

Comunidade zooplancônica e sua relação com a qualidade da água em reservatórios do Estado de São Paulo

Bruno P. De-Carli^{1,2} <https://orcid.org/0000-0002-0836-1244>
Felícia P. de Albuquerque¹ <https://orcid.org/0000-0002-4811-5195>
Viviane Moschini-Carlos¹ <https://orcid.org/0000-0002-5832-912X>
Marcelo Pompêo³ <https://orcid.org/0000-0002-5632-9257>

1. Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais do Instituto de Ciência e Tecnologia, UNESP Sorocaba, Av. Três de Março, 511, 18087-180 Sorocaba, SP, Brasil. (felicia.pa@hotmail.com, viviane@sorocaba.unesp.br)
2. Universidade Paulista, Campus Rangel, Av. Francisco Manoel, s/n, 11045-300 Santos, SP, Brasil. (bpdecarli@yahoo.com.br)
3. Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo (USP), Rua do Matão, 321, Trav. 14, Cidade Universitária, 05508-090 São Paulo, SP, Brasil.

Recebido 26 Outubro 2017
Aceito 19 Março 2018
Publicado 11 Junho 2018
DOI 10.1590/1678-4766e2018013

ABSTRACT. Zooplankton community and their relationship with water quality in São Paulo state reservoirs. Zooplanktonic communities are important components in trophic chain considering primary producers and other levels. In addition, some species are sensitive or tolerant to organic pollution. Here we test the hypothesis that species composition varies according to the eutrophication gradient. We sought to establish which environmental factors are responsible for the variation of the species distribution. This study aimed to characterize zooplankton community and to establish a link between water quality in São Paulo State reservoirs. Samples were collected through vertical hauls with plankton net (68 μm) in seven water bodies. All specimens were identified with specific literature and counted in Sedgwick rafter chamber. Abiotic and biotic data were analyzed by a canonical correspondence analysis. A total of 67 taxa was identified, being Rotifera predominant. The reservoirs exhibited eutrophic conditions mainly Salto Grande, Barra Bonita and Broa. The results point out the rotifers *Trichocerca longiseta* (Schrank, 1802), *Hexarthra* sp., *Brachioums* spp. and *Keratella tropica* (Apstein, 1907) followed eutrophication gradient. Additionally, microcrustaceans such as *Notodiptomus*, *Mesocyclops*, *Metacyclops* and *Diaphanosoma* occurred in eutrophic reservoirs. On other hand, the cladocerans *Ceriodaphnia cornuta* (Sars, 1886) and *Bosminopsis deitersi* Richard, 1895 were considered indicators of better water quality due to relationship with transparency. The results point out that some indicator species are effective in environmental monitoring without reject physico-chemical and biological analysis.

KEYWORDS. Zooplankton, eutrophication, water quality.

RESUMO. As comunidades zooplancônicas são importantes componentes na cadeia alimentar considerando os produtores primários e os demais níveis. Além disso, algumas espécies são sensíveis ou tolerantes à poluição orgânica. Aqui testamos a hipótese de que a composição de espécies varia conforme o gradiente de eutrofização. Buscou-se estabelecer os possíveis fatores ambientais responsáveis pela variação na distribuição das espécies. Esse estudo teve como objetivo caracterizar a comunidade zooplancônica e relacionar os dados com a qualidade da água em reservatórios do Estado de São Paulo. Amostras foram coletadas através de arrasto vertical por meio de rede de plâncton (68 μm) em sete corpos d'água. Todos os espécimes foram identificados através de literatura específica e contados em câmara de Sedgwick rafter. Os dados bióticos e abióticos foram analisados através da análise de correspondência canônica. Um total de 67 táxons foram encontrados, sendo Rotifera o predominante. No geral, os reservatórios apresentaram condições eutróficas, principalmente Salto Grande, Barra Bonita e Broa. Os resultados apontaram que os rotíferos *Trichocerca longiseta* (Schrank, 1802), *Hexarthra* sp., *Brachioums* spp. e *Keratella tropica* (Apstein, 1907) seguiram o gradiente de eutrofização. Além desses, microcrustáceos como *Notodiptomus*, *Mesocyclops*, *Metacyclops* e *Diaphanosoma* ocorreram em reservatórios eutróficos. Por outro lado, os cládóceros *Ceriodaphnia cornuta* (Sars, 1886) e *Bosminopsis deitersi* Richard, 1895 foram considerados indicadores de melhor qualidade devido à relação com águas mais transparentes. Os resultados apontam que algumas espécies do zooplâncton são efetivas para o monitoramento ambiental sem descartar as análises físico-químicas e biológicas.

PALAVRAS-CHAVE. Zooplâncton, eutrofização, qualidade da água.

A disponibilidade dos recursos hídricos com qualidade adequada tem um papel fundamental no desenvolvimento socioeconômico do Brasil. Diante disso, análises estratégicas da atual situação e perspectivas para o futuro das águas no país são fundamentais, afim de estabelecer políticas públicas e condições para o desenvolvimento sustentável (TUNDISI, 2014).

As principais fontes de poluição aquática são os resíduos domiciliares, industriais e agrícolas (TUNDISI, 2008; CAMPOS *et al.*, 2014). A contaminação por esgoto doméstico é observada principalmente nos países onde a infraestrutura de saneamento é deficitária (TUNDISI, 1994). O despejo *in natura* pode desencadear a eutrofização e consequentemente o aumento de cianobactérias, resultando em um quadro

conhecido na região metropolitana de São Paulo, onde verifica-se uma piora na qualidade da água, contaminação por poluentes emergentes e uso intenso de algicidas (LOPEZ-DOVAL *et al.*, 2017).

Nos ambientes aquáticos, a comunidade zooplancônica é constituída de animais invertebrados microscópicos que vivem em suspensão, incluindo principalmente rotíferos, cladóceros e copépodos (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Além destes, podem ser encontradas larvas de insetos, moluscos, nematóides, ostracodes, entre outros (CETESB, 2012; DE-CARLI *et al.*, 2017a). Devido ao curto ciclo de vida e à sensibilidade de algumas espécies às mudanças ambientais, os organismos zooplancônicos são considerados bioindicadores nos ecossistemas aquáticos (SANTOS *et al.*, 2009). Esses organismos também são considerados um elo entre os produtores primários e demais níveis tróficos, além de promover a ciclagem de nutrientes e a manutenção das cadeias tróficas (BARBOSA *et al.*, 2006; KUHLMANN *et al.*, 2012).

Pesquisas sobre o zooplâncton são realizadas desde a década de 1970 no Brasil (MATSUMURA-TUNDISI & TUNDISI, 1976; NORDI & WATANABE, 1978; MATSUMURA-TUNDISI *et al.*, 1989). Destacam-se os trabalhos sobre qualidade ambiental e eutrofização (MATSUMURA-TUNDISI & TUNDISI, 2005; SENDACZ *et al.*, 2006; SOUSA *et al.*, 2008; LOUREIRO *et al.*, 2011; ZAGANINI *et al.*, 2011; SOUZA *et al.*, 2013; GAZONATO-NETO *et al.*, 2014; ARAÚJO & NOGUEIRA, 2016). A proposta desse trabalho foi verificar se há diferenças na composição do zooplâncton de acordo com o gradiente de eutrofização e quais fatores ambientais são responsáveis pela variação da distribuição das espécies. Portanto, esse estudo teve como objetivo caracterizar a comunidade zooplancônica e relacionar os dados com a qualidade da água em sete reservatórios localizados no Estado de São Paulo.

MATERIAL E MÉTODOS

As amostragens foram realizadas nos reservatórios de Barra Bonita (06/2015), Rio Grande (08/2015), Broa (06/2015), Salto Grande (06/2015), Atibainha (10/2015), Itaparanga (09/2015) e Igaratá (09/2015), totalizando 21 pontos de amostragem. O critério de escolha dos reservatórios foi baseado no conceito de tipologia preconizado pela Diretiva Quadro da Água (EC, 2012). Em cada reservatório foram coletadas amostras em três zonas distintas (KIMMEL *et al.*, 1990): uma na porção rio localizada na parte alta do reservatório, na zona intermediária e próximo da barragem (Fig. 1). Nesses locais, a transparência (m) foi mensurada através do desaparecimento do disco de Secchi (DS) e a profundidade máxima através de sonda. Para a determinação da zona fótica multiplicou-se o valor do DS por 2,7 (COLE, 1979). O oxigênio dissolvido (mg/L), a condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), pH e temperatura ($^{\circ}\text{C}$) foram medidos através de sonda multiparâmetros (YSI mod 556 MPS). Com a utilização de mangueiras (NAVARRO *et al.*, 2006; PÁDUA, 2009; BECKER *et al.*, 2010), amostras integradas foram obtidas na zona fótica para determinação dos sólidos em suspensão (mg/L),

clorofila-a ($\mu\text{g}/\text{L}$) e nutrientes ($\mu\text{g}/\text{L}$) (nitrito, nitrito, amônio, nitrogênio inorgânico dissolvido e fósforo total) (Tab. I). Os níveis de trofia foram calculados por meio do índice de estado trófico para reservatórios (CUNHA *et al.*, 2013).

O zooplâncton foi coletado por meio de arrasto vertical com rede de 68 μm na extensão da profundidade da zona fótica. O volume filtrado foi estimado pela medida de profundidade do arrasto e do raio da boca da rede (CETESB, 2012). Os indivíduos foram identificados através de KOSTE (1978), ELMOOR-LOUREIRO (1997), NOGRADY & SEGERS (2002), SILVA (2008) e PERBICHE-NEVES *et al.* (2015). Para a quantificação dos organismos foi utilizada uma câmara de Sedgwick-Rafter com capacidade de 1 ml retirando-se alíquotas da amostra total homogeneizada contando no mínimo 100 indivíduos do táxon mais abundante (CETESB, 2012; FREITAS *et al.*, 2012). A riqueza foi representada pelo número de espécies e a densidade numérica expressa em organismos por metro cúbico ($\text{org.}/\text{m}^3$). A classificação da frequência de ocorrência foi baseada em DAJOZ (1983) e CASTILHO *et al.* (2016): espécies constantes ocorrem em mais de 50% das amostras, de 25% a 50% são consideradas espécies acessórias e percentuais menores que 25% espécies acidentais.

Com intuito de verificar diferenças na riqueza e abundância totais do zooplâncton considerando o gradiente de trofia, aplicou-se uma análise de variância (ANOVA) ao nível de significância de 5%. Somente após a verificação dos pressupostos através dos testes de Shapiro Wilk (normalidade) e Levene (homocedasticidade), a ANOVA foi aplicada (ZAR, 2010). Para verificar a associação entre o zooplâncton e as variáveis limnológicas, foi aplicada a análise de correspondência canônica (ACC) com auxílio do software Canoco 4.5 (LEGENDRE & LEGENDRE, 1998). Utilizou-se duas matrizes de dados previamente padronizados através de transformação logarítmica ($\log x+1$) e ranging (valor bruto-valor mínimo/valor máximo-valor mínimo) (MILLIGAN & COOPER, 1988) sendo: ambientais (nitrogênio inorgânico dissolvido, fósforo total, clorofila-a, transparência, sólidos em suspensão, temperatura, condutividade elétrica, pH e oxigênio dissolvido) e abundância de espécies. Aplicou-se o teste de Monte Carlo (999 permutações) para avaliar a significância da ACC (VAN DEN BRINK & TER BRAAK, 1998). As amostras do zooplâncton estão depositadas no Laboratório de Limnologia do Departamento de Ecologia da Universidade de São Paulo (USP, São Paulo, SP).

RESULTADOS

Maiores profundidades e níveis de transparência foram observadas no reservatório Igaratá. Para a condutividade elétrica e nutrientes, os maiores valores foram registrados nas represas Salto Grande e Barra Bonita. Em relação a clorofila-a, foi observado teores mais elevados na represa do Broa. A maioria das estações de coleta foi classificada como eutrófica, exceto para alguns locais dos reservatórios Atibainha e Igaratá, considerados mesotróficos e oligotróficos (Tab. II).

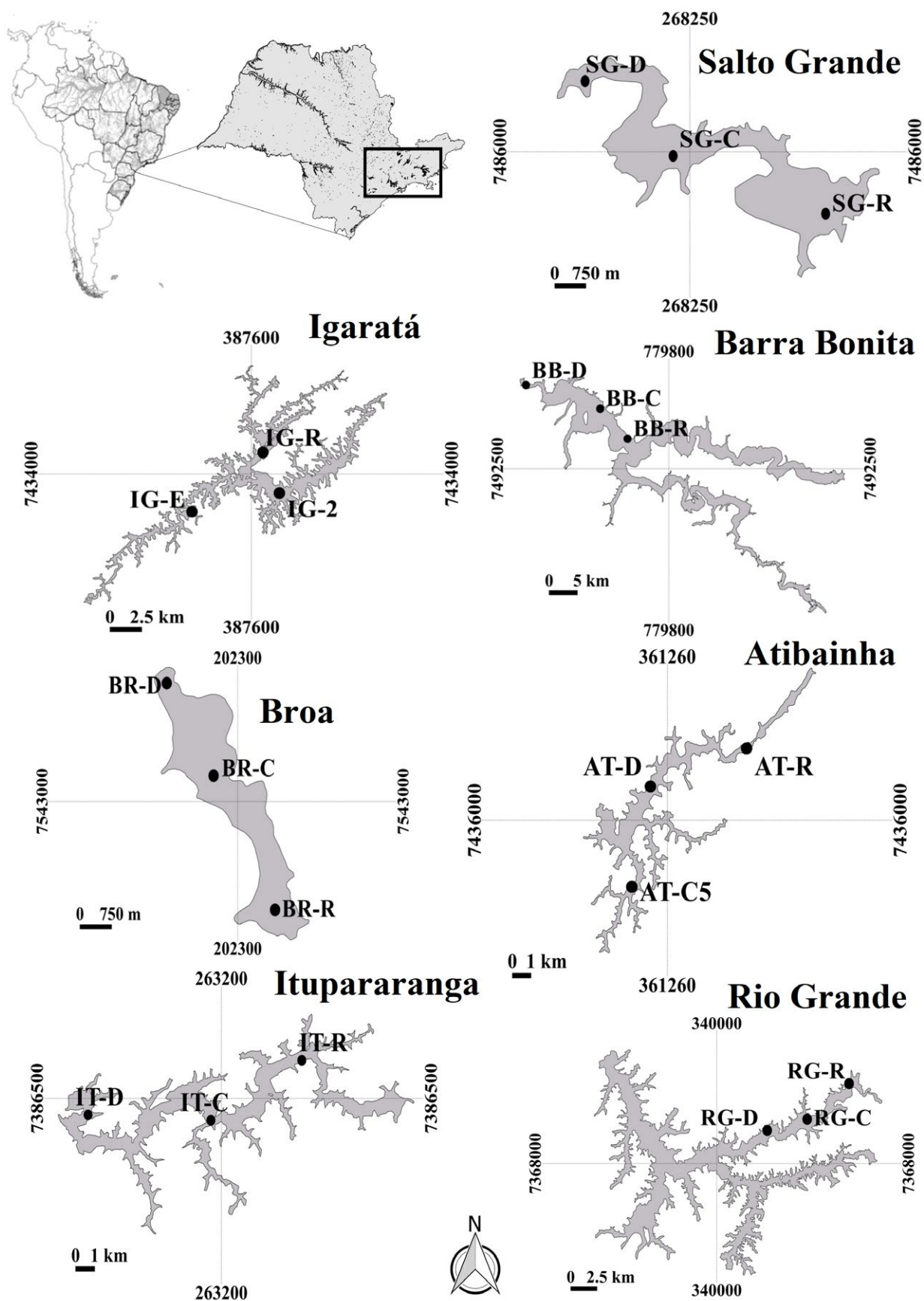


Fig. 1. Mapa dos pontos de amostragem nos reservatórios Salto Grande (SG), Barra Bonita (BB), Broa (BR), Itupararanga (IT), Atibainha (AT), Rio Grande (RG) e Igaratá (IG), Estado de São Paulo, Brasil em 2015 (R e 2, entrada de água; C, região central; D, barragem; C5, canal; E, saída de água).

Tab. I. Variáveis limnológicas e métodos empregados nos reservatórios Salto Grande, Barra Bonita, Broa, Itupararanga, Atibainha, Rio Grande e Igaratá, Estado de São Paulo, Brasil em 2015.

Variáveis	Métodos	Referências
oxigênio dissolvido	Sonda	-
temperatura	Sonda	-
condutividade elétrica	Sonda	-
pH	Sonda	-
transparência	Disco de Secchi	-
material em suspensão	Gravimétrico	TEIXEIRA <i>et al.</i> (1965)
fósforo total	Espectrofotométrico	VALDERRAMA (1981)
nitrito	Espectrofotométrico	MACKERETH <i>et al.</i> (1978)
nitrito	Espectrofotométrico	MACKERETH <i>et al.</i> (1978)
amônio	Espectrofotométrico	KOROLEFF (1976)
nitrogênio inorgânico dissolvido	$\sum \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$	WETZEL & LIKENS (1991)
clorofila-a	Espectrofotométrico	LORENZEN (1967)

Tab. II. Variáveis limnológicas obtidas nos reservatórios Salto Grande (SG), Barra Bonita (BB), Broa (BR), Itupararanga (IT), Atibainha (AT), Rio Grande (RG) e Igaratá (IG), Estado de São Paulo, Brasil em 2015 (R e 2, entrada de água; C, região central; D, barragem; C5, canal; E, saída de água; PROF, profundidade máxima; T, temperatura; DO, oxigênio dissolvido; pH, potencial hidrogeniônico; EC, condutividade elétrica; DS, transparência; SS, sólidos em suspensão; DIN, nitrogênio inorgânico dissolvido; TP, fósforo total; CLa, clorofila-a; TSI, índice de estado trófico; HI, hipereutrófico; SU, supertrófico; EU, eutrófico; ME, mesotrófico; OL, oligotrófico).

Estação	PROF m	T °C	DO mg/L	pH	EC µS/cm	DS m	SS mg/L	DIN µg/L	TP µg/L	CLa µg/L	TSI	
SG-R	5,5	20,87	3,22	6,78	410	1,24	8,00	908,32	115,30	26,73	69	HI
SG-C	8,4	20,92	3,16	7,12	363	1,07	8,14	355,78	100,19	13,75	67	SU
SG-D	11,0	21,25	2,71	6,86	340	1,19	7,71	399,25	69,12	19,38	67	SU
BB-R	16,4	22,23	4,01	7,01	274	1,55	3,90	2063,54	95,15	15,64	67	SU
BB-C	18,3	20,99	3,56	6,80	258	2,50	3,10	845,29	64,93	11,63	65	SU
BB-D	22,6	22,41	2,80	6,88	247	2,90	3,00	382,94	70,80	3,74	63	EU
BR-R	3,2	22,57	5,69	7,11	18	0,63	7,75	66,90	28,83	30,07	65	SU
BR-C	6,4	22,57	4,26	7,46	17	0,62	6,75	27,75	18,75	29,74	64	SU
BR-D	13,0	21,56	4,11	7,90	17	0,62	10,33	38,01	27,99	38,09	66	SU
IT-R	8,2	17,91	4,40	7,28	83	1,23	6,40	89,25	28,83	8,82	62	EU
IT-C	10,8	19,38	2,97	6,59	81	1,61	2,80	60,66	13,71	5,35	59	ME
IT-D	14,8	19,25	3,65	6,81	80	1,39	3,60	63,67	14,55	9,76	60	EU
AT-R	8,9	24,96	4,08	7,51	41	1,88	2,57	244,32	7,50	7,64	58	ME
AT-C	19,1	24,33	3,52	7,85	40	2,65	2,12	102,67	7,50	5,51	57	ME
AT-C5	17,0	24,17	2,57	7,98	39	2,38	2,25	73,74	7,50	2,17	55	ME
RG-R	4,4	22,59	2,61	2,61	108	1,12	4,17	571,39	33,86	5,16	61	EU
RG-C	7,5	22,57	3,20	3,20	104	1,52	0,50	604,83	21,27	5,12	60	EU
RG-D	11,7	22,61	5,15	5,15	105	1,71	6,83	663,52	7,50	9,80	58	ME
IG-R	28,6	22,57	4,94	5,76	33	5,15	0,60	106,40	7,50	0,40	50	OL
IG-2	44,0	22,66	3,51	3,74	35	3,95	0,90	104,73	17,07	0,67	54	ME
IG-E	24,5	23,44	3,18	6,80	36	2,92	2,00	73,50	7,50	3,61	56	ME

Sessenta e sete táxons zooplancônicos foram identificados, compostos por organismos das ordens Calanoida e Cyclopoida (ambos Copepoda, Crustacea), ordem Cladocera (Crustacea), Filo Rotifera, Filo Protozoa, ordem Diptera (Insecta) e Filo Nematoda (Tab. III). Rotifera apresentou maior riqueza (33 táxons) e, incluída nesse grupo, Brachionidae foi considerada a família mais representativa (14 táxons). Em relação aos microcrustáceos, o segundo em termos de riqueza (29 táxons), Cyclopidae foi considerada mais representativa (7 táxons). No que se refere aos pontos de amostragem, o maior número de espécies foi registrado na parte central do reservatório Salto Grande, em contraste com a região de barragem no reservatório Rio Grande (Fig. 2). No entanto, considerando os dados de riqueza total agrupados segundo os graus de trofia (hipereutrófico,

eutrófico e mesotrófico), constatou-se que as médias não diferiram estatisticamente ($F=2,164$; $p=0,1473$).

Os táxons considerados constantes (>50%) foram nauplius de Calanoida, nauplius e copepoditos de Cyclopoida, *Thermocyclops decipens* (Kiefer, 1929), *Thermocyclops minutus* (Lowndes, 1934), *Bosmina* sp., *Asplanchna* sp., *Collotheca* sp., *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908), *Keratella cochlearis* (Gosse, 1851) e *Diffugia* sp. Os rotíferos *Asplanchna* sp. e *K. bostoniensis*, além dos nauplius e copepoditos de Cyclopoida, foram mais abundantes considerando os sete reservatórios. Maiores abundâncias foram verificadas na represa de Itupararanga e as menores no reservatório do Broa (Fig.3). Ao agrupar a abundância total das espécies conforme os graus de trofia (hipereutrófico, eutrófico e mesotrófico), verificou-se que as médias não apresentaram diferenças significativas ($F=1,618$; $p=0,2291$).

Tab. III. Lista e frequência relativa (FR) dos táxons nos reservatórios Salto Grande, Barra Bonita, Broa, Itupararanga, Atibainha, Rio Grande e Igaratá, Estado de São Paulo, Brasil em 2015 (NI, não identificado).

CALANOIDA	FR (%)	ROTIFERA (cont.)	FR (%)
Copepodito	41	<i>Asplanchna</i> sp.	52
Nauplius	67	<i>Brachionus angularis</i> Gosse, 1851	30
<i>Notodiaptomus cearensis</i> (Wright, 1936)	19	<i>Brachionus caudatus</i> Barrois & Daday, 1894	41
<i>Notodiaptomus conifer</i> (Sars, 1901)	4	<i>Brachionus falcatus</i> Zacharias, 1898	4
<i>Notodiaptomus henseni</i> (Dahl, 1894)	37	<i>Brachionus mirus</i> Daday, 1905	4
<i>Notodiaptomus iheringi</i> (Wright, 1935)	11	<i>Brachionus plicatilis</i> Müller, 1786	7
<i>Notodiaptomus</i> sp.	44	<i>Brachionus</i> sp.	11
N.I	7	<i>Brachionus variabilis</i> Hempel, 1896	4
CYCLOPOIDA		<i>Collotheca</i> sp.	67
Copepodito	74	<i>Conochilus unicornis</i> Rousselet, 1892	26
Nauplius	74	<i>Epiphanes</i> sp.	4
<i>Mesocyclops longisetus</i> (Thiebaud, 1912)	19	<i>Euchlanis</i> sp.	11
<i>Mesocyclops ogunnus</i> Onabamiro, 1957	4	<i>Filinia opoliensis</i> (Zacharias, 1898)	11
<i>Mesocyclops</i> sp.	44	<i>Filinia</i> sp.	15
<i>Metacyclops</i> sp.	4	<i>Hexarthra</i> sp.	4
<i>Thermocyclops decipiens</i> (Kiefer, 1929)	52	<i>Kellicottia bostoniensis</i> (Rousselet, 1908)	74
<i>Thermocyclops minutus</i> (Lowndes, 1934)	52	<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943	41
<i>Thermocyclops</i> sp.	4	<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	59
CLADOCERA		<i>Keratella quadrata</i> (Müller, 1786)	7
<i>Alona</i> sp.	4	<i>Keratella</i> sp.	30
<i>Bosmina freyi</i> De Melo & Hebert, 1994	11	<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	22
<i>Bosmina</i> sp.	63	<i>Lecane</i> sp.	11
<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard, 1895	19	<i>Lepadella</i> sp.	4
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> (Sars, 1885)	26	<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin, 1943	41
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> Daday, 1902	7	<i>Pompholyx</i> sp.	15
<i>Ceriodaphnia</i> sp.	41	<i>Ptygura</i> sp.	22
Chydoridae	4	<i>Synchaeta stylata</i> Wierzejski, 1893	19
<i>Daphnia gessneri</i> (Herbst, 1967)	26	<i>Trichocerca capucina</i> (Wierzejski & Zacharias, 1893)	4
<i>Daphnia</i> sp.	4	<i>Trichocerca longiseta</i> (Schränk, 1802)	4
<i>Diaphanosoma</i> sp.	44	<i>Trichocerca</i> sp. Lamarck, 1801	41
<i>Diaphanosoma spinulosum</i> Herbst, 1975	19	PROTOZOA	
<i>Moina</i> sp.	19	<i>Diffugia</i> sp.	52
ROTIFERA		N.I.	19
<i>Anuraeopsis</i> sp.	7	DIPTERA	
<i>Ascomorpha</i> sp.	33	<i>Chaoborus</i> sp.	11
<i>Asplanchna brightwellii</i> Gosse, 1850	11	NEMATODA	
		N.I.	4

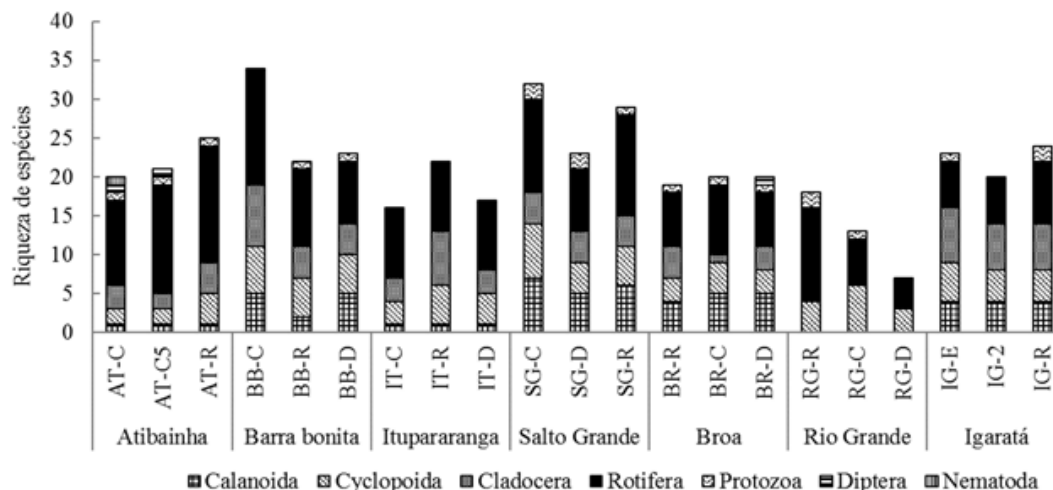


Fig. 2. Riqueza taxonômica da comunidade zooplancônica nos reservatórios Salto Grande, Barra Bonita, Broa, Itupararanga, Atibainha, Rio Grande e Igaratá, Estado de São Paulo, Brasil em 2015.

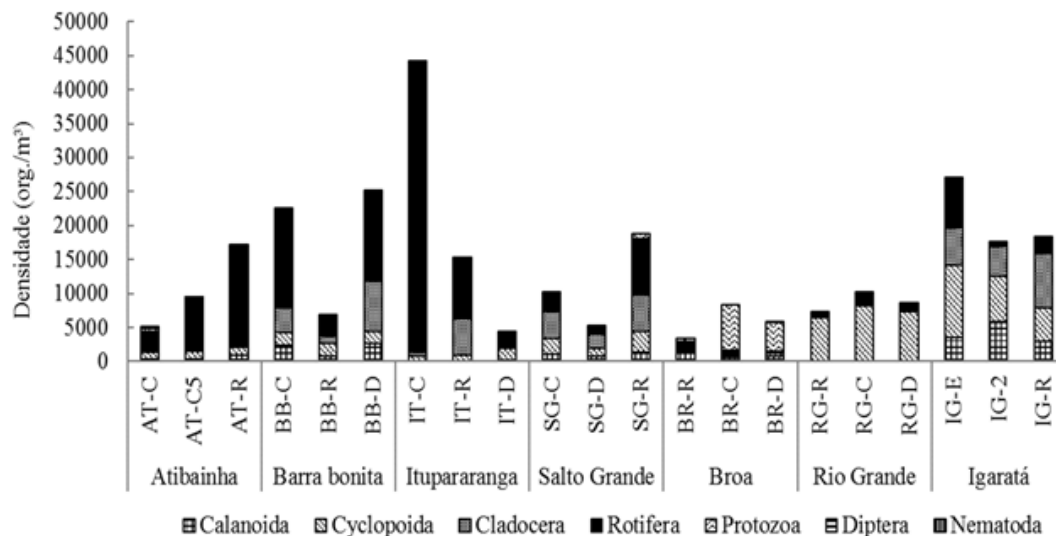


Fig. 3. Densidade da comunidade zooplancônica nos reservatórios Salto Grande, Barra Bonita, Broa, Itupararanga, Atibainha, Rio Grande e Igaratá, Estado de São Paulo, Brasil em 2015.

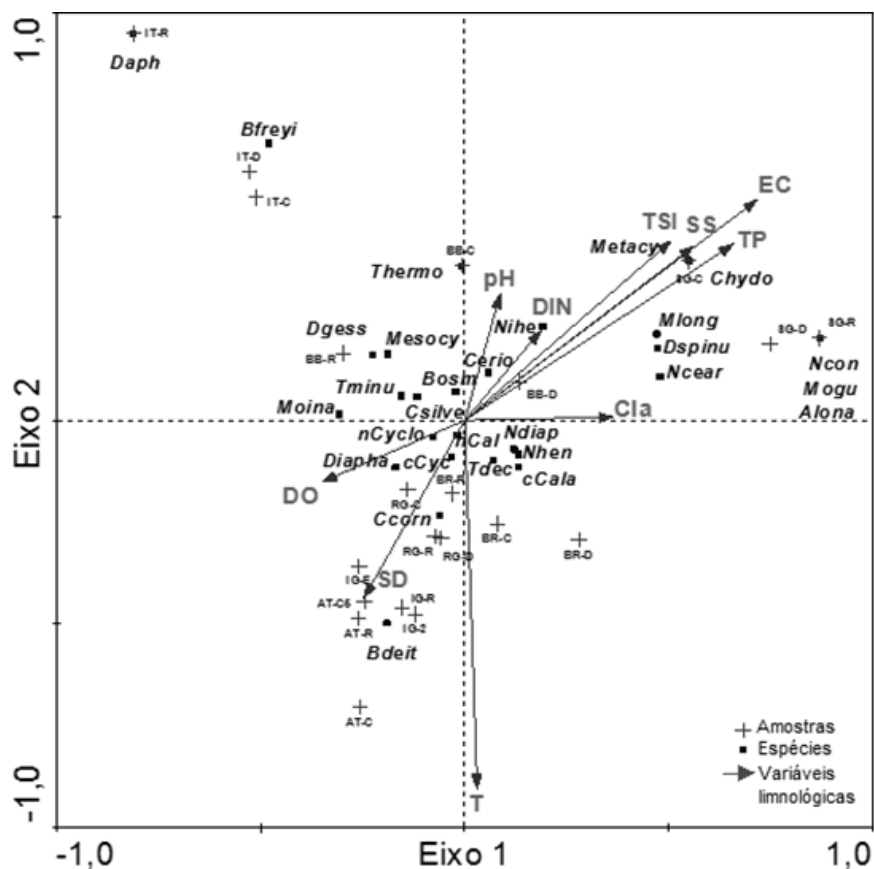


Fig. 4. Gráfico da análise de correspondência canônica relacionando a abundância dos microcrustáceos com as variáveis limnológicas nos reservatórios Salto Grande (SG), Barra Bonita (BB), Broa (BR), Itupararanga (IT), Atibainha (AT), Rio Grande (RG) e Igaratá (IG), Estado de São Paulo, Brasil em 2015 (R e 2, entrada de água; C, região central; D, barragem; C5, canal; OD, oxigênio dissolvido; SD, transparência da água; potencial hidrogeniônico (pH); nitrogênio inorgânico dissolvido (DIN); estado trófico (TSI); sólidos em suspensão (SS); fósforo total (TP); clorofila-a (Cla); condutividade (EC); *Daphnia* sp. (Daph); *Bosmina freyi* (Bfreyi); *Thermocyclops* sp. (Thermo); *Daphnia guessneri* (Dgess); *Mesocyclops* sp. (Mesocy); *Bosmina* sp. (Bosm); *Moina* sp. (Moina); *Thermocyclops minutus* (Tmin); *Ceriodaphnia silvestrii* (Csilve); *Ceriodaphnia* sp. (Cerio); *Notodiaptomus iheringi* (Nihe); *Metacyclops* sp. (Meta); Chydoridae (Chydo); *Mesocyclops longisetus* (Mlong); *Diaphanosoma spinulosum* (Dspinu); *Notodiaptomus cearensis* (Ncear); *Notodiaptomus conifer* (Ncon); *Mesocyclops ogunnus* (Mogu); *Alona* sp. (Alona); nauplius Cyclopoida (nCyclo); copepodito Cyclopoida (cCyc); *Ceriodaphnia cornuta* (Ccorn); nauplius Calanoida (nCal); *Bosminopsis deitersi* (Bdeit); *Notodiaptomus* sp. (Ndiap); *Thermocyclops decipens* (Tdec); *Notodiaptomus henseni* (Nhen); copepodito Calanoida (cCala).

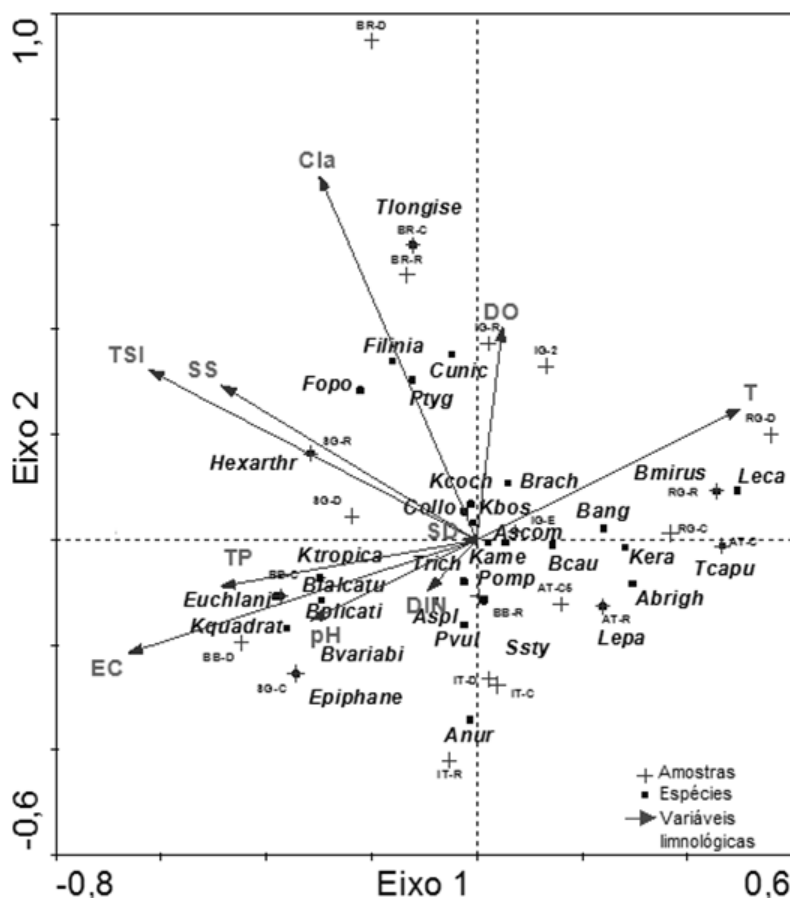


Fig. 5. Gráfico da análise de correspondência canônica relacionando a abundância dos rotíferos com as variáveis limnológicas nos reservatórios Salto Grande (SG), Barra Bonita (BB), Broa (BR), Itupararanga (IT), Atibainha (AT), Rio Grande (RG) e Igaratá (IG), Estado de São Paulo, Brasil em 2015 (R e 2, entrada de água; C, região central; D, barragem; C5, canal; oxigênio dissolvido (OD); transparência da água (SD); potencial hidrogeniônico (pH); nitrogênio inorgânico dissolvido (DIN); estado trófico (TSI); sólidos em suspensão (SS); fósforo total (TP); clorofila-a (Cla); condutividade (EC); *Trichocerca longiseta* (Tlongise); *Filinia* sp. (Filinia); *Filinia opoliensis* (Fopo); *Hexarthra* sp. (Hexarthr); *Ptygura* sp. (Ptyg); *Keratella cochlearis* (Kcoch); *Collotheca* sp. (Collo); *Conochilus unicornis* (Cunic); *Trichocerca* (Tricho); *Keratella tropica* (Ktropica); *Brachionus falcatus* (Bfalcatu); *Brachionus plicatilis* (Bplicati); *Keratella quadrata* (Kquadrat); *Euchlanis* sp. (Euchlani); *Brachionus variabilis* (Bvariabi); *Asplanchna* sp. (Aspl); *Polyarthra vulgaris* (Pvul); *Anuraeopsis* sp. (Anur); *Brachionus* sp. (Brach); *Kellicottia bostoniensis* (Kbosto); *Ascomorpha* sp. (Asco); *Keratella americana* (Kame); *Brachionus mirus* (Bmirus); *Pompholyx* sp. (Pomp); *Brachionus angularis* (Bang); *Brachionus caudatus* (Bcau); *Synchaeta stylata* (Ssty); *Lepadella* sp. (Lepa); *Keratella* sp. (Kera); *Asplanchna brightwellii* (Abrigh); *Trichocerca capucina* (Tcapu).

Com relação a ACC (Figs 4, 5), no grupo dos rotíferos e crustáceos foram observadas correlações acima de 0,90 na relação espécies-ambiente ($p < 0,01$). Para os microcrustáceos, os dois primeiros eixos explicaram 50% de variância total. Nos rotíferos, os dois primeiros eixos explicaram 39% da variação observada. Com os demais grupos (Diptera, Nematoda e Protozoa) não foi verificado resultado significativo para a ACC ($p > 0,01$).

Na represa Salto Grande, a abundância dos crustáceos *Metacyclops* sp., Chydoridae, *Mesocyclops longisetus*, *Diaphanosoma spinulosum*, *Notodiptomus cearensis*, *Notodiptomus conifer*, *Mesocyclops ogunnus* e *Alona* sp. esteve relacionada com o estado trófico, sólidos em suspensão, fósforo e condutividade. Nos reservatórios Rio Grande, Igaratá e Atibainha, os cladóceros *Diaphanosoma* sp. e *Bosminopsis deitersi* foram registrados em locais com maior transparência.

No reservatório Rio Grande, a temperatura influenciou as populações de *Brachionus mirus* e *Lecane* sp. *Filinia opoliensis*, *Filinia* sp., *Conochilus unicornis*, *Ptygura* sp. e *Trichocerca longiseta* estiveram associados com a clorofila-a. No reservatório Salto Grande, o rotífero *Hexarthra* sp. esteve relacionado com o estado trófico e sólidos em suspensão. As concentrações de fósforo total, condutividade e pH nas densidades dos táxons *Brachionus* spp., *Euchlanis* sp., *Keratella tropica* e *Keratella quadrata* na represa Barra Bonita.

DISCUSSÃO

Com base nos parâmetros limnológicos, foi possível observar locais que variam de oligotróficos a hipereutrófico, sendo a maioria eutrófico (61,9%). Além disso, baixos níveis de oxigênio dissolvido também foram mensurados. Tanto

a variação de trofia como os baixos níveis de oxigênio dissolvido podem implicar em alterações na dinâmica populacional do zooplâncton (ZAGANINI *et al.*, 2011; DANTAS-SILVA & DANTAS, 2013; VAD *et al.*, 2013). No entanto, não foi possível detectar diferenças significativas na riqueza e abundância do zooplâncton entre os diferentes estados tróficos. Esse fato corrobora com a hipótese rejeitada por ZAGANINI *et al.* (2011), de que o zooplâncton suporta o forte grau de impacto da poluição, assemelhando-se qualitativamente em diferentes condições ambientais.

No presente estudo, assim como em outros reservatórios, os rotíferos atingiram maior riqueza (SENDACZ *et al.*, 1985; ALMEIDA *et al.*, 2006; MEIRINHO & POMPÊO, 2015); são organismos oportunistas e podem se adaptar às diferentes condições ambientais assim como causar desequilíbrio na estrutura da comunidade zooplânctônica devido à competição por recursos alimentares. Esse grupo têm capacidade de ingerir pequenas partículas, bactérias e detritos orgânicos que são abundantes em sistemas mais produtivos (ALLAN, 1976; LOUREIRO *et al.*, 2011).

Observou-se que *Brachionus falcatus* e *B. plicatilis* ocorreram em locais com níveis elevados de fósforo e de condutividade elétrica. Em particular para *B. plicatilis*, maior abundância (116 org./m³) foi verificada na região central do reservatório Salto Grande, considerado supereutrófico. Essas constatações corroboram com outras pesquisas que apontam *Brachionus* como indicador de locais eutróficos (ELER *et al.*, 2003; PERBICHE-NEVES *et al.*, 2013). Além disso, foi observado maior representatividade em termos de riqueza para o gênero supracitado.

Cabe ressaltar que alguns rotíferos como *Filinia* sp., *Keratella quadrata* e *Trichocerca* sp. também têm preferência por locais eutróficos (SLADECEK, 1983; SOUZA *et al.*, 2013; ARAÚJO & NOGUEIRA, 2016). Com exceção de *Trichocerca* sp., os demais foram encontrados em abundância na represa Barra Bonita (supereutrófica). Nesse mesmo local, foi observado que a associação *Conochilus unicornis*/*Keratella cochlearis* caracterizam ambientes mais eutróficos e a associação *Polyarthra vulgaris*/*Keratella tropica*, os menos eutróficos (MATSUMURA-TUNDISI *et al.*, 1990).

Na represa de Furnas, Minas Gerais (SOUZA *et al.*, 2013) e no braço Rio Grande (presente estudo), foi evidenciada uma relação entre temperatura e abundância de rotíferos. A variação da temperatura pode influenciar a solubilidade de substâncias no meio, restringindo ou não o desenvolvimento de espécies zooplânctônicas (ZAGATTO & BERTOLETTI, 2006). As taxas de ingestão de partículas por rotíferos são afetadas pela concentração de alimentos e principalmente pela temperatura. Desse modo, esse fator também influencia a produção secundária de populações do zooplâncton (GALKOVSKAJA, 1987).

Apesar da elevada abundância registrada para *Asplanchna* sp. (77.886 org./m³), principalmente nos reservatórios de Barra Bonita (supereutrófico) e Igaratá (mesotrófico), não foi possível estabelecer uma relação entre

o rotífero e os parâmetros limnológicos. Esse organismo possui hábito alimentar oportunista e a sua posição trófica está relacionada à estrutura da comunidade (KAPPES *et al.*, 2000). Em experimentos de laboratório, verificou-se o comportamento predatório sobre diferentes espécies zooplânctônicas (CRISPIM & BOAVIDA, 2001; NANDINI *et al.*, 2003).

Kellicottia bostoniensis foi considerado um dos táxons mais frequentes nas amostras. Esse rotífero é nativo da América do Norte e possui ampla distribuição geográfica no Brasil e em outros países (BOMFIM *et al.*, 2016; DE-CARLI *et al.*, 2017b); é típico de ambientes eutróficos e ricos em matéria orgânica. Em águas poluídas, as partículas suspensas sólidas e colóides derivadas das bactérias decompositoras de material orgânico, servem de alimento para espécies como *K. bostoniensis*, a qual pode filtrar pequenas partículas de até 10 µm (LANDA *et al.*, 2002; LUCINDA *et al.*, 2004; SERAFIM-JÚNIOR *et al.*, 2010). Registrou-se maior abundância (5.379 org./m³) de *K. bostoniensis* na entrada de água da represa Salto Grande, considerado um local hipereutrófico.

Em geral, *Hexarthra* sp. é encontrado em ambientes oligo-mesotróficos (ALLAN, 1976). Em dois reservatórios do estado do Paraná, PERBICHE-NEVES *et al.* (2013) constataram que a abundância esteve relacionada positivamente com os níveis de transparência da água. Por outro lado, em alguns estudos esse táxon foi mais frequente em águas eutróficas com alta turbidez e material em suspensão (DUGGAN *et al.*, 2001; SOUSA *et al.*, 2008). No presente estudo, a abundância desse rotífero esteve relacionado principalmente ao estado trófico e à concentração de material em suspensão, sobretudo na entrada de água da represa Salto Grande.

Os nauplius e copepoditos de Cyclopoida apresentaram elevada densidade, principalmente na barragem do reservatório Rio Grande (6.693 org./m³). Essa alta abundância de estágios iniciais é uma estratégia adaptativa para compensar a alta mortalidade antes de alcançarem a fase adulta (ESPÍNDOLA *et al.*, 2000). Os crustáceos ciclopoídeos podem se adaptar a diferentes ambientes e possuem amplo espectro alimentar (LANDA *et al.*, 2007; PERBICHE-NEVES *et al.*, 2007). O grupo mencionado é considerado uma ferramenta auxiliar no monitoramento do estado trófico de ambientes aquáticos (LANDA *et al.*, 2007; SILVA, 2011; PERBICHE-NEVES *et al.*, 2016). No presente estudo, constatou-se que o ciclopoídeo *Mesocyclops ogunnus* esteve associado a locais eutróficos, como no reservatório Salto Grande.

Os crustáceos Calanoida ocorreram em locais eutróficos e com alta concentração de material em suspensão, principalmente nos reservatórios Salto Grande e Barra Bonita. Na região central da represa de Barra Bonita, os nauplius (1.425 org./m³) e *Notodiptomus* sp. (1.202 org./m³) foram considerados os mais abundantes. Por outro lado, alguns autores sugerem que os calanóides são organismos mais sensíveis às mudanças de condições ambientais (MEIRINHO & POMPÊO, 2015). Em reservatórios de São Paulo, MATSUMURA-TUNDISI & TUNDISI (2003) verificaram a substituição de *Argyrodiptomus furcatus*, presente em águas com baixa condutividade, por *Notodiptomus cearensis* que ocorre em

águas mais ácidas com alta condutividade. Esses organismos têm a capacidade de quebrar os filamentos de cianobactérias em pequenas partículas para sua alimentação (BOUVY *et al.*, 2001). No caso do copépode *Notodiaptomus iheringi*, os indivíduos podem se alimentar e sobreviver com uma dieta restrita à cianobactéria *Microcystis* sp., encontrada geralmente em ambientes eutrofizados (GER *et al.*, 2016).

Alguns cladóceros são considerados elementos-chave nos ecossistemas aquáticos por alimentarem-se basicamente de fitoplâncton, contribuindo no aumento da transparência (CARDOSO *et al.*, 2008). Em relação à essa ordem, *Bosminopsis deitersi* e *Ceriodaphnia cornuta* ocorreram em águas com maior transparência, como nas estações situadas nas represas Atibainha e Igaratá (mesotróficos). Em represas do sul do Brasil, *B. deitersi* apresentou sensibilidade às mudanças ambientais, sendo considerado indicador de baixo nível de poluição (PEDROZO & ROCHA, 2005). Por outro lado, a alta abundância de *Bosmina* sp. (2.036 org./m³) no reservatório Salto Grande pode ser considerado um indicativo de eutrofização, corroborado por diversos estudos (PINTO-COELHO *et al.*, 2005a,b; SENDACZ *et al.*, 2006). Quanto ao quidorídeo *Alona* sp., o mesmo esteve associado à condutividade elétrica e nutrientes, similar ao encontrado na represa de Furnas (SOUZA *et al.*, 2013).

Com base nos resultados apresentados, pode-se concluir que a maioria dos reservatórios estão eutrofizados. Mudanças na abundância e riqueza do zooplâncton não foram constatadas e por isso aceita-se a hipótese de que a composição de espécies não variou segundo o gradiente de impactos. Espécies como *Trichocerca longiseta*, *Hexarthra* sp., *Brachiouneus* spp., *Keratella* spp., *Notodiaptomus* spp., *Mesocyclops* sp., *Metacyclops* sp. e *Diaphanosoma spinolusum* foram menos sensíveis à eutrofização. Por outro lado, os cladóceros *C. cornuta* e *B. deitersi* podem ser considerados indicadores de melhores condições de qualidade da água. Esse estudo forneceu informações relevantes sobre a qualidade de reservatórios do Estado de São Paulo. Ressalta-se a importância da caracterização físico-química e da integração das comunidades biológicas para o diagnóstico ambiental.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALLAN, J. D. 1976. Life history patterns in zooplankton. **The American Naturalist** **97**(110):165-180.
- ALMEIDA, V. L. D. S.; LARRAZÁBAL, M. E. L.; MOURA, A. M. & JÚNIOR, M. 2006. Rotífera das zonas limnética e litorânea do reservatório de Tapacurá, Pernambuco, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia** **96**(4):445-451.
- ARAÚJO, A. P. & NOGUEIRA, E. M. DE S. 2016. Zooplâncton como bioindicador das águas do reservatório natural do povoado Olhos d'água do Souza, Glória, Bahia, Brasil. **Revista Ouricuri** **6**(2):1116.
- BARBOSA, P. M. M.; BRITO, S. & RIETZLER, A. C. 2006. Diversidade do zooplâncton de Minas Gerais. **Revista Ciência Hoje** **38**(227):67-69.
- BECKER, V.; CAPUTO, L.; ORDÓÑEZ, J.; MARCÉ, R.; ARMENGOL, J.; CROSSETTI, L. O. & HUSZAR, V. L. M. 2010. Driving factors of the phytoplankton functional groups in a deep Mediterranean reservoir. **Water Research** **44**(11):3345-3354.
- BOMEIM, F. F.; MANTOVANO, T.; SCHWIND, L. T. F.; PALAZZO F.; BONECKER C. C. & LANSAC-TÔHA, F. A. 2016. Geographical spread of the invasive species *Kellicottia longispina* (Kellicott, 1879) and *K. bostoniensis* (Rousselet, 1908): A scientometric approach. **Acta Scientiarum, Biological Sciences** **38**(1):29-36.
- BOUVY, M.; PAGANO, M. & TROUSSELLIER, M. 2001. Effects of a cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) on bacteria and zooplankton communities in Ingazeira reservoir (northeast Brazil). **Aquatic Microbial Ecology** **25**:215-227.
- CAMPOS, E. V. R.; OLIVEIRA, J. L. & FRACETO, L. F. 2014. Applications of controlled release systems for fungicides, herbicides, acaricides, nutrients, and plant growth hormones: a review. **Advanced Science, Engineering and Medicine** **6**:1-15.
- CARDOSO, L. S.; RAMOS, J. D. & MELLO, H. O. DE O. 2008. Composição, densidade e abundância das populações de Cladocera, Copepoda e Rotífera de Áreas de Proteção Permanente do rio Uberabinha. **Em Extensão** **7**(2):95-106.
- CASTILHO, M. C. A.; WISNIEWSKI, M. J. S., WISNIEWSKI, C. & SILVA, E. DOS S. 2016. Quantifying zooplankton species: use of richness estimators. **Iheringia, Série Zoologia** **106**(1):e2016011.
- CETESB. 2012. **Norma Técnica L5.304 - Zooplâncton de Água Doce. Métodos Qualitativo e Quantitativo (Método de ensaio)**. São Paulo, CETESB. 16p.
- CRISPIM, M. C. & BOAVIDA, M. J. 2001. Impacto da predação por peixes e copépodes na comunidade zooplânctônica do reservatório do Maranhão (Portugal). **Revista Nordestina de Biologia** **15**(2):49-67.
- COLE, G. A. 1979. **Textbook of Limnology**. 2ed. Saint Louis, Mosby Company. 425p.
- CUNHA, D. G. F.; CALJURI, M. C. & LAMPARELLI, M. C. 2013. A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSIstr). **Ecological Engineering** **60**:126-134.
- DAJOZ, R. 1983. **Ecologia geral**. Petrópolis, Vozes. 472p.
- DANTAS-SILVA, L. T. & DANTAS, E. W. 2013. Zooplâncton e a eutrofização em reservatórios do Nordeste brasileiro. **Oecologia Australis** **17**(2):53-58.
- DE-CARLI, B. P.; LOPEZ-DOVAL, J. C.; RODRIGUES, E. H. C. & POMPÊO, M. L. M. 2017a. Variação espacial e sazonal do zooplâncton nos reservatórios do Sistema Cantareira, Brasil. **Revista Ambiente e Água** **12**(4):666-679.
- DE-CARLI, B. P.; ALBUQUERQUE, F. P. DE; BAYANOV, N. G.; MOSCHINI-CARLOS, V. & POMPÊO, M. L. M. 2017b. Dispersão e primeiro registro da espécie invasora *Kellicottia bostoniensis* (Rotífera: Brachionidae) em dois reservatórios brasileiros. **Oecologia Australis** **21**(4):455-460.
- DUGGAN, I. C.; GREEN, J. D. & SHIEL, R. J. 2001. Distribution of rotifers in North Island, New Zealand, and their potential use as bioindicators of lake trophic state. **Hydrobiologia** **446/447**:155-164.
- EC - EUROPEAN COMMISSION. 2012. **Report from the Commission to the European Parliament and the Council on the Implementation of the Water Framework Directive (2000/60/EC): River Basin Management Plans**. Brussels, European Commission. 15p.
- ELER, M. N.; PARESCHI, D. C.; ESPÍNDOLA, E. L. G. & BARBOSA, D. S. 2003. Ocorrência de Rotífera e sua relação com o estado trófico da água em pesque-pague na bacia do rio Mogi-Guaçu – SP. **Boletim Técnico do CEPTA** **16**:41-56.
- ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. 1997. **Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil**. Brasília, Editora Universa, Universidade Católica de Brasília. 156p.
- ESPÍNDOLA, E. L. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; RIETZLER, A. C. & TUNDISI, J. G. 2000. Spatial heterogeneity of the Tucuruí reservoir (State of Pará, Amazonia, Brazil) and the distribution of zooplankton species. **Revista Brasileira de Biologia** **60**(2):179-193.
- FREITAS, G. T. DE P.; CRISPIM, M. C. & JÚNIOR, H. N. M. 2012. Effects of net cages on the vertical distribution of zooplankton in a semi-arid reservoir, northeastern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia** **24**(2):140-148.
- GALKOVSKAJA, G. A. 1987. Planktonic rotifers and temperature. **Hydrobiologia** **147**(1):307-317.
- GAZONATO-NETO, A. J.; SILVA, L. C.; SAGGIO, A. A. & ROCHA, O. 2014. Zooplankton communities as eutrophication bioindicators in tropical reservoirs. **Biota Neotropica** **14**(4):1-12.
- GER, K. A.; LEITÃO, E. & PANOSSO, E. 2016. Potential mechanisms for the tropical copepod *Notodiaptomus* to tolerate *Microcystis* toxicity. **Journal of Plankton Research** **38**(4):843-854.
- KAPPES, H.; MECHENICH, C. & SISCH, U. 2000. Long-term dynamics of *Asplanchna priodonta* in Lake Windsborn with comments on the diet. **Hydrobiologia** **432**:91-100.

- KIMMEL, B. L.; LIND, O. T. & PAULSON, L. J. 1990. Reservoir primary production. *In*: THORTON, K. W.; KIMMEL, B. L. & PAYNE, F. E. eds. **Reservoir limnology: ecological perspectives**. Toronto, John Wiley, Wiley-Interscience, p. 133-194.
- KOROLEFF, F. 1976. Determination of nutrients. *In*: GRASSHOFF, K. ed. **Methods of seawater analysis**. Weinheim, Wiley-VCH Verlag, p. 117-181.
- KOSTE, W. 1978. **Rotatoria, die Rädertiere Mitteleuropas: Überordnung Monogononta: ein Bestimmungswerk**. Berlin, Gebrüder Borntraeger. 673p.
- KUHLMANN, M. L.; JOHNSCHER-FORNASARO, G.; OGIURA, L. L. & IMBIMBO, H. R. V. 2012. **Protocolo para o biomonitoramento com as comunidades bentônicas de rios e reservatórios do estado de São Paulo**. São Paulo, CETESB. Disponível em <<http://laboratorios.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/47/2015/01/protocolo-biomonitoramento-2012.pdf>>. Acesso em 18/11/2016.
- LANDA, G. G.; BARBOSA, F. A. R.; RIETZLER, A. C. & MAIA-BARBOSA, P. M. 2007. *Thermocyclops decipiens* (Kiefer, 1929) (Copepoda: Cyclopoida) as indicator of water quality in the state of Minas Gerais, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology** 50(4):695-705.
- LANDA, G. G.; DEL AGUILA, L. M. R. & COELHO, R. M. P. 2002. Distribuição espacial e temporal de *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) (Rotifera) em um grande reservatório tropical (reservatório de Furnas), estado de Minas Gerais, Brasil. **Acta Scientiarum** 24(2):313-319.
- LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. 1998. **Numerical ecology**. Amsterdam, Elsevier Science. 853p.
- LOPEZ-DOVAL, J. C.; MONTAGNER, C. C.; ALBUQUERQUE, A. F.; MOSCHINI-CARLOS, V.; UMBUZEIRO, G. & POMPÊO, M. 2017. Nutrients, emerging pollutants and pesticides in a tropical urban reservoir: Spatial distributions and risk assessment. **Science of The Total Environment** 575:1307-1324.
- LORENZEN, C. J. 1967. Determination of chlorophyll and pheo-pigments: spectrophotometric equations. **Limnology Oceanography** 12(2):343-346.
- LOUREIRO, B. R.; COSTA, S. M.; MACEDO, C. F.; HUSZAR, L. M. & BRANCO, C. W. C. 2011. Comunidades zooplancônicas em sistemas de criação de peixes. **Boletim Instituto de Pesca de São Paulo** 37(1):47-60.
- LUCINDA, I.; MORENO, I. H.; MELÃO, M. G. G. & MATSUMURA-TUNDISI, T. 2004. Rotifers in freshwater habitats in the Upper Tietê River Basin, São Paulo State, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia** 16(3):203-224.
- MACKERETH, F. J. H.; HERON, J. & TALLING, J. F. 1978. **Water analysis: some revised methods for limnologists**. Dorset, Freshwater Biology Assessment. 121p.
- MATSUMURA-TUNDISI, T. & TUNDISI, J. G. 1976. Plankton studies in a lacustrine environment. I. Preliminary data on zooplankton ecology of Broa Reservoir. **Oecologia** 25:265-270.
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; LEITÃO, S. N.; AGUENA, L. S. & MIYAHARA, J. 1990. Eutrofização da represa de Barra Bonita: estrutura e organização da comunidade de Rotifera. **Revista Brasileira de Biologia** 50(4):923-935.
- MATSUMURA-TUNDISI, T. & TUNDISI, J. G. 2003. Calanoida (Copepoda) species composition changes in the reservoirs of São Paulo State (Brazil) in the last twenty years. **Hydrobiologia** 504:215-222.
- MATSUMURA-TUNDISI, T. & TUNDISI, J. G. 2005. Plankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonita Reservoir, SP, Brazil). **Hydrobiologia** 542:367-378.
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; RIETZLER, A. C. & TUNDISI, J. G. 1989. Biomass (dry weight and carbon content) of plankton Crustacea from Broa Reservoir (São Carlos, SP, Brazil) and its fluctuation across one year. **Hydrobiologia** 179:229-236.
- MEIRINHO, P. A. & POMPÊO, M. 2015. Histórico de estudos sobre a comunidade zooplancônica do reservatório Rio Grande ao longo do tempo e sua heterogeneidade espacial. *In*: POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V.; NISHIMURA, P.; CARDOSO-SILVA, S. & LOPEZ-DOVAL, J. C. eds. **Ecologia de reservatórios e interfaces**. São Paulo, Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. 460p.
- MILLIGAN, G. W. & COOPER, M. C. 1988. A Study of Standardization of Variables in Cluster Analysis. **Journal of Classification** 5:181-204.
- NANDINI, S.; PEREZ-CHAVEZ, R. & SARMA, S. S. 2003. The effect of prey morphology on the feeding behaviour and population growth of the predatory rotifer *Asplanchna sieboldi*: a case study using five species of Brachionus (Rotifera). **Freshwater Biology** 48:2131-2140.
- NAVARRO, E.; BACARDIT, M.; CAPUTO, L.; PALAU, T. & ARMENGOL, J. 2006. Limnological characterization and flow patterns of a three-coupled reservoir system and their influence on *Dreissena polymorpha* populations and settlement during the stratification period. **Lake Reservoir Management** 22(4):293-302.
- NOGRADY, T. & SEGERS, H. 2002. Rotifera: Asplanchnidae, Gastropodidae, Lindiidae, Microcodidae, Synchaetidae, Trochosphaeridae and Filinia. *In*: DUMONT, H. J. ed. **Guides to the Identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world**. Netherlands, SPB Academic Publishers, 6. 264p.
- NORDI, N. & WATANABE, T. 1978. Nota preliminar sobre rotíferos (zooplâncton) do Açude Epitácio Pessoa, Boqueirão, Paraíba. **Revista Nordestina de Biologia** 1(1):31-39.
- PÁDUA, J. coord. 2009. **Manual para a avaliação da qualidade biológica da água em lagos e albufeiras segundo a DQA - Protocolo de amostragem e análise para o fitoplâncton**. Lisboa, INAG, I. P. 67p.
- PEDROZO, C. DA S. & ROCHA, O. 2005. Zooplankton and water quality of lakes of the Northern Coast of Rio Grande do Sul State, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia** 17(4):445-464.
- PERBICHE-NEVES, G.; SERAFIM JR., M.; GHIDINI, A. R. & BRITO, L. 2007. Spatial and temporal distribution of Copepoda (Cyclopoida and Calanoida) of an eutrophic reservoir in the basin of upper Iguacu River, Paraná, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia** 19(4):393-406.
- PERBICHE-NEVES, G.; BOXSHALL, G. A.; PREVIATTELLI, D.; NOGUEIRA, M. G.; ROCHA, C. E. F. 2015. Identification guide to some Diaptomid species (Crustacea, Copepoda, Calanoida, Diaptomidae) of "de la Plata" River Basin (South America). **Zookeys** 497:1-111.
- PERBICHE-NEVES, G.; FILETO, C.; LAÇO-PORTINHO, J.; TROGUER, A. & SERAFIM-JÚNIOR, M. 2013. Relations among planktonic rotifers, cyclopoid copepods, and water quality in two Brazilian reservoirs. **Latin American Journal of Aquatic Research** 41(1):138-149.
- PERBICHE-NEVES, G.; SAITO, V. C.; PREVIATTELLI, D.; DA ROCHA, C. E. F. & NOGUEIRA, M. G. 2016. Cyclopoid copepods as bioindicators of eutrophication in reservoirs: Do patterns hold for large spatial extents? **Ecological Indicators** 70:340-347.
- PINTO-COELHO, R.; PINEL-ALLOUL, B.; MÉTHOT, G. & HAVENS, K. E. 2005a. Crustacean zooplankton in lakes and reservoirs of temperate and tropical regions: variation with trophic status. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** 62:348-361.
- PINTO-COELHO, R. M.; BEZERRA-NETO, J. F. & MORAIS-JR., C. A. I. 2005b. Effects of eutrophication on size and biomass of crustacean zooplankton in a tropical reservoir. **Brazilian Journal of Biology** 65(2):325-338.
- SANTOS, T. G. DOS; GUSMÃO, L. M. O.; NEUMANN-LEITÃO, S. & CUNHA, A. G. DA. 2009. Zooplâncton como indicador biológico da qualidade ambiental nos estuários dos rios Carrapicho e Botafogo, Itamaracá-PE. **Revista Brasileira Engenharia de Pesca** 4(1):44-56.
- SENDACZ, S.; CALEFFI, S. & SANTOS-SOARES, J. 2006. Zooplankton biomass of reservoirs in different trophic conditions in the State of São Paulo, Brazil. **Brazilian Journal of Biology** 66(1):337-350.
- SENDACZ, S.; KUBO, E. & CESTAROLLI, M. A. 1985. Limnologia de reservatórios do sudeste do Estado de São Paulo, Brasil. VIII. Zooplâncton. **Boletim do Instituto de Pesca** 12(1):187-207.
- SERAFIM-JÚNIOR, M.; PERBICHE-NEVES, G.; DE BRITO, L.; GHIDINI, A. R. & CASANOVA, S. M. C. 2010. Variação espaço-temporal de Rotifera em um reservatório eutrofizado no sul do Brasil. **Iheringia, Série Zoologia** 100(3):233-241.
- SILVA, W. M. 2008. Diversity and distribution of the free-living freshwater Cyclopoida (Copepoda: Crustacea) in the Neotropics, Brazil. **Brazilian Journal of Biology** 68:1099-1106.
- SILVA, W. M. 2011. Potential use of Cyclopoida (Crustacea, Copepoda) as trophic state indicators in tropical reservoirs. **Oecologia Australis** 15(3):511-521.
- SLADECEK, V. 1983. Rotifers as indicators of water quality. **Hydrobiologia** 100:169-201.
- SOUZA, W.; ATTAYDE, J. L.; ROCHA, E. S. & ESKINAZI, S. E. M. 2008. The response of zooplankton assemblages to variations in lakes in semi-arid northeastern Brazil. **Journal of Plankton Research** 30(6):699-708.
- SOUZA, T. R.; NUNES, M. V. & DA SILVA, L. C. 2013. Comunidade zooplancônica e seu uso como bioindicadora do estado trófico de uma região do reservatório da UHE de Furnas. **IX Fórum Ambiental da Alta Paulista** 9(11):546-559.

- TEIXEIRA, C.; TUNDISI, J. G. & KUTNER, M. B. 1965. Plankton studies in a mangrove II. The standing stock and some ecological factors. **Boletim Instituto Oceanográfico** 24:23-41.
- TUNDISI, J. G. 1994. Tropical South America: present and perspectives. *In*: MARGALEF, R. **Limnology now: a paradigm of planetary problems**. Amsterdam, Elsevier Science, p. 353-424.
- TUNDISI, J. G. 2008. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. **Estudos Avançados** 22(63):7-16.
- TUNDISI, J. G. 2014. **Recursos hídricos no Brasil: problemas, desafios e estratégias para o futuro**. Rio de Janeiro, Academia Brasileira de Ciências. 76p.
- TUNDISI, J. G. & MATSUMURA-TUNDISI, T. 2008. **Limnologia**. São Paulo, Oficina de Textos. 632p.
- VAD, C. S.; HORVATH, Z.; KISS, K. T.; TOOTH, B.; PENTEK, A. L. & ACS, E. 2013. Vertical distribution of zooplankton in a shallow peatland pond: the limiting role of dissolved oxygen. **Annales de Limnologie - International Journal of Limnology** 49:275-283.
- VAN DEN BRINK, P. J. & TER BRAAK, C. J. F. 1998. Multivariate analysis of stress in experimental ecosystems by Principal Response Curves and similarity analysis. **Aquatic Ecology** 32(2):163-178.
- VALDERRAMA, J. C. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. **Marine Chemistry** 10:109-222.
- WETZEL, R. G. & LIKENS, G. E. 1991. **Limnological Analyses**. New York, Springer-Verlag. 391p.
- ZAGANINI, R. L.; PERBICHE-NEVES, G.; NALIATO, D. A. O. & CARVALHO, E. D. 2011. Baixa diversidade de zooplâncton na desembocadura de uma represa eutrófica (SP, Brasil): reflexo da poluição? **Estudos de Biologia** 32/33:76-81.
- ZAGATTO, P. A. & BERTOLETTI, E. 2006. **Ecotoxicologia aquática – Princípios e Aplicações**. São Carlos, RiMa. 478p.
- ZAR, J. H. 2010. **Biostatistical Analysis**. 5ed. New Jersey, Prentice Hall. 944p.