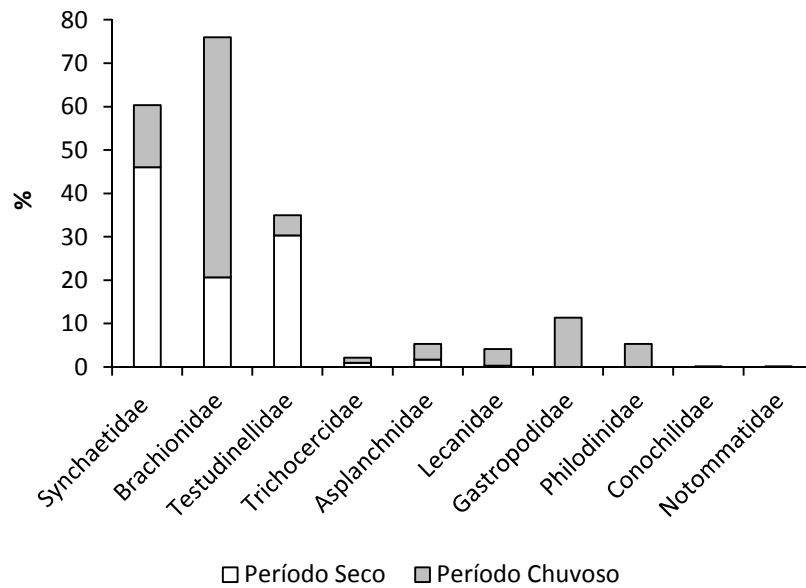


Figura 22. Abundância relativa média (%) a cada família de rotíferos encontrada no reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso.

Os rotíferos foram classificados de acordo com seus hábitos alimentares, tendo predominado espécies preferencialmente bacterívoras e predadoras (54% da densidade total de espécies encontradas), seguidas por espécies predominantemente onívoras (40%) (Tabela 4, Figura 23).

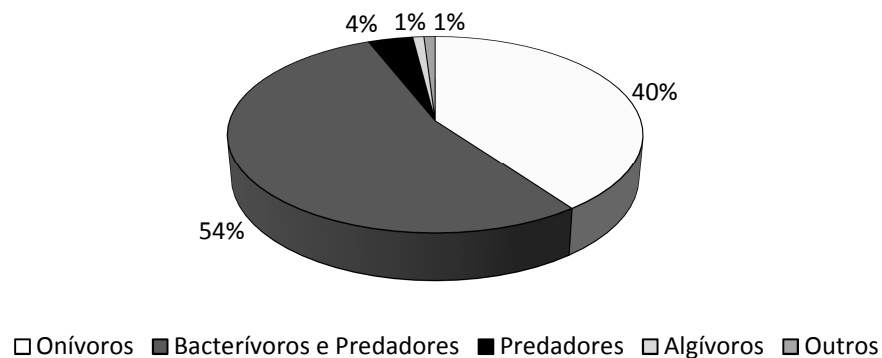


Figura 23. Abundância relativa média anual (%) das espécies de rotíferos encontradas no reservatório do Monjolinho com cada tipo de hábito alimentar.

7.3.6 Densidade de Cladóceros

Os testes T de Student e F de Fisher mostraram que não houve diferenças significativas nas populações de cladóceros entre os períodos seco e chuvoso em termos de densidade (Tabela 1 - Apêndice B). A densidade média de cladóceros no reservatório (\pm DP) foi 1 ind mL⁻¹ (\pm 0,3) e a biomassa média encontrada na literatura para cladóceros neste ambiente é de 0,011 μ g C L⁻¹ (OKANO, 1994). Os valores das densidades médias de cladóceros encontradas em cada mês de estudo estão mostrados no Apêndice B.

Durante todo o período de estudo, foram encontradas 10 *taxa* diferentes de cladóceros, com tamanhos que variaram de 0,23 a 2 mm. Todos os *taxa* encontrados possuem hábito alimentar onívoro (Tabela 5). O táxon mais abundante foi *Bosminopsis deitersi* (70%), cuja biomassa segundo a literatura varia em torno de 0,011 μ g C L⁻¹ (MELÃO, 1997). O segundo táxon mais abundante no reservatório foi *Bosmina longirostris* (14%), seguido por *Bosmina hagdmani* (11%). A abundância relativa média anual dos *taxa* encontrados é mostrada na Figura 24. Os valores das densidades de cada espécie em cada mês estudado são mostrados no Apêndice B.

Tabela 5. Lista dos *taxa* de cladóceros encontrados no reservatório do Monjolinho no período de estudo classificados segundo Pontin (1978) e Elmoor-Loureiro (1997). Seus comprimentos médios, famílias e hábitos alimentares.

<i>Taxa</i>	Descritor	Comprimento (mm)	Família	Hábito Alimentar
<i>Alona guttata</i>	Sars, 1862	~ 0,4	Chydoridae	O
<i>Bosmina hagdmani</i>	Stingelin, 1904	~ 0,4	Bosminidae	O
<i>Bosmina longirostris</i>	Müller, 1785	0,23 – 0,80	Bosminidae	O
<i>Bosminopsis deitersi</i>	Richard, 1895	~ 0,25	Bosminidae	O
<i>Bosminopsis</i> sp.	Richard, 1895	0,25 – 0,41	Bosminidae	O
<i>Chydorus eurynotus</i>	Sars, 1901	0,35 – 0,48	Chydoridae	O
<i>Daphnia ambigua</i>	Scourfield, 1947	1,0 – 2,0	Daphnidae	O
<i>Euryalona occidentalis</i>	Sars, 1901	0,7 – 1,0	Chydoridae	O
<i>Moina micrura</i>	Kurz, 1874	0,5 – 1,20	Moinidae	O
<i>Moina minuta</i>	Hansen, 1899	0,37 – 0,40	Moinidae	O

O = onívoros (alimentam-se por filtração de partículas finas, bactérias, algas e detritos)

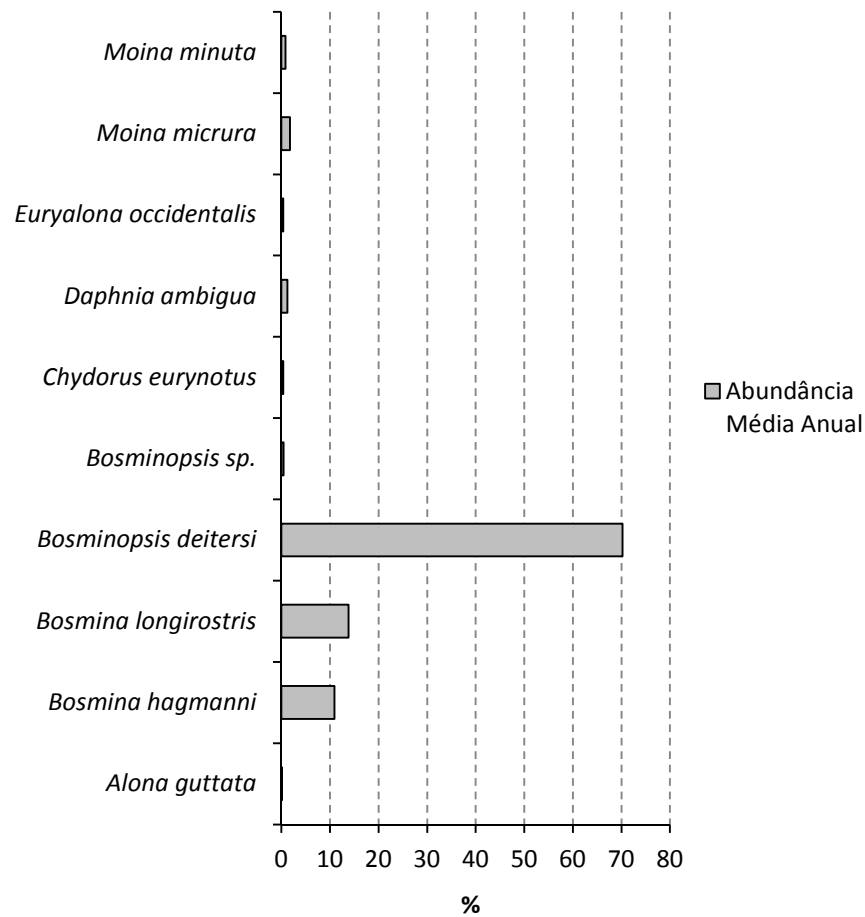


Figura 24. Abundância relativa média anual (%) de cada táxon de cladócero encontrado no reservatório do Monjolinho no período de estudo.

Todos os *taxa* encontrados foram agrupados num total de 4 famílias. A família predominante foi Bosminidae, que apresentou também a maior abundância de espécies (96%). A segunda família com maior número de organismos foi Moinidae (3%). A abundância relativa média anual de cada táxon no reservatório é mostrada na Figura 25 e os valores das densidades de cada família são mostrados no Apêndice B.

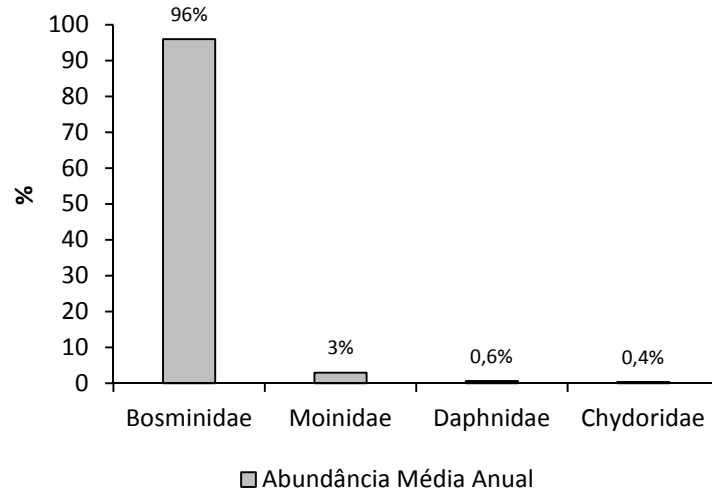


Figura 25. Abundância relativa anual média (%) de cada família de cladócero encontrada no reservatório do Monjolinho no período de estudo.

7.3.7 Densidade de Copépodes

Os testes T e F mostraram que houve diferenças significativas nas populações de copépodes entre os períodos seco e chuvoso em termos de densidade (Tabela 1 - Apêndice B). Os valores das densidades médias de copépodes referentes aos dois períodos são mostrados na Figura 26. A densidade média (\pm DP) no período seco foi $0,04 \text{ ind mL}^{-1}$ ($\pm 0,005$) e no chuvoso $0,5 \text{ ind mL}^{-1}$ ($\pm 0,04$). A densidade média total de copépodes foi $0,27 \text{ ind mL}^{-1}$ e a biomassa média de copépodes para o reservatório de acordo com a literatura varia em torno de $0,007 \mu\text{g C L}^{-1}$ (OKANO, 1994). Os valores das densidades referentes a cada mês de estudo estão apresentados no Apêndice B.

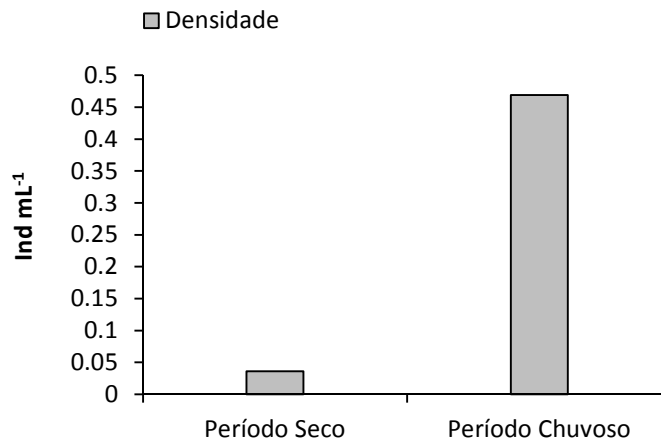


Figura 26. Densidades médias (ind mL^{-1}) de copépodes no reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso.

Durante todo o período de estudo, foram encontrados 11 *taxa* diferentes de copépodes, com tamanhos que variaram de 0,3 a 3 mm (Tabela 6). Os *taxa* mais abundantes no período seco foram *Thermocyclops decipiens* (48%), *Microcyclops anceps* (14%) e *Tropocyclops prasinus* (13%), e no período chuvoso foram *Metacyclops mendocinus* (34%), *Tropocyclops schubarti* (18%) e *Thermocyclops decipiens* (12%). A abundância relativa média de cada táxon no período seco e chuvoso é mostrada na Figura 27. Os valores das densidades de cada espécie em cada mês estudado são mostrados no Apêndice B.

Tabela 6. Lista dos *taxa* de copépodes encontrados no reservatório do Monjolinho no período de estudo, classificados segundo Wilson & Yeatman (1959). Seus comprimentos médios, famílias e hábitos alimentares.

<i>Taxa</i>	Descritor	Comprimento Médio (mm)	Ordem	Família	Hábito Alimentar
<i>Elaphoidella</i> sp.	Chappuis, 1929	0,5 – 0,8	Harpacticoida	Canthocamptidae	Al, D
<i>Macrocyclops albidus</i>	Jurine, 1820	1,5 – 2,5	Cyclopoida	Cyclopidae	R, Al
<i>Mesocyclops longisetus</i>	Thiebaud, 1914	0,3 – 2,0	Cyclopoida	Cyclopidae	R, Al
<i>Metacyclops mendocinus</i>	Wierzejski, 1892	1,5 – 3,0	Cyclopoida	Cyclopidae	R, Al
<i>Microcyclops anceps</i>	Richard, 1897	~ 0,5	Cyclopoida	Cyclopidae	R, Al
<i>Microcyclops finitimus</i>	Marsh, 1919	~ 0,9	Cyclopoida	Cyclopidae	R, Al
<i>Notodiaptomus iheringi</i>	Wright, 1935	1,3 – 1,5	Calanoida	Diaptomidae	Al, D
<i>Notodiaptomus nordestinus</i>	Wright, 1935	1,3 – 1,5	Calanoida	Diaptomidae	Al, D
<i>Thermocyclops decipiens</i>	Kiefer, 1929	0,9 – 1,6	Cyclopoida	Cyclopidae	R, Al
<i>Tropocyclops prasinus</i>	Fischer, 1860	0,5 – 0,9	Cyclopoida	Cyclopidae	R, Al
<i>Tropocyclops schubarti</i>	Kiefer, 1935	0,5 – 0,9	Cyclopoida	Cyclopidae	R, Al

Al = algas; R = predadores (alimentam-se de protozoários e metazoários); D = detritos e partículas finas.

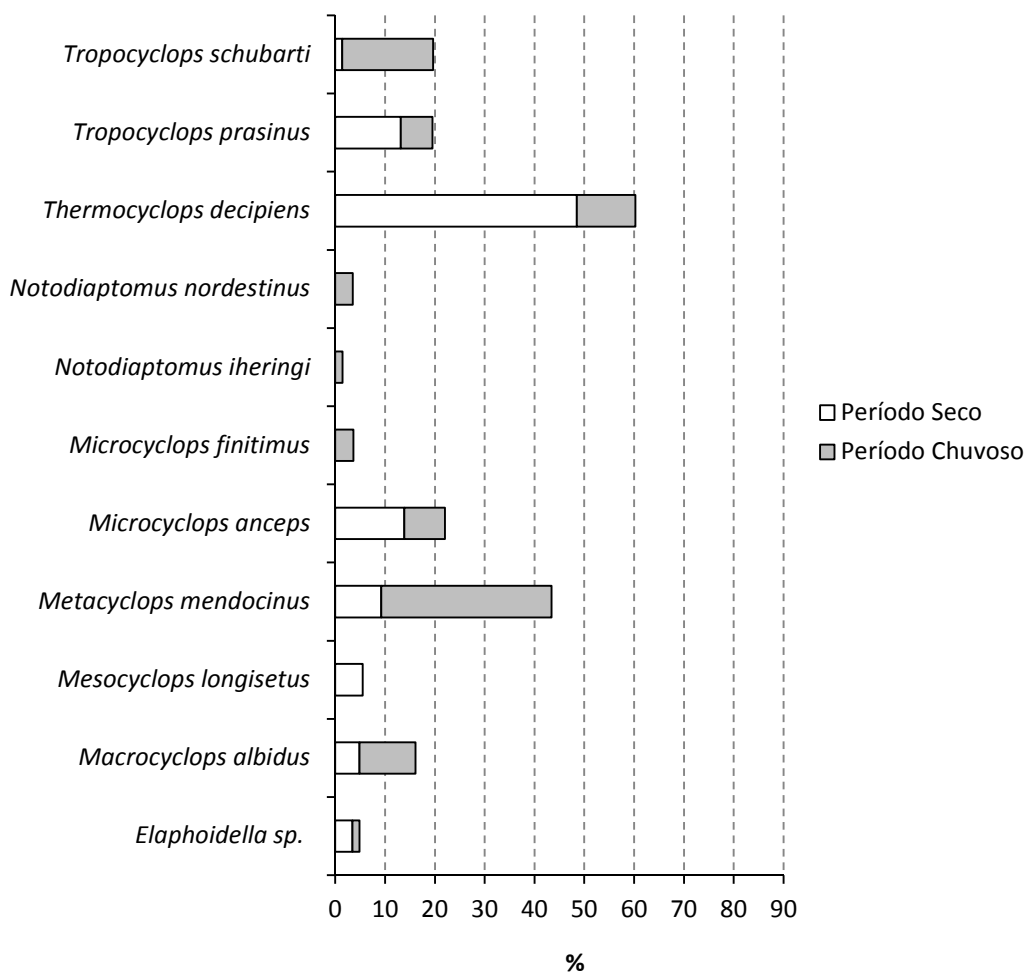


Figura 27. Abundância relativa média (%) dos *taxa* de copépodes encontrados no reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso.

Dentre os *taxa* encontrados, os únicos pertencentes à ordem Calanoida foram *Notodiaptomus iheringi* e *Notodiaptomus nordestinus* (família Diaptomidae), que só foram observados no período chuvoso, e o único táxon pertencente à ordem Harpacticoida foi *Elaphoidella sp.* (família Canthocamptidae). À exceção destes, todos os outros *taxa* encontrados pertenceram à mesma família, Cyclopidae, da ordem Cyclopoida. Com isso, a família Cyclopidae apresentou a maior abundância de organismos tanto no período seco quanto no chuvoso (96% e 83% do total de copépodes nestes períodos respectivamente). A família Canthocamptidae apresentou abundância média de 4% no período seco e 2% no chuvoso, e a família Diaptomidae apresentou abundância média de 15% no período chuvoso (Figura 28). Os valores das densidades de cada família em cada mês de estudo são apresentados no Apêndice B.

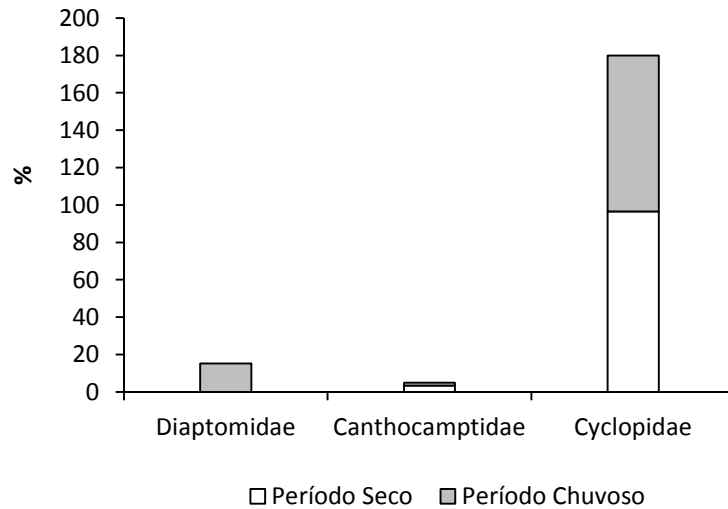


Figura 28. Abundância relativa média (%) de cada família de copépode encontrada no reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso.

Os copépodes foram classificados de acordo com seus hábitos alimentares, tendo predominado *taxa* predadores e algívoros (94% da densidade total dos *taxa* encontrados), seguidos por *taxa* algívoros e detritívoros (6%) (Tabela 6, Figura 29).

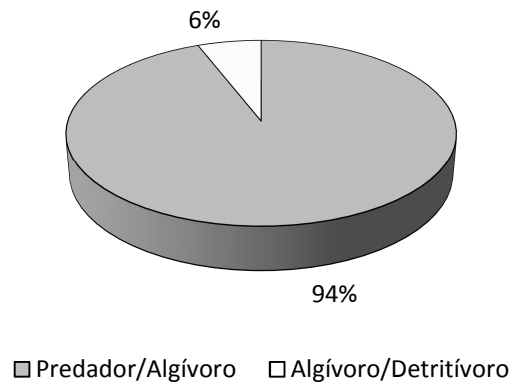


Figura 29. Abundância relativa média (%) dos *taxa* de copépodes de cada tipo de hábito alimentar encontrados no período de estudo no reservatório do Monjolinho.

7.4 Relação entre as Variáveis Bióticas e Abióticas

A comparação entre as abundâncias e biomassas relativas das populações dos organismos encontrados no reservatório está mostrada na Tabela 7. Considerando todos os organismos encontrados (com exceção das bactérias), os nanoflagelados heterotróficos foram mais abundantes no reservatório nos períodos seco e chuvoso, seguidos pelos ciliados.

Tabela 7. Biomassa média anual ($\mu\text{g C L}^{-1}$) e densidades médias (ind mL^{-1}), nos diferentes períodos estudados, dos organismos estudados no reservatório do Monjolinho. NFH = nanoflagelados heterotróficos.

	Densidade Média (ind mL^{-1})			Biomassa Média Anual ($\mu\text{g C L}^{-1}$)
	Período Seco	Período Chuvoso	Média Anual	
NFH	13212,0	10350,0	11781,0	21,0
Ciliados	7,0	31,0	19,0	355,40
Rotíferos	9,0	2,0	6,0	0,01
Cladóceros	0,17	2,76	1,0	0,01*
Copépodes	0,04	0,5	0,27	0,007**

* Dado da literatura. Fonte: Melão (1997).

** Dado da literatura. Fonte: Okano (1994).

Os NFH contribuíram com 6% da biomassa total de protozoários, enquanto que os ciliados representaram 94% dessa biomassa. Dentre os organismos metazooplânctônicos, os rotíferos contribuíram com a maior parte da biomassa (47%), conforme apresentado na Figura 30.

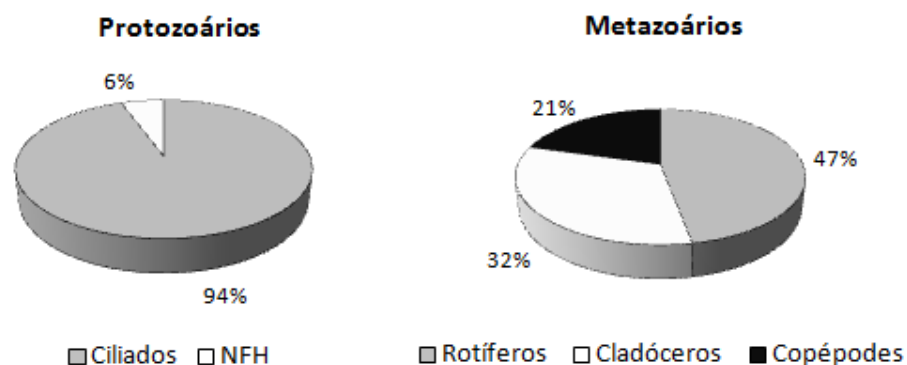


Figura 30. Frações (%) da biomassa total de protozoários e organismos metazooplânctônicos correspondentes a ciliados, NFH, rotíferos, cladóceros e copépodes. NFH = nanoflagelados heterotróficos.

As correlações encontradas entre as variáveis limnológicas e as densidades dos grupos de organismos encontrados no reservatório são mostradas na Tabela 8. A densidade de protozoários ciliados apresentou correlações significativas com a temperatura, pluviosidade, condutividade, concentração de clorofila-*a* e concentração de fósforo total. Já a densidade de NFH apresentou correlações significativas com o índice de estado trófico, pH, concentração de material em suspensão total e concentração de nitrogênio total. Com relação aos organismos metazooplanctônicos, a densidade de cladóceros se correlacionou significativamente com a densidade de NFH, enquanto a densidade de copépodes apresentou correlação significativa com o índice de estado trófico, a concentração de clorofila-*a* e as densidades de NFH e cladóceros.

7.5 Índices Ambientais

7.5.1 Índice de Saprobiidade de Pantle & Buck (ISPB)

Os resultados obtidos para o índice de saprobiidade do ambiente nos períodos seco e chuvoso estão representados na Figura 31. Em ambos os períodos o reservatório foi enquadrado na zona beta-mesosapróbica. O ISPB médio para o ambiente foi de 2,3, o que enquadra o ambiente nesta mesma zona e o classifica como um ambiente moderadamente poluído.

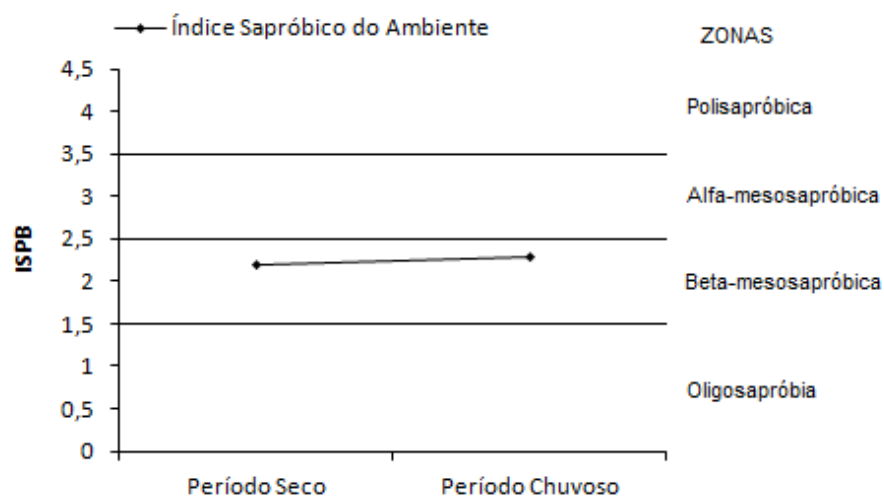


Figura 31. Valores do índice de saprobiidade de Pantle & Buck (ISPB) obtidos para o reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso e sua classificação de acordo com as zonas de saprobiidade.

7.5.2 Índice de Estado Trófico (IET)

Os resultados obtidos para o IET médio referente aos períodos seco e chuvoso são representados na Figura 32. O maior IET foi obtido no período chuvoso (56,0) e o menor no período seco (51,5). Com isso, o reservatório do Monjolinho foi classificado como eutrófico no período chuvoso e mesotrófico no período seco. O IET médio total do ambiente foi de 53,7, sendo o reservatório classificado, de modo geral, como um ambiente meso-eutrófico.

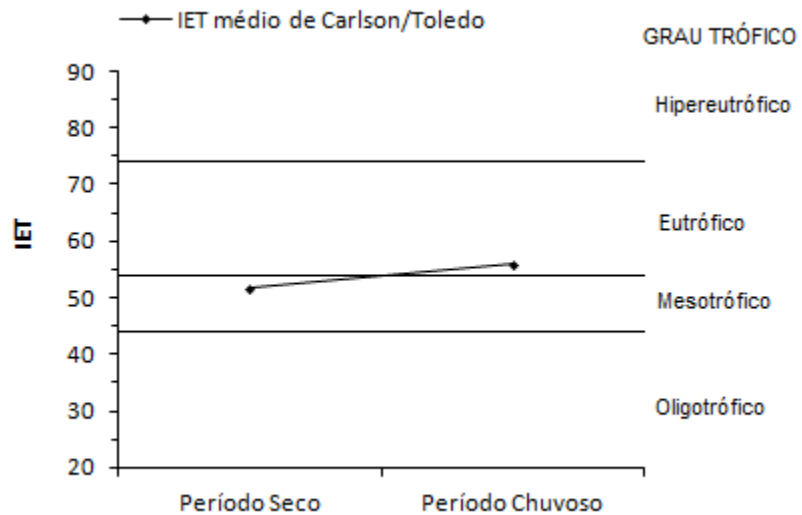


Figura 32. Valores do índice de estado trófico (IET) médio de Carlson (1977) modificado por Toledo *et al.* (1983) calculados para o reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso e a sua classificação de acordo com o grau trófico.

7.6 Experimentos de Bacterivoria

As células bacterianas marcadas fluorescentemente adicionadas aos organismos nos experimentos de bacterivoria são mostradas na Figura 33.



Figura 33. Células de *Escherichia coli* marcadas fluorescentemente (FLB) com DTAF, observadas em microscopia de epifluorescência sob luz azul. Aumento de 400x.

7.6.1 Bacterivoria com Protozoários

Os testes T de Student e F de Fisher mostraram diferenças significativas entre as taxas individuais de ingestão e remoção de bactérias de protozoários ciliados e NFH entre os períodos seco e chuvoso. As taxas de ingestão individuais de bactérias encontradas para os protozoários ciliados foram maiores do que as encontradas para NFH nos dois períodos. A taxa de ingestão individual de ciliados no período seco (\pm DP) foi $11,7 \times 10^3$ bact ind⁻¹ h⁻¹ ($\pm 16 \times 10^3$) e no chuvoso $13,4 \times 10^3$ cel ind⁻¹ h⁻¹ ($\pm 1,5 \times 10^3$). A taxa de ingestão de NFH foi $0,7 \times 10^3$ cel ind⁻¹ h⁻¹ ($\pm 0,2 \times 10^3$) no período seco e $1,7 \times 10^3$ bact ind⁻¹ h⁻¹ ($\pm 0,2 \times 10^3$) no chuvoso (Figura 34). A taxa de ingestão média de ciliados foi $12,6 \times 10^3$ bact ind⁻¹ h⁻¹ ($\pm 1,0 \times 10^3$), e de NFH $3,5 \times 10^3$ bact ind⁻¹ h⁻¹ ($\pm 2,1 \times 10^3$).

A taxa de remoção individual de ciliados no período seco foi 27×10^3 nL ind⁻¹ h⁻¹ ($\pm 30 \times 10^3$) e no período chuvoso $26,7 \times 10^3$ nL ind⁻¹ h⁻¹ ($\pm 6,8 \times 10^3$). A taxa de remoção individual de nanoflagelados foi $2,3 \times 10^3$ nL ind⁻¹ h⁻¹ ($\pm 1,1 \times 10^3$) na estação seca e $3,3 \times 10^3$ nL ind⁻¹ h⁻¹ ($\pm 0,4 \times 10^3$) na chuvosa (Figura 34). A taxa de remoção média de ciliados foi $26,8 \times 10^3$ nL ind⁻¹ h⁻¹ ($\pm 2 \times 10^3$), e de NFH $8,4 \times 10^3$ nL ind⁻¹ h⁻¹ ($\pm 2 \times 10^3$). Os protozoários contendo FLB em seu interior são mostrados na Figura 35.

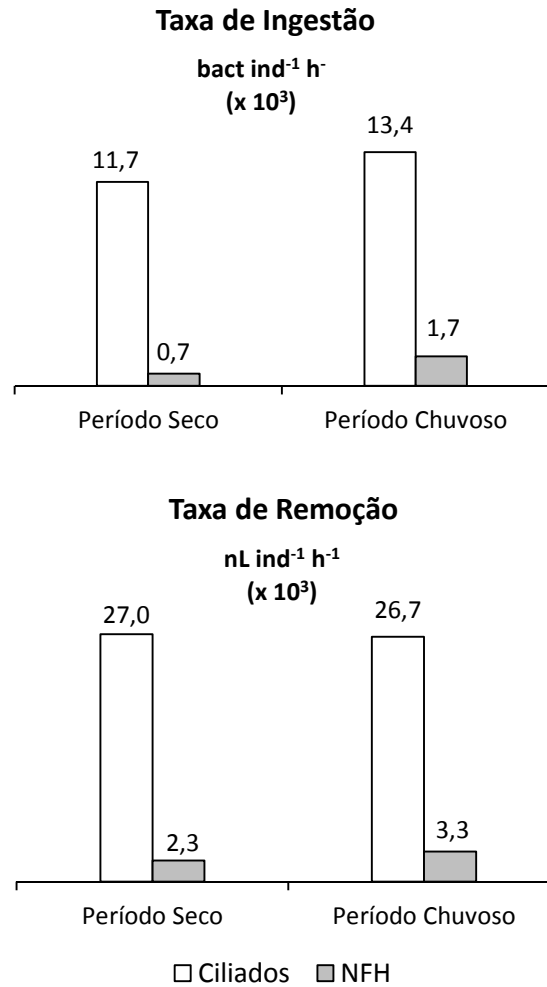


Figura 34. Taxas individuais de ingestão ($\text{bact ind}^{-1} \text{h}^{-1}$) e remoção ($\text{nL ind}^{-1} \text{h}^{-1}$) de bactérias por protozoários ciliados e nanoflagelados heterotróficos (NFH) observadas no reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso.

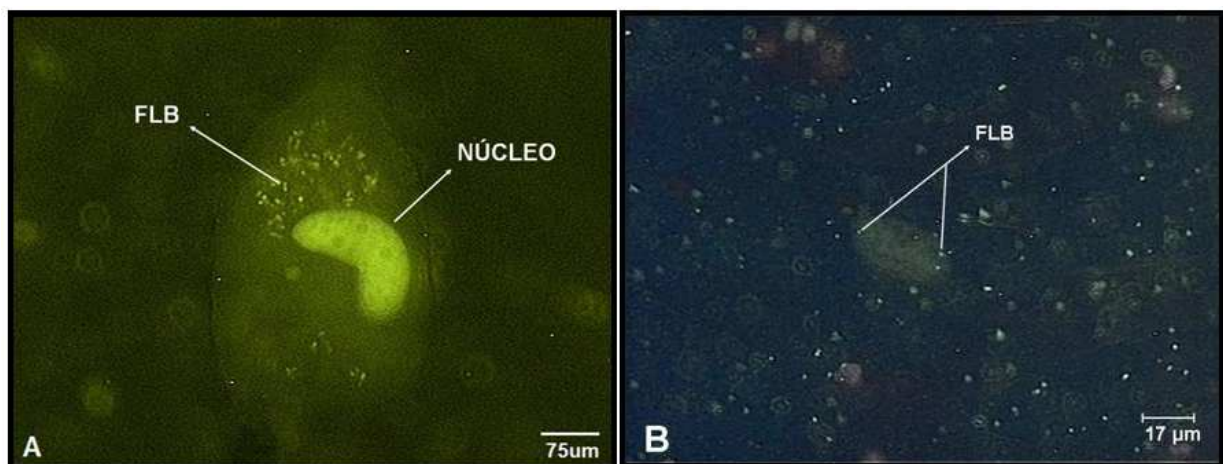


Figura 35. Protozoário ciliado (A) e nanoflagelado (B) em microscopia de epifluorescência sob luz azul após experimentos de bacterivoria. A figura evidencia o núcleo e as FLB. Aumento de 400x.

Apesar das maiores taxas individuais de ingestão para ciliados durante o período de exposição à bacterivoria, as taxas populacionais de ingestão de ciliados foram menores que as de flagelados e, com isso, em termos populacionais, os nanoflagelados mostraram-se os principais protozoários consumidores de bactérias no sistema quando comparados aos ciliados. Os testes T e F não mostraram diferenças significativas nestas taxas entre os períodos seco e chuvoso (Tabela 1 – Apêndice C). A taxa de ingestão média anual da população de NFH (\pm DP) foi 306×10^4 bact $\text{mL}^{-1} \text{h}^{-1}$ ($\pm 115 \times 10^4$) e da população de ciliados foi $9,6 \times 10^4$ bact $\text{mL}^{-1} \text{h}^{-1}$ ($\pm 2,2 \times 10^4$) (Figura 36).

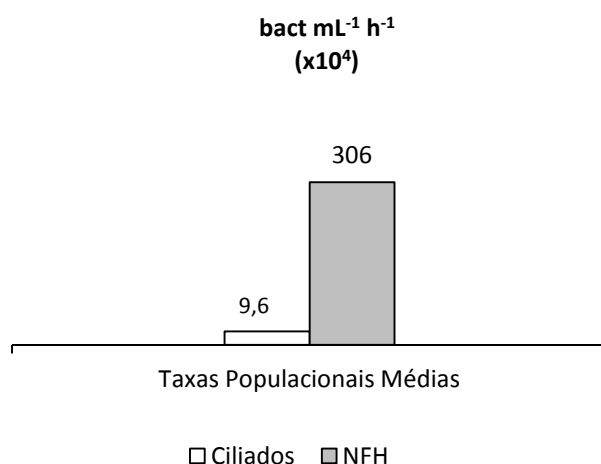


Figura 36. Taxas populacionais médias de ingestão de bactérias (bact $\text{mL}^{-1} \text{h}^{-1}$) por protozoários ciliados e nanoflagelados heterotróficos (NFH) observadas no reservatório do Monjolinho no período de estudo.

Dentre os NFH, os organismos maiores que $10 \mu\text{m}$ (classe III) apresentaram a maior taxa média individual de ingestão de bactérias tanto no período seco quanto no chuvoso ($0,3 \times 10^3$ bact $\text{ind}^{-1} \text{h}^{-1}$ e $0,9 \times 10^3$ bact $\text{ind}^{-1} \text{h}^{-1}$, respectivamente), seguidos pelos organismos com tamanho entre $5 \mu\text{m}$ e $10 \mu\text{m}$ ($0,2 \times 10^3$ bact $\text{ind}^{-1} \text{h}^{-1}$ e $0,4 \times 10^3$ bact $\text{ind}^{-1} \text{h}^{-1}$, respectivamente). Já com relação à remoção de bactérias, os NFH entre $5 \mu\text{m}$ e $10 \mu\text{m}$ apresentaram a maior taxa média de remoção tanto no período seco quanto no chuvoso ($1,1 \times 10^3$ nL $\text{ind}^{-1} \text{h}^{-1}$ e $10,8 \times 10^3$ nL $\text{ind}^{-1} \text{h}^{-1}$, respectivamente). Os valores das taxas individuais médias de ingestão e remoção das diferentes classes de tamanho de NFH são mostrados na Tabela 9.

Tabela 9. Valores das taxas individuais médias de ingestão ($\text{bact ind}^{-1} \text{h}^{-1}$) e remoção ($\text{nL ind}^{-1} \text{h}^{-1}$) de bactérias de nanoflagelados heterotróficos (NFH) de diferentes tamanhos nos períodos seco e chuvoso. Classe I: $\text{NFH} < 5\mu\text{m}$; Classe II: $5\mu\text{m} \leq \text{NFH} \leq 10\mu\text{m}$; Classe III: $\text{NFH} > 10\mu\text{m}$.

Classe	Taxa Ingestão ($\text{bact ind}^{-1} \text{h}^{-1}$)		Taxa Remoção ($\text{nL ind}^{-1} \text{h}^{-1}$)	
	Período Seco	Período Chuvoso	Período Seco	Período Chuvoso
III	321,8	962,6	993,9	1885,4
II	231,9	422,3	1100,1	3617,5
I	160,0	307,3	497,3	585,6

Apesar de apresentarem as menores taxas individuais de ingestão, os NFH menores que $5\mu\text{m}$ (classe I) apresentaram as maiores taxas populacionais médias de ingestão, ingerindo aproximadamente $172,6 \times 10^4 \text{ bact mL}^{-1} \text{h}^{-1}$, quantidade que correspondeu a 56% da bacterivoria total por NFH (Figura 37). Os valores das taxas de ingestão populacionais ($\text{bact mL}^{-1} \text{h}^{-1}$) de NFH de diferentes classes de tamanho são apresentados no Apêndice C.

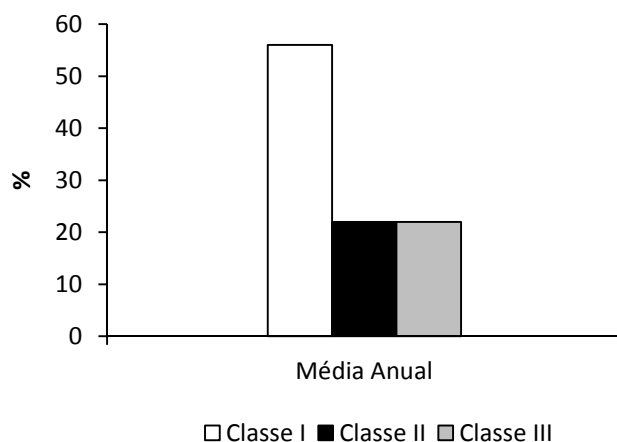


Figura 37. Frações (%) da taxa populacional média de ingestão de bactérias por nanoflagelados heterotróficos (NFH) correspondentes às diferentes classes de tamanho. Classe I: $\text{NFH} < 5\mu\text{m}$; Classe II: $5\mu\text{m} \leq \text{NFH} \leq 10\mu\text{m}$; Classe III: $\text{NFH} > 10\mu\text{m}$.

Dentre os protozoários ciliados, em média anual, o grupo Peritrichia foi o que mais ingeriu bactérias ($3,1 \times 10^4 \text{ bact mL}^{-1} \text{h}^{-1}$, 12%), seguido por Oligotrichida ($2,2 \times 10^4 \text{ bact mL}^{-1} \text{h}^{-1}$, 9%) (Figura 38). Contudo, nem todos os grupos puderam ser identificados no momento da análise da bacterivoria e a taxa de ingestão referente ao conjunto de organismos não identificados representou a maior fração da bacterivoria (71%). Os valores das taxas

médias de ingestão populacionais ($\text{bact mL}^{-1} \text{ h}^{-1}$) dos grupos de ciliados identificados são apresentadas no Apêndice C.

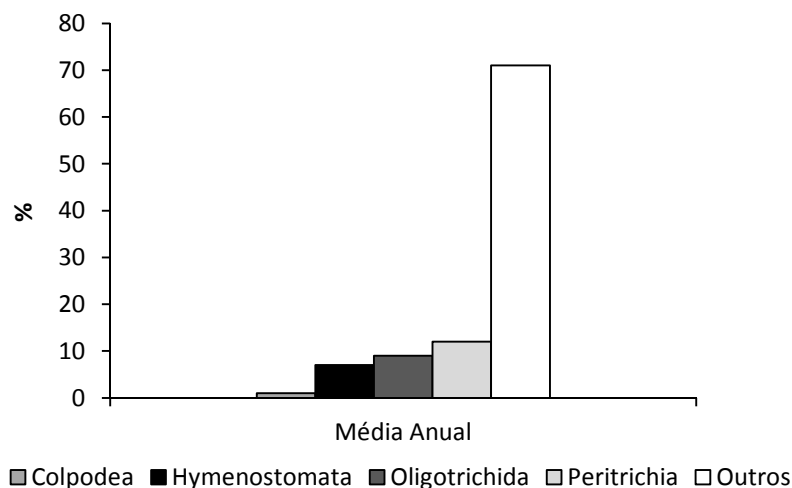


Figura 38. Frações (%) da taxa populacional média de ingestão de bactérias por ciliados correspondentes aos diferentes grupos de ciliados.

7.6.2 Bacterivoria de Organismos Metazooplanctônicos

Os testes T de Student e F de Fisher não mostraram diferenças significativas entre as taxas individuais de ingestão e remoção de bactérias de rotíferos e copépodes entre os períodos seco e chuvoso, no entanto mostraram diferenças significativas nas taxas de ingestão de cladóceros (Tabela 1 – Apêndice C). As taxas individuais de ingestão e remoção de bactérias por rotíferos, cladóceros e copépodes são mostradas na Figura 39. As taxas de ingestão e remoção de cladóceros foram maiores que as encontradas para rotíferos e copépodes na estação chuvosa. Já na estação seca, a taxa de ingestão individual de rotíferos foi maior que a de cladóceros e copépodes. As taxas de ingestão individuais médias de rotíferos, cladóceros e copépodes (\pm DP) foram $11 \times 10^4 \text{ bact ind}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ($\pm 0,9 \times 10^4$), $27,7 \times 10^4 \text{ bact ind}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ($\pm 27 \times 10^4$) e $0,08 \times 10^4 \text{ bact ind}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ($\pm 0,03 \times 10^4$), respectivamente. As taxas de remoção médias de rotíferos, cladóceros e copépodes foram $25,4 \times 10^4 \text{ nL ind}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ($\pm 2,9 \times 10^4$), $55,6 \times 10^4 \text{ nL ind}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ($\pm 37 \times 10^4$) e $0,18 \times 10^4 \text{ nL ind}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ($\pm 0,8 \times 10^4$), respectivamente.

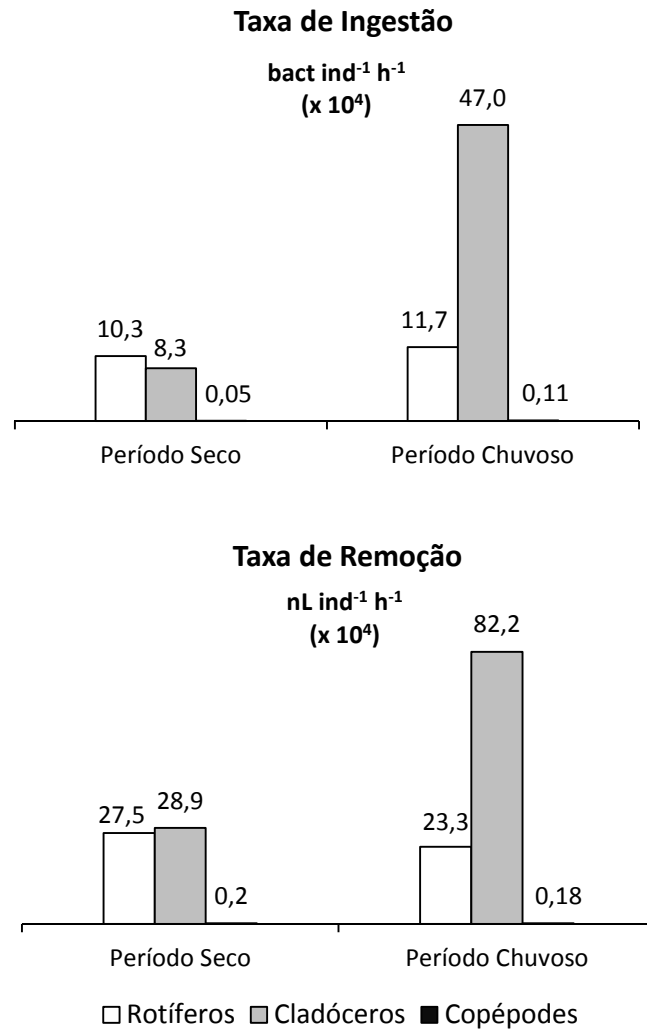


Figura 39. Taxas individuais de ingestão ($\text{bact ind}^{-1} \text{h}^{-1}$) e remoção ($\text{nL ind}^{-1} \text{h}^{-1}$) de bactérias por rotíferos, cladóceros e copépodes observadas no reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso.

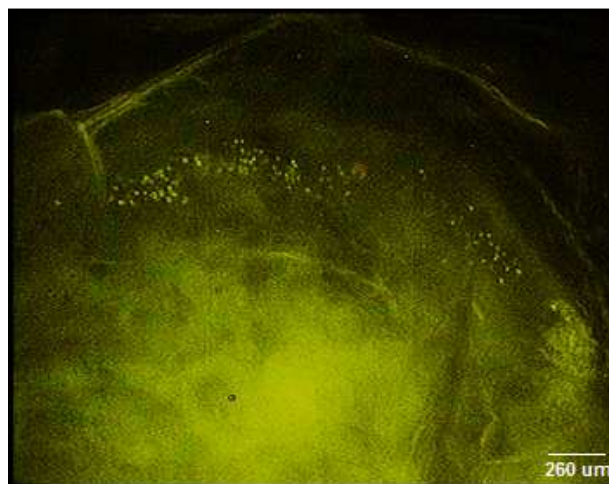


Figura 40. Trato digestivo de um cladóceros com FLB em seu interior sob microscopia de epifluorescência sob luz azul. Aumento 400x.

Com relação às taxas de ingestão populacionais, os testes T e F mostraram diferenças significativas entre os períodos seco e chuvoso para todos os organismos metazooplancônicos (Tabela 1 – Apêndice C). A população de rotíferos apresentou as maiores taxas tanto no período seco quanto no chuvoso ($97,7 \times 10^4$ bact mL⁻¹ h⁻¹ e $19,3 \times 10^4$ bact mL⁻¹ h⁻¹, respectivamente), seguida pela população de cladóceros ($0,8 \times 10^4$ bact mL⁻¹ h⁻¹ no período seco e $7,1 \times 10^4$ bact mL⁻¹ h⁻¹ no chuvoso) (Figura 41). As taxas populacionais médias de rotíferos, cladóceros e copépodes (\pm DP) foram, respectivamente, $58,8 \times 10^4$ bact mL⁻¹ h⁻¹ ($\pm 55,4 \times 10^4$), $4,0 \times 10^4$ bact mL⁻¹ h⁻¹ ($\pm 4 \times 10^4$) e $0,01 \times 10^4$ bact mL⁻¹ h⁻¹ ($\pm 0,1 \times 10^4$).

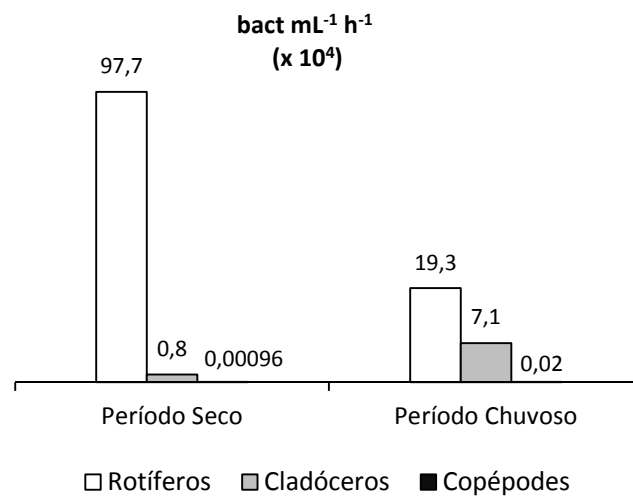


Figura 41. Taxas populacionais de ingestão de bactérias (bact mL⁻¹ h⁻¹) por rotíferos, cladóceros e copépodes observadas no reservatório do Monjolinho durante os períodos seco e chuvoso.

Com relação aos rotíferos, o gênero que apresentou em média a maior taxa de ingestão individual foi *Rhinoglena* ($62,3 \times 10^3$ bact ind⁻¹ h⁻¹), seguido por *Brachionus* ($35,1 \times 10^3$ bact ind⁻¹ h⁻¹). Os gêneros que apresentaram as maiores taxas de remoção individual também foram *Rhinoglena* ($129,8 \times 10^3$ bact ind⁻¹ h⁻¹) e *Brachionus* ($72,3 \times 10^3$ bact ind⁻¹ h⁻¹) (Tabela 10). Contudo, em termos populacionais, no período seco o gênero *Filinia* apresentou a maior taxa de ingestão, ingerindo cerca de $48,0 \times 10^4$ bact mL⁻¹ h⁻¹, o equivalente a 52% da bacterivoria total de rotíferos nesse período, seguido pelo gênero *Polyarthra* ($22,0 \times 10^4$ bact mL⁻¹ h⁻¹, 24%). No período chuvoso, o gênero de rotíferos que mais ingeriu bactérias populacionalmente foi *Keratella* ($7,7 \times 10^4$ bact mL⁻¹ h⁻¹, 32%), seguido por *Polyarthra* ($2,6 \times 10^4$ bact mL⁻¹ h⁻¹, 11%) (Figura 42). Os valores das taxas de ingestão populacionais de cada gênero de rotífero são apresentados no Apêndice C e suas porcentagens correspondentes estão representadas na Figura 42.

Dentre as famílias de rotíferos, a família Testudinellidae apresentou a maior taxa de ingestão populacional no período seco ($48,0 \times 10^4$ bact mL⁻¹ h⁻¹, 53%), seguida por Synchaetidae ($22,0 \times 10^4$ bact mL⁻¹ h⁻¹, 24%). No período chuvoso, a família que mais ingeriu bactérias foi Brachionidae ($9,0 \times 10^4$ bact mL⁻¹ h⁻¹, 50%), seguida por Synchaetidae ($2,6 \times 10^4$ bact mL⁻¹ h⁻¹, 14%). Os valores das taxas de ingestão populacionais de cada família de rotífero são apresentados no Apêndice C e suas porcentagens correspondentes estão representadas na Figura 43.

Tabela 10. Valores das taxas médias individuais de ingestão (bact ind⁻¹ h⁻¹) e remoção (nL ind⁻¹ h⁻¹) de bactérias por representantes de diferentes gêneros de rotíferos encontrados no reservatório do Monjolinho.

Gêneros	Taxa Ingestão (bact ind ⁻¹ h ⁻¹ x10 ³)	Taxa Remoção (nL ind ⁻¹ h ⁻¹ x10 ³)
	Média ± Desvio padrão	Média ± Desvio padrão
<i>Rhinoglena</i>	62,3 ± 44,0	129,8 ± 91,7
<i>Brachionus</i>	35,1 ± 16,4	72,4 ± 35,2
<i>Rotaria</i>	23,6 ± 16,6	49,1 ± 34,7
<i>Ascomorpha</i>	22,0 ± 16,1	44,7 ± 35,4
<i>Filinia</i>	21,9 ± 16,9	60,4 ± 65,2
<i>Euchlanis</i>	20,6 ± 12,2	27,4 ± 2,5
<i>Philodina</i>	19,6 ± 13,8	49,1 ± 34,7
<i>Polyarthra</i>	16,4 ± 6,9	36,7 ± 20,1
<i>Trichocerca</i>	10,4 ± 4,7	21,7 ± 2,6
<i>Asplanchna</i>	9,2 ± 2,2	24,8 ± 15,7
<i>Keratella</i>	8,4 ± 1,6	19,3 ± 10,7
<i>Epiphanes</i>	7,3 ± 3,8	17,5 ± 3,3
<i>Lepadella</i>	6,2 ± 4,3	15,7 ± 11,1
<i>Mytilina</i>	4,6 ± 0,9	14,4 ± 6,6
<i>Platyas</i>	4,3 ± 3,0	21,6 ± 15,2
<i>Synchaeta</i>	2,3 ± 1,6	11,8 ± 8,3

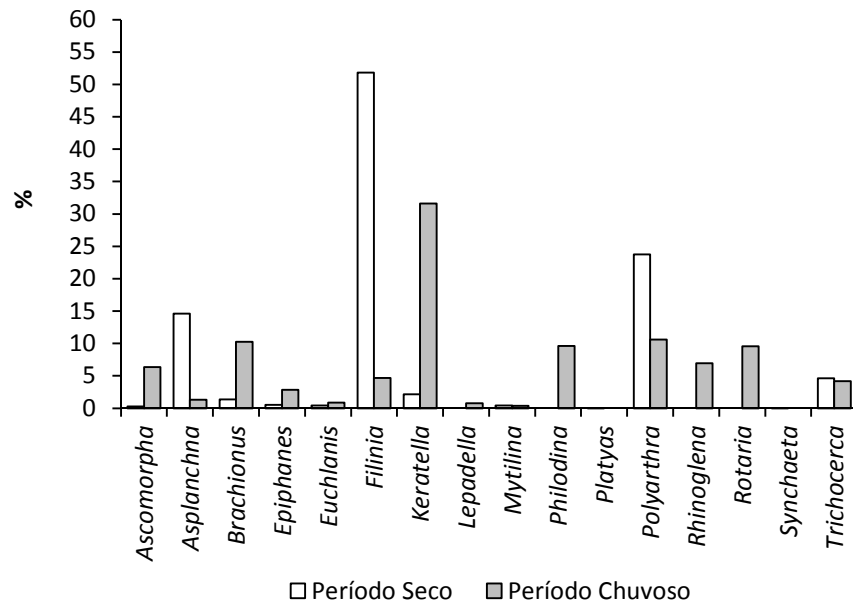


Figura 42. Frações das taxas populacionais de ingestão de bactérias ($\text{bact mL}^{-1} \text{h}^{-1}$) correspondentes aos diferentes gêneros de rotíferos encontrados no reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso.

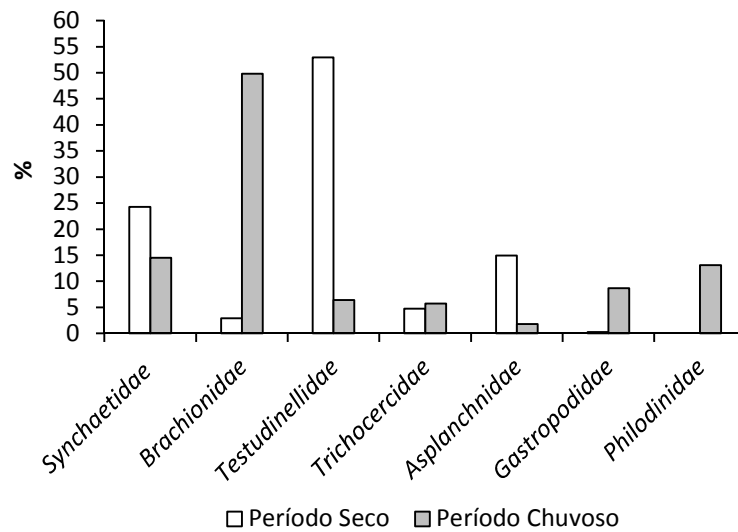


Figura 43. Frações das taxas populacionais de ingestão de bactérias ($\text{bact mL}^{-1} \text{h}^{-1}$) por rotíferos correspondentes as diferentes famílias de rotíferos encontradas no reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso.

Com relação aos cladóceros, a família que individualmente mais consumiu bactérias no período seco foi Moinidae ($4,8 \times 10^4 \text{ bact ind}^{-1} \text{h}^{-1}$). No período chuvoso a família que mais ingeriu bactérias foi Daphnidae ($40,6 \times 10^4 \text{ bact ind}^{-1} \text{h}^{-1}$). As famílias que individualmente apresentaram maior taxa de remoção foram Bosminidae no período seco ($16,3 \times 10^4 \text{ nL ind}^{-1} \text{h}^{-1}$) e Daphnidae no chuvoso ($58 \times 10^4 \text{ nL ind}^{-1} \text{h}^{-1}$). As taxas individuais de

ingestão e remoção de bactérias pelas diferentes famílias de cladóceros nos períodos seco e chuvoso são mostradas na Tabela 11.

Apesar das maiores taxas individuais de Moinidae e Daphnidae, populacionalmente a família Bosminidae apresentou a maior taxa de ingestão tanto no período seco quanto no chuvoso (53% e 69%, respectivamente), seguida por Moinidae (43% e 16%, respectivamente). Os valores das taxas de ingestão populacionais de cada família são apresentados no Apêndice C e suas porcentagens correspondentes são mostradas na Figura 44.

Tabela 11. Valores das taxas individuais de ingestão ($\text{bact ind}^{-1} \text{h}^{-1}$) e remoção ($\text{nL ind}^{-1} \text{h}^{-1}$) de bactérias de diferentes famílias de cladóceros, nos períodos seco e chuvoso.

Família	Taxa Ingestão ($\text{bact ind}^{-1} \text{h}^{-1} \times 10^4$)		Taxa Remoção ($\text{nL ind}^{-1} \text{h}^{-1} \times 10^4$)	
	Período Seco	Período Chuvoso	Período Seco	Período Chuvoso
Bosminidae	3,5	6	16,3	13,4
Chydoridae	1,3	28,7	5,6	52,0
Daphnidae	0,7	40,6	2,6	58,0
Moinidae	4,8	10,2	13,4	19,2

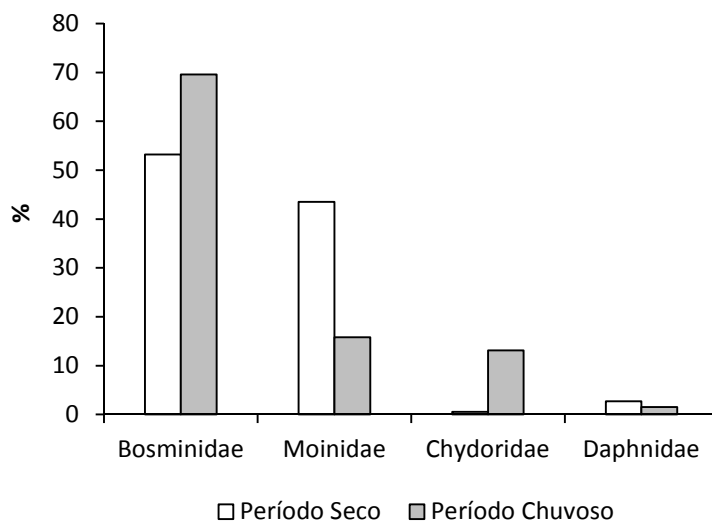


Figura 44. Frações das taxas populacionais de ingestão de bactérias ($\text{bact mL}^{-1} \text{h}^{-1}$) de cladóceros correspondentes as diferentes famílias encontradas no reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso.

Com relação aos copépodes, em média, a família que individualmente em média mais consumiu bactérias foi Cyclopidae ($0,06 \times 10^4 \text{ bact ind}^{-1} \text{h}^{-1}$) seguida por Canthocamptidae ($0,03 \times 10^4 \text{ bact ind}^{-1} \text{h}^{-1}$). A família Cyclopidae também apresentou a maior taxa de remoção individual de bactérias ($0,3 \times 10^4 \text{ nL ind}^{-1} \text{h}^{-1}$) (Tabela 12).

No período seco, todos os copépodes encontrados no reservatório pertenceram à família Cyclopidae, que dominou a bacterivoria com taxa populacional de ingestão de $0,09 \times 10^2 \text{ bact mL}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (100%). No período chuvoso, esta família também apresentou a maior taxa populacional de ingestão ($0,02 \times 10^2 \text{ bact mL}^{-1} \text{ h}^{-1}$), que correspondeu a 98% da bacterivoria de copépodes neste período (Figura 45). As taxas individuais de ingestão e remoção de bactérias pelas diferentes famílias de copépodes são mostradas na Tabela 12 e as taxas populacionais são mostradas na Figura 45. Os valores das taxas de ingestão populacionais de cada família estão mostrados no Apêndice C.

Tabela 12. Valores médios das taxas individuais de ingestão ($\text{bact ind}^{-1} \text{ h}^{-1}$) e remoção ($\text{nL ind}^{-1} \text{ h}^{-1}$) de bactérias das famílias de copépodes encontradas no reservatório do Monjolinho.

Família	Taxa Ingestão ($\text{bact ind}^{-1} \text{ h}^{-1} \times 10^4$)	Taxa Remoção ($\text{nL ind}^{-1} \text{ h}^{-1} \times 10^4$)
	Média ± Desvio padrão	Média ± Desvio padrão
Cyclopidae	$0,06 \pm 0,02$	$0,3 \pm 0,06$
Canthocamptidae	$0,03 \pm 0,02$	$0,05 \pm 0,03$
Diaptomidae	$0,01 \pm 0,005$	$0,02 \pm 0,007$

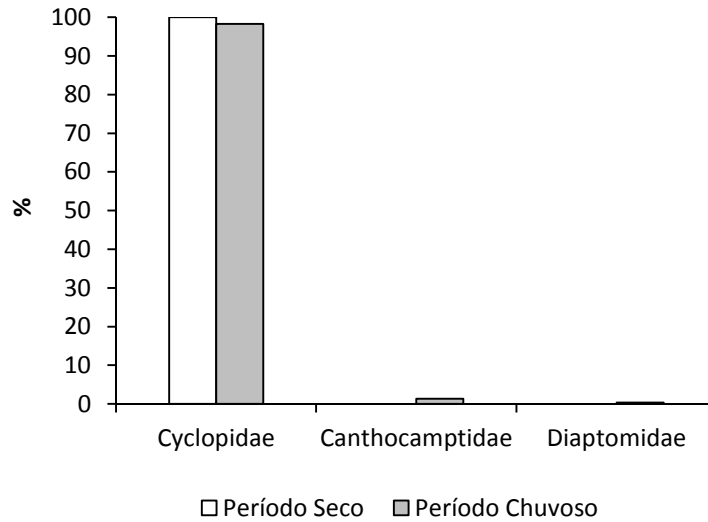


Figura 45. Frações das taxas populacionais de ingestão de bactérias ($\text{bact mL}^{-1} \text{ h}^{-1}$) de copépodes correspondentes as famílias encontradas no reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso.

7.7 Relação entre as Taxas de Ingestão e as Variáveis Bióticas e Abióticas

A comparação das taxas populacionais de ingestão dos organismos encontrados no reservatório está mostrada na Tabela 13. Considerando todos os organismos encontrados, os nanoflagelados heterotróficos foram os organismos que mais consumiram bactérias no reservatório nos períodos seco e chuvoso, seguidos pelos rotíferos e ciliados.

Tabela 13. Taxas de ingestão populacionais ($\text{bact mL}^{-1} \text{h}^{-1}$) dos organismos encontrados no reservatório do Monjolinho. NFH = nanoflagelados heterotróficos.

	Taxa de Ingestão Populacional ($\text{bact mL}^{-1} \text{h}^{-1} \times 10^4$)		
	Período Seco	Período Chuvoso	Média Anual
NFH	225,0	387,1	306,0
Rotíferos	97,7	19,3	58,8
Ciliados	9,6	41,0	25,3
Cladóceros	0,8	7,1	4,0
Copépodes	0,00096	0,02	0,01

Dentre os protozoários, os NFH contribuíram com 92% da bacterivoria por protozoários, enquanto os ciliados representaram 8%. Dentre os organismos metazooplânctônicos, os rotíferos contribuíram com a maior parte da bacterivoria (94%), conforme apresentado na Figura 46.

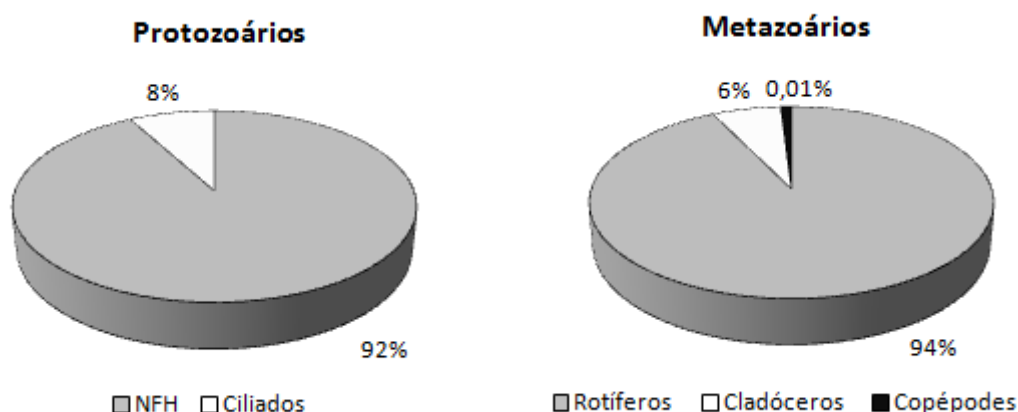


Figura 46. Frações (%) da bacterivoria total de protozoários e organismos metazooplânctônicos correspondentes a ciliados, NFH, rotíferos, cladóceros e copépodes. NFH = nanoflagelados heterotróficos.

Os valores das correlações (Pearson; r) encontradas entre as taxas de ingestão populacionais dos organismos estudados e suas densidades e as variáveis limnológicas são mostrados na Tabela 14. A taxa de ingestão populacional dos ciliados apresentou correlação significativa com o oxigênio dissolvido e com as densidades de cladóceros e copépodes. Já a taxa de ingestão populacional dos NFH apresentou correlação mais significativa com a pluviosidade e com o índice de estado trófico. Com relação às taxas de ingestão dos organismos metazooplantônicos, a taxa populacional dos copépodes se correlacionou mais fortemente com as taxas de ingestão de cladóceros e NFH; a taxa populacional dos cladóceros se correlacionou mais fortemente com o oxigênio dissolvido e com a taxa de ingestão de NFH; e a taxa populacional dos rotíferos apresentou forte correlação apenas com a densidade de rotíferos.

Tabela 14. Correlações (Pearson; r) entre as taxas de ingestão populacionais dos grandes grupos de organismos planctônicos encontrados no reservatório do Monjolinho, suas densidades e as variáveis limnológicas, com destaque para as correlações significativas (em vermelho). NFH = nanoflagelados heterotróficos; T.I = taxa de ingestão; IET = índice de estado trófico; MS = material em suspensão total; OD = oxigênio dissolvido; Dens. = densidade; NT = nitrogênio total; PT = fósforo total; $p < 0,05$.

Variáveis	T.I Ciliados	T.I NFH	T.I Rotíferos	T.I Cladóceros	T.I Copépodes
Temperatura	0,33	-0,57	0,24	-0,002	-0,18
pH	0,27	-0,47	0,35	-0,39	-0,60
Condutividade	-0,43	-0,10	0,10	-0,09	-0,04
OD	-0,58	-0,10	0,19	-0,72	-0,67
Pluviosidade	-0,12	-0,70	-0,07	-0,49	-0,53
Clorofila- <i>a</i>	0,41	-0,47	-0,25	-0,06	-0,28
MS	-0,03	-0,52	0,16	-0,35	-0,27
NT	-0,47	0,21	0,20	0,21	0,37
PT	0,11	0,07	0,07	0,42	0,36
Dens. Ciliados	-0,19	-0,30	-0,23	-0,22	-0,26
Dens. NFH	0,42	0,06	0,06	0,05	-0,15
Dens. Rotíferos	-0,19	-0,20	0,91	-0,10	-0,10
Dens. Cladóceros	0,94	0,005	-0,10	0,56	0,29
Dens. Copépodes	0,98	-0,01	-0,25	0,55	0,28
Dens. Bactérias	-0,08	0,22	-0,31	0,42	0,53
IET	0,41	-0,73	0,05	-0,20	-0,42
T.I Ciliados		-0,04	-0,23	0,57	0,32
T.I NFH			-0,46	0,67	0,78
T.I Rotíferos				-0,31	-0,29
T.I Cladóceros					0,95

8. DISCUSSÃO

8.1 Dados Climatológicos

Considerando-se a temperatura atmosférica e a pluviosidade da região de estudo, nota-se que de novembro a março o reservatório esteve sob a influência de chuvas (temperatura e pluviosidade mais altas) e de abril a outubro esteve em período mais seco (temperaturas amenas e baixa pluviosidade), evidenciando um ciclo sazonal bem definido (Figura 2).

O reservatório do Monjolinho, devido a sua pequena superfície e profundidade (Quadro 1), é uma ambiente extremamente instável do ponto de vista físico, químico e biológico, e, em função desta suas pequenas dimensões, as mudanças nos fatores climatológicos exercem uma influência quase que imediata sobre suas características hidrobiológicas (OKANO, 1994). As variações na temperatura atmosférica são capazes de afetar as concentrações de oxigênio dissolvido, a condutividade elétrica, as concentrações de nutrientes e a dinâmica dos organismos planctônicos, e a precipitação é capaz causar um aumento do nível d'água e contribuir com a entrada de nutrientes e materiais em suspensão de origem alóctone nos sistemas aquáticos (HENRY *et al.*, 1984). A precipitação também influencia a dinâmica dos organismos planctônicos, pois os ritmos estacionais das chuvas nas regiões tropicais, segundo Odum (1988), regulam as atividades de reprodução quase da mesma maneira que os ritmos estacionais de temperatura e luz regulam os organismos de regiões temperadas. Desta forma, as variáveis físicas, químicas e biológicas do reservatório do Monjolinho são influenciadas pelas variações climáticas ao longo do ano, em especial pela precipitação.

8.2 Variáveis Abióticas da Água

8.2.1 Temperatura, pH, Condutividade, Oxigênio Dissolvido, Transparência e Material em Suspensão

O pH é uma das variáveis importantes para a dinâmica dos sistemas aquáticos, pois além de interferir no metabolismo das comunidades e na solubilidade de nutrientes, sofre variações em função dos processos respiratórios, fotossintéticos e da decomposição (ESTEVES, 1998), variando devido ao aumento ou diminuição do consumo de gás carbônico

no ambiente. Neste estudo, o pH da água manteve-se relativamente constante e levemente ácido. O caráter ácido do reservatório já foi anteriormente verificado por Brockelmann (1995), que obteve valores de pH com variação entre 5,31 e 6,63, e Regali-Selegim (1992, 2001), cujo valor médio de pH encontrado para o reservatório foi de 6,58. A acidez da coluna d'água pode estar associada ao caráter ácido do solo da região, por ser um solo característico da vegetação de Cerrado, com alto teor de alumínio (PAESE, 1997). Além disso, a acidez da água pode estar associada à decomposição da matéria orgânica alóctone, que gera ácidos orgânicos, e, segundo Lima (2004) e Minillo (2005), relaciona-se a elevadas taxas fotossintéticas. Neste estudo, esta última relação parece não ser significativa, uma vez que a correlação entre a clorofila-*a* e os valores de pH foi positiva e não significativa (Tabela 8).

A transparência da água está relacionada à pluviosidade e à quantidade de material em suspensão particulado e dissolvido na coluna d'água. No período seco, a transparência da água foi maior devido aos menores índices de pluviosidade e às menores quantidades de material em suspensão total no reservatório (Figuras 2 e 6). Já no período chuvoso, as quantidades de material em suspensão aumentaram e a transparência da água foi conseqüentemente menor (Figura 4). No reservatório, a entrada de material em suspensão está relacionada à ocorrência das chuvas pelo aporte de material proveniente do escoamento superficial da bacia de drenagem e tributários do rio Monjolinho (SANTOS, 2009). Segundo Salami (1996), a concentração de sólidos em sistemas aquáticos também pode estar relacionada à pedologia da área, à tipologia da vegetação e a causas antrópicas.

Uma das conseqüências do incremento de material em suspensão em corpos d'água é a limitação da penetração de energia luminosa, que, dependendo da quantidade, pode interferir no balanço de oxigênio dissolvido, devido à diminuição dos processos fotossintéticos (SALAMI, 1996). Neste trabalho, de fato houve uma relação inversa entre as concentrações de material em suspensão totais e a quantidade clorofila-*a* do sistema, contudo, esta relação não foi significativa (Tabela 8).

Com relação à condutividade elétrica, o valor médio encontrado no período chuvoso ($40 \mu\text{S cm}^{-1}$) foi ligeiramente mais elevado que o valor médio obtido por Regali-Selegim (1992, 2001) no mesmo ambiente ($38,0 \mu\text{S cm}^{-1}$), o que pode indicar um pequeno aumento da quantidade de nutrientes na água, alteração na concentração de íons e aumento da eutrofização do sistema do ano de estudo da autora para o ano atual. O aumento de íons na coluna d'água é evidenciado pelas altas concentrações de nitrito e amônio no reservatório neste período (Figura 7).

Outro importante fator para a dinâmica dos ambientes aquáticos é a temperatura, que influencia o metabolismo das comunidades e causa alterações na estrutura física da coluna d'água e na disponibilidade dos nutrientes (ESTEVES, 1998). No reservatório do Monjolinho, a temperatura da água variou de acordo com o ciclo sazonal da temperatura atmosférica, com valores mais altos na estação chuvosa e valores relativamente menores em na estação seca. Os valores de temperatura encontrados no presente estudo ficaram dentro do esperado para o reservatório considerando-se outros trabalhos realizados no mesmo local. Viana (2005) encontrou uma máxima de 25,2°C para a temperatura da água do reservatório no período chuvoso e Hisatugo (2009) encontrou uma amplitude de 23°C a 25°C no mesmo período e de 15,3°C a 23,8°C no período seco.

Correlações positivas foram encontradas entre a temperatura e a densidade de organismos metazooplancônicos, bactérias e protozoários, especialmente os ciliados (Tabela 8). Isto era esperado pelo fato de que a temperatura influencia no aumento do metabolismo e das taxas reprodutivas destes organismos, o que resulta em aumentos populacionais e causa alterações na estrutura física da coluna d'água aumentando a disponibilidade dos nutrientes (APPLE *et al.*, 2008; APPLE *et al.*, 2006). Contudo, apesar da elevada temperatura favorecer aumentos populacionais, nem todas as populações dos organismos planctônicos foram significativamente mais abundantes quando a temperatura da água foi mais elevada no reservatório (período chuvoso), o que indica que outros fatores são determinantes no controle da densidade dos organismos planctônicos, como por exemplo, a predação, a disponibilidade de nutrientes e o tempo de residência do reservatório. Além da abundância dos organismos, Sherr & Sherr (1991) ressaltam que elevadas temperaturas também favorecem o *grazing*, que é dependente e aumenta proporcionalmente a temperatura. Embora correlações significativas entre as taxas de ingestão dos organismos planctônicos e a temperatura não tenham sido encontradas no presente estudo, um estudo anterior de Hisatugo *et al.* (em preparação) mostrou um aumento da bacterivoria de protozoários com o aumento da temperatura ao longo do ano no mesmo reservatório, demonstrando que a influência da temperatura sobre estes organismos é extremamente relevante não apenas em ambientes temperados, mas também subtropicais.

Assim como a temperatura, o oxigênio dissolvido é um dos fatores mais importantes na dinâmica e na caracterização dos ecossistemas aquáticos, pois tem influência na sobrevivência das comunidades aquáticas, além de participar de vários processos químicos. Segundo Esteves (1988), suas principais fontes para a água são a atmosfera e a fotossíntese, e sua perda ocorre pelo consumo da matéria orgânica, perdas para a atmosfera, respiração de

organismos aquáticos e oxidação de íons metálicos, como ferro e manganês. A concentração de oxigênio dissolvido encontrado no reservatório no período chuvoso ficou abaixo da variação encontrado por Hisatugo (2009), de 5,28 a 6,49 mg L⁻¹, para o mesmo ambiente no mesmo período de estudo. Isto pode ter ocorrido devido aos altos valores da temperatura da água obtidos no presente estudo neste período. Isto acontece, pois, de acordo com Fiorucci & Filho (2005), a solubilidade do oxigênio na água depende da temperatura, e com o aumento desta espera-se uma redução na solubilidade do oxigênio. Assim, o aumento característico da temperatura nos meses de verão pode ter levado a uma redução na solubilidade do oxigênio (Figura 5).

8.2.2 Concentração de Nutrientes

a) Formas Nitrogenadas

O nitrogênio é um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos, pois, junto com o carbono, é um dos componentes básicos da biomassa viva. A maior concentração de nitrogênio total no reservatório ocorreu no período seco (Figura 7). As principais vias naturais de entrada de nitrogênio para as águas são a atmosfera, a precipitação pluviométrica e materiais orgânico e inorgânico de origem alóctone (ESTEVES, 1988), além da elevada liberação de compostos nitrogenados resultantes da decomposição de células fitoplanctônicas mortas e da atividade de degradação de detritos orgânicos por bactérias (MINILLO, 2005). As fontes antrópicas de entrada de nitrogênio podem ser o escoamento superficial proveniente de atividades agrícolas, assim como a decomposição da matéria orgânica das lavouras, esgoto sanitário e industrial.

A concentração de nitrito foi mais elevada no período chuvoso em comparação ao seco. Baixas concentrações de nitrito estão relacionadas a uma combinação de fatores, como a decomposição de matéria orgânica e os processos de nitrificação. O processo de nitrificação ocorre a partir da degradação da matéria orgânica, liberando como primeira forma de nitrogênio inorgânico o íon amônio, que pode então ser aproveitado pelos produtores ou oxidado por enzimas, produzindo nitrito e, sucessivamente, nitrato, que reduzido pela ação de bactérias anaeróbias, também se torna uma fonte de nitrito (CARMOUZE, 1994). Assim, o nitrito é uma fase intermediária entre a amônia (forma mais reduzida) e o nitrato (forma mais oxidada).

Segundo Santos (2009), o nitrito é notadamente encontrado em baixas concentrações em ambientes oxigenados. No presente estudo isto é corroborado, uma vez que o período de maior concentração de oxigênio dissolvido na água foi também o de menor concentração de nitrito (Figuras 5 e 7). Em ambientes anaeróbicos, diferentemente dos aeróbicos, podem-se encontrar altas concentrações deste íon, como no hipolímnio de lagos eutróficos em período de estratificação (ESTEVES, 1998). Em concentrações altas, o nitrito é extremamente tóxico a maioria dos organismos aquáticos.

O nitrato e o íon amônio assumem grande importância nos ecossistemas aquáticos na medida em que representam as principais fontes de nitrogênio para os produtores primários (MARGALEF, 1983). Diferente do nitrito, as concentrações de nitrato no reservatório foram mais elevadas na época seca (Figura 7). As altas concentrações de nitrato nessa época podem estar associadas à entrada de algum material alóctone e/ou ao predomínio da nitrificação sobre a amonificação, com redução das concentrações de oxigênio pelas bactérias nitrificantes (ESTEVES, 1998). Por outro lado, as concentrações podem também ter permanecido elevadas em função da assimilação preferencial do íon amônio, uma vez que a concentração deste íon na água foi relativamente mais baixa nesse período em comparação à época chuvosa (Figura 7).

Segundo Santos (2009), no reservatório do Monjolinho, as concentrações elevadas de íon amônio podem ser atribuídas às chuvas, aos escoamentos superficiais de áreas que se credenciam a fontes difusas de aporte de detritos no rio Monjolinho, à decomposição fitoplanctônica e/ou a elevadas taxas metabólicas (excreção e ingestão) da comunidade zooplanctônica. A relação entre a elevada concentração de amônio e a decomposição fitoplanctônica pode ser evidenciada pela elevada concentração de feofitina, que é o produto da degradação da clorofila e indica a decomposição do fitoplâncton, tanto no período chuvoso quanto no seco (Figura 9). Na estação chuvosa, a concentração de amônio no reservatório pode ter sido mais alta devido à maior liberação de compostos nitrogenados resultantes da decomposição de células fitoplanctônicas mortas.

De acordo com Minillo (2005), altas concentrações de íon amônio na água são fortes indicativos da contaminação por dejetos de esgotos, bem como de decomposição desta matéria orgânica. As altas concentrações de nitrito e amônio no reservatório, principalmente na estação chuvosa, provavelmente estiveram relacionadas ao aumento da condutividade elétrica na coluna d'água, e conseqüente aumento da eutrofização do sistema, tendo em vista os maiores valores de condutividade no período de maiores concentrações de nitrito e amônio

e a correlação significativa da condutividade com a concentração de nitrogênio total ($r = 0,81$, Tabela 8).

b) Formas Fosfatadas

O fósforo possui grande importância nos sistemas biológicos, pois participa de processos fundamentais para o metabolismo dos seres vivos, como o armazenamento de energia e a estruturação da membrana celular. Além disso, é o principal fator limitante da produtividade nos ambientes aquáticos e é apontado como o principal responsável pela eutrofização artificial destes ecossistemas (ESTEVES, 1988). Segundo Mansor (2005), as fontes naturais de fósforo para os ecossistemas aquáticos são as rochas da bacia de drenagem, o material particulado presente na atmosfera e o fosfato resultante da decomposição de organismos de origem alóctone. Já as fontes artificiais são esgotos domésticos e industriais, fertilizantes agrícolas e material particulado de origem industrial contido na atmosfera.

No reservatório do Monjolinho, tanto a concentração de fósforo total quanto a de sua fração orgânica atingiram seus maiores valores no período chuvoso, enquanto sua fração inorgânica foi maior no período seco e a de fosfato total dissolvido manteve-se relativamente constante nos dois períodos (Figura 8). As concentrações de fosfato dissolvido e fósforo total obtidas neste trabalho foram menores que a variação obtida por Santos (2009) para o mesmo ambiente (entre $125,3 \mu\text{g L}^{-1}$ e $280,1 \mu\text{g L}^{-1}$ para fosfato dissolvido e média de $118,8 \mu\text{g L}^{-1}$ para fósforo total).

De acordo com Esteves (1988), concentrações mais baixas de fosfatos, principalmente de fosfato inorgânico, em lagos tropicais são explicadas pelo fato de o metabolismo dos organismos aumentar consideravelmente devido a alta temperatura e, com isso, o fosfato inorgânico dissolvido ser mais rapidamente assimilado. Este é um dos principais motivos pelo qual, exceto em ambientes eutrofizados artificialmente, a concentração de ortofosfato detectada em ambientes aquáticos eutróficos é muito baixa (ESTEVES, 1988). O fosfato inorgânico dissolvido é a principal forma de fosfato assimilada pelos vegetais aquáticos (CHESTER, 2000) e neste estudo, a concentração de fósforo total mostrou uma relação direta com a concentração de clorofila-*a* ($r = 0,51$, Tabela 8), o que indica que uma maior disponibilidade de nutrientes pode, de fato, ter favorecido o crescimento da comunidade fitoplanctônica, levando ao aumento das taxas de fotossíntese.

Outra explicação para as baixas concentrações das formas fosfatadas pode estar associada à presença de íons ferro, alumínio, sulfeto, compostos orgânicos e carbonatos, pH e condições de oxi-redução, os quais interferem na precipitação do íon fosfato no ambiente

aquático. O íon ferro na sua forma oxidada demonstra ter capacidade de adsorver o fosfato, porém esta dinâmica de precipitação dos fosfatos depende também das concentrações de oxigênio dissolvido e do pH da água (ESTEVES, 1988). No presente estudo as relações entre as concentrações de fósforo e o oxigênio dissolvido e pH não foram significativas (Tabela 8).

8.2.3 Índice de Estado Trófico (IET)

Os resultados obtidos durante o estudo classificaram o reservatório do Monjolinho como um ambiente meso-eutrófico (Figura 32), resultado semelhante ao encontrado por Santos (2009) para o mesmo ambiente. Como dito anteriormente, os valores de condutividade elétrica encontrados no período chuvoso foram pouco mais elevados que o valor médio obtido por Regali-Seleghim (1992, 2001) no mesmo ambiente, o que pode indicar um aumento da eutrofização do sistema do ano de estudo da autora para o ano atual. No entanto, a eutrofização do sistema está relacionada ao aumento da quantidade de nutrientes e matéria orgânica na coluna d'água e não foram evidenciadas correlações significativas entre as concentrações de nutrientes e o IET neste estudo.

O grau de eutrofização do reservatório do Monjolinho na área do *campus* da UFSCar e os padrões da qualidade da água deparados no rio Monjolinho devem ser atribuídos, segundo Sé (1992), às interferências antrópicas e às propriedades geomorfológicas das áreas de drenagem. A partir de estudos já realizados no rio Monjolinho (PERES, 2002; PELAÉZ-RODRIGUÉZ, 2001) é possível observar a degradação da qualidade ambiental no sistema Monjolinho na medida em que há um afastamento da nascente, o que mostra sua susceptibilidade aos impactos antrópicos. De acordo com Santos (2009), as chuvas, as pressões antrópicas e o barramento do reservatório são os principais fatores determinantes das características (químicas, físicas e biológicas) atuais das águas do rio Monjolinho, sendo a recuperação da mata ciliar, em especial próximo à nascente, e a redução de despejos de efluentes algumas medidas necessárias para a preservação do rio Monjolinho e do potencial de usos múltiplos do reservatório.

8.3 Variáveis Bióticas

8.3.1 Concentração de Clorofila-*a* e Feofitina

A clorofila-*a* é o principal pigmento responsável pela fotossíntese e o conhecimento de sua concentração pode dar indicações da biomassa do fitoplâncton, além de ser uma ferramenta importante para a avaliação do estado trófico dos corpos d'água (ESTEVES, 1988). A maior concentração de clorofila-*a*, principalmente no período chuvoso (Figura 9), esteve possivelmente associada à maior concentração de fósforo total, que pode ter favorecido o crescimento da comunidade fitoplanctônica, levando ao aumento das taxas de fotossíntese. Apesar disso, no entanto, a concentração de feofitina, produto da degradação da clorofila, foi maior que a de clorofila-*a* tanto no período chuvoso quanto no seco (Figura 9).

Maiores concentrações de clorofila-*a* no reservatório seriam esperadas ao final da estação seca, época em que estudos anteriores já revelaram a ocorrência de florações algais (REGALI-SELEGHIM, 1992), no entanto, florações algais não foram observados durante o período de estudo.

8.3.2 Análise da Densidade de Bactérias

A densidade bacteriana média do reservatório esteve dentro da faixa entre 2×10^6 e $1,34 \times 10^8$ cel mL⁻¹ estimada por Araújo e Costa (2007) para reservatórios de água doce. Entretanto, os valores de densidade bacteriana obtidos estão acima do encontrado por Regali-Seleghim (2001) para o reservatório. Esta autora encontrou a densidade bacteriana variando de $2,3$ a 18×10^5 cel mL⁻¹, sendo o valor médio anual de densidade de $5,8 \times 10^5$ cel mL⁻¹. O aumento da densidade bacteriana no reservatório pode estar relacionado a um aumento da trofia do sistema. No entanto, embora se observe uma tendência de sistemas com maior grau de trofia apresentarem alta produtividade bacteriana, esta deve ser contrabalançada por outros fatores, como a pressão de predação. Regali-Seleghim (2001) considera que no reservatório do Monjolinho, um sistema com alta produtividade bacteriana e alto grau de trofia, as comunidades bacterianas sofrem pressão de predação não apenas por nanoflagelados heterotróficos, mas também pelo zooplâncton local. No presente trabalho, a pressão de predação sofrida pelas bactérias pode ser evidenciada pelo predomínio de bactérias com morfotipo bacilar tanto em abundância quanto em biomassa (Figura 10), uma vez que sob maior pressão de predadores, as bactérias tendem a modificar seu formato em resposta à

predação (JÜRGENS *et al.*, 1999) e alongar seu comprimento, tornando-se bacilos (RACY, 2004). Em um estudo anterior no mesmo reservatório, Hisatugo (2009) obteve resultados semelhantes e atribuiu as maiores densidades de bacilos ao aumento das pressões de predadores e/ou aumento de formas filamentosas oriundas da ressuspensão do sedimento pelo efeito das chuvas.

Os morfotipos bacterianos encontrados no reservatório estão 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 espirilos de ocorrência rara. O predomínio da forma bacilar encontrado no reservatório segue o obtido por Regali-Seleghim (1992), que também encontrou os bacilos mais frequentes que os cocos. No presente trabalho, a segunda forma mais abundante foi a coco-bacilar, seguida pelo morfotipo cocóide (Figura 10). Cocos e coco-bacilos 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, o que poderia estar promovendo o crescimento rápido e a rápida reprodução destes organismos (RACY, 2004).

8.3.3 Análise da Densidade de Protozoários Ciliados e Índice de Saprobidade

Tanto no período seco quanto no chuvoso, a biomassa de ciliados no reservatório do Monjolinho foi maior que a biomassa média encontrada por Mansano *et al.* (2011, submetido) para ciliados em uma represa mesotrófica ($202,1 \mu\text{g C L}^{-1}$). Já as densidades encontradas estiveram dentro da faixa de variação encontrada por Regali-Seleghim (2001) para o mesmo reservatório (mínimo de 6,2 e máximo de 98 ind mL^{-1}), mas o valor médio encontrado esteve acima do valor médio encontrado por Hisatugo (2009) ($10,4 \text{ ind mL}^{-1}$) no mesmo ambiente. As densidades de ciliados tanto no período seco quanto chuvoso também estiveram acima do espectro de variação encontrado por Velho *et al.* (2005) para ambientes oligotróficos ($0,2$ a $2,85 \text{ ind mL}^{-1}$) e oligo-mesotróficos ($1,54$ a $3,89 \text{ ind mL}^{-1}$), porém dentro do espectro observado por estes mesmos autores para ambientes eutróficos ($7,2$ a $47,1 \text{ ind mL}^{-1}$). O fato da densidade de ciliados ter ficado acima do esperado para ambientes mesotróficos e dentro do esperado para ambientes eutróficos pode estar relacionado a um possível aumento do grau de trofia do sistema ao longo do tempo, já que, segundo Velho

et al. (2005), o estado trófico dos reservatórios é um fator preponderante na determinação dos padrões de variação espaciais e temporais da abundância dos ciliados planctônicos.

Correlação significativa foi encontrada entre a densidade de ciliados e a temperatura da água no ambiente ($r = 0,67$, Tabela 8), fato que explica a maior abundância e biomassa de ciliados terem sido observadas no período chuvoso (Figura 11), mês de elevada temperatura da água (Figura 5). Isto ocorre, pois o aumento do metabolismo dos organismos é favorecido pela alta temperatura. Além da temperatura, na estação chuvosa, o reservatório apresentou uma elevada diversidade de espécies de ciliados, justificada pela alta precipitação, que provavelmente provocou a ressuspensão do sedimento e também de protozoários bentônicos, aumentando, dessa forma, a biomassa e a densidade de espécies na coluna d'água. Este fato é comprovado pelo fato de espécies típicas de sedimentos, como *Tintinnidium* sp., *Tintinnopsis cylindrata* e espécies de *Vorticella* sp., terem sido encontradas na sub-superfície da coluna d'água na estação chuvosa e também pela forte correlação obtida entre a densidade de ciliados e a pluviosidade ($r = 0,82$, Tabela 8).

Os *taxa* mais encontrados de ciliados no reservatório, *Tintinnidium* sp., *Tintinnopsis cylindrata*, *Urotricha globosa*, *Halteria grandinella* e *Uronema nigricans* (Figura 13), são semelhantes aos mais abundantes obtidos por Regali-Seleghim (1992, 2001) para o mesmo reservatório (*Halteria grandinella*, *Halteria* sp. e *Tintinnidium* sp.). Espécies como *Halteria grandinella* também foram um dos organismos mais encontrados por Mansano (2009) na represa do Lobo, um ambiente mesotrófico tendendo a eutrófico, e espécies como *Halteria* sp., *Codonella cratera*, *Uronema* sp., *Cyclidium glaucoma*, *Urotricha globosa* e *Mesodinium* sp. encontradas no presente trabalho, foram também encontradas por Zingel *et al.* (2006) em ambiente eutrófico.

Quatro fatores podem ser importantes determinantes da densidade de ciliados e da estrutura de espécies em ambientes aquáticos: (1) o potencial das populações de ciliados para se reproduzir; (2) o tamanho dos ciliados em relação aos predadores metazoários; (3) a estrutura de espécies de metazoários; e (4) algumas defesas de ciliados contra a predação (JACK & GILBERT, 1997). Um dos motivos do sucesso de *Halteria* sp. e *Urotricha globosa* pode estar relacionado a habilidade saltatória dessas espécies, pois este comportamento é uma estratégia de escape da predação por cladóceros e rotíferos (GILBERT, 1994). Outro fator que pode ser responsável pela ocorrência do gênero *Halteria* spp. no plâncton do reservatório é a sua ampla dieta, já que, segundo Jurgens & Simek (2000), esta espécie alimenta-se de organismos pertencentes a vários níveis tróficos (bactérias, nanoprotozoários, algas, detritos), o que pode ser uma vantagem seletiva comparada com ciliados bacterívoros e algívoros

especializados e resulta em uma ampla ocorrência ou até mesmo dominância numérica de *Halteria* sp. no plâncton de água doce. Apesar da vantagem seletiva que espécies onívoras como *Halteria* spp. podem ter no plâncton, entretanto, a maioria dos ciliados encontrados no reservatório no período estudado foram bacterívoros e algívoros (47%), seguidos por algívoros estritos (31%), havendo apenas 8% de onívoros (Figura 14).

Os grupos de ciliados predominantes no reservatório tanto no período seco quanto chuvoso foram Hymenostomata e Oligotrichida. No entanto, o grupo que apresentou maior densidade de espécies foi Oligotrichida seguido por Hymenostomata no período seco, e Oligotrichida seguido por Prostomatida no período chuvoso (Figura 12). Segundo Esteves (1998), os ciliados são geralmente os maiores e mais frequentes protozoários do plâncton em águas continentais e, de fato, grupos como Oligotrichida, Hymenostomata e Gymnostomatida são os que apresentam maior número de representantes. Estudos de lagos temperados mesotróficos e eutróficos também têm mostrado que comunidades de ciliados pelágicos são frequentemente dominadas por espécies pequenas ($< 30 \mu\text{m}$), principalmente Oligotrichidas e Prostomatidas (MACEK *et al.*, 1996 *apud* SIMEK *et al.*, 2000), como encontrado neste trabalho, enquanto Gymnostomatidas e Peritrichidas são usualmente menos numerosos (SIMEK *et al.*, 2000). A predominância de ciliados do grupo Oligotrichida também está de acordo com o encontrado por Araujo e Costa (2007) para alguns reservatórios de água doce e por Gomes *et al.* (2007), que classificou a presença destas espécies como frequentes e constantes em ambientes de água salobra estudados. Ciliados Oligotrichida e Prostomatida também predominaram no reservatório do Monjolinho no trabalho de Regali-Seleghim (1992, 2001), o que reforça a importância destes grupos para o reservatório.

Uma vez que os protozoários ciliados podem ser muito úteis como indicadores na avaliação da qualidade da água de um corpo hídrico, no presente trabalho, estes organismos foram classificados, de acordo com Foissner & Berger (1996), em graus de saprobidade, sendo a presença de certas espécies indicativa do predomínio de condições de oxidação ou de redução na decomposição da matéria orgânica (SOUZA & VON SPERLING, 2003). No reservatório, no período estudado, houve o predomínio de organismos betamesosapróbicos, indicadores de ambiente com moderados níveis de putrefação orgânica (Figura 15). Isto é confirmado pelo índice de saprobidade de Pantle & Buck (1955), que enquadrou o reservatório na zona betamesosapróbica tanto no período chuvoso quanto seco (Figura 31). O ISPB médio também enquadrou o ambiente na zona betamesosapróbica, classificando-o como um ambiente moderadamente poluído. Outro indicativo desta

limnosaprobidade foi a presença de ciliados como *Saprodinium* sp. e *Aspidisca cicada* no reservatório (Tabela 3), os quais também indicam graus moderados a altos de poluição.

8.3.4 Análise da Densidade de Nanoflagelados

A densidade média dos nanoflagelados totais (NFT) encontrada no presente trabalho foi maior do que a encontrada para ciliados e maior do que a encontrada por Regali-Selegim (2001) para NFT para o mesmo ambiente (1360 ind mL^{-1}). A densidade média de nanoflagelados heterotróficos (NFH) esteve dentro da faixa de variação entre 10^2 e 10^6 ind mL^{-1} encontrada por Berninger *et al.* (1991) para ambientes de água doce, no entanto, esteve acima do espectro de variação encontrado por Mansano (2009) de $0,27 \times 10^3$ a $2,56 \times 10^3 \text{ ind mL}^{-1}$ para um ambiente mesotrófico. Já a biomassa média de NFH esteve relativamente próxima da biomassa de NFH encontrada por Mansano *et al.* (2011, submetido) ($25,9 \mu\text{g C L}^{-1}$) em uma represa mesotrófica (Figura 16). Com relação aos outros grupos de organismos encontrados no reservatório, os NFH foram os mais abundantes tanto em média anual quanto nos períodos seco e chuvoso (Tabela 7).

Embora a correlação entre a densidade de NFH e o IET tenha sido negativa no presente trabalho (Tabela 8), acredita-se que a abundância de NFH seja positivamente influenciada pelo aumento do grau de trofia do reservatório, uma vez que Pereira *et al.* (2005) mostraram que o grau de trofia influencia fortemente os padrões de variação da abundância dos NFH planctônicos, indicando que uma alta disponibilidade de recursos alimentares determina um aumento significativo na abundância desses organismos.

A densidade média de NFH foi maior que a de nanoflagelados autotróficos (NFA) (Figura 16), como era esperado para o reservatório com base no estudo de Regali-Selegim (2001), que também verificou em média a predominância dos NFH. A densidade média total de NFA encontrada no presente trabalho ficou dentro da faixa de variação entre 69,5 e 2970 ind mL^{-1} encontrada por esta última autora.

Tanto dentre os NFH quanto dentre os NFA, os protozoários menores que $5 \mu\text{m}$ foram os mais abundantes no reservatório (Figura 17). Estes NFH são os que mais ingerem FLB segundo Gonzalez *et al.* (1993), e são também, de acordo com Sherr & Sherr (1991), a classe dominante de nanoflagelados, constituída preponderantemente por organismos bacterívoros, sendo que os NFH maiores que $5 \mu\text{m}$ ingerem presas maiores.

As maiores densidades dos NFH menores que $5 \mu\text{m}$ podem estar relacionadas à pressão de predação por organismos zooplancônicos que selecionam presas maiores como

fonte de alimento. Com a predação de organismos zooplancônicos sobre os NFH maiores, ocorre o observado predomínio dos NFH de menor tamanho no ambiente. No trabalho de Regali-Selegim (2001) e Hisatugo (2009) a maior densidade média de NFH também foi encontrada para nanoflagelados menores que 5 μm , assim com neste trabalho, o que reforça a importância destes flagelados para o reservatório.

8.3.5 Análise da Densidade de Rotíferos

Em comparação com os outros organismos metazooplancônicos (cladóceros e copépodes), os rotíferos foram o grupo dominante no reservatório (Tabela 7, Figura 30), o que era esperado, pois estes organismos são frequentemente dominantes na maioria dos ambientes aquáticos do Brasil, tanto em abundância quanto em biomassa. A densidade média de rotíferos encontrada no reservatório do Monjolinho ficou acima da obtida por vários autores da literatura em reservatórios brasileiros (AOYAGUI *et al.*, 2003; ABRA, 2008; CARDOSO *et al.*, 2009) e também acima do obtido por Okano (1994) no reservatório do Monjolinho. Assim como para ciliados, este aumento da densidade rotíferos no reservatório podem estar relacionados a um aumento do grau de trofia. Segundo Coelho-Botelho (2003), o aumento da biomassa zooplancônica tem sido frequentemente associado ao aumento do estado trófico, não só em reservatórios do Brasil como também de outros países, sugerindo que o aumento do grau de eutrofização, dentro de limites toleráveis, pode levar ao aumento da oferta em termos de recursos alimentares levando a maiores quantidades de biomassa zooplancônica. Assim, a dominância de rotíferos no plâncton, ainda de acordo com este autor, é associada ao aumento da eutrofização, pois ambientes com tendência a eutrofia favorecem a dominância de rotíferos, animais de pequeno porte. Já em ambientes oligotróficos, mais caracterizados por uma elevada transparência da água, baixas concentrações de clorofila-*a* devido à redução da biomassa fitoplancônica, e baixa disponibilidade de nutrientes, ocorre uma predominância de zooplâncton de grande porte, como os copépodos calanóides e os cladóceros (CUTOLO, 1998).

A dominância e elevada abundância dos rotíferos em ambientes tropicais e subtropicais também está provavelmente associada, de acordo com Nogueira & Matsumura-Tundisi (1996), ao ciclo biológico de menor duração destes organismos, que atingem a maturidade mais cedo e apresentam taxas de reposição mais rápidas que as dos microcrustáceos, principalmente em reservatórios pequenos e rasos como é o caso do Monjolinho.

No período de estudo, foram encontradas 46 *taxa* de rotíferos. Valores menores para riqueza de rotíferos foram obtidos por outros autores da literatura (ABRA, 2008; RAMOS *et al.*, 2008), mas valores maiores também já foram registrados em ecossistemas brasileiros (LUCINDA, 2003; SERAFIM-JÚNIOR *et al.*, 2010). A riqueza encontrada para o reservatório do Monjolinho no presente trabalho foi relativamente elevada quando comparada à encontrada por Okano (1994) (19 *taxa*) e Nogueira & Matsumura-Tundidi (1996) (36 *taxa*) no mesmo ambiente. No presente trabalho, o ambiente foi estudado por menos tempo do que no trabalho dos autores citados, e o fato de, ainda assim, ter sido encontrado um maior número de *taxa* no reservatório indica que a população de rotíferos não aumentou apenas quantitativamente, mas também qualitativamente. Espécies como *Brachionus quadridentatus*, *Colurella adriatica* e *Epiphanes brachionus*, por exemplo, encontradas no reservatório no presente estudo não foram encontradas no estudo dos autores citados. Além disso, foram encontradas mais espécies bacterívoras, o que pode ter ocorrido devido ao aumento da densidade e biomassa bacterianas no reservatório ao longo do tempo. Apesar do aumento na riqueza de rotíferos do reservatório, no entanto, espécies como *Keratella cochlearis*, *Polyarthra vulgaris* e *Filinia longiseta* muito encontradas por Okano (1994) e Nogueira & Matsumura-Tundidi (1996) foram observadas também no presente trabalho (Tabela 4), embora em menores abundâncias.

A dominância de determinadas espécies e a sua associação com o grau de trofia já foi apresentada por diversos autores. Segundo Matsumura-Tundisi *et al.* (1990), a espécie *Polyarthra vulgaris* pode ser indicadora de ambientes menos eutrofizados, enquanto uma associação de *Conochilus unicornis* e *Keratella cochlearis* pode caracterizar ambientes bem eutrofizados. A presença de *P. vulgaris* como uma das espécies mais abundantes do reservatório em anos anteriores pode indicar que o ambiente naquela época era menos eutrofizado que o atual. Da mesma forma, a presença de *K. cochlearis* como uma das espécies mais abundantes no presente estudo indica um ambiente atual mais eutrofizado. Espécies como *Brachionus calyciflorus* e *Filinia longiseta*, encontrados no presente trabalho, também são potenciais indicadoras de eutrofização (SERAFIM-JÚNIOR *et al.*, 2010), assim como *Ascomorpha ovalis*, principalmente no período chuvoso, e o gênero *Pompholyx*, que foram encontrados no presente estudo e não foram observados nos trabalhos anteriores de Okano (1994) e Nogueira & Matsumura-Tundidi (1996) no mesmo ambiente.

A família mais abundante no período chuvoso foi Brachionidae e no período seco Synchaetidae (Figura 22). Estas duas famílias também foram as mais abundantes em

outros trabalhos da literatura, sendo que a família Brachionidae é considerada umas das mais comuns e típicas de ambientes aquáticos tropicais e neotropicais (ABRA, 2008).

8.3.6 Análise da Densidade de Cladóceros

A densidade média de cladóceros encontrada no reservatório do Monjolinho ficou acima da obtida por alguns autores da literatura em reservatórios brasileiros (WORK & HAVENS, 2003; RAMOS *et al.*, 2008). No entanto, em comparação com os outros grupos de organismos comumente encontrados no plâncton de água doce, os cladóceros apresentaram uma baixa abundância (Tabela 7), assim como observado na literatura (WORK & HAVENS, 2003). Esta baixa abundância em diversos ambientes e também no reservatório pode estar relacionada ao grau de trofia, pois, segundo Cutolo (1998), em ambientes aquáticos eutrofizados, caracterizados pelo aumento da quantidade de matéria orgânica em suspensão, diminuição da transparência, aumento da concentração de clorofila-*a* e baixa concentração de oxigênio dissolvido, observa-se o aumento de copépodes ciclopóides e de rotíferos, organismos estes de pequeno porte, enquanto os cladóceros e outros organismos zooplantônicos de grande porte, como os copépodes calanóides, costumam predominar represas oligotróficas, normalmente caracterizadas por elevada transparência da água, e baixas concentrações de clorofila-*a* e nutrientes. A baixa abundância de cladóceros no presente trabalho em comparação aos outros organismos planctônicos também pode estar relacionada ao baixo tempo de residência da água no reservatório, dado que estes organismos apresentam tempo de desenvolvimento e longevidade maiores que os de rotíferos (NOGUEIRA & MATSUMURA-TUNDISI, 1996).

Além dos fatores físico-químicos, fatores biológicos como competição, intensidade de predação e composição fitoplanctônica também exercem influência sobre a estrutura das comunidades zooplanctônicas, refletindo seus efeitos no número de espécies e tamanho dos organismos. A influência do fitoplâncton na estrutura das populações de cladóceros e sua capacidade de regular a densidade populacional destes organismos tem sido estudada por alguns autores (KATECHAKIS *et al.*, 2001; PAGANO, 2008). No reservatório do Monjolinho a relação entre as densidades fitoplanctônica e zooplanctônica já foi verificada por Nogueira & Matsumura-Tundisi (1996), que relataram um grande crescimento zooplanctônico logo após o início do crescimento de algas. Assim, no reservatório, maiores densidades de cladóceros seriam esperadas na estação seca, quando estudos anteriores já revelaram a ocorrência de florações algais principalmente ao final desta estação (REGALI-

SELEGHIM, 1992). A existência de florações algais, segundo Pinto-Coelho (2005), cria condições favoráveis para a ocorrência de algumas espécies de *Bosmina* e o aumento de macrófitas cria uma variedade de novos habitats para o zooplâncton. Essas florações, contudo, não foram observadas no Monjolinho durante o período de estudo e assim a escassez de cladóceros pode estar relacionada a essa diminuição da biomassa fitoplanctônica. Além disso, a ausência de bancos de macrófitas e de uma região litorânea bem desenvolvida no reservatório pode limitar a diversidade de espécies pela falta de zonas que poderiam servir de refúgio e reprodução (NOGUEIRA & MATSUMURA-TUNDISI, 1996).

Além da biomassa fitoplanctônica, a competição de cladóceros principalmente com rotíferos pode ser um fator regulador das populações de cladóceros no reservatório do Monjolinho, pois tanto cladóceros quanto rotíferos são animais essencialmente filtradores e competem pelo consumo de algas, bactérias e detritos (GILBERT, 1985).

No presente trabalho, foram encontradas 10 espécies diferentes de cladóceros, com tamanhos que variaram de 0,23 a 2 mm, tendo predominado espécies menores como *Bosminopsis deitersi* e *Bosmina longirostris*. Nogueira & Matsumura-Tundisi (1996) associaram a predominância de organismos de pequeno porte, como rotíferos e pequenos cladóceros, no reservatório do Monjolinho à predação por parte de peixes planctívoros, como o Lambari (*Astianax fasciatus*), que ocorre neste sistema e que pode estar selecionando as formas maiores de Cladocera e Copepoda. A predação destes organismos maiores sobre os cladóceros também explica as menores densidades de Cladocera no período estudado. A presença de espécies de tamanho reduzido e em pequeno número já foi também constatada na represa do Lobo e atribuída à presença de vertebrados predadores (HEREDIA-SEIXAS, 1981).

As espécies predominantes no reservatório do Monjolinho ocorreram em maior abundância também no estudo de Okano (1994), no mesmo ambiente, e foram também encontradas no estudo de Kim *et al.* (2000) e Cutolo (1998). Isto porque *Bosminopsis deitersi* constitui uma espécie de ampla distribuição em águas tropicais e *Bosmina longirostris* demonstra ter preferência diversa quanto à trofia do meio aquático (CUTOLO, 1998), embora já tenha sido associada a condições altamente eutróficas (COELHO-BOTELHO, 2003). As relações dos cladóceros com o grau de trofia apresentam certo grau de variação, pois apesar de *B. deitersi* já ter sido considerada indicadora de condições oligotróficas, esta espécie também já ocorreu associada a condições eutróficas (COELHO-BOTELHO, 2003). Outro possível gênero indicador de poluição é *Moina*, já que a espécie *Moina minuta* parece ser predominante em ambientes oligo-mesotróficos, enquanto *Moina micrura* é mais

característica de ambientes poluídos, turbidos e altamente eutróficos (ROCHA & GÜNTZEL, 1999). No reservatório, ambas as espécies de *Moina* foram identificadas (Tabela 5), tendo *M. micrura* sido mais abundante (Figura 24).

A família de cladóceros que predominou no reservatório do Monjolinho foi Bosminidae, seguida por Moinidae (Figura 25). A dominância da família Bosminidae foi observada também por Heredia-Seixas (1981), na represa do Lobo, e por outros autores da literatura. A família Chydoridae foi a menos abundante no reservatório no presente estudo (Figura 25), provavelmente porque as espécies dessa família são caracteristicamente observadas em maior abundância em regiões litorâneas em vez de limnéticas, como ocorreu nos trabalhos de Okano (1994) e Heredia-Seixas (1981). Segundo Okano (1994), isto acontece devido à presença de macrófitas, que criam condições estáveis nas regiões litorâneas, e/ou devido a uma possível maior disponibilidade de recursos alimentares nesta região. No presente trabalho, embora em menor abundância, espécies da família Chydoridae ocorreram na região limnética do reservatório, o que pode estar associado à ausência de bancos de macrófitas e de uma região litorânea bem desenvolvida no reservatório e/ou à influência dos ventos e/ou das chuvas, que provocam a mistura das águas da região litorânea com as da região limnética, causando o deslocamento dos organismos mais litorâneos para regiões centrais da represa.

8.3.7 Análise da Densidade de Copépodes

As densidades de copépodes encontrada no reservatório do Monjolinho nos períodos seco e chuvoso ficaram abaixo da obtida em reservatórios brasileiros (RAMOS *et al.*, 2008) e, assim como para cladóceros, em comparação com os outros grupos de organismos comumente encontrados no plâncton de água doce, os copépodes apresentaram uma baixa abundância (Tabela 7). Essa baixa abundância pode ser explicada por fatores biológicos como a intensidade de predação e composição fitoplanctônica, que exercem influência sobre a estrutura das comunidades zooplanctônicas. No reservatório, como 94% das espécies de copépodes encontradas possuíram hábito alimentar algívoro e predador (Figura 29), a escassez destas espécies, principalmente no período seco, pode estar relacionada à menor biomassa fitoplanctônica nesse período, evidenciada pelos menores valores de clorofila-*a* observados no reservatório (Figura 9). No reservatório do Monjolinho, Nogueira & Matsumura-Tundisi (1996) já relataram que os copépodes apresentam maiores densidades quando o fitoplâncton está mais abundante, enquanto declínios na população de

Copepoda são observados após a queda abrupta do fitoplâncton. Dessa forma, assim como para cladóceros, maiores densidades de copépodes seriam esperadas ao final da estação seca, com a ocorrência de blooms algais, algo que não foi observado no reservatório.

Outra explicação para as menores densidades de copépodes em comparação aos outros grupos pode ser o *wash out*, ou seja, a eliminação que pode ocorrer no reservatório em decorrência do fluxo da corrente de água pela entrada do rio Monjolinho e baixo tempo de residência da água. Devido às precipitações, a perda significativa de espécies à jusante pode ter impedido a manutenção da população de copépodes, dado o fato de estes organismos apresentarem taxas de reposição dos jovens maiores que o tempo de residência da água no sistema (NOGUEIRA & MATSUMURA-TUNDISI, 1996).

Outra hipótese sempre presente no reservatório do Monjolinho que explica as menores abundâncias de organismos de grande porte, como os copépodes, é a ocorrência de intensa pressão de predação por peixes planctívoros, que selecionam presas maiores de zooplâncton, o que provoca mudanças na estrutura da comunidade zooplanctônica, induzindo à dominância de formas menores (OKANO, 1994; NOGUEIRA & MATSUMURA-TUNDISI, 1996). Vale ressaltar que, no presente estudo, a baixa abundância de copépodes encontrada foi correspondente às formas adultas destes organismos, sendo que os náuplios não foram quantificados. Em trabalhos como o de Work & Havens (2003), os náuplios foram mais abundantes no plâncton do que os adultos. Por serem de grande porte, os adultos são mais selecionados como presa de organismos maiores, e baixas densidades de copépodes adultos podem ocorrer em decorrência desta predação (PINTO-COELHO, 2005).

As espécies mais abundantes de copépodes encontradas no reservatório no período seco foram *Thermocyclops decipiens*, *Microcyclops anceps* e *Tropocyclops prasinus*, e no período chuvoso foram *Metacyclops mendocinus*, *Tropocyclops schubarti* e *Thermocyclops decipiens*, sendo que *M. mendocinus*, *M. anceps* e *T. prasinus* foram espécies abundantes encontradas por Okano (1994) no mesmo ambiente. Todas as espécies encontradas no trabalho deste autor e de outros autores que estudaram o reservatório do Monjolinho (NOGUEIRA & MATSUMURA-TUNDISI, 1996), no entanto, foram pertencentes às ordens Cyclopoida e Harpacticoida (*Elaphoidella* sp.), sendo que copépodes Calanoida não tinham sido registrados no ambiente. O fato da presença de copépodes Calanoida ser recente no reservatório, tendo sido notada há poucos anos, indica que vem ocorrendo uma alteração na composição de copépodes do ambiente. Esta alteração pode estar relacionada a uma mudança na composição fitoplanctônica do ambiente, dado que os copépodes calanóides alimentam-se principalmente do fitoplâncton. Uma hipótese para isso

seria o aparecimento de algas Cyanophyceae no reservatório, as quais eram registradas em menor frequência anteriormente, mas têm sido encontradas com maior frequência em estudos mais recentes no rio Monjolinho (PERES, 2002).

Segundo Tundisi & Matsumura-Tundisi (1992), o copépode calanóide *Argyrodiaptomus furcatus* tem sido frequentemente encontrado em condições oligotróficas e vem sendo substituído por calanóides *Notodiaptomus*, encontrados no presente estudo, em diversos reservatórios mais eutrofizados do Estado de São Paulo. Apesar disto, no entanto, alguns autores verificaram que copépodes calanóides assumem menores proporções em ambientes mais eutrofizados quando comparados a copépodes ciclopóides e cladóceros (COELHO-BOTELHO, 2003; SILVA, 2003). Isto porque represas com alto grau de trofia, principalmente apresentando altos valores de fósforo e clorofila-*a*, tendem a possuir uma maior riqueza espécies e uma maior equitatividade de distribuição das espécies de Cyclopoida, pois muitas vezes funcionam como um provedor de nichos para estes organismos (SILVA, 2003). Assim, apesar da presença de copépodes Calanoida, o fato do reservatório do Monjolinho ser um ambiente com tendência à eutrofia explica as maiores abundâncias de copépodes ciclopóides e da família Cyclopidae (Figura 28) tanto no presente trabalho como no de outros autores neste ambiente.

8.4 Experimentos de Bacterivoria

8.4.1 Bacterivoria com Protozoários

As taxas individuais de ingestão e remoção de ciliados e NFH foram diferentes das encontradas na literatura. As taxas individuais de ingestão encontradas para ciliados nos períodos seco e chuvoso foram mais elevadas do que as faixas de variação estimadas por Sherr *et al.* (1988) (de 380 a 1095 bact ind⁻¹ h⁻¹) e por Jonsson (1986) em ambiente marinho (de 150 a 1800 bact ind⁻¹ h⁻¹). As taxas individuais de ingestão de bactérias por NFH também ficaram acima do obtido por Shannon *et al.* (2006), cuja variação foi de 0,6 a 126 bact ind⁻¹ h⁻¹.

Com relação às taxas de remoção, as taxas de ciliados nos períodos seco e chuvoso ficaram dentro da faixa estimada por Dolan & McKeon (2005) para ciliados (10² a 10⁶ nL ind⁻¹ h⁻¹), enquanto as taxas individuais de NFH (3,29 x 10³ nL ind⁻¹ h⁻¹) ficaram acima do obtido por Matz & Jurgens (2005) (0,5 a 1,9 nL ind⁻¹ h⁻¹) em ambiente mesotrófico,

porém abaixo do encontrado por Cleven & Weisse (2001) (2 a 12×10^6 nL ind⁻¹ h⁻¹) em um ambiente meso-eutrófico.

As elevadas taxas, principalmente de ingestão, encontradas no presente trabalho podem estar relacionadas à elevada densidade bacteriana no reservatório, já que quanto maior é a oferta de alimento para os protozoários no ambiente, espera-se que mais elevadas sejam as taxas de ingestão.

As taxas de ingestão e remoção individuais de ciliados foram maiores que as de NFH nos dois períodos analisados (Figura 34), fato explicado pela própria morfologia de cada grupo. Os ciliados possuem biovolumes maiores e possuem diferenças nos modos de obtenção e ingestão de alimentos. De um modo geral, os protozoários ciliados possuem seu aparato alimentar circundado por cílios na superfície de sua célula ou em uma cavidade na superfície da célula (LEE & KUGRENS, 1992), que favorecem a ingestão de um maior número de bactérias quando comparados aos flagelados, que não possuem cílios. Da mesma forma, o constante fluxo de água através dos cílios favorece a remoção e a entrada de um grande número de partículas alimentares nas células destes protozoários (FENCHEL, 1980).

Apesar das taxas de ingestão individuais dos ciliados terem sido maiores que as dos NFH, em termos populacionais a taxa de ingestão dos NFH foi maior que a dos ciliados (Figura 36). Assim, apesar de individualmente os ciliados consumirem mais bactérias, as populações de nanoflagelados heterotróficos dominam o consumo de bactérias no reservatório, causando, portanto, maior impacto de predação sobre a comunidade bacteriana.

Dados semelhantes aos obtidos no presente trabalho, em que taxas de bacterivoria individuais são maiores para ciliados e populacionais são menores foram também observados por Dolan & McKeon (2005), e relatos de taxas populacionais de NFH maiores que as de ciliados já foram realizados por Sanders *et al.* (1989), que, comparando diversos grupos de organismos (nanoflagelados heterotróficos, nanoflagelados mixotróficos, ciliados, cladóceros e rotíferos), encontraram os flagelados sendo responsáveis por em média 66% da bacterivoria total contra 11% dos ciliados. Assim como no trabalho de Sanders *et al.* (1989), quando comparados aos ciliados, os NFH foram a população que mais consumiu bactérias no sistema, sendo responsáveis por 92% da bacterivoria por protozoários no reservatório (Figura 46). As maiores taxas de ingestão dos flagelados são explicadas pelas maiores densidades destes organismos quando comparadas as densidades de ciliados e organismos zooplantônicos no reservatório (Tabela 7). Os NFH também já foram relatados como os principais consumidores de bactérias em sistemas aquáticos por vários outros autores

(FENCHEL, 1982; WEISSE, 1990; SIMEK *et al.*, 1995), sendo considerados os principais consumidores de bactérias da alça microbiana.

Individualmente, os NFH que mais consumiram bactérias foram os de mais de 10 μm de tamanho (classe III) e o que menos ingeriram bactérias foram os NFH menores que 5 μm (classe I) (Tabela 9). Estas diferenças se devem à própria morfologia destes protozoários, uma vez que os NFH de classe III apresentam um biovolume maior que os de outras classes e ingerem naturalmente mais alimento. Apesar disto, no entanto, em termos populacionais, os principais NFH bacterívoros do sistema foram os menores que 5 μm , que causaram maior impacto nas comunidades bacterianas, sendo responsáveis por em média 56% da bacterivoria dos nanoflagelados heterotróficos (Figura 37). Segundo Sherr & Sherr (1991), os NFH menores 5 μm são de fato uma classe dominante constituída preponderantemente por organismos bacterívoros. Além disso, Hansen *et al.* (1994) provaram que os protozoários bacterívoros mais eficientes consomem partículas três vezes menores do que eles, fato que sugere que os consumidores bacterianos mais eficientes devem ser protozoários menores que 3 μm .

No reservatório do Monjolinho, nanoflagelados menores que 5 μm também foram encontrados por Hisatugo (2009) como sendo os principais consumidores de bactérias. Dado que são considerados importantes predadores diretos de bactérias no plâncton de água doce, suas taxas de ingestão populacional provavelmente não diferiram entre as estações seca e chuvosa devido à semelhança de suas densidades e da densidade e biomassa das populações bacterianas, sua principal fonte de alimento, nas duas estações. Além disso, na estação seca, que é nutricionalmente mais pobre, o controle *bottom-up* pode provavelmente ter auxiliado na manutenção das populações de NFH e bactérias.

Com relação aos protozoários ciliados, apesar de sua maior abundância na estação chuvosa, sua taxa média populacional de ingestão de bactérias nesta estação não foi significativamente maior que a observada na estação seca provavelmente em decorrência da maior biomassa fitoplanctônica na coluna d'água nesse período em relação ao seco, a qual serve como fonte alternativa de alimento para os ciliados, conforme tem sido documentado na literatura (SHERR & SHERR, 1991; IRIGOIEN *et al.*, 2005). Isto é evidenciado pelo fato da maioria dos ciliados encontrados no reservatório ter hábito bacterívoro e algívoro e estritamente algívoro (Figura 14).

As taxas populacionais de ingestão de bactérias por ciliados foram baixas quando comparadas às de NFH. Estas menores taxas de ingestão são decorrentes das menores densidades dos ciliados no ambiente, fato provavelmente ocasionado pela predação de

organismos metazooplancônicos sobre a população de ciliados. Segundo Christoffersen *et al.* (1993), a predação de animais planctônicos maiores (microcrustáceos e rotíferos) sobre protozoários bacterívoros reduz sua abundância e limita a eficiência do *grazing* de protozoários sobre as bactérias. Este fenômeno é frequentemente observado em ecossistemas eutróficos onde a produtividade bacteriana costuma ser muito alta e o *grazing* por protozoários, muito baixo. No presente trabalho, o *grazing* por ciliados foi baixo em comparação aos NFH e rotíferos em média anual (Tabela 13), e as densidades bacterianas foram elevadas. Embora a produção bacteriana não tenha sido mensurada, estudos anteriores já revelaram alta produtividade da comunidade bacteriana do reservatório (REGALISELEGHIM, 2001).

Apesar disto, no entanto, nos estudos de diversos autores os ciliados foram considerados grandes consumidores e reguladores do bacterioplâncton (RIVIER *et al.*, 1985; ZINGEL *et al.*, 2006) e, por isso, não devem ser ignorados das investigações sobre a alça microbiana e teias alimentares pelágicas. No presente trabalho, considerando todos os organismos estudados, os ciliados foram o segundo grupo que mais consumiu bactérias no reservatório no período chuvoso, perdendo apenas para os NFH (Tabela 13), o que sugere uma forte presença da alça microbiana no ambiente neste período.

Considerando os grupos de ciliados, Peritrichia e Oligotrichida foram os que mais ingeriram bactérias em média anual (Figura 38). De fato, os pequenos oligotriquidas têm sido considerados por diversos autores um dos mais importantes ciliados pelágicos consumidores do bacterioplâncton em ambientes marinhos e de águas doces (SHERR & SHERR, 1987; SANDERS *et al.*, 1989; SIMEK *et al.*, 1995). Dentre os oligotrichidas, *Halteria grandinella* tem sido considerada uma eficiente consumidora não só de bactérias, mas também de NFH (SIMEK *et al.*, 2000). No reservatório, as espécies de oligotriquidas que mais contribuíram com o consumo de bactérias foram provavelmente *Tintinnidium* sp., *Tintinnopsis cylindrata* e *Halteria grandinella*, que foram os ciliados mais abundantes (Figura 13). Estas espécies também estiveram entre as que mais consumiram bactérias no trabalho de Work & Havens (2003). Estes protozoários oligotrichidas são normalmente mais generalistas e, diferentemente de espécies bacterívoras especialistas, não exigem concentrações bacterianas tão elevadas, como as de ambientes hipereutróficos, para manter suas populações (FENCHEL, 1980), o que faz com que sejam muito encontrados também em ambientes com menores graus de trofia.

8.4.2 Bacterivoria com Organismos Metazooplancônicos

Dentre os organismos metazooplancônicos, os rotíferos dominaram o consumo de bactérias, seguidos pelos cladóceros (Figura 41). Tanto no período chuvoso quanto no seco, a família de cladóceros que mais consumiu bactérias do sistema foi Bosminidae (Figura 44). A maior taxa populacional de ingestão desta família ocorreu devido a sua elevada abundância de espécies neste mês (Figura 25) e devido ao fato de as espécies mais abundantes de cladóceros do reservatório terem sido *Bosminopsis deitersi* e *Bosmina longirostris*, ambas pertencentes à família Bosminidae. A espécie *Bosmina longirostris* foi também uma das mais importantes espécies zooplancônicas bacterívoras no estudo de Kim *et al.* (2000).

Nos períodos seco e chuvoso, a família Moinidae apresentou a segunda maior taxa populacional de ingestão de bactérias. Já a família Daphnidae, apesar de ter apresentado elevadas taxas individuais de ingestão e remoção de bactérias na época chuvosa, mostrou taxas populacionais mais baixas devido à sua baixa densidade no ambiente. A baixa dominância do gênero *Daphnia* em oposição à grande importância do gênero *Bosmina* foi também verificada por Agasild & Noges (2005) em ambiente eutrófico.

Além da segunda maior taxa populacional de ingestão, a família Moinidae apresentou também a maior taxa individual de ingestão no período seco e taxas de remoção maiores do que as encontradas na literatura (KIM *et al.*, 2000). A família que apresentou maior taxa de remoção individual de bactérias no período seco foi Bosminidae, e no chuvoso Daphnidae (Tabela 11). Embora hábitos predadores entre cladóceros sejam bastante associados à família Daphnidae, estudos já relataram, assim como no presente trabalho, que os daphnídeos são também consumidores de bactérias (LAMPERT, 2006; RIEMANN, 1985). A família Daphnidae mostrou valores de remoção dentro da faixa de variação de 13×10^4 a 76×10^4 nL ind⁻¹ h⁻¹ estimada por DeMott (1982) para daphnídeos. Segundo este autor, diferenças no comportamento alimentar entre as espécies de *Daphnia* são mínimas devido a sua forma corporal. Da mesma forma, a família Bosminidae também apresentou taxa de remoção dentro do espectro de 3 a 33×10^4 nL ind⁻¹ h⁻¹ encontrado por DeMott (1982).

A alta eficiência do *grazing* individual de cladóceros está relacionada à elevada eficiência de filtração destes animais. Organismos filtradores, em ambientes com altas concentrações de alimento, ingerem alimento até atingir o chamado *incipient limiting level*, ou seja, a concentração máxima de alimento, obtida a partir da taxa de filtração máxima. A partir desta concentração, eles realizam um ajuste muito preciso de suas taxas de filtração apenas para manter a quantidade de alimentos obtida constante (KMET & STRASKRABA, 2004). Dessa forma, a eficiência da filtração desses organismos é dependente da concentração

de alimento no meio e, de acordo com Lehman (1976), é um processo ótimo que tende a ser maior em ambientes com maior abundância de alimento e menor em ambientes com menor concentração de alimento. Isso porque, segundo Haney (1985), os cladóceros, apesar de sua morfologia simples, são capazes de selecionar fontes de alimentos adequadas e inadequadas e alterar suas taxas de filtração (remoção) de acordo com essa disponibilidade de alimento no ambiente.

Além disso, em ambientes onde as populações bacterianas são particularmente densas os cladóceros podem ser incapazes de evitar consumo de bactérias, uma vez que estas são ingeridas juntamente com outras partículas alimentares no momento da filtração (WORK & HAVENS, 2003). Com isso, algumas das bactérias quantificadas no interior do trato digestivo destes animais podem ter sido ingeridas de modo acidental, o que certamente contribuiu para elevar as taxas de ingestão e remoção.

As taxas de ingestão e remoção encontradas para cladóceros também estão relacionadas ao fato de estes organismos agirem muitas vezes como predadores. De acordo com Lampert (2006), os cladóceros alimentam-se não somente de bactérias, mas também de protozoários ciliados e nanoflagelados heterotróficos. Assim, muitas das bactérias quantificadas no interior do trato digestivo dos cladóceros podem ter sido na verdade consumidas por protozoários que, por sua vez, serviram de presa para cladóceros. Neste trabalho, embora a correlação entre as taxas de ingestão populacionais de cladóceros e as densidades de NFH e ciliados não terem sido significativas, houve correlação entre as densidades de cladóceros e NFH ($r = 0,63$, Tabela 8), o que indica que um aumento do número de cladóceros no reservatório pode estar associado a um aumento do número de NFH.

As diferenças entre as taxas individuais de ingestão e remoção das diferentes famílias de cladóceros estão relacionadas às próprias estruturas de filtração das espécies de cada família, já que alguns indivíduos possuem malhas de filtração mais largas que outros (BØRSHEIM & ANDERSEN, 1987). Além disso, diferenças entre as taxas também se relacionam às diferenças de tamanho entre espécies, uma vez que estudos têm mostrado que as taxas de filtração dos cladóceros em alguns lagos são proporcionais a seu biovolume (CHOW-FRASER & KNOECHEL, 2011). Isto explica as maiores taxas individuais de ingestão e remoção encontradas, no presente trabalho, para Moinidae e Daphnidae. De acordo com o estudo de alguns autores da literatura, a biomassa das fêmeas de algumas espécies do gênero *Moina* spp. varia em torno de $0,39 \mu\text{g C L}^{-1}$ e do gênero *Daphnia* spp. de $1,6$ a $6,1 \mu\text{g C L}^{-1}$ (SENDACZ *et al.*, 2006). Já espécies da família Bosminidae possuem menor biomassa, em torno de $0,011 \mu\text{g C L}^{-1}$, segundo o estudo de Melão (1997). Estas diferenças também

foram observadas por DeMott (1982), que encontrou para *Bosmina* um *incipient limiting level* de aproximadamente 5×10^3 cel mL⁻¹ e, para *Daphnia*, um *incipient limiting level* de 3 a 4 vezes maior. O autor atribuiu essa diferença ao tamanho corporal de cada espécie, uma vez que, segundo ele, o *incipient limiting level* diminui 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).

Alguns trabalhos da literatura sugerem que as taxas de alimentação dos cladóceros são também influenciadas pelo tamanho de suas presas (KMET & STRASKRABA, 2004), que parece ser importante principalmente na determinação da ingestibilidade de protozoários NFH e ciliados (SANDERS & WICKHAM, 1993). DeMott (1982) mostrou que espécies do gênero *Bosmina* são filtradoras bastante seletivas e Jack & Gilbert (1993) (*apud* SANDERS & WICKHAM, 1993) encontraram que tanto *Bosmina* quanto *Daphnia* alimentam-se preferencialmente de pequenos ciliados, sendo que as taxas de remoção geralmente decrescem com o aumento do tamanho destes ciliados. Segundo Sanders & Wickham (1993), alguns cladóceros cujo tamanho das presas serve como barreira à sua alimentação limitam sua dieta quase que exclusivamente a organismos e partículas nanoplânctônicos, alimentando-se tanto de NFH quanto do nanofitoplâncton.

Dado que *Bosmina* alimenta-se preferencialmente de pequenos ciliados, o fato da taxa populacional de ingestão de cladóceros ter sido mais elevada no período em que a densidade de ciliados também foi mais alta (Figuras 11 e 41) pode estar associado à predação, especialmente por parte da família Bosminidae e copépodes Cyclopidae sobre os ciliados, o que indica que população de ciliados é controlada por estes organismos maiores.

Vários trabalhos na literatura têm demonstrado que a predação por copépodes em alguns sistemas é uma forte controladora do número de ciliados planctônicos (CALBET & SAIZ, 2005; ZOLLNER *et al.*, 2009). Embora nem todos os taxa de ciliados sejam sujeitos a essa predação, a maioria dos ciliados de médio e grande porte, especialmente os Oligotrichida, que geralmente dominam os sistemas planctônicos, são frequentemente predados (ZOLLNER *et al.*, 2009). Uma evidência dessa predação por copépodes é o fato de no período chuvoso, em que houve a maior densidade ciliados (Figura 11) e, portanto, de presas, ter havido também uma maior densidade de copépodes (Figura 26), predadores. Com isso, assim como para cladóceros, muitas das bactérias quantificadas no interior do trato digestivo dos copépodes podem ter sido na verdade consumidas por ciliados que serviram de presa para estes organismos maiores.

De acordo com Esteves (1988) os copépodes ciclopóides são preferencialmente carnívoros, alimentando-se de microcrustáceos, larvas de dípteros e oligoquetas, enquanto os copépodes calanóides são essencialmente filtradores e alimentam-se principalmente do fitoplâncton. Apesar de preferencialmente carnívoros, contudo, no presente estudo a família Cyclopidae foi a que individualmente ingeriu e removeu mais bactérias (Tabela 12), apresentando taxa de remoção maior do que a encontrada na literatura (KIM *et al.*, 2000). A ingestão de partículas menores por copépodes Cyclopoida de água doce pode ocorrer, pois, segundo Hopp & Maier (2005), apesar de estes organismos serem amplamente carnívoros, eles têm estruturas que lhes permite reter as partículas na faixa de tamanho do picoplâncton. O movimento dos maxilípedes em direção a abertura da boca pode servir para aumentar a pressão dentro desta abertura, forçando a água com alimento a passar pela malha de setas. As partículas maiores que os poros da malha, como bactérias e algas, podem então ser retidas e transportadas para as mandíbulas e boca (HOPP & MAIER, 2005).

Em termos populacionais, a família Cyclopidae foi também a que mais ingeriu bactérias tanto no período seco quanto chuvoso, tendo sido responsável pela maior taxa de ingestão de bactérias por copépodes (Figura 45). A maior taxa de ingestão apresentadas por Cyclopidae relaciona-se a sua maior densidade no ambiente quando comparada a outras famílias de copépodes (Figura 28).

De modo geral, a maior taxa de ingestão de bactérias pela população de copépodes ocorreu no período chuvoso (Figura 41), fato que pode ter sido favorecido pela elevada temperatura da água e pelas altas concentrações de nutrientes. A elevada temperatura da água, segundo Sherr & Sherr (1991), favorece o *grazing* que é dependente e aumenta proporcionalmente a esta. Outra variável que parece influenciar o consumo de bactérias pelos copépodes é o estado trófico do ambiente. Segundo Work & Havens (2003), o consumo de bactérias por este zooplâncton é amplo em ambientes eutróficos, e, no presente estudo, o IET do ambiente correlacionou-se significativamente com a densidade de copépodes ($r = 0,52$, Tabela 8).

Dentre os copépodes, há evidências de que os Cyclopoida sejam potenciais predadores de rotíferos (WILLIAMSON, 1983). A característica mais importante influenciando a predação dos copépodes sobre os rotíferos parece ser a natureza da lórica, sendo que os rotíferos mais predados são os que não possuem lórica, como *Polyarthra*, *Synchaeta*, *Conochilus*, etc (NOGUEIRA & MATSUMURA-TUNDISI, 1996). Por sua vez, muitos rotíferos planctônicos são considerados predadores não seletivos de pico e nanoplâncton, que incluem as bactérias e uma grande variedade de protozoários NFH e

ciliados. Gêneros como *Brachionus*, *Synchaeta* e *Asplanchna*, por exemplo, parecem ser reconhecidamente carnívoros (SANDERS & WICKHAM, 1993), sendo que *Asplanchna* apresentou a maior biomassa total de rotíferos tanto no período seco quanto chuvoso. No presente estudo, a maior parte dos rotíferos encontrados possuiu hábito bacterívoro e predador ou onívoro (Figura 23), o que sugere que muitos dos rotíferos do reservatório podem preda não só bactérias, mas também protozoários, como sugerido na literatura (SANDERS & WICKHAM, 1993).

As maiores taxas populacionais de ingestão de bactérias por rotíferos ocorreram no período seco e, quando comparados aos outros organismos metazooplantônicos, neste período as taxas de ingestão da população de rotíferos foram bastante elevadas, fato que provavelmente ocorreu devido a diminuição da pressão de predação de cladóceros e copépodes sobre os rotíferos nesta época. O período seco, de fato, apresentou as menores densidades de copépodes no reservatório (Figuras 26), o que, por sua vez, deve ter ocorrido em decorrência do aumento da predação de organismos planctívoros maiores (como os peixes) sobre este zooplâncton. Neste período, a densidade de protozoários ciliados também foi mais baixa, o que sugere que além de bactérias os rotíferos estiveram predando ciliados. De fato, segundo Sanders & Wickham (1993), o gênero *Asplanchna*, principalmente *Asplanchna priodonta*, parece realmente se alimentar de outras espécies de rotíferos e selecionar ciliados semelhantes à *Tintinnidium* sp., especialmente *Codonella* sp. Além disso, diversos estudos sugerem que *Brachionus* é reconhecidamente carnívoro e que exerce pressão de predação preferencialmente sobre protozoários ciliados e NFH (JURGENS & JEPPESEN, 2000; SANDERS & WICKHAM, 1993). Assim, como observado para cladóceros e copépodes, muitas das bactérias quantificadas no interior dos rotíferos podem ter sido primariamente consumidas por protozoários que, por sua vez, foram consumidos pelos rotíferos. Isto é evidenciado pelo fato do gênero *Polyarthra*, que é considerado um potencial consumidor de algas e NFH, ter apresentado a segunda maior taxa de ingestão de bactérias tanto no período seco quanto no chuvoso (Figura 42). No período seco, o gênero que dentre os rotíferos dominou a ingestão de bactérias foi *Filinia*, enquanto no período chuvoso foi *Keratella* (Figura 42). Espécies do gênero *Keratella* também foram algumas das que mais apresentaram FLB em seu interior no trabalho de Work & Havens (2003). As maiores taxas de ingestão de *Keratella* e *Filinia* estão relacionadas à suas maiores densidades nos períodos seco e chuvoso (Figura 21). O gênero *Filinia* é um dos mais comuns e típicos de ambientes aquáticos tropicais e neotropicais, assim como o gênero *Keratella* que, além disso, é considerado tipicamente filtrador e generalista (WORK & HAVENS, 2003). Com isso, na

estação seca os rotíferos foram o segundo grupo que mais consumiu bactérias no reservatório, perdendo apenas para os NFH (Tabela 13), sendo em grande parte responsável pela manutenção da densidade e biomassa das comunidades bacterianas. Além disso, na estação seca, que é curta, nutricionalmente mais pobre e caracterizada por uma maior estabilidade da coluna d'água e menor entrada de nutrientes do sedimento e alóctones na água, a existência do controle *bottom-up* em maior intensidade provavelmente auxiliou na manutenção das comunidades bacterianas.

Assim como cladóceros e copépodes, além de exercerem influência no controle das comunidades bacterianas, os rotíferos parecem regular também as comunidades de protozoários, de modo que a inferência dos organismos do metazooplâncton nas densidades bacterianas pode ocorrer de forma direta, pela ingestão direta de bactérias, ou indireta, pelo consumo de protozoários, em efeito cascata (ZOLLNER *et al.*, 2003, 2009).

Segundo Koton-Czarnecka & Chrost (2002), o mecanismo de regulação *top-down* da comunidade bacteriana é mais importante em ecossistemas eutróficos e hipereutróficos do que em oligotróficos. Já em ambientes oligotróficos e mesotróficos, a disponibilidade de nutrientes (controle *bottom-up*) é provavelmente o principal fator regulador da comunidade bacteriana. Para Gasol *et al.* (2002), contudo, o controle simultâneo *top-down* e *bottom-up* pode ocorrer, uma vez que mudanças na composição da comunidade bacteriana como forma de evitar a predação são dependentes da disponibilidade de nutrientes no meio.

9. CONCLUSÃO

No reservatório do Monjolinho, variação sazonal significativa foi encontrada na abundância dos ciliados, rotíferos e copépodes. As populações de ciliados e copépodes foram mais abundantes no reservatório no período chuvoso, enquanto a população de rotíferos foi mais abundante no período seco. Estas diferenças sazonais observadas nas populações planctônicas estiveram associadas ao próprio regime de seca/chuva e alguns outros fatores, tais como a temperatura, a disponibilidade de nutrientes e a predação. Todos esses fatores, em conjunto e interação com a estrutura trófica do sistema, foram determinantes não só para a regulação da abundância, mas também da biomassa e composição dos grupos de organismos planctônicos, influenciando, inclusive, a bacterivoria destes organismos.

Considerando todos os organismos planctônicos estudados, os NFH foram os principais consumidores de bactérias tanto na estação seca quanto na chuvosa, sendo os principais controladores das densidades bacterianas no reservatório, o que evidencia a ocorrência da alça microbiana no ambiente. No período seco, o segundo maior consumidor de bactérias foram os rotíferos, enquanto no período chuvoso foram os protozoários ciliados. Além da predação sobre as bactérias, contudo, protozoários e metazoários parecem sofrer forte pressão de predação por organismos superiores da rede trófica, sendo as populações planctônicas reguladas, portanto, por um controle *top-down* que ocorre tanto sobre as comunidades bacterianas quanto sobre as protozooplanctônicas e metazooplanctônicas, e as bactérias reguladas tanto pela predação direta quanto indireta dessas populações zooplanctônicas. Esta predação pareceu variar sazonalmente, tendo maior influência no reservatório no período chuvoso, quando o sistema é nutricionalmente mais rico. Já no período seco, além do controle *top-down*, o controle *bottom-up* pareceu ter importante influência na regulação das comunidades bacterianas.

10. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRA, J. **Variação sazonal da composição, abundância e diversidade de rotíferos na Lagoa do Coqueiral, lateral ao Rio Paranapanema em sua zona de desembocadura na Represa Jurumirim, SP.** 2008. 88p. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2008.
- AGASILD, H. & NÖGES, T. Cladoceran and rotifer grazing on bacteria and phytoplankton in two shallow eutrophic lakes: in situ measurement with fluorescent microspheres. **Journal of Plankton Research**, v. 27, p. 1155 – 1174, 2005.
- AOYAGUI, A. S. M.; BONECKER, C. C.; LANSAC-TÔHA, F. A. & VELHO, L. F. M. Estrutura e dinâmica dos rotíferos no reservatório de Corumbá, Estado de Goiás, Brasil. **Acta Scientiarum: Biological Sciences**, v. 25, p. 31-39, 2003.
- APPLE, J. K.; DEL GIORGIO, P. A. & KEMP, W. M. Temperature regulation of bacterial production, respiration, and growth efficiency in a temperate salt-marsh estuary. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 43, p. 243 – 254, 2006.
- APPLE, J. K.; SMITH, E. M. & BOYD, T. J. Temperature, Salinity, Nutrients, and the Covariation of Bacterial Production and Chlorophyll-*a* in Estuarine Ecosystems. **Journal of Coastal Research**, v. 55, p. 59–75, 2008.
- ARAÚJO, M. F. F. & COSTA, I. A. S. Comunidades microbianas (bacterioplâncton e protozooplâncton) em reservatório do semi-árido brasileiro. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, p. 422-432, 2007.
- AZAM, F.; FENCHEL, T.; FIELD, J.G.; GRAY, J.S.; MEYER-REIL, L.A. & THINGSTAD, F. The ecological role of water-column microbes in the sea. **Marine Ecology Progress Series**, v. 10, p. 257-263, 1983.
- BERNINGER, U. G., FINLAY, B. J. & KUUPPO-LEINIKKI, P. Protozoan control of bacterial abundances in freshwaters. **Limnology and Oceanography**, v. 36, p. 139–147, 1991.
- BOENIGK, J. & ARNDT, H. Bacterivory by heterotrophic flagellates: community structure and feeding strategies. **Antonie Van Leeuwenhoek**, v. 81, p. 465 – 480, 2002.
- BØRSHEIM, K.Y. & ANDERSEN. Grazing and food size selection by zooplankton compared to production of bacteria and phytoplankton in a shallow Norwegian mountain lake. **Journal of Plankton Research**, v. 9, p. 367-379, 1987.
- BOTTRELL, H. H.; DUNCAN, A.; GLIWICZ, Z. M.; GRYGIEREK, E.; HERZIG, A.; HILLBRICHT-ILLKOWSKA, A.; KURASAWA, H.; LARSSON, P. & WEGLENSKA, T. A review of some problems in zooplankton production studies. **Norwegian Journal of Zoology**, v. 24, p. 419 – 456, 1976.
- BRATBAK, G. & THINGSTAD, T. F. Phytoplankton-bacteria interactions: an apparent paradox? Analysis of a model system with both competition and commensalism. **Marine Ecology Progress Series**, v. 25, p. 23 – 30, 1985.
- BRATBAK, G; EGGE, JK & HELDAL, M. Viral mortality of the marine alga *Emiliania huxleyi* (Haptophyceae) and termination of algal blooms. **Marine Ecology Progress Series**, v. 93, p. 39–48, 1993.

- BROCKELMANN, A. M. **Análise da abundância dos nanoflagelados e bactérias sazonalmente e a curtos intervalos de tempo, em um pequeno reservatório artificial raso (Represa do Monjolinho, São Carlos – SP)**. 1995, 105p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1995.
- CALBET, A. & SAIZ, E. The ciliate-copepod link in marine ecosystems. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 38, p.157–167, 2005.
- CARDOSO, L. S.; RAMOS, J. D. & MELLO, H. O. O. Composição, densidade e abundância das populações de Cladocera, Copepoda e Rotifera de áreas de proteção permanente do Rio Uberabinha. **Em extensão**, v.7, p. 95 – 106, 2009.
- CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 22, p. 261-269, 1977.
- CARMOUZE, J. P. **O metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas**. 1994. 253p. Edgard Blucher, FAPESP, São Paulo, 1994.
- CHESTER, R. **Marine Geochemistry**. 2 ed. Reino Unido, Blackwell Science Ltd, 493 p. 2000
- CHOW-FRASER, P. & KNOEHEL, R. Factors Regulating *in situ* Filtering Rates of Cladocera. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 42, p. 567-576, 2011.
- CHRISTOFFERSEN, K.; RIEMANN, B.; KLYSNER, A. & SONDERGAARD, M. Potential role of fish predation and natural populations of zooplankton in structuring a plankton community in eutrophic lake water. **Limnology and Oceanography**, v. 38, p. 561-573, 1993.
- CLEVEN, E. J. & WEISSE, T. Seasonal succession and taxon-specific bacterial grazing rates of heterotrophic nanoflagellates in Lake Constance. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 23, p. 147 – 161, 2001.
- COELHO-BOTELHO, M. J. Dinâmica da Comunidade Zooplanctônica e sua Relação com o Grau de Trofia em Reservatórios. **CETESB**, São Paulo, 2003.
- CORNO, G.; CARAVATI, E.; CALLIERI, C. & BERTONI, R. Effects of predation pressure on bacterial abundance, diversity, and size-structure distribution in an oligotrophic system. **Journal of Limnology**, v. 67, p. 107 – 119, 2008.
- COTNER, J. B. & BIDDANDA, B. A. Small Players, Large Role: Microbial Influence on Biogeochemical Processes in Pelagic Aquatic Ecosystems. **Ecosystems**, v. 5, p. 105–121, 2002.
- CUTOLO, S. A. Comunidade zooplanctônica na represa de Guarapiranga – SP – Brasil. **Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo**, São Paulo, 10 p., 1998. Disponível em <<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/caliagua/peru/bracca277.pdf>>. Acesso em: 10 de dezembro de 2011.
- DeMOTT, W. R. Feeding selectivities and relative ingestion rates of Daphnia and Bosmina. **Limnology and Oceanography**, v. 27, p. 518 – 527, 1982.
- DOLAN, J. R. & McKEON, K. The reliability of grazing rate estimates from dilution experiments: Have we over-estimated rates of organic carbon consumption by microzooplankton? **Ocean Science**, v. 1, p. 1–7, 2005.
- DONLAN, R. M. Biofilms: Microbial Life on Surfaces. **Emerging Infectious Diseases**, v. 8, p. 881 – 890, 2002.

- DUFFY, M. A.; CÁCERES, C. E.; HALL, S. R.; TESSIER, A. J. & IVES, A. R. Temporal, spatial, and between-host comparisons of patterns of parasitism in lake zooplankton. **Ecology**, v. 91, p. 3322–3331, 2010.
- EDWARDS, R. T. Sestonic bacteria as a food source for filtering invertebrates in two southeastern blackwater rivers. **Limnology and Oceanography**, v. 32, p. 221 – 234, 1987.
- ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. **Manual de Identificação dos Cladóceros Límnicos do Brasil**. Brasília: Editora Universa, 156p., 1997.
- ESPÍNDOLA, E. L. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; RIETZLER, A. C. & TUNDISI, J. G. Spatial heterogeneity of the Tucuruí Reservoir (State of Pará, Amazonia, Brazil) and the distribution of zooplanktonic species. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 60, 21 p, 2000.
- ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. 2º ed. Rio de Janeiro: Ed. Interciência/FINEP, 1998.
- FENCHEL, T. Suspension feeding in ciliated protozoa: Functional response and particle size selection. **Microbial Ecology**, v. 6, p.1-11, 1980.
- FENCHEL, T. ecology of heterotrophic microflagellates II. Bioenergetics and growth. **Marine Ecology Progress Series**, v. 8, p. 225-231, 1982.
- FERDOUS, Z. & MUKTADIR, A. K. M. A review: Potentiality of zooplankton as bioindicator. **American Journal of Applied Sciences**, v. 10, p. 1815 – 1819, 2009.
- FIORUCCI, A. R. & FILHO, E. B. A importância do oxigênio dissolvido em ecossistemas aquáticos. **Química Nova na Escola**, p. 10 – 16, 2005.
- FOISSNER, W. Evaluating water quality using protozoa and saprobity indexes. **Protocols in protozoology**, 1-20, 1992.
- FOISSNER, W. & BERGER, H. A user-friendly guide to the ciliates (Protozoa, Ciliophora) commonly used by hydrobiologists as bioindicators in rivers, lakes and waste waters with notes on their ecology. **Freshwater Biology**, v. 35, p. 375-482, 1996.
- FOISSNER, W.; BLATTERER, H.; BERGER, H. & KOHMANN, F. **Taxonomische und ökologische revision der ciliaten des saprobiensystems**. Landesamtes für Wasserwirtschaft, 478 p., 1991.
- GASOL, J. M.; PEDROS ALIO, C. & VAQUE, D. Regulation of bacterial assemblages in oligotrophic plankton systems, results from experimental and empirical approaches. **Antonie van Leeuwenhoek**, v. 81, p. 435-452, 2002.
- GILBERT, J. J. Jumping behavior in the oligotrich ciliates *Strobilidium velox* and *Halteria grandinella* and its significance as a defense against rotifer predators. **Microbial Ecology**, v. 27, p. 189-200, 1994.
- GILBERT, J. J. Competition between rotifers and Daphnia. **Ecology**, v. 66, p. 1943 – 1950, 1985.
- GIROLDO, D. & VIEIRA, A. A. H. Assimilation and release of ¹⁴C in a tropical strain of *Cryptomonas obovata* (Cryptophyceae) exposed to several irradiances. **Journal of Plankton Research**, v. 21, p. 1911-1921, 1999.
- GODINHO, M. J. L. & REGALI-SELEGHIM, M. H. Diversidade no Reino Protista: Protozoários de vida livre. In: In: JOLY, C. A. & BICUDO, C. E. M. (orgs). 1999. **Biodiversidade do Estado de São**

- Paulo, Brasil.** Síntese do conhecimento ao final do século XX: Invertebrados de água doce. v. 4. São Paulo: FAPESP, p. 85 – 91, 1999.
- GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S. & OHNSTAD, M. A. M. **Methods for physical and chemical analysis of fresh water.** 2 ed. Oxford: Blackweel Scintific Publications (IBP, 8). 213p., 1978.
- GOMES, E. A. T. *et al.* Protozooplankton characterization of two contrasting sites in a tropical coastal ecosystem (Guanabara bay, RJ). **Brazil journal of Oceanography**, v. 55, 2007.
- GONZALEZ, J. Bacterivory Rate Estimates and Fraction of Active Bacterivores in Natural Protist Assemblages from Aquatic Systems. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 65, p. 1463 – 1469, 1999.
- GONZÁLEZ, J. M. & SUTTLE, C. A. Grazing by marine nanoflagellates on viruses and virus-sized particles: ingestion and digestion. **Marine Ecology Progress Series**, v. 94, p. 1-10, 1993.
- GONZALEZ, J. *et al.* Differential feeding by marine flagellates on growing versus starving, and on motile versus nonmotile, bacterial prey. **Marine Ecology Progress Series**, v. 102, p. 257-267, 1993.
- HANEY, J. F. Regulation of cladoceran filtering rates in nature by body size, food concentration, and diel feeding patterns. **Limnology and Oceanography**, v. 30, p. 397-411, 1985.
- HAHN, M. W. & HÖFLE, M. G. Grazing of protozoa and its effect on populations of aquatic bacteria. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 35, p. 113-121, 2001.
- HANSEN, B.; HANSEN, P.J. & BJORSEN, P.K. The size ratio between planktonic predators and their prey. **Limnology and Oceanography**, v. 39, 1994.
- HENRY, R.; TUNDISI, J.G. & CURI, P.R. Effects of phosphorus and nitrogen enrichment on the phytoplankton in a tropical reservoir (Lobo Reservoir, Brazil). **Hydrobiologia**, v. 120, p. 3-9, 1984.
- HEREDIA-SEIXAS, M. **Aspectos Ecológicos das populações de Cladocera (Crustacea) na represa do Lobo (“Broa”), São Carlos, SP.** 1981. 156 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1981.
- HIBBING, M. E.; FUQUA, C.; PARSEK, M. R. & PETERSON, S. B. Bacterial competition: surviving and thriving in the microbial jungle. **Nature Reviews Microbiology**, v. 8, p.15–25, 2010.
- HISATUGO, K. F. **Avaliação do consumo de bactérias por protozoários *in vitro* e *in situ*.** 2009. 80p. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2009.
- HISATUGO, K. F.; MANSANO, A. S. & REGALI-SELEGHIM, M. H. Relative importance of ciliates and nanoflagellates as consumers of bacteria in a eutrophic subtropical environment (Monjolinho reservoir, São Carlos, SP, Brazil). Em preparação.
- HOBBIE, J. E.; DALEY, R. J. & JASPER, S. Use of Nuclepore Filters for Counting Bacteria by Fluorescence Microscopy. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 33, p. 1225 – 1228, 1977.
- HOPP, U. & MAIER, G. Implication of the feeding limb morphology for herbivorous feeding in some freshwater cyclopoid copepods. **Freshwater Biology**, v. 50, p. 742–747, 2005.
- INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. Disponível em <www.inmet.gov.br>. Acesso em: Abril de 2011.

- IRIGOIEN, X.; FLYNN, K. J. & HARRIS, R. P. Phytoplankton blooms: a 'loophole' in microzooplankton grazing impact? **Journal of Plankton Research**, v. 27, p. 313 – 321, 2005.
- JACK, L. D. & GILBERT, J. J. Effects of metazoan predators on ciliates in freshwater plankton communities. **Journal of Eukaryotic Microbiology**, v. 44, p. 194-199, 1997.
- JENSEN, L. M. Phytoplankton release of extracellular organic carbon, molecular weight composition, and bacterial assimilation. **Marine Ecology Progress Series**, v. 11, p. 39-48, 1983.
- JONES, J. G. A guide to methods for estimating microbial numbers and biomass in fresh water. **Scientific Publications Freshwater Biological Association**, v. 39, 112 p, 1979.
- JONSSON, P. R. Particle size selection, feeding rates and growth dynamics of marine planktonic oligotrichous ciliates (Ciliophora: Oligotrichina). **Marine Ecology Progress Series**, v. 33, p. 265–277, 1986.
- JÜRGENS, K. & JEPPESEN, E. The impact of metazooplankton on the structure of the microbial food web in a shallow, hypertrophic lake. **Journal of Plankton Research**, v. 22, p. 1047–1070, 2000.
- JÜRGENS, K.; PERNTHALER, J.; SCHALLA, S. & AMANN, R. Morphological and compositional changes in a planktonic bacterial community in response to enhanced protozoan grazing. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 65, p.1241–1250, 1999.
- JÜRGENS, K. & SIMEK, K. Functional response and particle size selection of *Halteria* cf. *grandinella*, a common freshwater oligotrichous ciliate. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 22, p. 57-68, 2000.
- KALFF, J. **Limnology**. 2 ed, New York: Prentice Hall, 592 p, 2001.
- KATECHAKIS, A.; STIBOR, H.; SOMMER, U. & HANSEN, T. Changes in the phytoplankton community and microbial food web of Blanes Bay (Catalan Sea, NW Mediterranean) under prolonged grazing pressure by doliolids (Tunicata), cladocerans or copepods (Crustacea). **Marine Ecology Progress Series**, v. 234, p. 55–69, 2001.
- KIM, H.; HWANG, S. & JOO, G. Zooplankton grazing on bacteria and phytoplankton in a regulated large river (Nakdong River, Korea). **Journal of Plankton Research**, v. 22, p.1559–1577, 2000.
- KMET, T. & STRASKRABA, M. Feeding adaptations of filter feeders: *Daphnia*. **Ecological Modelling**, v. 178, p. 313–327, 2004.
- KÖPPEN, W. **Grundriss der Klimakunde**. Walter de Gruyter & Co., Berlin, 388 p, 1931.
- KOROLEFF, F. Determination of nutrients. In: GRASSOHOFF, K. **Methods of seawater analysis**. Verlag. Chemie. Weinheim, p. 117-181, 1976.
- LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 238p. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.
- LAMPERT, W. *Daphnia*: Model herbivore, predator and prey. **Polish Journal of Ecology**, v. 54, p. 607 – 620, 2006.
- LANGENHEDER, S., JÜRGENS, K. Regulation of bacterial biomass and community structure by metazoan and protozoan predation. **Limnology and Oceanography**, v. 46, p. 21-134, 2001.

- LANSAC-TÔHA, F. A.; BONECKER, C. C.; VELHO, L. F. M. A.; COSTA, C. L.; PEREIRA, D. G. *et al.* **Zooplâncton**, p. 111 – 128, 2001.
- LEE, R. & KUGRENS, P. Relationship between the flagellates and the ciliates. **Microbiology and Molecular Biology Reviews**, v. 56, p.529-542, 1992.
- LEHMAN, J. T. The filter-feeder as an optimal forager, and the predicted shapes of feeding curves. **Limnology and Oceanography**, v. 21, p. 501 – 516, 1976.
- LINDELL, M. J.; WILHELM GRANÉLI, H. & TRANVIK, L. J. Effects of sunlight on bacterial growth in lakes of different humic content. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 11, p. 135 – 141, 1996.
- LIMA, D. **Análise da composição, abundância e distribuição da comunidade fitoplânctonica nos reservatórios do sistema em cascata do médio e baixo rio Tietê/SP**. 2004. 312 p. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos, 2004.
- LOBÃO, L. M. **Fatores reguladores do bacterioplâncton: implicações na estrutura e nas interações tróficas planctônicas**. 2009. 76 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Juiz de Fora, 2009.
- LORENZEN, C.J. Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations. **Limnology Oceanography**, v. 12, p. 343-346, 1967.
- LUCINDA, I. **Composição de Rotifera em corpos d'água da bacia do rio Tietê – São Paulo, Brasil**. 2003. 149 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2003.
- MACKERETH, S. J. H.; HERON, J. & TALLING, J. S. **Water analysis some revised methods for limnology**. Freshwater Biological Association, Scientific Publication, 36, Windermere, Great Britain. 117p, 1978.
- MANSANO, A. S. **Estudos das comunidades microbianas (bacterioplâncton e protozooplâncton) de uma represa em processo de eutrofização (Represa do Lobo, Itirapina/Brotas – SP)**. 2009. 75p. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2009.
- MANSANO, A. S.; HISATUGO, K. F.; HAYASHI, L. H. & REGALI-SELEGHIM, M. H. Microbial Community Structure and the Importance of Protozoan Bacterivory in a Subtropical Reservoir. **Freshwater Biology** (submetido), 2011.
- MANSOR, M. T. C. **Potencial de poluição de águas superficiais por fontes não pontuais de fósforo na bacia hidrográfica do Ribeirão do Pinhal, Limeira- SP**. 2005. 171 p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005.
- MARGALEF R. Counting In: **Phytoplankton Manual**. Paris: Sournia, A., United Nation Educational. Scientific and Cultural Organization, 92p, 1969.
- MARGALEF, R. **Limnología**. Barcelona, Omega, 1983.
- MATSUMURA-TUNSI, T.; NEUMANN-LEITÃO, S.; AGUENA, L. S. & MIYAHARA, J. Eutrofização da represa de Barra Bonita: Estrutura e organização da comunidade de Rotifera. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 50, p. 923-935, 1990.

- MATSUMURA-TUNDISI, T. & SILVA, W. M. Crustáceos Copépodos Planctônicos. In: JOLY, C. A. & BICUDO, C. E. M. (orgs). 1999. **Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil**. Síntese do conhecimento ao final do século XX: Invertebrados de água doce. v. 4. São Paulo: FAPESP, p. 93 – 100, 1999.
- MATZ, C. & JÜRGENS, K.. High Motility Reduces Grazing Mortality of Planktonic Bacteria. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 71, p. 921 – 929, 2005.
- MEDINA-SÁNCHEZ, J. M. & VILLAR-ARGAIZ, M. Neither with nor without you: A complex algal control on bacterioplankton in a high mountain lake. **Limnology and Oceanography**, v. 49, p. 1722 – 1733, 2004.
- MELÃO, M. G. G. Desenvolvimento e aspectos reprodutivos de cladóceros e copépodos de águas continentais brasileiras. 1999. In: PÔMPEO, M. L. M. (ed.) **Perspectivas na limnologia do Brasil**. 1999.
- MELÃO, M. G. G. A comunidade planctônica (fitoplâncton e zooplâncton) e produtividade secundária do zooplâncton de um reservatório oligotrófico. 1997. 152p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1997.
- MINILLO, A. Análise da distribuição, densidade e toxicidade de florações de cianobactérias e suas toxinas nos reservatórios do médio e baixo Rio Tietê (SP) e relação com as características limnológicas do sistema. 2005. 400 p. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos, 2005.
- MORGADO, F.; AZEITEIRO, U. & RÉ, P. Definição e divisões do plâncton. In: **Ecologia do zooplâncton da Ria de Aveiro. Caracterização espacio-temporal, transporte longitudinal e dinâmica tidal, nictemeral e lunar**. 1997. Tese (PhD) - Universidade de Aveiro, Portugal, 1997.
- MOTEGI, C.; NAGATA, T.; MIKI, T.; WEINBAUER, M. G.; LEGENDRE, L. & RASSOULZADEGAN, F. Viral control of bacterial growth efficiency in marine pelagic environments. **Limnology and Oceanography**, v. 54, p. 1901–1910, 2009.
- MURASE, J.; NOLL, M. & FRENZEL, P. Impact of Protists on the Activity and Structure of the Bacterial Community in a Rice Field Soil. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 72, p. 5436 – 5444, 2006.
- NOGRADY, T.; GREEN, J.; KOSTE, W. & PEIJLER, B. **Rotifera. Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world**. SPB Academic publishing, The Hague, 142 p., 1993.
- NOGUEIRA M.G. & MATSUMURA-TUNDISI, T. Limnologia de um sistema artificial raso (Represa do Monjolinho-São Carlos-SP). I-Dinâmica das variáveis físicas e químicas. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 54, p. 147-159, 1994.
- NOGUEIRA M. G. & MATSUMURA-TUNDISI, T. Limnologia de um sistema artificial raso (Represa do Monjolinho-São Carlos-SP). Dinâmica das populações planctônicas. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 8, p. 149-169, 1996.
- NUSH, E. A. Comparison of different methods for chlorophyll-a and phaeopigments determination. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 14, p. 14-36, 1980.
- OLIVEIRA-NETO, A. L. de & MORENO, I. H. Rotíferos. In: JOLY, A. C. & BICUDO, C. E. M. (Org.) 1999. **Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil**: Síntese do conhecimento ao final do século XX: Invertebrados de água doce. v. 4. São Paulo: FAPESP, p. 39 – 52, 1999.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro, Guanabara, 434 p., 1988.

OKANO, W. Y. **Análise da estrutura e dinâmica populacional da comunidade zooplanctônica de um reservatório artificial (represa do Monjolinho, São Carlos – SP)**. 1994. 128 p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1994.

PACE, M.L. & ORCUTT JR. J.D. The relative importance of protozoans, rotifers and crustaceans in a freshwater zooplankton community. **Limnology and Oceanography**, v. 36, p. 822-830, 1981.

PAESE, A. **Caracterização e análise ambiental do campus da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), São Carlos, SP**. 1997. 75 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1997.

PAGANO, M. Feeding of tropical cladocerans (*Moina micrura*, *Diaphanosoma excisum*) and rotifer (*Brachionus calyciflorus*) on natural phytoplankton: effect of phytoplankton size–structure. **Journal of Plankton Research**, v. 30, p. 401 – 414, 2008.

PANTLE, R. & BUCK, H. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. **Gas und Wasserfach**, v. 96, p. 604-607, 1955.

PEDROS ALIÓ, C. & GUERREIRO, R. Prokaryotology for the limnologist. In: Margalef, R. (ed.). **Limnology Now. A paradigm of planetary problems**. Amsterdam: Elsevier. p. 37-57, 1994.

PELAÉZ-RODRIGUES, M. **Avaliação da qualidade da água da bacia do Alto Jacaré-Guaçu/SP (Ribeirão do Feijão e Rio do Monjolinho) através de variáveis físicas, químicas e biológicas**. 2001. 145 p. Tese (Doutorado) - USP, São Carlos, 2001.

PEREIRA, D. G.; VELHO, L. F. M.; PAGIORO, T. A. & LANSAC-TOHA, F. A. Abundância de nanoflagelados heterotróficos no plâncton de reservatórios com distintos graus de trofia. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 27, p. 43-50, 2005.

PERES, A. C. **Uso de macroalgas e variáveis físicas, químicas e biológicas para a avaliação da qualidade da água do rio do Monjolinho, São Carlos, Estado de São Paulo**. 2002. 116 p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2002.

PERNTHALER, J. Predation on prokaryotes in the water column and its ecological implications. **Nature**, v. 3, p. 537-546, 2005.

PINHASSI, J.; GÓMEZ-CONSARNAU, L.; ALONSO-SÁEZ, L.; SALA, M. M.; VIDAL, M.; PEDRÓS-ALIÓ, C. & GASOL, J. M. Seasonal changes in bacterioplankton nutrient limitation and their effects on bacterial community composition in the NW Mediterranean Sea. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 44, p. 241 – 252, 2006.

PINTO-COELHO, R.; PINEL-ALLOUL, B.; MÉTHOT, G. & HAVENS, K. E. Crustacean zooplankton in lakes and reservoirs of temperate and tropical regions: variation with trophic status. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 62, p. 348 – 361, 2005.

PIRLLOT, S.; VANDERHEYDEN, J.; DESCY, J. P. & SERVAIS, P. Abundance and biomass of heterotrophic microorganisms in Lake Tanganyika. **Freshwater Biology**, v. 50, p. 1219-1232, 2005.

POMEROY, L.R. The ocean's food web, a changing paradigm. **BioScience**, v. 24, p. 499-504, 1974.

- POMEROY, L. R.; WILLIAMS, P. J. I.; AZAM, F. & HOBBI, J. E. The microbial loop. **Oceanography**, v. 20, p. 499-504, 2007.
- POMEROY, L. R. & WIEBE, W. J. Temperature and substrates as interactive limiting factors for marine heterotrophic bacteria. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 23, p. 187 – 204, 2001.
- PONTIN, R. M. **A key to the Freshwater planktonic and Semi-planktonic Rotifera of the british Isles**. Freshwater Biological Association. Scientific publications n° 38, 1978.
- PORTER, K. G. & FEIG, Y. S. The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. **Limnology and Oceanography**, v. 25, p. 943-948, 1980.
- PORTER, K. G.; SHERR, E. B.; SHERR, B. F.; PACE, M. & SANDERS, R.W. Protozoa in planktonic food webs. **Journal of Protozoology**, v. 32, p. 409-415, 1985.
- PUTT, M. & STOECKER, D. K. An experimentally determined carbon: volume ratio for marine “oligotrichous” ciliates from estuarine and coastal waters. **Limnology and Oceanography**, v. 34, p. 1097–1103, 1989.
- RACY, F. P. P. **Aspectos numéricos, morfológicos e morfométricos da comunidade bacteriana em diferentes escalas trófica e temporal, em reservatórios**. 2004. 63 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2004.
- RAMOS, J. D.; MELLO, H. O. O. & LIMA, L. Análise da composição, abundância e distribuição vertical das populações de Rotifera, Cladocera e Copepoda no reservatório de Emborcação (Araguari – MG). **Em extensão**, v. 7, p. 80 – 94, 2008.
- REGALI-SELEGHIM, M. H. **Flutuações nas comunidades planctônicas e bentônicas de um ecossistema artificial raso (Represa do Monjolinho-São Carlos-SP), com ênfase nas populações de protozoários e bactérias**. 1992. 162 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1992.
- REGALI-SELEGHIM, M. H. **Rede trófica microbiana em um sistema eutrófico raso (reservatório do Monjolinho-São Carlos-SP)-Estrutura e função**. 2001. 92p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2001.
- REGALI-SELEGHIM, M. H. & GODINHO, M. J. L. Peritrich epibiont protozoans in the zooplankton of a subtropical shallow aquatic ecosystem (Monjolinho Reservoir, São Carlos, Brazil). **Journal of Plankton Research**, v. 26, p. 501-508, 2004.
- REGALI-SELEGHIM, M. H.; GODINHO, M. J. L. & MATSUMURA-TUNDISI, T. Checklist dos “protozoários” de água doce do Estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 11, p. 135 – 172, 2010.
- RIEMANN, B. Potential Importance of Fish Predation and Zooplankton Grazing on Natural Populations of Freshwater Bacteria. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 50, p. 187 – 193, 1985.
- RIEMANN, B. & SONDERGAARD, M. Measurements of diel rates of bacterial secondary production in aquatic environmental. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 47, p. 632-638, 1984.

- RIEMANN, B.; SORENSEN, H. M.; BJORNSEN, P. K.; HORSTED, S. J.; JENSEN, L. M.; NIELSEN, Y. G. & SONDERGAARD, M. Carbon budgets of the microbial food web in estuarine enclosures. **Marine Ecology Progress Series**, v. 65, p. 159-170, 1990.
- RIVIER, A.; BROWNIEE D.C.; SHELDON R.W. & RASSOULZADEGAN F. Growth of microzooplankton: a comparative study of bacterivorous zooflagellates and ciliates. **Marine Microbial Food Webs**, v. 1, p. 36-51, 1985.
- ROCHA, O. & GÜNTZEL, A. M. Crustáceos Branquiópodos. In: JOLY, C. A. & BICUDO, C. E. M. (orgs). 1999. **Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil**. Síntese do conhecimento ao final do século XX: Invertebrados de água doce. v. 4. São Paulo: FAPESP, p. 107 – 120, 1999.
- ROJO, C.; RODRIGO, M. A. & BARÓN-RODRÍGUEZ, M. M. Dynamics of the planktonic food web in Colgada Lake (Lagunas de Ruidera Natural Park). **Limnetica**, v. 26, p. 251 – 264, 2007.
- ROSELLI, I. M. **The influence of predator detection on life history strategies in *Ceriodaphnia reticulata* (Cladocera: Daphnidae)**. 2008. 49 p. Tese (Mestrado) - Graduate Faculty of Biology, Eastern New Mexico University, New Mexico, 2008.
- SACCÁ, A.; BORREGO, C. M.; RENDA, R.; TRIADÓ-MARGARIT, X.; BRUNI, V. & GUGLIELMO, L. Predation impact of ciliated and flagellated protozoa during a summer bloom of brown sulfur bacteria in a meromictic coastal lake. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 70, p. 42–53, 2009.
- SALA, M. M.; PETERS, F.; GASOL, J. M.; PEDRÓS-ALIÓ, C.; MARRASÉ C. & VAQUÉ, D. Seasonal and spatial variations in the nutrient limitation of bacterioplankton growth in the northwestern Mediterranean. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 27, p. 47 – 56, 2002.
- SALAMI, L. M. B. P. **Estudo das influências climáticas e antropogênicas nas características físico-químicas no rio do Monjolinho**. 1996. 136 p. Dissertação (Mestrado) - USP, São Carlos, 1996.
- SANDERS, R. W.; PORTER, K. G.; BENNET, S. J.; DEBIASE, A. E. Seasonal patterns of bacterivory by flagellates, ciliates, rotifers, and cladocerans in freshwater planktonic community. **Limnology and Oceanography**, v. 34, p. 673–687, 1989.
- SANDERS, R. W. & WICKHAM, S. A.. Planktonic protozoa and metazoan: predation, food quality and population control. **Marine Microbial Food Webs**, v. 7, p. 197 – 223, 1993.
- SANTOS, M. G. **Decomposição aeróbica de *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verde. E caracterização limnológica da bacia hidrográfica do rio do Monjolinho (São Carlos, SP, Brasil)**. 2009. 135 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2009.
- SÉ, J. A. S. **O Rio do Monjolinho e sua bacia hidrográfica como integradores de sistemas ecológicos. Um conjunto de informações para o início de um processo de pesquisas ecológicas, de educação, planejamento e gerenciamento ambientais a longo prazo**. 1992. 381p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos, 1992.
- SENDACZ, S.; CALEFFI, S. & SANTOS-SOARES, J. Biomassa de organismos zooplancônicos em represas de diferentes condições tróficas do Estado de São Paulo, Brasil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, 2006. Disponível em <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1519-69842006000200016&script=sci_arttext>. Acesso em: 03 jan. 2012.
- SERAFIM-JÚNIOR, M.; PERBICHE-NEVES, G.; BRITO, L.; GHIDINI, A. R. & CASANOVA, S. M. C. Variação espaço-temporal de Rotifera em um reservatório eutrofizado no sul do Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 100, p. 233-241, 2010.

SHANNON, S. P.; CHRZANOWSKI, T. H.; & GROVER, J. P. Prey Food Quality Affects Flagellate Ingestion Rates. **Microbial Ecology**, 2006.

SHERR, B. F. & SHERR E. B. Proportional distribution of total numbers, biovolume and bacterivory among size classes of 2-20 µm nonpigmented marine flagellate. **Marine Microbial Food Webs**, v. 5, p. 227-237, 1991.

SHERR, E. B. & SHERR, B. F. Role of microbes in pelagic food webs: a revised concept. **Limnology and Oceanography**, v. 33, p. 1225-1227, 1988.

SHERR, E. B. & SHERR, B. F. Significance of predation by protists in aquatic microbial food webs. **Antonie van Leeuwenhoek**, v. 81, p. 293 – 308, 2002.

SHERR, E. B. & SHERR, B. F. Protistan grazing rates via uptake of fluorescently labeled prey. p. 695 – 702, 1993. In: KEMP; SHERR, B. F & SHERR, E. B. **Handbook of Methods in Aquatic Microbial Ecology**, Lewis Publishers, 1993.

SHERR, B. F. & SHERR, E. B. Proportional distribution of total numbers, biovolume, and bacterivory among size classes of 2-20 µm nonpigmented marine flagellates. **Marine Microbial Food Webs**, v. 5, p. 227–237, 1991.

SHERR, E. B.; SHERR, B. F. & McDANIEL, J. Clearance rates of < 6 µm fluorescently labeled algae (FLA) by estuarine protozoa: potential grazing impact of flagellates and ciliates. **Marine Ecology Progress Series**, v. 69, p. 81 – 92, 1991.

SHERR, B.; SHERR, E. & RASSOULZADEGAN, F. Rates of Digestion of Bacteria by Marine Phagotrophic Protozoa: Temperature Dependence. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 54, p. 1091-1095, 1988.

SHERR, B. F.; SHERR E. B. & FALLON, R. D. Use of Monodispersed, Fluorescently Labeled Bacteria to Estimate In Situ Protozoan Bacterivory. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 53, p. 958-965, 1987.

SILVA, W. M. **Diversidade dos Cyclopoida (Copepoda, Crustacea) de água doce do Estado de São Paulo: taxonomia, ecologia e genética**. 2003. 154 p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2003.

SILVA, L. P. **Determinação do efeito de diferentes concentrações de um derivado de Quitosana (DQ) no crescimento de *Escherichia coli***. 2008. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas) - Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2008.

SIMEK, K.; ARMENGOL, J.; COMERMA, M.; GARCIA, J. C.; KOJECKA, P., NEDOMA, J. & HEJZLAR, J. Changes in the epilimnetic bacterial community composition, production, and protist-induced mortality along the longitudinal axis of a highly eutrophic reservoir. **Microbial Ecology**, v. 42, p. 359-371, 2001.

SIMEK, K.; BOBKOVÁ, J.; MACEK, M.; NEDOMA, J. & PSENNER, R. Ciliate grazing on picoplankton in a eutrophic reservoir during the summer phytoplankton maximum: a study at the species and community level. **Limnology and Oceanography**, v. 40, p. 1077–1090, 1995.

SIMEK, K.; JÜRGENS, K.; NEDOMA, J.; COMERMA, M. & ARMENGOL, J. Ecological role and bacterial grazing of *Halteria* spp.: small freshwater oligotrichs as dominant pelagic ciliate bacterivores. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 22, p. 43 – 56, 2000.

- SIMON, M. & AZAM, F. Protein content and protein synthesis rates of planktonic marine bacteria. **Marine Ecology Progress Series**, v. 51, p. 201-213, 1989.
- STEWART, F. J. & FRITSEN, C. H. Bacteria-algae relationships in Antarctic sea ice. **Antarctic Science**, v. 16, p. 143-156, 2004.
- STOLP, H. **Microbial ecology: organisms, habitats, activities**. Cambridge. 308 p., 1988.
- STRICKLAND, J. D. H. & PARSONS, T. R. A manual of seawater analysis. **Journal of Fisheries Research Board of Canada**, v. 125, p. 1-18, 1960.
- SOUZA, M. B. G. & VON SPERLING, E. Uso do zooplâncton como indicador de qualidade de água – estudo de caso da bacia do rio Araguari – MG. **Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**, p. 1-10, 2003.
- TEIXEIRA, C.; TUNDISI, J. G. & KUTNER, M. B. Plankton studies in a mangrove environment. II. The standing stock and some ecological factors. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v. 24, p. 23-4, 1965.
- THOMAZ, S. M. O papel ecológico das bactérias e teias alimentares microbianas em ecossistemas aquáticos. 1999. Disponível em <http://www.ib.usp.br/limnologia/Perspectivas_arquivo%20pdf/Capitulo%2010.pdf>. Acesso em: 11 dez. 2011.
- THOMAZ, S.M. & WETZEL, R.G. [3H]Leucine incorporation methodology to estimate epiphytic bacterial biomass production. **Microbial Ecology**, v. 29, p. 63-70, 1995.
- TOLEDO, A. P. de Jr; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J. & AGUDO, E. G. **A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais**. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Santa Catarina, p. 1-34, 1983.
- UTZ, L. R. P. Characterization of the Zooplankton Community of the Secondary Wastewater Treatment System of an Oil Refinery in Southern Brazil. **Biociências**, v. 16, p. 1 – 14, 2008.
- VALDERRAMA, J. C. The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorous in natural water. **Marine Chemistry**, v. 10, p. 109-122, 1981.
- VELHO, L. F. M.; PEREIRA, D. G.; PAGIORO, T. A.; SANTOS, V. D.; PERENHA M. C. Z. & LANSAC-TÔHA, F. A. Abundance, biomass and size structure of planktonic ciliates in reservoirs with distinct trophic states. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 17, p. 361 – 371, 2005.
- VIANA, S. M. **Riqueza e distribuição de macrófitas aquáticas no rio Monjolinho e tributários (São Carlos, SP) e análise de sua relação com as variáveis físicas e químicas**. 2005. 127p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2005.
- VIEIRA, A. A. H. & TEIXEIRA, C. Excreção de matéria orgânica dissolvida por populações fitoplanctônicas marinhas em bioensaios com nutrientes. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 31, p. 33-38, 1982.
- WANG, L.; MILLER, T.D. & PRISCU, J.C. Bacterioplankton nutrient deficiency in a eutrophic lake. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 125, p. 423-439, 1992.
- WEINBAUER, M. G.; HORNÁK, K.; JEZBERA, J.; NEDOMA, J.; DOLAN, J. R. & SIMEK, K. Synergistic and antagonistic effects of viral lysis and protistan grazing on bacterial biomass, production and diversity. **Environmental Microbiology**, p. 1 – 12, 2006.

- WEISSE, T. Trophic interactions among heterotrophic microplankton, nanoplankton, and bacteria in Lake Constance. **Hydrobiologia**, v. 191, p. 111-122, 1990.
- WEISSE, T. Biodiversity of freshwater microorganisms – achievements, problems and perspectives. **Polish Journal of Ecology**, v. 54, p. 633 – 652, 2006.
- WILLIAMSON, C. E. Invertebrate predation on planktonic rotifers. **Hydrobiologia**, v. 104, p. 385 – 396, 1983.
- WILSON, M. S. & YEATMAN, H. C. Cladocera. p. 735–815. In: EDMONDSON, W. T. (ed.) **Freshwater Biology**. 2nd edition. New York, John Wiley & Sons, 1959.
- WOMMACK, K. E. & COLWELL, R. R. Virioplankton: viruses in aquatic ecosystems. **Microbial Molecular Biology**, v. 64, p. 69 – 114, 2000.
- WORK, K. A. & HAVENS, K. E. Zooplankton grazing on bacteria and cyanobacteria in a eutrophic lake. **Journal of Plankton Research**, v. 25, p. 1301 – 1307, 2003.
- WRIGHT, R. T. A model for short-term control of the bacterioplankton by substrate and grazing. **Hydrobiologia**, v. 159, p. 111-117, 1988.
- ZINGEL, P.; AGASILD, H.; NÖGES, T. & KISAND, V. Ciliates are the Dominant Grazers on Pico- and Nanoplankton in a Shallow, Naturally Highly Eutrophic Lake. **Microbial Ecology**, v. 53, p. 134–142, 2006.
- ZÖLLNER, E.; LEIBNIZ, G. & JÜRGENS, K. Effect of zooplankton-mediated trophic cascades on marine microbial food web components (bacteria, nanoflagellates, ciliates). **Limnology and Oceanography**, v. 54, p. 262–275, 2009.
- ZÖLLNER, E.; SANTER, B.; BOERSMA, M.; HOPPE, H. & JÜRGENS, K. Cascading predation effects of Daphnia and copepods on microbial food web components. **Freshwater Biology**, v. 48, p. 2174 – 2193, 2003.

APÊNDICES

APÊNDICE A - Dados Ambientais**Tabela 1.** Variáveis físicas e químicas medidas no reservatório do Monjolinho nos meses estudados. O.D = Oxigênio dissolvido.

	Julho/10	Setembro/10	Novembro/10	Janeiro/11	Março/11	Mai/11
Temperatura (°C)	18,3	25,0	25,5	27,8	22,2	20,3
pH	6,6	6,8	6,7	6,2	6,1	5,4
Condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	30,0	40,0	40,0	50,0	30,0	39,0
O.D (mg L^{-1})	10,3	6,8	0,8	3,8	3,2	1,1
Transparência (m)	1,1	0,7	0,9	0,8	0,3	0,6
Profundidade (m)	1,6	1,7	1,6	1,6	1,7	1,6

Tabela 2. Concentrações de material em suspensão, clorofila-*a* e feofitina encontrados no reservatório do Monjolinho nos meses estudados. MS = Material em suspensão total.

	Julho/10	Setembro/10	Novembro/10	Janeiro/11	Março/11	Mai/11
Material Orgânico (mg L^{-1})	1,9	2,2	2,3	2,6	6,8	5,0
Material Inorgânico (mg L^{-1})	5,0	6,3	4,9	5,7	24,6	4,3
MS (mg L^{-1})	6,9	8,5	7,2	8,3	31,4	9,3
Clorofila- <i>a</i> ($\mu\text{g L}^{-1}$)	2,3	2,8	7,0	9,3	3,0	0,5
Feofitina ($\mu\text{g L}^{-1}$)	0,9	2,1	3,8	4,1	14,4	17,8

Tabela 3. Concentrações de nutrientes nitrogenados encontrados no reservatório do Monjolinho nos meses estudados.

	Julho/10	Setembro/10	Novembro/10	Janeiro/11	Março/11	Mai/11
Nitrito ($\mu\text{g L}^{-1}$)	5,1	7,9	16,7	7,0	4,6	5,0
Nitrato ($\mu\text{g L}^{-1}$)	65,5	73,1	72,6	23,5	19,2	21,6
Amônio ($\mu\text{g L}^{-1}$)	37,6	116,9	17,4	434,0	306,6	539,8
Nitrogênio Total ($\mu\text{g L}^{-1}$)	256,0	472,6	275,6	516,9	330,5	577,6

Tabela 4. Concentrações de nutrientes fosfatados encontrados no reservatório do Monjolinho nos meses estudados.

	Julho/10	Setembro/10	Novembro/10	Janeiro/11	Março/11	Mai/11
Fosfato Total Dissolvido ($\mu\text{g L}^{-1}$)	8,2	11,8	11,5	13,0	8,5	14,1
Fosfato Inorgânico ($\mu\text{g L}^{-1}$)	3,2	4,1	4,1	4,4	4,1	10,6
Fosfato Orgânico ($\mu\text{g L}^{-1}$)	4,9	7,7	7,4	8,6	4,3	3,4
Fósforo Total ($\mu\text{g L}^{-1}$)	43,4	55,8	55,5	61,4	44,4	56,5

APÊNDICE B – Dados Biológicos

Tabela 1. Resultado dos testes T de Student e F de Fisher para as densidades dos organismos encontrados no reservatório do Monjolinho entre os períodos seco e chuvoso. NFH = nanoflagelados heterotróficos.

Densidade	Valores de p no Teste T de Student ($\alpha = 0,05$)	Valores de p no Teste F de Fisher ($\alpha = 0,05$)	Diferenças entre o período seco e chuvoso
Bactérias	0,59	0,41	Não significativa
Ciliados	0,38	0,01	Significativa
NFH	0,73	0,85	Não significativa
Rotíferos	0,37	0,02	Significativa
Cladóceros	0,43	0,05	Não significativa
Copépodes	0,26	0,004	Significativa

Tabela 2. Densidade dos organismos encontrados no reservatório do Monjolinho em cada mês de estudo. NFH = nanoflagelados heterotróficos; NFT = nanoflagelados totais; NFA = nanoflagelados autotróficos.

	Julho/10	Setembro/10	Novembro/10	Janeiro/11	Março/11	Maió/11
Densidade de bactérias (cel mL ⁻¹)	2 x 10 ⁶	3 x 10 ⁶	4 x 10 ⁶	7 x 10 ⁶	4,8 x 10 ⁶	7,7 x 10 ⁶
Densidade de ciliados (ind mL ⁻¹)	3,00	9,00	7,00	80,00	6,00	8,00
Densidade de NFH (ind mL ⁻¹)	19000,00	16000,00	20600,00	6700,00	3400,00	3800,00
Densidade de NFT (ind mL ⁻¹)	19507,00	20159,00	21000,00	9875,00	4000,00	4063,00
Densidade de NFA (ind mL ⁻¹)	507,00	4159,00	400,00	3000,00	700,00	263,00
Densidade de rotíferos (ind mL ⁻¹)	0,40	23,10	3,60	2,10	0,70	4,10
Densidade de cladóceros (ind mL ⁻¹)	0,06	0,30	1,30	0,10	0,02	0,04
Densidade de copépodes (ind mL ⁻¹)	0,001	0,04	1,00	0,20	0,01	0,005

Tabela 3. Densidade dos morfotipos bacterianos encontrados no reservatório do Monjolinho em cada mês de estudo.

Morfotipos	Densidade (cel mL ⁻¹)					
	Julho/10	Setembro/10	Novembro/10	Janeiro/11	Março/11	Maió/11
Cocos	530980,6	421007,6	425644,4	1837481,4	1183730,1	1040851,8
Bacilos	713938,0	849567,0	1433813,0	2256148,1	1774651,2	4352388,8
Coco-bacilos	372119,2	510873,0	839258,2	2151481,4	1495238,0	1753166,6
Filamentos	334171,4	924706,5	1286798,4	360518,5	163116,8	363425,9
Víbios	0,0	152922,0	56062,8	651259,2	254114,9	276203,7

Tabela 4. Densidade das espécies de ciliados encontrados no reservatório do Monjolinho em cada mês de estudo.

Espécies	Densidade (ind mL ⁻¹)					
	Julho/10	Setembro/10	Novembro/10	Janeiro/11	Março/11	Mai/11
<i>Actinobolina radians</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00
<i>Aspidisca cicada</i>	0,04	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00
<i>Blepharisma</i> sp.	0,00	0,00	0,00	0,30	0,03	0,00
<i>Chilodontopsis depressa</i>	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cinetochilum margaritaceum</i>	0,00	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00
<i>Codonella cratera</i>	0,03	0,10	0,10	0,50	0,20	0,05
<i>Codonella</i> sp.	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00
<i>Coleps hirtus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10	0,00
<i>Coleps spetai</i>	0,03	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Colpidium colpoda</i>	0,03	0,00	0,09	0,00	0,00	0,00
<i>Colpoda</i> sp.	0,00	0,00	0,00	0,21	0,00	0,00
<i>Ctedoctema acanthocryptum</i>	0,00	0,20	0,08	0,90	0,07	0,03
<i>Cyclidium glaucoma</i>	0,00	0,30	0,20	1,20	0,08	0,05
<i>Cyclidium heptatrichum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,02
<i>Euplotes affins</i>	0,00	0,00	0,09	0,00	0,00	0,02
<i>Euplotes patella</i>	0,04	0,10	0,00	0,40	0,00	0,03
<i>Frontonia atra</i>	0,04	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Glaucoma reniforme</i>	0,00	0,00	0,00	0,10	0,00	0,10
<i>Halteria grandinella</i>	0,00	0,00	0,30	0,90	0,10	2,10
<i>Halteria</i> sp.	0,20	0,60	0,90	1,70	0,50	1,30
<i>Holosticha kessleri</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,30
<i>Holosticha monilata</i>	0,03	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00
<i>Holosticha pullaster</i>	0,03	0,03	0,20	0,10	0,00	0,00
<i>Lagenophrys vaginicola</i>	0,00	0,00	0,10	0,00	0,00	0,00
<i>Lagynophrya acuminata</i>	0,10	0,03	0,08	0,07	0,07	0,00
<i>Lagynus elegans</i>	0,00	0,00	0,10	0,00	0,00	0,00
<i>Litonotus crystallinus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00
<i>Loxodes rostrum</i>	0,00	0,00	0,00	0,10	0,00	0,00
<i>Mesodinium</i> sp.	0,30	1,90	0,58	0,50	0,07	0,06
<i>Monodinium balbiani</i>	0,04	0,00	0,08	0,20	0,00	0,00
<i>Paramecium aurelia</i>	0,00	0,00	0,00	0,10	0,00	0,00
<i>Philasterides armatus</i>	0,00	0,30	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Pseudochilodontopsis algivora</i>	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00
<i>Pseudochilodontopsis fluviatilis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00
<i>Pseudovorticella monilata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03
<i>Saprodinium</i> sp.	0,00	0,05	0,10	0,00	0,00	0,00
<i>Sathrophilus muscorum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00
<i>Spirostomum ambiguum</i>	0,04	0,00	0,00	0,00	0,21	0,00
<i>Stentor</i> sp.	0,10	0,00	0,09	0,00	0,00	0,00
<i>Stokesia vernalis</i>	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Strobilidium caudatum</i>	0,03	0,20	0,10	0,40	0,10	0,80
<i>Strobilidium humile</i>	0,07	0,00	0,06	0,90	0,03	0,07
<i>Strombidium viride</i>	0,08	0,40	0,60	0,50	0,05	1,10
<i>Stylonychia pustulata</i>	0,00	0,00	0,00	0,10	0,00	0,03
<i>Tachysoma pellionellum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00
<i>Thigmogaster potamophilus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10	0,00

<i>Thylacidium</i> sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,20
<i>Tintinnidium</i> sp.	0,70	0,10	0,20	33,80	0,85	0,05
<i>Tintinnopsis cylindrata</i>	0,00	0,00	0,10	24,10	0,40	0,08
<i>Trithigmostoma steini</i>	0,00	0,10	0,09	0,20	0,10	0,00
<i>Urocentrum turbo</i>	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,03
<i>Uronema nigricans</i>	0,20	1,90	0,40	1,60	0,40	0,20
<i>Urotricha armata</i>	0,03	0,20	0,30	2,20	0,09	0,10
<i>Urotricha globosa</i>	0,20	1,60	1,05	3,40	0,60	0,80
<i>Urotricha ovata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00
<i>Vaginicola ingenita</i>	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Vorticella aquadulcis</i>	0,05	0,20	0,70	0,70	0,10	0,10
<i>Vorticella campanula</i>	0,00	0,00	0,00	0,10	0,00	0,00
<i>Vorticella infusionum-complex</i>	0,00	0,00	0,00	2,50	0,03	0,05

Tabela 5. Densidade dos grupos de ciliados encontrados no reservatório do Monjolinho em cada mês de estudo.

Grupos	Densidade (ind mL ⁻¹)					
	Julho/10	Setembro/10	Novembro/10	Janeiro/11	Março/11	Mai/11
Oligotrichida	1,22	1,52	2,50	63,70	2,59	5,78
Peritrichia	0,17	0,23	0,83	3,37	0,22	0,27
Gymnostomatida	0,59	1,95	0,89	0,89	0,17	0,06
Heterotrichida	0,20	0,00	0,09	0,35	0,24	0,00
Hypotrichia	0,15	0,13	0,36	0,70	0,14	0,44
Hymenostomata	0,32	2,94	0,87	4,59	0,76	0,47
Prostomatida	0,33	1,95	1,40	5,70	0,91	0,98
Odontostomatida	0,00	0,05	0,12	0,00	0,00	0,00
Cyrtophorida	0,00	0,11	0,12	0,28	0,28	0,00
Pleurostomatida	0,00	0,00	0,00	0,14	0,03	0,00
Colpodea	0,00	0,00	0,00	0,21	0,21	0,28
Nassulida	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Tabela 6. Densidade de nanoflagelados heterotróficos (NFH) de diferentes classes de tamanho encontrados no reservatório do Monjolinho em cada mês de estudo.

Tamanho	Densidade (ind mL ⁻¹)					
	Julho/10	Setembro/10	Novembro/10	Janeiro/11	Março/11	Mai/11
Classe I	12751,1	10013,0	16693,7	4974,5	1195,6	3319,2
Classe II	4422,3	3912,5	2633,5	1328,6	1243,8	443,7
Classe III	2093,8	2515,6	1566,9	416,0	997,8	164,7

Tabela 7. Densidade de nanoflagelados autotróficos (NFA) de diferentes classes de tamanho encontrados no reservatório do Monjolinho em cada mês de estudo.

Densidade (ind mL ⁻¹)						
NFA						
Tamanho	Julho/10	Setembro/10	Novembro/10	Janeiro/11	Março/11	Mai/11
Classe I	247,9	2345,5	244,7	1793,0	71,86	175,7
Classe II	146,5	1115,5	92,2	670,0	282,5	62,6
Classe III	112,8	698,3	99,6	693,0	356,0	24,6

Tabela 8. Densidade das espécies de rotíferos encontrados no reservatório do Monjolinho em cada mês de estudo.

Densidade (ind mL ⁻¹)						
Espécies	Julho/10	Setembro/10	Novembro/10	Janeiro/11	Março/11	Mai/11
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	0,000	0,000	0,226	0,027	0,059	0,000
<i>Ascomorpha ovalis</i>	0,000	0,000	0,422	0,066	0,025	0,007
<i>Asplanchna priodonta</i>	0,000	1,252	0,073	0,000	0,024	0,000
<i>Asplanchna sieboldi</i>	0,000	0,000	0,000	0,027	0,000	0,000
<i>Asplanchnopus multiceps</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,032	0,000
<i>Brachionus angularis</i>	0,000	0,363	0,060	0,000	0,024	0,000
<i>Brachionus calyciflorus</i>	0,000	0,000	0,263	0,025	0,008	0,000
<i>Brachionus falcatus</i>	0,000	0,000	0,000	0,013	0,000	0,000
<i>Brachionus quadridentatus</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,008	0,000
<i>Brachionus rubens</i>	0,000	0,290	0,128	0,017	0,035	0,027
<i>Colurella adriatica</i>	0,002	0,000	0,056	0,005	0,000	0,000
<i>Conochilus hippocrepis</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,017
<i>Conochilus unicornis</i>	0,000	0,000	0,000	0,011	0,000	0,000
<i>Epiphanes brachionus</i>	0,002	0,242	0,080	0,005	0,008	0,020
<i>Epiphanes senta</i>	0,004	0,000	0,000	0,052	0,040	0,041
<i>Euchlanis dilatata</i>	0,000	0,000	0,103	0,017	0,009	0,013
<i>Filinea longiseta</i>	0,001	0,000	0,015	0,060	0,017	1,217
<i>Filinea passa</i>	0,000	0,000	0,019	0,000	0,000	0,000
<i>Filinea terminalis</i>	0,000	0,000	0,000	0,055	0,000	2,415
<i>Gastropus hyptopus</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,008	0,000
<i>Hexarthra intermedia</i>	0,002	0,484	0,000	0,017	0,000	0,000
<i>Kellicotia longispirina</i>	0,007	0,000	0,012	0,017	0,016	0,000
<i>Keratella americana</i>	0,034	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
<i>Keratella cochlearis</i>	0,029	4,719	1,378	0,998	0,133	0,256
<i>Keratella valga</i>	0,000	0,000	0,100	0,000	0,000	0,000
<i>Lecane bulla</i>	0,000	0,000	0,000	0,006	0,000	0,000
<i>Lecane lunaris</i>	0,000	0,060	0,015	0,041	0,045	0,000
<i>Lecane subtilis</i>	0,000	00,000	0,000	0,006	0,016	0,000
<i>Lepadella ovalis</i>	0,0005	4,930	0,030	0,025	0,020	0,023
<i>Monommata caudata</i>	0,000	00,000	0,000	0,005	0,000	0,000
<i>Mytilina ventralis</i>	0,031	0,084	0,024	0,000	0,008	0,000
<i>Notholca labis</i>	0,000	0,000	0,034	0,006	0,000	0,000
<i>Philodina</i> sp.	0,000	0,000	0,121	0,000	0,000	0,000
<i>Platytas quadricornis</i>	0,001	0,060	0,015	0,005	0,016	0,000

<i>Polyarthra minor</i>	0,010	0,230	0,051	0,162	0,008	0,021
<i>Polyarthra remata</i>	0,154	6,031	0,130	0,380	0,033	0,023
<i>Polyarthra vulgaris</i>	0,132	4,332	0,000	0,066	0,016	0,007
<i>Pompholyx sucata</i>	0,000	0,000	0,169	0,000	0,000	0,000
<i>Rhinoglena frontalis</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,027	0,000
<i>Rotaria neptunia</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,100	0,000
<i>Squatinella tridentata</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,017	0,020
<i>Synchaeta stylata</i>	0,001	0,000	0,059	0,000	0,000	0,000
<i>Testudinella patina</i>	0,000	0,000	0,015	0,000	0,000	0,000
<i>Trichocerca cylindrica</i>	0,000	0,000	0,000	0,061	0,000	0,000
<i>Trichocerca longiseta</i>	0,003	0,000	0,024	0,014	0,000	0,000
<i>Trichocerca similis</i>	0,000	0,060	0,000	0,000	0,000	0,000

Tabela 9. Densidade dos gêneros de rotíferos encontrados no reservatório do Monjolinho em cada mês de estudo.

Gêneros	Densidade (ind mL ⁻¹)					
	Julho/10	Setembro/10	Novembro/10	Janeiro/11	Março/11	Mai/11
<i>Ascomorpha</i>	0,000	0,000	0,648	0,093	0,085	0,007
<i>Asplanchna</i>	0,000	1,252	0,073	0,027	0,024	0,000
<i>Asplanchnopus</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,032	0,000
<i>Brachionus</i>	0,000	0,653	0,451	0,055	0,076	0,027
<i>Cohurella</i>	0,002	0,000	0,056	0,005	0,000	0,000
<i>Conochilus</i>	0,000	0,000	0,000	0,011	0,000	0,017
<i>Epiphanes</i>	0,006	0,242	0,080	0,057	0,048	0,061
<i>Euchlanis</i>	0,000	0,000	0,103	0,017	0,009	0,013
<i>Filinea</i>	0,001	0,000	0,034	0,115	0,017	3,632
<i>Gastropus</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,008	0,000
<i>Hexarthra</i>	0,002	0,484	0,000	0,017	0,000	0,000
<i>Kellicotia</i>	0,007	0,000	0,012	0,017	0,016	0,000
<i>Keratella</i>	0,063	4,719	1,478	0,998	0,133	0,256
<i>Lecane</i>	0,000	0,060	0,015	0,053	0,062	0,000
<i>Lepadella</i>	0,0005	4,930	0,030	0,025	0,020	0,023
<i>Monommata</i>	0,000	0,000	0,000	0,005	0,000	0,000
<i>Mytilina</i>	0,031	0,084	0,024	0,000	0,008	0,000
<i>Notholca</i>	0,000	0,000	0,034	0,006	0,000	0,000
<i>Philodina</i>	0,000	0,000	0,121	0,000	0,000	0,000
<i>Platyas</i>	0,001	0,060	0,015	0,005	0,016	0,000
<i>Polyarthra</i>	0,296	10,593	0,181	0,608	0,058	0,051
<i>Pompholyx</i>	0,000	0,000	0,169	0,000	0,000	0,000
<i>Rhinoglena</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,027	0,000
<i>Rotaria</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,100	0,000
<i>Squatinella</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,017	0,020
<i>Synchaeta</i>	0,001	0,000	0,059	0,000	0,000	0,000
<i>Testudinella</i>	0,000	0,000	0,015	0,000	0,000	0,000
<i>Trichocerca</i>	0,003	0,060	0,024	0,075	0,000	0,000

Tabela 10. Densidade das famílias de rotíferos encontradas no reservatório do Monjolinho em cada mês de estudo.

Famílias	Densidade (ind mL ⁻¹)					
	Julho/10	Setembro/10	Novembro/10	Janeiro/11	Março/11	Mai/11
Synchaetidae	29,77	15,29	2,40	6,08	0,58	0,51
Brachionidae	11,30	5,74	22,84	11,86	3,72	4,01
Testudinellidae	0,35	0,24	2,18	1,32	0,17	36,30
Trichocercidae	0,35	0,54	0,24	0,75	0,00	0,00
Asplanchnidae	0,00	1,25	0,73	0,27	0,56	0,00
Lecanidae	0,00	0,06	0,15	0,53	0,62	0,00
Gastropodidae	0,00	0,00	6,48	0,93	0,93	0,07
Philodinidae	0,00	0,00	1,21	0,00	1,00	0,00
Conochilidae	0,00	0,00	0,00	0,11	0,00	0,00
Notommatidae	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00

Tabela 11. Densidade das espécies de cladóceros encontrados no reservatório do Monjolinho em cada mês de estudo.

Espécies	Densidade (ind mL ⁻¹)					
	Julho/10	Setembro/10	Novembro/10	Janeiro/11	Março/11	Mai/11
<i>Alona guttata</i>	0,0005	0,000	0,000	0,000	0,003	0,001
<i>Bosmina hagmanni</i>	0,001	0,075	0,400	0,000	0,000	0,000
<i>Bosmina longirostris</i>	0,0005	0,122	0,873	0,003	0,003	0,000
<i>Bosminopsis deitersi</i>	0,031	0,009	6,000	0,060	0,009	0,0005
<i>Bosminopsis</i> sp.	0,000	0,006	0,000	0,000	0,000	0,000
<i>Chydorus eurynotus</i>	0,000	0,001	0,000	0,000	0,003	0,000
<i>Daphnia ambigua</i>	0,000	0,016	0,000	0,001	0,000	0,000
<i>Euryalona occidentalis</i>	0,000	0,000	0,000	0,005	0,000	0,000
<i>Moina micrura</i>	0,027	0,014	0,038	0,033	0,003	0,036
<i>Moina minuta</i>	0,003	0,027	0,018	0,011	0,001	0,007
<i>Alona guttata</i>	0,0005	0,000	0,000	0,000	0,003	0,001

Tabela 12. Densidade das famílias de cladóceros encontrados no reservatório do Monjolinho em cada mês de estudo.

Famílias	Densidade (ind mL ⁻¹)					
	Julho/10	Setembro/10	Novembro/10	Janeiro/11	Março/11	Mai/11
Bosminidae	0,032	0,212	7,273	0,063	0,013	0,0005
Moinidae	0,031	0,042	0,057	0,045	0,005	0,043
Chydoridae	0,000	0,015	0,000	0,001	0,000	0,000
Daphnidae	0,0005	0,001	0,000	0,005	0,007	0,001

Tabela 13. Densidade das espécies de copépodes encontradas no reservatório do Monjolinho em cada mês de estudo.

Espécies	Densidade (ind mL ⁻¹)					
	Julho/10	Setembro/10	Novembro/10	Janeiro/11	Março/11	Mai/11
<i>Elaphoidella</i> sp.	0,000	0,000	0,000	0,003	0,010	0,001
<i>Macrocyclops albidus</i>	0,000	0,002	0,102	0,003	0,000	0,001
<i>Mesocyclops longisetus</i>	0,000	0,002	0,000	0,000	0,000	0,000
<i>Metacyclops mendocinus</i>	0,0007	0,008	0,258	0,062	0,000	0,001
<i>Microcyclops anceps</i>	0,000	0,005	0,060	0,016	0,000	0,0000
<i>Microcyclops finitimus</i>	0,000	0,000	0,017	0,000	0,000	0,000
<i>Notodiaptomus iheringi</i>	0,000	0,000	0,000	0,007	0,000	0,000
<i>Notodiaptomus nordestinus</i>	0,000	0,000	0,000	0,016	0,000	0,000
<i>Thermocyclops decipiens</i>	0,000	0,017	0,080	0,030	0,000	0,000
<i>Tropocyclops prasinus</i>	0,000	0,008	0,054	0,005	0,000	0,001
<i>Tropocyclops schubarti</i>	0,000	0,000	0,141	0,030	0,000	0,0005

Tabela 14. Densidade das famílias de copépodes encontradas no reservatório do Monjolinho em cada mês de estudo.

Famílias	Densidade (ind mL ⁻¹)					
	Julho/10	Setembro/10	Novembro/10	Janeiro/11	Março/11	Mai/11
Cyclopidae	0,0007	0,040	0,700	0,100	0,000	0,030
Canthocamptidae	0,000	0,000	0,000	0,003	0,010	0,001
Diaptomidae	0,000	0,000	0,000	0,020	0,000	0,000

APÊNDICE C – Dados de Bacterivoria

Tabela 1. Resultado dos testes T de Student e F de Fisher ($\alpha = 0,05$) para as taxas populacionais de ingestão dos grupos de organismos encontrados no reservatório entre os períodos seco e chuvoso.

Grupo/Família	Valores de p no Teste T de Student ($\alpha = 0,05$)	Valores de p no Teste F de Fisher ($\alpha = 0,05$)	Diferenças entre os períodos seco e chuvoso
Ciliados	0,400	0,100	Não significativa
NFH	0,090	0,080	Não significativa
Rotíferos	0,280	0,040	Significativa
Cladóceros	0,190	0,003	Significativa
Copépodes	0,170	0,001	Significativa

Tabela 2. Valores das taxas de ingestão das populações de nanoflagelados heterotróficos (NFH) de diferentes classes de encontrados no reservatório do Monjolinho em cada mês de estudo.

Tamanho	Taxa de Ingestão (bact mL ⁻¹ h ⁻¹)					
	Julho/10	Setembro/10	Novembro/10	Janeiro/11	Março/11	Mai/11
Classe I	265,5 x 10 ⁴	59,5 x 10 ⁴	421,8 x 10 ⁴	220 x 10 ⁴	28,2 x 10 ⁴	40,3 x 10 ⁴
Classe II	131,7 x 10 ⁴	42,5 x 10 ⁴	106,1 x 10 ⁴	67,3 x 10 ⁴	44,4 x 10 ⁴	12,8 x 10 ⁴
Classe III	44,4 x 10 ⁴	70,7 x 10 ⁴	133,5 x 10 ⁴	45,4 x 10 ⁴	94,2 x 10 ⁴	7,7 x 10 ⁴

Tabela 3. Valores das taxas de ingestão populacionais de diferentes gêneros de rotífero encontrados no reservatório do Monjolinho em cada mês de estudo.

Gêneros	Taxa de Ingestão (bact mL ⁻¹ h ⁻¹) (x 10 ⁴)					
	Julho/10	Setembro/10	Novembro/10	Janeiro/11	Março/11	Mai/11
<i>Ascomorpha</i>	0,00	0,00	2,14	1,26	1,28	0,23
<i>Asplanchna</i>	0,00	13,55	0,37	0,28	0,00	0,00
<i>Brachionus</i>	0,00	0,00	2,97	0,67	3,94	1,26
<i>Epiphanes</i>	0,02	0,99	0,80	0,58	0,00	0,36
<i>Euchlanis</i>	0,00	00,00	0,23	0,00	0,19	0,39
<i>Filinea</i>	0,00	57,23	0,00	1,15	0,00	38,86
<i>Keratella</i>	0,30	0,00	3,39	12,18	0,00	3,72
<i>Lepadella</i>	0,00	0,00	0,18	0,00	0,00	0,00
<i>Mytilina</i>	0,05	0,74	0,09	0,00	0,00	0,00
<i>Philodina</i>	0,00	0,00	2,37	0,00	0,00	0,00
<i>Platyas</i>	0,004	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Polyarthra</i>	1,52	35,79	0,65	5,96	1,23	28,68
<i>Rhinoglena</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	1,71	0,00
<i>Rotaria</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	2,36	0,00
<i>Synchaeta</i>	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Trichocerca</i>	0,00	4,28	0,00	1,03	0,00	0,00

Tabela 4. Valores das taxas de ingestão populacionais de diferentes famílias de rotífero encontradas no reservatório do Monjolinho em cada mês de estudo.

Gêneros	Taxa de Ingestão (bact mL ⁻¹ h ⁻¹) (x 10 ⁴)					
	Julho/10	Setembro/10	Novembro/10	Janeiro/11	Março/11	Mai/11
<i>Synchaetidae</i>	1,54	35,79	0,65	5,96	1,23	28,68
<i>Brachionidae</i>	0,38	1,74	7,70	13,44	5,85	5,74
<i>Testudinellidae</i>	0,00	57,23	0,00	1,15	0,00	38,86
<i>Trichocercidae</i>	0,00	4,28	0,00	1,03	0,00	0,00
<i>Asplanchnidae</i>	0,00	13,55	0,37	0,28	0,00	0,00
<i>Gastropodidae</i>	0,00	0,00	2,14	1,26	1,28	0,23
<i>Philodinidae</i>	0,00	0,00	2,37	0,00	2,36	0,00

Tabela 5. Valores das taxas de ingestão populacionais de diferentes famílias de cladóceros encontradas no reservatório do Monjolinho em cada mês de estudo.

Famílias	Taxa de Ingestão (bact mL ⁻¹ h ⁻¹) (x 10 ⁴)					
	Julho/10	Setembro/10	Novembro/10	Janeiro/11	Março/11	Mai/11
Bosminidae	0,0170	0,0330	0,5460	0,0060	0,0100	0,0000
Moinidae	0,0070	0,0080	0,0450	0,0700	0,0110	0,0470
Chydoridae	0,0003	0,0002	0,0000	0,0110	0,0230	0,0000
Daphnidae	0,0000	0,0010	0,0000	0,0040	0,0000	0,0000

Tabela 6. Valores das taxas de ingestão populacionais de diferentes famílias de copépodes encontradas no reservatório do Monjolinho em cada mês de estudo.

Famílias	Taxa de Ingestão (bact mL ⁻¹ h ⁻¹) (x 10 ⁴)					
	Julho/10	Setembro/10	Novembro/10	Janeiro/11	Março/11	Mai/11
Cyclopidae	0,00006	0,0300	0,4900	0,1800	0,0520	0,0260
Canthocamptidae	0,0000	0,0000	0,0000	0,0009	0,0060	0,0000
Diaptomidae	0,00006	0,0300	0,4900	0,1800	0,0520	0,0260