



BRUNO PAES DE CARLI

**ZOOPLÂNCTON COMO INDICADOR DA QUALIDADE AMBIENTAL EM
RESERVATÓRIOS DO ESTADO DE SÃO PAULO**

Sorocaba
2019



BRUNO PAES DE CARLI

**ZOOPLÂNCTON COMO INDICADOR DA QUALIDADE AMBIENTAL EM
RESERVATÓRIOS DO ESTADO DE SÃO PAULO**

Tese apresentada como requisito para a
obtenção do título de Doutor em Ciências
Ambientais da Universidade Estadual
Paulista “Júlio de Mesquita Filho” na Área de
Concentração Diagnóstico, Tratamento e
Recuperação Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Marcelo L.M Pompêo

Sorocaba

2019

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em

ciências
ambientais

unesp
Sorocaba

C282z Carli, Bruno Paes De
Zooplâncton como indicador da qualidade ambiental em
reservatórios do estado de São Paulo / Bruno Paes De Carli. --
Sorocaba, 2019
88 p.

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp),
Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba
Orientador: Marcelo Luiz Martins Pompêo

1. Comunidade zooplanctônica. 2. Limnologia. 3. Qualidade
da água. 4. Bioindicadores. 5. Plâncton. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do
Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

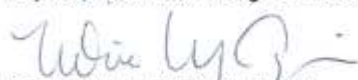
TÍTULO DA TESE: Zooplâncton como indicador da qualidade ambiental em reservatórios do Estado de São Paulo

AUTOR: BRUNO PAES DE CARLI

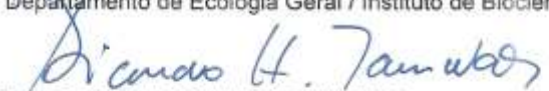
ORIENTADOR: MARCELO LUIZ MARTINS POMPÊO

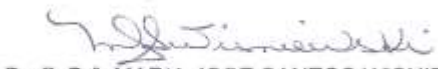
Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Doutor em CIÊNCIAS AMBIENTAIS,
área: Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental pela Comissão Examinadora:


Prof. Dr. MARCELO LUIZ MARTINS POMPÊO
Departamento de Ecologia / Instituto de Biociências - Universidade de São Paulo (USP)


Dr.ª NILVA NUNES CAMPINA
Instituto de Ciências da Saúde (ICS) / Universidade Paulista (UNIP)


Prof. Dr.ª ANA LÚCIA BRANDIMARTE
Departamento de Ecologia Geral / Instituto de Biociências - Universidade de São Paulo (USP)


Prof. Dr. RICARDO HIDEO TANIWAKI
Centro de Engenharia, Modelagem e Ciências Sociais Aplicadas / Universidade Federal do ABC (UFABC)


Prof. Dr.ª MARIA JOSE SANTOS WISNIEWSKI
Ciências Biológicas / Universidade Federal de Alfenas (UNIFAL)

Sorocaba, 25 de abril de 2019

RESUMO

Reservatórios são ambientes artificiais destinados a múltiplos usos e abrigam diferentes comunidades aquáticas. No entanto, apesar da importância desses ambientes aquáticos, os reservatórios são suscetíveis a inúmeros impactos como a eutrofização artificial e a contaminação por poluentes emergentes. Dentre as comunidades aquáticas, a comunidade zooplanctônica é composta por animais microscópicos que vivem em suspensão na água sendo que algumas espécies podem ser sensíveis ou tolerantes aos impactos antrópicos. Além de bioindicadores, a comunidade zooplanctônica é considerada um elo importante na teia trófica aquática. Diante disso, o presente estudo teve como objetivo principal utilizar o zooplâncton como bioindicador de qualidade ambiental em reservatórios do estado de São Paulo. Amostragens foram realizadas em sete reservatórios localizados em diferentes bacias hidrográficas durante 2015. Parâmetros físico-químicos foram medidos em cada local e foram coletadas amostras de água para determinação de variáveis limnológicas. Arrastos verticais foram realizados com rede de 68 μm na zona eufótica para determinação da composição e abundância das espécies. Pode-se constatar que a maioria dos reservatórios apresentou condições eutróficas. Também pode-se verificar que algumas espécies estiveram associadas aos indicadores de eutrofização. Com intuito de contribuir na avaliação ambiental, foi desenvolvido um índice preditivo de estado trófico baseado nos valores de tolerância de cada espécie do zooplâncton, tendo sido observado relações matemáticas significativas entre os valores da métrica proposta e as variáveis indicativas de eutrofização. Por fim, uma abordagem classificando as espécies de acordo com o seu grupo funcional foi utilizada, mostrando essa ser uma nova metodologia a ser aplicada no monitoramento ambiental.

Palavras-chave: Comunidade zooplanctônica. Limnologia. Qualidade da Água

ABSTRACT

Reservoirs are artificial environments destined for multiple purposes and home different aquatic communities. However, despite the importance of these aquatic environments, reservoirs are susceptible to numerous impacts such as artificial eutrophication and contamination by emerging pollutants. Among these aquatic biota, zooplanktonic communities are microscopic animals that live in suspension and some species may be sensitive or tolerant to anthropic impacts. Besides being bioindicators, the group is considered an important link between primary producers and upper trophic levels. In view of that, the main goal of the present study is to use zooplankton as an indicator of environmental quality in São Paulo state reservoirs. Samplings were carried out in seven reservoirs located in different hydrographic basins during 2015. Physical-chemical parameters were measured at each site and water samples were collected to determine limnological variables. Vertical hauls were carried out with a 68 μm net at the limit of the euphotic zone to determine species abundance and composition. Through results, it can be verified that some species can serve as eutrophication indicators. Here, a predictive trophic status index based on zooplankton optimum values was developed. Significant correlations between the proposed metric and eutrophication indicators were detected. Finally, a functional diversity approach was used which in turn can be considered a useful tool in environmental monitoring.

Keywords: Zooplanktonic community. Limnology. Water quality

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO E OBJETIVOS.....	7
1.1	Águas interiores.....	7
1.2	Reservatórios.....	9
1.3	Eutrofização.....	10
1.4	Comunidade zooplanctônica.....	11
2.	ÁREA DE ESTUDO.....	12
	REFERÊNCIAS.....	20
	CAPÍTULO 1 - COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA E SUA RELAÇÃO COM A QUALIDADE DA ÁGUA EM RESERVATÓRIOS DO ESTADO DE SÃO PAULO.....	25
	ABSTRACT.....	25
	RESUMO.....	25
1	INTRODUÇÃO.....	26
2	MATERIAIS E MÉTODOS.....	27
3	RESULTADOS.....	29
4	DISCUSSÃO.....	36
	REFERÊNCIAS.....	39
	CAPÍTULO 2 – ADAPTAÇÃO DE UM ÍNDICE DE QUALIDADE AMBIENTAL PARA RESERVATÓRIOS BRASILEIROS BASEADO NA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA.....	46
	ABSTRACT.....	46
	RESUMO.....	46
1	INTRODUÇÃO.....	47
2	MÉTODOS.....	49
2.1	Área de estudo e amostragem.....	49
2.2	Desenvolvimento do índice biótico.....	50
2.3	Comparação com outros índices.....	50
2.4	Validação.....	52
3	RESULTADOS.....	52
4	DISCUSSÃO.....	57
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	60

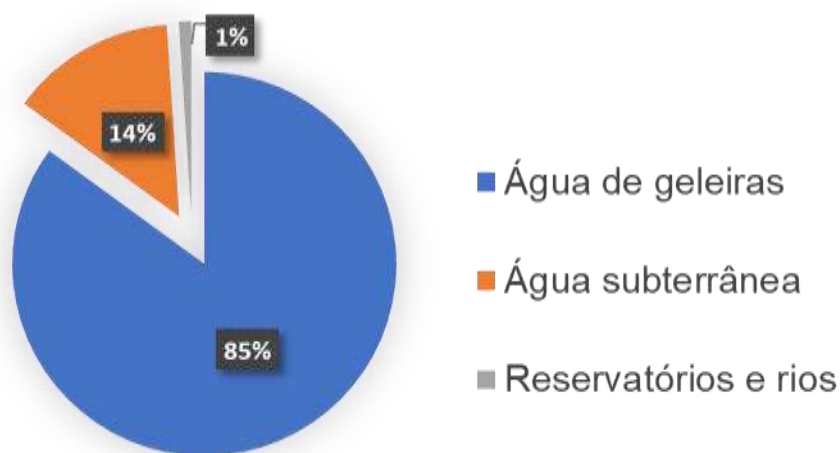
	REFERÊNCIAS.....	60
	CAPÍTULO 3 – GRUPOS FUNCIONAIS DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA EM RESERVATÓRIOS TROPICAIS.....	68
	ABSTRACT.....	68
	RESUMO.....	68
1	INTRODUÇÃO.....	69
2	MATERIAIS E MÉTODOS.....	70
2.1	Delineamento amostral.....	70
2.2	Grupos Funcionais.....	70
3	RESULTADOS.....	71
4	DISCUSSÃO.....	77
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	79
	REFERÊNCIAS.....	79
3	CONCLUSÕES FINAIS DA TESE.....	83
	ANEXO A – Cópia de artigo publicado na Revista Ambiente e Água....	84
	ANEXO B – Cópia de artigo publicado na Revista Iheringia.....	85
	ANEXO C – Cópia de artigo publicado na Revista Limnética.....	86

1. INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

1.1 Águas interiores

Quase toda a superfície do planeta Terra está coberta por água: água dos oceanos, de rios e lagos, de geleiras, da chuva e subterrânea. A água salgada ocupa mais de 90% do total. Menos de 1% é composto por água doce que está contida em lagos, rios e solos. A maior proporção de água doce está contida em geleiras (VICTORINO, 2007) (FIGURA 1). As águas utilizadas para consumo humano e suas atividades socioeconômicas são captadas nos rios, lagos, represas e aquíferos subterrâneos. Pelo fato desses mananciais se encontrarem nos domínios terrestres são, também, referidos como “águas interiores” (REBOUÇAS, 2002). Estimativas determinam que o Brasil possui entre 12% e 16% de toda a água doce do planeta Terra. Em particular para o Estado de São Paulo, a disponibilidade hídrica por habitante é de 2.209 m³ ao ano (TUNDISI; MATSUMURA TUNDISI, 2008).

Figura 1 - Porcentagem de distribuição de água doce no planeta Terra.



Fonte: Adaptado de Victorino (2007)

Ao longo dos anos, a demanda de água tem aumentado como consequência, primariamente, do crescimento populacional e devido ao aumento do consumo de bens industrializados. Essa alta demanda se dá também pela maior quantidade de alimento consumida a qual necessita de grande quantidade de água para sua produção (BEGHELLI, 2016). O problema da disponibilidade de água é atualmente

um tema discutido em diversos países. Esta discussão passa por uma avaliação quantitativa de disponibilidade hídrica bem como pela qualidade da água disponível para os diferentes usos possíveis, como recreação, pesca, irrigação, geração de energia e abastecimento público (LAMPARELLI, 2004).

Desde o final de 2013, o sudeste do Brasil tem enfrentado a pior situação de escassez nos últimos 55 anos. Grandes cidades como São Paulo, Rio de Janeiro e Belo Horizonte estão enfrentando a falta d'água, colocando um total de 40 milhões de pessoas em risco. Reservatórios que fornecem água para essas cidades estavam em níveis perigosamente baixos em 2013/14 e continuaram muito baixos durante 2014/15, devido a uma incipiente estação chuvosa acompanhada de altas temperaturas e subsequente aumento na demanda de água pela população (NOBRE *et al.* 2006).

Outras regiões ou estados do Brasil, como o Nordeste, vivenciaram e vivenciam rotineiramente esse fenômeno, sendo que até a região amazônica e o Pantanal já passaram por estiagens prolongadas. Além da questão climática, os especialistas apontam outros responsáveis para o problema da falta de água, como as políticas não adequadas de gestão de recursos hídricos e a incipiente educação ambiental dos cidadãos que se manifesta em poluição e desperdício de água (MARENGO e ALVES, 2016).

As leis estaduais de recursos hídricos editadas a partir do início da década de 1990 e, posteriormente, a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), instituída pela Lei 9.433/97, ao incorporarem o princípio do aproveitamento múltiplo e integrado dos recursos hídricos, afirmaram a opção brasileira por um modelo de gestão de águas que contemplasse simultaneamente aspectos quantitativos e qualitativos (LIBÂNIO *et al.* 2005).

Uma forma de se conhecer a qualidade da água é fazer o uso do monitoramento para obter informações necessárias ao gerenciamento e ações de intervenções para recuperação ou preservação dos mananciais garantindo a sustentabilidade dos ecossistemas (LUCAS *et al.* 2010). Em regiões impactadas como o Sudeste do Brasil, com um passivo ambiental muito elevado, a revitalização pode promover geração de emprego e renda, novas oportunidades de usos múltiplos e gerar uma indústria de novas e promissoras tecnologias para gestão (monitoramento avançado, consultorias, formação de recursos humanos) (TUNDISI, 2008).

No estado de São Paulo, o monitoramento das águas é realizado a mais de 10 anos pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). As informações geradas estão contidas em relatórios técnicos e planilhas disponíveis para consulta pública. Cabe ressaltar que é necessário a análise dos dados de monitoramento e também dados ecológicos, de forma integrada, pois assim é possível esclarecer quais fatores causam interferências ao nível de comunidades e populações. Além disso, vale salientar que diferentes estressores em conjunto ou separadamente podem ser responsáveis por impactos no ecossistema (LOPEZ-DOVAL *et al.*, 2015; TRINDADE *et al.* 2017).

1.2 Reservatórios

Os primeiros reservatórios foram construídos há quase 5.000 anos para fins domésticos e agrícolas, incluindo o aumento das vazões para irrigação de lavouras situadas a jusante, prevenção de cheias, navegação, abastecimento de água potável, pesca, abastecimento industrial e, atualmente, geração de energia elétrica e recreação (STRAŠKRABA; TUNDISI, 2000; BISWAS, 2012).

Em consequência do desenvolvimento industrial e sócio-econômico do Brasil, foram construídas inúmeras barragens, cujo objetivo principal foi a geração de energia elétrica. A construção dessas barragens resultou na formação de um grande número de ecossistemas lacustres artificiais. Hoje constata-se que muitos rios brasileiros tiveram grande parte do seu curso segmentado em represas, ou seja, transformados em lagos artificiais (ESTEVES, 2011)

O estado de São Paulo apresenta aproximadamente 100 reservatórios e a grande maioria destina-se a mais de um uso. Existem mais de 55 represas de médio e grande porte que cobrem uma área de aproximadamente 5.500 km². Ressalta-se o caso do Complexo Billings, construído para geração de energia, mas que por muitos anos foi utilizado como lagoa de estabilização e ao abastecimento público da Região Metropolitana de São Paulo (CETESB, 2006; ESTEVES, 2011).

Reservatórios são locais de extrema importância estratégica e alguns de seus usos podem interferir na qualidade da água, nos mecanismos de funcionamento ecossistêmico e sucessão das comunidades aquáticas. São considerados ambientes de transição entre rios (sistemas lóticos) e lagos (sistemas lênticos) (BRASIL, 2002;

TUNDISI; MATSUMURA TUNDISI, 2011) devida a suas características hidráulicas, especialmente o tempo de residência da água (ESTEVES, 2011).

O Quadro 1 mostra os principais impactos da construção de reservatórios.

Quadro 1. Impactos positivos e negativos na construção de reservatórios

Efeitos positivos

- Produção de energia
- Fonte de água para sistemas de abastecimento
- Recreação
- Proteção contra cheias à jusante
- Navegação
- Irrigação
- Aumento da área para pesca e aquicultura

Efeitos Negativos

- Deslocamento de populações humanas
- Aumento de doenças de veiculação hídrica
- Perda de espécies nativas
- Alagamento de áreas férteis
- Redução de vazão
- Barreira à migração de peixes
- Impactos socioambientais

Fonte: Adaptado de STRAŠKRABA; TUNDISI (2000)

1.3 Eutrofização

O crescimento demográfico e urbano além do desenvolvimento de novas tecnologias e produtos, geram cada vez mais resíduos líquidos e sólidos que quando dispostos inadequadamente causam impactos negativos ao meio ambiente principalmente mananciais (TRINDADE; MENDONÇA, 2014). No Brasil, 43% da população possui esgoto coletado e tratado; 18% têm seu esgoto coletado e não tratado e 27% não possuem coleta nem tratamento, sem qualquer atendimento por serviço de coleta sanitário (ANA, 2018).

A eutrofização de ambientes aquáticos é resultado do enriquecimento de nutrientes, principalmente, fósforo e nitrogênio, despejados de forma dissolvida ou particulada e assimilados pelo metabolismo das plantas. A eutrofização pode ser natural ou artificial. Quando natural, é um processo lento e contínuo que resulta do aporte de nutrientes trazidos pelas chuvas e pelas águas superficiais que erodem e lavam a superfície terrestre (ESTEVES, 2011). A eutrofização “cultural” ou “artificial” é ocasionada por despejos de esgotos (doméstico e industrial) sem tratamento bem como o uso excessivo de fertilizantes na agricultura, os quais, combinados com

alterações de drenagem, podem aumentar consideravelmente o estado trófico, inclusive de águas subterrâneas (TUNDISI, 2008; TUNDISI; MATSUMURA TUNDISI, 2011)

Um dos principais impactos do processo de eutrofização é o aumento de florações de cianobactérias potencialmente tóxicas, as quais podem alterar a qualidade das águas destinadas ao abastecimento público. A eutrofização pode ser considerada uma reação em cadeia cuja característica principal é a quebra relativa de estabilidade do ecossistema. Observa-se o aumento da produtividade sendo que o sistema passa a produzir mais matéria orgânica do que é capaz de consumir e decompor (ESTEVES, 2011; BARRETO *et al.* 2013).

1.4 Comunidade zooplanctônica

O termo comunidade ou biocenose corresponde ao conjunto de populações de seres vivos (animais, plantas, micro-organismos) que habita um mesmo ecossistema (NARVAES, 2012). Os organismos e comunidades tem um papel fundamental nos processos de funcionamento de rios, lagos, represas e áreas alagadas. Nesse sentido, faz-se necessário investigar as inter-relações entre os componentes das comunidades e o meio (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

Zooplâncton é um termo designado para um grupo de organismos heterotróficos, de diferentes categorias sistemáticas, tendo como característica comum a coluna d'água como seu habitat. Na maioria dos casos, esse grupo é formado por protozoários, rotíferos, cladóceros e copépodos. A comunidade zooplanctônica possui um papel importante na dinâmica de ecossistemas aquáticos, especialmente na ciclagem de nutrientes e no fluxo de energia (DE-CARLI *et al.* 2018).

Esse grupo é considerado um elemento-chave para o entendimento de modificações ocorridas em ecossistemas aquáticos pois os organismos apresentam curto ciclo de vida além de tolerância e/ou sensibilidade ao processo de eutrofização. Na maioria dos casos, pode-se observar uma mudança na relação entre a dominância de determinadas espécies bem como o efeito indireto nas cadeias alimentares (ESKINAZI-SANT'ANNA *et al.*, 2007). Nesse sentido, novas abordagens como por exemplo agrupar organismos com base em traços funcionais das espécies estão sendo realizadas com intuito de prever ou explicar a estrutura das comunidades e suas respostas às condições ambientais (BRASIL; HUSZAR, 2011). Além disso,

estudos que visam desenvolver índices ecológicos para o zooplâncton estão sendo realizados paulatinamente com intuito de avaliar a qualidade de rios, lagos e reservatórios (HABERMAN; HALDNA, 2014).

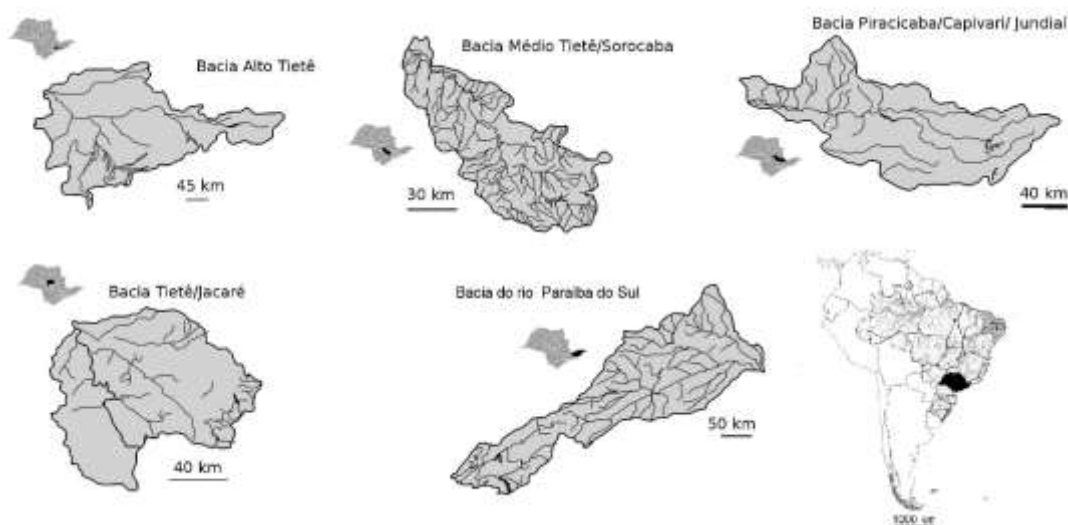
Diante do exposto, faz-se necessário mais estudos para compreender a relação entre os impactos antrópicos e o zooplâncton. A caracterização físico-química bem como o uso desses bioindicadores de forma integrada é primordial para o diagnóstico de reservatórios artificiais. Portanto, esse trabalho utilizou a comunidade zooplanctônica como elemento de qualidade ambiental a luz dos seguintes questionamentos: (I) as espécies respondem de forma diferenciada as variáveis limnológicas? (II) a diversidade funcional da comunidade zooplanctônica varia conforme o estado trófico da água? Desse modo, esse estudo teve como objetivos:

- Inventariar a comunidade zooplanctônica e relacionar os dados obtidos com parâmetros limnológicos;
- Desenvolver um índice de estado trófico do zooplâncton e comparar com outras métricas existentes na literatura;
- Classificar os grupos funcionais da comunidade zooplanctônica com intuito de observar uma variação entre reservatórios com diferentes graus de trofia.

2. ÁREA DE ESTUDO

No presente estudo sete reservatórios foram selecionados (Itupararanga, Salto Grande, Broa, Igaratá, Atibainha, Barra Bonita e Rio Grande). Esses corpos d'água estão situados nas bacias do rio Tietê/ Jacaré, Tiête/Piracicaba, Piracicaba/Capivari/Jundiaí, Sorocaba/Tietê e Paraíba do Sul no estado de São Paulo (TABELA 1 e FIGURA 2). A escolha dos reservatórios em questão foi baseada na análise de tipologia instituída pela Diretiva Quadro D'Água utilizando dados de trofia (EC, 2000). O clima predominante é úmido com inverno seco e verão quente de acordo com a classificação de Köppen-Geiger. Nesses locais, na medida do possível, buscou-se contemplar três áreas distintas conforme Kimmel *et al.* (1990): a entrada de água no reservatório, considerada uma região mais lótica; a barragem com águas mais calmas com características lênticas e uma zona de transição.

Figura 2 – Mapa das bacias hidrográficas dos reservatórios analisados.



Fonte: autoria própria

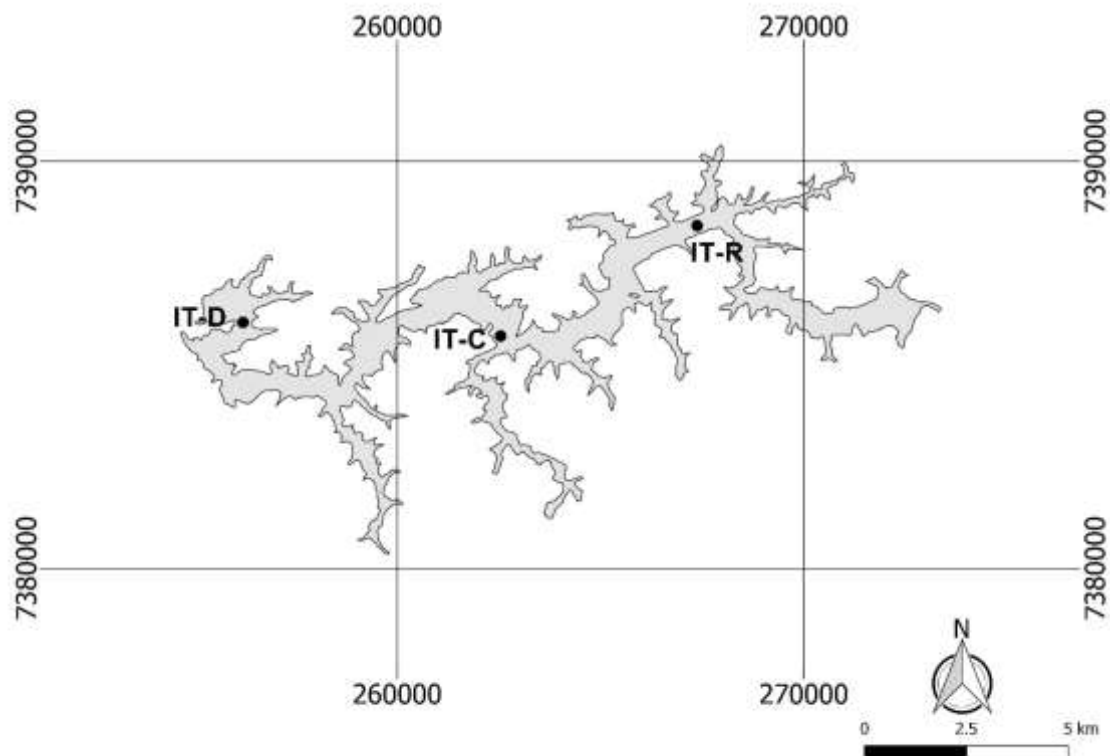
Tabela 1. Localização e características morfométricas dos reservatórios estudados.

Reservatórios	Área de inundação (km ²)	Volume de água (m ³)	Tempo de residência (dias)	Bacia hidrográfica
Broa	5,8	2,2x10 ⁷	20-40	Tietê/Jacaré
Barra Bonita	324,8	3,2x10 ⁹	20	Tietê/Piracicaba
Salto Grande	11,5	1,1x10 ⁸	30	Piracicaba/Capivari/Jundiaí
Itupararanga	29,9	2,6x10 ⁸	250	Sorocaba/Tietê
Rio Grande	7,4	1,1x10 ⁸	228	Alto Tietê
Atibainha	20,0	9,5x10 ⁷	105	Piracicaba/Capivari/Jundiaí
Igaratá	60,5	1,4x10 ⁶	306	Paraíba do Sul

Fonte: adaptado de Frascarelli *et al.* (2018)

A represa de Itupararanga possui área de drenagem de 936,54 km² e tempo de residência da água de 250 dias (GIRON, 2013). A entrada do reservatório apresenta predominância de remanescente florestal que tende a diminuir em direção à barragem. Na direção da barragem as atividades antrópicas começam a atuar com maior intensidade, como: agricultura, pasto e atividade urbana (FRASCARELLI *et al.* 2015) (FIGURA 3).

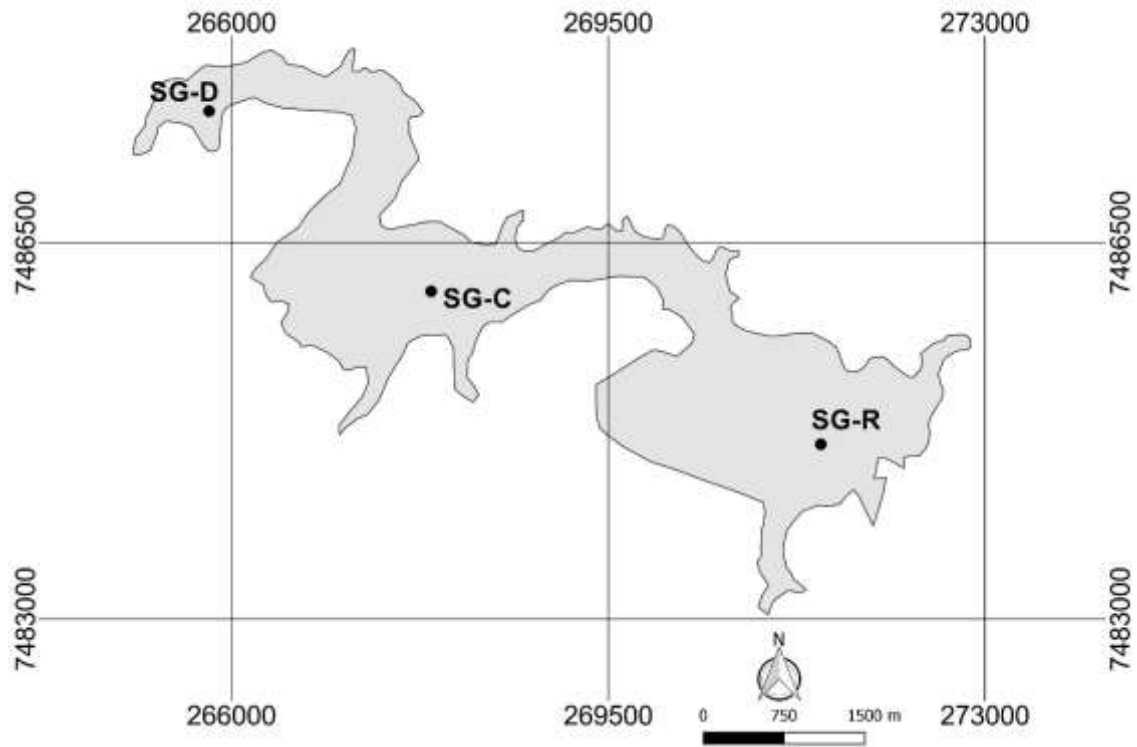
Figura 3 - Pontos de amostragem no reservatório Itupararanga (IT). Legenda: barragem (D), área central (C) e entrada de água (R).



Fonte: autoria própria

O reservatório Salto Grande apresenta o rio Atibaia como o seu principal tributário. A área específica do reservatório é de 11,5 km² com tempo de residência médio de 30 dias (LEITE *et al.* 2000, MARTINS *et al.* 2011). Segundo Fonseca e Matias (2010), para o uso da terra, merecem destaque a presença de cana-de-açúcar, pastagem e zona urbana consolidada e em consolidação (FIGURA 4).

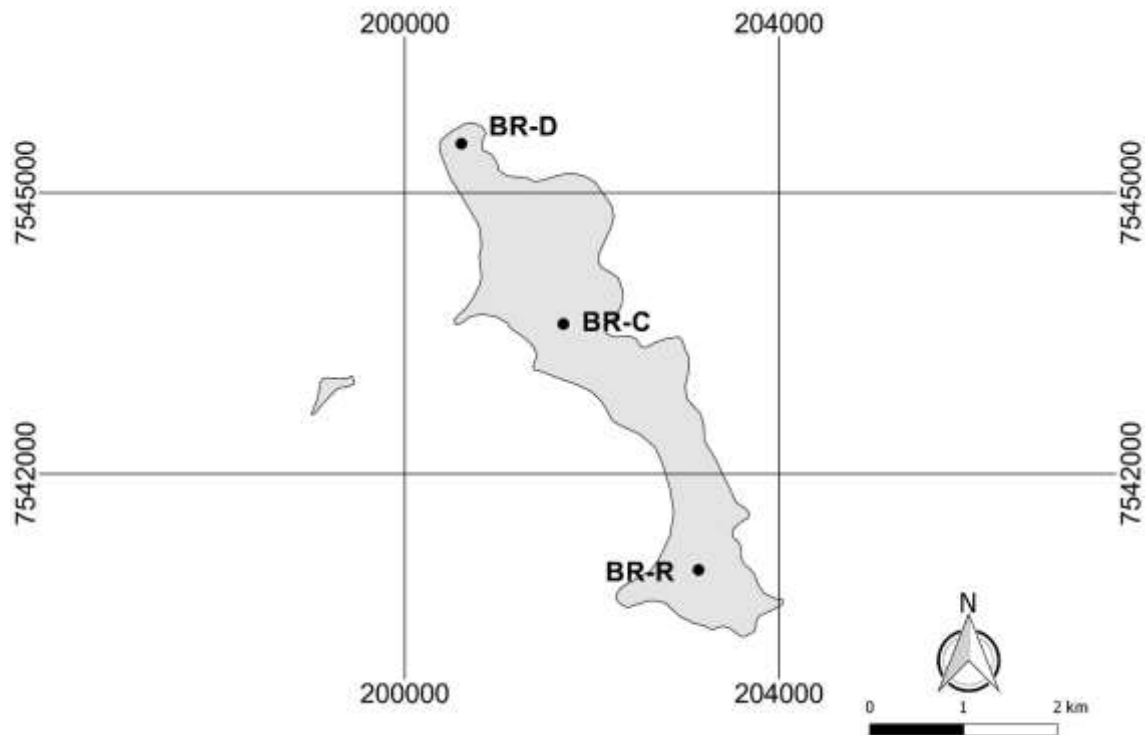
Figura 4 - Pontos de amostragem no reservatório Salto Grande (SG). Legenda: barragem (D), área central (C) e entrada de água (R).



Fonte: autoria própria

O reservatório do Broa é um sistema raso, com profundidade média de 3 metros e máxima de 12 metros, tendo largura máxima de 2 quilômetros, largura média de 0,9 km e comprimento total de aproximadamente 8 km. A área total do reservatório é de 5,8 km², com perímetro de 21 km e tempo de residência médio entre 20 e 40 dias (MEDEIROS, 2011). Neste reservatório, Pereira (2013) relata o predomínio de áreas urbanizadas (26%) além de plantios de cana-de-açúcar (24%) e *Pinus* sp. (17%) (FIGURA 5).

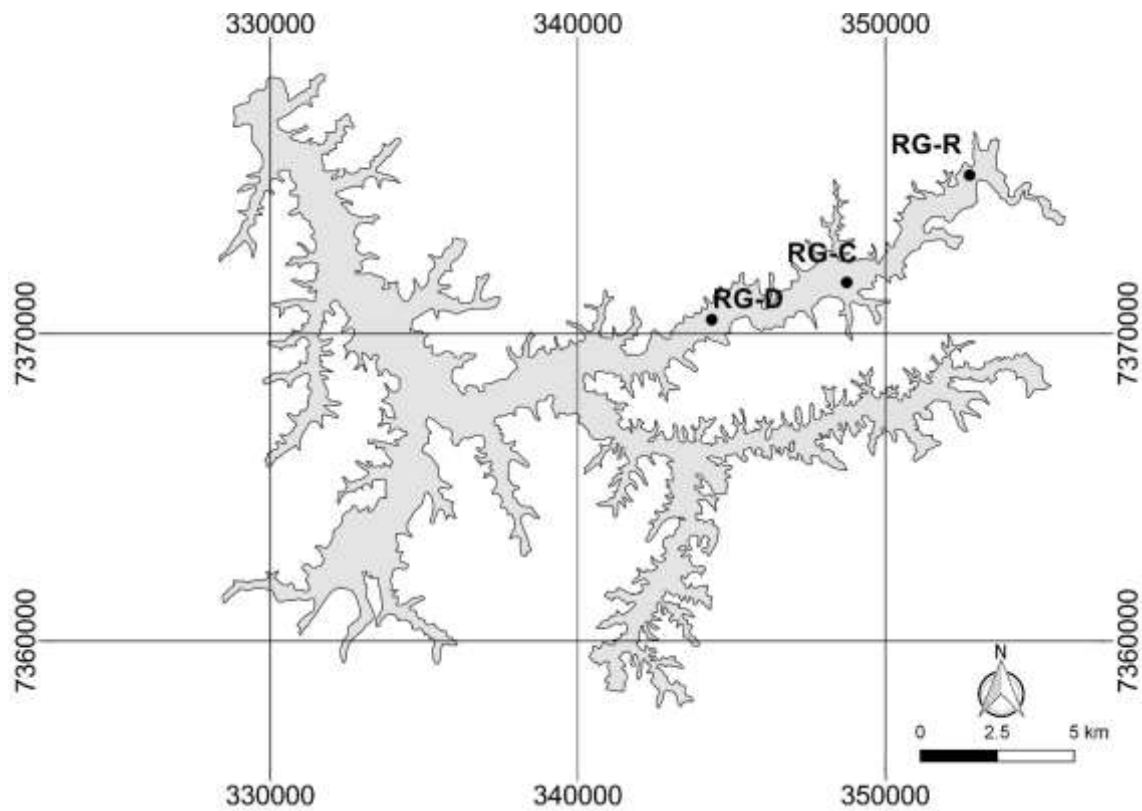
Figura 5 - Pontos de amostragem no reservatório do Broa (BR). Legenda: barragem (D), área central (C) e entrada de água (R).



Fonte: autoria própria

O braço Rio Grande (Complexo Billings) abrange os municípios de São Bernardo do Campo, Santo André, Ribeirão Pires e Rio Grande da Serra. Apresenta um espelho de água com aproximadamente de 7,4 km² de área superficial com cerca de 10 km de extensão. O tempo de residência médio é de 228 dias (MARIANI; POMPÊO, 2008) (FIGURA 6).

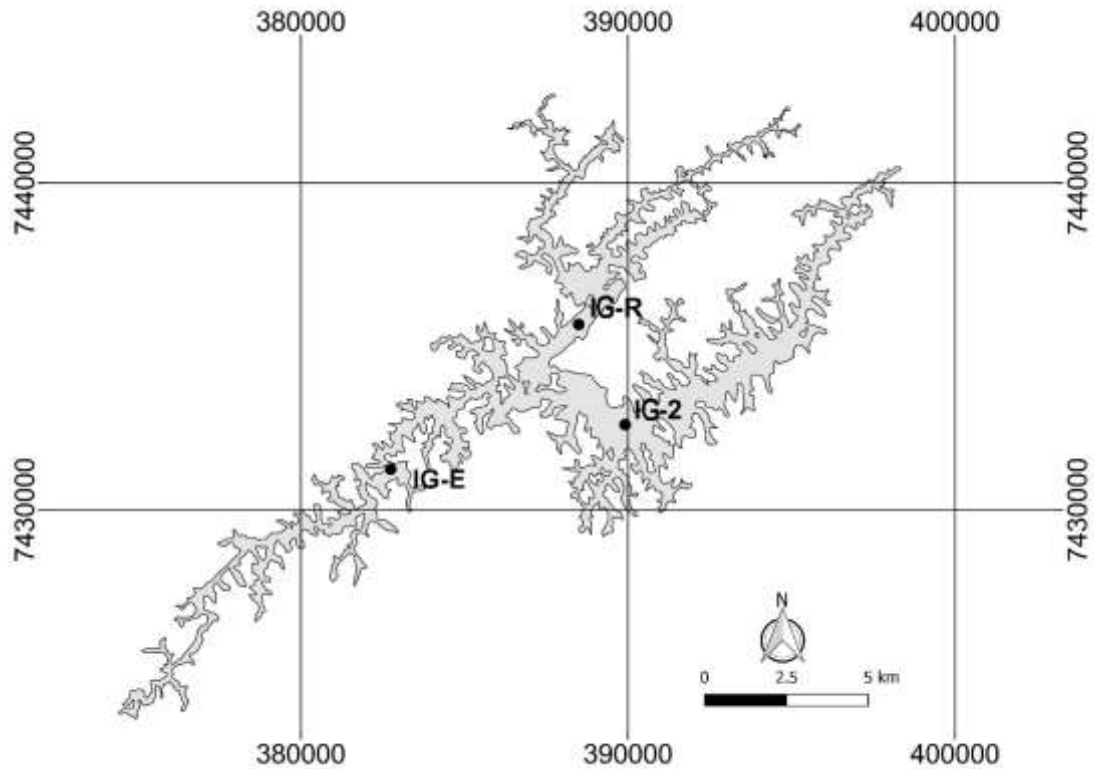
Figura 6 - Pontos de amostragem no braço do Rio Grande (RG), Complexo Billings. Legenda: barragem (D), área central (C) e entrada de água (R).



Fonte: autoria própria

A represa de Igaratá possui área de espelho d'água de aproximadamente 60 km² e uma bacia de contribuição de 1.300 km² e tempo de residência teórico de 306 dias. Seu principal tributário, rio Jaguari, é represado através de uma barragem de enrocamento de 30 metros de altura por 623 metros de comprimento. Foi inaugurada em 1972 e tem como principal função a regularização das vazões afluentes ao rio Paraíba do Sul. Além disso, o reservatório é utilizado para geração de energia elétrica, abastecimento industrial, rural e urbano (CORRÊA-FILHO, 2004) (FIGURA 7).

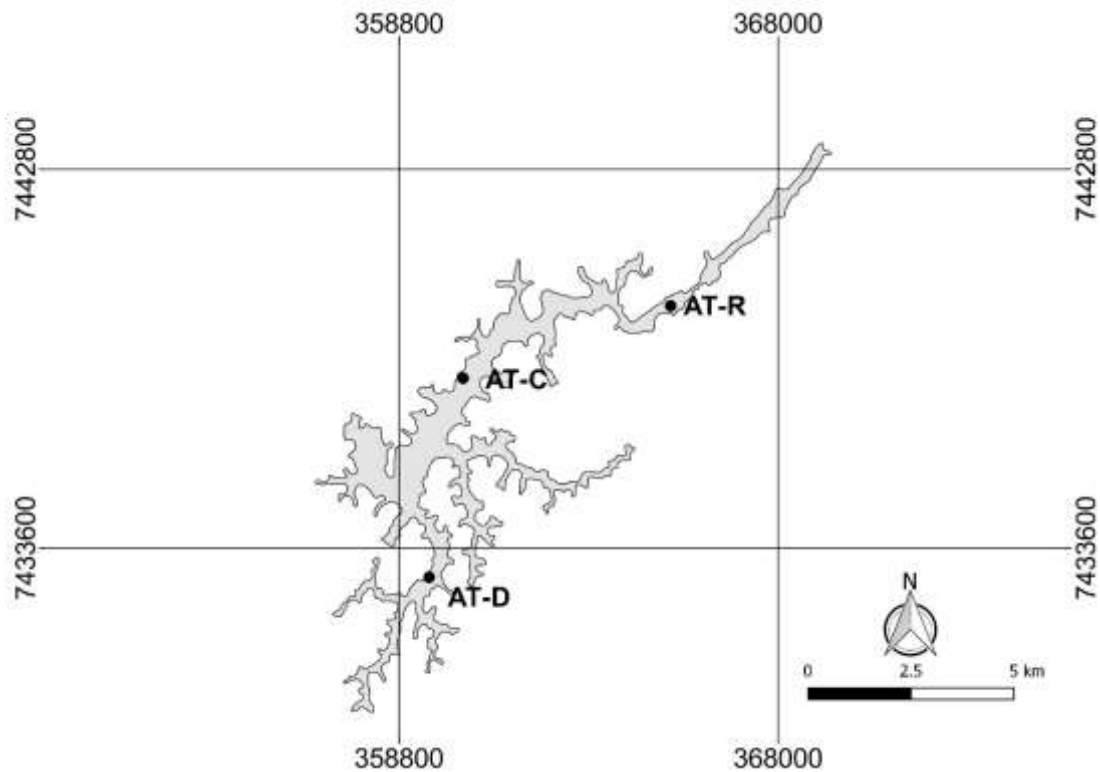
Figura 7 - Pontos de amostragem no reservatório Igaratá (IG). Legenda: tributários (R e 2) e saída de água (R).



Fonte: autoria própria

A represa Atibainha entrou em operação em fevereiro de 1975, na 1ª etapa de implantação do Sistema Cantareira. A área inundada do reservatório está localizada no município de Nazaré Paulista sendo sua área de drenagem de 312 km². O reservatório contribui com 4 m³ /s para o sistema e tempo de teórico de residência de 105 dias. Ocupa posição intermediária entre os reservatórios Cachoeira e Paiva Castro. Além das contribuições naturais do Rio Atibainha, recebe as águas provenientes dos rios Jaguari, Jacaré e Cachoeira. (WHATELY; CUNHA, 2007; NETO; BARROS, 2010) (FIGURA 8).

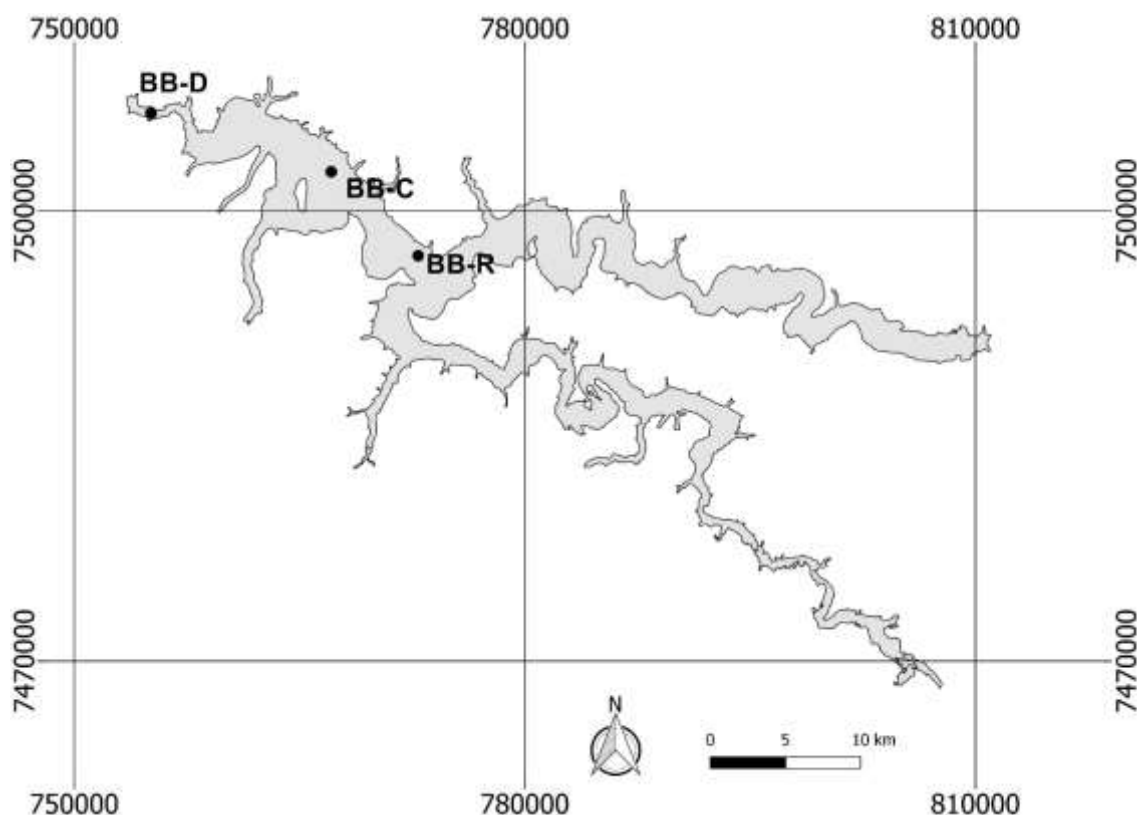
Figura 8 - Pontos de amostragem no reservatório Atibainha (AT). Legenda: barragem (D), área central (C) e entrada de água (R).



Fonte: autoria própria

O reservatório Barra Bonita é o primeiro da série de reservatórios em cascata no rio Tietê, localizando-se em uma das regiões mais populosas e desenvolvidas no estado de São Paulo. A barragem foi construída na década de 60, com funcionamento a partir de 1963. A área do reservatório corresponde a 324 km² com tempo de residência média de 20 dias (BRAMORSKI, 2004) (FIGURA 9).

Figura 9 - Pontos de amostragem no reservatório Barra Bonita (BB). Legenda: barragem (D), área central (C) e entrada de água (R).



Fonte: autoria própria

REFERÊNCIAS

- ANA. Agência Nacional de Águas. 2018. Atlas Esgotos. Disponível em: <http://atlasesgotos.ana.gov.br>. Acesso em 20 setembro 2018
- BARRETO, L. V.; BARROS, F. M.; BONOMO, P.; ROCHA, F. A.; AMORIM, J. S. Eutrofização em rios brasileiros. *Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer, Goiás*, v. 9, n. 16, p. 2165–2179, 2013.
- BEGHELLI, F.G. de S. As relações de organismos bentônicos bioindicadores com a poluição por metais e metaloides em represas do Sistema Cantareira, São Paulo. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Sorocaba, 2016.
- BISWAS, A. K. IMPACTS OF LARGE DAMS: ISSUES, OPPORTUNITIES AND CONSTRAINTS. In: TORTOJADA, C.; ALTINBILEK, D.; BISWAS, A. K. (Ed.). *Impacts of Large Dams: A Global Assessment*. Berlin: Springer, 2012. p. 1–18.
- BRAMORSKI, L. Avaliação da qualidade do sedimento dos rios Tietê e Piracicaba no compartimento de entrada do reservatório de Barra Bonita, SP. 2004. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2004.

- BRASIL. 2002. RESOLUÇÃO CONAMA nº 302, de 20 de março de 2002. Publicada no DOU no 90, de 13 de maio de 2002, Seção 1, páginas 67-68
- BRASIL, J.; HUSZAR, V. L. O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton continental. *Oecologia Australis*, v. 15, n. 4, p. 799–834, 2011.
- BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. da. Diagnosis and analysis of water quality and trophic state of Barra Bonita reservoir, SP. *Revista Ambiente & Água*, v. 8, n. 1, p. 186–205, 2013.
- CETESB. 2006. Companhia ambiental do Estado de São Paulo. Desenvolvimento de índices biológicos para o biomonitoramento em reservatórios do Estado de São Paulo. 146p. Relatório Técnico
- CORRÊA-FILHO, C. R. R. Avaliação de conflitos de usos múltiplos de água na bacia hidrográfica do Rio Jaguari - SP, através de simulação computacional. 2004. Dissertação (mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2004.
- DE-CARLI, B. P.; ALBUQUERQUE, F. P. de.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M. L. M. Comunidade zooplanctônica e sua relação com a qualidade da água em reservatórios do Estado de São Paulo. *Iheringia Série Zoologia*, v. 108, p. 11, 2018.
- 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 Comission. 15p.
- ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M.; MENEZES, R.; COSTA, I. S.; PANOSSO, R. F.; ARAÚJO, M.; ATTAYDE, J. Composição da comunidade zooplanctônica em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. *Oecologia brasiliensis*, v. 11, p. 410–421, 2007.
- ESTEVES, F. Fundamentos de Limnologia. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826p.
- FONSECA, M. F.; MATIAS, L. Análise do uso da terra e do componente clinográfico por meio de geoprocessamento: o entorno do reservatório de Salto Grande-SP. *Boletim de Geografia*, v. 32, n. 3, p. 48–60, 2014.
- FRASCARELI, D.; BEGHELLI, F. G.; CARDOSO-SILVA, S.; MOSCHINI-CARLOS, V. Spatial and seasonal heterogeneity of limnological variables in Itupararanga reservoir associated with the land use in the Bacia do Alto Sorocaba-SP. *Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, v. 10, n. 771–781, 2015.
- FRASCARELI, D.; CARDOSO-SILVA, S.; MIZAEL, J. O. S. S.; ROSA, A. H.; POMPÊO, M. L. M.; LOPEZ-DOVAL, J.; MOSCHINI-CARLOS, V. Spatial distribution, bioavailability, and toxicity of metals in surface sediments of tropical

- reservoirs, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 190, n. 199, p. 1-15, 2018.
- GIRON, A. K.S. Variação Sazonal e migração vertical da comunidade zooplantônica (exceto Rotífera) no reservatório de Itupararanga, Votorantim, São Paulo. 2013. 115f. Dissertação (Mestrado em diversidade Biológica e Conservação) - Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2013.
- HABERMAN, J.; HALDINA, M. Indices of zooplankton community as valuable tools in assessing the trophic state and water quality of eutrophic lakes: long term study of Lake Vörtsjärv. *Journal of Limnology*, v. 73, n. 2, 2014. DOI: 10.4081/jlimnol.2014.828.
- KIMMEL, B. L.; LIND, O. T.; PAULSON, L. J. Reservoir primary production. In: THORTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. (Ed.). *Reservoir limnology: ecological perspectives*. Wiley Interscience, 1990. p. 133–194.
- LAMPARELLI, M. C. Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. 2004. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo Universidade de São Paulo, 2004. 235p.
- LEITE, M. A.; ESPINDOLA, E. L. G.; CALIJURI, M. C. Tripton sedimentation rates in the Salto Grande reservoir (Americana, SP, Brazil): a methodological evaluation. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 12, p. 63–68, 2000.
- LIBANIO, P. A. C.; CHERNICHARO, C. A. de L.; NASCIMENTO, N. de O. A dimensão da qualidade de água: avaliação da relação entre indicadores sociais, de disponibilidade hídrica, de saneamento e de saúde pública. *Engenharia Sanitária Ambiental*, v. 10, n. 3, p. 219–228, 2005.
- LOPEZ-DOVAL, J.; MEIRELLES, S.; CARDOSO-SILVA, S.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M. L. M. Ecological and toxicological responses in a multistressor scenario: Are monitoring programs showing the stressors or just showing stress? A case study in Brazil. *Science of The Total Environment*, v. 540, p. 466–476, 2016.
- LUCAS, A. A. T.; FOLEGATTI, M. V.; DUARTE, S.N.. Qualidade da água em uma microbacia hidrográfica do Rio Piracicaba, SP. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 14, p. 937–943, 2010.
- MARENGO, J. A.; ALVES, L.M. Crise hídrica em São Paulo em 2014: seca e desmatamento. *Geousp – Espaço e Tempo (Online)*, v. 19, n. 3, p. 485–494, 2016.
- MARIANI, C. F.; POMPÊO, M. Potentially bioavailable metals in sediment from a tropical polymictic environment, Rio Grande Reservoir, Brazil. *Journal of Soils and Sediments*, v. 8, p. 284–288, 2008.

- MARTINS, D.; MARCHI, S. R.; COSTA, N. V.; CARDOSO, L. A.; RODRIGUES-COSTA, A. C. Levantamento de plantas aquáticas no reservatório de Salto Grande, Americana-SP. *Planta daninha*, v. 29, n. 1, p. 231–236, 2011.
- MEDEIROS, G. R. Desenvolvimento e distribuição de espécies de macrófitas aquáticas em áreas alagadas da represa do Lobo-Broa (UHE Carlos Botelho) em função do estado trófico. 2011. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, 2011.98p.
- NARVAES, P. Dicionário ilustrado de meio ambiente. 2. ed. São Caetano: Yendis Editora, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 2012.
- NETTO, N. P.; BARROS, L. A. A. B. Uma história visual da construção do Sistema Cantareira. São Paulo: Ed. Autor, 2010.
- NOBRE, C. A.; MARENGO, J. A.; SELUCHI, M. E.; CUARTAS, L. A.; ALVES, L. M. Some Characteristics and Impacts of the Drought and Water Crisis in Southeastern Brazil during 2014 and 2015. *Journal of Water Resource and Protection*, v. 8, p. 252–262, 2016.
- REBOUÇAS, A. Água Doce no Mundo e no Brasil. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (Ed.). *Águas Doces no Brasil: Capital Ecológico, Uso e Conservação*. 2. ed. São Paulo: Escrituras Editora, 2002. p. 703.
- PEREIRA, J.P.F.A. Caracterização morfométrica da bacia do reservatório do Lobo (Broa) Itiparina-SP/Brotas-SP e análise temporal dos usos da terra em sua área. 2013. Trabalho de conclusão (Bacharelado em Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2013. 68p.
- STRAŠKRABA, M.; TUNDISI, J. Diretrizes para o gerenciamento de lagos: Gerenciamento da qualidade da água de represas. São Carlos: ILEC, 2000. 280p.
- TRINDADE, A. L. C. T.; ALMEIDA, K. C. de B.; OLIVEIRA, P. E.; CORRÊA, S. M. A. Tendências temporais e espaciais da qualidade das águas superficiais da sub-bacia do Rio das Velhas, estado de Minas Gerais. *Engenharia Sanitária Ambiental*, v. 22, n. 1, p. 13–24, 2017.
- TRINDADE, P. B. C. B. MENDONÇA, A. S. F. Eutrofização em reservatórios – Estudo de caso: reservatório de Rio Bonito (ES). *Engenharia Sanitária Ambiental*, v. 19, n. 3, p. 275–282, 2014.
- TUNDISI, J. G. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. *Estudos Avançados*, v. 22, n. 63, p. 7–16, 2008.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. *Limnologia*. São Paulo: Oficina de textos, 2008. 632p.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. *Recursos hídricos no século XXI*. São Paulo: Oficina de textos, 2011. 327p.

VICTORINO, C. J. A. Planeta água morrendo de sede: uma visão analítica na metodologia do uso e abuso dos recursos hídricos. Porto Alegre: EDIPUCRS, 2007. 231p.

WHATELY, M.; CUNHA, P. Cantareira 2006: um olhar sobre o maior manancial de água da Região Metropolitana de São Paulo. São Paulo: Instituto Sócio-Ambiental, 2007. 68p.

CAPÍTULO 1 - COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA E SUA RELAÇÃO COM A QUALIDADE DA ÁGUA EM RESERVATÓRIOS DO ESTADO DE SÃO PAULO

ABSTRACT

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 found being Rotifera predominant. The reservoirs exhibited eutrophic conditions mainly Salto Grande, Barra Bonita and Broa. The results point out the rotifers *Trichocerca longiseta* (Schränk, 1802), *Hexarthra* sp., *Brachionus* spp. and *Keratella tropica* (Apstein, 1907) followed eutrophication gradient. Additionally, microcrustaceans such as *Notodiaptomus*, *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

A comunidade zooplanctônica é um importante componente na cadeia alimentar considerando os diferentes níveis (produtores, consumidores e decompositores). Além disso, algumas espécies apresentam sensibilidade e/ou tolerância à poluição e contaminação aquática. Aqui, buscou-se estabelecer os possíveis fatores ambientais responsáveis pela variação na distribuição das espécies do zooplâncton. Esse estudo

teve como objetivo caracterizar a comunidade zooplânctônica e relacionar os dados com parâmetros de qualidade da água. Amostras foram coletadas através de arrasto vertical por meio de rede de plâncton (68 µm) em sete reservatórios do Estado de São Paulo. Os espécimes foram identificados através de literatura específica e contabilizados. Os dados bióticos e abióticos foram relacionados através da análise de correspondência canônica. Alguns reservatórios apresentaram condições eutróficas, principalmente Salto Grande, Barra Bonita e Broa. Em média, os demais corpos d'água (Atibainha, Igaratá e Rio Grande) apresentaram condições mesotróficas. Um total de 67 táxons foi encontrado, sendo Rotifera o táxon predominante seguido de Crustacea. Os resultados apontaram que os rotíferos *Trichocerca longiseta* (Schrunk, 1802), *Hexarthra* sp., *Brachionus* spp. e *Keratella tropica* (Apstein, 1907) foram mais abundantes em águas eutrofizadas. Microcrustáceos como *Notodiaptomus*, *Mesocyclops*, *Metacyclops* e *Diaphanosoma* ocorreram em reservatórios eutróficos. Por outro lado, os cládoceros *Ceriodaphnia cornuta* (Sars, 1886) e *Bosminopsis deitersi* Richard, 1895 foram mais abundantes em águas mais transparentes e menos eutrofizadas. Diante do exposto, as relações observadas entre espécies e os fatores ambientais podem auxiliar no diagnóstico da qualidade da água de reservatórios.

Palavras-chave: Zooplâncton. Eutrofização. Qualidade da Água.

1. INTRODUÇÃO

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 conseqüentemente o aumento de cianobactérias, resultando em um quadro conhecido na região metropolitana de São Paulo, onde verifica-se uma piora

na qualidade da água ao longo dos anos, contaminação por poluentes emergentes e uso intenso de algicidas (LOPEZ-DOVAL *et al.*, 2017).

Nos ambientes aquáticos, a comunidade zooplânctonica é constituída de animais invertebrados microscópicos que vivem em suspensão, incluindo principalmente rotíferos, cladóceros e copépodes (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008; CETESB, 2012; DE-CARLI *et al.*, 2017a). Devido ao curto ciclo de vida e a sensibilidade/tolerância de algumas espécies frente as mudanças ambientais, os organismos zooplanctônicos são considerados bioindicadores em ecossistemas aquáticos (SANTOS *et al.*, 2009). Também são importantes componentes do ecossistema pois promovem 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). Essa pesquisa está centrada em verificar quais fatores ambientais são responsáveis pela distribuição das espécies. Portanto, esse estudo teve como objetivo caracterizar a comunidade zooplanctônica e relacionar os dados com a qualidade da água em sete reservatórios localizados no Estado de São Paulo.

2. 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), Itupararanga (09/2015) e Igaratá (09/2015) totalizando 21 pontos de amostragem conforme mostrado na seção anterior. 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). Amostras representativas da coluna d'água foram obtidas através de mangueiras (NAVARRO *et al.*, 2006; PÁDUA 2009; BECKER *et al.*, 2010) para determinação dos sólidos em

suspensão (mg/L), clorofila-a ($\mu\text{g/L}$) e nutrientes ($\mu\text{g/L}$) (nitrato, nitrito, amônio, nitrogênio inorgânico dissolvido e fósforo total) (TABELA 1). Os níveis de trofia foram calculados por meio do índice de estado trófico para reservatórios através da média obtida entre a clorofila-a e fósforo total (LAMPARELLI, 2004).

O zooplâncton foi coletado por meio de arrasto vertical com rede de 68 μm do limite da zona fótica até lâmina d'água. O volume filtrado foi estimado através do resultado da multiplicação entre o raio da abertura da rede e a profundidade do arrasto (CETESB, 2012). Os indivíduos foram identificados através de KOSTE (1978), ELMOOR-LOUREIRO (1997), NOGRADY e 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 cinco alíquotas da amostra total homogeneizada e contabilizando 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 (org./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. 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).

Tabela 1 - 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 e Likens (1991)
clorofila a	Espectrofotométrico	Lorenzen (1967)

Fonte: autoria própria

Para ACC, 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, 1998) 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).

3. 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 (TABELA 2).

Sessenta e sete táxons zooplancônicos foram identificados, compostos por organismos da ordem Calanoida e Cyclopoida (ambos Copepoda, Crustacea), ordem Cladocera (Crustacea), Filo Rotifera e espécies acessórias do Filo Protozoa, ordem Diptera e Filo Nematoda (TABELA 3). O Filo Rotifera foi considerado com maior riqueza (33 táxons) e, incluída nesse grupo, a família Brachionidae foi considerada a mais representativa (14 táxons). Em relação aos microcrustáceos, o segundo em

termos de riqueza (29 táxons), a família Cyclopidae foi considerada mais representativa (7 táxons). Considerando os pontos de amostragem, o maior número de espécies foi registrado na represa Barra Bonita, em contraste com a região de barragem no reservatório Rio Grande (FIGURA 1).

Tabela 2 - 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.

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

Fonte: autoria própria

Legenda: (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).

Os táxons considerados constantes (>50%) foram nauplius de Calanoida, nauplius e copepoditos de Cyclopoida, *Thermocyclops decipiens* (Kiefer, 1929), *Thermocyclops minutus* (Lowndes, 1934), *Bosmina* sp. Baird, 1845, *Asplanchna* sp. Eckstein, 1883, *Collotheca* sp. Haring, 1913, *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908), *Keratella cochlearis* (Gosse, 1851) e *Diffugia* sp. Leclerc, 1815. 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 (FIGURA 2).

Com relação a ACC (FIGURAS 3 e 4), para o 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. Para os rotíferos, os dois primeiros eixos explicaram 39% da variação observada.

Na represa Salto Grande, a abundância dos crustáceos *Metacyclops* sp., Chydoridae, *Mesocyclops longisetus*, *Diaphanosoma spinulosum*, *Notodiaptomus cearensis*, *Notodiaptomus conifer*, *Mesocyclops ogunnus* e *Alona* sp. esteve relacionada com o estado trófico ($r = 0,48$), sólidos em suspensão ($r = 0,53$), fósforo total ($r = 0,63$) e condutividade elétrica ($r = 0,68$). Nos reservatórios Rio Grande, Igaratá e Atibainha, os cladóceros *Diaphanosoma* sp. e *Bosminopsis deitersi* foram registrados em locais com maior transparência ($r = -0,23$).

No reservatório Rio Grande, a temperatura ($r = 0,48$) influenciou as populações de *Brachionus mirus* e *Lecane* sp. As espécies *Filinia opoliensis*, *Filinia* sp., *Conochilus unicornis*, *Ptygura* sp. e *Trichocerca longiseta* estiveram associados com a clorofila-a ($r = -0,29$). No reservatório Salto Grande, o rotífero *Hexarthra* sp. esteve relacionado com o estado trófico ($r = -0,60$) e sólidos em suspensão ($r = -0,47$). As concentrações de fósforo total ($r = -0,47$), condutividade ($r = -0,64$) e pH ($r = -0,30$) exerceram influência nas densidades dos táxons *Brachionus* spp., *Euchlanis* sp., *Keratella tropica* e *Keratella quadrata* na represa Barra Bonita.

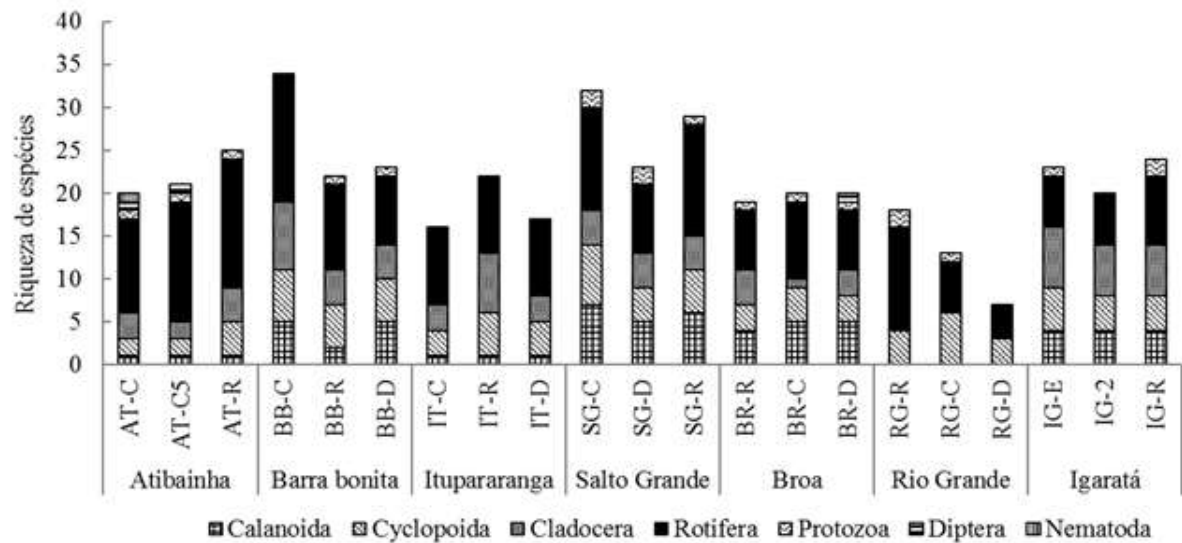
Tabela 3 - Lista taxonômica e frequência relativa dos táxons nos reservatórios Salto Grande, Barra Bonita, Broa, Itupararanga, Atibainha, Rio Grande e Igaratá, Estado de São Paulo, Brasil em 2015.

Calanoida	FR	Rotifera	FR
Copepodito	41	<i>Asplanchna</i> sp. Eckstein, 1883	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. Kiefer, 1936	44	<i>Brachionus</i> sp. Pallas, 1766	11
N.I.	7	<i>Brachionus variabilis</i> Hempel, 1896	4
Cyclopoida		<i>Collotheca</i> sp. Haring, 1913	67
Copepodito	74	<i>Conochilus unicornis</i> Rousselet, 1892	26
Nauplius	74	<i>Epiphanes</i> sp. Ehrenberg, 1832	4
<i>Mesocyclops longisetus</i> (Thiebaud, 1912)	19	<i>Euchlanis</i> sp. Ehrenberg, 1832	11
<i>Mesocyclops ogunnus</i> Onabamiro, 1957	4	<i>Filinia opoliensis</i> (Zacharias, 1898)	11
<i>Mesocyclops</i> sp. Sars, 1914	44	<i>Filinia</i> sp. Bory De St. Vincent, 1824	15
<i>Metacyclops</i> sp. Kiefer, 1927	4	<i>Hexarthra</i> sp. Schmarda, 1854	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. Kiefer, 1927	4	<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	59
Cladocera		<i>Keratella quadrata</i> (Müller, 1786)	7
<i>Alona</i> sp. Baird, 1843	4	<i>Keratella</i> sp. Bory De St. Vincent, 1822	30
<i>Bosmina freyi</i> De Melo & Hebert, 1994	11	<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	22
<i>Bosmina</i> sp. Baird, 1845	63	<i>Lecane</i> sp. Nitzsch, 1827	11
<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard, 1895	19	<i>Lepadella</i> sp. Bory de St. Vincent, 1826	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. Gosse, 1851	15
<i>Ceriodaphnia</i> sp. Dana, 1853	41	<i>Ptygura</i> sp. Ehrenberg, 1832	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. Müller, 1785	4	<i>Trichocerca longiseta</i> (Schränk, 1802)	4
<i>Diaphanosoma</i> sp. Fischer, 1850	44	<i>Trichocerca</i> sp. Lamarck, 1801	41
<i>Diaphanosoma spinulosum</i> Herbst, 1975	19	Protozoa	
<i>Moina</i> sp. Baird, 1850	19	<i>Diffugia</i> sp. Leclerc, 1815	52
Rotifera		N.I.	19
<i>Anuraeopsis</i> sp. Lauterborn 1900	7	Diptera	
<i>Ascomorpha</i> sp. Haring, 1913	33	<i>Chaoborus</i> sp. Lichtenstein, 1800	11
<i>Asplanchna brightwellii</i> Gosse, 1850	11	Nematoda	
		N.I.	4

Legenda: Não identificado (N.I.); Frequência relativa em % (FR)

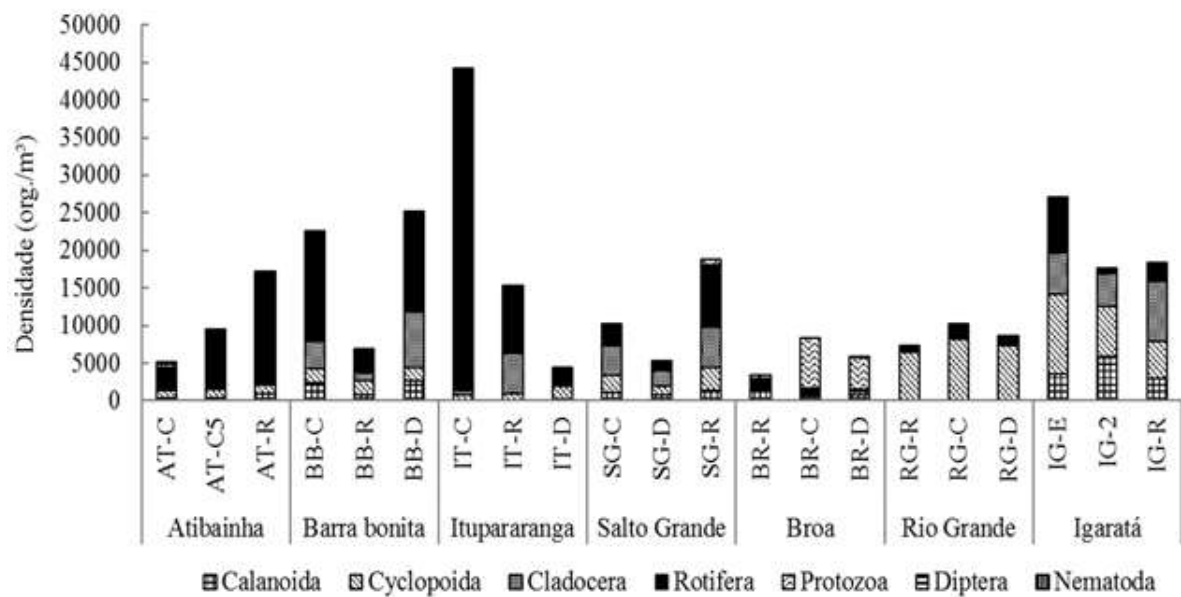
Fonte: autoria própria

Figura 1 - 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.



Fonte: autoria própria

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



Fonte: autoria própria



Legenda: (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) e 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 decipiens* (Tdec), *Notodiaptomus henseni* (Nhen) e copepodito Calanoida (cCala).



Legenda: (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) e 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) e *Trichocerca capucina* (Tcapu).

4. DISCUSSÃO

Baseado na investigação dos parâmetros limnológicos, foi possível constatar locais com estado variando de oligotrófico a hipereutrófico com baixos níveis de oxigênio dissolvido. A variação desses e demais fatores (físicos, químicos e biológicos) em conjunto ou separadamente podem causar alterações na abundância do zooplâncton (ZAGANINI *et al.*, 2011; DANTAS-SILVA; DANTAS, 2013; VAD *et al.*, 2013). A relação entre o teor de fósforo total e o zooplâncton sugere que maiores valores desse nutriente podem favorecer indiretamente o aumento de produção primária que venha a servir de alimento, por exemplo algas planctônicas e perifíticas (PERBICHE-NEVES; SERAFIM-JUNIOR, 2007).

Nos reservatórios analisados, assim como em outros estudos (SENDACZ *et al.*, 1985; ALMEIDA *et al.*, 2006; MEIRINHO; POMPÊO, 2015), o Filo Rotifera predominou em termos de riqueza. Os rotíferos são animais oportunistas e podem se adaptar às mudanças ambientais. Podem causar desequilíbrio na cadeia trófica devido a competição por recursos alimentares. Esse grupo tem capacidade de ingerir pequenas partículas, bactérias e detritos orgânicos que são abundantes em sistemas mais produtivos (ALLAN, 1976; LOUREIRO *et al.*, 2011).

Os rotíferos *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 o gênero *Brachionus* como um indicador de locais eutrofizados (ELER *et al.*, 2003; PERBICHE-NEVES *et al.*, 2013). Além disso, foi observado maior representatividade em termos de riqueza para o gênero supracitado.

Alguns rotíferos, como *Filinia* sp., *Keratella quadrata* e *Trichocerca* sp. também tem preferência por locais eutróficos (SLADECEK, 1983; SOUZA *et al.*, 2013; ARAÚJO; NOGUEIRA, 2016). Nesse estudo, com exceção de *Trichocerca* sp, os demais foram encontrados em abundância na represa Barra Bonita. Em outra pesquisa, nesse mesmo local, foi observado que a associação *Conochilus unicornis*/*Keratella cochlearis* caracteriza ambientes mais eutrofizados e a associação *Polyarthra vulgaris*/*Keratella tropica* os menos eutrofizados (MATSUMURA-TUNDISI *et al.* 1990). Nesse trabalho não foi calculado as proporções citadas acima, no entanto, para os Rotifera, verificou-se predomínio de *Asplanchna* sp. e *Kellicottia bostoniensis*,

espécies tipicamente encontradas em locais mais impactados. Em águas poluídas as partículas em suspensão servem de alimento para espécies planctônicas dos gêneros *Keratella*, *Filinia*, *Hexarthra*, *Conochilus* e espécies sésseis do gênero *Collotheca* as que podem filtrar partículas microscópicas (SERAFIM-JÚNIOR *et al.* 2010).

Em geral, o rotífero *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 de *Hexarthra* sp. esteve relacionada positivamente com os níveis de transparência da água. Por outro lado, em alguns estudos esse táxon foi mais frequente em águas eutrofizadas 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 a concentração de material em suspensão, principalmente na entrada de água da represa Salto Grande.

Na represa de Furnas, Minas Gerais (SOUZA *et al.*, 2013) e no braço Rio Grande do Complexo Billings (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 na ACC. Esse organismo possui hábito alimentar oportunista e a sua posição trófica está relacionada a 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). Desse modo, é importante ressaltar que não somente as variáveis físicas e químicas podem interferir na distribuição do zooplâncton mas também fatores bióticos como competição, predação e parasitismo são relevantes na estruturação da comunidade (MEIRINHO *et al.* 2013).

O rotífero *Kellicottia bostoniensis* foi considerado uma das espécies mais frequentes. Esse rotífero é nativo da América do Norte (Estados Unidos) e possui ampla distribuição geográfica no Brasil e em outros países (BOMFIM *et al.*, 2016; DE-

CARLI *et al.* 2017b). A espécie é típica de ambientes eutrofizados 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-JUNIOR *et al.* 2010). Apesar de não ter sido constatado uma relação na ACC entre a espécie e variáveis ambientais, registrou-se maior abundância de *K. bostoniensis* na entrada de água da represa Salto Grande (5.379 org./m³) considerado um local hipereutrófico.

Os nauplius e copepoditos de Cyclopoida apresentaram elevada densidade, na barragem do reservatório Rio Grande (6.693 org./m³). A alta abundância de estágios iniciais é uma estratégia adaptativa para compensar a alta mortalidade antes de alcançarem a fase adulta (ESPÍNDOLA *et al.*, 2000). Quanto aos Cyclopoida, esses crustáceos 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 indicadora 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 ciclopóide *Mesocyclops ogunnus* esteve associado à locais mais impactados, 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 *Notodiaptomus* sp. (1.202 org./m³) foram considerados um dos táxons 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 e Tundisi (2003) verificaram a substituição de *Argyrodiaptomus furcatus*, presente em águas com baixa condutividade, por *Notodiaptomus 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 elemento-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; PINTO-COELHO *et al.* 2005b; SENDACZ *et al.* 2006). Quanto ao quidoriídeo *Alona* sp., o mesmo esteve associado à condutividade elétrica e nutrientes, similar ao encontrado na represa de Furnas (SOUZA *et al.*, 2013).

Esse estudo forneceu informações sobre a comunidade zooplânctônica e qualidade da água de reservatórios do estado de São Paulo. Aqui, ressaltou-se a importância da análise do zooplâncton e da coluna d'água como ferramenta para diagnóstico de águas continentais. Algumas espécies ocorreram em locais mais eutrofizados e outras em locais com melhor qualidade da água. Como já estabelecido em pesquisas anteriores, os rotíferos apresentaram dominância em relação a outros grupos. Em relação aos crustáceos, verifica-se que determinadas espécies são tolerantes e outras mais sensíveis as mudanças causadas pelo processo de eutrofização.

REFERÊNCIAS

- ANA. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Atlas Esgotos: Despoluição de Bacias Hidrográficas, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, Brasília. 88p.
- ALLAN, J. D. Life history patterns in zooplankton. The American Naturalist, v. 971, n. 110, p. 165–180, 1976. DOI: 10.1086/283056.
- ALMEIDA, V.L.D.S., LARRAZÁBAL, M.E.L., MOURA, A.M., JÚNIOR, M. M. Rotífera das zonas limnética e litorânea do reservatório de Tapacurá, Pernambuco, Brasil. Iheringia Série Zoologia, v. 96, n. 4, p. 445–451, 2006. DOI: 10.1590/S0073-47212006000400009
- ARAÚJO, A. P.; NOGUEIRA, E. M. de. S. Zooplâncton como bioindicador das águas do reservatório natural do povoado Olhos d'água do Souza, Glória, Bahia, Brasil. Revista Ouricuri, v. 6, n. 2, p. 1–16, 2016.
- BARBOSA, P. M. M.; BRITO, S.; RIETZLER, A. C. Diversidade do zooplâncton de Minas Gerais. Revista Ciência Hoje, v. 38, n. 227, p. 67–69, 2006.

- BECKER, V.; CAPUTO, L.; ORDÓÑEZ, J.; MARCÉ, R.; ARMENGOL, J.; CROSSETTI, L.O.; HUSZAR, V. L. M. Driving factors of the phytoplankton functional groups in a deep Mediterranean reservoir. *Water Research*, v. 44, n. 11, p. 3345–3354, 2010. DOI: 10.1016/j.watres.2010.03.018
- BISWAS, A. K. IMPACTS OF LARGE DAMS: ISSUES, OPPORTUNITIES AND CONSTRAINTS. In: TORTOJADA, C.; ALTINBILEK, D.; BISWAS, A. K. (Ed.). *Impacts of Large Dams: A Global Assessment*. Berlin: Springer, 2012. p. 1–18.
- BOMFIM, F. F.; MANTOVANO, T.; SCHWIND, L. T. F.; PALAZZO, F.; BONECKER, C. C.; LANSAC-TÔHA, F. A. Geographical spread of the invasive species *Kellicottia longispina* (Kellicott, 1879) and *K. bostoniensis* (Rousselet, 1908): A scientometric approach. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, v. 38, n. 1, p. 29–36, 2016. DOI:10.4025/actascibiols.v38i1.28252
- BOUVY, M.; PAGANO, M.; TROUSSELLIER, M. Effects of a cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) on bacteria and zooplankton communities in Ingazeira reservoir (northeast Brazil). *Aquatic Microbial Ecology*, v. 25, p. 215–227, 2001. DOI: 10.3354/ame025215
- CAMPOS, E. V. R.; OLIVEIRA, J. L.; FRACETO, L. F. Applications of controlled release systems for fungicides, herbicides, acaricides, nutrients, and plant growth hormones: a review. *Advanced Science, Engineering and Medicine*, v. 6, p. 1–15, 2014. DOI: 10.1166/asem.2014.1538
- CARDOSO, L. S.; RAMOS, J. D.; MELLO, H. O. d. O. Composição, densidade e abundância das populações de Cladocera, Copepoda e Rotifera de Áreas de Proteção Permanente do rio Uberabinha. *Em Extensão*, v. 7, n. 2, p. 95–106, 2008.
- CASTILHO, M. C. A.; WISNIEWSKI, M. J. S WISNIEWSKI, C.; SILVA, E. dos. S. Quantifying zooplankton species: use of richness estimators. *Iheringia, Série Zoologia*, v. 106, n. 1, 8p., 2016.
- CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Norma Técnica L5.304 - Zooplâncton de Água Doce. Métodos Qualitativo e Quantitativo. [s.l.: s.n.]. (Método de ensaio).13p.
- CRISPIM, M. C.; BOAVIDA, M. J. Impacto da predação por peixes e copépodes na comunidade zooplanctônica do reservatório do Maranhão (Portugal). *Revista Nordestina de Biologia*, v. 15, n. 2, p. 49–67, 2001.
- COLE, G. . Textbook of Limnology. 2ª ed. [s.l.] Mosby Company, 1979. 425p.
- DAJOZ, R. Ecologia geral. Petrópolis: Vozes, 1983.
- DANTAS-SILVA, L. T.; DANTAS, Ê. W. Zooplâncton e a eutrofização em reservatórios do Nordeste brasileiro. *Oecologia Australis*, v. 17, n. 2, p. 53–58, 2013. DOI: 10.4257/oeco.2013.1702.06.

- DE-CARLI, B. P.; DOVAL, J. C. L.; RODRIGUES, E. H. C.; POMPÊO, M. L. M. Variação espacial e sazonal do zooplâncton nos reservatórios do Sistema Cantareira, Brasil. *Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, v. 12, n. 4, p. 666, 28 jun. 2017. DOI: 10.4136/ambi-agua.1935
- ELER, M. N.; PARESCHI, D. C.; ESPÍNDOLA, E.L.G. BARBOSA, D. S. 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*, v. 16, p. 41–56, 2003.
- ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil. Brasília: Editora Universa, 1997. 156p.
- 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, n. 2, p. 179–194, 2000. DOI: 10.1590/S0034-71082000000200001
- GAZONATO NETO, A. J.; SILVA, L. C. da; SAGGIO, A. A.; ROCHA, O. Zooplankton communities as eutrophication bioindicators in tropical reservoirs. *Biota Neotropica*, v. 14, n. 4, dez. 2014. DOI: 10.1016/j.ecolind.2015.12.041
- KAPPES, H.; MECHENICH, C.; SINSCH, U. Long-term dynamics of Asplanchna priodonta in Lake Windsborn with comments on the diet. *Hydrobiologia*, v. 432, n. 1/3, p. 91–100, 2000. DOI: 10.1023/A:1004022020346
- KIMMEL, B. L.; LIND, O. T.; PAULSON, L. J. Reservoir primary production. In: THORTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. (Ed.). *Reservoir limnology: ecological perspectives*. [s.l.] Wiley Interscience, 1990. p. 133–194.
- KOROLEFF, F. Determination of nutrients. In: *Methods of seawater analysis*. [s.l.] Verlag Chemie, 1976. p. 117–181.
- KOSTE, W. Rotatoria, die Rädertiere Mitteleuropas: Überordnung Monogononta: ein Bestimmungswerk. Berlin: Gebrüder Borntraeger, 1978. 673p.
- KUHLMANN, M. L.; JOHNSCHER-FORNASARO, G.; OGURA, L. L.; IMBIMBO, H. R. V. Protocolo para o biomonitoramento com as comunidades bentônicas de rios e reservatórios do estado de São Paulo. Disponível em: <<http://laboratorios.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/47/2015/01/protocolo-biomonitoramento-2012.pdf>> Acesso em 18/11/2016.
- LAMPARELLI, M. C. Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. 2004. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo Universidade de São Paulo, 2004. 235p
- LANDA, G. G.; DEL AGUILA, L. M. R.; COELHO, R. M. P. Distribuição espacial e temporal de *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) (Rotífera) em um grande reservatório tropical (reservatório de Furnas), estado de Minas Gerais, Brasil.

Acta Scientiarum Biological Sciences, v. 24, n. 2, p. 313–319, 2002. DOI: 10.4025/actascibiols.v24i0.2272.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. Numerical ecology. Amsterdam: Elsevier Science, 1998. 853p.

LÓPEZ-DOVAL, J. C.; MONTAGNER, C. C.; DE ALBURQUERQUE, A. F.; MOSCHINI-CARLOS, V.; UMBUZEIRO, G.; POMPÊO, M. Nutrients, emerging pollutants and pesticides in a tropical urban reservoir: Spatial distributions and risk assessment. Science of The Total Environment, v. 575, p. 1307–1324, 2017. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.09.210

LORENZEN, C. J. Determination of chlorophyll and pheo-pigments: spectrophotometric equations. Limnology and Oceanography, v. 12, n. 2, p. 343–346, 1967. DOI: 10.4319/l0.1967.12.2.0343.

LOUREIRO, B. R.; COSTA, S. M.; MACEDO, C. F.; HUSZAR, L. M.; BRANCO, C. W. C. Comunidades zooplancônicas em sistemas de criação de peixes. Boletim Instituto de Pesca de São Paulo, v. 37, n. 1, p. 47–60, 2011.

MACKERETH, F. J. H.; HERON, J.; TALLING, J. F. Water Analysis: Some Revised Methods for Limnologists. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie, v. 64, n. 4, p. 456–456, 1978. DOI: 10.1002/iroh.19790640404

MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. G. Plankton studies in a lacustrine environment. Oecologia, v. 25, n. 3, p. 265–270, 1976. DOI: 10.1007/BF00345103

MATSUMURA-TUNDISI, T.; GALIZIA TUNDISI, J. Calanoida (Copepoda) species composition changes in the reservoirs of São Paulo State (Brazil) in the last twenty years. Hydrobiologia, v. 504, n. 1–3, p. 215–222, 2003. DOI: 10.1023/B:HYDR.0000008521.43711.35

MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. G. Plankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonita Reservoir, SP, Brazil). Hydrobiologia, v. 542, n. 1, p. 367–378, 2005. DOI: 10.1007/s10750-004-9461-0

MEIRINHO, P. d. A.; NISHIMURA, P. Y.; PIRES-ZOTTARELLI, C. L.A. MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M. L. M. *Olpidium gregarium*, a chytrid fungus affecting rotifers populations in Rio Grande Reservoir, São Paulo State, Brazil. Biota Neotropica, v. 13, n. 1, p. 356–359, 2013.

MEIRINHO, P. A.; POMPÊO, M. 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. . (Ed.). Ecologia de reservatórios e interfaces. São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2015. 460p.

- MILLIGAN, G. W.; COOPER, M. C. A study of standardization of variables in cluster analysis. *Journal of Classification*, v. 5, n. 2, p. 181–204, 1988. DOI: 10.1007/BF01897163
- NANDINI, S.; PEREZ-CHAVEZ, R.; SARMA, S. S. S. 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*, v. 48, n. 12, p. 2131–2140, 2003. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2003.01149.x
- NAVARRO, E.; BACARDIT, M.; CAPUTO, L.; PALAU, T.; ARMENGOL, J. 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 and Reservoir Management*, v. 22, n. 4, p. 293–302, dez. 2006. DOI: 10.1080/07438140609354363.
- NOGRADY, T.; SEGERS, H. 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*. SPB Academy, 2002, 264p. DOI: 10.1086/377864.
- NORDI, N.; WATANABE, T. Nota preliminar sobre rotíferos (zooplâncton) do Açude Epitácio Pessoa, Boqueirão, Paraíba. *Revista Nordestina de Biologia*, v. 1, n. 1, p. 31–39, 1978.
- PÁDUA, J. Manual para a avaliação da qualidade biológica da água em lagos e albufeiras segundo a DQA - Protocolo de amostragem e análise para o fitoplâncton. [s.l.] INAG, 2009. 67p
- PEDROZO, C. da. S.; ROCHA, O. Zooplankton and water quality of lakes of the Northern Coast of Rio Grande do Sul State, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 17, n. 4, p. 445–464, 2005.
- PERBICHE-NEVES, G.; SERAFIM-JÚNIOR, M. Zooplâncton de um trecho do rio Laranjinha (bacia do rio Paranapanema), estado do Paraná, Brasil. *Estudos de biologia*, v. 29, n. 68/69, p. 257–268, 2007.
- PERBICHE-NEVES, G.; SERAFIM JR, M.; GHIDINI, A. R.; BRITO, L. Spatial and temporal distribution of Copepoda (Cyclopoida and Calanoida) of an eutrophic reservoir in the basin of upper Iguaçu River, Paraná, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 19, n. 4, p. 393–406, 2007.
- PERBICHE-NEVES, G.; BOXSHALL, G. A.; PREVIATTELLI, D.; NOGUEIRA, M. G.; DA ROCHA, C. E. F. Identification guide to some Diaptomid species (Crustacea, Copepoda, Calanoida, Diaptomidae) of “de la Plata” River Basin (South America). *ZooKeys*, v. 497, p. 1–111, 20 abr. 2015. DOI: 10.3897/zookeys.497.8091
- SANTOS, T. G. do.; GUSMÃO, L. M. O.; NEUMANN-LEITÃO, S.; CUNHA, A. G. da. Zooplâncton como indicador biológico da qualidade ambiental nos estuários dos

- rios Carrapicho e Botafogo, Itamaracá-PE. *Revista Brasileira Engenharia de Pesca*, v. 4, n. 1, p. 44–56, 2009.
- SERAFIM-JÚNIOR, M.; PERBICHE-NEVES, G.; BRITO, L. de.; GHIDINI, A. R.; CASANOVA, S. M. . Variação espaço-temporal de Rotífera em um reservatório eutrofizado no sul do Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, v. 100, n. 3, p. 233–241, 2010.
- SENDACZ, S.; CALEFFI, S.; SANTOS-SOARES, J. Zooplankton biomass of reservoirs in different trophic conditions in the State of São Paulo, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 66, n. 1b, p. 337–350, fev. 2006. DOI: 10.1590/S1519-69842006000200016
- SENDACZ, S.; KUBO, E.; CESTAROLLI, M. A. Limnologia de reservatórios do sudeste do Estado de São Paulo, Brasil. VIII. Zooplâncton. *Boletim do Instituto de Pesca*, v. 12, n. 1, p. 187–207, 1985.
- SILVA, W. Diversity and distribution of the free-living freshwater Cyclopoida (Copepoda: Crustacea) in the Neotropics. *Brazilian Journal of Biology*, v. 68, n. 4 suppl, p. 1099–1106, 2008. DOI: 10.1590/S1519-69842008000500016
- SILVA, W. M. Potential Use of Cyclopoida (Crustacea, Copepoda) as Trophic State Indicators in Tropical Reservoirs. *Oecologia Australis*, v. 15, n. 3, p. 511–521, 2011. DOI: 10.4257/oeco.2011.1503.06
- SLÁDEČEK, V. Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia*, v. 100, n. 1, p. 169–201, 1983. DOI: 10.1002/aheh.19870150507
- SOUSA, W.; ATTAYDE, J. L.; ROCHA, E. D. S.; ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M. The response of zooplankton assemblages to variations in the water quality of four man-made lakes in semi-arid northeastern Brazil. *Journal of Plankton Research*, v. 30, n. 6, p. 699–708, 2008. DOI: 10.1093/plankt/fbn032
- SOUZA, T. R.; NUNES, M. V.; DA SILVA, L. C. Comunidade zooplânctônica e seu uso como bioindicadora do estado trófico de uma região do reservatório da UHE de Furnas. *IX Fórum Ambiental da Alta Paulista*, v. 9, n. 11, p. 546–559, 2013. DOI: 10.17271/198008279112013696
- TEIXEIRA, C.; TUNDISI, J.; KUTNER, M. B. Plankton studies in a mangrove environment II: the standing stock and some ecological factors. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, v. 14, p. 13–41, 1965. DOI: 10.1590/S0373-55241965000100002
- TUNDISI, J. G. Tropical South America: present and perspectives. In: MARGALEF, R. (Ed.). *Limnology now: a paradigm of planetary problems*. [s.l.] Elsevier Science Amsterdam, 1994. p. 353–424.
- TUNDISI, J. G. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. *Estudos Avançados*, v. 22, n. 63, p. 7–16, 2008.

- TUNDISI, J. G. Recursos hídricos no Brasil: problemas, desafios e estratégias para o futuro. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 2014.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Limnologia. São Paulo: Oficina de textos, 2008. 632p.
- VALDERRAMA, J. C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*, v. 10, n. 2, p. 109–122, 1981.
- WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. *Limnological Analyses*. [s.l.] Springer-Verlag, 1991. 391p. DOI: 10.1002/rrr.3450070410
- ZAGANINI, R. L.; PERBICHE-NEVES, G.; NALIATO, D. A. O.; CARVALHO, E. D. Baixa diversidade de zooplâncton na desembocadura de uma represa eutrófica (SP, Brasil): reflexo da poluição? *Estudos de Biologia*, v. 32/33, p. 76–81, 2011.
- ZAGATTO, P. A. BERTOLETTI, E. *Ecotoxicologia aquática – Princípios e Aplicações*. 1. ed. São Carlos: RiMa, 2006.

CAPÍTULO 2 – ADAPTAÇÃO DE UM ÍNDICE DE QUALIDADE AMBIENTAL PARA RESERVATÓRIOS BRASILEIROS BASEADO NA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA

ABSTRACT

Reservoirs are mainly built for public supply and power generation. However, water quality is almost always compromised by discharge of domestic and industrial sewage and also by agricultural residues. Currently several ecological indices are used to diagnose these environments. This study aimed to develop and compare zooplankton trophic indices in tropical reservoirs. For that, samples were collected in seven brazilian reservoirs (Atibainha, Broa, Barra Bonita, Salto Grande, Itupararanga and Igaratá to determine abiotic and biotic parameters. Weighted values were obtained through species response analysis relating with chlorophyll a concentration. As results, the zooplankton biotic index (IBZoo) proposed had significant correlation with eutrophication indicators. Overall, poor and regular water quality were verified in most reservoirs through IBZoo. This fact partially corroborates with the zooplankton reservoir trophic index proposed for european waters. Another tested index observed presented no significant correlations. For further advances, the approach presented must be tested in other regions. Also, the ecological indices derived from different aquatic communities should be consolidated in composed index.

Keywords: Zooplanktonic index. Eutrophication. Ecological potential. São Paulo state

RESUMO

Os reservatórios são construídos principalmente para abastecimento público e geração de energia. No entanto, a qualidade da água é quase sempre comprometida pela descarga de esgoto doméstico e industrial além de resíduos agrícolas. Atualmente vários índices ecológicos são usados para diagnosticar esses ambientes. Este estudo teve como objetivo desenvolver e comparar índices zooplanctônicos de trofia em reservatórios tropicais. Para tanto, amostras foram coletadas em sete reservatórios brasileiros (Atibainha, Broa, Barra Bonita, Salto Grande, Itupararanga e Igaratá) para determinar parâmetros abióticos e bióticos. Os valores ponderados

foram obtidos através da análise de resposta das espécies relacionado com as concentrações de clorofila a. Como resultado, o índice biótico do zooplâncton (IBZoo) proposto apresentou correlação significativa com os indicadores de eutrofização. No geral, os reservatórios analisados apresentaram qualidade da água ruim e regular. Essa constatação corrobora parcialmente com o índice zooplanctônico de reservatórios proposto para águas européias. Outros índices testados não apresentaram correlações significativas. Para futuros avanços, a abordagem proposta deve ser testada em outras regiões. Além disso, índices ecológicos derivados de diferentes comunidades aquáticas devem ser consolidados em um índice composto.

Palavras-chave: Métrica. Zooplâncton. Qualidade ecológica. Estado de São Paulo

1. INTRODUÇÃO

Reservatórios são utilizados para diferentes usos, como geração de energia hidrelétrica, consumo humano e recreação. Ao mesmo tempo, esses ambientes estão sujeitos a diferentes tipos de pressões que podem causar a perda de qualidade química e biológica, diminuindo seus benefícios ecológicos, econômicos e culturais (BREUNIG *et al.* 2017; CARDOSO-SILVA *et al.* 2018). Medidas para monitoramento, gerenciamento e conservação são essenciais para manter a qualidade e quantidade de água e podem variar conforme a sua localização (LOPEZ-DOVAL *et al.* 2017). Segundo as diretrizes do Conselho Brasileiro do Meio Ambiente (BRASIL, 2005) e a Diretiva Quadro da Água (DQA) (EC, 2000), a qualidade ambiental pode ser avaliada por meio de indicadores biológicos, utilizando organismos aquáticos e comunidades. No entanto, a determinação de classes de qualidade ainda é baseada em análises químicas no caso brasileiro.

Bioindicadores são organismos vivos, como plantas, plâncton, animais e micróbios, que são utilizados para avaliar a saúde do ecossistema. Cada entidade dentro de um sistema biológico fornece uma indicação sobre a saúde de seu entorno, como por exemplo o plâncton que responde rapidamente a mudanças que ocorrem no ambiente circundante e servindo como um importante biomarcador, bem como um indicador da poluição da água (PARMAR *et al.* 2016). A comunidade zooplanctônica de água doce compreende principalmente protozoários, rotíferos e microcrustáceos (PEREIRA *et al.* 2011; CAVAN *et al.* 2017; DE-CARLI *et al.* 2017). O zooplâncton

desempenha um papel importante na cadeia alimentar pelágica como mediador de fluxos de nutrientes e energia. Espécies sensíveis à poluição são geralmente eliminadas e espécies mais resistentes apresentam altas taxas de crescimento populacional. Além disso, o zooplâncton pode ser considerado um bom indicador de mudanças ambientais devido a atividades impactantes (FERDOUS; MUKTADIR, 2009; COSTA *et al.* 2016; HEMRAJ *et al.* 2017).

A relação entre fatores abióticos e abundância, composição e dispersão do zooplâncton fornece informações relevantes para diagnóstico da qualidade ambiental e contribui na melhoria da gestão dos recursos hídricos e conservação da biodiversidade (ZHAO *et al.* 2017). Índices bióticos para monitorar a qualidade da água são ferramentas úteis para avaliar a saúde de rios e lagos. A maioria dos índices foi desenvolvida em outros países e sua aplicação efetiva aos ecossistemas brasileiros requer uma adaptação. Além disso, diferente de outras comunidades biológicas (por exemplo, macrófitas, fitoplâncton, invertebrados bentônicos e peixes), a comunidade zooplanctônica tem sido negligenciada (EC, 2000; SØNDERGAARD *et al.* 2005; GONÇALVES; MENEZES, 2011; JEPPESEN *et al.* 2011; GARCIA-CHICOTE *et al.* 2018).

A associação entre o zooplâncton e a qualidade da água tem sido objeto de vários estudos ao longo dos anos (GANNON; STEMBERGER, 1978; MARMOREK; KORMAN, 1993; MATSUMURA-TUNDISI *et al.* 2002; MATSUMURA-TUNDISI *et al.* 2003; SOUSA *et al.* 2008, SAKAMOTO *et al.* 2017). No entanto, ainda são escassos estudos que visam desenvolver índices ecológicos baseado no zooplâncton no Brasil. Na América do Norte, foi desenvolvido um índice zooplanctônico de zonas úmidas para avaliação da qualidade da água (LOUGHEED; CHOW-FRASER, 2002), usando valores ponderados para compor equações. De outra forma, Kane *et al.* (2009) e Hering *et al.* (2006) desenvolveram um índice planctônico de integridade biótica. Carpenter *et al.* (2006) elaborou um índice zooplanctônico de integridade biótica em um ambiente estuarino. Ejsmont-Karabin (2012) e Ejsmont-Karabin e Karabin (2013) compilaram dados de rotíferos e crustáceos de lagos temperados para elaboração de métricas para avaliação do estado trófico. No Brasil, desde 2003 a agência ambiental do estado de São Paulo, Brasil (CETESB, 2006), aplica índices biológicos, um avanço importante para a gestão ambiental de reservatórios, rios e córregos. Assim, esse estudo teve como objetivo desenvolver um índice de qualidade ambiental usando o zooplâncton como métrica.

2. MÉTODOS

2.1 Área de estudo e amostragem

Sete reservatórios foram objeto de estudo para o desenvolvimento do índice. Em cada um desses locais foram coletadas amostras de água entre Junho e Outubro de 2015 para determinação de parâmetros limnológicos e biológicos (riqueza e abundância) totalizando 21 pontos de amostragem (DE-CARLI *et al.* 2018).

O reservatório Atibainha faz parte do complexo chamado Sistema Cantareira que fornece água para grande parte da região metropolitana de São Paulo (ANDRADE *et al.* 2015). O reservatório Salto Grande está inserido na bacia hidrográfica do rio Atibaia (um dos afluentes do rio Piracicaba, a montante da bacia alta do rio Paraná) (ZANATA; ESPINDOLA, 2002). O reservatório Barra Bonita está situado na bacia do rio Tietê e também recebe a água do rio Piracicaba, próximo às cidades de Barra Bonita e Iguaraçu do Tietê (SP) (OMETO *et al.* 2000; PETESSE *et al.* 2007).

O reservatório Broa faz parte da bacia do Tietê / Jacaré, localizada na região central do estado de São Paulo e engloba três rios principais, o rio Tietê, Jacaré-Guaçu e Jacaré Pepira (TUNDISI *et al.* 2008). O reservatório Itupararanga pertence à bacia do Alto Sorocaba, uma das seis sub-bacias do Médio Tietê (CONCEIÇÃO *et al.* 2000). O reservatório Rio Grande é um braço parcialmente isolado do reservatório Billings, cobrindo os municípios de São Paulo, Santo André, São Bernardo do Campo, Diadema, Ribeirão Pires e Rio Grande da Serra (MOSCHINI-CARLOS *et al.* 2010). Dados sobre os reservatórios estão descritos na Tabela 1.

Tabela 1 - Dados morfométricos e graus de trofia dos sete reservatórios analisados

Reservatórios	Profundidade (m)	Índice de estado trófico	
Salto Grande	5,5-11,0	67	Supereutrófico
Barra Bonita	16,4-22,6	65	Supereutrófico
Broa	3,2-13,0	65	Supereutrófico
Itupararanga	8,2-14,8	60	Eutrófico
Atibainha	8,9-19,1	56	Mesotrófico
Rio Grande	4,4-11,7	59	Eutrófico
Igaratá	24,5-44,0	53	Mesotrófico

Fonte: autoria própria

2.2 Desenvolvimento do índice biótico

Para o desenvolvimento do índice biótico do zooplâncton (IBZoo), compilou-se os dados de abundância das espécies e os teores clorofila-a (DE-CARLI *et al.* 2018). Desse modo, foi realizado uma análise gráfica (curva distribuição unimodal) entre esses parâmetros com intuito de observar se as espécies apresentam relação unimodal com a variável independente (clorofila-a) (LOUGHEED; CHOW-FRASER, 2002; LEPS; SMILAUER, 2003; KANE *et al.* 2009). A partir disso, os valores de ótimo de cada espécie (VI) foram obtidos para compor o índice, de acordo com a equação 1 mostrada abaixo:

$$VI(sp) = \frac{\sum_i Env_i \times Abund_i}{\sum_i Abund_i}, \quad (1)$$

em que VI (sp) corresponde ao valor ótimo das espécies *sp*, *Env_i* representa o valor da variável ambiental na amostra *i*, *Abund_i* corresponde à abundância da espécie *sp* na amostra *i* e *i* (1,2,...*n* amostras).

A partir da estimativa dos valores indicativos de cada espécie, foi calculado o IBZoo, que é resultado do produto da somatória da multiplicação entre IV e abundância dividido pela somatória da abundância, conforme a equação abaixo, adaptada de Leps e Smilauer (2003):

$$IBZoo = \frac{\sum_i VI_{sp} \times Abund_i}{\sum_i Abund_i}, \quad (2)$$

Com os valores do IBZoo calculados, verificou-se a amplitude dos dados (OLIVEIRA *et al.*, 2008) e, com base nisso, foi calculada as diferentes classes de qualidade através da fórmula de Sturges, sendo: valores menores que 7,22 são considerados de boa qualidade ambiental, de 7,23 a 11,53 regular e de 11,54 a 15,84 ruim.

2.3 Comparação com outros índices

Um método usado na DQA denominado índice trófico do zooplâncton de reservatórios (ZRTI) (CHE, 2015) foi aplicado para comparação com o índice proposto. Esse método utiliza valores de tolerância das espécies que pode ser

calculado através do produto da raiz quadrada obtido da subtração de IV e variável ambiental multiplicado pela abundância dividido pela somatória da abundância. Os procedimentos para determinação do índice estão representados nas equações 3 e 4.

$$TO(sp) = \sqrt{\frac{\sum (Env_i - VI)^2 x Abund_i}{\sum Abund_i}}, \quad (3)$$

onde TO (sp) representa o valor de tolerância da espécie; VI representa o valor indicativo da espécie; Envi representa o valor da variável ambiental na amostra i , Abundi corresponde à abundância da espécie sp na amostra i e i (1,2,... n amostras).

$$ZRTI = \sum Abund_i x(sp) , \quad (4)$$

O ZRTI varia de 1 a 15, classificando como bom (<6,6), regular (6,6-9,4), deficiente (9,4-12,2) e ruim (> 12,2).

Também foram utilizadas algumas equações de regressão para estimativa dos graus de trofia usando os dados de rotíferos e microcrustáceos (EJSMONT-KARABIN; KARABIN, 2013; EJSMONT-KARABIN, 2012). Para os crustáceos, utilizou-se de uma equação potencial e para os rotíferos uma equação linear, sendo que as fórmulas 5 e 6 mostram o método de cálculo:

$$TSI_{ROT} = 5,38 * \ln(N) + 19,28 \quad (5)$$

onde TSI_{ROT} representa o valor do estado trófico; Ln representa a transformação logarítmo neperiano da abundância total (N) de rotíferos.

$$TSI_{CRUST} = 25,5 * N^{0,142} \quad (6)$$

onde TSI_{CRUST} representa o valor do estado trófico e N a abundância total de crustáceos.

A classificação de ambos os índices (crustáceos e rotíferos) assumiu que locais com valores abaixo de 45 são considerados mesotróficos, de 45-55 meso-eutróficos, 55-65 eutróficos e acima de 65 hipereutróficos.

Por fim, o Índice da Comunidade Zooplancônica para reservatórios (ICZ) foi calculado usando um diagrama de qualidade da água que relaciona a razão Calanoida/Cyclopoida e as concentrações de clorofila-a (CETESB, 2006). Ao contrário

dos demais, este índice não apresenta valores absolutos, mas sim classes de qualidade da água (muito pobre, pobre, regular e boa).

2.4 Validação

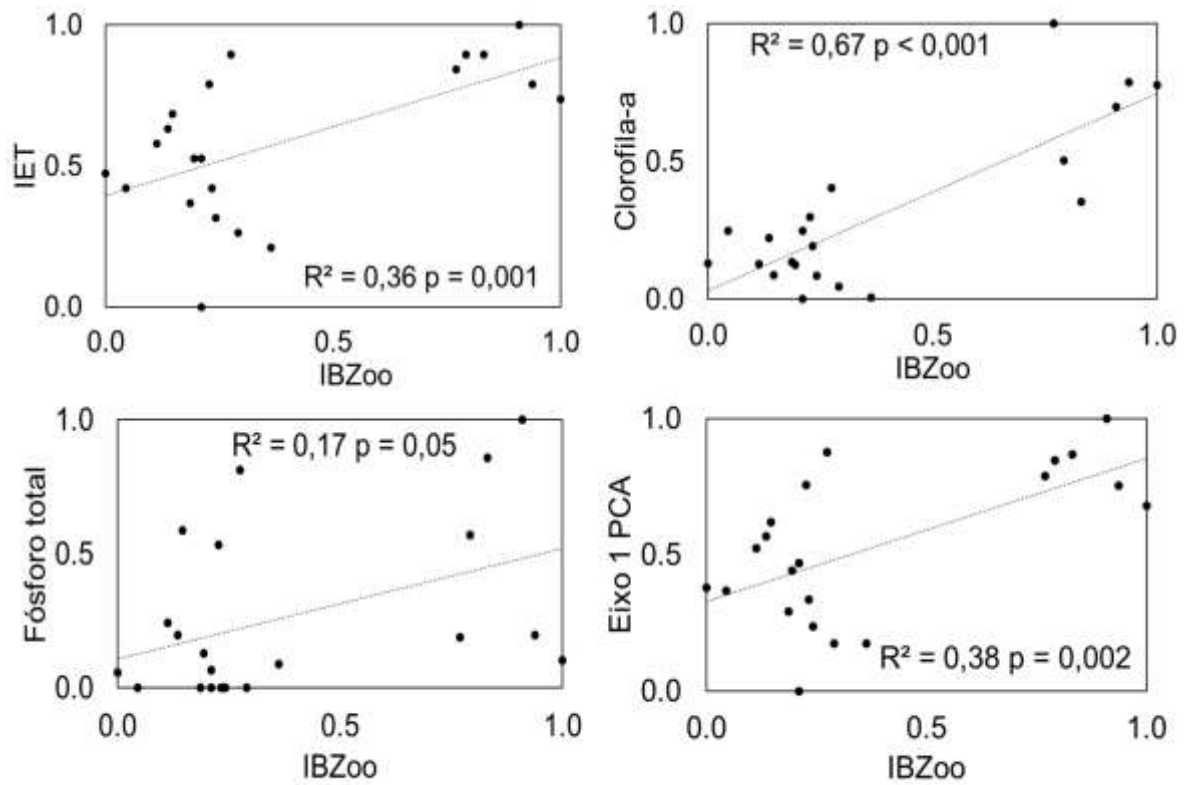
Uma análise de regressão foi utilizada para verificar o coeficiente de determinação (R^2) entre os índices e os dados ambientais. Para tanto, foram utilizados o eixo 1 da análise de componentes principais (obtido a partir do fósforo e clorofila a), índice de estado trófico (LAMPARELLI, 2004) e as variáveis fósforo total e clorofila a. Todos os dados foram transformados pelo método de Millingan e Cooper (1988), o qual é realizado através da razão do produto do valor observado menos valor mínimo dividido pelo máximo menos mínimo ($\text{Valor obs} - \text{Valor mín} / \text{Valor máx} - \text{Valor mín}$).

3. RESULTADOS

Nos locais de amostragem, os valores do IBZoo variaram de 7,2 a 15,8 ($10,5 \pm 2,3$) mostrando que os reservatórios Salto Grande e Broa apresentaram qualidade ruim e os demais foram classificados como regulares (TABELA 2). O índice ZRTI demonstrou boas condições na maioria dos reservatórios com valores entre 3,3 e 7,7 ($5,8 \pm 1,2$). Para ICZ, a maioria dos reservatórios foram classificados com qualidade da água ruim. Para o índice baseado na equação de crustáceos, o $\text{TSI}_{\text{CRUST}}$ variou de 42 até 59 ($51,1 \pm 5,4$), com locais predominantemente mesotróficos-eutróficos. Em relação ao TSI_{ROT} , os resultados variaram de 33 a 57 ($43,5 \pm 5,6$), sendo que a maioria dos locais foram considerados mesotróficos.

Com relação à validação, o IBZoo apresentou um bom ajuste ao modelo estatístico, principalmente com clorofila-a, índice de estado trófico, fósforo total e o primeiro eixo da análise de componentes principais. Os demais índices (ZRTI, $\text{TSI}_{\text{CRUST}}$ e TSI_{ROT} não mostraram um bom ajuste no modelo de regressão linear ($R^2 < 0,2$ e $p > 0,05$) (FIGURA 1)

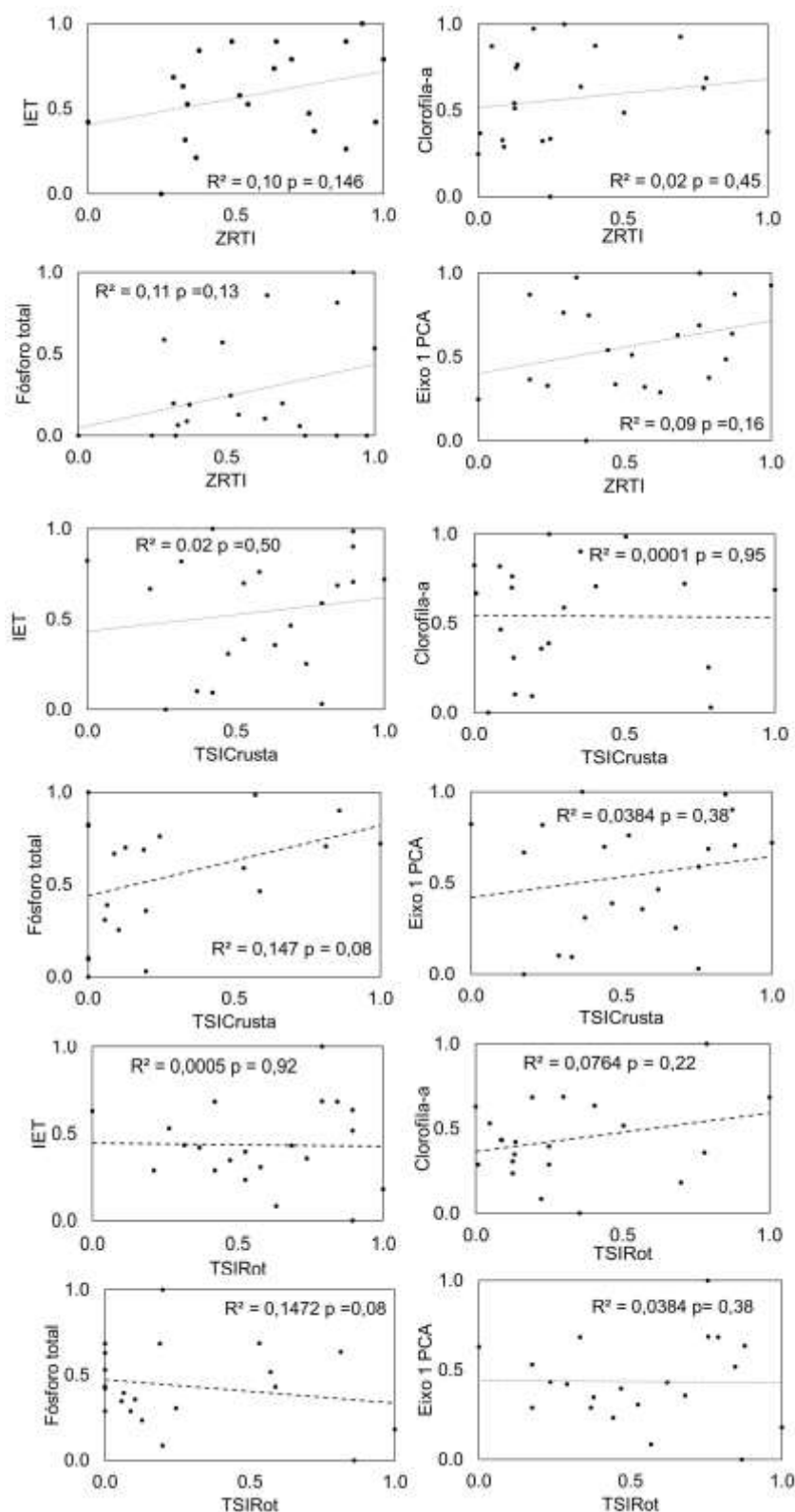
Figura 1 - Regressões lineares entre o índice proposto (IBZoo) e as variáveis ambientais.



Fonte: autoria própria

Legenda: índice estado trófico (IET), índice biótico do zooplâncton (IBZoo) e análise dos componentes principais (PCA).

Figura 2 - Regressões lineares entre as variáveis ambientais e os índices propostos por outros estudos.



Fonte: autoria própria

Legenda: índice estado trófico (IET), índice biótico do zooplâncton (IBzoo) e análise dos componentes principais (PCA), índice biótico do zooplâncton (IBzoo), índice trófico do zooplâncton de reservatórios (ZRTI), índice de trofia de crustáceos (TSICRUST) e índice de trofia de rotíferos (TSIROT).

Tabela 2 - Classes de qualidade ambiental de acordo com os índices zooplanctônicos nos reservatórios Atibainha, Barra Bonita, Broa, Igaratá, Itupararanga, Rio Grande e Salto Grande

Locais	ICZ	IBZoo	ZRTI	TSI _{CRUST}	TSI _{ROT}
AT-C	Ruim	Regular	Regular	Mesotrófico	Mesotrófico
AT-C5	Ruim	Regular	Regular	Mesotrófico	Meso-Eutrófico
AT-R	Regular	Regular	Regular	Mesotrófico	Meso-Eutrófico
BB-C	Regular	Regular	Regular	Meso-Eutrófico	Meso-Eutrófico
BB-D	Regular	Regular	Bom	Meso-Eutrófico	Meso-Eutrófico
BB-R	Ruim	Regular	Regular	Meso-Eutrófico	Mesotrófico
BR-C	Regular	Ruim	Bom	Meso-Eutrófico	Mesotrófico
BR-D	Regular	Ruim	Bom	Meso-Eutrófico	Mesotrófico
BR-R	Regular	Ruim	Bom	Meso-Eutrófico	Mesotrófico
IG-2	Regular	Regular	Bom	Meso-Eutrófico	Mesotrófico
IG-E	Regular	Regular	Bom	Meso-Eutrófico	Meso-Eutrófico
IG-R	Regular	Regular	Bom	Meso-Eutrófico	Mesotrófico
IT-C	Ruim	Regular	Regular	Mesotrófico	Meso-Eutrófico
IT-D	Ruim	Regular	Bom	Mesotrófico	Mesotrófico
IT-R	Ruim	Regular	Bom	Meso-Eutrófico	Meso-Eutrófico
RG-C	Ruim	Regular	Bom	Meso-Eutrófico	Mesotrófico
RG-D	Ruim	Regular	Bom	Meso-Eutrófico	Mesotrófico
RG-R	Ruim	Regular	Bom	Meso-Eutrófico	Mesotrófico
SG-C	Ruim	Ruim	Bom	Meso-Eutrófico	Mesotrófico
SG-D	Regular	Ruim	Bom	Meso-Eutrófico	Mesotrófico
SG-R	Ruim	Ruim	Regular	Meso-Eutrófico	Meso-Eutrófico

Fonte: autoria própria

Legendas: Salto Grande (SG), Barra Bonita (BB), Broa (BR), Itupararanga (IT), Atibainha (AT), Rio Grande (RG) e Igaratá (IG). Entrada de rio (R), central (C, 2), zonas de barragem (D) e saída de água (E). Índice da comunidade zooplanctônica para reservatórios (ICZ), índice biótico do zooplâncton (IBZoo), índice trófico do zooplâncton de reservatórios (ZRTI), índice de trofia de crustáceos (TSI_{CRUST}) e índice de trofia de rotíferos (TSI_{ROT}).

Tabela 3 – Lista taxonômica e respectivos valores de ótimo (VI) das espécies

(continua)	
Taxa	VI (ótimo)
Calanoida	
Copepodito	15,86
Nauplius	12,82
<i>Notodiaptomus cearensis</i> (Wright, 1936)	20,63
<i>Notodiaptomus conifer</i> (Sars, 1901)	26,73
<i>Notodiaptomus henseni</i> (Dahl, 1894)	15,78
<i>Notodiaptomus iheringi</i> (Wright, 1935)	16,69
<i>Notodiaptomus</i> sp. Kiefer, 1936	15,49
Cyclopoida	
Copepodito	8,15
Nauplius	7,35
<i>Mesocyclops longisetus</i> (Thiebaud, 1912)	17,74
<i>Mesocyclops ogunnus</i> Onabamiro, 1957	26,73
<i>Mesocyclops</i> sp. Sars, 1914	12,60
<i>Metacyclops</i> sp. Kiefer, 1927	13,75
<i>Thermocyclops decipiens</i> (Kiefer, 1929)	11,20
<i>Thermocyclops minutus</i> (Lowndes, 1934)	7,41
<i>Thermocyclops</i> sp. Kiefer, 1927	11,63
Cladocera	
<i>Alona</i> sp. Baird, 1843	26,73
<i>Bosmina freyi</i> De Melo & Hebert, 1994	9,09
<i>Bosmina</i> sp. Baird, 1845	12,84
<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard, 1895	0,86
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> (Sars, 1885)	7,07
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> Daday, 1902	10,21
<i>Ceriodaphnia</i> sp. Dana, 1853	11,30
Chydoridae	13,75
<i>Daphnia gessneri</i> (Herbst, 1967)	5,98
<i>Daphnia</i> sp. Müller, 1785	8,82
<i>Diaphanosoma</i> sp. Fischer, 1850	4,89
<i>Diaphanosoma spinulosum</i> Herbst, 1975	19,34
<i>Moina</i> sp. Baird, 1850	12,57
Rotifera	
<i>Anuraeopsis</i> sp. Lauterborn 1900	9,29
<i>Ascomorpha</i> sp. Haring, 1913	9,82
<i>Asplanchna brightwellii</i> Gosse, 1850	5,14
<i>Asplanchna</i> sp. Eckstein, 1883	6,88
<i>Brachionus angularis</i> Gosse, 1851	8,52
<i>Brachionus caudatus</i> Barrois & Daday, 1894	5,98
<i>Brachionus falcatus</i> Zacharias, 1898	11,63
<i>Brachionus mirus</i> Daday, 1905	5,16
<i>Brachionus plicatilis</i> Müller, 1786	16,16
<i>Brachionus</i> sp. Pallas, 1766	5,66
<i>Brachionus variabilis</i> Hempel, 1896	11,63
<i>Collotheca</i> sp. Haring, 1913	10,13
<i>Conochilus unicornis</i> Rousselet, 1892	18,27
<i>Epiphanes</i> sp. Ehrenberg, 1832	13,75
<i>Euchlanis</i> sp. Ehrenberg, 1832	8,45
<i>Filinia opoliensis</i> (Zacharias, 1898)	25,38
<i>Filinia</i> sp. Bory De St. Vincent, 1824	27,55
<i>Hexarthra</i> sp. Schmarda, 1854	26,73
<i>Kellicottia bostoniensis</i> (Rousselet, 1908)	18,28
<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943	7,60
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	18,32
<i>Keratella quadrata</i> (Müller, 1786)	12,34

Tabela 3 – Lista taxonômica e respectivos valores de ótimo (VI) das espécies

Taxa	(conclusão)
	VI (ótimo)
<i>Keratella</i> sp. Bory De St. Vincent, 1822	6,60
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	18,02
<i>Lecane</i> sp. Nitzsch, 1827	6,41
<i>Lepadella</i> sp. Bory de St. Vincent, 1826	7,64
<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin, 1943	10,71
<i>Pompholyx</i> sp. Gosse, 1851	10,08
<i>Ptygura</i> sp. Ehrenberg, 1832	13,51
<i>Synchaeta stylata</i> Wierzejski, 1893	6,01
<i>Trichocerca capucina</i> (Wierzejski & Zacharias, 1893)	5,51
<i>Trichocerca longiseta</i> (Schränk, 1802)	29,74
<i>Trichocerca</i> sp. Lamarck, 1801	11,84

Fonte: autoria própria

4. DISCUSSÃO

Esse estudo é considerado um dos pioneiros no desenvolvimento de um índice biótico do zooplâncton para reservatórios brasileiros, utilizando a metodologia de distribuição unimodal. O método utilizado permitiu prever a qualidade ambiental e verificar a associação com outras variáveis. Na literatura, há poucos relatos sobre o desenvolvimento de índices de qualidade para reservatórios, principalmente utilizando comunidades zooplanctônicas.

Aqui, o método de pontuação das espécies foi obtido através da distribuição da espécie em relação a uma variável indicativa de eutrofização. A relação linear entre variáveis é o método mais usado no geral, enquanto o modelo de resposta unimodal assume que a espécie apresenta uma distribuição ótima em um gradiente ambiental (LEPS; SMILAUER, 2003; JAMIL *et al.* 2014).

Nesse caso, os teores de clorofila-a pode ser considerado um indicador de trofia principalmente em lagos e reservatórios (BOYER *et al.* 2009, GUO *et al.* 2017). A legislação brasileira determina que o nível de clorofila-a não ultrapasse 10 µg / L. Segundo a Agência Ambiental do Estado de São Paulo, para águas oligotróficas, o valor de clorofila-a deve estar entre 1,17 a 3,24 µg / L. Nos reservatórios de Barra Bonita, Broa e Salto Grande, as concentrações de clorofila-a excederam o limite máximo e desse modo a classificação de qualidade foi baixa.

Usando o índice IBZoo, foi possível constatar que as águas do reservatório de Salto Grande são consideradas de baixa qualidade. Resultados obtidos por Dornfeld *et al.* (2006) para este reservatório mostram um ambiente impactado que pode causar efeitos adversos à biota, principalmente por conta da entrada de poluição inorgânica

(industrial) e orgânica. Esses e demais fatores foram determinantes na organização das comunidades, com maior abundância de rotíferos e copépodos em relação aos cladóceros, sendo os primeiros mais abundantes na entrada do rio Atibaia, decrescendo em direção à barragem, enquanto copépodos (ZANATA; ESPINDOLA, 2002). Embora considerado com qualidade ruim no presente estudo, o reservatório do Broa foi considerado oligotrófico e pouco impactado há alguns anos atrás (Argenton, 2004). Apesar de braço Rio Grande ter sido considerado com qualidade regular, Mariani *et al.* (2008) e Pompêo (2017) destacaram o problema da proliferação de algas e o uso constante de sulfato de cobre.

Desde 2003, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo utiliza o ICZ com base em dados do zooplâncton e um diagrama de qualidade da água (CETESB, 2006). No entanto, apesar de sua simplicidade, esse índice pode apresentar alguns problemas. O ICZ leva em consideração a presença ou ausência dos principais grupos zooplanctônicos e usa a razão entre o número total de calanóides (melhor qualidade da água) e ciclopóides (baixa qualidade). Para o cálculo, são necessários três táxons principais (Rotifera, Cladocera e Copepoda), no entanto, nem sempre esses táxons são encontrados. Exceto no braço Rio Grande, todos os reservatórios contêm os grupos mencionados. Segundo o ICZ, mais de 50% dos pontos apresentaram condições precárias e alguns pontos de amostragem mostraram qualidade da água regular. Pode-se observar que os resultados da ICZ corroboram parcialmente os do IBZoo, principalmente nos reservatórios Atibainha, Barra Bonita e Salto Grande

Em reservatórios espanhóis, os pesquisadores utilizaram o ZRTI com os valores de tolerância de cada espécie. De um total de 35 reservatórios, 13 reservatórios (37,1%) foram considerados com bom estado ou superior, 14 reservatórios (40%) estado moderado, 6 reservatórios (17%) com condições deficientes e 2 (5,7%) de qualidade ruim (CHE, 2015). No presente estudo, ao aplicar o ZRTI, observou-se que a maioria dos locais são considerados de boa qualidade. Apesar dos valores de tolerância serem calculados para espécies brasileiras por meio da distribuição unimodal, vale ressaltar que o índice ZRTI foi construído para reservatórios localizados em regiões temperadas.

Por meio de análise de regressão linear, Ejsmont-Karabin (2012) e Ejsmont-Karabin; Karabin (2013) estabeleceram diferentes fórmulas para prever gradientes tróficos em lagos da Polônia. Verificou-se que parâmetros como abundância de Cyclopoida, biomassa de Cyclopoida, razão Cyclopoida / Calanoida e porcentagem

de biomassa de ciclopóides foram as variáveis mais significativas a serem incluídas no modelo preditivo. A abundância de rotíferos, porcentagem de espécies indicativas de alta trofia em relação ao total do grupo e porcentagem de forma tectadas na população de *Keratella cochlearis* foram os parâmetros mais significativos. Apesar dos coeficientes de regressão poderem ser usados para diferentes tipos de lagos, as fórmulas podem ser úteis apenas na preparação de índices similares para lagos na Europa Central e do Norte. No presente estudo, aplicando as formulas determinadas por Ejsmont-Karabin (2012) e Ejsmont-Karabin e Karabin (2013) para Crustacea, a maioria dos locais foram considerados meso-eutróficos. Para os Rotifera, em geral, os locais apresentaram condições mesotróficas.

Em ambientes aquáticos da Alemanha, foi desenvolvido um índice planctônico de integridade biótica para avaliar os efeitos de distúrbios humanos no ecossistema. Das 36 métricas investigadas, apenas seis foram escolhidas para compor o índice. O estado ecológico geral da região foi considerado moderado, independentemente das variações sazonais, que foi inferior à exigência (bom estado) da DQA até 2015. O relativo estado ecológico inferior foi provavelmente causado por fontes pontuais, emissões de fontes difusas e sistemas de drenagem artificial de área de estudo (WU *et al.* 2011).

Através de uma análise de dados históricos, Kane *et al.* (2009) desenvolveram um índice planctônico de integridade biótica em Grandes Lagos (Lake Erie). Um dos diferenciais foi o uso da análise discriminante para determinar as melhores variáveis indicativas de impacto. Como resultado, o aumento na pontuação de qualidade da água de 1970 a meados da década de 1990 e seu subsequente declínio refletiram a mudança do estado trófico do lago. Um diferencial deste trabalho é a inclusão de duas comunidades biológicas, permitindo uma melhor avaliação da integridade ambiental do ecossistema.

Em uma série de reservatórios do rio Paranapanema, Pomari *et al.* (2018) desenvolveram um índice multimétrico baseado em Kane *et al.* (2009), utilizando os dados do fitoplâncton e zooplâncton. Quatro métricas obtiveram discriminação significativa, em um conjunto de vinte analisadas por análise discriminante. Os escores métricos individuais foram somados para fornecer uma pontuação que variou como Mesotrófico (4-9), Oligotrófico (10-14) e Ultraoligotrófico (15-20) e correspondeu com a classificação de suficiente, boa e excelente, respectivamente. Jurumirim foi

classificado como Oligotrófico (categoria qualitativa Boa) e ambos Chavantes e Capivara como Ultraoligotrófico (categoria qualitativa Excelente).

Outro exemplo, um índice zooplânctônico de integridade biótica foi desenvolvido para um programa de avaliação ambiental de longo prazo. As métricas de escolha foram o índice de diversidade de Simpson, rotíferos, cladóceros, copépodes, mesozooplâncton total e predadores. O índice composto de integridade biótica classificou corretamente cerca de 94% das amostras com comprometimento e cerca de 82% das amostras de referência. A eficiência média de classificação foi de 88% (CARPENTER *et al.* 2006).

Deve-se notar que a maioria dos estudos foi baseada no método do índice multimétrico (por exemplo, KARR, 1981, HERING *et al.* 2006) e os valores ponderados de cada táxon não são calculados. Um dos principais problemas relacionados ao uso do índice multimétrico é que nem sempre as diferentes métricas se correlacionam com as variáveis ambientais. Para elaborar o índice, é necessário utilizar medidas de riqueza total, abundância, biomassa entre outras. Após a seleção, a escala é calculada através da análise dos valores dos percentis. Pode-se utilizar uma ampla variedade de métricas, mas ao correlacionar com os parâmetros indicadores, verifica-se uma grande redução no número de métricas aceitáveis.

Ao aplicar o índice proposto (IBZoo), recomendamos alguns passos descritos a seguir. Primeiro, é necessário verificar quais espécies têm relação com indicadores de eutrofização (fósforo, clorofila-a, etc.). Um teste simples de correlação permite verificar essa suposição. Depois de analisar os picos unimodais, os valores ótimos e de tolerância devem ser calculados, destacando que esses valores nem sempre coincidem. Por exemplo, Sousa *et al.* (2008) investigaram reservatórios no nordeste do Brasil e calcularam valores ótimos e de tolerância considerando os indicadores de eutrofização e salinização.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O índice desenvolvido mostrou-se eficiente na estimativa de parâmetros relacionados à eutrofização. Cabe ressaltar que os reservatórios de Salto Grande e Broa apresentaram péssimas condições de qualidade da água e no geral outros corpos d'água foram classificados como regulares. Além disso, o presente estudo forneceu valores ponderados para cada espécie podendo ser aplicado e comparado

em outros reservatórios tropicais. Juntamente com outros métodos, o IBZoo pode fornecer informações importantes e trazer novos avanços sobre a qualidade de reservatórios brasileiros desde que adaptado a região em questão. Além disso, sugere-se consolidar índices derivados de diferentes comunidades aquáticas como por exemplo fitoplâncton e zooplâncton, calculando os valores indicativos de cada espécie para que se obtenha novos avanços no diagnóstico e monitoramento ambiental de reservatórios.

REFERÊNCIAS

- ANDRADE, M.; SAAD, A. R.; DALMAS, F. B.; RIBEIRO, T. F.; MESQUITA, R. N.; CASADO, F. C. Land use at the margins of the Atibainha Reservoir, Cantareira Water System (SP): conflict with the current legislation. *Pesquisas em Geociências*, v. 42, n. 1, p. 73–88, 2015.
- ARAUJO, F. G.; FICHBERG, I.; PINTO, B. C. T.; PEIXOTO, M. G. A Preliminary Index of Biotic Integrity for Monitoring the Condition of the Rio Paraíba do Sul, Southeast Brazil. *Environmental Management*, v. 32, n. 4, p. 516–526, 2003. DOI: 10.1007/s00267-003-3003-9
- ARGENTON, E. Limnologia, balneabilidade e impactos ambientais: uma análise temporal e espacial na represa do Lobo (Broa), Itirapina/ Brotas- SP. 2004. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Universidade de São Paulo, 2004. 146 p.
- AZEVÊDO, D. J. S.; BARBOSA, J. E. L.; GOMES, W. I. A.; PORTO, D. E.; MARQUES, J. C.; MOLOZZI, J. Diversity measures in macroinvertebrate and zooplankton communities related to the trophic status of subtropical reservoirs: Contradictory or complementary responses? *Ecological Indicators*, v. 50, p. 135–149, 2015. DOI: 10.1016/j.ecolind.2014.10.010
- BAPTISTA, D. F.; BUSS, D. F.; EGLER, M.; GIOVANELLI, A.; SILVEIRA, M. P.; NESSIMIAN, J. L. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia*, v. 575, n. 1, p. 83–94, 2007. DOI: 10.1007/s10750-006-0286-x
- BOYER, J. N.; KELBLE, C. R.; ORTNER, P. B.; RUDNICK, D. T. Phytoplankton bloom status: Chlorophyll a biomass as an indicator of water quality condition in the southern estuaries of Florida, USA. *Ecological Indicators*, v. 9, n. 6, p. S56–S67, 2009. 10.1016/j.ecolind.2008.11.013
- BRASIL. 2005. Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005. Conselho Nacional de Meio Ambiente Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso 12 dez. 2017).

- BREUNIG, F. M.; PEREIRA FILHO, W.; GALVÃO, L. S.; WACHHOLZ, F.; CARDOSO, M. A. G. Dynamics of limnological parameters in reservoirs: A case study in South Brazil using remote sensing and meteorological data. *Science of The Total Environment*, v. 574, p. 253–263, 2017. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.09.050
- CARDOSO-SILVA, S.; FERREIRA, T.; POMPÊO, M. L. M. Diretiva Quadro D'Água: uma revisão crítica e a possibilidade de aplicação ao Brasil. *Ambiente & Sociedade*, v. 16, n. 1, p. 39–58, 2013. DOI: 10.1590/S1414-753X2013000100004
- CARDOSO-SILVA, S.; LÓPEZ-DOVAL, J. C.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M. Metals and limnological variables in an urban reservoir: compartmentalization and identification of potential impacted areas. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 190, n. 1, p. 19, 2018. DOI: 10.1007/s10661-017-6387-3
- CARPENTER, K. E.; JOHNSON, J. M.; BUCHANAN, C. An index of biotic integrity based on the summer polyhaline zooplankton community of the Chesapeake Bay. *Marine Environmental Research*, v. 62, n. 3, p. 165–180, 2006. DOI: 10.1016/j.marenvres.2006.03.009
- CAVAN, E. L.; HENSON, S. A.; BELCHER, A.; SANDERS, R. Role of zooplankton in determining the efficiency of the biological carbon pump. *Biogeosciences*, v. 14, n. 1, p. 177–186, 12 jan. 2017. DOI: 10.5194/bg-14-177-2017
- CETESB. 2006. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, Estado de São Paulo. Decisão n.º 232/2006/E. Processo nº 378/2006/310/E. Disponível em <http://www.mpsp.mp.br/portal/page/portal/cao_urbanismo_e_meio_ambiente/legislacao/leg_estadual/leg_est_decisoes/Decis%C3%A3o%20de%20Diretoria%20CETESB%20232-2006-E%20-%2014-11-2006.pdf> (acessado 12 dez. 2017).
- CONCEIÇÃO, F. T.; SARDINHA, D. S.; GODOY, L. H.; FERNANDES, A. M.; PEDRAZZI, F. J. M. Influência sazonal no transporte específico de metais totais e dissolvidos nas águas fluviais da bacia do Alto Sorocaba (SP). *Geochimica Brasiliensis*, v. 29, n. 1, p. 23–34, 2015.
- CHE - Confederación Hidrográfica del Ebro, 2015. Red de seguimiento de masas de agua muy modificadas en la Demarcación Hidrográfica del Ebro. 208. Disponível em: <http://www.chebro.es>. Acesso em 9 dez. 2017.
- COSTA, B. N. S.; PINHEIRO, S. C. C.; DE OLIVEIRA LIMA, M.; AMADO, L. L. Microzooplankton as an indicator of environmental quality at an industrial complex in the Brazilian Amazon. *Ecological Indicators*, v. 66, p. 220–229, 2016. DOI: 10.1016/j.ecolind.2016.01.033.
- CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C.; LAMPARELLI, M. C. A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSItsr). *Ecological Engineering*, v. 60, p. 126–134, 2013.

- DE-CARLI, B. P.; ALBUQUERQUE, F. P. de.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPEO, M. L. M. Comunidade zooplanctônica e sua relação com a qualidade da água em reservatórios do Estado de São Paulo. *Iheringia Série Zoologia*, v. 108, p. 11, 2018.
- DORNFELD, C. B.; ALVES, R. G.; LEITE, M. A.; ESPÍNDOLA, E. L. G. Oligochaeta in eutrophic reservoir: the case of Salto Grande reservoir and the main affluent. *Acta Limnologica Brasiliensia Bras*, v. 18, n. 2, p. 189–197, 2006.
- EC - European Commission., 2000. Directive 2000D 60D EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy. *Ofúcial Journal* 22 December 2000 L 327D 1. European Commission, Brussels.
- ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil. Brasília: Editora Universa, 1997.
- EJSMONT-KARABIN, J. The usefulness of zooplankton as lake ecosystem indicators: rotifer trophic state index. *Polish Journal of Ecology*, v. 60, n. 2, p. 339–350, 2012.
- EJSMONT-KARABIN, J.; KARABIN, A. The suitability of zooplankton as lake ecosystem indicators: crustacean trophic state index. *Polish Journal of Ecology*, v. 60, n. 3, p. 561–573, 2013.
- FERDOUS, Z.; MUKTADIR, A. K. M. A Review: Potentiality of Zooplankton as Bioindicator. *American Journal of Applied Sciences*, v. 6, n. 10, p. 1815–1819, 2009. DOI: 10.3844/ajassp.2009.1815.1819.
- GANNON, J. E.; STEMBERGER, R. S. Zooplankton (Especially Crustaceans and Rotifers) as Indicators of Water Quality. *Transactions of the American Microscopical Society*, v. 97, n. 1, p. 16, 1978. DOI: 10.2307/3225681
- GARCÍA-CHICOTE, J.; ARMENGOL, X.; ROJO, C. Zooplankton abundance: A neglected key element in the evaluation of reservoir water quality. *Limnologica*, v. 69, p. 46–54, mar. 2018. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0075951117300464>>.
- HABERMAN, J.; HALDNA, M. Indices of zooplankton community as valuable tools in assessing the trophic state and water quality of eutrophic lakes: long term study of Lake Vörtsjärv. *Journal of Limnology*, v. 73, n. 2, 2014. DOI: 10.4081/jlimnol.2014.828.
- HEMRAJ, D. A.; HOSSAIN, M. A.; YE, Q.; QIN, J. G.; LETERME, S. C. Plankton bioindicators of environmental conditions in coastal lagoons. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 184, p. 102–114, 2017. DOI: 10.1016/j.ecss.2016.10.045
- HERING, D.; FELD, C. K.; MOOG, O.; OFENBÖCK, T. Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: Experiences from the European AQEM and STAR projects and

- related initiatives. *Hydrobiologia*, v. 566, n. 1, p. 311–324, 2006. DOI: 10.1007/s10750-006-0087-2
- JAMIL, T.; KRUK, C.; TER BRAAK, C. J. F. A Unimodal Species Response Model Relating Traits to Environment with Application to Phytoplankton Communities. *PLoS ONE*, v. 9, n. 5, p. e97583, 2014. DOI: 10.1371/journal.pone.0097583
- JEPPESEN, E.; NÖGES, P.; DAVIDSON, T. A.; HABERMAN, J.; NÖGES, T.; BLANK, K.; LAURIDSEN, T. L.; SØNDERGAARD, M.; SAYER, C.; LAUGASTE, R.; JOHANSSON, L. S.; BJERRING, R.; AMSINCK, S. L. Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). *Hydrobiologia*, v. 676, n. 1, p. 279–297, 2011. DOI: 10.1007/s10750-011-0831-0
- KANE, D. D.; GORDON, S. I.; MUNAWAR, M.; CHARLTON, M. N.; CULVER, D. A. The Planktonic Index of Biotic Integrity (P-IBI): An approach for assessing lake ecosystem health. *Ecological Indicators*, v. 9, n. 6, p. 1234–1247, 2009. DOI: 10.1016/j.ecolind.2009.03.014
- KARR, J. R. Assessment of Biotic Integrity Using Fish Communities. *Fisheries*, v. 6, n. 6, p. 21–27, 1981. DOI: 10.1577/1548-8446(1981)006<0021:AOBIUF>2.0.CO;2
- KIMMEL, B. L. ; LIND, O. T.; PAULSON, L. J. Reservoir primary production. In: THORTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. (Ed.). *Reservoir limnology: ecological perspectives*. [s.l.] Wiley Interscience, 1990. p. 133–194.
- KOROLEFF, F. Determination of nutrients. In: *Methods of seawater analysis*. [s.l.] Verlag Chemie, 1976. p. 117–181.
- KOSTE, W. Rotatoria, die Rädertiere Mitteleuropas: Überordnung Monogononta: ein Bestimmungswerk. Berlin: Gebrüder Borntraeger, 1978. 673p.
- LEPS, J.; SMILAEUR, P. Multivariate analysis of ecological data using CANOCO. United Kingdom: Cambridge University Press, 2003. 267p.
- LAMPARELLI, M. C. Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. 2004. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo Universidade de São Paulo, 2004. 235p
- LÓPEZ-DOVAL, J. C.; MONTAGNER, C. C.; DE ALBURQUERQUE, A. F.; MOSCHINI-CARLOS, V.; UMBUZEIRO, G.; POMPEO, M. Nutrients, emerging pollutants and pesticides in a tropical urban reservoir: Spatial distributions and risk assessment. *Science of The Total Environment*, v. 575, p. 1307–1324, jan. 2017. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.09.210

- LORENZEN, C. J. Determination of chlorophyll and pheo-pigments: spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography*, v. 12, n. 2, p. 343–346, 1967. DOI: 10.4319/lo.1967.12.2.0343.
- LOUGHEED, V. L.; CHOW-FRASER, P. Development and use of a zooplankton index of wetland quality in the Laurentian Great Lakes basin. *Ecological Applications*, v. 12, p. 474–486, 2002. DOI: 10.1890/1051-0761(2002)012[0474:DAUOAZ]2.0.CO;2
- MACEDO, D. R.; HUGHES, R. M.; FERREIRA, W. R.; FIRMIANO, K. R.; SILVA, D. R. O.; LIGEIRO, R.; KAUFMANN, P. R.; CALLISTO, M. Development of a benthic macroinvertebrate multimetric index (MMI) for Neotropical Savanna headwater streams. *Ecological Indicators*, v. 64, p. 132–141, maio 2016. DOI: 10.1016/J.ECOLIND.2015.12.019
- MACKERETH, F. J. H.; HERON, J.; TALLING, J. F. Water Analysis: Some Revised Methods for Limnologists. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, v. 64, n. 4, p. 456–456, 1979. DOI: 10.1002/iroh.19790640404
- MARIANI, C. F.; POMPÊO, M. L. M. Potentially bioavailable metals in sediment from a tropical polymictic environment—Rio Grande Reservoir, Brazil. *Journal of Soils and Sediments*, v. 8, n. 5, p. 284–288, 2008. DOI: 10.1007/s11368-008-0018-0
- MARMOREK, D. R.; KORMAN, J. The use of zooplankton in a biomonitoring program to detect lake acidification and recovery. *Water, Air, & Soil Pollution*, v. 69, n. 3–4, p. 223–241, 1993. DOI: 10.1007/BF0047816
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; GALIZIA TUNDISI, J. Calanoida (Copepoda) species composition changes in the reservoirs of São Paulo State (Brazil) in the last twenty years. *Hydrobiologia*, v. 504, n. 1–3, p. 215–222, set. 2003. DOI: 10.1023/B:HYDR.0000008521.43711.35
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; GALIZIA TUNDISI, J.; ROCHA, O. Zooplankton diversity in eutrophic systems and its relation to the occurrence of cyanophycean blooms. *SIL Proceedings*, 1922-2010, v. 28, n. 2, p. 671–674, 2002. DOI: 10.1080/03680770.2001.11901798
- MILLIGAN, G. W.; COOPER, M. C. A study of standardization of variables in cluster analysis. *Journal of Classification*, v. 5, n. 2, p. 181–204, 1988. DOI: 10.1007/BF01897163
- MOSCHINI-CARLOS, V.; FREITAS, L.; POMPÊO, M. Limnological evaluation of water in the Rio Grande and Taquacetuba branches of the Billings Complex (São Paulo, Brazil) and management implications. *Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, v. 5, p. 47–59, 2010. DOI: 10.4136/1980-993X
- NOGRADY, T.; SEGERS, H. 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. SPB Academ ed. [s.l: s.n.]p. 264p. DOI: 10.1086/377864.

- OMETO, J. P. H. B.; MARTINELLI, L. A.; BALLESTER, M. V.; GESSNER, A.; KRUSCHE, A. V.; VICTORIA, R. L.; WILLIAMS, M. Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, south-east Brazil. *Freshwater Biology*, v. 44, n. 2, p. 327–337, 2000. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2000.00557.x
- OLIVEIRA, R. B. S.; CASTRO, C. M.; BAPTISTA, D. F. Desenvolvimento de índices multimétricos para utilização em programas de monitoramento biológico da integridade de ecossistemas aquáticos. *Oecologia brasiliensis*, v. 12, p. 487–505, 2008.
- PARMAR, T. K.; RAWTANI, D.; AGRAWAL, Y. K. Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. *Frontiers in Life Science*, v. 9, n. 2, p. 110–118, 2016. DOI: 10.1080/21553769.2016.1162753
- PERBICHE-NEVES, G.; BOXSHALL, G. A.; PREVIATTELLI, D.; NOGUEIRA, M. G.; DA ROCHA, C. E. F. Identification guide to some Diaptomid species (Crustacea, Copepoda, Calanoida, Diaptomidae) of “de la Plata” River Basin (South America). *ZooKeys*, v. 497, p. 1–111, 2015. DOI: 10.3897/zookeys.497.8091
- PEREIRA, A. P. S.; VASCO, A. N. do; BRITTO, F. B.; MÉLLO JÚNIOR, A. V.; NOGUEIRA, E. M. de S. Biodiversidade e estrutura da comunidade zooplancônica na Sub-bacia Hidrográfica do Rio Poxim, Sergipe, Brasil. *Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, v. 6, n. 2, p. 191–205, 2011. DOI: 10.4136/ambi-agua.194
- PETESSE, M.; PETRERE JR., M.; SPIGOLON, R. The hydraulic management of the Barra Bonita reservoir (SP, Brazil) as a factor influencing the temporal succession of its fish community. *Brazilian Journal of Biology*, v. 67, n. 3, p. 433–445, 2007. DOI: 10.1590/S1519-69842007000300008.
- POMARI, J.; KANE, D. D.; NOGUEIRA, M. G. Application of multiple-use indices to assess reservoirs water quality and the use of plankton community data for biomonitoring purposes. *International Journal of Hydrology*, v. 2, n. 2, 2018.
- POMPÊO, M. O Controle da Flora e Fauna Aquáticas pela Resolução CONAMA 467: Considerações Sobre a Normativa Brasileira. *Geography Department University of Sao Paulo*, v. 33, p. 24, 23 ago. 2017. DOI: 10.11606/rdg.v33i0.121065
- SAKAMOTO, M.; NAGATA, T.; HANAZATO, T.; MIYABARA, Y.; HA, J.-Y.; PARK, H.-D.; TODA, H.; OH, H.-J.; ODA, Y.; CHANG, K.-H. Long-term zooplankton community records (1996–2017) for Lake Suwa (Japan). *Ecological Research*, v. 33, n. 1, p. 1–1, 2017. DOI: 10.1007/s11284-017-1528-2
- SILVA, W. Diversity and distribution of the free-living freshwater Cyclopoida (Copepoda: Crustacea) in the Neotropics. *Brazilian Journal of Biology*, v. 68, n. 4 suppl, p. 1099–1106, nov. 2008. DOI: 10.1590/S1519-69842008000500016

- SØNDERGAARD, M.; LARSEN, S. E.; JØRGENSEN, T. B.; JEPPESEN, E. Using chlorophyll a and cyanobacteria in the ecological classification of lakes. *Ecological Indicators*, v. 11, n. 5, p. 1403–1412, 2011. DOI: 10.1016/j.ecolind.2011.03.002
- SØNDERGAARD, M.; JEPPESEN, E.; PEDER JENSEN, J.; LILDAL AMSINCK, S. Water Framework Directive: ecological classification of Danish lakes. *Journal of Applied Ecology*, v. 42, n. 4, p. 616–629, 2005. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2005.01040.x
- SOUSA, W.; ATTAYDE, J. L.; ROCHA, E. D. S.; ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M. The response of zooplankton assemblages to variations in the water quality of four man-made lakes in semi-arid northeastern Brazil. *Journal of Plankton Research*, v. 30, n. 6, p. 699–708, 2008. DOI: 10.1093/plankt/fbn032
- TEIXEIRA, C.; TUNDISI, J.; KUTNER, M. B. Plankton studies in a mangrove environment II: the standing stock and some ecological factors. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, v. 14, p. 13–41, 1965. DOI: 10.1590/S0373-55241965000100002
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; PARESCHI, D. C.; LUZIA, A. P.; VON HAEILING, P. H.; FROLLINI, E. H. A bacia hidrográfica do Tietê/Jacaré: estudo de caso em pesquisa e gerenciamento. *Estudos Avançados*, v. 22, n. 63, p. 159–172, 2008. DOI: 10.1590/S0103-40142008000200010.
- VALDERRAMA, J. C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*, v. 10, n. 2, p. 109–122, jan. 1981. DOI: 10.1016/0304-4203(81)90027-X
- WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. *Limnological Analyses*. [s.l.] Springer-Verlag, 1991. DOI: 10.1002/rrr.3450070410
- WU, N.; SCHMALZ, B.; FOHRER, N. Development and testing of a phytoplankton index of biotic integrity (P-IBI) for a German lowland river. *Ecological Indicators*, v. 13, n. 1, p. 158–167, 2012. DOI: 10.1016/j.ecolind.2011.05.022
- ZANATA, L. H.; ESPÍNDOLA, E. L. G. Longitudinal processes in Salto Grande reservoir (Americana, SP, Brazil) and its influence in the formation of compartment system. *Brazilian Journal of Biology*, v. 62, n. 2, p. 347–361, 2002. DOI: 10.1590/S1519-69842002000200019.
- ZHAO, K.; SONG, K.; PAN, Y.; WANG, L.; DA, L.; WANG, Q. Metacommunity structure of zooplankton in river networks: Roles of environmental and spatial factors. *Ecological Indicators*, v. 73, p. 96–104, 2017. DOI: 10.1016/j.ecolind.2016.07.026

CAPÍTULO 3 – GRUPOS FUNCIONAIS DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA EM RESERVATÓRIOS TROPICAIS

ABSTRACT

Reservoirs are artificial environments intended for different uses such as power generation and water supply. Despite the negative impact caused by river damming, these man-made lakes have a complex trophic chain. Zooplankton is present in this food web being responsible for nutrient recycling and considered an important link in energy flow. Researchs on functional traits are useful for understand the ecosystem dynamics as well a diversity of ecological niches. The aim of this study was to identify zooplankton functional groups. Sampling were performed in seven Brazilian reservoirs (Itupararanga, Atibainha, Salto Grande, Rio Grande, Igaratá, Barra Bonita e Broa). Water samples were collected to evaluate limnological parameters and vertical haulings with plankton net (68 μ m) were performed to identify species. Taxa were classified according to trophic group, reproduction mode, body length, habitat and feeding habitats. Our results showed a predominance of pelagic ciliates herbivore suspension feeder (30.76%) followed by pelagic herbivore suspension filter feeders (16.92%) and raptorial omnivores (15.38%). Other were classified as pelagic herbivore suspension with oral device (12.30%), ciliates littoral herbivores (12.30%), sucking herbivores (9.23%) and littoral scraper herbivores (3.07%). The dominance of herbivores may be related to phytoplankton biomass which is influenced by high nutrient concentration.

Keywords: Functional traits. Zooplankton. Bioindicators. Trophic state

RESUMO

Reservatórios são ambientes artificiais destinados a múltiplos usos como a geração de energia e abastecimento público. Apesar do impacto negativo causado pelo represamento de rios, esses lagos construídos pelo homem apresentam uma complexa teia trófica. A comunidade zooplânctônica está inserida nesse habitat sendo responsável pela reciclagem de nutrientes e também considerada um elo importante no fluxo de energia. Estudos sobre os traços funcionais permitem compreender a dinâmica ecossistêmica bem como se as mudanças ambientais interferem no nicho ecológico. Esse estudo teve como objetivo caracterizar os grupos funcionais do zooplâncton. Coletas foram realizadas em sete reservatórios no estado de São Paulo (Itupararanga, Atibainha, Salto Grande, Rio Grande, Igaratá, Barra Bonita e Broa). Amostras de água foram coletadas para determinação de parâmetros limnológicos e arrastos verticais na zona fótica com rede de plâncton 68 μ m foram efetuados para coleta dos organismos e identificação dos grupos funcionais. Os táxons foram classificados segundo seu grupo trófico, modo de reprodução, comprimento, hábitat e hábito alimentar. Os resultados mostraram predomínio de herbívoros suspensívoros pelágicos com cílios (30,76%) seguido por herbívoros suspensívoros pelágicos filtradores (16,92%) e em seguida onívoros raptoriais (15,38%). O restante foi representado por herbívoros suspensívoros pelágicos com aparelho bucal (12,30%), herbívoros litorâneos com cílios (12,30%), herbívoros sugadores (9,23%) e herbívoros raspadores litorâneos (3,07%). O predomínio de herbívoros pode estar relacionado a biomassa do fitoplâncton influenciados pela alta concentração de nutrientes.

Palavras-chave: Traços funcionais. Zooplâncton. Bioindicadores. Estado trófico

1. INTRODUÇÃO

Os ecologistas vêm tentando agrupar organismos com características similares em estrutura e função, como tamanho, forma, estratégias de vida e fisiologia, na tentativa de encontrar padrões simplificados da complexidade ambiental (BRASIL; HUSZAR, 2011; NISHIMURA *et al.* 2015). Os processos que estruturam as comunidades aquáticas podem estar associados a diversos fatores. Um deles é o fator regional que é determinante nas mudanças no meio físico, químico e biológico que por sua vez afetam a dinâmica das populações dentro de áreas relativamente pequenas e homogêneas (SHURIN, 2000). Além disso, o impacto da eutrofização artificial nos ecossistemas aquáticos continua sendo um fator preponderante na estruturação das comunidades (SAKAMOTO *et al.* 2017).

Nesse contexto, a diversidade de características funcionais fornece uma metodologia para abordar questões persistentes, através de seu duplo papel como um indicador dos mecanismos que impulsionam as diferenças na composição de espécies entre as comunidades e como um preditor de processos ecossistêmicos. Esses traços fornecem um meio de testar os mecanismos por trás da rotatividade de espécies entre as comunidades, considerando que a heterogeneidade ambiental, a competição e o distúrbio influenciam a aptidão das espécies por meio de suas características (MASON; BELLO, 2013).

A diversidade funcional (FD) é um componente importante da biodiversidade, mas em comparação com a diversidade taxonômica, os métodos de quantificação da diversidade funcional ainda são incipientes. Desse modo, a pesquisa ecológica está passando de uma abordagem baseada na determinação de espécies para uma abordagem funcional para entender melhor os mecanismos que governam a dinâmica das comunidades (PETCHEY; GASTON, 2002; LITCHMAN *et al.* 2013).

Estudos de traços funcionais têm sido limitados para alguns grupos como a comunidade fitoplanctônica e quase sempre negligenciados para o zooplâncton (BARNETT *et al.* 2007; OBERTEGGER *et al.* 2011; AZEVÊDO *et al.* 2015). O zooplâncton é composto por organismos que habitam a coluna d'água e são considerados importantes consumidores nos ecossistemas aquáticos. Estes animais exibem uma diversidade de características, estratégias ecológicas e história de vida. O grupo é considerado um elo importante na cadeia trófica e na transferência da

energia (SOUZA *et al.* 2013). O objetivo geral deste estudo foi caracterizar os grupos funcionais do zooplâncton e relacionar os dados com as variáveis limnológicas.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Delineamento amostral

Amostragens foram realizadas em sete reservatórios do estado de São Paulo (Itupararanga, Atibainha, Salto Grande, Rio Grande, Igaratá, Barra Bonita e Broa) entre junho e outubro de 2015. Considerou-se três áreas em cada corpo d'água compreendendo a zona de barragem, entrada do rio e região de transição (Kimmel *et al.* 1990) totalizando 21 pontos amostrais (DE-CARLI *et al.* 2018). Foram obtidas amostras de água através de mangueiras de diferentes comprimentos para determinação de nitrogênio inorgânico dissolvido (DIN) (WETZEL; LIKENS, 1991; WEDYAN *et al.* 2016), fósforo total (TP) (VALDERRAMA, 1981) e clorofila-a (CLa) (LORENZEN, 1967). O índice de estado trófico (IET) adaptado de Lamparelli (2004) foi calculado através da média entre o IET do fósforo total e o IET da clorofila-a.

Em relação ao zooplâncton, amostras foram coletadas através de arrastos verticais com rede de plâncton de 68 µm na zona fótica (COLE, 2.7 *SD) nos mesmos pontos de coleta das amostras de água. A contagem dos organismos foi realizada através de subamostragem, retirando no mínimo cinco alíquotas de 5 mL visando atingir o número de 100 indivíduos da espécie mais abundante e um baixo coeficiente de variação entre as alíquotas analisadas (CETESB, 2012). Para determinação do comprimento corporal total os espécimes foram mensurados por meio de fotografias com as devidas escalas através do software AxioVision® da Zeiss.

2.2 Grupos funcionais

Com analisar os grupos da comunidade zooplânctônica (Rotifera e Crustacea), cinco atributos funcionais foram utilizados (BARNETT *et al.* 2007; SILVA, 2015; CASTILHO, 2018). As cinco características foram grupo trófico, modo de reprodução, comprimento, hábitat e hábito alimentar. Em relação ao habitat, os organismos foram classificados como pelágicos (estritamente coluna d'água) ou litorâneos (preferência pelo modo de vida associado ao sedimento ou macrófitas). Para o grupo trófico, os

espécimes foram classificados como herbívoros, pequenos onívoros ($\leq 249 \mu\text{m}$) e grandes onívoros ($> 250 \mu\text{m}$) (MOREIRA *et al.* 2016; CASTILHO, 2018). Para o modo de reprodução, os indivíduos foram classificados com reprodução sexuada (Copepoda) e assexuada (Rotifera e Cladocera). Para o hábito alimentar, os organismos foram classificados como suspensívoros filtradores (o recurso alimentar é deslocado até as estruturas filtradoras por meio da corrente d'água), suspensívoros com aparelho bucal (a busca de alimentos é realizada através de aparelhos bucais), suspensívoros com cílios (captura de alimento através de cílios), raspadores (alimentam-se de material aderido ao substrato), raptorais (busca ativa considerados predadores), sugadores (uso do mástax para captura de detritos) (CASTILHO, 2018).

Para verificar a similaridade dos grupos formados pelas espécies e respectivos atributos funcionais, um dendograma baseado na distância de Gower foi elaborado. Esse método engloba tanto variáveis qualitativas como quantitativas (MOURA *et al.* 2010). A estrutura dos grupos funcionais foi mensurada através da uniformidade funcional (regularidade da distribuição da abundância no espaço funcional), divergência funcional (divergência da distribuição de abundância) e dispersão funcional (VILLÉGER *et al.* 2008). Uma análise de variância (ANOVA) foi aplicada para testar diferenças entre as métricas de FD em ambientes com diferentes trofia. Um teste de correlação foi efetuado para verificar a relação dos índices ecológicos e variáveis limnológicas. As análises foram realizadas nos softwares Past 2.17 (HAMMER *et al.* 2001) e FDiversity, sendo que os dados foram padronizados segundo Milligan e Copper (1988).

3. RESULTADOS

Os dados limnológicos estão representados na tabela 1. Pode-se constatar que os reservatórios Salto Grande, Barra Bonita, Broa, Itupararanga e Rio Grande foram considerados eutróficos. Os demais (Atibainha e Igaratá) foram considerados mesotróficos. Dos 65 táxons inventariados, a maioria foi classificada como herbívoro suspensívoro pelágico com cílios (30,76%) seguido por herbívoro suspensívoro pelágico filtrador (16,92%) e em seguida onívoros raptorais (15,38%). O restante foi representado por herbívoros suspensivos pelágicos com aparelho bucal (12,30%) e litorâneos com cílios (12,30%), sugadores herbívoros (9,23%) e herbívoros raspadores litorâneos (3,07%) (TABELA 2). Em termos de abundância relativa, os

onívoros raptorais foram predominantes (39,08%) considerando todos os pontos de amostragem, sendo que na parte central do reservatório Itupararanga constatou-se o maior percentual desse grupo (80,69%), representado principalmente pelo gênero *Asplanchna* (FIGURA 1).

Os valores de dispersão funcional (FDis) variaram de 0,31 a 0,59; o índice de equitabilidade funcional (FEve) variou entre 0,15 e 0,29; para divergência funcional os dados (FDiv) variaram entre 0,46 a 0,83 (TABELA 3). Os resultados da ANOVA não apontaram diferenças significativas ($p > 0,05$) entre os índices FDis, FEve e FDiv considerando os diferentes graus de trofia (meso e eutrófico). Uma correlação significativa foi encontrada ($p < 0,05$) entre fósforo total e a abundância de herbívoros suspensívoros pelágicos filtradores (TABELA 4).

Em relação a análise de cluster, foi possível observar quatro agrupamentos (coeficiente cofenético = 0,89). O primeiro, denominado aqui como G1, foi composto por rotíferos predominantemente litorâneos e herbívoros. O segundo, denominado como G2, foi composto por cládoceros tipicamente pelágicos, herbívoros e com reprodução assexuada. O terceiro e maior agrupamento (G3) foi composto por espécimes pequenos do filo Rotifera ($< 250 \mu\text{m}$), herbívoros e com reprodução assexuada. O último agrupamento (G4) foi composto basicamente por copépodes herbívoros e onívoros com reprodução sexuada. As demais espécies, excluídas da formação de agrupamentos foram *Asplanchna* sp. que é considerado um grande onívoro e o mais abundante e indivíduos do gênero *Daphnia*, considerado herbívoro filtrador de grande porte (FIGURA 2).

Tabela 1 - 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.

Estação	DIN µg/L	TP µg/L	CLa µg/L	TSI	
SG-R	908,32	115,30	26,73	69	HI
SG-C	355,78	100,19	13,75	67	SU
SG-D	399,25	69,12	19,38	67	SU
BB-R	2063,54	95,15	15,64	67	SU
BB-C	845,29	64,93	11,63	65	SU
BB-D	382,94	70,80	3,74	63	EU
BR-R	66,90	28,83	30,07	65	SU
BR-C	27,75	18,75	29,74	64	SU
BR-D	38,01	27,99	38,09	66	SU
IT-R	89,25	28,83	8,82	62	EU
IT-C	60,66	13,71	5,35	59	ME
IT-D	63,67	14,55	9,76	60	EU
AT-R	244,32	7,50	7,64	58	ME
AT-C	102,67	7,50	5,51	57	ME
AT-C5	73,74	7,50	2,17	55	ME
RG-R	571,39	33,86	5,16	61	EU
RG-C	604,83	21,27	5,12	60	EU
RG-D	663,52	7,50	9,80	58	ME
IG-R	106,40	7,50	0,40	50	OL
IG-2	104,73	17,07	0,67	54	ME
IG-E	73,50	7,50	3,61	56	ME

Fonte: autoria própria

Legenda: (R e 2, entrada de água; C, região central, D, barragem; C5, canal; E, saída de água; 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).

Tabela 2 - Lista dos táxons identificados e grupos tróficos (GT) nos reservatórios Atibainha (AT), Barra Bonita (BB), Itupararanga (IT), Salto Grande (SG), Broa (BR), Rio Grande (RG) e Igaratá (IG).

Táxon	GT	Táxon	GT
Copepoda		Rotifera	
Copepodito (Ccala)	HSPAB	<i>Anuraeopsis</i> sp. (Anuraeo)	HSPC
Nauplius (Ncala)	HSPAB	<i>Ascomorpha</i> sp. (Ascomorpha)	HSP
<i>Notodiaptomus cearensis</i> (Ncearensis)	HSPAB	<i>Asplanchna brightwellii</i> (Abright)	OR
<i>Notodiaptomus conifer</i> (Nconifer)	HSPAB	<i>Asplanchna</i> sp. (Asplanchna)	OR
<i>Notodiaptomus henseni</i> (Nhenseni)	HSPAB	Bdelloidea (Bdelloidea)	HSLC
<i>Notodiaptomus iheringi</i> (Niheringi)	HSPAB	<i>Brachionus angularis</i> (Bangularis)	HSPC
<i>Notodiaptomus</i> sp. (Notodi)	HSPAB	<i>Brachionus calyciflorus</i> (Bcalycifl)	HSPC
Copepodito (Ccylo)	OR	<i>Brachionus caudatus</i> (Bcaudatus)	HSPC
Nauplius (Ncylo)	HSPAB	<i>Brachionus falcatus</i> (Bfalcatus)	HSPC
<i>Mesocyclops longisetus</i> (Mlongise)	OR	<i>Brachionus havanaensis</i> (Bhava)	HSPC
<i>Mesocyclops ogunnus</i> (Mogunnus)	OR	<i>Brachionus mirus</i> (Bmirus)	HSPC
<i>Mesocyclops</i> sp. (Mesocycl)	OR	<i>Brachionus plicatilis</i> (Bplicatilis)	HSPC
<i>Metacyclops</i> sp. (Metacyc)	OR	<i>Brachionus</i> sp. (Brachionus)	HSPC
<i>Thermocyclops decipiens</i> (Tdecipiens)	OR	<i>Brachionus variabilis</i> (Bvariabilis)	HSPC
<i>Thermocyclops minutus</i> (Tminutus)	OR	<i>Collotheca</i> sp. (Collotheca)	HSLC
<i>Thermocyclops</i> sp. (Thermocyc)	OR	<i>Conochilus unicornis</i> (Cunicornis)	HSLC
Cladocera		<i>Epiphanes</i> sp. (Epiphanes)	HSLC
<i>Alona</i> sp. (Alona)	HRL	<i>Euchlanis</i> sp. (Euchlanis)	HSLC
<i>Bosmina freyi</i> (Bfrey)	HSPF	<i>Filinia opoliensis</i> (Fopolie)	HSPC
<i>Bosmina</i> sp. (Bosmina)	HSPF	<i>Filinia</i> sp. (Filinia)	HSPC
<i>Bosminopsis deitersi</i> (Bdeitersi)	HSPF	<i>Hexarthra</i> sp. (Hexarthra)	HSPC
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> (Ccornuta)	HSPF	<i>Kellicottia bostoniensis</i> (Kboston)	HSPC
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> (Csilvestrii)	HSPF	<i>Keratella americana</i> (Kameri)	HSPC
<i>Ceriodaphnia</i> sp. (Ceriodap)	HSPF	<i>Keratella cochlearis</i> (Kcochle)	HSPC
Chydoridae (Chydoridae)	HRL	<i>Keratella quadrata</i> (Kquadra)	HSPC
<i>Daphnia gessneri</i> (Dgessneri)	HSPF	<i>Keratella</i> sp. (Keratella)	HSPC
<i>Daphnia</i> sp. (Daphnia)	HSPF	<i>Keratella tropica</i> (Ktropica)	HSPC
<i>Diaphanosoma</i> sp. (Diaphan)	HSPF	<i>Lecane</i> sp. (Lecane)	HSLC
<i>Diaphanosoma spinulosum</i> (Dspinu)	HSPF	<i>Lepadella</i> sp. (Lepadella)	HSLC
<i>Moina</i> sp. (Moina)	HSPF	<i>Polyarthra vulgaris</i> (Pvulgaris)	HSP
		<i>Pompholyx</i> sp. (Pomphol)	HSPC
		<i>Ptygura</i> sp. (Ptygura)	HSLC
		<i>Synchaeta stylata</i> (Sstylata)	HSP
		<i>Trichocerca capucina</i> (Tcapuc)	HSP
		<i>Trichocerca longiseta</i> (Tlongi)	HSP
		<i>Trichocerca</i> sp. (Trichocerca)	HSP

Fonte: autoria própria

Legenda: herbívoro suspensívoro pelágico com cílios (HSPC); herbívoro sugador pelágico (HSP); onívoro raptorial (OR); herbívoro suspensívoro litorâneo com cílios (HSLC); herbívoro suspensívoro pelágico com aparelho bucal (HSPAB); herbívoro rapaspador litorâneo (HRL); herbívoro suspensívoro pelágico filtrador (HSPF).

Tabela 3 - Valores dos índices de diversidade funcional nos reservatórios Atibainha (AT), Barra Bonita (BB), Itupararanga (IT), Salto Grande (SG), Broa (BR), Rio Grande (RG) e Igaratá (IG).

Índices/reservatórios	FEve	FDiv	FDis
Atibainha	0,26	0,71	0,59
Itupararanga	0,15	0,46	0,25
Igaratá	0,17	0,49	0,31
Barra Bonita	0,22	0,48	0,37
Salto Grande	0,24	0,76	0,58
Broa	0,29	0,70	0,57
Rio Grande	0,18	0,83	0,37

Fonte: autoria própria

Legenda: equitabilidade funcional (FEve), diversidade funcional (FDiv) e dispersão funcional (FDis).

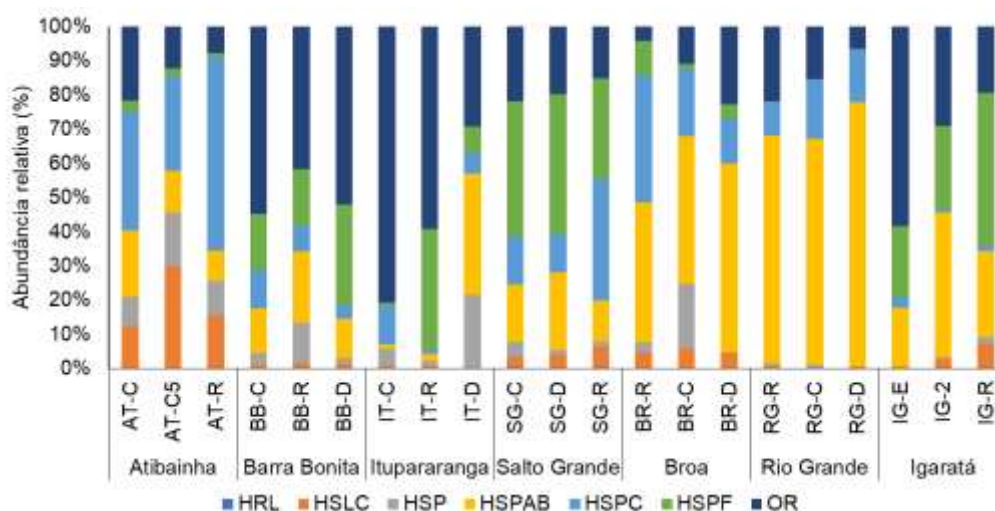
Tabela 4 - Correlação entre variáveis limnológicas e abundância dos grupos funcionais da comunidade zooplancônica. Valores em negrito indicam correlação significativa ($p < 0,05$).

Variáveis/Grupos	HSLC	HSP	HSPAB	HSPC	HSPF	OR
Nitrogênio inorgânico dissolvido	-0,07	-0,17	0,18	0,22	0,12	0,21
Clorofila-a	-0,08	0,06	-0,02	0,24	-0,04	-0,39
Fósforo total	-0,08	-0,01	0,02	0,11	0,44	0,29
Índice de estado trófico	-0,08	0,07	-0,06	0,25	0,26	0,01

Fonte: autoria própria

Legenda: herbívoro suspensívoro pelágico com cílios (HSPC); herbívoro sugador pelágico (HSP); onívoro raptorial (OR); herbívoro suspensívoro litorâneo com cílios (HSLC); herbívoro suspensívoro pelágico com aparelho bucal (HSPAB); herbívoro rapaspador litorâneo (HRL); herbívoro suspensívoro pelágico filtrador (HSPF)

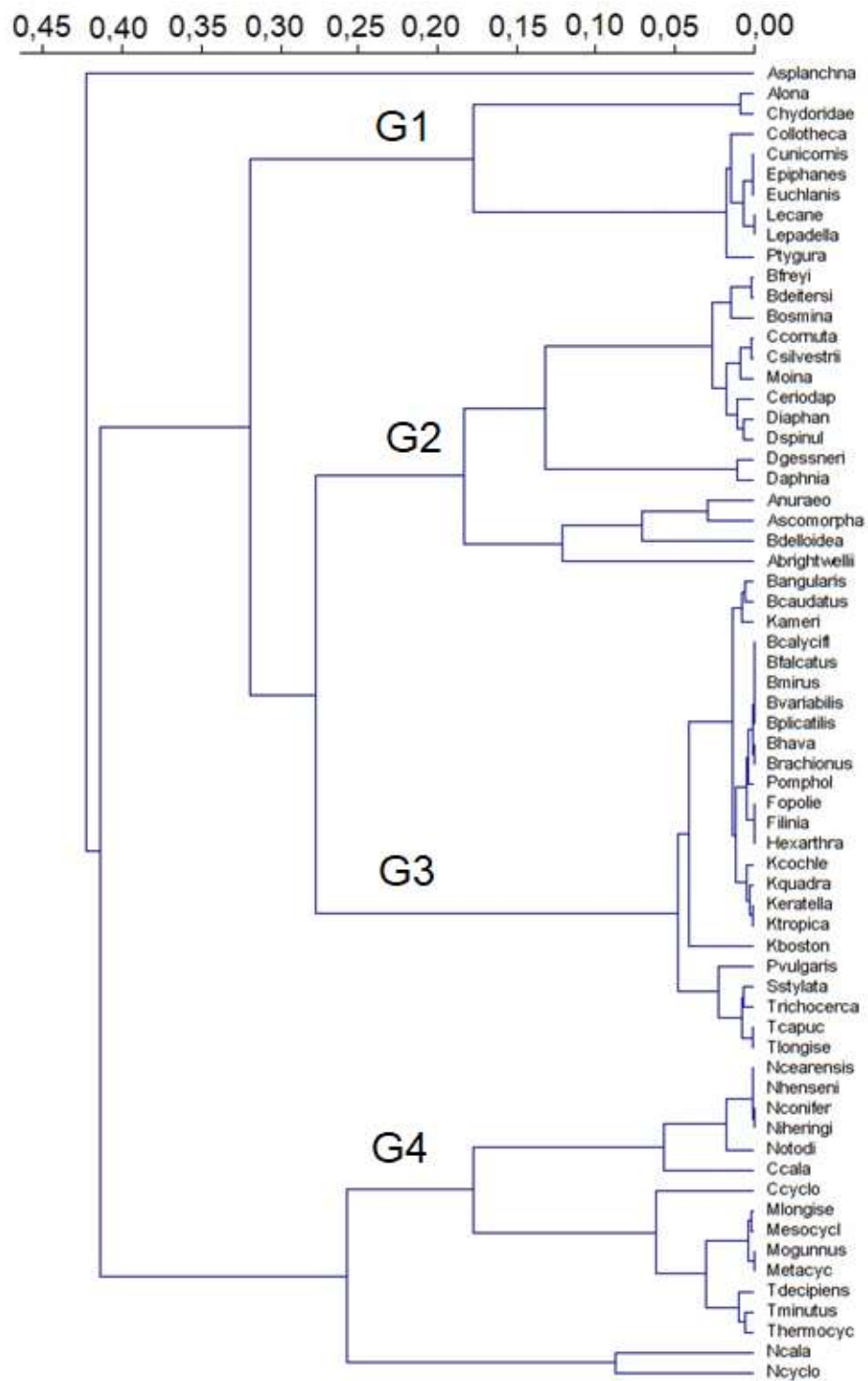
Figura 1 - Abundância relativa (%) dos grupos funcionais nos reservatórios Atibainha, Barra Bonita, Itupararanga, Salto Grande, Broa, Rio Grande e Igaratá.



Fonte: autoria própria

Legenda: herbívoro suspensívoro pelágico com cílios (HSPC); herbívoro sugador pelágico (HSP); onívoro raptorial (OR); herbívoro suspensívoro litorâneo com cílios (HSLC); herbívoro suspensívoro pelágico com aparelho bucal (HSPAB); herbívoro rapaspador litorâneo (HRL); herbívoro suspensívoro pelágico filtrador (HSPF).

Figura 2 - Dendograma da distância de Gower efetuado com os táxons identificados. Coeficiente cofenético = 0,89



Fonte: autoria própria

Legenda: ver Tabela 2

4. DISCUSSÃO

Estudos sobre a diversidade funcional do zooplâncton ainda são escassos. A utilização dos grupos funcionais como medida de diversidade tem um papel importante no funcionamento do ecossistema. Os efeitos das mudanças ambientais nos ecossistemas condicionam as funções biológicas, como tipo de alimentação e posição trófica de determinadas espécies (NEVALAINEN; LUOTO, 2015).

As maiores mudanças nos traços funcionais são verificadas através de aumentos de pequenos filtradores e predadores planctônicos. Alguns filtradores respondem durante a sucessão eutrófica-hipereutrófica. A relação entre diversidade e estado trófico do lago/reservatório pode estar associada a diversificação de recursos e teias alimentares. Essa diversidade está fortemente correlacionada com variáveis relacionadas à produtividade, sugerindo que o acesso a recursos foi o principal processo restritivo sobre os traços funcionais do zooplâncton. Este padrão é demonstrado pelos cladóceros predominantemente herbívoros em oposição aos copépodos, comumente onívoros e às também carnívoros (VOGT *et al.* 2013; NEVALAINEN; LUOTO, 2015). No presente estudo, observou-se uma correlação entre os dados de abundância de herbívoros pelágicos (HSPF) e fósforo total.

A presença massiva de rotíferos predadores (*Asplanchna* spp.) foi constatada nos reservatórios Barra Bonita e Ituparanga. Nas demais represas, herbívoros suspensívoros pelágicos com aparelho bucal e filtradores teve maior abundância. O gênero *Asplanchna* (onívoro) apresentou maior abundância no presente estudo. Pode-se inferir que os baixos valores de diversidade e dispersão funcional para a represa Ituparanga (FDiv = 0,46 e FDis = 0,25) possam estar associados ao predomínio de *Asplanchna* spp. implicando em uma baixa diferenciação de nichos e consequentemente uma maior competição por recursos (GILBERT, 2014).

Em um lago no estado de Minas Gerais, Josué *et al.* (2018) sugeriram que a dominância de cianobactérias pode causar modificações na composição do zooplâncton e reduzir a FDis. Por outro lado, Massicotte *et al.* (2014) relataram que o zooplâncton pode apresentar maior riqueza de espécies em habitats heterogêneos e instáveis, sugerindo que as espécies zooplanctônicas podem coexistir. Em lagoas impactadas por atividades de mineração, Moreira *et al.* (2016) descreveram uma baixa diversidade funcional do zooplâncton, com uma constância regular de espécies micrófagas em todas as estações. Esse estudo sugere que a homogeneidade trófica

está provavelmente relacionada as restrições ambientais locais (por exemplo, recursos alimentares, turbidez, contaminação por metais).

Não foi possível detectar diferenças significativas entre os índices de FD considerando as áreas mais eutróficas e mesotróficas. Nos locais onde verifica-se um maior enriquecimento de nutrientes, a comunidade zooplanctônica apresenta uma melhor adaptação ao consumo desse recurso. Schwind *et al.* (2016) destacaram que os traços funcionais de amebas testáceas planctônicas são fortemente influenciadas pela composição de recursos alimentares (clorofila-a).

A alta diversidade pode estar relacionada a heterogeneidade de habitats conforme o tipo e tamanho do reservatório. A diversidade de espécies que um ambiente pode apresentar depende de sua capacidade de suporte na utilização de recursos e na exploração de nichos. Ambientes eutrofizados oferecem maior amplitude de recursos o que permite uma maior especialização de nichos (MATSUMURA-TUNDISI *et al.* 1990).

No lago da Batata no estado do Amazonas, a diversidade funcional do zooplâncton foi associada ao tamanho do lago. O grupo de variáveis ligadas ao tamanho do corpo d'água foi composto por profundidade, valor do disco de Secchi, turbidez e sólidos em suspensão. Maiores valores de turbidez e de sólidos em suspensão ocorreram em menores profundidades devido à ressuspensão do sedimento pelo vento em períodos de menor nível d'água (SODRÉ, 2014).

Um maior valor do índice de diversidade funcional foi observado no braço Rio Grande, represa Billings. Nesse local observa-se diversos compartimentos ambientais relacionadas principalmente à sua conformação dendrítica, associada às atividades antrópicas, como a ocupação do seu entorno (CARDOSO-SILVA *et al.* 2014). Em seguida, o reservatório Salto Grande apresentou os maiores índices de diversidade e dispersão funcional.

Nesses casos pode-se inferir que o enriquecimento artificial de nutrientes pode ter sido um dos principais fatores influentes nas mudanças observadas nos traços funcionais. A baixa diversidade funcional do zooplâncton sugere que os processos relacionados a estrutura da comunidade são expostos a filtros ambientais conduzindo uma convergência de características funcionais. A ocorrência de baixa diversidade funcional apesar de uma representativa riqueza é um padrão comumente registrado em áreas tropicais (SILVA, 2015).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Estudos com enfoque nos traços funcionais têm se tornado uma ferramenta auxiliar importante para verificar mudanças no ecossistema. Verificou-se que os traços funcionais não foram influenciados pelos diferentes graus de trofia. Assim, outro fator ou uma combinação de fatores ambientais está atuando na diversidade funcional do zooplâncton. Alguns organismos do plâncton têm capacidade de alterar seu comportamento alimentar em algumas condições. Para entender esse processo, estudos experimentais são necessários para investigar o papel de cada espécie no ecossistema aquático e como seus atributos funcionais se comportam no decorrer das mudanças ambientais.

REFERÊNCIAS

- AZEVEDO, D. J. S.; BARBOSA, J. E. L.; GOMES, W. I. A.; PORTO, D. E.; MARQUES, J. C.; MOLOZZI, J. Diversity measures in macroinvertebrate and zooplankton communities related to the trophic status of subtropical reservoirs: Contradictory or complementary responses? *Ecological Indicators*, v. 50, p. 135–149, mar. 2015.
- BARNETT, A. J.; FINLAY, K.; BEISNER, B. E. Functional diversity of crustacean zooplankton communities: towards a trait-based classification. *Freshwater Biology*, v. 52, n. 5, p. 796–813, maio 2007.
- BRASIL, J.; HUSZAR, V. L. O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton continental. *Oecologia Australis*, v. 15, n. 4, p. 799–834, 2011.
- CARDOSO-SILVA, S.; NISHIMURA, P. Y.; PADIAL, P. R.; MARIANI, C. F.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M. L. M. Compartimentalização e qualidade da água: o caso da Represa Billings. *Bioikos*, v. 28, n. 1, p. 31–43, 2014.
- CASTILHO, M. C. A. O papel da comunidade zooplanctônica em estados limnológicos alternativos em uma lagoa rasa. 2018. Tese (Doutorado em Zoologia) - Instituto de Biociências de Botucatu, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, 2018. 134p.
- CETESB. 2012. Companhia ambiental do Estado de São Paulo. Norma Técnica L5.304 - Zooplâncton de Água Doce. Métodos Qualitativo e Quantitativo. [s.l: s.n.].
- COLE, G. Textbook of Limnology. 2ª ed. [s.l.] Mosby Company, 1979.
- DE-CARLI, B. P.; DE ALBUQUERQUE, F. P.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M. Zooplankton community and their relationship with water quality in São Paulo State reservoirs. *Iheringia - Serie Zoologia*, v. 108, 2018.

- FATORETO SCHWIND, L. T.; ARRIEIRA, R. L.; DÉO DIAS, J.; RESSYÉ SIMÕES, N.; COSTA BONECKER, C.; LANSAC-TÔHA, F. A. Effect of daily variation on the seasonality of testate amoebae community structure in different environments of a Neotropical floodplain. *Journal of Limnology*, 13 ago. 2015.
- GILBERT, J. J. Morphological and behavioral responses of a rotifer to the predator *Asplanchna*. *Journal of Plankton Research*, v. 36, n. 6, p. 1576–1584, 1 nov. 2014.
- HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. .; RYAN, P. . PAST: PALEONTOLOGICAL STATISTICS SOFTWARE PACKAGE FOR EDUCATION AND DATA ANALYSIS. *Palaeontologia Electronica*, v. 4, n. 1, p. 9, 2001.
- JOSUÉ, I. I. P.; CARDOSO, S. J.; MIRANDA, M.; MUCCI, M.; GER, K. A.; ROLAND, F.; MARINHO, M. M. Cyanobacteria dominance drives zooplankton functional dispersion. *Hydrobiologia*, 19 jul. 2018.
- KIMMEL, B. L. .; LIND, O. T.; PAULSON, L. J. Reservoir primary production. In: THORTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. (Ed.). *Reservoir limnology: ecological perspectives*. [s.l.] Wiley Interscience, 1990. p. 133–194.
- LAMPARELLI, M. C. Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. 2004. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 2004.
- LITCHMAN, E.; KLAUSMEIER, C. A. Trait-Based Community Ecology of Phytoplankton. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 39, n. 1, p. 615–639, dez. 2008.
- LITCHMAN, E.; OHMAN, M. D.; KIØRBOE, T. Trait-based approaches to zooplankton communities. *Journal of Plankton Research*, v. 35, n. 3, p. 473–484, 1 maio 2013.
- LORENZEN, C. J. DETERMINATION OF CHLOROPHYLL AND PHEO-PIGMENTS: SPECTROPHOTOMETRIC EQUATIONS¹. *Limnology and Oceanography*, v. 12, n. 2, p. 343–346, abr. 1967.
- MASON, N. W. H.; DE BELLO, F. Functional diversity: a tool for answering challenging ecological questions. *Journal of Vegetation Science*, v. 24, n. 5, p. 777–780, set. 2013.
- MASSICOTTE, P.; FRENETTE, J.-J.; PROULX, R.; PINEL-ALLOUL, B.; BERTOLO, A. Riverscape heterogeneity explains spatial variation in zooplankton functional evenness and biomass in a large river ecosystem. *Landscape Ecology*, v. 29, n. 1, p. 67–79, 10 jan. 2014.
- MATSUMURA-TUNDISI, 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 = Brazilian Journal of Biology*, v. 50, n. 4, p. 923–935, 1990.
- MILLIGAN, G. W.; COOPER, M. C. A study of standardization of variables in cluster analysis. *Journal of Classification*, v. 5, n. 2, p. 181–204, set. 1988.
- MOREIRA, F. W. A.; LEITE, M. G. P.; FUJACO, M. A. G.; MENDONÇA, F. P. C.; CAMPOS, L. P.; ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M. Assessing the impacts of mining activities on zooplankton functional diversity. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 28, 2016.
- MOURA, M. da C. C.; GONÇALVES, L. S.; SUDRÉ, C. P.; RODRIGUES, R.; AMARAL JÚNIOR, A. T. do; PEREIRA, T. N. Algoritmo de Gower na estimativa da divergência genética em germoplasma de pimenta. *Horticultura Brasileira*, v. 28, n. 2, p. 155–161, jun. 2010.
- NEVALAINEN, L.; LUOTO, T. P. Relationship between cladoceran (Crustacea) functional diversity and lake trophic gradients. *Functional Ecology*, v. 31, n. 2, p. 488–498, fev. 2017.
- NISHIMURA, P. Y.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M. L. M. O estudo fitoplâncton com base nos grupos funcionais: origens e um vislumbre sobre seu futuro. In: POMPÊO, M. L. M.; MOSCHINI-CARLOS, V.; NISHIMURA, P. Y.; CARDOSO-SILVA, S.; LOPEZ-DOVAL, J. (Ed.). *Ecologia de reservatórios e interfaces*. São Paulo: Instituto de Biociências – IB/USP, 2015. p. 460.
- OBERTEGGER, U.; SMITH, H. A.; FLAIM, G.; WALLACE, R. L. Using the guild ratio to characterize pelagic rotifer communities. *Hydrobiologia*, v. 662, n. 1, p. 157–162, 1 mar. 2011.
- PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters*, v. 5, n. 3, p. 402–411, maio 2002.
- SAKAMOTO, M.; NAGATA, T.; HANAZATO, T.; MIYABARA, Y.; HA, J.-Y.; PARK, H.-D.; TODA, H.; OH, H.-J.; ODA, Y.; CHANG, K.-H. Long-term zooplankton community records (1996–2017) for Lake Suwa (Japan). *Ecological Research*, v. 33, n. 1, p. 1–1, 2018.
- SHURIN, J. B. Dispersal limitation, invasion resistance, and the structure of pond zooplankton communities. *Ecology*, v. 81, n. 11, p. 3074–3086, 2011.
- SILVA, L.C. A comunidade zooplancônica de rios amazônicos na área de influência da Usina Hidrelétrica de Santo Antônio do Madeira, RO: diferentes abordagens no monitoramento. 2015. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2015, 335p.
- SODRÉ, E. de.O. Diversidade funcional da comunidade zooplancônica em um lago de planície de inundação. 2014. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2014, 78p.

- SOUZA, T. R.; NUNES, M. V.; DA SILVA, L. C. Comunidade zooplanctônica e seu uso como bioindicadora do estado trófico de uma região do reservatório da UHE de Furnas. IX Fórum Ambiental da Alta Paulista, v. 9, n. 11, p. 546–559, 2013.
- VALDERRAMA, J. C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*, v. 10, n. 2, p. 109–122, jan. 1981.
- VILLÉGER, S.; MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, v. 89, n. 8, p. 2290–2301, ago. 2008.
- VOGT, R. J.; PERES-NETO, P. R.; BEISNER, B. E. Using functional traits to investigate the determinants of crustacean zooplankton community structure. *Oikos*, v. 122, n. 12, p. 1700–1709, dez. 2013.
- WEDYAN, M.; HARAHSHEH, A. A.; QNAISB, E. Determination of the Fate of Dissolved Organic Nitrogen in the Three Wastewater Treatment Plants, Jordan. *The International Journal of Environmental and Science Education*, v. 11, n. 6, 26 abr. 2016.
- WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. *Limnological Analyses*. [s.l.] Springer-Verlag, 1991.

3. CONCLUSÕES FINAIS DA TESE

Com base na caracterização físico-química bem como nas análises ecológicas, pode-se concluir que a maioria dos reservatórios está diretamente exposto as consequências do enriquecimento artificial de nutrientes. Vale ressaltar que os reservatórios Salto Grande, Barra Bonita e Broa apresentaram elevado grau de trofia. Os demais reservatórios foram considerados meso-eutróficos.

No capítulo 1 foi possível detectar diferentes respostas dos organismos em relação as mudanças das condições ambientais e também táxons oportunistas com a capacidade de se adequar em condições eutróficas e com elevada biomassa algal. Alguns táxons, principalmente cladóceros, apresentaram maior sensibilidade as mudanças da qualidade da água sendo encontrados principalmente em ambientes com maior transparência.

Através do levantamento dos dados bióticos e abióticos, essa pesquisa desenvolveu um índice ecológico com intuito de descrever a qualidade ambiental de reservatórios do estado de São Paulo. Apesar dos inúmeros estudos acerca de índices de qualidade da água encontrados literatura científica, ainda não há um consenso sobre a utilização das métricas. Os dados resultantes do capítulo 2 apresentaram relação significativa com os indicadores e com isso a métrica em questão pode considerada um complemento para avaliação das águas. Para utilização do índice proposto em outras localidades, recomenda-se a inclusão dos valores conforme a região e a variável ambiental estudada.

No último capítulo (Capítulo 3) foi identificado os traços funcionais da comunidade zooplancônica. Os valores do índice de diversidade funcional não variaram segundo os graus de trofia. Observou-se uma maior abundância de herbívoros seguida de organismos onívoros com hábito estritamente carnívoro. Em um ambiente equilibrado espera-se uma uniformidade na distribuição dos indivíduos. Em alguns reservatórios foi observada um predomínio de onívoros. As variações detectadas podem ser reflexos da ação de filtros ambientais atuantes na coluna d'água. Além disso, foi evidenciado uma correlação moderada entre os dados de abundância e da concentração de nutrientes.

ANEXO A – Cópia de Artigo publicado na Revista Ambiente & Água



Variação espacial e sazonal do zooplâncton nos reservatórios do Sistema Cantareira, Brasil

doi:10.4136/ambi-agua.1935

Received: 08 May 2016; Accepted: 20 Apr. 2017

Bruno Paes De-Carli^{1*}; Júlio César Lopez Doval²;
Eduardo Henrique Costa Rodrigues³;
Marcelo Luiz Martins Pompêo²

¹Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (UNESP), Sorocaba, SP, Brasil
Pós-Graduação em Ciências Ambientais

²Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo (IB-USP), São Paulo, SP, Brasil
Departamento de Ecologia

*Autor correspondente: e-mail: bpdcarli@yahoo.com.br,
jcelopezdoval@gmail.com, ehc.1988@hotmail.com, mpompoe@ib.usp.br

RESUMO

Neste estudo investigou-se a variação espacial e sazonal da comunidade zooplancônica e sua relação com as características físicas, químicas e biológicas da água em cinco reservatórios (Jaguari, Jacaré, Cachoeira, Atibainha e Paiva Castro) do sistema Cantareira. Amostragens foram realizadas em maio/junho e novembro/dezembro de 2013 em 19 pontos. Para verificar a similaridade dos atributos zooplancônicos, efetuou-se uma análise de similaridade bifatorial e um ordenamento multidimensional não-métrico. A relação entre os descritores biológicos e ambientais foi examinada usando-se correlação de Pearson. Um total de 35 táxons foi identificado. Os rotíferos predominaram em termos de riqueza e os juvenis de Copepoda seguidos por *Bosmina freyi* foram os mais abundantes. Em geral, os locais apresentaram condições mesotróficas com exceção do reservatório Jaguari considerado eutrófico. Com base nas análises, foi evidenciado uma variação espaço-sazonal e correspondência entre descritores ambientais e a densidade. A morfometria do reservatório, o tempo de residência, as interações ecológicas e as mudanças de qualidade da água podem ser fatores que explicam a variabilidade observada.

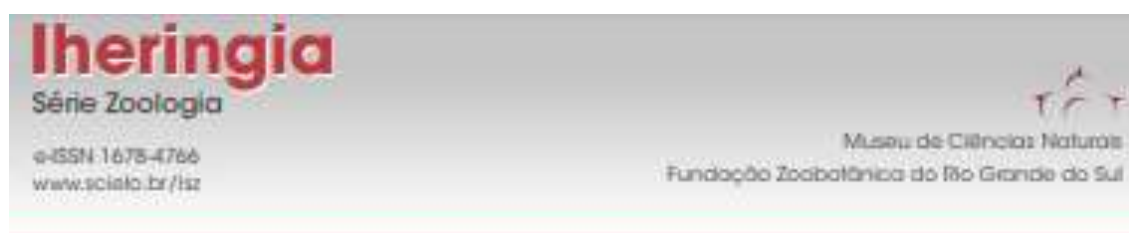
Palavras-chave: bioindicador, comunidade zooplancônica, limnologia.

Spatial and seasonal variation of zooplankton in reservoirs of the Cantareira system, Brazil

ABSTRACT

This study examined the spatial and seasonal variation of zooplanktonic communities and their relationship to the physical, chemical and biological properties of water in five reservoirs (Jaguari, Jacaré, Cachoeira, Atibainha e Paiva Castro) of the Cantareira system. Sampling was performed in May/June and November/December 2013 at 19 sites. To verify similarity of zooplankton attributes, we applied a two-way similarity analysis and a non-metric multidimensional scaling. Relationship between biological and environmental descriptors was examined by Pearson correlation. A total of 35 taxa was identified. Rotifers were predominant

ANEXO B – Cópia de Artigo publicado na Revista Iheringia. Série Zoologia



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. Béa de Marq., 511, 13607-180 Sorocaba, SP Brasil (bruno.pcarli@unesp.br, vivianemsc@unesp.br)
 2. Universidade Paulista, Campus Itaquera, Av. Francisco Manoel, s/n, 11605-300 Santos, SP Brasil (pompao@unip.br)
 3. Departamento de Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade de São Paulo (USP), Rua do Matão, 321, Tor. 14, Cidade Universitária 05508-900 São Paulo, SP Brasil.

Recebido 25 Outubro 2017

Aceito 19 Março 2018

Publicado 11 Junho 2018

DOI: 10.1590/1678-47662018013

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 Itva. The results point out the rotifers *Trichocerca longirens* (Schränk, 1802), *Monardoa* sp., *Brachionus* spp. and *Keratella tropica* (Apstein, 1907) followed eutrophication gradient. Additionally, microcrustaceans such as *Notholca*, *Mesocyclops*, *Metacyclops* and *Diaphanosoma* occurred in eutrophic reservoirs. On other hand, the cladoceran *Chydorus cornutus* (Sars, 1888) and *Bosmina longirostris* (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. Buscamos 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 de 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 Itva. Os resultados apontaram que os rotíferos *Trichocerca longirens* (Schränk, 1802), *Monardoa* sp., *Brachionus* spp. e *Keratella tropica* (Apstein, 1907) seguiram o gradiente de eutrofização. Além desses, microcrustáceos como *Notholca*, *Mesocyclops*, *Metacyclops* e *Diaphanosoma* ocorreram em reservatórios eutróficos. Por outro lado, os cladóceros *Chydorus cornutus* (Sars, 1888) e *Bosmina longirostris* (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

ANEXO C – Cópia de Artigo publicado na Revista Limnética

Limnética, 38(1): 303-316 (2019). DOI: 10.23818/limn.38.21
 © Asociación Española de Limnología, Madrid, Spain. ISSN: 0211-8409



Development of a zooplankton biotic index for trophic state prediction in tropical reservoirs

Bruno Paes De-Carli^{1,2,*}, Adriano Bressane³, Regina Márcia Longo³, Agatha Manzi-Decarli², Viviane Moschini-Carlos¹ and Marcelo Luiz Martins Pompêo⁴

¹ São Paulo State University (UNESP), Institute of Science and Technology, Environmental Sciences Graduate Program, Campus at Sorocaba city, 03 March Avenue, 511, Brazil.

² Paulista University (UNIP), Institute of Health, Campus at Santos city, Francisco Manoel Avenue, unnumbered, Brazil.

³ Pontifical Catholic University of Campinas (PUCAMP), Faculty of Environmental engineering, Dom Pedro I Highway (SP-065), Brazil.

⁴ Department of Ecology (IB-USP), University of São Paulo, São Paulo, Brazil.

* Corresponding author: bpdecarli@yahoo.com.br

Received: 31/07/18

Accepted: 26/11/18

ABSTRACT

Development of a zooplankton biotic index for trophic state prediction in tropical reservoirs

Reservoirs are built mainly for public supply and power generation. However, water quality is almost always compromised by discharge of domestic and industrial sewage, as well as by agricultural residues. Several ecological indices are currently used to analyze different impacts in this environment. The aim of this study was to develop a zooplankton index for tropical reservoirs. Limnological data were obtained from seven Brazilian reservoirs (Atibaia, Broa, Barra Bonita, Salto Grande, Rio Grande, Itaparanga, and Igaratá). Weighted values of ecological optimum were obtained through species response analysis (unimodal distribution) related to chlorophyll *a* concentration. The results obtained using the zooplankton index (ZBI) proposed had significant correlations with eutrophication indicators. Overall, poor and regular water quality were verified in most reservoirs, partially corroborating the zooplankton community index proposed for Brazilian reservoirs. For further progress, the approach presented here must be tested in other regions. In addition, the ecological indices derived from different aquatic communities should be integrated into a composite index.

Key words: zooplanktonic index, eutrophication, ecological potential, São Paulo State.

RESUMO

Desenvolvimento de um índice biótico do zooplâncton para predição do estado trófico em reservatórios tropicais

Reservatórios são construídos principalmente para abastecimento público e geração de energia. No entanto, a qualidade da água é quase sempre comprometida pela descarga de esgoto doméstico e industrial além de resíduos agrícolas. Atualmente vários índices ecológicos são usados para diagnosticar impactos nesses ambientes. Este estudo teve como objetivo desenvolver um índice do zooplâncton para reservatórios tropicais. Dados limnológicos foram obtidos em sete reservatórios brasileiros (Atibaia, Broa, Barra Bonita, Salto Grande, Itaparanga e Igaratá). Os valores ponderados de ótimo ecológico foram obtidos através da análise de resposta das espécies (distribuição unimodal) relacionado com as concentrações de clorofila *a*. O índice do zooplâncton (ZBI) proposto apresentou correlação significativa com os indicadores de eutroficação. No geral, os reservatórios analisados apresentaram qualidade da água ruim e regular o que corrobora parcialmente com o índice da comunidade zooplânctônica de reservatórios brasileiros. Para futuros avanços, a abordagem proposta deve ser testada em outras regiões. Além disso, índices ecológicos derivados de diferentes comunidades aquáticas devem ser consolidados em um índice composto.

Palavras chave: índice zooplânctônico, eutroficação, potencial ecológico, Estado de São Paulo