

**Aline Martins Vicentin**

**AVALIAÇÃO DA HETEROGENEIDADE ESPACIAL DO  
RESERVATÓRIO CARLOS BOTELHO (LOBO/BROA),  
COM ÊNFASE NA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA**

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Luiz Martins  
Pompêo

Sorocaba  
2019

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em

ciências ambientais

**Aline Martins Vicentin**

**AVALIAÇÃO DA HETEROGENEIDADE ESPACIAL DO  
RESERVATÓRIO CARLOS BOTELHO (LOBO/BROA),  
COM ÊNFASE NA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA**

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

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Luiz Martins  
Pompêo

Sorocaba

2019

V633a      Vicentin, Aline Martins  
Avaliação da heterogeneidade espacial do reservatório Carlos Botelho (Lobo/Broa), com ênfase na comunidade fitoplanctônica / Aline Martins Vicentin. -- Sorocaba, 2019  
117 p. : tabs., mapas

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

1. Ecologia Aquática. 2. Água Qualidade. 3. Limnologia. 4. Fitoplâncton. 5. Eutroficação. 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 DISSERTAÇÃO: Avaliação da Heterogeneidade Espacial do Reservatório Carlos Botelho (Lobo/ Broa), com ênfase na comunidade fitoplanctônica

AUTORA: ALINE MARTINS VICENTIN

ORIENTADOR: MARCELO LUIZ MARTINS POMPÊO

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Mestra 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)

  
Prof.ª. Dr.ª. RENATA FRACÁCIO FRANCISCO  
Engenharia Ambiental / Unesp - ICT Sorocaba

  
Prof.ª. Dr.ª. ROSELI FREDERIGI BENASSI  
Centro de Engenharia, Modelagem e Ciências Sociais Aplicadas (CECS) / Universidade Federal do ABC (UFABC)

Sorocaba, 29 de março de 2019

*À minha família:  
minha base.*



## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço ao meu orientador, Marcelo Pompêo, pela oportunidade de desenvolver o Mestrado, por todo o aprendizado e confiança.

Aos colegas do Laboratório de Limnologia da Universidade de São Paulo (USP), como também da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP), que torceram pelo meu sucesso. E, em especial, aos colegas: Eduardo Rodrigues, Rayssa de Lima Cardoso, Jéssica Medeiros, Victor Cioce, Sheila Cardoso-Silva, Leila dos Santos e Angela Pantoja, que se tornaram grandes amigos e ajudaram imensamente, do começo ao fim.

À Professora Viviane Moschini-Carlos por ter me acompanhado e instruído durante o estágio-docência, assim como aos queridos discentes da Engenharia Ambiental que me receberam tão bem.

Aos amigos de coração que sempre me desejaram sucesso.

Á minha família: minha base. Especialmente aos meus pais, Telmo e Ana, que me apoiam incondicionalmente!

Destaco meus sinceros agradecimentos a todos que se envolveram direta ou indiretamente nesta trajetória. Cada um teve um papel especial.

## RESUMO

Objetivou-se avaliar a heterogeneidade espacial do reservatório Broa a partir das variáveis limnológicas, metais em água e sedimento e comunidade fitoplanctônica. As coletas foram realizadas no período seco em nove pontos amostrais distribuídos ao longo do eixo longitudinal do reservatório. Determinou-se *in situ*, laboratório e/ou microscopia: coordenadas GPS, profundidade, temperatura superficial, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, pH, transparência, nutrientes inorgânicos, clorofila-a, metais em água e sedimento, matéria orgânica, nutrientes em sedimento, riqueza, densidade, biomassa e grupos funcionais do fitoplâncton, a partir de microscópio óptico binocular e invertido, e método de câmaras de sedimentação. As seguintes análises estatísticas foram aplicadas: Análise de Componentes Principais (ACP), Análise de Correspondência Canônica (ACC), ANOVA, análise de correlação, assim como os índices de Uniformidade (*Evenness E<sub>2</sub>*), Fator de Enriquecimento (FE), Carga Poluidora (PLI) e Risco Ecológico (RI). As variáveis OD, NT, Clor-a, densidade de cianobactérias e concentração de Cu estiveram em desacordo com a Resolução CONAMA 357/05, com classificação da qualidade da água como “Ruim” pelo *Evenness E<sub>2</sub>*, sendo que as baixas concentrações dos elementos conservativos e metais em sedimento favoreceram respostas positivas aos índices FE, PLI e RI. Foi identificada tendência de eutrofia, com destaque das cianobactérias na estrutura da comunidade em relação à densidade, biomassa e espécies descritoras a partir dos grupos funcionais H1, K, Lm e Sn. Foi identificada compartimentalização do reservatório em duas zonas (lótica e lêntica) a partir de ACP. As atividades antrópicas que ocorrem na bacia contribuem efetivamente para o processo de eutrofização e aporte de metais, devendo-se atenção ao comprometimento da qualidade da água devido à densa presença de espécies potencialmente tóxicas. As variáveis apresentaram distribuição heterogênea, com ausência de tendência de variação clara ao longo do eixo longitudinal ou entre compartimentos. A aplicação dos índices foi satisfatória e auxiliou na identificação e controle da poluição aquática, evidenciando que a principal problemática identificada é a eutrofização, visto que a mesma pode comprometer os múltiplos usos da represa, além da saúde humana e ecossistêmica.

**Palavras-chave:** Índices Ecológicos. Qualidade da água. Qualidade do sedimento. Eutrofização. Fitoplâncton.

## ABSTRACT

The aim of the study was to evaluate the spatial heterogeneity of the Broa reservoir from the limnological variables, metals in water and sediment and phytoplankton community. The samples were collected during the dry period at nine sampling points distributed along the longitudinal axis of the reservoir. The following variables were determined *in situ*, laboratory and/or microscopy: GPS coordinates, depth, surface temperature, dissolved oxygen, conductivity, pH, transparency, inorganic nutrients, chlorophyll a, metals in water and sediment, organic matter, sediment nutrients, richness, density, biomass and phytoplankton functional groups, using binocular and inverted optical microscope, and sedimentation chamber method. The statistical analyzes were Principal Components Analysis (PCA), Canonical Correspondence Analysis (CCA), ANOVA, correlation analysis, as well the Uniformity Index (*Evenness* E2), Enrichment Factor (EF), Pollutant Concentration (PLI) and Ecological Risk (ER). The DO, TN, Chlor-a, cyanobacteria density and Cu concentrations variables were in disagreement with CONAMA Resolution 357/05, with water quality classified as "Bad" by *Evenness* E2. For the concentrations of the conservative elements and metals in sediment the classification of pollutant was "absent/very low" by the EF, PLI and ER indexes. Eutrophic tendency was identified, with emphasis on cyanobacteria in the community structure in relation to density, biomass and descriptive species from functional groups H1, K, Lm and Sn. Nutrient enrichment was identified in both matrices, with emphasis on nitrogen content in the sediment. The PCA analysis showed an inverse relation between some metals (Ni, Cu and Zn) and the variables associated with the trophic state in sediment, indicating a compartmentalization of the reservoir in two zones. There was no variation clear trend of the variables along the longitudinal axis or between compartments. The conservative elements and metals concentrations were low for most of the quantified elements, indicating that nutrient enrichment represents a main concern for the environmental quality maintenance. This issue can bring losses to aquatic communities and environmental variables, corroborated by the indexes which were satisfactory to the reservoir evaluation, assisting in the identification and pollution control in aquatic environments.

**Key-words:** Ecological indexes. Water quality. Sediment quality. Eutrophication. Phytoplankton.

## LISTA DE FIGURAS

### **Geral: Introdução geral e Referencial teórico**

- Figura 1:** Representação de processos internos em um reservatório, contemplando os subsistemas físico, químico e biológico. Fonte: Straškraba e Tundisi (2013).....**02**
- Figura 2:** Compartimentalização em um reservatório, composto por zonas de rio, transição e lacustre. Fonte: Straškraba e Tundisi (2013).....**05**
- Figura 3:** Sistema de reservatório com seus principais componentes ecossistêmicos. Fonte: Straškraba e Tundisi (2013).....**06**
- Figura 4:** Frequência de efeitos biológicos adversos segundo em relação a concentração química do elemento de interesse, estabelecendo faixas de PEL/ISQG (Probable Effect Level/Interim Sediment Quality Guidelines) e TEL (Threshold Effect Level) para os Valores Guia de Qualidade do Sedimento (VGQS). Fonte: CCME (1999).....**09**
- Figura 5:** Critério de Avaliação da Qualidade dos Sedimentos definido pela CETESB para contaminantes químicos em cinco faixas de qualidade a partir de valores de PEL/ISQG (Probable Effect Level/Interim Sediment Quality Guidelines) e TEL (Threshold Effect Level). Fonte: CETESB (2017).....**10**

### **Capítulo I: Is it possible to evaluate the ecological status of a reservoir using the phytoplankton community?**

- Figure 1:** Representation of the sampling points (P1 to P9) in the Broa reservoir and its respective tributaries, located in the State of São Paulo, Brazil. The different shades of gray highlighting the following sets of sample points (P1 – P3; P4 – P6; and P7 – P9) indicate the theoretical zones of river, center and dam, respectively. From: Adapted from Tundisi et al. (2004).....**24**
- Figure 2:** Percentage distribution of the phytoplankton community classes from Broa reservoir.....**27**
- Figure 3:** Density of the phytoplankton community from Broa reservoir in 9 points (P1 to P9) along a longitudinal transect. The primary axis includes all phytoplankton classes, with the exception of the class Cyanophyceae, which is allocated on the secondary axis].....**28**
- Figure 4:** Principal Component Analysis (PCA) formed by axes 1 and 2 from

correlation of limnological variables in surface waters of 9 collection points in the Broa reservoir. NO<sub>3</sub> - : nitrate concentration, T.P.: total phosphorus, Chlor. a: Chlorophyll-a, T.N.: total nitrogen, Depth, T: surface temperature, E.C.: electrical conductivity, pH: hydrogenation potential, S.D.: Secchi depth, and D.O.: dissolved oxygen.....30

## **Capítulo II: Variação espacial dos Grupos Funcionais fitoplanctônicos de um reservatório tropical de usos múltiplos (São Paulo, Brasil)**

**Figura 1:** Representação dos pontos amostrais (P1 a P9) no reservatório Carlos Botelho e seus respectivos tributários, localizado no Estado de São Paulo, Brasil. Fonte: Adaptado de Tundisi et al. (2004); Vicentin et al. (2018).....49

**Figura 2:** Gráfico de densidade dos grupos funcionais em relação à densidade total da comunidade do Reservatório Carlos Botelho, São Paulo, Brasil. O eixo primário (inferior) corresponde aos GFs H1, K, Sn e Lm que estão dispostos como barras empilhadas, enquanto o eixo secundário (superior) está representando a densidade total de acordo com o seu ponto de ocorrência.....55

**Figura 3:** Biomassa dos Grupos Funcionais fitoplanctônicos, das cianobactérias e biomassa total da comunidade do Reservatório Carlos Botelho, São Paulo, Brasil.....56

**Figura 4:** Índice de Estado Trófico (IET) aplicado aos nove pontos amostrais e respectivas categorias de trofia do reservatório Carlos Botelho, São Paulo, Brasil.....57

**Figura 5:** Espécies abundantes e dominantes de acordo com metodologia de Lobo e Leighton (1986) ao longo do reservatório Carlos Botelho, São Paulo, Brasil.....58

**Figura 6:** Análise de Correspondência Canônica (CCA) das variáveis: profundidade (Prof.), Temperatura da água (T), Concentração de oxigênio dissolvido (OD), pH, potencial redox (PR), transparência (DS), fósforo total (PT), nitrogênio total (NT), clorofila-a (Clor.), densidade de cianobactérias (Dens. C), Índice de estado Trófico (IET), e dos grupos funcionais (H1, K, Sn e Lm) do reservatório Broa, no qual o eixo 1 explica 76,11% das variáveis, e o eixo 2, 17,61% .....59

## **Capítulo III: Biodisponibilidade de metais e nutrientes em água e sedimento superficial de um reservatório do Estado de São Paulo**

**Figura 1:** Representação dos pontos amostrais (1 a 9) no reservatório Broa e seus respectivos tributários, localizado no Estado de São Paulo, Brasil. Fonte: Adaptado de

Tundisi et al. (2004).....	<b>81</b>
<b>Figura 2:</b> Variação da concentração de nitrato (NO <sub>3</sub> -), fósforo total (PT), Clorofila-a (Clor. α) (eixo primário – esquerda), Nitrogênio total (NT) e oxigênio dissolvido (OD) (eixo secundário – direita) no reservatório estudado.....	<b>87</b>
<b>Figura 3:</b> Teores de Cu, Ni, Pb, Zn e Cr em sedimento e suas respectivas concentrações ao longo do reservatório de estudo e respectivas comparações com os VGQS TEL/ISQG e PEL e sua respectiva classificação elaborada por CETESB (2017), e valores de referência estabelecidos por Nascimento e Mozeto (2008) - VRR (1) e por Cardoso-Silva e Soares-Silva - VRR (2).....	<b>90</b>
<b>Figura 4:</b> Análise de Componentes Principais (ACP) das variáveis: fósforo total (PT), nitrogênio total (NT), silte e argila (S+A), matéria orgânica (MO) e metais em sedimento do reservatório Broa, no qual o eixo 1 explica 36,80% das variáveis, e o eixo 2, 28,85%.....	<b>92</b>

## LISTA DE TABELAS

### **Geral: Introdução geral e Referencial teórico**

<b>Tabela 1:</b> Valores e informações dos índices aplicados FE, PLI e RI para metais em sedimento. ....	<b>11</b>
<b>Tabela 2:</b> Revisão bibliográfica dos resultados dos Índices de Estado Trófico aplicados para o reservatório Broa de 1976 a 2015.....	<b>14</b>

### **Capítulo I: Is it possible to evaluate the ecological status of a reservoir using the phytoplankton community?**

<b>Table 1:</b> Trophic state classification for reservoirs (modified by POMPÊO, 2017).....	<b>25</b>
<b>Table 2:</b> Reference values of Evenness E2 index to phytoplankton classifying the water quality (SPATHARIS & TSIRTSIS, 2010).....	<b>26</b>
<b>Table 3:</b> Data from physicochemical analyzes obtained in the field and posterior laboratory analysis.....	<b>28</b>
<b>Table 1:</b> Classification of Broa reservoir according Trophic State Index in 9 points (P1 to P9) along a longitudinal transect.....	<b>30</b>
<b>Table 2:</b> Water quality classification of Broa reservoir according to Evenness E2 Index in 9 points (P1 to P9) along a longitudinal transect.....	<b>31</b>

### **Capítulo II: Variação espacial dos Grupos Funcionais fitoplanctônicos de um reservatório tropical de usos múltiplos (São Paulo, Brasil)**

<b>Tabela 2:</b> Classificação do estado de trofia de acordo com ponderação do IET para reservatórios (CUNHA et al., 2013).....	<b>52</b>
<b>Tabela 2:</b> Dados provenientes das análises físico-químicas obtidos em campo e/ou análise laboratorial posterior do Reservatório Carlos Botelho, São Paulo, Brasil.....	<b>53</b>
<b>Tabela 3:</b> Espécies selecionadas da comunidade fitoplanctônica do Reservatório Broa com base no biovolume >1% em pelo menos uma unidade de amostra e sua contribuição porcentual (%) no Grupo Funcional (GF) nos pontos amostrais (P1 a P9).....	<b>54</b>

### **Capítulo III: Biodisponibilidade de metais e nutrientes em água e sedimento superficial de um reservatório do Estado de São Paulo**

<b>Tabela 3:</b> Características do reservatório Carlos Botelho. Fonte: TUNDISI et al. (2008); CERVI et al. (2016) e Tundisi; Matusumura-Tundisi (2016).....	<b>80</b>
<b>Tabela 2:</b> Variáveis e metodologias empregadas na análise da água e sedimento. ICP-OES: Espectroscopia de Emissão Atômica com plasma acoplado indutivamente.....	<b>82</b>
<b>Tabela 3:</b> Limites de quantificação (LQ) e detecção (LD) para metais estabelecidos em ICP AES.....	<b>83</b>
<b>Tabela 4:</b> Recuperação analítica (%) a partir da leitura de soluções com 0,10; 0,25; 0,50 e 1,00 mg L <sup>-1</sup> e valor de R <sup>2</sup> das curvas de calibração.....	<b>83</b>
<b>Tabela 5:</b> Classificação de contaminantes em sedimento de água doce estabelecidos a partir de TEL e PEL de acordo com a CETESB* (2017).....	<b>84</b>
<b>Tabela 6:</b> Valores e informações dos índices aplicados FE, PLI e RI para metais em sedimento. Fonte: Sutherland (2000) e Cardoso-Silva (2013)*; Tomlinson et al. (1980); Hakanson (1980).....	<b>86</b>
<b>Tabela 7:</b> Estatística descritiva básica para as variáveis: temperatura superficial (T.), potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE) e transparência (DS) do Reservatório Broa, São Paulo, Brasil. Mínimo (Mín.), máximo (Máx.), média (Méd.), desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV).....	<b>88</b>
<b>Tabela 8:</b> Estatística descritiva básica para as variáveis: Matéria Orgânica (MO), Fósforo Total (PT), Nitrogênio Total (NT) e Frações de silte e argila (S+A) no sedimento do reservatório Broa. Mínimo (Mín.), máximo (Máx.), média (Méd.), desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV).....	<b>89</b>
<b>Tabela 9:</b> Estatística descritiva Básica para Crômio (Cr); Cobre (Cu); Níquel (Ni); Zinco (Zn) em água (mg L <sup>-1</sup> ) no reservatório Broa obtidos em análise laboratorial, e respectiva comparação com a Resolução CONAMA 357/05. Mínimo (Mín.), máximo (Máx.), média (Méd.), desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV).....	<b>89</b>
<b>Tabela 10:</b> Resultados provenientes das aplicações Fator de enriquecimento (FE), Índice de carga poluidora (PLI) e Risco Ecológico (RI) para amostras de sedimento do Reservatório Broa nos pontos amostrais e respectiva classificação.....	<b>91</b>

## SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL E REFERENCIAL TEÓRICO.....	1
1. Introdução Geral .....	2
2. Referencial Teórico .....	4
2.1. Sistemas de Reservatórios.....	4
2.2. Disponibilidade de metais em água e sedimento .....	6
2.3. Comunidade Fitoplanctônica e a eutrofização .....	11
2.4. Histórico de enriquecimento trófico.....	13
<b>CAPÍTULO I: IS IT POSSIBLE TO EVALUATE THE ECOLOGICAL STATUS OF A RESERVOIR USING THE PHYTOPLANKTON COMMUNITY?</b> .....	17
ABSTRACT .....	18
RESUMO.....	18
1. Introduction .....	19
2. Materials and Methods .....	22
2.1. Study area.....	22
2.2. Sampling and analysis of samples.....	23
2.3. Data analysis .....	25
3. Results .....	26
3.1. Phytoplankton characterization .....	26
3.2. Limnological characterization.....	28
3.3. Data analysis .....	29
4. Discussion.....	31
5. Conclusion.....	37
6. Acknowledgment.....	38
7. References .....	38
<b>CAPÍTULO II: VARIAÇÃO ESPACIAL DOS GRUPOS FUNCIONAIS FITOPLANCTÔNICOS DE UM RESERVATÓRIO TROPICAL DE USOS MÚLTIPLOS (SÃO PAULO, BRASIL)</b> .....	44
RESUMO.....	45
ABSTRACT .....	45
1. Introdução.....	46
2. Metodologia.....	48
2.1. Área de estudo.....	48
2.2. Amostragem e análise laboratorial.....	50
2.3. Análise de dados.....	51

3. Resultados.....	52
3.1. Caracterização Limnológica.....	52
3.2. Caracterização Fitoplanctônica .....	53
3.3. Análise de Dados.....	56
4. Discussão .....	59
5. Conclusão .....	68
6. Referências bibliográficas .....	68
<b>CAPÍTULO III: BIODISPONIBILIDADE DE METAIS E NUTRIENTES EM ÁGUA E SEDIMENTO SUPERFICIAL DE UM RESERVATÓRIO DO ESTADO DE SÃO PAULO.....</b>	<b>75</b>
RESUMO .....	76
ABSTRACT.....	76
1. Introdução.....	77
2. Metodologia.....	79
2.1. Área de Estudo .....	79
2.2. Amostragem e análise laboratorial.....	81
2.3. Análise de dados.....	82
3. Resultados.....	87
3.1. Caracterização Limnológica da água .....	87
3.2. Caracterização dos sedimentos.....	88
3.3. Análise de metais em água e sedimentos .....	89
3.4. Índices para avaliar a qualidade dos sedimentos.....	91
3.5. Análise de Componentes Principais.....	91
4. Discussão .....	92
5. Conclusão .....	97
6. Referências Bibliográficas.....	98
CONCLUSÕES .....	104
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	106
APÊNDICE .....	111
ANEXO .....	114

## APRESENTAÇÃO

A partir do reconhecimento do valor econômico, social e ambiental de represas, a presente dissertação foi desenvolvida de maneira a contemplar o estudo da qualidade da água do reservatório Carlos Botelho sob perspectiva integrada, analisando conjuntamente parâmetros físicos e químicos nas matrizes água e sedimento, e biológico, a partir da análise da comunidade fitoplanctônica, a fim de caracterizar o reservatório, compreender a dinâmica existente e identificar as inter-relações entre as variáveis ao longo do eixo longitudinal. Sendo assim, o documento foi estruturado em formato de artigo e texto integrador, que envolve a introdução e o referencial teórico, assim como os manuscritos dispostos em capítulos.

Capítulo I: *Is it possible to evaluate the ecological status of a reservoir using the phytoplankton community?*. O capítulo objetivou avaliar o potencial ecológico do reservatório Broa através da aplicação de um índice ecológico a partir da comunidade fitoplanctônica (*Evenness E<sub>2</sub>*) e respectiva heterogeneidade de distribuição ao longo do eixo longitudinal. O potencial ecológico considera a definição aplicada pela Diretiva Quadro da Água, aplicada pela União Europeia, que classifica o ‘potencial ecológico’ (EC, 2000). O artigo foi publicado na revista *Acta Limnologica Brasiliensia*, periódico da área de Ciências Ambientais no extrato B1. As normas de formatação do período estão em anexo (Received: 14 December 2017; Accepted: 03 October 2018).

Capítulo II: Variação espacial dos grupos funcionais fitoplanctônicos de um reservatório tropical de usos múltiplos no estado de São Paulo (Brasil). Neste capítulo foi proposto avaliar a heterogeneidade espacial dos grupos funcionais fitoplanctônicos do reservatório de estudo, além de abordar as características ecológicas descritoras da comunidade (riqueza, densidade, biomassa e GFs) associadas ao gradiente trófico e inter-relações com o ecossistema existente.

Capítulo III: Biodisponibilidade de metais e nutrientes em água e sedimento superficial de um reservatório do estado de São Paulo. Este capítulo objetivou caracterizar o reservatório de estudo a partir da análise da disponibilidade de metais (Arsênio, Chumbo, Cobre, Crômio, Manganês, Níquel e Zinco) e nutrientes (fósforo e nitrogênio) em água e sedimento superficial e alguns elementos conservativos (alumínio e ferro) em sedimento e respectiva heterogeneidade de distribuição ao longo do eixo longitudinal.

---

# INTRODUÇÃO GERAL E REFERENCIAL TEÓRICO

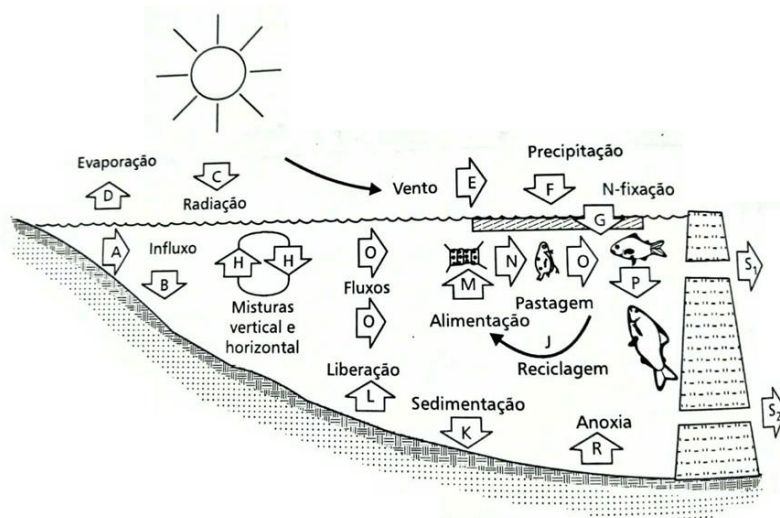
---

## 1. Introdução Geral

Os ecossistemas aquáticos e terrestres vêm sendo bastante modificados pelas atividades antrópicas, sejam elas diretas ou indiretas, acarretando em mudanças na dinâmica ecossistêmica, incluindo a qualidade da água. Consequentemente, as comunidades biológicas presentes, podendo comprometer os múltiplos usos associados ao corpo d'água (LEWIS, 1995; SANT'ANNA et al., 2008; TUNDISI et al., 2015; POMPÊO, 2017). A manutenção da qualidade ambiental de reservatórios envolve o conhecimento e o controle das entradas de substâncias potencialmente poluidoras ao sistema, considerando o prejuízo associado ao material lixiviado a partir da bacia de drenagem ou ainda pelo despejo de efluentes, conferindo ao corpo d'água maior carga de nutrientes (BEGHELLI et al., 2015).

A dinâmica da qualidade da água está sujeita a alterações significativas como consequência do incremento de resíduos, no qual o enriquecimento por nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, influi nos teores de clorofila-a, aumento de *blooms* e do estado de trofia, redução da camada fótica, proliferação de bactérias aeróbias, depleção de oxigênio dissolvido, morte de organismos aeróbios e possível toxicidade associada à dominância por cianobactérias (SANT'ANNA et al., 2008; ESCOBAR et al., 2013; BEGHELLI et al., 2015; TUNDISI et al., 2015). Esta dinâmica de qualidade hídrica é modulada pelos subsistemas físico, químico e biológico (STRAŠKRABA; TUNDISI, 2000), que descrevem os processos internos em reservatórios, exibindo um sistema interdependente (Figura 1).

**Figura 1:** Representação de processos internos em um reservatório, contemplando os subsistemas físico, químico e biológico. Fonte: Straškraba e Tundisi (2013).



A demanda populacional e sua tendência de aumento agravam a preocupação sobre critérios qualitativos e quantitativos a respeito da água, considerando crescente a degradação dos recursos hídricos, assim como a pressão exercida sobre os sistemas de reservatórios pela grande e contínua demanda por água em boa qualidade (POMPÊO, 2017). Um indicador do estado ecológico utilizado é o fitoplâncton, visto que o mesmo apresenta maior sensibilidade frente á interferências mínimas, podendo identificar variações ambientais em períodos de tempo reduzidos a partir de análise de ocorrência e distribuição da comunidade (NOGUEIRA; MATSUMURA – TUNDISI, 1996; GEMELGO et al., 2009; ESTEVES, 2011; CETESB, 2012). Esta comunidade está estritamente associada ao processo de eutrofização, sendo que sua ocorrência massiva pode indicar problemática sanitária, devido à produção de metabólitos secundários tóxicos (SANT'ANNA et. al., 2006).

Outra preocupação associada à poluição hídrica é a biodisponibilidade de metais, considerando sua respectiva estabilidade nos ecossistemas, com possível liberação à coluna d'água e conseqüente disponibilidade para as comunidades aquáticas ou contato primário humano (OUYANG et al., 2006). Considerando ainda que o sedimento pode concentrar altos teores de poluentes e os mesmos não estarem disponíveis, atuando como sumidouro, ou ainda, favorecer a disponibilidade dos mesmos na coluna d'água a partir de processos de remobilização, sendo fonte de contaminantes; podendo ainda indicar contaminações anteriores a partir do estudo de testemunhos nesta matriz (CHAPMAN et al. 1998; YU et al., 2008; FERNANDES; NAYAK, 2012; LEAL et al., 2018).

A principal diferença apontada em estudos de caracterização de reservatórios em ambientes tropicais e temperados é a capacidade de ocorrência de alterações significativas em um curto período de tempo, principalmente em ambientes tropicais rasos, considerando a dinâmica metabólica acelerada de corpos d'água rasos com altas temperaturas associadas, sendo o estudo destes ambientes menos frequentes (MARIANI; POMPÊO, 2008). Reforçando assim, a necessidade de avaliação constante da qualidade do recurso hídrico visando manter a boa qualidade do meio, a fim de evitar desequilíbrios ambientais, assim como não prejudicar os múltiplos usos associados ao reservatório.

O presente trabalho contemplou o estudo da qualidade da água do reservatório

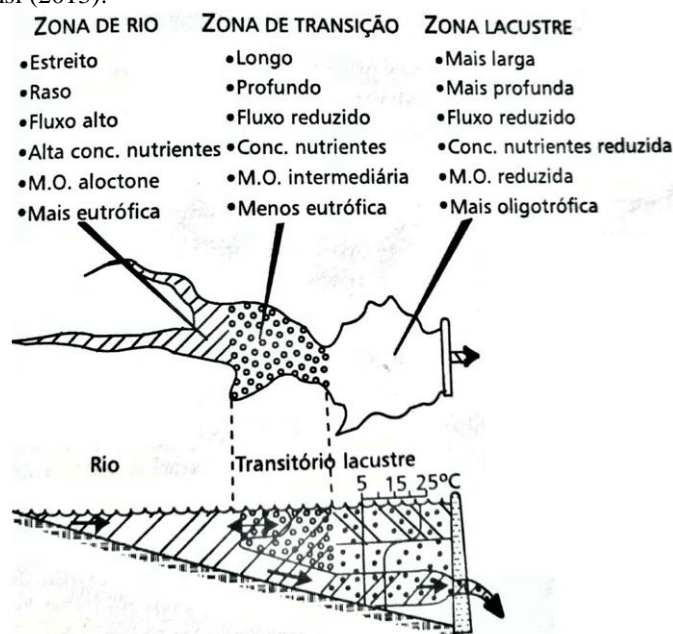
Carlos Botelho, considerando o potencial ecológico. Ambos incluídos na Diretiva Quadro da Água, que estabelece quadro de ação comunitária no domínio da política da água, aplicada pela União Europeia (EC, 2000). Sob perspectiva integrada, a análise foi realizada conjuntamente a parâmetros físicos, químicos e biológicos, sendo consideradas: análises físicas e químicas, concentração de metais em água e sedimento, e a análise da comunidade fitoplanctônica. O monitoramento do corpo d'água sob a ótica de análise dos diferentes compartimentos que o compõem e suas inter-relações foi realizado ao longo do eixo longitudinal, a fim de minimizar os impactos antrópicos já existentes, priorizando a saúde ecossistêmica. As Resoluções elaboradas pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) foram utilizadas visando estabelecer critérios comparativos para o monitoramento, apesar da mesma não ser destinada à comparação de qualidade, mas sim ao enquadramento, definição de condições e padrões, além de outras providências.

## 2. Referencial Teórico

### 2.1. Sistemas de Reservatórios

Os reservatórios são sistemas artificiais formados a partir da construção de barramento bloqueando e alterando o fluxo natural do corpo d'água existente, conferindo aos mesmos características intermediárias entre ambientes lênticos e lóticos, devido à formação de área próxima a barragem com águas paradas (BEGHELLI et al., 2015). Porém, o comportamento deste sistema hídrico é diferente de sistemas de rios e lagos, considerando origem, idade, morfologia, formato, posição dentro da bacia e usos associados (STRAŠKRABA; TUNDISI, 2000). Desta maneira, pode-se definir de duas a três zonas capazes de descrever as características do corpo d'água resultante, sendo que a parcela correspondente à zona fluvial é caracterizada como um ambiente lótico pela atuação de forças advectivas que auxiliam na mistura da coluna d'água, como também no transporte de partículas localizado a montante; a jusante tem-se a barragem, apresentando similaridade com um ambiente lacustre; e, a zona localizada entre ambas as zonas, define-se como zona intermediária (THORNTON et al., 1990; POMPÊO et al., 1998; STRAŠKRABA; TUNDISI, 2000) (Figura 2).

**Figura 2:** Compartimentalização em um reservatório, composto por zonas de rio, transição e lacustre.  
 Fonte: Straškraba e Tundisi (2013).

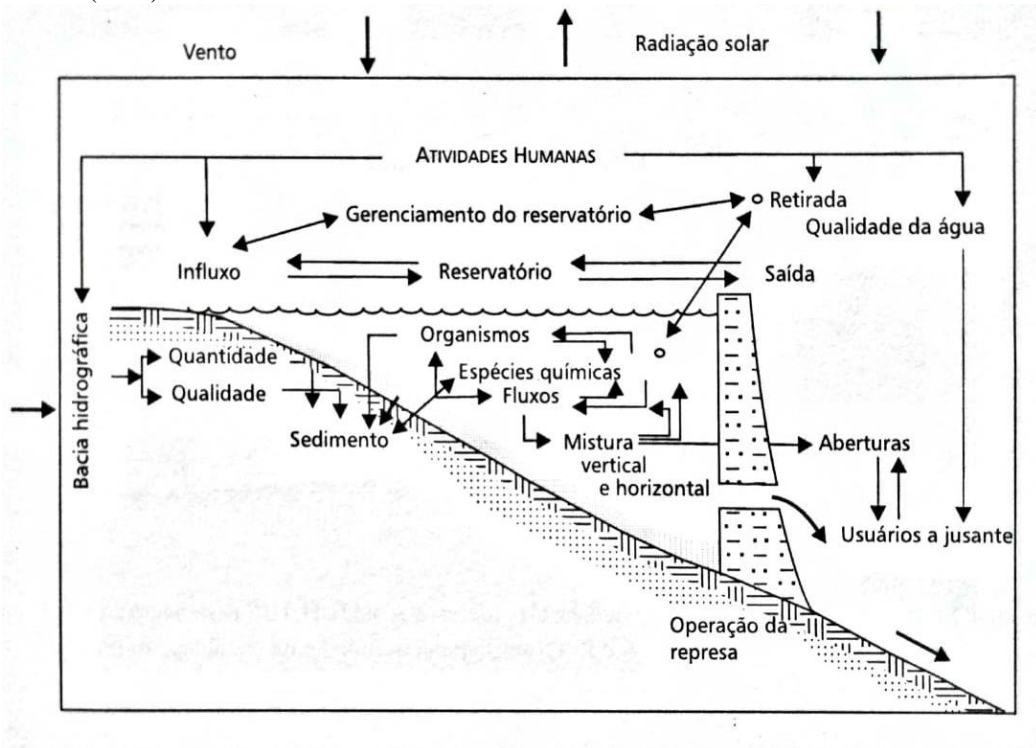


A construção de barramentos impacta drasticamente o ecossistema, visto que alteram as dinâmicas físicas, químicas, geológicas, hidrológicas e produtivas (matéria e energia) (MOTHEO, 2005; AGOSTINHO et al., 2008), com destaque para as comunidades aquáticas, que passam por alterações em sua estrutura, considerando composição e abundância de espécies frente à um novo ambiente formado (AGOSTINHO et al., 2009; SMITH et al., 2017). Tais interferências antrópicas contribuem com as alterações no ecossistema aquático, determinadas, comumente, pelas atividades de uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica, com consequentes perdas em qualidade e quantidade de recurso (BEDNAREK, 2001). Por esta razão, a bacia hidrográfica é utilizada como unidade mínima de estudo de reservatórios, visto que o mesmo atua como “acumulador de informações” das atividades que estão em desenvolvimento no entorno (POMPÊO, 2017).

Reservatórios são construídos com o objetivo de atender às demandas hídricas, destinadas a múltiplos usos: setores doméstico, agrícolas, industriais, energético alimentício, transporte, recreativo, entre outros (HEINZ CENTER, 2002; AMERICAN RIVERS et al., 2002; ESTEVES, 2011). O estudo de corpos d’água artificiais é bastante frequente no Brasil, principalmente na região Sudeste (BICUDO; BICUDO, 2004), resultando em uma extensa produção de dados em regiões específicas devido à singularidade e complexidade de cada reservatório (THORNTON et al., 1990), assim como, a variabilidade das condições destes empreendimentos que incitam a manutenção

e conseqüente monitoramento de sua qualidade ambiental. A qualidade e a quantidade da água proveniente de reservatórios envolve o sistema em si, a bacia hidrográfrica no qual está inserido, as vazões afluentes e liberadas, e questões socioeconômicas e de gerenciamento, como definidos por Straškraba e Tundisi (2013) (Figura 3).

**Figura 3:** Sistema de reservatório com seus principais componentes ecossistêmicos. Fonte: Straškraba e Tundisi (2013).



Atualmente, as alterações nos reservatórios tem se tornado mais comuns e intensas, sendo as mesmas geradas ou aceleradas por atividades antrópicas, garantindo um maior número de formas de poluição hídrica (STRAŠKRABA; TUNDISI, 2013). Conseqüentemente, a qualidade da água responde a fatores interdependentes, no qual os sistemas de reservatórios sofrem influências de diferentes compartimentos ambientais, sendo eles: ar, água e sedimento, sendo necessária a avaliação constante da qualidade destas matrizes para compor a resposta qualitativa e quantitativa do recurso hídrico, visando manter a boa qualidade do meio e evitar desequilíbrios ambientais, assim como não prejudicar os múltiplos usos associados ao reservatório.

## 2.2. Disponibilidade de metais em água e sedimento

Agravado pelas atividades de uso e ocupação do solo e intenso processo

produtivo, o contínuo *input* de substâncias metálicas potencialmente poluidoras aos corpos hídricos tornam-se preocupantes, visto que a intensidade de geração do dano ambiental não é equivalente à avaliação do mesmo para o meio ambiente (MILLER et al., 2017). Em contrapartida, esta preocupação com a avaliação dos impactos biológicos negativos decorrentes da presença de metais em reservatórios já era tema de estudo desde o início dos anos 80, a partir do estudo do compartimento sedimento (CHAPMAN et al., 1998). Esta preocupação está baseada na não degradabilidade dos metais e metaloides, visto persistência e estabilidade destes potenciais contaminantes ambientais em sedimentos (YU et al., 2008; FERNANDES; NAYAK, 2012), sendo substâncias acumulativas, que podem desempenhar efeitos negativos para o ecossistema, além de permanecerem por longos períodos nas cadeias tróficas, aliados a processos de bioacumulação e/ou biomagnificação (ROCHA; DE AZEVEDO, 2017).

Os metais podem adentrar o corpo d'água a partir de distintas fontes, como por fontes pontuais ou difusas, naturais ou antrópicas (CHAPMAN et al., 1998; FERNANDES; NAYAK, 2012), como também a partir de deposição atmosférica, escoamento de minérios, descargas urbanas e industriais (MARIANI; POMPÊO, 2008), porém este contato comumente se dá a partir de fontes difusas e antropogênicas, frequentemente em forma de solução (SHAFIE et al., 2013). Teores de metais podem ser encontrados dissolvidos em água ou ainda adsorvidos ao sedimento em suspensão e em partículas coloidais inorgânicas e orgânicas, seguida de sedimentação (FERNANDES; NAYAK, 2012), sendo que menores concentrações são esperadas na água em relação ao sedimento.

O sedimento pode concentrar altos teores de poluentes e os mesmos não estarem disponíveis, atuando como sumidouro, ou ainda, favorecer a disponibilidade dos mesmos na coluna d'água a partir de processos de remobilização, sendo fonte de contaminantes; podendo, ainda, indicar contaminações anteriores a partir do estudo de testemunhos nesta matriz (CHAPMAN et al. 1998; YU et al., 2008; FERNANDES; NAYAK, 2012; LEAL et al., 2018). Desta maneira, o sedimento atua como repositório, transportador e armazenador de metais em ecossistemas (YU et al., 2008), assim como para metaloides e outros contaminantes (CHAPMAN et al., 1999). A problemática associada às altas concentrações de substâncias e sua respectiva estabilidade, está relacionada à capacidade de liberação dos mesmos para a coluna d'água, tornando-os disponíveis para as comunidades aquáticas, e conseqüentemente, ao homem (OUYANG

et al., 2006).

De acordo com Nriago e Pacyna (1998), as principais entradas de metais para os corpos de água por atividades antrópicas são a partir de efluentes domésticos, centrais elétricas a carvão, fundições de metais não ferrosos, siderúrgicas, assim como, resíduos de lodo de esgoto, favorecendo o contato dos compartimentos com metais, como: antimônio (Sb), arsênio (As), cádmio (Cd), chumbo (Pb), cobre (Cu), cromo (Cr), manganês (Mn), mercúrio (Hg), molibdênio (Mo), níquel (Ni), selênio (Se) e zinco (Zn). Contudo, os teores de metais encontrados em corpos hídricos podem ser provenientes de diversas fontes naturais, como por exemplo, pelo processo de intemperismo de solos e rochas, assim como pela erosão de solos enriquecidos com metais, por atividades vulcânicas, por precipitação úmida e seca, entre outras (ESTEVEZ, 2011).

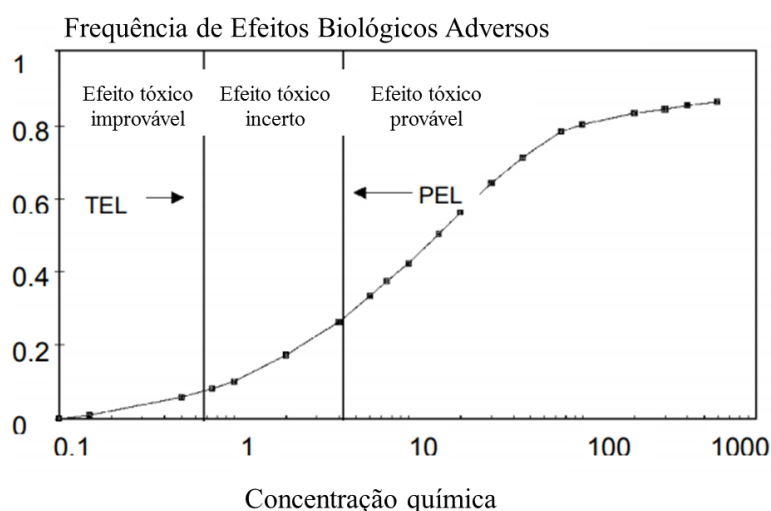
Em ambientes aquáticos as reações água-sedimento são importantes para ditar se haverá ou não a interação do poluente com um organismo vivo. A biodisponibilidade e toxicidade associada às espécies metálicas são diretamente moduladas pelas variáveis ambientais a partir dos parâmetros químicos, físicos, biológicos e ecotoxicológicos, visto reações entre compartimentos (MARIANI; POMPÊO, 2008), sendo tais reações extremamente complexas (CHAPMAN et al.,1999). A partir destas interações, a partição e/ou deposição de metais e metaloides é controlada, contribuindo para a menor disponibilidade dos mesmos, e conseqüentemente, para a redução da toxicidade para os organismos presentes (CHAPMAN et al., 1999).

A manutenção da qualidade ambiental associada às concentrações de metais, considerando controle de toxicidade, tanto para o ecossistema quanto para os organismos vivos, não encontra amparo nas resoluções. Visto que, as existentes, como por exemplo, a Resolução CONAMA 357/05, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências (BRASIL, 2005), é capaz de enquadrar os corpos d'água de acordo com suas condições atuais. Sendo assim, não incluem a manutenção das condições de acordo com os múltiplos usos específicos do corpo d'água. Porém, a mesma exemplificada foi utilizada visando estabelecer critérios comparativos para o monitoramento.

Assim como os Valores-Guia de Qualidade do Sedimento (VGQS) foram

utilizados como critério comparativo, no qual os mesmos estão baseados em valores definidos a partir da presença e ausência de efeitos tóxicos à biota amplamente aceitos pela comunidade científica (FRASCARELI, 2016). Valores de PEL/ISQG (*Probable Effect Level/Interim Sediment Quality Guidelines*) e TEL (*Threshold Effect Level*) foram estabelecidos pelo Conselho Canadense do Ministério do Meio Ambiente (CCME, 1999) a partir de uma série de testes que avaliavam as respostas da biota em relação à exposição a determinados componentes tóxicos, definindo faixas de concentração em relação às frequências de efeitos biológicos adversos observados (Figura 4).

**Figura 4:** Frequência de efeitos biológicos adversos segundo em relação a concentração química do elemento de interesse, estabelecendo faixas de PEL/ISQG (*Probable Effect Level/Interim Sediment Quality Guidelines*) e TEL (*Threshold Effect Level*) para os Valores Guia de Qualidade do Sedimento (VGQS). Fonte: CCME (1999).



Outras bases de comparabilidade foram os Valores médios de Referência Regional para metais na bacia do rio Tietê definidos por Nascimento e Mozeto (2008) a partir de trabalhos anteriores, assim como o Critério de Avaliação da Qualidade dos Sedimentos definido pela CETESB, a partir de valores de TEL/PEL (CETESB, 2017) (Figura 5), como também com os Valores médios de Referência Regional para metais pseudo-totais em sedimentos na bacia do rio Tietê (VRR) definidos por Cardoso-Silva e Soares-Silva (dados não publicados), visto a ausência de valores regulamentadores aplicados para regiões em específico. Há uma carência de diretrizes para os elementos metálicos em sedimento para ambientes tropicais (MARIANI; POMPÊO, 2008), sendo os mesmos, comumente, comparados a dados gerados de trabalhos anteriores ou ainda

de padrões internacionais, como exemplo, tem-se o VRR e, TEL e PEL, respectivamente.

**Figura 5:** Critério de Avaliação da Qualidade dos Sedimentos definido pela CETESB para contaminantes químicos em cinco faixas de qualidade a partir de valores de PEL/ISQG (*Probable Effect Level/Interim Sediment Quality Guidelines*) e TEL (*Threshold Effect Level*). Fonte: CETESB (2017).



### 2.2.1. Índices ecológicos como ferramentas do monitoramento

A partir de perspectiva ecológica e objetivando manter a qualidade do ecossistema, alguns índices ecológicos são utilizados para mensurar a toxicidade das respectivas concentrações de metais para as comunidades biológicas. O Fator de Enriquecimento (FE), Índice de Carga Poluidora (PLI) e índice de Risco Ecológico (RI) são três índices aplicados para avaliar o enriquecimento, a contaminação e a intensidade do risco ecológico associado às concentrações de metais em sedimento, respectivamente. Tais índices são aplicados como ferramentas que auxiliam no monitoramento, visto que indicam respostas biológicas a partir de dados físicos e químicos, podendo ser aplicados individualmente ou complementarmente a outros índices, a fim de tornar a análise mais robusta.

O FE é um índice que mensura a contaminação por metais, dando indícios sobre sua origem, seja ela antrópica ou natural (DEVESA-REY et al, 2011). Provem da razão entre a concentração do metal de interesse (Me) e a concentração do elemento conservativo (El) em relação à razão entre o valor de referência do metal de interesse (Mer) e o valor de referência do elemento conservativo (Elr), sendo:  $FE = [(Me/El)/(Mer/Elr)]$ . Derivando cinco classificações de acordo com o enriquecimento identificado: ausente/muito baixo, moderado, considerável, alto e muito alto (Tabela 1).

O índice de Carga poluidora (*Pollution Load Index - PLI*) avalia o grau de poluição do sedimento (TOMLINSON et al., 1980). É quantificado a partir do cálculo individual do fator de contaminação (Cf) de cada metal presente, que consiste na razão da concentração do metal de interesse (Me) e valor de referência do metal de interesse

(Mer), considerando  $Cf=(Me/Mer)$ . Sendo que os Cf serão multiplicados entre si elevados pela razão de 1 pelo número de elementos (n), sendo  $PLI= (Cf_1 \times Cf_2 \times \dots \times Cfn)^{(1/n)}$ . A classificação da aplicação deste índice apresenta resposta simplificada, consistindo em ‘presente’ e ‘ausente’ quanto à contaminação (Tabela 1).

O Risco Ecológico (RI) avalia a intensidade do risco associado aos contaminantes (HAKANSON, 1980). A equação consiste no somatório do risco ecológico associado a determinado contaminante ( $E_i$ ), sendo que o cálculo do mesmo deve ser realizado individualmente para cada contaminante a partir da multiplicação do fator de contaminação (Cf) pelo fator de resposta tóxica da substância de interesse ( $T_i$ ), considerando  $T_i$  para Cu, Zn, Cr, Ni, Pb e Cd correspondentes a 5, 1, 2, 5, 5 e 30, respectivamente (HAKANSON, 1980). Resumidamente,  $E_i= Cf \times T_i$ ; e  $RI= \sum E_i$ , derivando diferentes intensidades de risco: baixo, moderado, considerável e muito alto.

**Tabela 1:** Valores e informações dos índices aplicados FE, PLI e RI para metais em sedimento. Fonte: Sutherland (2000) e Cardoso-Silva (2013)\*; Tomlinson et al. (1980); Hakanson (1980).

Fator de Enriquecimento			Carga Poluidora		Risco Ecológico	
<i>FE</i>	<i>Enriquecimento</i>	<i>Classificação*</i>	<i>PLI</i>	<i>Contaminação</i>	<i>RI</i>	<i>Intensidade</i>
< 2	Ausente/muito baixo	Bom	PLI > 1	Presente	<150	Baixo
$2 \leq FE < 5$	Moderado				$150 \leq RI < 300$	Moderado
$5 \leq FE < 20$	Considerável	Regular	PLI < 1	Ausente	$300 \leq RI < 600$	Considerável
$20 \leq FE < 40$	Alto	Ruim			> 600	Muito alto
> 40	Muito alto					

### 2.3. Comunidade Fitoplanctônica e a eutrofização

O termo “plâncton” foi inicialmente introduzido por Viktor Hensen em 1887 a fim de descrever o grupo de organismos que flutuavam livremente na coluna d’água, correspondendo às comunidades fitoplanctônicas, zooplanctônicas e ao bacterioplâncton (ESTEVES, 2011). Destacando-se a participação do fitoplâncton, que frente às condicionantes ambientais e vantagens individuais de cada família ou até mesmo de um organismo da comunidade, pode ter sua estrutura e distribuição rapidamente alterada devido à sensibilidade dos organismos, permitindo que o mesmo possa ser utilizado em estudos que objetivam identificar variações ambientais em períodos de tempo reduzidos, sendo, portanto, um indicador ecológico (NOGUEIRA; MATSUMURA – TUNDISI, 1996; GEMELGO et al., 2009; ESTEVES, 2011; CETESB, 2012).

A comunidade fitoplanctônica é composta por organismos microscópicos fotossintéticos, sendo os mesmos comumente agrupados de acordo com suas respectivas características taxonômicas (ESTEVES, 2011; CETESB, 2012), com destaque para os grupos de *Cyanophyceae*, *Chlorophyceae*, *Euglenophyceae*, *Trebouxiophyceae*, *Bacillariophyceae*, *Coccolodiscophyceae* e *Dinophyceae*. Constitui parte da biota de ecossistemas aquáticos e contribui ativamente com a produtividade primária, assim como, com os ciclos biogeoquímicos (MILLER et al., 2012), estando a mesma estritamente associada às condições de trofia do ecossistema, sendo mensurada a partir da concentração de clorofila-a ou biomassa dos organismos por análises microscópicas (STRAŠKRABA; TUNDISI, 2000).

A biodiversidade da comunidade fitoplanctônica é influenciada e tem a capacidade de influenciar os processos ecológicos do ecossistema a partir das características funcionais de cada espécie que compõe a comunidade (LANARI; COUTINHO, 2010), sendo a mesma responsável por ocorrências de florações intensas, contribuindo com o processo de eutrofização de corpos d'água. Um dos problemas mais documentados em ambientes aquáticos é o processo de eutrofização, a partir do enriquecimento gerado pelo excesso de nutrientes disponíveis na coluna de água, que sob condições ambientais favoráveis, impulsiona intensa produtividade primária (POMPÊO et al., 2015). Conseqüentemente, a qualidade do corpo hídrico pode ser prejudicada pela composição da comunidade, considerando a densidade de cianobactérias.

*Cyanophyceae* é a classe do fitoplâncton considerada cosmopolita, pelo potencial de habitar ambientes com condições adversas aos demais representantes da comunidade, como condições salinas ou baixas concentrações de nutrientes (BELLINGER; SIGEE, 2010), sendo este desempenho atribuído às vantagens adaptativas da comunidade associadas à capacidade de fixar nitrogênio atmosférico (heterócitos); de utilizar-se da flutuabilidade (vesículas de gás); resistir às condições ambientais desfavoráveis a partir do armazenamento de substâncias de reserva em célula específica (acinetos), entre outras. Mesmo com a ruptura do filamento estes organismos sedimentam e, após a melhoria das condições ambientais, voltam a passar por divisão. Outra característica da classe é a capacidade de geração de metabólitos secundários, que tornam sua concentração em águas de múltiplos usos uma preocupação para o gerenciamento (BELLINGER; SIGEE, 2010; CIRE'S; BALLOT, 2016).

Sendo assim, a presença de espécies potencialmente tóxicas compromete os múltiplos usos do reservatório, principalmente se o mesmo for destinado ao contato primário, assim como, contribui para o conteúdo de matéria orgânica do sistema, cuja contribuição excessiva confere à água qualidade organoléptica (STRAŠKRABA; TUNDISI, 2000). Visto isso, métricas associadas ao fitoplâncton são contempladas por condições e padrões de qualidade das águas estabelecidas pela Resolução CONAMA nº 357/05 (alterada pela Resolução 410/2009 e 430/2011), a partir da densidade de cianobactérias e concentração de clorofila-a (BRASIL, 2005). Reforçando assim, a importância desta comunidade para manter a boa qualidade ambiental, com a necessidade de avaliação constante da qualidade do recurso hídrico.

#### 2.4. Histórico de enriquecimento trófico

A Bacia Hidrográfica do Tietê-Jacaré é a 13ª Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) do Estado de São Paulo, e integra três reservatórios em sua área, sendo eles: Bariri, Ibitinga e Lobo. Este último, também conhecido como Usina Hidrelétrica de Energia (UHE) Carlos Botelho ou Broa, é um dos corpos hídricos de múltiplos usos que integra a UGRHI, situado entre as cidades de Itirapina e Brotas (SP). O Reservatório Broa é considerado raso e polimítico (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2016), tendo seus afluentes enquadrados como classe 2 de acordo com Decreto nº 10.755/77 (SÃO PAULO, 1977). Apresenta circulação marcada pela ação do vento e pela radiação solar (ARGENTON, 2004), com períodos limitados de estratificação térmica e química, alta transparência, baixos valores de condutividade elétrica, como também, de nutrientes inorgânicos (CALIJURI; TUNDISI, 1990).

O reservatório Carlos Botelho é considerado um dos reservatórios mais estudados na Limnologia (PERIOTTO; TUNDISI, 2013), visto que os primeiros estudos realizados neste corpo d'água tiveram início em 1971 (TUNDISI et al., 1972) e perduram até a atualidade. Há indícios de que este reservatório tenha passado por alterações associadas às concentrações de nutrientes, repercutindo nas condições tróficas, assim como na estrutura da comunidade fitoplanctônica. A teoria de enriquecimento trófico aqui apresentado será respaldada por trabalhos anteriormente realizados, artigos, dissertações, teses e relatórios técnicos, assim como por informações de uso e ocupação da Bacia.

A demanda hídrica desta Bacia é atendida pelos três reservatórios anteriormente

citados e afluentes e atende 1.462.855 habitantes, assim como as demandas rurais, industriais, domésticas e outros usos (CBH-TJ, 2016). A Bacia é considerada uma região em processo de industrialização, visto expansão dos municípios, intensificação das atividades turísticas e crescimento industrial paralelo, evidenciando a falta de infraestrutura básica de saneamento (DOS SANTOS, 2003).

O Índice de Estado trófico (IET) é um índice ecológico proposto inicialmente por Carlson (1977) com modificações de Lamparelli (2004) e Cunha et al. (2013) para avaliar o grau de trofia do corpo d'água de interesse. Para reservatórios, o mesmo é determinado a partir da ponderação entre as concentrações de clorofila-a e fósforo total e classificado como: Ultraoligotrófico ( $\leq 51,1$ ), Oligotrófico ( $51,2 < \text{IET} < 53,1$ ), Mesotrófico ( $53,2 < \text{IET} < 55,7$ ), Eutrófico ( $55,8 < \text{IET} < 58,1$ ), Supereutrófico ( $58,2 < \text{IET} < 59$ ) e Hipereutrófico ( $\geq 59,1$ ).

A avaliação das flutuações nas classificações do Índice de estado trófico e variáveis associadas podem reforçar a principal característica do sistema, visto que o mesmo é artificial e intermediário entre ambientes lênticos e lóticos. A referência de cálculo utilizado do IET e a forma que o autor compila a resposta também influem na informação e podem tornar a comparação das respostas com maior faixa de erro associada. Muitos trabalhos desenvolvidos no reservatório segregavam, comumente, o reservatório em duas e/ou três regiões teóricas, podendo as mesmas ser parte superior e inferior, correspondentes às regiões de montante e jusante, respectivamente; ou ainda, como: rio, centro e barragem, de acordo com Thornton et al. (1990). As informações obtidas são apresentadas na tabela a seguir (Tabela 2).

**Tabela 2:** Revisão bibliográfica dos resultados dos Índices de Estado Trófico aplicados para o reservatório Broa de 1976 a 2015.

	Referências	ultra	oligo	meso	eutro	super	hiper
1970	Matsumura-Tundisi e Tundisi (1976)				↔		
	Tundisi (1977)		↔				
	Henry et al. (1978)			↔			
1980	Calijuri (1988 apud DOS SANTOS, 2003)		↔				
1990	Calijuri e Tundisi (1990)		↔				
	Barbieri e Esteves (1991)		↔				
	Souza (1993)			↔			
	Oliveira e Calijuri (1995)		↔				

	Rocha et al. (1997)	↔
2000	Dos Santos (2003)	← →
	Sebastien (2004)	↔ ↔
	Argenton (2004)	↔ ↔
	Motheo (2005)	↔
	Delello (2008)	← → ↔
	Luzia (2009)	← → ← →
2010	Medeiros (2011)	↔
	Tundisi et al. (2014)	↔
	Vicentin et al. (2018)	↔

A caracterização do estado trófico por região foi empregada por Matsumura-Tundisi e Tundisi (1976), no qual caracterizaram o reservatório Broa como ecossistema eutrófico em sua porção superior e oligotrófico em sua porção inferior, com indicações de tendência a eutrofia; assim como realizado por Souza (1993). Outros estudos são desenvolvidos a fim de avaliar a variação temporal, sendo que alguns autores apresentam valores de IET de acordo com o período amostrado, como Sebastien (2004) que registrou variações no IET nos anos de 1990 e 1991 nos meses de junho, outubro e janeiro apresentando estado de mesotrofia, oligotrofia e eutrofia, respectivamente.

Dos Santos (2003) comparou as concentrações de nutrientes registradas com trabalhos anteriormente realizados (OLIVEIRA; CALJURI, 1995; CHALAR; TUNDISI, 1999) e observou que os valores de fósforo total, fosfato inorgânico, fosfato total dissolvido e nitrato eram significativamente superiores, com destaque para este último elemento que apresentou aumento em suas concentrações em treze vezes. A distribuição de PT observada pelo autor foi muito semelhante nos quatro períodos de amostragem com gradiente em direção à barragem, sendo que a maior concentração média observada de  $46,2 \mu\text{g L}^{-1}$ , em outubro de 1999. Houve indicação de que as concentrações mais elevadas de PT e  $\text{NO}_3^-$  foram associadas à entrada do Rio Itaqueri, indicando possibilidade de enriquecimento a partir deste afluente.

Estudos apontaram que a eutrofização atualmente observada no reservatório Broa tem o rio Itaqueri como principal responsável, associado ao descarte de efluente da Estação de Tratamento de Esgotos de Itirapina e de duas penitenciárias do município no Córrego Água Branca (ARGENTON, 2004). Autores concordam que há tendência

intensificação da eutrofização do sistema, fazendo IET tender à eutrofia (MATSUMURA-TUNDISI E TUNDISI, 1976; ARGENTON, 2004; MOTHEO, 2005; LUZIA, 2009; DELELLO, 2008; MEDEIROS, 2011). Tal afirmação tem como premissa a realidade de falta de tratamento de efluentes domésticos derivado dos municípios componentes da Bacia, sendo que tal problema persiste até os dias atuais, documentado em Relatório de Situação dos Recursos Hídricos 2016 (ano base 2015) pelo próprio Comitê da Bacia Hidrográfica do Tietê- Jacaré (CBH-TJ, 2016).

Corroborando tal afirmação, o uso e ocupação do solo indicam atividades que incluem: extração de areia, supressão da vegetação ripária, descarga de esgoto doméstico, escoamento da agricultura e áreas de reflorestamento (ARGENTON, 2004). O mesmo autor registrou o IET de todos os tributários, como também na represa, classificando-os como oligotróficos em ambos os períodos (inverno e verão de 2002), excetuando o Córrego Água Branca (eutrófico), com indicação de que este último afluente apresentava alta concentração de nutrientes. Motheo (2005) atribui à ocorrência de condição de eutrofia a característica de ocasional, considerando resultados obtidos (set./2000 a jun./2001), afirmando que a condição mesotrófica do corpo hídrico era mantida. Em contrapartida, Medeiros (2011) registrou eutrofia ao centro do reservatório, com registro de hipereutrofia próximo ao rio Itaqueri e oligomesotrofia nas áreas alagadas formadas pelos Ribeirão do Lobo e Córrego das Perdizes.

A condição de mesotrofia foi bastante frequente nos trabalhos citados (TUNDISI, 1977; HENRY et al. (1978); ROCHA et al.,1997; SEBASTIEN, 2004; SOUZA, 1993; MOTHEO, 2005; DELELLO, 2008; TUNDISI et al., 2014), assim como no presente trabalho, no qual o IET médio resultou em mesotrofia do sistema, sendo que as regiões teóricas também apresentaram o mesmo grau de trofia. Sendo que o reservatório teve alguns registros de eutrofia (MATSUMURA-TUNDISI e TUNDISI, 1976; SEBASTIEN, 2004; ARGENTON, 2004; MEDEIROS, 2011). A partir dos dados coletados, pode-se observar que a tendência de eutrofia foi citada por diversos autores e é uma realidade para o reservatório, considerando as atividades potencialmente poluidoras que podem prejudicar a qualidade do reservatório.

---

**CAPÍTULO I: IS IT POSSIBLE TO EVALUATE  
THE ECOLOGICAL STATUS OF A RESERVOIR  
USING THE PHYTOPLANKTON COMMUNITY?**

---

# É possível avaliar o Potencial Ecológico de um reservatório usando a comunidade fitoplanctônica?

Is it possible to evaluate the ecological status of a reservoir using the phytoplankton community?

---

Aline Martins Vicentin\*<sup>1</sup>, Eduardo Henrique Costa Rodrigues<sup>1</sup>, Viviane Moschini-Carlos<sup>1</sup> and Marcelo Luiz Martins Pompêo<sup>2</sup>

1. Universidade Estadual Paulista – UNESP, Campus Experimental de Sorocaba, Iperó, Avenida Três de Março, 511, Cep 18087-180, Sorocaba, SP, Brazil

\*e-mail: line\_vicentin@hotmail.com .

2. Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências – IB, Universidade do Estado de São Paulo – USP, Rua do Matão, Travessa 14, 321, Cep 05508-900, São Paulo, SP, Brazil

## ABSTRACT

**Aim:** The present study aims to evaluate the ecological status of the Broa reservoir through the application of the ecological index Evenness E2. **Methods:** The sampling was performed during the dry period (Jun/2015) in 9 sample points (P1 to P9) distributed along of a longitudinal transect of the reservoir, in surface water layer. The qualitative analysis was performed using binocular optical microscope to identify the organisms, and the quantitative analysis was performed using the sedimentation chamber method and inverted microscope analysis. From the density and richness data, the Uniformity Index was calculated in the PAST program (3.13). The reference values used in this study were set according to the literature covering 5 classifications (High, Good, Moderate, Low and Bad) of the Evenness E2 index for phytoplankton, being 1 the maximum value. **Results:** The values observed ranged from 0.1142 in P1 to 0.1468 in P3, being classified as "Bad", since values were below 0.21. **Conclusions:** The result is associated to the sanitary problem of the reservoir, due to the occurrence of consecutive blooms, indicating a great contribution and amount of nutrients in the region. A massive occurrence of Cyanobacteria was observed, with emphasis on the species *Aphanizomenon gracile*, which may be related to the adaptive advantages that this class presents on the community in eutrophic environments. Other activities that occur in the basin can contribute effectively to the eutrophication process of the reservoir, such as agriculture, sand mining and livestock. Therefore, it needs attention to the reservoir, since water quality is compromised due to the dense presence of potentially toxic species, which contributes with eutrophication process and can harmed the multiple uses of the reservoir, as well as human and ecosystem health. These processes can be corroborated by the application and indication of poor water quality using the applied index.

**Keywords:** Phytoplankton. Ecological Uniformity Index. Evenness Index E2. Water quality. Eutrophication.

## RESUMO

**Objetivo:** O presente trabalho objetiva avaliar o potencial ecológico do reservatório Broa através da aplicação do índice ecológico Evenness E2 no fitoplâncton. **Métodos:** Amostras fitoplanctônicas de superfície foram obtidas no período seco (Jun./2015) em nove pontos

(P1 ao P9) ao longo do eixo longitudinal do reservatório. A análise qualitativa foi feita usando microscópio óptico binocular e a análise quantitativa foi realizada pelo método de câmaras de sedimentação e análise em microscópio invertido. O Índice de Uniformidade foi calculado a partir dos dados de densidade e riqueza. Os valores de referência utilizados foram estabelecidos de acordo com a literatura abrangendo cinco classificações (Alto, Bom, Moderado, Baixo e Ruim) do índice *Evenness E<sub>2</sub>* para fitoplâncton, sendo 1 valor máximo indicando as classificações de qualidade da água. **Resultados:** Os valores observados variaram entre 0,1142 em P1 a 0,1468 em P3, sendo ambos classificados como “Ruim”, visto valores inferiores a 0,21. **Conclusões:** O resultado reforça a problemática sanitária do reservatório, pela ocorrência de consecutivas florações algais (“blooms”), pelo aporte e concentração de nutrientes na região. Ocorrência massiva de Cianobactérias foi observada, com ênfase para a espécie *Aphanizomenon gracile*, podendo estar relacionada às vantagens adaptativas que esta classe apresenta sobre a comunidade em ambientes eutrofizados. As atividades na bacia contribuem efetivamente para o processo de eutrofização do reservatório, como atividades agrícolas, de mineração de areia e pecuária. A qualidade da água está comprometida devido à densa presença de espécies potencialmente tóxicas, refletindo no processo de eutrofização, apontando comprometimento aos múltiplos usos do reservatório, além da saúde humana e ecossistêmica. Esses processos podem ser corroborados pela aplicação do índice e indicação de má qualidade da água.

**Palavras-chave:** Fitoplâncton. Índice Ecológico de Uniformidade. Índice Evenness E<sub>2</sub>. Qualidade da água. Eutrofização.

## 1. Introduction

The construction of multiple-use water reservoirs contributes significantly to the regularity of water supply, and to the development and maintenance of various economic activities (e. g. industrial, agricultural, aquaculture, navigation). However, these environments are facing different impacts involving water quality and consequently the ecological balance of these ecosystems. The main impacts affecting the water quality of the reservoirs are due to the discharge of domestic and industrial effluents, such as the surface runoff of agricultural and urban areas, which also contributes to the pollutants disposal to the interior of these environments (Cunha et al., 2013). Currently, aquatic and terrestrial ecosystems have been greatly modified by anthropic activities, direct or indirectly, leading to changes in ecosystem dynamics, including water quality, and consequently, the biological communities, which may compromise the multiple uses of the water body (Lewis, 1995; Sant’anna et al., 2008; Tundisi et al., 2015; Pompêo, 2017).

Reservoirs are considered transition ecosystems between lotic and lentic environments, depending on the characteristics of the hydrographic basin where they are inserted which presents specific operating mechanisms (Pompêo, 2017). The impact on the environment from the rupture of the hydrological continuum changes the dynamics in its totality. These changes occur because the system components are altered,

including the flow regime, channel size, substrate present and biotic diversity (Bunn & Arthington, 2002).

The damming of a river means an interruption of a transportation open system by a more closed and accumulation system (Junk & Mello, 1990), resulting in modifications that directly affect the hydro-sedimentological dynamics between river-dam (Coelho, 2008). In response to these changing conditions, the environment becomes conducive to colonization by species that are tolerant to disturbances, and that may establish a relationship of dominance with other species, making that dams act as modulators of taxa richness and abundance (Smith et al., 2017).

The maintenance of the water resource quality depends on the dynamics of the aquatic ecosystem and on the organisms that compose it, which are able to act in the nutrient cycling, gas exchange, sediment stabilization, composition and structure of the community (Lewis, 1995). This approach requires the interpretation of biotic and abiotic data to understand the existing ecological processes and, consequently, the functioning of the ecosystem and the concept of biodiversity (Lanari & Coutinho, 2010). According to the same authors, concepts related to the ecology of communities and ecosystems must be worked in an integrated way to derive the effects of species diversity on the representative parameters of the environment. Thus, biodiversity responds to the environmental condition generated by the ecosystem and determined by its ecological functioning.

The phytoplankton community is a part of the aquatic ecosystems biota and contributes actively to primary productivity and to biogeochemical cycles (Miller et al., 2012). Phytoplankton can present spatial and temporal variations, both qualitative and quantitative. These characteristics are influenced by other conditions of the system: thermal stratification, water circulation, season of the year, and others (Esteves, 2011). Due to the environmental factors and individual advantages of each family, or even of an organism of the community, phytoplankton can have its structure and composition rapidly changed under human effects due to the sensitivity of organisms, since planktons are profoundly sensitive to natural change they are best markers of water quality and particularly lake conditions (Parmar et al., 2016), by being well documented in the literature the use of these organisms, with greater importance given to phytoplankton, in studies of biomonitoring (using different methodologies) in aquatic environments, mainly reservoirs (Yuan et al., 2018; Santana et al., 2017; Machado et al., 2016; Hu et al., 2016; Silva & Costa, 2015; Padišák et al., 2006).

The biodiversity of the phytoplankton community is influenced and it has the capacity to influence the ecological processes of the ecosystem based on the functional characteristics of each species that make up the community (Lanari & Coutinho, 2010). This biodiversity is responsible for the intense blooms occurrence and the eutrophication process of water bodies, which may worsen the water quality and the risks associated with its composition, considering the presence of Cyanobacteria. Currently, the alterations in the reservoirs have become more common and intense, generated or accelerated by anthropic activities, assuring a greater number of water pollution forms (Straskraba & Tundisi, 2013). It becomes challenging because the degradation speed is higher than the evaluation of the damage impact, complicating the decision-making process for water recovery (Miller et al., 2017).

Although the Broa reservoir is intended for recreation and research purposes, it is inserted in the Tietê-Jacaré hydrographic basin that has potentially polluting activities, such as agriculture, sand mining, livestock, and other point and diffuse sources (Periotto & Tundisi, 2013). The activities includes the disposal of untreated residential effluent, deforestation, sand mining, tourism, intensive sport fishing (Cervi et al., 2016) and agricultural activities, also with areas under legal protection (Tundisi & Tundisi, 2016). There are also reforestation initiatives in the region, besides the natural maintenance from the vegetation cover, highlighting the mosaic vegetation acting as a buffer zone (Tundisi & Tundisi, 2016). Despite these notes, the authors Tundisi and Matsumura-Tundisi (2014) point out that the reservoir maintains its main characteristics.

This environment is considered one of the most studied reservoirs in Limnology, for at least 40 years of information and data applied to several areas of knowledge, contributing to the region development related to social, economic and environmental issues (Periotto & Tundisi, 2013). The phytoplankton community was commonly characterized by the dominance of diatoms and chlorophytes (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2014), except for the year 2014 that presented a pioneering bloom of cyanobacteria (Tundisi et al., 2015). Emphasizing the importance of the study of the phytoplankton community, especially of the Cyanobacteria, due to their capacity to produce toxins (Cyanotoxins) with adverse health effects. Knowing that the phytoplankton composition of the reservoir depends on the environmental variables and their interactions, and that the eutrophication process can alter the occurrence and distribution of phytoplankton (Esteves, 2011), the application of Evenness E2 was performed understand these changes.

The Broa reservoir is considered oligo-mesotrophic (Calijuri & Tundisi, 1990; Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2014; Tundisi et al., 2015), presenting oscillations in their trophic condition according to the period and specific site of sampling, but remaining between the bands of oligotrophic and mesotrophic (Tundisi, 1977; Luzia, 2009; Tundisi et al., 2015), with a tendency of trophic enrichment coming from the tributaries (Luzia, 2009). Considering the trophic history of the reservoir, the hypothesis is based on the dominance of Cyanobacteria along the longitudinal axis, resulting in low values for the Evenness  $E_2$  index. This index of equitability aims to express the way in which the amount of individuals is distributed among the different species, it will be used as an alternative to evaluate the water quality of the reservoir and to verify if it is corroborated by other obtained information.

## 2. Materials and Methods

### 2.1. Study area

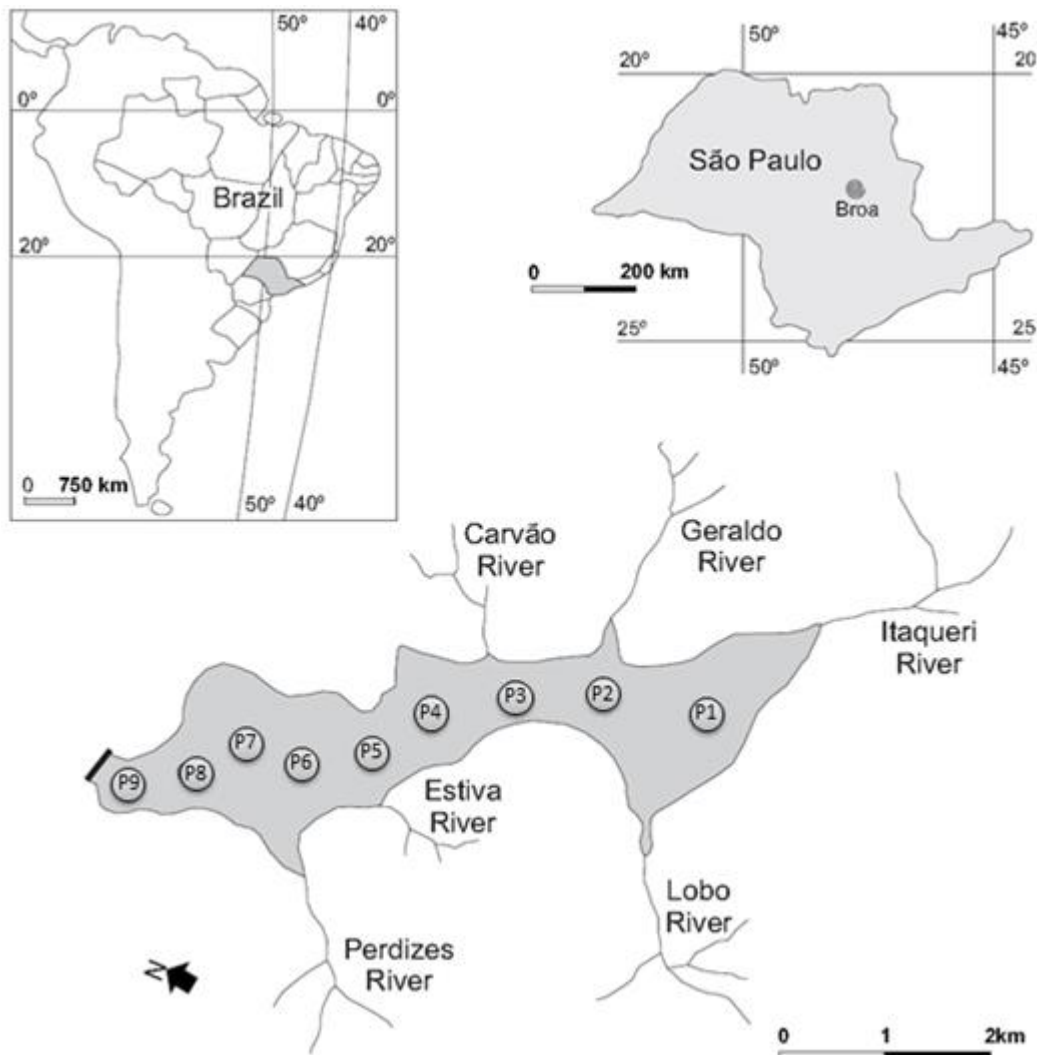
Carlos Botelho Hydroelectric Power Station, also known as the Broa or Lobo Reservoir, is an artificial water body located between the cities of Itirapina and Brotas, inserted in the Tietê-Jacaré hydrographic basin in the State of São Paulo, Brazil (between 49°32'-47°30' longitude and 21°37'-22°51' latitude). The reservoir was built in 1936 with the purpose of producing electric energy, with an surface area of 6 km<sup>2</sup>, maximum length of 8 km, average width of 0.9 km and average depth of 3 m (Cervi et al., 2016), considered shallow polymictic and presenting a retention time of less than 25 days (Tundisi & Tundisi, 2016).

According to the Decree nº. 10.755/77, the Carlos Botelho reservoir is classified as class 2 (São Paulo, 1977), and is destined, according to CONAMA resolution no. 20/86, to water domestic supply (considering the conventional water treatment), to aquatic communities protection, to recreation of primary contact, to vegetable and fruit plant irrigation, to natural and intensive plantations for human consumption (Brasil, 1986). As well as the purposes that were pre-determined by law, the regulations regarding limnological variables are also clearly established in the CONAMA Resolution 357/05 (Brasil, 2005).

## 2.2. Sampling and analysis of samples

The single collecting of five-liter sampling consisted of water from the surface during the dry season (June/2015), at nine points distributed along the longitudinal axis (P1 to P9). These points comprised the lotic (P1, P2 and P3), central (P4, P5 and P6) and lentic (P7, P8 and P9) region of the reservoir (Thornton et al., 1990) (Figure 1), and each one was meant for the physicochemical and biological analyzes. The collected material was stored and conditioned in thermal bags and sent to the Limnology Laboratory, University of São Paulo (USP). The GPS coordinates (UTM, Datum WGS 84), depth (m), water surface temperature ( $^{\circ}\text{C}$ ), dissolved oxygen ( $\text{mg L}^{-1}$ ), electrical conductivity ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ), pH and Secchi depth (m) of the water were measured in the field using the YSI 556 MPS multi-parameter probe (HORIBA). The euphotic zone was measured as 2.7 times the depth of Secchi (Cole, 1994). The physicochemical analyzes were performed in the laboratory, following a specific methodology: chlorophyll-a (Chlor. a) (Lorenzen, 1967), nitrite ( $\text{NO}_2^-$ ) and nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) (Mackereth et al., 1978), ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) (Koroleff, 1976), total nitrogen (T.N.), total phosphorus (T.P.) (Valderrama, 1981) and Orthophosphate (P-ortho) (Strickland & Parsons, 1960).

**Figure 1:** Representation of the sampling points (P1 to P9) in the Broa reservoir and its respective tributaries, located in the State of São Paulo, Brazil. The different shades of gray highlighting the following sets of sample points (P1 – P3; P4 – P6; and P7 – P9) indicate the theoretical zones of river, center and dam, respectively. From: Adapted from Tundisi et al. (2004).



For the phytoplankton sampling, mesh net with 20  $\mu\text{m}$  was used in horizontal trawls at the water surface (one point per zone), and fixed with formaldehyde (4%); and by direct collection in the photic zone, fixed with 1% acetic lugol, the material was subsequently identified according to current works (Sant’anna et al., 2006; Biolo et al., 2008; Dellamano-Oliveira et al., 2008; Menezes et al., 2011; Nogueira et al., 2011; Ramos et al., 2012; Rosini et al., 2013; Aquino et al., 2014; Souza & Felisberto, 2014; Alves-da-Silva & Klein, 2015), and counted according to Utermöhl (1958) methodology, in sedimentation chambers (Lund et al., 1958) and inverted microscope Zeiss (Axiovert 40C). The density of the phytoplankton community ( $\text{cel L}^{-1}$ ) was obtained from the count of the organisms in relation to the area of the used sample

container (INAG, I.P., 2009), following the Equation 1.

$$N = X * \frac{A * d}{a * v} \quad (1)$$

Where, N: number of units per volume in the sample (units.mL<sup>-1</sup>), X: average number of units per square or transept (or total number of units in the chamber), A: chamber area, v: sample volume sedimented in chamber, a: area of the counting field (grid, transept or chamber), and d: dilution factor or sample concentration, if applicable. For colonies and filaments, it was necessary to estimate the average number of cells present and to multiply by the number of times they occur.

### 2.3. Data analysis

The application of Principal Component Analysis (PCA) was performed by using correlation matrix to verify the environmental variability in Carlos Botelho reservoir. The use of row color/symbols, convex hulls and filled regions in order to improve the visualization of the areas formed by the polygons, and associated with the limnological variables, using the PAST program (3.13) (Hammer, 2001).

The Trophic State Index (TSI) proposed by Lamparelli (2004) was applied, and it was determined from the weighting between values of chlorophyll-a and total phosphorus, and classified as Ultra-oligotrophic, Oligotrophic, Mesotrophic, Eutrophic, Super-eutrophic and Hyper-eutrophic. The reference values to determinate the trophic limits are shown in Table 1.

**Table 1:** Trophic state classification for reservoirs (modified by CETESB, 2014).

Category (Trophic State)	Range	P-Total – P (mg.m <sup>-3</sup> )	Clor. <i>a</i> (mg.m <sup>-3</sup> )
Ultraoligotrophic	TSI ≤ 47	P ≤ 8	CL ≤ 1.17
Oligotrophic	47 < TSI ≤ 52	8 < P ≤ 19	1.17 < CL ≤ 3.24
Mesotrophic	52 < TSI ≤ 59	19 < P ≤ 52	3.24 < CL ≤ 11.03
Eutrophic	59 < TSI ≤ 63	52 < P ≤ 120	11.03 < CL ≤ 30.55
Supereutrophic	63 < TSI ≤ 67	120 < P ≤ 233	30.55 < CL ≤ 69.05
Hypereutrophic	TSI > 67	233 < P	69.05 < CL

Data analysis consisted in application of Evenness E2 uniformity index, proposed by Sheldon (1969). Using software PAST (3.13) (Hammer, 2001), the following equation (Equation 2) is applied to the phytoplankton and the index values are generated.

$$E_2 = \frac{\exp(H')}{S} \quad (2)$$

The reference values used for the water quality classification from the application of the index to phytoplankton were proposed by Spatharis & Tsirtsis (2010), establishing five (5) classifications (High, Good, Moderate, Low and Bad), where 1 is the maximum value (Table 2).

**Table 2:** Reference values of Evenness E<sub>2</sub> index to phytoplankton classifying the water quality (SPATHARIS & TSIRTISIS, 2010).

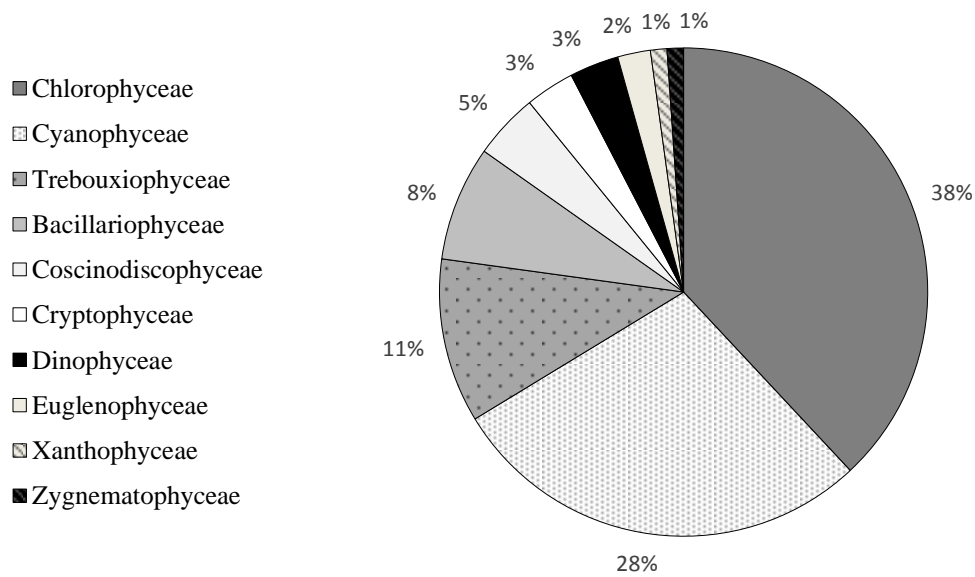
Water quality classification	Evenness E <sub>2</sub>
High	0.96-0.77
Good	0.77-0.46
Moderate	0.46-0.30
Low	0.30-0.21
Bad	0.21-0.09

### 3. Results

#### 3.1. Phytoplankton characterization

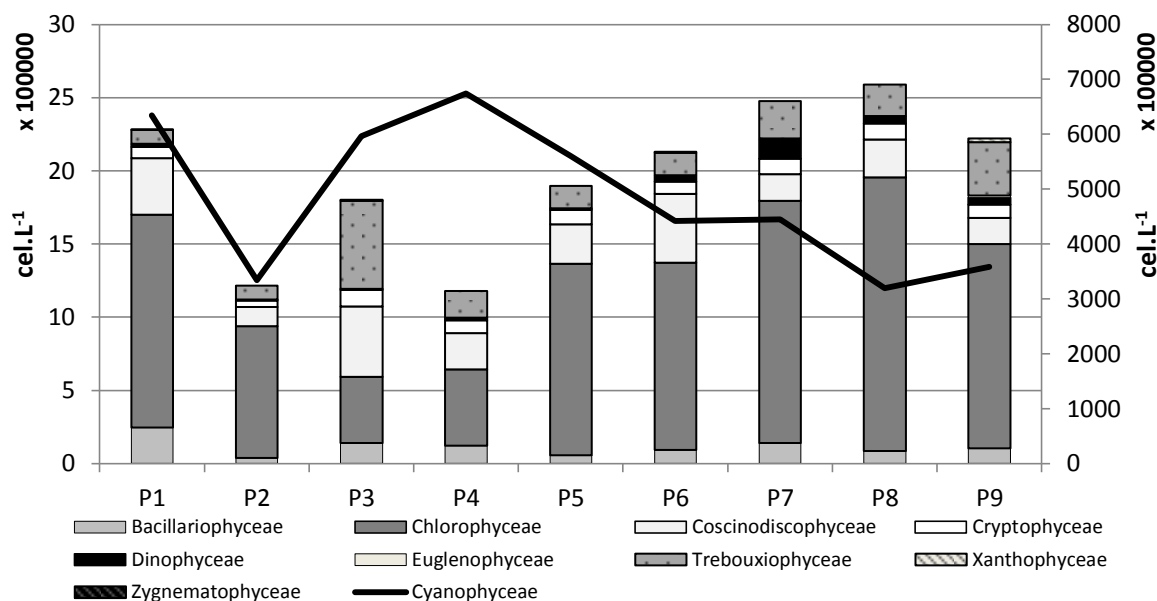
The qualitative analysis of the phytoplankton community from Broa Reservoir was represented by 92 species, distributed in 52 genera and 10 taxonomic classes. The percentage distribution of the community classes is represented in Figure 2. The following taxonomic classes and their respective percentage distribution were identified: Chlorophyceae (38%), Cyanophyceae (28%), Trebouxiophyceae (11%), Bacillariophyceae (8%), Coscinodiscophyceae (5%), Cryptophyceae (3%), Dinophyceae (3%), Euglenophyceae (2%), Xanthophyceae (1%) e Zygnematophyceae (1%) (Figure 2). The Chlorophyceae class presented the greatest richness, grouping 35 species in 13 genera, of which the genus *Desmodesmus sp.* included 8 different species.

**Figure 2:** Percentage distribution of the phytoplankton community classes from Broa reservoir.



The values of the phytoplankton community density are shown in Figure 3, distributed by sample point and taxonomic class, ranging from  $32.2 \cdot 10^7$  cel L<sup>-1</sup> in P8 to  $67.6 \cdot 10^7$  cel L<sup>-1</sup> in P4, following the decreasing order: Cyanophyceae, Chlorophyceae, Coscinodiscophyceae, Trebouxiophyceae, Bacillariophyceae, Cryptophyceae, Dinophyceae, Xantophyceae, Euglenophyceae and Zygnematophyceae. The cell density of Cyanobacteria corresponded to  $43.6 \cdot 10^8$  cel L<sup>-1</sup> in relation to  $8.4 \cdot 10^3$  cel L<sup>-1</sup> of Zygnematophyceae class. The Cyanophyceae class was more representative due to the large number of cells of mature colonies of *Microcystis sp.* and *Aphanocapsa sp.* by sample, as well as of filamentous species of *Dolichospermum sp.* and *Aphanizomenon gracile*.

**Figure 3:** Density of the phytoplankton community from Broa reservoir in 9 points (P1 to P9) along a longitudinal transect. The primary axis includes all phytoplankton classes, with the exception of the class Cyanophyceae, which is allocated on the secondary axis].



### 3.2. Limnological characterization

The results from the field and research laboratory analyzes of the following variables (Var.): depth, surface temperature (T.), dissolved oxygen (D.O.), electrical conductivity (E.C.), hydrogenation potential (pH), secchi depth (S.D.), chlorophyll-a (Chlor.  $\alpha$ ), nitrite ( $\text{NO}_2^-$ ), nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ), ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), total nitrogen (T.N.), total phosphorus (T.P.) and Orthophosphate (P-ortho) are shown in Table 3, with their units, mean values, minimum (min.) and maximum (max.) values.

**Table 3:** Data from physicochemical analyzes obtained in the field and posterior laboratory analysis.

Var.	Units	Mean	Min.	Max.
Depth	m	6.71	3.20	13.00
T.	°C	22.68	21.79	24.72
D.O.	mg.L <sup>-1</sup>	4.34	3.36	8.37
pH	-	8.59	8.09	9.07
E.C.	mS.cm <sup>-1</sup>	0.020	0.017	0.032
S.D.	m	0.61	0.48	0.78
$\text{NO}_3^-$	µg.L <sup>-1</sup>	12.95	10.46	18.20
$\text{NO}_2^-$	µg.L <sup>-1</sup>	<DL	<DL	<DL
$\text{NH}_4^+$	µg.L <sup>-1</sup>	<DL	<DL	<DL
P-Ortho	µg.L <sup>-1</sup>	<DL	<DL	<DL

<b>T.P.</b>	$\mu\text{g.L}^{-1}$	26.56	18.44	45.62
<b>T.N.</b>	$\text{mg.L}^{-1}$	1.36	0.40	3.70
<b>Chlor. a</b>	$\mu\text{g.L}^{-1}$	33.39	27.40	38.09

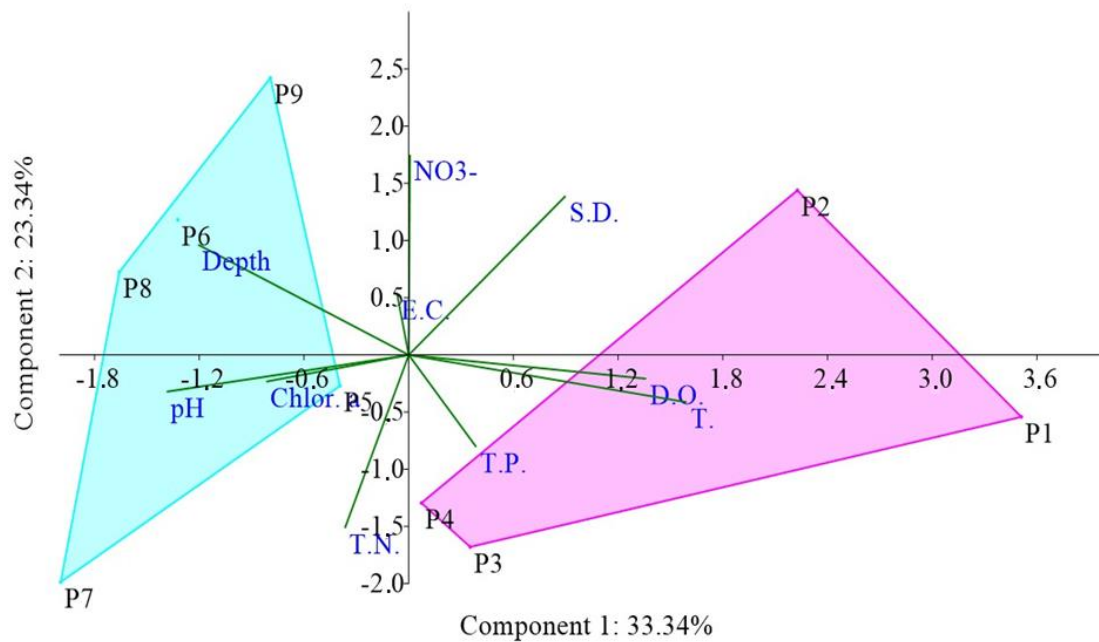
(<DL): Values that presented concentration lower than that detectable by the analysis method.

The average depth observed in Carlos Botelho reservoir was slightly high (6.7 m), with lower depth in P1 (3.2 m) and gradually increasing towards the dam (13.0 m). The surface temperature of the water had thermal amplitude lower than 3°C. The concentration of dissolved oxygen showed low values in all the sampled points, except for the peak in P1 (8.37 mg L<sup>-1</sup>). The values of pH, electrical conductivity and Secchi depth were quite homogeneous along the longitudinal axis observed in the water body, presenting small amplitude of variation, with average values of 8.59, 0.02 mS cm<sup>-1</sup> and 0.61 m, respectively. The inorganic nutrients analysis indicated low values of nitrate (12.95  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) and total phosphorus (26.56  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) in the environment. The nitrite, ammonium and orthophosphate analyzes indicated values below the Detection Limit (<DL). In contrast, high values of chlorophyll-a were found, with a average value of 33.39  $\mu\text{g L}^{-1}$  and a maximum value in P3 (38.09  $\mu\text{g L}^{-1}$ ). In addition, the average value of total nitrogen was relatively high (1.36 mg L<sup>-1</sup>), with peak occurring at P7 (3.70 mg L<sup>-1</sup>), as recorded in Table 3.

### 3.3. Data analysis

In order to verify the environmental variability in Carlos Botelho reservoir, visualizing the distribution of the sampling points in relation to the environmental variables, with a possible delimitation of compartments, the Principal Component Analysis (PCA) was performed with the use of row color/symbols, convex hulls and filled regions (Figure 4). The axis 1 explains 33.34% and the axis 2 explains 23.34%. There was the formation of two groups, one formed by the junction of points 1, 2, 3 and 4 and the other containing points 5, 6, 7, 8 and 9, delimiting two regions along the axis in the reservoir, establishing a positive correlation with the variables OD and T; and, Depth, pH and Chlor. a, respectively.

**Figure 4:** Principal Component Analysis (PCA) formed by axes 1 and 2 from correlation of limnological variables in surface waters of 9 collection points in the Broa reservoir. NO<sub>3</sub><sup>-</sup> : nitrate concentration, T.P.: total phosphorus, Chlor. a: Chlorophyll-a, T.N.: total nitrogen, Depth, T: surface temperature, E.C.: electrical conductivity, pH: hydrogenation potential, S.D.: Secchi depth, and D.O.: dissolved oxygen.



The trophic state of the reservoir ranged from Mesotrophic to Super-eutrophic for the points along the longitudinal axis included in the study, resulting, under weighting, in the trophic Broa system (Eutrophic). The values of chlorophyll-a influenced more drastically in relation to the index applied to total phosphorus, resulting in eutrophic values to super-eutrophic, and mesotrophic, respectively (Table 4).

**Table 4:** Classification of Broa reservoir according Trophic State Index in 9 points (P1 to P9) along a longitudinal transect.

IET	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9
Clor-a	63,5	63,0	64,6	64,2	63,5	64,3	63,6	64,5	64,0
P.T.	52,4	55,7	57,6	56,2	53,0	53,7	53,0	52,4	52,1
Médio	58,0	59,3	61,1	60,2	58,2	59,0	58,3	58,5	58,1
<b>Classificação</b>	Meso	Eutro	Eutro	Eutro	Meso	Eutro	Meso	Meso	Meso

The results of the Evenness E2 Equity Index for the phytoplankton community are shown in Table 5. The values presented small amplitude of variation, in which the minimum value corresponds to 0.1142 in P1 and maximum value to 0.1468 in P2, both classified as “Bad” according to the applied methodology. The other points studied in the reservoir also presented water quality framed as Bad.

**Table 5:** Water quality classification of Broa reservoir according to Evenness E2 Index in 9 points (P1 to P9) along a longitudinal transect.

	<b>P1</b>	<b>P2</b>	<b>P3</b>	<b>P4</b>	<b>P5</b>	<b>P6</b>	<b>P7</b>	<b>P8</b>	<b>P9</b>
<b>Evenness E2</b>	0.1142	0.1468	0.1282	0.1451	0.1466	0.1152	0.1302	0.132	0.132
<b>Classification</b>	Bad	Bad	Bad	Bad	Bad	Bad	Bad	Bad	Bad

#### 4. Discussion

The Chlorophyceae and Cyanobacteria classes contribute with almost 70% of the phytoplankton algal species in Carlos Botelho reservoir (Lobo/Broa), that in term of density, the last class stands out. These classes present particular characteristics that imply advantages in attracting resources in the phytoplankton interrelationships with other aquatic communities, as the selective predation of the zooplankton community (Borges et al., 2008; Bellinger & Sigeo, 2010). The Chlorophyceae present a good development even in environments with much diversified habitats, because green algae differ significantly in relation to their ecological preferences, including specialist and generalist species (Bellinger & Sigeo, 2010). The-Cyanobacteria are favored in environments with high temperature and are able to associate with aerobic bacteria to tolerate low N:P rates, high pH values and low CO<sub>2</sub> concentrations (Bellinger & Sigeo, 2010), and to show greater efficiency in nutrient and light uptake, favoring its dispersion (Sant’anna et al., 2008).

The main problem related to the composition of the phytoplankton community is associated with the massive presence of Cyanobacteria, since they contribute to the intense primary production, forming dense blooms and contributing to the increase of trophic level. The eutrophication process is driven by favorable environmental conditions, such as: occurrence, even if limited, of vertical stratification (thermal and chemical); relative stability of the water column (continuous circulation for most of the year) (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2014); high water temperatures (above 21°C) and high nutrient concentration (Paerl & Otten, 2013) from identified domestic and agricultural effluent discharges (Periotto & Tundisi, 2013), favoring this class to have greater success combined with the advantages adaptations of some of its representatives. The low residence time of water indicates an unfavorable characteristic for community establishment in general (Paerl & Otten, 2013), because there is water recycling providing less time to establish and/or optimal development of the community.

The short residence time characteristic of the reservoir is minimized during the winter season, because there is a reduction in the frequency of rainfall, favoring the increase of primary productivity and growth of blooms (Chalar, 2009), as indicated by the high average value of Chlorophyll-a (Chlor. a:  $\sim 33.39 \mu\text{g L}^{-1}$ ). Other works previously performed in the reservoir already indicated an increase in phytoplankton biomass, with chlorophyll-a values ranging from 5.0 to  $15.0 \mu\text{g L}^{-1}$  in Tundisi (1977) study, compared with values ranging from 0.057 to  $7.98 \mu\text{g L}^{-1}$  during the dry season of 2005, representing the upstream area and near the dam of the Broa reservoir, respectively, and the predominance of the Bacillariophyceae class (Luzia, 2009).

The composition of the phytoplankton commonly documented in databases of the Broa reservoir was diatoms and chlorophytes, and the Cyanobacteria contributed minimally to the total biomass (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2014). According to Tundisi et al. (2015), the first bloom of Cyanobacteria observed in Carlos Botelho reservoir was in the 2014 winter, pointed out the climatic changes as starting more intense and recurrent blooms. They based their arguments on the variations observed in the hydrological and climatic regime, in the increase of the water average temperature in the winter and lower rainfall during the summer, that combined with the increase of the retention time, due to the dam operational methods, promoted the blooms growth.

In other tropical and subtropical reservoirs, the presence and dominance of Cyanobacteria was well documented, as in the Salto Grande subtropical reservoir, especially *M. aeruginosa* (Chalar, 2009); in the Itupararanga reservoir, in response to high levels of observed trophic state (Beghelli et al., 2016); and in the Billings and Guarapiranga Reservoirs, two important bodies of water for public supply, especially the presence of *M. aeruginosa* for both reservoirs and *C. raciborskii* for the Billings Reservoir (Carvalho et al., 2007). However, in 2016 the dominance of *Cylindrospermopsis raciborskii* was also observed in the Guarapiranga reservoir (Machado et al., 2016). The dominance of Cyanobacteria was reinforced in the Billings (Taquacetuba branch) indicating hypereutrophy, with high values of total phosphorus and chlorophyll-a (Moschini-Carlos et al., 2010).

Thus, organisms with better adaptive advantages overcome in abundance and/or distribution in the water column, resulting in a very heterogeneous community (Sant'anna et al., 2008). As a consequence, other aquatic communities may be harmed by eutrophication, with the mortality of species of ichthyofauna recorded during periods of intense flowering, which may be associated with the concentration of cyanotoxins in

the water body (Tundisi et al., 2015). For this reason, fish consumption is not indicated in the reservoir (Straskraba & Tundisi, 2013).

The dominance of Cyanobacteria observed in this work was influenced by the large presence of Cyanobacteria *Aphanizomenon gracile*, which was favored by the optimal environmental conditions (Bellinger & Sigee, 2010), as the eutrophic characteristic observed in the water body, as well as by the adaptive advantages. This genus is capable to fix atmospheric nitrogen (heterocytes); to use buoyancy (gas vesicles); to resist the unfavorable environmental conditions storing reserve substances in a specific cell (akinetes), that with the rupture of the filament, after environment conditions improvement, passes through sedimentation and division (Cirés & Ballot, 2016); besides the potential damage resulting from the generation of secondary metabolites.

The high density of the phytoplankton community in the Broa reservoir makes it an interesting environment to carry out studies related to the identification and quantification of secondary metabolites produced by some genera of Cyanobacteria. This is because the five most abundant genera recorded have a toxic potential due to their ability to production the following toxins: Anatoxin-a/homoanatoxin-a, Beta-MethylaminoL-alanine (BMAA), Cylindrospermopsin, Aeruginosin, Microcystin and Cyanopeptolin (Paerl & Otten, 2013). The release of these substances into the water has the potential to compromise the multiple uses of the water system (Sant'anna et al., 2008; Tundisi et al., 2015; Pompêo, 2017) from the presence of the following genera: *Aphanizomenon sp.*, *Microcystis sp.*, *Aphanocapsa sp.*, *Dolichospermum sp.* and *Cylindrospermopsis sp.*, identified in the present work.

From the comparison of the results obtained from the limnological variables with the pertinent regulatory values (Resolution CONAMA 357/05) (Brasil, 2005), some parameters were not in accordance with the legislation: dissolved oxygen, total nitrogen, concentration of chlorophyll-a and Cyanobacteria density. Other environmental variables (depth, water surface temperature, electrical conductivity, pH, nitrite, nitrate, ammonium, total phosphorus and orthophosphate) also influence directly and/or indirectly phytoplankton dynamics. The analysis of hydrobiological variables (chlorophyll-a concentration and Cyanobacteria density) evidenced a eutrophic environment, with high nutrient amount, but with diffuse discharges of effluents from the drainage basin, which may cause some episodes of Cyanobacteria blooms over time. Blooms results in the increase of algal biomass and tends to occur in a short time. This contributes to an equally fast degradation and decomposition, with dissolved oxygen

consumed by organisms during the decomposition process and the nutrients reinserted in the water body (Pompêo et al., 2015).

The low concentrations of dissolved oxygen recorded in 8 of 9 sampling points indicate a degraded environment, considering the low degree of water aeration, a good indicator variable of quality (Euba Neto et al., 2012). The proportion between respiration and photosynthesis processes is higher than the ideal ratio of 1:1, indicating a deficient cycling for this variable. In reservoirs, it is expected that the concentration of dissolved oxygen reduces from the river towards the dam (Thornton et al., 1990). However, it tends to be problematic when complemented by polluting contributions, especially in urban scenarios, as occurs in this study, with discharge of domestic effluents in the Itaqueri River coming from Itirapina city (Periotto & Tundisi, 2013).

The discard of untreated domestic effluents commonly from urban centers, such as the city of Itirapina, contributes to the considerable increase of organic material for the water body, reaching the Broa reservoir. However, if such effluents were treated in wastewater treatment stations (ETEs in Brazil), nutrient concentrations would not be fully removed, considering the treatment steps commonly applied in the country, inciting the issue of discarded effluents organic amount. Consequently, the water body is enriched, with consequent increase of its trophic level, changing from oligotrophic to eutrophic, and accumulates the necessary nutrients for the uncontrolled growth of phytoplankton biomass, culminating in the eutrophication process (Bellinger & Sigeo, 2010; Pompêo, 2017). The present work indicated the high values of density in the reservoir community ( $32.2 \cdot 10^7$  -  $67.6 \cdot 10^7$  cel L<sup>-1</sup>), whose minimum density value of the data range is more than six times higher than the values imposed by the current Resolution ( $5 \cdot 10^7$  cel L<sup>-1</sup>) (Brasil, 2005).

Among the mentioned nutrients, there is the nitrogen, one of the elements most demanded by living cells. This element is not accordance with the CONAMA resolution (Brasil, 2005) in 6 of 9 points, with a peak in P7, coinciding with the Perdizes River's mouth. The analysis of other nutrients indicated low values of nitrate and total phosphorus, and the nitrite, ammonium and orthophosphate analyzes indicated values below the Detection limit (<DL), in contradiction to what was expected, considering the trophic history of the reservoir. The low values of nutrient concentrations registered in the reservoir, including those that were below the detection limit, are involved with the dynamics of the aquatic ecosystem itself, with the nutrient concentration mainly associated with the primary productivity, allied to additional anthropogenic content; to

bio-chemical cycles, cycle stages and biological availability of their respective fractions, considering their interactions with the compartments (air, water and sediment); and to the rapid cycling of the water attributed to the short residence time of the reservoir (Tundisi & Tundisi, 2016).

As the climate of the region is characterized as humid tropical, the absence of rainfall ensures less input through the surface runoff, an important entry route of nutrients into the water body (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2014). The agricultural activities in the hydrographic basin, with the predominance of sugarcane cultivation, have their harvest period during the dry season, ensuring that fewer nutrients are carried into the reservoir in a possible precipitation event, in compared to those occurring during the summer, in which the soil is continuously being artificially enriched. Other possibilities are associated to the presence of aquatic macrophytes banks located in the sources of water bodies (Tundisi et al., 2015), and to the presence of wetlands in the Lobo and Itaqueri tributaries (Periotto & Tundisi, 2013), reducing the contribution and/or controlling the nutrient content, maintaining the water quality.

According to the authors Tundisi & Matsumura-Tundisi (2014) the nutrient concentration peaks in the water body are sufficient to alter the trophic degree of the reservoir, providing a basis for them to argue that the eutrophication in the Broa Reservoir is not a result of a continuous process. According to Tundisi et al. (2015), the trophic level historically observed in the Broa reservoir corresponded to the oligomesotrophic classification; while Luzia (2009) recorded an oligomesotrophic level, with a tendency for trophic enrichment from the Itaqueri River affluent in the year 2005. The Trophic State Index applied for the results obtained in the 2015 year ranged from mesotrophic to supereutrophic. The concentration values of chlorophyll-a had a stronger influence on the results of this index, since values of the TSI (Chlorophyll-a) presented values higher than the TSI (total phosphorus), indicating a significant change in the composition of the community observed, as dominance of the Cyanobacteria. Thus, the level trophic changed from oligotrophic to eutrophic, indicating trophic enrichment of the reservoir.

The physical, chemical and biological variables and the applied indices did not indicate variation according to the theoretical delimitation of the river, center and dam zones defined by Thornton et al. (1990) for reservoirs, based on analysis of the data matrix, thus not indicating the presence of a longitudinal gradient. However, the PCA analysis indicated that the distribution of the sampling points in relation to the

environmental variables presented a zonation pattern, with the possible delimitation of two large compartments composed of points 1 to 4 and 5 to 9. The suppression of the intermediate region of the reservoir was attributed to the short residence time of the water, which makes it impossible to form a delimitation marked area of the intermediate environmental conditions between lotic and lentic environments.

Therefore, the environmental variables dissolved oxygen and temperature were positively related to the lotic zone, since it presented a characteristic of better oxygenation, and high temperatures associated to the central body, where all the samplings were taken. The second axis corresponded to the association of the variables Depth, pH and Chlorophyll-a. The depth did not constitute a significant variable when disassociated with vertical gradients, however, it established a consistent relation with the concentration of dissolved oxygen. The pH and Chlorophyll-a variables were associated, since chlorophyll-a is a metric of algal biomass, and the phytoplankton is favored in environments with high pH values, in addition to high temperatures and tolerance at low N:P rates (Bellinger & Sigeo, 2010). The variable Secchi depth presented positive association with both axes, since the depth of the euphotic zone along the central body of the reservoir was very homogeneous.

The classification of the results obtained from the Evenness  $E_2$  indicated a “Bad” classification in all sample points of the reservoir, according to the TSI (eutrophic) response and to the Chlorophyll-a and Cyanobacteria concentration registered. Although the index be defined mainly by phytoplankton density, it was satisfactory, since it corroborated the influence of the community as sensitive to the physicochemical alterations of the water and as bioindicator organisms. Attention to the application of this index should be considered since it is used for comparative purposes (Sheldon, 1969). The author points out that the number of species sampled ( $S$ ) is determinant to make it concise, being stable for  $S > 20$ . Since the community included 92 identified and counted species, the application result was considered valid. Borges et al. (2008) observed a scenario closed to the present work in a study of daily variation in eutrophic environment, highlighting the low equitability with occurrence and dominance of Cyanobacteria in one arm of the Rosana reservoir (Ribeirão do Corvo, Paraná, Brazil).

From a comparative analysis between the TSI and Evenness  $E_2$ , both were applied to measure the water quality status from different approaches. The first index relates the availability of nutrients in relation to algal growth, correlating an environmental condition variable corresponding to the total phosphorus concentration and a biological

response variable (Chlorophyll-a). The trophic levels are associated with the intensity of the eutrophication process, so it can be considered a more robust index to evaluate the ecological potential of a reservoir. However, considering that Evenness E<sub>2</sub> is an index of equitability applicable to the phytoplankton community, it is a more accurate biological indicator than a metric of abundance obtained from the quantification of photosynthetic pigments, although satisfactory. This index, individually analyzed, is able to derive a biological response and to identify ecological imbalances, but it is not robust in integrated environmental approaches, since it does not accompany any physical-chemical variables in its composition, being necessary the accomplishment of complementary analyzes.

Thus, it is possible to apply the Evenness E<sub>2</sub> index in the evaluation of the ecological potential combined with complementary environmental analyzes, so that can robustly measure water quality. For both indexes, the knowledge of the composition of the community enriches the results, since different taxa imply different measures of flowering containment and modulate the risk with which the water quality is associated. In this study, the hypothesis of dominance of Cyanobacteria along the longitudinal axis was corroborated from indicative of the trophic degree associated with the TSI and low values for the Evenness E<sub>2</sub> index.

## 5. Conclusion

The results are associated to the sanitary problem of the reservoir, giving margin to the occurrence of blooms and consequently to the presence of Cyanobacteria. Despite the diffuse sources of phosphorus and nitrogen, Cyanobacteria can develop more efficiently in environments with a higher trophic level, as observed by the massive presence of *Aphanizomenon gracile* in the eutrophic environment, with high concentrations of nitrogen, chlorophyll-a, Cyanobacteria density and low concentrations of dissolved oxygen.

The control of the effluents from the basin activities and other nutrient sources, mainly nitrogen and phosphorus, is determinant in the control of the eutrophication process. This process prioritizes the phosphorus concentration, since nitrogen sources can be difficult to identify, because it includes the fixation of atmospheric nitrogen by some algae. The use of biological communities and application of Evenness E<sub>2</sub> proved to be satisfactory when compared to limnological analysis, since it made the

environmental analysis more accomplished and it also assisted in better understanding of the other results, contributing to more robust information for the decision maker.

The application of the Evenness  $E_2$  index using the phytoplankton community indicated that the water quality of the Broa reservoir is compromised by the presence of potentially toxic species. This condition may influence the multiple uses of the reservoir and bring risks to human and ecosystem health. Complementary studies should be performed to determine the toxicity that the ecosystem is subject.

## 6. Acknowledgment

The authors are grateful to CAPES, to FAPESP (Processes 2014/22581-8; 2016/17266-1; 2016/24528-2), to the research group of the Limnology Laboratory, to the Institute of Biosciences (IB) of the University of São Paulo (USP), to the Environmental Sciences Program (PROPG), to the Institute of Science and Technology of the São Paulo State University "Júlio de Mesquita Filho" (UNESP), for direct and indirect collaboration in the present work. The study is part of the Dissertation Project "Assessment of the spatial heterogeneity of the Carlos Botelho Reservoir (Lobo/Broa), with emphasis on the phytoplankton community".

## 7. References

ALVES-DA-SILVA, S.M. and KLEIN, I.C. Euglenophyceae na Área de Proteção Ambiental do Rio Ibirapuitã, sudoeste do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. 1. *Cryptoglena Marin & Melkonian emend. Kosmala & Zakrýs*, *Monomorphina (Ehrenberg) Mereschkowsky emend. Kosmala & Zakrýs e Phacus Durjardin*. *Hoehnea*, 2015, 42(3), 471-496. <http://dx.doi.org/10.1590/2236-8906-12/2015>.

AQUINO, C.A.N.; BUENO, N.C. and MENEZES, V.C. Desmidióflórula (Zygnemaphyceae, Desmidiáles) do rio Cascavel, Oeste do Estado do Paraná, Brasil. *Hoehnea*, 2014, 41(3), 365-392. <http://dx.doi.org/10.1590/S2236-89062014000300005>.

BEGHELLI, F.G.S., FRASCARELI, D., POMPÊO, M.L.M. and MOSCHINI-CARLOS, V. Trophic state evolution over 15 years in a Tropical reservoir with low nitrogen concentrations and Cyanobacteria predominance. *Water Air Soil Pollut.*, 2016, 227(3), 95-110. <https://doi.org/10.1007/s11270-016-2795-1>.

BELLINGER, E.G. and SIGEE, D.C. *Freshwater Algae: Identification and use as bioindicators*. 1 ed. Wiley-Blackwell, 2010, 164 p.

BIOLO, S.; SIQUEIRA, N.S.; BORTOLINI, J.C. and BUENO, N.C. Desmidiáceae (exceto Cosmarium) na comunidade perifítica em um tributário do reservatório Itaipu, Paraná, Brasil. *R. bras. Bioci.*, 2008, 6(1), 8-10.

BORGES, P.A.F.; TRAIN, S. and RODRIGUES, L.C. Estrutura do fitoplâncton, em curto período de tempo, em um braço do reservatório de Rosana (ribeirão do Corvo, Paraná, Brasil). *Acta sci., Biol. sci.*, 2008, 30(1): 57-65. <http://dx.doi.org/10.4025/actascibiols.v30i1.1449>

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente, 1986. *Resolução CONAMA nº 20, de 18 de junho de 1986* [online]. [viewed 02 April 2016]. Available from: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res86/res2086.html>

\_\_\_\_\_. Conselho Nacional de Meio Ambiente, 2005. *Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005* [online]. [viewed 10 October 2017]. Available from: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>

BUNN, S.E. and ARTHINGTON, A.H. Basic Principles and Ecological Consequences of Altered Flow Regimes for Aquatic Biodiversity. *Environ. Manage.*, 2002, 30(4), 492–507. <https://doi.org/10.1007/s00267-002-2737-0>

CALIJURI, M.C. and TUNDISI, J.G. Limnologia comparada das represas do Lobo (Broa) e Barra Bonita, Estado de São Paulo: mecanismos de funcionamento e bases para o gerenciamento. *Brazilian Journal of Biology = Revista Brasileira de Biologia*, 1990, 50(4), 893-913.

CARVALHO, L.R. de; SANT'ANNA, C.L.; GEMELGO, M. C.P. and AZEVEDO, M.T. de P. Cyanobacterial occurrence and detection of microcystin by planar chromatography in surface water of Billings and Guarapiranga Reservoirs, SP, Brazil. *Rev. Bras. Bot.*, 2007, 30(1), 141-148. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042007000100014>.

CERVI, E.C.; FERNANDES, F.; MIRANDA, R.B. de; MAUAD, F.F.; MICHALOVICZ, L. and POLETO, C. Geochemical speciation and risk assessment of metals in sediments of the Lobo-Broa Reservoir, Brazil. *Management of Environmental Quality*, 2016, 28(3), 430-443. <https://doi.org/10.1108/MEQ-09-2015-0171>.

CHALAR, G. The use of phytoplankton patterns of diversity for algal bloom management. *Limnologica*, 2009, 39(3), 200-208. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2008.04.001>.

CIRÉS, S. and BALLOT, A. A review of the phylogeny, ecology and toxin production of bloom-forming Aphanizomenon spp. and related species within the Nostocales (Cyanobacteria). *Harmful Algae*, 2016, 54, 21-43. <http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2015.09.007>.

COELHO, A. L. N. Geomorfologia fluvial de rios impactados por barragens. *Caminhos de Geografia*, 2008, 9(26), 16 – 32.

COLE, G. A. *Textbook of Limnology*. Waveland Press, Illinois, 412p., 1994.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo 2013. São Paulo: CETESB, 2014. 434 p. [online]. [viewed 01 September 2014]. Available from: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes/-relatorios>>.

CUNHA, D.G.F.; CALIJURI, M.C. and LAMPARELLI, M.C. A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSIts<sub>r</sub>). *Ecol. Eng.*, 2013, 60, 126 –134. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.07.058>

DELLAMANO-OLIVEIRA, M.J.; SANT'ANNA, C.L.; TANIGUCHI, G.M. and SENNA, P.A.C. Os gêneros *Staurastrum*, *Staurodesmus* e *Xanthidium* (Desmidiaceae, Zygnemaphyceae) da Lagoa do Caçó, Estado do Maranhão, Nordeste do Brasil. *Hoehnea*, 2008, 35(3): 333-350.

<http://dx.doi.org/10.1590/S2236-89062008000300001>

ESTEVEZ, F. de A. *Fundamentos de Limnologia*, 3<sup>o</sup> ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826 p.

EUBA NETO, M., SILVA, W.O., RAMEIRO, F.C., NASCIMENTO, E.S. and ALVES, A.S. Análises físicas, químicas e microbiológicas das águas do balneário Veneza na bacia hidrográfica do médio Itapecuru, MA. *Arquivos do Instituto Biológico*, 2012, 79(3), 397-403. <http://dx.doi.org/10.1590/S1808-16572012000300010>.

HAMMER, Ø., D. *Manual de Referência PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis* [online]. [viewed 20 September 2016]. Available from: <http://folk.uio.no/ohammer/past>

HU, R., LI, Q., HAN, B.-P., NASELLI-FLORES, L., PADISAK, J. and SALMASO, N. Tracking management-related water quality alterations by phytoplankton assemblages in a tropical reservoir. *Hydrobiologia*, 2016, 763(1), 109-124. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-015-2366-2>.

INSTITUTO DA ÁGUA - INAG, I. P. *Manual para a avaliação da qualidade biológica da água: Protocolo de amostragem e análise para o fitoplâncton* [online]. [viewed 03 July 2018]. Available from: <https://www.apambiente.pt/dqa/assets/protocolo-de-amostragem-e-analise-para-o-fitopl%C3%A2ncton.pdf>

JUNK, W.J. and NUNES DE MELLO, J.A.S. Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na bacia amazônica brasileira. *Estud. av.*, 1990, 4(8), 126 – 143. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-40141990000100010>.

KOROLEFF, F. Determination of nutrients. In: GRASSHOFF, K. (Ed.). *Methods of seawater analysis*. Weinheim: Verlag Chemie. 1976, 117-181.

LAMPARELLI, M.C. *Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento*. 2004. 238f. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LANARI, M. de O. and COUTINHO, R. Biodiversidade e Funcionamento de Ecossistemas: síntese de um paradigma e sua expansão em ambientes marinhos. *Oecologia Australis*, 2010, 14(4): 959-988.

LEWIS, M. A. Use of freshwater plants for phytotoxicity testing: a review. *Environ. Pollut.*, 1995, 87(3), 319-336. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(94\)P4164-J](https://doi.org/10.1016/0269-7491(94)P4164-J).

LORENZEN, C.J. Determination of chlorophyll and phaeo-pigments: Spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.*, 1967, 12(2), 343-346. <https://doi.org/10.4319/lo.1967.12.2.0343>.

LUND, J.W.G., KIPLING, C. and LE CREN, E.D. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia*, 1958, 11(1), 143–170. <https://doi.org/10.1007/BF00007865>.

LUZIA, A.P. *Estrutura organizacional do fitoplâncton nos sistemas lóticos e lênticos da bacia do Tietê-Jacaré (UGRHI Tietê-Jacaré) em relação à qualidade da água e estado trófico*. 2009. 169 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2009.

MACHADO, L.S., SANTOS, L.G., LOPEZ-DOVAL, J.C., POMPEO, M.L.M. and MOSCHINICARLOS, V. Fatores ambientais relacionados à ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas no reservatório de Guarapiranga. *Revista Ambiente & Água*, 2016, 11(4),

810-818. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1941>.

MACKERETH, F.J.H.; HERON, J., TALLING, J.F. and FRESHWATER BIOLOGICAL ASSOCIATION. Water analysis: some revised methods for limnologists. Freshwater Biological Association, Ambleside, *Scientific publication*, 1978.

MENEZES, V.C. de; BUENO, N.C.; BORTOLINI, J.C. and GODINHO, L.R. Chlorococcales sensu lato (Chlorophyceae) em um lago artificial urbano, Paraná, Brasil. *Iheringia Sér. Bot.*, 2011, 66(2): 227-240.

MILLER, R.J.; BENNETT, S.; KELLER, A.A.; PEASE, S. and LENIHAN, H.S. TiO<sub>2</sub> Phototoxic to Marine Phytoplankton. *PLoS ONE*, 2012, 7(1), 1-7. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0030321>.

MILLER, R.J.; MULLER, E.B.; COLE, B.; MARTIN, T.; NISBET, R.; BIELMYER-FRASER, G.K.; JARVIS, T.A.; KELLER, A. A.; CHERR, G. and LENIHAN, H.S. Photosynthetic efficiency predicts toxic effects of metal nanomaterials in phytoplankton. *Aquat. Toxicol.*, 2017, 183, 85–93. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2016.12.009>.

MOSCHINI-CARLOS, V., FREITAS, L. and POMPÊO, M. L. M. Limnological evaluation of water in the Rio Grande and Taquacetuba branches of the Billings Complex (São Paulo, Brazil) and management implications. *Rev. Ambient. Água*, 2010, 5(3), 47-59.

NOGUEIRA, I.S.; GAMA JÚNIOR, W.A. and D'ALESSANDRO, E.B. Cianobactérias planctônicas de um lago artificial urbano na cidade de Goiânia, GO. *Rev. Bras. Bot.*, 2011, 34(4), 575-592.

PADISÁK, J., BORICS, G., GRIGORSZKY, I. and SORÓCZKI-PINTÉR, E. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. *Hydrobiologia*, 2006, 553(1), 1-14. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-005-1393-9>.

PAERL, H.W. and OTTEN, T.G. Harmful Cyanobacterial Blooms: Causes, Consequences, and Controls. *Microb. Ecol.*, 2013, 65(4), 995-1010. <https://doi.org/10.1007/s00248-012-0159-y>.

PARMAR, T.K., RAWTANI, D. and AGRAWAL, Y.K. Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. *Frontiers in Life Science*, 2016, 9(2), 110- 118. <http://dx.doi.org/10.1080/21553769.2016.1162753>.

PERIOTTO, N.A. and TUNDISI, J.G. Ecosystem Services of UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa): a new approach for management and planning of dams multiple-uses. *Braz. J. Biol.*, 2013, 73(3), 471-482. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842013000300003>.

POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V.; NISHIMURA, P.Y.; SILVA; S.C. da, and DOVAL, J.C. L. *Ecologia de Reservatórios e Interfaces*. São Paulo: Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 2015.

POMPÊO, M. *Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios tropicais brasileiros*. São Paulo: Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 2017.

RAMOS, G.J.P.; BICUDO, C.E. de M.; NETO, A.G. and MOURA, C.W. do N. Monoraphidium and Ankistrodesmus (Chlorophyceae, Chlorophyta) from Pantanal dos Marimbus, Chapada Diamantina, Bahia State, Brazil. *Hoehnea*, 2012, 39(3), 421-434. <http://dx.doi.org/10.1590/S2236-89062012000300006>.

ROSINI, E.F.; SANT'ANNA, C.L. and TUCCI, A. Scenedesmaceae (Chlorococcales,

Chlorophyceae) de pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo, SP, Brasil: levantamento florístico. *Hoehnea*, 2013, 40(4), 661-678.

SANT'ANNA, C.L.; AZEVEDO, M.T. de P.; AGUIJARO, L.F.; CARVALHO, M. do C.; CARVALHO, L.R. de, and SOUZA, R.C.R. de. *Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras*. Interciência; São Paulo: Sociedade Brasileira de Ficologia, 2006. 58 p.

SANT'ANNA, C.L.; AZEVEDO, M.T. de P.; WERNER, V.R.; DOGO, C.R.; RIOS, F.R. and CARVALHO, L.R. de. Review of toxic species of Cyanobacteria in Brazil. *Algol. Stud.*, 2008, 126(1), 251-265.

SÃO PAULO. *Decreto no 10.755 de 22 de novembro de 1977* [online]. [viewed 30 November 2017]. Available from: [http://www.sigrh.sp.gov.br/arquivos/enquadramento/Dec\\_Est\\_10755.pdf](http://www.sigrh.sp.gov.br/arquivos/enquadramento/Dec_Est_10755.pdf)

SHELDON, A.L. Equitability indices: dependence on species count. *Ecology*, 1969, 50(3), 466-467. <https://doi.org/10.2307/1933900>.

SILVA, A.P.C. and COSTA, I.A.S. Biomonitoring ecological status of two reservoirs of the Brazilian semi-arid using phytoplankton assemblages (Q index). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2015, 27(1), 1-14. <http://dx.doi.org/10.1590/S2179-975X2014>.

SMITH, S.C.F., MEINERS, S.J., HASTINGS, R.P., THOMAS, T. and COLOMBO, R.E. Low-head dam impacts on habitat and the functional composition of fish communities. *River Research and Applications*, 2017, 33(5), 680-689. <http://dx.doi.org/10.1002/rra.3128>.

SOUZA, D.B. da S. and FELISBERTO, S.A. Comasiella, Desmodesmus, Pectinodesmus e Scenedesmus na comunidade perifítica em ecossistema lêntico tropical, Brasil Central. *Hoehnea*, 2014, 41(1), 109-120.

SPATHARIS, S. and TSIRTSIS, G. Ecological quality scales based on phytoplankton for the implementation of Water Framework Directive in the Eastern Mediterranean. *Ecol. Indic.*, 2010, 10, 840-847. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.01.005>.

STRAŠKRABA, M.; TUNDISI, J.G. *Gerenciamento da qualidade da água de represas*. São Carlos, ILEC / IEE., 2013, pp.183-193, 3 ed.

STRICKLAND, J.D.H. and PARSONS, T.R. A manual of sea water analysis. *Bull. Fish. Res. Bel. Can.*, 1960, 25, 1-185.

THORNTON, K.W.; KIMMEL, L.B. and FONEST, E.P. *Reservoir Limnology: ecological perspectives*. New York, John Wiley, 1990.

TUNDISI, J.G. (1977). *Produção Primária, "Standing-stock", Fracionamento do Fitoplâncton e Fatores Ecológicos em Ecossistema Lacustre Artificial (Represa do broa, São Carlos)*. 1977. Tese (Livre docência) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 1977.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ARANTES JUNIOR, J.D.; TUNDISI, J.E.M.; MANZINI, N.F. and DUCROT, R. The response of Carlos Botelho (Lobo, Broa) reservoir to the passage of cold fronts as reflected by physical, chemical, and biological variables. *Braz. J. Biol.*, 2004, 64(1), 177-186. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842004000100020>.

TUNDISI, J.G. and MATSUMURA-TUNDISI, T. The ecology of UHE Carlos Botelho (Lobo-Broa Reservoir) and its watershed, São Paulo, Brazil. *Freshw. Rev.*, 2014, 6(2), 75-91. <https://doi.org/10.1608/FRJ-6.2.727>.

\_\_\_\_\_. Integrating ecohydrology, water management, and watershed economy: case studies from Brazil. *Ecohydrol. Hydrobiol.*, 2016, 16(2), 83-91. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2016.03.006>.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.E.M.; BLANCO, F.P.; ABE, D.S.; CONTRI CAMPANELLI, L.; SIDAGIS GALLI, G.; SILVA, V.T. and LIMA, C.P.P. A bloom of Cyanobacteria (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa) reservoir: a consequence of global change?. *Braz. J. Biol.*, 2015, 75(2), 507-508. <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.24914>.

UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommen der quantitativem Phytoplankton-Methodik. *Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.*, 1958, 9, 1-38.

VALDERRAMA, J.C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorous in natural waters. *Mar Chem.*, 1981, 10, 109-222. [https://doi.org/10.1016/0304-4203\(81\)90027-X](https://doi.org/10.1016/0304-4203(81)90027-X).

YUAN, Y., JIANG, M., LIU, X., YU, H., OTTE, M.L., MA, C. and HER, Y.G. Environmental variables influencing phytoplankton communities in hydrologically connected aquatic habitats in the Lake Xingkai basin. *Ecological Indicators*, 2018, 91, 1-12. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.03.085>.

---

**CAPÍTULO II: VARIAÇÃO ESPACIAL DOS  
GRUPOS FUNCIONAIS FITOPLANCTÔNICOS  
DE UM RESERVATÓRIO TROPICAL DE USOS  
MÚLTIPLOS (SÃO PAULO, BRASIL)**

---

## Variação espacial dos Grupos Funcionais fitoplanctônicos de um reservatório tropical de usos múltiplos (São Paulo, Brasil)

Spatial variation of phytoplankton functional groups of a tropical reservoir with multiple uses (São Paulo, Brazil)

---

Aline Martins Vicentin\*<sup>1</sup>, Eduardo Henrique Costa Rodrigues<sup>1</sup>, Leila dos Santos Machado<sup>1</sup>, Viviane Moschini-Carlos<sup>1</sup> e Marcelo Luiz Martins Pompêo<sup>2</sup>

1. Universidade Estadual Paulista – UNESP, Campus Experimental de Sorocaba, Iperó, Avenida Três de Março, 511, Cep 18087-180, Sorocaba, SP, Brazil

\*e-mail: line\_vicentin@hotmail.com .

2. Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências – IB, Universidade do Estado de São Paulo – USP, Rua do Matão, Travessa 14, 321, Cep 05508-900, São Paulo, SP, Brazil

### RESUMO

A determinação dos grupos funcionais (GFs) fitoplanctônicos foi investigada no Reservatório tropical Broa, no estado de São Paulo (Brasil). Análises *in situ* e laboratoriais possibilitaram a caracterização limnológica e fitoplanctônica, sendo a mesma realizada a partir de amostragem única e integrada da coluna d'água em nove pontos ao longo do perfil longitudinal no período seco. Determinou-se como espécies descritoras àquelas que contribuíram com biomassa total >1%, considerando biovolume celular. Como resposta à tendência de eutrofia, houve destaque das cianobactérias na estrutura da comunidade em relação à densidade, biomassa e espécies descritoras a partir dos grupos funcionais H1, K, Lm e Sn, representados pelas espécies: *Aphanizomenon gracile*, *Aphanocapsa elachista*, *A. delicatissima*, *Dolichospermum sp.*, *D. solitarium*, *Microcystis sp.*, *M. aeruginosa*, e *Cylindropermopsis raciborskii*. A CCA indicou compartimentalização dos pontos amostrais com formação de duas zonas principais. A mesma foi inconclusiva quanto às variáveis que mais influenciaram a biomassa algal, porém indicou que a comunidade não esteve limitada pelos nutrientes. As vantagens adaptativas das cianobactérias sobre as demais classes culminaram na dominância das mesmas, visto que as oito espécies descritoras representam tal grupo. O GF H1 se destacou com 94,43% da biomassa fitoplanctônica total, ocorrendo ao longo de todo o reservatório, tendo como principal representante a espécie *A. gracile*. Todas as espécies descritoras da comunidade amostrada já foram relatadas como potenciais produtoras de toxinas na literatura (microcistinas, anatoxina-a, cilindropermopsina e saxitoxinas). O estudo das cianobactérias e seu monitoramento não devem ser negligenciados. Conclui-se o reservatório apresenta problemas sanitários que podem ser estudados a partir de abordagem ecológica pela aplicação da metodologia de Grupos Funcionais, que se mostrou uma ferramenta simplificada e satisfatória para o gerenciamento de reservatórios.

**Palavras-chave:** Eutrofização. Fitoplâncton. Grupos Funcionais. Qualidade da água. Recursos hídricos.

### ABSTRACT

The determination of phytoplanktonic functional groups (FGs) was investigated in the Tropical Reservoir Broa in São Paulo state (Brazil). In situ and laboratory analyzes enabled the limnological and phytoplankton characterization, being the same one realized from a unique and integrated sampling of the column of water in nine points along the longitudinal profile in the dry period. It was determined as descriptive species those that contributed with total biomass>

1%, considering cellular biovolume. As a response to the eutrophic tendency, the cyanobacteria were highlighted in the community structure in relation to the density, biomass and descriptive species from the functional groups H1, K, Lm and Sn, represented by the species: *Aphanizomenon gracile*, *Aphanocapsa elachista*, *A. delicatissima*, *Dolichospermum sp.*, *D. solitarium*, *Microcystis sp.*, *M. aeruginosa* and *Cylindropermopsis raciborskii*. The CCA indicated compartmentalization of the sampling points with formation of two main zones. It was inconclusive regarding the variables that most influenced the algal biomass, but indicated that the community was not limited by nutrients. The adaptive advantages of the cyanobacteria on the other classes culminated in their dominance, since the eight descriptive species represent such a group. The H1 FG stood out with 94.43% of the total phytoplankton biomass, occurring throughout the entire reservoir, with *A. gracile* as its main representative. All the descriptive species of the sampled community have already been reported as potential toxin producers in the literature (microcystins, anatoxin-a, cylindrospermopsin and saxitoxins). The study of cyanobacteria and their monitoring should not be neglected. It is concluded that the reservoir presents sanitary problems that can be studied from an ecological approach through the application of the Functional Groups methodology, which proved to be a simplified and satisfactory tool for the management of reservoirs.

**Keywords:** Eutrophication. Functional Groups. Phytoplankton. Water Resources. Water Quality.

## 1. Introdução

Metodologias de classificação de comunidades biológicas aquáticas se tornaram bastante abordadas no cenário científico objetivando derivar uma classificação simplificada e comparativa entre corpos d'água. Isso se dá pelo fato de que uma unidade taxonômica pode apresentar propriedades estruturais e funcionais muito distintas entre si (SALMASO; PADISÁK, 2007). Complementarmente, o ambiente atua como um filtro que requer adaptações e atributos das espécies (NISHIMURA et al., 2015). Por esta razão, a classificação a partir de Grupos Funcionais (GFs) se tornou uma abordagem ecológica interessante, visto associação funcional de espécies a partir do conhecimento de suas tolerâncias e sensibilidades, baseado em estratégias de sobrevivência e adaptações às condicionantes ambientais (SALMASO; PADISÁK, 2007; CUNHA; CALIJURI, 2011; FONSECA; BICUDO, 2011).

O objetivo de tal classificação consistiu em agrupar espécies que apresentassem características morfológicas, ecológicas e fisiológicas em comum por meio de códigos alfanuméricos (REYNOLDS et al., 2002; CROSSETTI; BICUDO, 2008; PADISÁK et al., 2009). Reynolds et al. (2002) esclarecem que esta proposta não determina ou prevê informações qualitativas e/ou quantitativas da comunidade, assim como aspectos espaciais ou temporais. Ou seja, características de dominância, abundância, ocorrência ou distribuição não são informações obtidas a partir do agrupamento funcional. É considerada vantajosa se comparada com a classificação filogenética tradicional, pois

transcende o critério filogenético, podendo estabelecer associações polifiléticas a partir do compartilhamento de funcionalidades adaptativas comuns, apresentados por Reynolds et al. (2002), Reynolds (2006) e Padisák et al. (2009).

O emprego dos GFs se enquadra como uma metodologia alternativa de "reconhecimento de vegetação", sendo que o termo ainda está sujeito a interpretações e a critérios distintos (REYNOLDS et al., 2002). Diferentes critérios já foram aplicados e abordados na literatura científica, como por agrupamentos morfo-funcionais (SALMASO; PADISÁK, 2007), grupos funcionais baseados em morfologia (KRUK et al., 2010), ou ainda por Grupos Funcionais (REYNOLDS et al., 2002; REYNOLDS, 2006; PADISÁK et al., 2009). O fato de os reservatórios brasileiros serem utilizados para diversas finalidades favorece o desenvolvimento de diversos estudos abordando o método de grupamentos, considerando que cada abordagem é singular em complexidade, refinamento, vantagens e desvantagens, devendo o mesmo ser avaliado a partir do objetivo do trabalho (NISHIMURA et al., 2015).

Apesar da relativa carência de informações referentes à aplicação de metodologia de Grupos funcionais em reservatórios de múltiplos usos (CUNHA; CALIJURI, 2011), esta classificação já foi aplicada em corpos d'água brasileiros em estudos relacionados à ecologia do fitoplâncton. As produções acadêmicas são concentradas na avaliação da heterogeneidade espacial e/ou variabilidade temporal (SALMASO, PADISÁK, 2007; GEMELGO et al., 2009; CUNHA; CALIJURI, 2011; CROSSETTI; BICUDO, 2008; FONSECA; BICUDO, 2008; 2011). O estudo de uma comunidade biológica e sua dinâmica deriva respostas mais confiáveis referentes às condições do habitat quando comparado a dados de presença e ausência de determinadas espécies (REYNOLDS et al., 2002).

As informações derivadas do agrupamento funcional indicam que há maior probabilidade de uma espécie funcionalmente bem adaptada ser mais tolerante sob condições ambientais adversas em comparação àquelas com menor sucesso adaptativo; porém, estas últimas, podem apresentar adaptações específicas para determinados ambientes, apresentando desempenho superior às mais adaptadas, não significando ainda que, de fato, ocorrerão (PADISÁK et al., 2009). De maneira que a classificação atua como uma ferramenta preditiva com critérios latitudinais, morfométricos e tróficos (NISHIMURA et al., 2015). Sua dinamização permitiu que houvesse a aplicação deste conceito para diversos ambientes sob realidades limnológicas bastante distintas, a partir

de abordagem fitossociológica (CUNHA; CALIJURI, 2011). Essa abordagem diz respeito ao estudo das comunidades vegetais, suas inter-relações e relações com o meio.

Esta metodologia de agrupamento funcional pôde sintetizar de maneira satisfatória estudos relacionados à ecologia do fitoplâncton e auxiliar na elaboração de planos de monitoramento e manejo dos ecossistemas aquáticos (CROSSETTI; BICUDO, 2008). Como foi incorporada em quadro de ação comunitária no domínio da política da água, aplicada pela União Europeia pela Diretiva Quadro da Água (EC, 2000). Sendo que, também contribuiu para a derivação de índices ecológicos que sintetizam ainda mais a resposta biológica (PADISÁK et al., 2009). Como desvantagem, tem-se que o método exige conhecimento da autoecologia do fitoplâncton, destacando que os principais erros estão associados aos diferentes níveis de precisão em sua definição e associações mal estabelecidas, podendo resultar em consequências problemáticas para o monitoramento ambiental (PADISÁK et al., 2009).

A ecologia engloba área que se debruça sobre as distribuições dos organismos e as inter-relações associadas às espécies, assim como, com o ambiente com os quais os mesmos estão inseridos (REYNOLDS et al., 2002). Desta maneira, as características ecológicas descritoras das comunidades biológicas indicam as respostas destas comunidades sobre o gradiente trófico e/ou sazonal (FONSECA; BICUDO, 2008). Visto isso, a hipótese formulada para este trabalho fundamenta-se no destaque das cianobactérias e seus respectivos grupamentos sobrepondo as demais classes, impulsionado por grau de trofia. Complementarmente, o presente trabalho foi proposto a fim de avaliar a heterogeneidade espacial dos grupos funcionais fitoplanctônicos do reservatório tropical Carlos Botelho (Lobo/Broa), a partir de critérios quali e quantitativos e pelas inter-relações com o ecossistema existente. Além de identificar as espécies dominantes e suas distribuições, como também avaliar como as condicionantes ambientais influenciam na estrutura dos grupamentos funcionais ao longo do perfil longitudinal estudado.

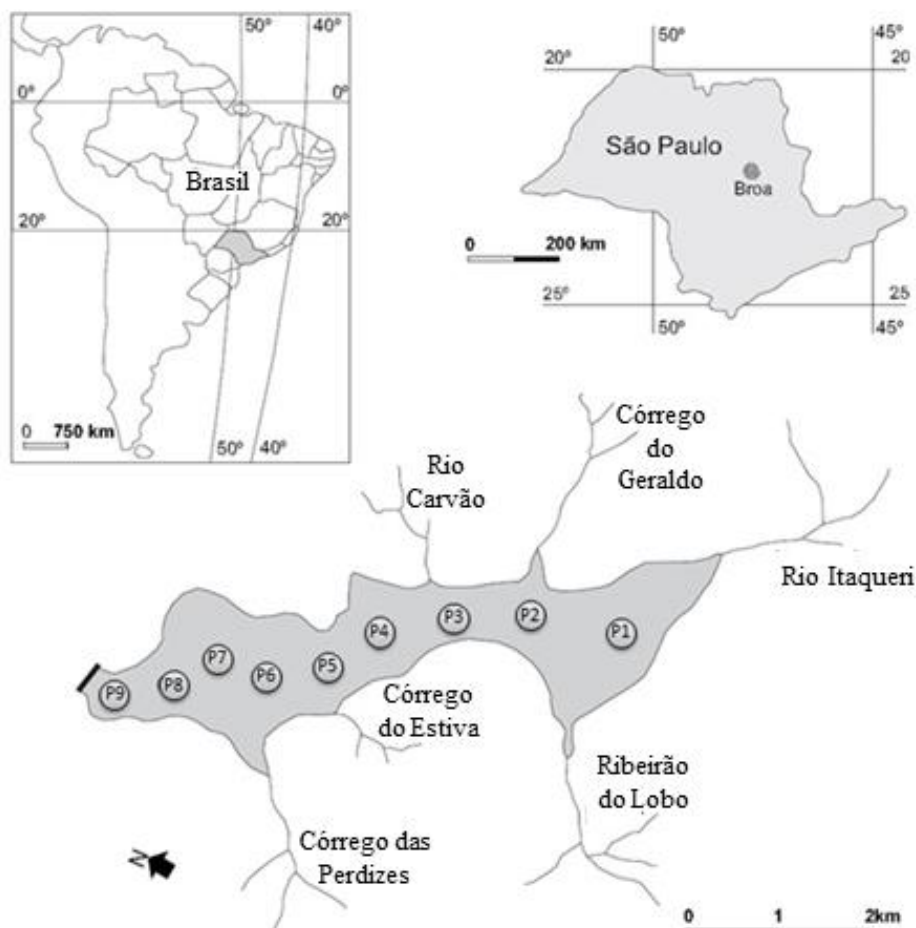
## 2. Metodologia

### 2.1. Área de estudo

O reservatório de estudo é conhecido como Usina Hidrelétrica de Energia (UHE) Carlos Botelho ou ainda como Reservatório Broa ou Lobo. Localizado na bacia

hidrográfica do Tietê-Jacaré, entre as cidades de Itirapina e Brotas, São Paulo, Brasil (49°32' - 47°30' longitude e 21°37' - 22°51' latitude) (Figura 1). Foi construído em 1936 com o objetivo de produzir energia elétrica, apresentando-se raso, polimítico, com tempo de retenção teórico inferior a 25 dias e com 40 anos de informações e dados, sendo um dos mais estudados na Limnologia (PERIOTTO; TUNDISI, 2013; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2016). Atualmente, é destinado a múltiplos usos, destacando-se lazer e pesquisa, assim como loteamentos de condomínio, clubes e pousadas, o Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada (CHREA) da Universidade de São Paulo (USP) e a Estação Ecológica de Itirapina constituem parte dos usos e ocupação do solo local (PERIOTTO, 2011).

**Figura 1:** Representação dos pontos amostrais (P1 a P9) no reservatório Carlos Botelho e seus respectivos tributários, localizado no Estado de São Paulo, Brasil. Fonte: Adaptado de Tundisi et al. (2004); Vicentin et al. (2018).



## 2.2. Amostragem e análise laboratorial

A partir de amostragem única durante a estação seca (06/15), foi realizada a coleta integrada de cinco litros (5L) da coluna d'água em nove pontos ao longo do perfil longitudinal, seguindo do rio em direção a barragem, distribuindo de forma equidistante os pontos 1 a 9, definindo as regiões fluvial, de transição e lacustre, respectivamente (THORNTON et al., 1990) (Figura 1).

A coleta de dados *in situ* foi realizada a partir do registro com auxílio de sonda multiparâmetros (HORIBA) YSI 556 MPS das coordenadas GPS (UTM, Datum WGS 84), medidas de profundidade (m), temperatura superficial (°C), oxigênio dissolvido ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), condutividade elétrica ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ), turbidez (UNT), potencial de oxirredução e pH da água, e transparência a partir do disco de Secchi (m) na coluna d'água. As análises laboratoriais consistiram nas análises físico-químicas e biológicas, sendo que as primeiras seguiram as seguintes metodologias: análise de clorofila-a ( $\mu\text{g}\ \text{L}^{-1}$ ) (LORENZEN, 1967), nitrito ( $\mu\text{g}\ \text{L}^{-1}$ ) e nitrato ( $\mu\text{g}\ \text{L}^{-1}$ ) (MACKERETH et al., 1978), amônio ( $\mu\text{g}\ \text{L}^{-1}$ ) (KOROLEFF, 1976), nitrogênio total ( $\text{mg}\ \text{L}^{-1}$ ) e fósforo total ( $\mu\text{g}\ \text{L}^{-1}$ ) (VALDERRAMA, 1981) e Ortofosfato ( $\mu\text{g}\ \text{L}^{-1}$ ) (STRICKLAND; PARSONS, 1960).

As análises biológicas qualitativas consistiram de arrastos horizontais com rede de plâncton com malha (20  $\mu\text{m}$ ) fixadas com formaldeído (4%), e identificadas a partir de literatura especializada (SANT'ANNA et al., 2006; BIOLO et al., 2008; DELLAMANO-OLIVEIRA et al., 2008; MENEZES et al., 2011; NOGUEIRA et al., 2011; RAMOS et al., 2012; ROSINI et al., 2013; AQUINO et al., 2014; SOUZA; FELISBERTO, 2014; ALVES-DA-SILVA, KLEIN, 2015). A análise quantitativa dependeu de amostragem por coleta direta na zona fótica fixado com lugol acético 1%, sendo a contagem realizada por metodologia de Utermöhl (1958), em câmaras de sedimentação (LUND et al., 1958) e microscópio invertido Zeiss (Axiovert 40C) até atingir-se uma estabilização da curva (não surgimento de novas espécies).

Objetivando a determinação dos Grupos Funcionais (GFs) a partir de metodologia proposta por Reynolds et al. (2002) considerando contribuições realizadas por Reynolds (2006) e Padisák et al. (2009), foi necessário determinar a densidade celular, o biovolume celular e a biomassa da comunidade fitoplanctônica.

A densidade da comunidade fitoplanctônica ( $\text{cel}\cdot\text{mL}^{-1}$ ) foi obtida a partir da contagem dos organismos em relação à área do recipiente de amostra utilizado (INAG,

2009) seguindo a seguinte equação (1). Foi considerado 95% de limite de confiança (LUND et al., 1958) visto contagem mínima de 400 indivíduos por amostra. Para colônias e filamentos, foi necessário estimar o número médio de células presentes e multiplicar pelo número de vezes que as mesmas ocorreram.

$$N = X * \frac{A * d}{a * v} \quad (1)$$

Onde, N: número de unidades por volume na amostra (células.mL<sup>-1</sup>), X: número médio de unidades por quadrícula ou transepto (ou número total de unidades na câmara), A: área da câmara, v: volume da amostra sedimentado na câmara, a: área do campo de contagem (quadrícula, transepto ou câmara), e d: fator de diluição ou de concentração da amostra, se aplicável.

O biovolume celular foi determinado a partir de aproximação geométrica (HILLEBRAND et al., 1999; SUN; LIU, 2003). Quando a determinação foi impossibilitada, foi realizada a mediana dos valores de biovolume das espécies faltantes considerando reservatórios tropicais, disponível em Fonseca et al. (2014). A equação 2 (2) apresenta a metodologia proposta pelo Instituto da Água (INAG, 2011) para a determinação do biovolume por espécie ou biomassa. Determinou-se como espécies descritoras àquelas que contribuíram com biomassa total superior a 1%, considerando biovolume celular.

$$\text{Biovolume da espécie (mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}) = n^{\circ} \text{ de células (cel. mL}^{-1}) \times \text{volume celular (}\mu\text{m}^3) \times 10^{-6} \quad (2)$$

### 2.3. Análise de dados

O Índice de estado trófico (IET) proposto por Carlson (1977) com modificações de Lamparelli (2004) e Cunha et al. (2013) foi aplicado, sendo determinado a partir da ponderação entre as concentrações de clorofila-a e fósforo total e classificado como: Ultraoligotrófico, Oligotrófico, Mesotrófico, Eutrófico, Supereutrófico e Hipereutrófico. Os valores para a determinação da trofia estão apresentados na tabela a seguir (Tabela 1).

**Tabela 1:** Classificação do estado de trofia de acordo com ponderação do IET para reservatórios (CUNHA et al., 2013).

<b>Categoria (Estado Trófico)</b>	<b>IET</b>
Ultraoligotrófico	$\leq 51,1$
Oligomesotrófico	$51,2 < \text{IET} < 53,1$
Mesotrófico	$53,2 < \text{IET} < 55,7$
Eutrófico	$55,8 < \text{IET} < 58,1$
Supertrófico	$58,2 < \text{IET} < 59$
Hipertrófico	$\geq 59,1$

A classificação de espécies como “dominantes” e “abundantes” segundo Lobo e Leighton (1986) também foi empregada a fim de caracterizar a comunidade. Espécies abundantes correspondem àquelas que apresentam valores de densidade superiores aos valores médios da comunidade, e espécies dominantes, aquelas no exibem valores de densidade que ultrapassam 50% da densidade total.

A análise estatística consistiu na aplicação da Análise de Correspondência Canônica (*Canonical Correspondence Analysis – CCA*) envolvendo as variáveis Limnológicas e os grupos funcionais descritores da comunidade fitoplanctônica, a partir do programa PAST (3.13) (HAMMER, 2001). A seleção das variáveis foi feita a partir de matriz de correlação com nível de confiança de 95% ( $p < 0,05$ ). A análise ANOVA por fator único também foi utilizada para avaliar a possível compartimentalização.

### 3. Resultados

#### 3.1. Caracterização Limnológica

As variáveis limnológicas provenientes das análises de campo e laboratoriais no reservatório Broa consistiram nas seguintes variáveis amostradas: profundidade (Prof.), temperatura superficial (T), oxigênio dissolvido (OD), potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE), turbidez (Turb), potencial de oxirredução (PR), transparência a partir do disco de Secchi (DS), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), Ortofosfato (P-orto), fósforo total (PT), nitrogênio total (NT) e clorofila-a (Clor.). Os respectivos valores das variáveis (Var.) citadas estão dispostos na tabela a seguir (Tabela 2), com exceção de  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_4^+$  e P-orto, que apresentaram valores inferiores ao limite de detecção (LD) do método empregado, com suas respectivas

unidades de medida (Unid.) e média.

**Tabela 2:** Dados provenientes das análises físico-químicas obtidos em campo e/ou análise laboratorial posterior do Reservatório Carlos Botelho, São Paulo, Brasil.

Var.	unid.	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	Média
Prof.	m	3,20	3,50	4,10	4,10	6,40	7,00	8,50	10,60	13,00	6,71
T	°C	24,72	23,15	23,02	22,83	22,33	21,79	22,07	21,88	22,37	22,68
OD	mg L <sup>-1</sup>	8,37	4,71	3,59	3,89	3,68	3,87	3,83	3,79	3,36	4,34
pH	-	8,09	8,39	8,37	8,49	8,78	8,91	9,07	8,87	8,30	8,59
CE	mS cm <sup>-1</sup>	0,022	0,020	0,017	0,017	0,018	0,032	0,020	0,017	0,018	0,020
Turb.	UNT	39,00	40,10	37,50	58,20	41,40	62,30	58,70	40,20	45,80	47,02
PR	-	160,0	149,0	214,0	222,0	215,0	189,0	195,0	226,0	209,0	197,7
DS	m	0,63	0,78	0,58	0,52	0,62	0,62	0,48	0,62	0,62	0,61
NO <sup>3-</sup>	µg L <sup>-1</sup>	11,57	14,88	10,46	11,57	12,95	14,88	10,46	11,57	18,20	12,95
PT	µg L <sup>-1</sup>	19,38	33,44	45,62	36,25	21,25	24,06	21,25	19,38	18,44	26,56
NT	mg L <sup>-1</sup>	1,60	0,50	1,70	1,30	1,20	1,10	3,70	0,40	0,70	1,36
Clor.	µg L <sup>-1</sup>	30,74	27,40	38,09	35,42	30,29	36,09	31,19	37,42	33,86	33,39

O reservatório tropical em questão seguiu padrão esperado de aumento de profundidade em direção à barragem com média de temperatura alta ( $22,7^{\circ}\text{C} \pm 0,85$ ). Queda de OD na coluna d'água foi observada a partir de P3, no qual a porção lítica contou com maiores concentrações de O<sub>2</sub> ( $4,34 \text{ mg L}^{-1} \pm 1,46$ ). Valores de pH indicam um ambiente alcalino ( $8,59 \pm 0,31$ ). A condutividade elétrica manteve-se baixa, como esperado para o reservatório, e com o menor desvio-padrão observado ( $0,020 \text{ mS cm}^{-1} \pm 0,004$ ). As variáveis turbidez e potencial redox apresentaram os maiores valores de desvio padrão do conjunto de dados ( $47,02 \text{ UNT} \pm 9,29$ ;  $197,7 \pm 25,73$ , respectivamente). A variável transparência ( $0,61 \text{ m} \pm 0,08$ ) variou de 0,48 a 0,78 m, sem tendência clara ao longo do reservatório. Dentre os nutrientes nitrato ( $12,95 \text{ µg L}^{-1} \pm 2,43$ ), nitrogênio total ( $1,36 \text{ mg L}^{-1} \pm 0,93$ ) e fósforo total ( $26,56 \text{ µg L}^{-1} \pm 9,04$ ), este último apresentou maior amplitude de variação, com pico registrado em P3 ( $45,62 \text{ µg L}^{-1}$ ). Os valores de clorofila-a ( $33,39 \text{ µg L}^{-1} \pm 3,45$ ) aumentaram ligeiramente em direção à barragem, com valor máximo também observado em P3 ( $38,09 \text{ µg L}^{-1}$ ).

### 3.2. Caracterização Fitoplanctônica

A comunidade fitoplanctônica do Reservatório Carlos Botelho foi representada por um total de 92 espécies, incluídas em 52 gêneros, enquadrados em 10 classes taxonômicas (APÊNDICE A), sendo sua distribuição percentual representada pelas

seguintes classes: Chlorophyceae (38%), Cyanophyceae (28%), Trebouxiophyceae (11%), Bacillariophyceae (8%), Coscinodiscophyceae (5%), Cryptophyceae (3%), Dinophyceae (3%), Euglenophyceae (2%), Xanthophyceae (1%) e Zygnematophyceae (1%), considerando análise qualitativa e critérios de presença e ausência.

Apesar da grande participação das clorofíceas na caracterização da comunidade fitoplanctônica do reservatório, a classe da cianobactérias foi bastante superior em relação às demais em termos de densidade celular. A densidade da comunidade fitoplanctônica variou de  $32,2 \cdot 10^4$  cel mL<sup>-1</sup> em P8 a  $67,6 \cdot 10^4$  cel mL<sup>-1</sup> em P4 (Figura 2), e seguiu a seguinte ordem decrescente em relação às classes taxonômicas: Cyanophyceae, Chlorophyceae, Coscinodiscophyceae, Trebouxiophyceae, Bacillariophyceae, Cryptophyceae, Dinophyceae, Xantophyceae, Euglenophyceae e Zygnematophyceae.

Os Grupos funcionais identificados resultaram nos códons H1, K, Sn e Lm, englobando oito espécies significativamente representativas para o ecossistema estudado, sendo todas representantes da classe das cianofíceas (Tabela 3).

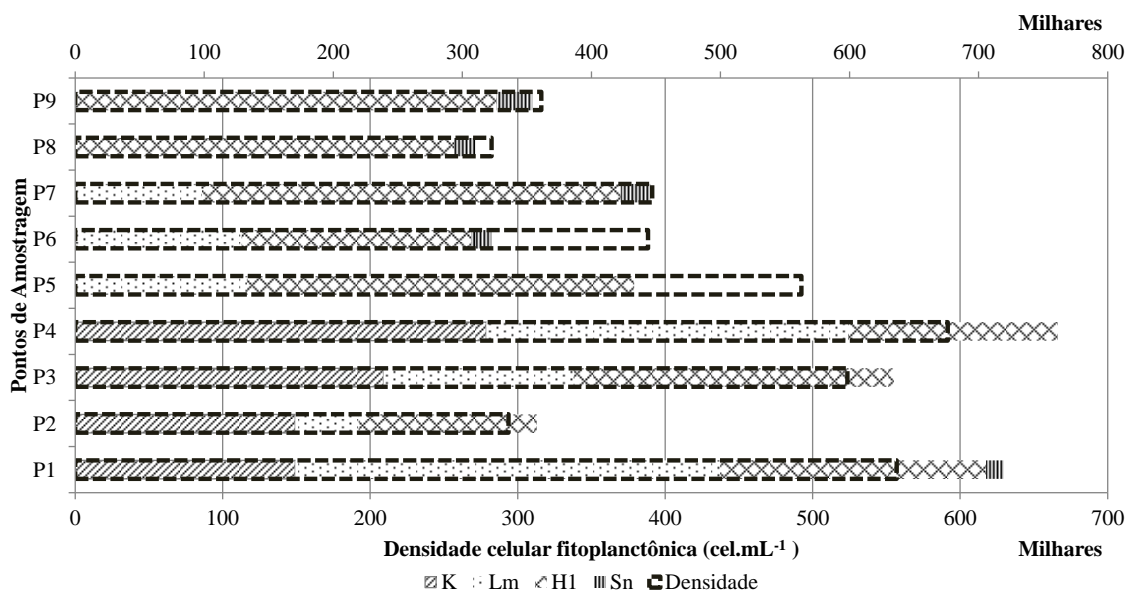
**Tabela 3:** Espécies selecionadas da comunidade fitoplanctônica do Reservatório Broa com base no biovolume > 1% em pelo menos uma unidade de amostra e sua contribuição porcentual (%) no Grupo Funcional (GF) nos pontos amostrais (P1 a P9).

Espécies	GF	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9
<i>Aphanizomenon gracile</i>	H1	31,6	37,1	47,2	47,6	54,7	49,5	65,8	80,2	80,9
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	K	-	-	1,3	2,6	-	-	-	-	-
<i>Aphanocapsa elachista</i>	K	1,0	1,7	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	Sn	1,2	-	-	-	-	1,8	1,6	1,3	2,0
<i>Dolichospermum solitarium</i>	H1	24,8	34,5	12,8	12,0	9,4	11,6	4,6	6,5	5,6
<i>Dolichospermum sp.</i>	H1	34,7	23,7	34,6	29,9	32,1	31,9	25,5	10,6	10,3
<i>Microcystis aeruginosa</i>	Lm	3,6	1,4	2,5	3,6	-	1,2	1,4	-	-
<i>Microcystis sp.</i>	Lm	2,4	-	-	3,3	1,9	1,9	-	-	-

Em termos de densidade, a participação dos GFs apresentou distribuição heterogênea, no qual o grupo H1 variou de  $12,1 \cdot 10^4$  a  $28,6 \cdot 10^4$  cel mL<sup>-1</sup> estando presente em todos os pontos amostrais; o grupamento K, que somente ocorreu de P1 a P4, variou de  $14,9 \cdot 10^4$  a  $27,9 \cdot 10^4$  cel mL<sup>-1</sup>; ou como o grupo Sn, que esteve ausente nos pontos 2, 3, 4 e 5, variando de  $1,2 \cdot 10^4$  a  $2,4 \cdot 10^4$  cel mL<sup>-1</sup>; e, Lm, ausente apenas em P8 e P9, com densidades de  $4,3 \cdot 10^4$  a  $28,8 \cdot 10^4$  cel mL<sup>-1</sup> (Figura 2). Os valores de densidade total foram inseridos objetivando a relação comparativa da densidade das espécies descritoras

da comunidade em relação à densidade total da comunidade.

**Figura 2:** Gráfico de densidade dos grupos funcionais em relação à densidade total da comunidade do Reservatório Carlos Botelho, São Paulo, Brasil. O eixo primário (inferior) corresponde aos GFs H1, K, Sn e Lm que estão dispostos como barras empilhadas, enquanto o eixo secundário (superior) está representando a densidade total de acordo com o seu ponto de ocorrência.

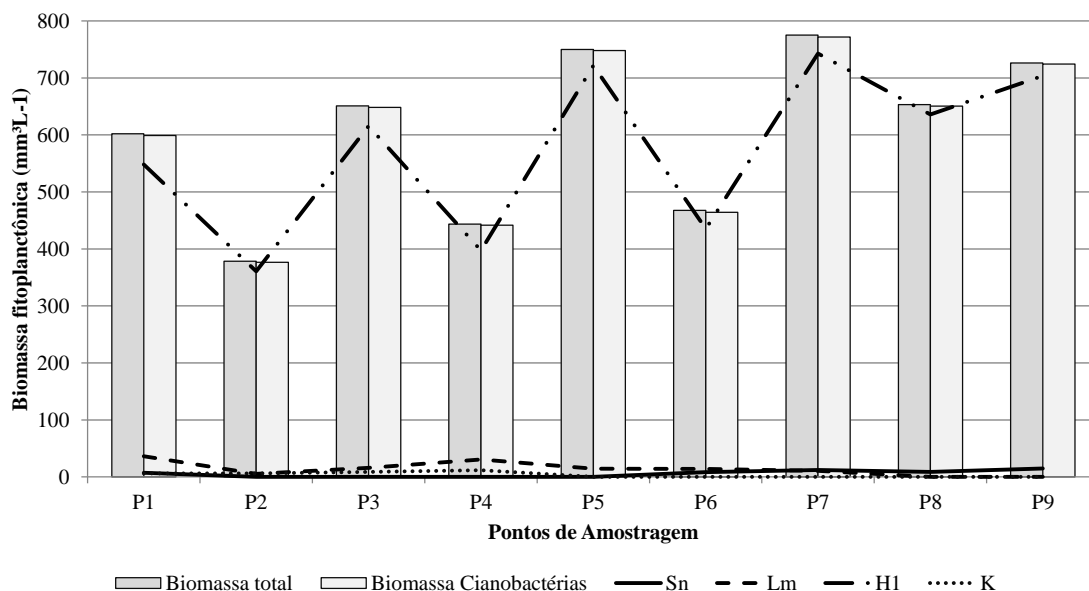


Os grupos funcionais presentes no estudo foram representados pelas seguintes espécies: *Aphanizomenon gracile*, *Dolichospermum solitarium* e *Dolichospermum sp.* (Códon H1); *Aphanocapsa delicatissima* e *Aphanocapsa elachista* (Códon K); *Cylindrospermopsis raciborskii* (Códon Sn); e, *Microcystis aeruginosa* e *Microcystis sp.* (Códon Lm). O códon H1 foi dominante no reservatório de estudo, representando, em média, 94,43% da biomassa fitoplanctônica total, ocorrendo ao longo de todo o reservatório, tendo como principal representante a espécie *A. gracile*. Os códons K e Sn tiveram menor participação na comunidade, sendo que a sua média de biomassa total não ultrapassou 1% no reservatório. Apesar da baixa contribuição do grupamento Lm, o mesmo teve participação de aproximadamente 2,6% sob a biomassa fitoplanctônica total pela ocorrência do gênero *Microcystis sp.*

As espécies com representatividade superior a 1% de biomassa fitoplanctônica apresentaram valores de biomassa bastante discrepantes entre si (Figura 3). Os valores de biomassa total fitoplanctônica variaram de 378,3 (P2) a 775,1  $\text{mm}^3 \text{L}^{-1}$  (P7) no reservatório Broa, sendo que tal biomassa foi dominada pelas cianobactérias,

considerando variação de 376,6 a 771,9  $\text{mm}^3 \text{L}^{-1}$ . Dentre os GFs, o códon H1 foi o que apresentou maior contribuição para a biomassa fitoplanctônica, com valores de 360,6 a 742,8  $\text{mm}^3 \text{L}^{-1}$ . Dentre os demais (K, Sn e Lm), os mesmos apresentaram valores que não ultrapassaram valor mínimo de 5,4 e máximo de 14,7  $\text{mm}^3 \text{L}^{-1}$  (Figura 3).

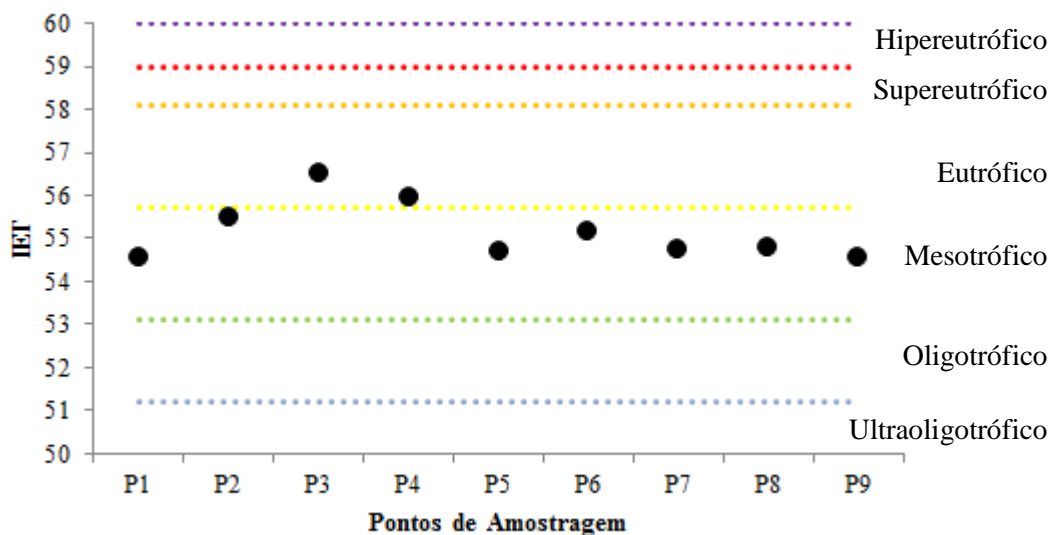
**Figura 3:** Biomassa dos Grupos Funcionais fitoplanctônicos, das cianobactérias e biomassa total da comunidade do Reservatório Carlos Botelho, São Paulo, Brasil.



### 3.3. Análise de Dados

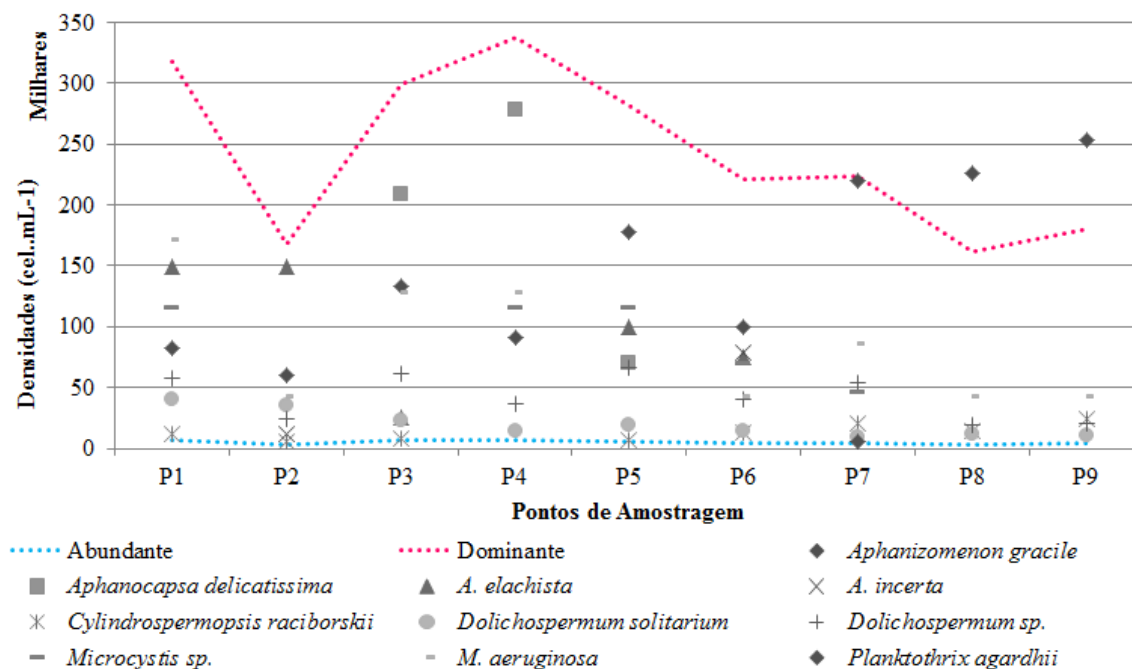
O estado de trofia observado a partir de aplicação de Índice de Estado Trófico indicou que o Reservatório Broa variou de mesotrófico à eutrófico (Figura 4), com valor médio de IET ( $55,17 \pm 0,65$ ) correspondendo a mesotrofia do sistema Broa. Visto que a obtenção deste índice depende da ponderação entre duas variáveis, registrou-se que todos os valores de IET aplicados para a clorofila-a foram eutróficos ( $56,65 \pm 0,26$ ) e para a variável fósforo total variaram de oligo a eutrófico ( $53,69 \pm 1,23$ ).

**Figura 4:** Índice de Estado Trófico (IET) aplicado aos nove pontos amostrais e respectivas categorias de trofia do reservatório Carlos Botelho, São Paulo, Brasil.



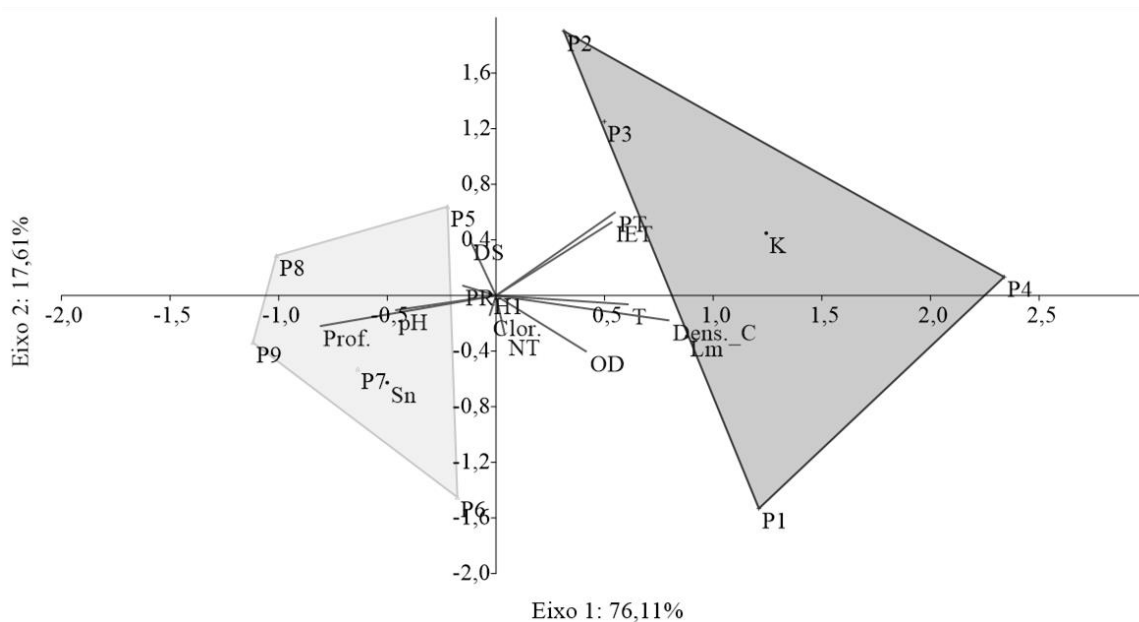
A fim de caracterizar a comunidade fitoplanctônica, foram determinadas as espécies abundantes e dominantes dentro da comunidade de acordo com Lobo e Leighton (1986) e apresentadas na figura a seguir (Figura 5). Todas as espécies apresentadas foram classificadas minimamente como abundantes, visto que apresentaram valores de densidade superiores aos valores médios por ponto amostral. A exceção foi a espécie *Aphanizomenon gracile* nos pontos 8 e 9, que se enquadrou como dominante, visto densidades superiores a 50% da densidade total da comunidade (Figura 5).

**Figura 5:** Espécies abundantes e dominantes de acordo com metodologia de Lobo e Leighton (1986) ao longo do reservatório Carlos Botelho, São Paulo, Brasil.



O resultado gráfico da Análise de Correspondência Canônica (ACC) das variáveis: profundidade (Prof.), Temperatura da água (T), Concentração de oxigênio dissolvido (OD), pH, potencial redox (PR), transparência (DS), fósforo total (PT), nitrogênio total (NT), clorofila-a (Clor.), densidade de cianobactérias (Dens. C), Índice de estado Trófico (IET), e dos grupos funcionais (H1, K, Sn e Lm) do reservatório Broa (Figura 6). A CCA passou por uma seleção de variáveis a partir da análise de correlação considerando p-valor (95%). O eixo 1 explica 76,11% das variáveis, com destaque para o códon K (1,24), às variáveis: Prof. (-0,81) e Dens. C (0,79), e ao ponto 4 (2,34); enquanto o eixo 2 explica 17,61%, associado ao códon Sn (-0,62) e às variáveis: PT (0,60) e IET (0,53), e ao ponto 2 (1,90).

**Figura 6:** Análise de Correspondência Canônica (CCA) das variáveis: profundidade (Prof.), Temperatura da água (T), Concentração de oxigênio dissolvido (OD), pH, potencial redox (PR), transparência (DS), fósforo total (PT), nitrogênio total (NT), clorofila-a (Clor.), densidade de cianobactérias (Dens. C), Índice de estado Trófico (IET), e dos grupos funcionais (H1, K, Sn e Lm) do reservatório Broa, no qual o eixo 1 explica 76,11% das variáveis, e o eixo 2, 17,61%.



Os grupos funcionais de interesse apresentaram inter-relações com as variáveis ambientais bastante distintas entre si, sendo que os grupos K e Sn apresentaram correlação positiva às variáveis Prof., PT e IET; o códon Lm esteve relacionado às variáveis Prof., T e Dens. C, enquanto o GF H1 não estabeleceu correlação significativa com nenhuma das variáveis, como reforçado pela análise de correlação aplicada. Houve a formação de dois agrupamentos, um formado pela junção dos pontos 1, 2, 3 e 4, englobando os códons K e Lm, e outro formado pelos pontos 5, 6, 7, 8 e 9 envolvendo o códon Sn, delimitando duas regiões ao longo longitudinal do eixo no reservatório. A aplicação de análise estatística ANOVA excluiu a possibilidade de existência de três regiões de compartimentalização no reservatório, como reforçado por ACC.

#### 4. Discussão

Primeiramente foi realizada a caracterização limnológica do sistema considerando as regiões de rio, centro e barragem, no qual as variáveis não apresentaram comportamento demarcado por tais zonas teóricas. Os valores estabelecidos na Resolução CONAMA 357/05 foram utilizados como critério comparativo para avaliar as condições das variáveis ambientais amostradas. Visto que, a

mesma dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento de corpos d'água, estabelecendo condições e padrões de lançamento de efluentes (BRASIL, 2005). Algumas das variáveis limnológicas amostradas apresentaram valores em discordância com a legislação utilizada, sendo elas: oxigênio dissolvido, nitrogênio total, clorofila-a e densidade de cianobactérias.

Os reservatórios brasileiros são, em sua maioria, pouco profundos, característica aplicável ao corpo d'água de estudo, que é considerado como raso, polimítico e com curto tempo de retenção (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2016). Além de apresentar períodos limitados de estratificação térmica e química, alta transparência e baixos valores de condutividade (CALIJURI; TUNDISI, 1990). Os dados de profundidade registrados no reservatório corroboram a característica rasa do mesmo, apesar de apresentar valor médio superior aos observados em outros trabalhos locais (CERVI et al., 2016). Esta condição beneficia as espécies pertencentes aos códons H1 e K, visto que ambos os grupos, teoricamente, são favorecidos pela pouca profundidade do ambiente. O códon K ainda é beneficiado pela condição polimítica, visto que contribui para a ressuspensão de nutrientes na coluna d'água. Devido às circulações presentes, outras variáveis tendem a ser alteradas, como por exemplo: a ressuspensão de sólidos na massa d'água, o comprimento da camada fótica, a temperatura, a transparência, a concentração de oxigênio dissolvido, entre outras.

As altas temperaturas da água caracterizam reservatórios tropicais, sendo que no Broa as mesmas foram superiores a 20°C, favorecendo o fitoplâncton de maneira geral (BELLINGER; SIGEE, 2010). Corroborando esta afirmação, têm-se valores de clorofila-a e densidade de cianobactérias que indicam alta produtividade primária local. Em contraste, observa-se que o reservatório apresenta baixo teor de nutrientes em água, com valores mínimos de nitrato, nitrito, amônio, ortofosfato e fósforo total, com exceção de nitrogênio total, com pico próximo a desembocadura do Rio Perdizes. Baixas concentrações de PT em água podem estar associadas às condições favoráveis ao desenvolvimento das cianobactérias, no qual o conteúdo de fósforo é rapidamente utilizado pela comunidade. Desta maneira, o *input* de fósforo que ocorre no reservatório é captado pelo fitoplâncton, podendo o mesmo ser considerado o elemento limitante, visto excesso de nitrogênio na coluna d'água, além da capacidade de fixação de nitrogênio atmosférico a partir de heterocistos pelas cianobactérias (BELLINGER; SIGEE, 2010; CIRE'S, BALLOT, 2016).

Alterações em pequena escala, assim como em grande escala, como: clima, hidrologia e tempo de retenção são importantes forçantes com efeitos na estrutura e sucessão do fitoplâncton (SILVA et al., 2001; TUNDISI et al., 2008). O tempo de retenção, por exemplo, pode determinar mais drasticamente a composição e sucessão na comunidade que a concentração de nutrientes, visto que o *flushing* favorecerá espécies com alta capacidade de reprodução e altas taxas de crescimento (FONSECA; BICUDO, 2011). Segundo Straškraba (1999), o padrão estrutural inicial da comunidade é aleatório, seguido de sucessão previsível, visto condicionantes ambientais. Porém, é possível que espécies distintas possam desenvolver adaptações análogas frente às mesmas condicionantes, apesar de não co-ocorrerem por questões geográficas (REYNOLDS et al., 2002).

A análise da comunidade fitoplanctônica do reservatório indicou alta riqueza de espécies para a família das clorofíceas, visto que as mesmas se sobressaíram em relação à comunidade, apresentando 35 espécies distintas, em comparação a 26 espécies de cianobactérias. Apesar deste atributo, a classe Cyanophyceae indicou dominância marcante no Reservatório Broa, visto que as mesmas representaram a comunidade local em quase sua totalidade em termos de densidade celular. Tundisi e Matsumura-Tundisi (2014) indicam que a comunidade fitoplanctônica do reservatório Broa era dominada pela classe Bacillariophyceae durante o verão e pela Chlorophyceae durante o inverno. Em estudo realizado por Dos Santos (2003), a densidade fitoplanctônica total variou de  $1,2 \cdot 10^4$  org mL<sup>-1</sup> (jun./00) a  $4,4 \cdot 10^4$  org mL<sup>-1</sup> (out./99) no reservatório, com dominância de Cyanophyceae e Chlorophyceae, e destaque da espécie *A. delicatissima*. Em contrapartida, Carvalho (2002) registrou densidade total máxima de aproximadamente  $1,7 \cdot 10^4$  org mL<sup>-1</sup> (out.,nov./99), no qual se constatou dominância da classe Bacillariophyceae, sendo posteriormente substituída por Cyanophyceae. Reforçando que a variação na estrutura do fitoplâncton é bastante sensível a pequenas variações ambientais.

Em outros reservatórios tropicais como Salto Grande (SP) foram registrados valores médios de  $0,6 \cdot 10^4$  org mL<sup>-1</sup> (jan./00) a  $8,8 \cdot 10^4$  org mL<sup>-1</sup> (out./99), com dominância de cianobactérias e destaque do gênero *Microcystis sp.* (DOS SANTOS, 2003). Pires (2014) registrou variações nas densidades médias de quatro reservatórios paulistas, sendo que os mesmos variaram de  $1,8 \cdot 10^4$  org mL<sup>-1</sup> (jul./12) a  $3,5 \cdot 10^4$  org mL<sup>-1</sup> (jan./12) no reservatório Billings;  $5,2 \cdot 10^4$  org mL<sup>-1</sup> (dez./11) a  $2,0 \cdot 10^4$  org mL<sup>-1</sup>

abril/12) no Guarapiranga;  $4,5 \cdot 10^4$  org mL<sup>-1</sup> (out./11) a  $1,4 \cdot 10^4$  org mL<sup>-1</sup> (fev./12) no reservatório Jundiá; e,  $2,5 \cdot 10^4$  org mL<sup>-1</sup> (jul./12) a  $1,1 \cdot 10^4$  org mL<sup>-1</sup> (mar./12) no Paiva Castro. Indicando a grande variabilidade na estrutura do fitoplâncton de acordo com o ambiente, época e pontos de amostragem, além do processamento de dados.

O grupo funcional mais abundante é o H1, sendo a espécie *A. gracile* a principal representante no sistema aquático, com aproximadamente 94,4% da biomassa fitoplanctônica. Comumente, espera-se encontrar representantes deste códon em corpos hídricos eutróficos, estratificados, pouco profundos e com baixa concentração de nitrogênio (REYNOLDS et al., 2002; PADISÁK et al., 2009). A espécie *A. gracile* já foi alocada no grupamento Sn pelos autores Mischke e Nixdorf (2003) visto considerações de semelhanças comportamentais com a espécie *C. raciborskii*, como resistência à menor luminosidade e à mistura na coluna d'água. Os autores Crossetti e Bicudo (2008) mantiveram *A. gracile* em seu códon H1 de acordo com considerações de Reynolds et al. (2002), visto que o critério de similaridade com *C. raciborskii* não foi corroborado pelos picos de biomassa, assim como foi observado e adotado no presente estudo.

A espécie citada *C. raciborskii* foi alocada no códon Sn, representando em média 0,88% da biomassa algal no reservatório. O códon é favorecido por ambientes mistos e quentes, tolerando pouca luz e baixas concentrações de nitrogênio, porém sensível ao *flushing* (REYNOLDS et al., 2002; PADISÁK et al., 2009). Dentre os grupamentos amostrados por Cunha e Calijuri (2011), destaca-se a presença de espécies fitoplanctônicas potencialmente tóxicas presentes no códon Sn que, segundo os autores, foi beneficiado pela diversidade de condições ambientais. Esta cianofícea heterocitada e fixadora de O<sub>2</sub> apresentou elevadas abundâncias nas estações a montante do reservatório Corumbá-GO (SILVA et al., 2001), sendo a mesma considerada uma R-estrategista bem adaptada, com ocorrência em ambientes tropicais e temperados (FIGUEREDO; GIANI, 2009). A ocorrência desta espécie já foi documentada em alguns dos principais reservatórios paulistas destinados ao abastecimento de água, os Reservatórios Guarapiranga (CARVALHO et al., 2007; MOSCHINI-CARLOS et al., 2010; MACHADO et al., 2016) e Billings (CARVALHO et al., 2007).

O grupamento Lm está associado a corpos d'água eutróficos a hipereutróficos de pequeno a médio porte (REYNOLDS et al., 2002; PADISÁK et al., 2009), e foi representado pelo gênero *Microcystis* sp. e *M. aeruginosa*, com a segunda maior

contribuição à biomassa algal, com aproximadamente 3% da comunidade. Este gênero é bastante difundido ao redor do mundo, considerando seu potencial hepatotóxico associado às microcistinas (BURATTI et al., 2017), sendo que as mesmas são capazes de minimizar perdas associadas à predação por demais organismos e à lise viral (HARKE et al., 2016). A ocorrência deste gênero é bastante frequente em reservatórios brasileiros, como exemplo, pode-se citar: no Reservatório Billings (CARVALHO et al., 2007), Reservatório das Garças (CROSSETTI; BICUDO, 2008), Reservatório Salto Grande (CHALAR, 2009) e Reservatórios de Itaparica e Xingó-BA (ARAGÃO-TAVARES et al., 2015).

Em estudo realizado por Crossetti e Bicudo no Reservatório das Garças (2008) algumas das espécies de cianobactérias que contribuíram significativamente para a biomassa apresentavam-se alternadas entre *Microcystis sp.*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Aphanizomenon gracile*, garantindo a presença dos códons M, Sn e H1, respectivamente. A atribuição de código M pelos autores para o gênero *Microcystis sp.* recorre de ressalva associada a não co-ocorrência com *Ceratium sp.*, caso contrário seria alocada no códon Lm, como no presente trabalho. O códon Lm apresenta uma relação de similaridade com os códons Lo e M, no qual envolve gradiente de eutrofização (PADISÁK et al., 2009).

O grupamento com menor participação para a biomassa da comunidade local foi o códon K, representado pelo gênero *Aphanocapsa* com aproximadamente 0,75% de contribuição. A ocorrência de espécies pertencentes a este grupamento tende a ser favorecida em ambientes rasos e com alta concentração de nutrientes, apresentando sensibilidade relacionada a episódios de mistura (REYNOLDS et al., 2002; PADISÁK et al., 2009). O grupamento K ocorreu no Reservatório tropical Itapararanga com uma das maiores abundâncias relativas nos períodos de primavera e verão (CUNHA; CALJURI, 2011). No reservatório Broa, a cianobactéria *A. delicatissima* esteve presente em todos os períodos de estudo (out./99 e jan., abril, jun. e jul./00) (DOS SANTOS, 2003).

Assim como observado no presente estudo, a ocorrência de cianobactérias é uma realidade bastante recorrente em todo o mundo (HARKE et al., 2016). Esta classe tem sido foco de estudo desde a década de 70, devido à capacidade de produção de cianotoxinas, considerando presença em corpos hídricos eutróficos e comprometimento dos usos do sistema hídrico (FONSECA; BICUDO, 2008; BELLINGER; SIGEE,

2010). Dentre as cianotoxinas mais difundidas em ambientes de água doce, tem-se a Microcistina (MC), que consiste em metabólito secundário passível de ser produzido por alguns gêneros de cianobactérias, assim como outras toxinas: Cilindrospermopsina (CYN), Saxitoxinas (PSPs) e Anatoxina-a (BORTOLI; PINTO, 2015; BURATTI et al., 2017). A identificação de tais toxinas poderia ser uma realidade para o reservatório de estudo, considerando que os gêneros *Microcystis sp.*, *Aphanizomenon sp.*, *Dolichospermum sp.*, *Aphanocapsa sp.* e *Cylindrospermopsis sp.* estiveram presentes como espécies descritoras do ambiente, contribuindo significativamente para a biomassa fitoplanctônica.

Em análise de abundância e dominância de Lobo e Leighton (1986), as espécies destacadas pelos grupos funcionais foram classificadas como abundantes, com exceção da *Aphanizomenon gracile* nos pontos 8 e 9, que foi classificadas como dominante. Outras duas espécies de destaque para a abundância fitoplanctônica foram a *Aphanocapsa incerta* e *Planktothrix agardhii*. Ambas são cianobactérias com potencial de produção de cianotoxinas (BURATTI et al., 2017).

A dominância das cianobactérias está associada a um conjunto de fatores atuando sinergicamente, não sendo determinada por um fator exclusivo ou prioritário (FIGUEREDO; GIANI, 2009). Sendo assim, a análise do uso e ocupação da bacia hidrográfica na qual o corpo d'água está inserido foi avaliado, visto que fornecem informações importantes para o entendimento das causas e consequências da ação antropogênica, podendo justificar o enriquecimento trófico e episódios de eutrofização (POMPÊO et al., 2015). O processo de eutrofização é responsável por comprometer a qualidade do corpo d'água, gerando aumento significativo da produtividade primária; tornando disponível grande quantidade de material orgânico, maior consumo de O<sub>2</sub> decorrente da decomposição; mortandade dos demais organismos aeróbios; possibilidades de *blooms* algais tóxicos; prejuízo ao comprimento da camada fótica, como indicado pelos valores de transparência registrados; alteração de odor e sabor, além de oneração nos custos de tratamento (ESCOBAR et al., 2013; BEGHELLI et al., 2015; TUNDISI et al., 2015; POMPÊO et al., 2015).

O Índice de Estado Trófico (IET) observado no presente estudo indicou mesotrofia do sistema, com eutrofia apontada pelos pontos 3 e 4. Este reservatório já apresentou níveis de trofia distintos, como: oligotrófico (MATSUMURA-TUNDISI; TUNDISI, 1976; CALIJURI, 1988; CALIJURI; TUNDISI, 1990; SOUZA, 1993;

OLIVEIRA; CALIJURI, 1995; SEBASTIEN, 2004; ARGENTON, 2004); mesotrófico (TUNDISI, 1977; SOUZA, 1993; ROCHA et al., 1997; SEBASTIEN, 2004; MOTHEO, 2005; DELELLO, 2008; TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI., 2014; VICENTIN et al., 2018); eutrófico (MATSUMURA-TUNDISI; TUNDISI, 1976; SEBASTIEN, 2004; ARGENTON, 2004; MEDEIROS, 2011), meso-oligotrófico (STRAŠKRABA; TUNDISI, 2000; DOS SANTOS, 2003; LUZIA, 2009) e meso-eutrófico (DELELLO, 2008; LUZIA, 2009). É importante ressaltar que a referência de cálculo utilizado para o IET e a forma que o autor sintetiza a resposta influencia na informação e podem tornar a comparação das respostas com maior faixa de erro associada.

Estudos apontaram que o enriquecimento trófico atualmente observado no reservatório Broa tem o rio Itaqueri como principal responsável, associado ao descarte de efluente da Estação de Tratamento de Esgotos de Itirapina e de duas penitenciárias do município no Córrego Água Branca (ARGENTON, 2004). Autores concordam que há tendência de intensificação da eutrofização do sistema Broa, fazendo o IET tender à eutrofia (MATSUMURA-TUNDISI; TUNDISI, 1976; ARGENTON, 2004; MOTHEO, 2005; LUZIA, 2009; DELELLO, 2008; MEDEIROS, 2011). Tal afirmação tem como premissa a realidade de falta de tratamento de efluentes domésticos derivado dos municípios componentes da Bacia, sendo que tal problema persiste até os dias atuais, documentado em Relatório de Situação dos Recursos Hídricos 2016 (ano base 2015) pelo próprio Comitê da Bacia Hidrográfica do Tietê- Jacaré (SigRH, 2016).

O relato de enriquecimento pela lixiviação de concentrações de nitrogênio e fósforo contribui para o desenvolvimento exacerbado da comunidade fitoplanctônica e de plantas flutuantes. O fitoplâncton é o principal ator no processo de eutrofização, e é favorecido por fatores como: alta transparência, altas temperatura e regime hidráulico (POMPÊO et al., 2015; BEGHELLI et al., 2015). Um exemplo de poluição hídrica bastante frequente em reservatórios destinados a usos múltiplos é abordado por Pompêo et al. (2015), no qual cita o braço Rio Grande (Reservatório Billings), cujo corpo d'água a montante recebe carga poluidora de cidades próximas, e a jusante é alvo de aplicação algicidas para controle da eutrofização. Como consequência, há uma drástica alteração da estrutura da comunidade fitoplanctônica com dominância de espécies mais resistentes às condições ambientais a partir de suas respectivas vantagens adaptativas (SANT'ANNA et al., 2008; BELLINGER; SIGEE, 2010; CIRE'S; BALLOT, 2016). Porém, as fontes de geração desta poluição podem variar do tipo de atividade poluente,

como também, em intensidade, dando maior destaque aos efluentes industriais, urbanos e agrícolas.

No entanto, no Reservatório Broa, outros fatores parecem influenciar a relação entre as variáveis abióticas e a estrutura fitoplanctônica, mais especificamente à biomassa algal, visto que a CCA indicou que o códon H1 não foi diretamente influenciado pelas variáveis amostradas. A ausência dessa associação pode estar relacionada à abordagem espacial proposta, dando margem a trabalhos que exploram as variações sazonais de maneira individual ou conjunta, além do estudo do perfil da coluna d'água. No entanto, deve-se considerar os demais compartimentos ambientais passíveis de atuar como forças motrizes no cenário do ecossistema, como a presença, ausência e/ou distribuição de zooplâncton, macrófitas, peixes e demais interferentes, como justificam Fonseca e Bicudo (2011) em estudo realizado no lago das Ninféias, no qual atribuíram às estratificações sazonais papel essencial na determinação da estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica estudada.

A análise estatística derivada da CCA indicou compartimentalização dos pontos amostrais com formação de duas zonas principais com supressão de uma zona intermediária marcada, reforçada por ANOVA, que não demonstrou heterogeneidade significativa estatisticamente nas três zonas teóricas. Houve a formação de dois agrupamentos, um formado pela junção dos pontos 1, 2, 3 e 4, englobando os códons K e Lm, e outro formado pelos pontos 5, 6, 7, 8 e 9 envolvendo o códon Sn. As variáveis associadas ao IET (Clor. e PT) não estiveram associadas significativamente a nenhuma variável em específico, com exceção da análise por vetores a partir da CCA. Uma explicação plausível para esse fato seria que a comunidade fitoplanctônica não esteve limitada pelos nutrientes. Esta hipótese pode ser corroborada pelos baixos valores de nutrientes (com exceção do NT), porém com alta densidade registrada da comunidade. Em trabalho realizado por Salmaso e Padisák (2007) houve indícios de que alguns grupos das cianobactérias e clorofíceas apresentaram maior adaptação às baixas concentrações de nutrientes, assim como estão sujeitas à maior pressão por predação, considerando seu tamanho.

Desta maneira, a heterogeneidade espacial dos grupos funcionais fitoplanctônicos do reservatório tropical Broa não foi estatisticamente significativa em três zonas teóricas, assim como demonstrado por análise das variáveis ambientais e suas interações, corroborada pela compartimentalização observada em duas zonas práticas. Esta

compartimentalização pode ser influenciada naturalmente e/ou artificialmente (BEGHELLI et al., 2015). Houve predomínio das cianobactérias sobre os demais grupamentos como predito pela hipótese formulada, justificada pelo registro de tendência de enriquecimento trófico do reservatório. A aplicação da metodologia de Grupos Funcionais se mostrou satisfatória, visto que sintetizou a resposta obtida pela densidade específica ou por abundância e dominância aplicada. O destaque do grupamento H1 reforça que o estudo das cianobactérias e seu monitoramento não devem ser negligenciados, visto que muitos autores já destacaram os potenciais prejuízos causados pelos metabólitos secundários gerados (BORTOLI; PINTO, 2015; HARKE et al., 2016; BURATTI et al., 2017).

Apesar do sucesso de aplicação da metodologia de GFs, brechas também foram identificadas sobre o conceito de “Grupos Funcionais”, como abordado por Padisák et al. (2009), que defendem que a classificação a partir deste critério exige conhecimento da autoecologia do fitoplâncton, visto que espécies pertencentes ao mesmo gênero podem ser alocadas em códons distintos, já que morfologias semelhantes podem ter adaptações ecológicas distintas. Cunha e Calijuri (2011) apontam que o gerenciamento dos recursos hídricos pode ser beneficiado a partir da avaliação por agrupamentos funcionais, visto que o mesmo dá indícios das principais características ecológicas do sistema a partir da estrutura da comunidade. Deve-se considerar ainda que técnicas genéticas e moleculares auxiliam na classificação taxonômica (SALMASO; PADISÁK, 2007), podendo também constituir ferramenta importante na melhoria da acurácia na definição de GFs, tornando esta abordagem mais dinamizada e segura. Em contrapartida, Padisák et al. (2009) preocupam-se com a incorporação da abordagem pelas agências de monitoramento ambiental.

Tais classificações por GFs não permitem a realização de predição da estrutura e dinâmica do fitoplâncton a partir de combinações de fatores ambientais, considerando que envolvem características fisiográficas e tróficas (SALMASO; PADISÁK, 2007). Tais características estão diretamente associadas aos grupos fitoplanctônicos que ocorrem, por esta razão, aponta-se que uma abordagem fitossociológica pode auxiliar como indicativo do grau de enriquecimento do corpo d'água (CUNHA; CALIJURI, 2011), além de permitir relação de comparabilidade entre diversos ambientes com realidades limnológicas bastante distintas.

## 5. Conclusão

A heterogeneidade do reservatório foi observada pela distribuição espacial dos grupos funcionais fitoplanctônicos e respectivas biomassas em duas zonas principais, comprovadas estatisticamente. Constatou-se que as características ecológicas descritoras da comunidade (riqueza, densidade, biomassa e GFs) indicam as respostas da mesma em relação ao gradiente trófico, evidenciando um ambiente com problemas sanitários. Como resposta à tendência de eutrofia, houve destaque das cianobactérias na estrutura da comunidade em relação à densidade, biomassa e espécies descritoras a partir dos grupos funcionais H1, K, Lm e Sn. O destaque do grupamento H1 e de espécies descritoras com potencial tóxico reforça que o estudo das cianobactérias e seu monitoramento não devem ser negligenciados. A aplicação da metodologia de Grupos Funcionais se mostrou uma ferramenta simplificada e satisfatória para o gerenciamento que, apesar das ressalvas envolvidas em sua aplicação, apresentam potencial de aperfeiçoamento. Sua aplicação não garante a previsão da estrutura da comunidade fitoplanctônica, mas sua aplicação se mostra mais útil em abordagens ecológicas.

## 6. Referências bibliográficas

- ALVES-DA-SILVA, S.M. e KLEIN, I.C. Euglenophyceae na Área de Proteção Ambiental do Rio Ibirapuitã, sudoeste do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. 1. *Cryptoglena Marin & Melkonian emend. Kosmala & Zakrýs*, *Monomorphina (Ehrenberg) Mereschowsky emend. Kosmala & Zackýs* e *Phacus Durjardin*. *Hoehnea*, 2015, 42(3), 471-496.
- AQUINO, C.A.N.; BUENO, N.C. e MENEZES, V.C. Desmidióflórula (Zygnemaphyceae, Desmidiiales) do rio Cascavel, Oeste do Estado do Paraná, Brasil. *Hoehnea*, 2014, 41(3), 365-392.
- ARAGÃO-TAVARES, N.K.C.; SEVERIANO, J.S.; MOURA, A.N. Phytoplankton composition of the Itaparica and Xingó reservoirs, São Francisco River, Brazil. *Braz. J. Biol.*, 2015, 75(3), 616-627.
- ARGENTON, E.C. *Limnologia, balneabilidade e impactos ambientais: uma análise temporal e espacial na represa do Lobo (Broa), Itirapina/Brotas – SP*. 2004. 146p. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.
- BEGHELLI, F.G.S.; ROSA, A.H.; NISHIMURA, P.Y.; MEIRINHO, P.A.; LEONARDI, B.F.; GUIDUCE, F.S.; LOPEZ-DOVAL, J.C.; POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V. Aplicações de sulfato de cobre no reservatório Guarapiranga, SP: distribuição no meio e efeitos sobre a comunidade planctônica. In: POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V.; NISHIMURA, P. H.; CARDOSO-SILVA, S.; LÓPEZ-DOVAL, J. C. (Orgs.). *Ecologia de reservatórios e interfaces*. São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo (IB/USP), 2015. 460 p.

- BELLINGER, E.G. e SIGEE, D.C. *Freshwater Algae: Identification and use as bioindicators*. 1 ed. Wiley-Blackwell, 2010, 164 p.
- BIOLO, S.; SIQUEIRA, N.S.; BORTOLINI, J.C. e BUENO, N.C. Desmidiaceae (exceto Cosmarium) na comunidade perifítica em um tributário do reservatório Itaipu, Paraná, Brasil. *R. bras. Bioci.*, 2008, 6(1), 8-10.
- BORTOLI, S. e PINTO, E. Cianotoxinas: características gerais, histórico, legislação e métodos de análises. *Ecologia de reservatórios e interfaces*, 2015, 321-339.
- BRASIL. \_\_\_\_\_. Conselho Nacional de Meio Ambiente, 2005. *Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005*. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em: 10, out., 2017.
- BURATTI, F.M.; MANGANELLI, M.; VICHI, S.; STEFANELLI, M.; SCARDALA, S.; TESTAI, E.; FUNARI, E. Cyanotoxins: producing organisms, occurrence, toxicity, mechanism of action and human health toxicological risk evaluation. *Archives of Toxicology*. 2017.
- CALIJURI, M.C. *Respostas fisioecológicas da comunidade fitoplanctônica e fatores ecológicos em ecossistemas em diferentes estágios de eutrofização*. 1988. 293f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 1988.
- CALIJURI, M.C. e TUNDISI, J.G. (1990). Limnologia comparada das represas do Lobo (Broa) e Barra Bonita, Estado de São Paulo: mecanismos de funcionamento e bases para o gerenciamento. *Revista Brasileira de Biologia*, 50(4), 893-913.
- CARLSON, R.E. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 1977, 2(4), 361-380.
- CARVALHO, D.P. de. *Distribuição Espacial e Mudanças Temporais da Comunidade Fitoplanctônica no Reservatório do Lobo (Itirapina - SP)*. 145f. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.
- CARVALHO, L.R. de; SANT'ANNA, C.L.; GEMELGO, M. C.P. e AZEVEDO, M.T. de P. Cyanobacterial occurrence and detection of microcystin by planar chromatography in surface water of Billings and Guarapiranga Reservoirs, SP, Brazil. *Rev. Bras. Bot.*, 2007, 30(1), 141-148.
- CERVI, E.C.; FERNANDES, F.; MIRANDA, R.B. de; MAUAD, F.F.; MICHALOVICZ, L. e POLETO, C. Geochemical speciation and risk assessment of metals in sediments of the Lobo-Broa Reservoir, Brazil. *Management of Environmental Quality*, 2016, 28(3), 430-443.
- CHALAR, G. The use of phytoplankton patterns of diversity for algal bloom management. *Limnologica*, 2009, 39(3), 200-208.
- CIRÉS, S. e BALLOT, A. A review of the phylogeny, ecology and toxin production of bloom-forming *Aphanizomenon* spp. and related species within the Nostocales (cyanobacteria). *Harmful Algae*, 2016, 54, 21-43.
- CROSSETTI, L.O. e BICUDO, C.E. de M. Phytoplankton as a monitoring tool in a tropical urban shallow reservoir (Garcas Pond): the assemblage index application. *Hydrobiologia*, 2008, 610:161-173.
- CUNHA, D.G.F.; CALIJURI, M. do C. Seasonal variation of phytoplankton functional groups in the arms of a tropical reservoir with multiple uses (SP, Brazil). *Acta Botanica Brasilica*, 2011, 25(4): 822-831.
- CUNHA, D.G.F.; CALIJURI, M. do C. e LAMPARELLI, M.C. A trophic state index for

tropical/subtropical reservoirs (TSItsrs). *Ecol. Eng.*, 2013, 60, 126–134.

CHALAR, G. The use of phytoplankton patterns of diversity for algal bloom management. *Limnologica*, 2009, 39, 200–208.

DELELLO, D. *Composição e Distribuição (espacial e temporal) de Macrófitas Aquáticas no Reservatório do Lobo (Broa), Itirapina/Brotas, SP*. 2008. 160f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

DELLAMANO-OLIVEIRA, M.J.; SANT'ANNA, C.L.; TANIGUCHI, G.M. e SENNA, P.A.C. Os gêneros *Staurastrum*, *Staurodesmus* e *Xanthidium* (Desmidiaceae, Zygnemaphyceae) da Lagoa do Caçó, Estado do Maranhão, Nordeste do Brasil. *Hoehnea*, 2008, 35(3): 333-350.

DOS SANTOS, A.C.A. *Heterogeneidade espacial e variabilidade temporal de dois reservatórios com diferentes graus de trofia, no Estado de São Paulo*. 2003. 225f. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental. Departamento de Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo.

ESCOBAR, M.T.L.; SOTTO, L.P.A; JACINTO, G.S.; BENICO; G.A.; DIEGO-McGLONE, M.L.S. e AZANZA, R.V. Eutrophic conditions during the 2010 fish kill in Bolinao and Anda, Pangasinan, Philippines. *Journal of Environmental Science and Management*, 2013, edição especial, 29-35.

EUROPEAN COMMISSION (EC). *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. 2000.

FIGUEREDO, C.C.; GIANI, A. Phytoplankton community in the tropical lake of Lagoa Santa (Brazil): Conditions favoring a persistent bloom of *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Limnologica*. 2009, 39, 264–272.

FONSECA, B.M. e BICUDO, C.E. de M. Phytoplankton seasonal variation in a shallow stratified eutrophic reservoir (Garças Pond, Brazil). *Hydrobiologia*, 2008, 600, 267–282.

\_\_\_\_\_. Phytoplankton seasonal and vertical variations in a tropical shallow reservoir with abundant macrophytes (Ninféias Pond, Brazil). *Hydrobiologia*, 2011, 665, 229–245.

FONSECA, B.M.; FERRAGUT, C.; TUCCI, A.; CROSSETTI, L.O.; FERRARI, F.; BICUDO, D. de C.; SANT'ANNA, C.L. e BICUDO, C.E. de. Biovolume de cianobactérias e algas de reservatórios tropicais do Brasil com diferentes estados tróficos. *Hoehnea*, 2014, 41(1), 9-30.

GEMELGO, M. C. P., MUCCI, J. L. N. e NAVAS-PEREIRA, D. Population dynamics: seasonal variation of phytoplankton functional groups in Brazilian reservoirs (Billings and Guarapiranga, São Paulo). *Braz. J. Biol.*, São Paulo, 69(4): 1001-1013, nov., 2009.

HAMMER, Ø., D. *Manual de Referência PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis*. Disponível em: <<http://folk.uio.no/ohammer/past>>. Acesso em: 29, set., 2016.

HARKE, M.J; STEFFEN, M.M.; GOBLER, C.J; OTTEN, T.G.; WILHELM, S.W.; WOOD, S.A.; PAERL, H.W. A review of the global ecology, genomics, and biogeography of the toxic cyanobacterium, *Microcystis* spp. *Harmful Algae*, 2016, 54, 4-20.

HILLEBRAND, H.; DÜRSELEN, C.-D.; KIRSCHTEL, D.; POLLINGHER, U. e ZOHARY, T. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, 1999, 35: 403-424.

INAG, I.P. Manual para a avaliação da qualidade biológica da água em lagos e albufeiras segundo a Directiva Quadro da Água. Protocolo de amostragem e análise para o Fitoplâncton. *Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P.*, 2009.

\_\_\_\_\_. Manual para a avaliação da qualidade biológica da água. Guia de utilização da tabela de valores-guia normalizados de biovolumes e determinação do biovolume através de procedimentos laboratoriais. *Ministério da Agricultura, Mar, Ambiente e Ordenamento do Território. Instituto da Água, I.P.*, 2011.

KOROLEFF, F. Determination of nutrients. In: GRASSHOFF, K. (Ed.). *Methods of seawater analysis. Weinheim: Verlag Chemie.* 1976, 117-181.

KRUK, C.; HUSZAR, V.L.M.; PEETERS, E.T.H.M.; BONILLA, S.; COSTA, L.; LÜRLING, M.; REYNOLDS, C.S. e SCHEFFER, M. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater Biology*, 2010, 55, 614–627.

LAMPARELLI, M.C. *Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento.* 2004. 238f. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LOBO, E. e LEIGHTON, G. Estruturas comunitarias de las fitocenosis planctonicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. *Revista Biologia Marina*, 1986, 22, 1-29.

LORENZEN, C.J. Determination of chlorophyll and phaeo-pigments: Spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.*, 1967, 12(2), 343-346.

LUND, J.W.G., KIPLING, C. e LE CREN, E.D. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia*, 1958, 11(1), 143–170.

LUZIA, A.P. *Estrutura organizacional do fitoplâncton nos sistemas lóticos e lênticos da bacia do Tietê-Jacaré (UGRHI Tietê-Jacaré) em relação à qualidade da água e estado trófico.* 2009. 169 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2009.

MACHADO, L. dos S.; SANTOS, L.G.; LOPEZ-DOVAL, J.C.; POMPÊO, M.L.M., MOSCHINI-CARLOS, V. Fatores ambientais relacionados à ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas no reservatório de Guarapiranga, SP, Brasil. *Rev. Ambient. Água*, 2016, 11(4), 810-818.

MACKERETH, F.J.H.; HERON, J., TALLING, J.F. e FRESHWATER BIOLOGICAL ASSOCIATION. Water analysis: some revised methods for limnologists. Freshwater Biological Association, Ambleside, *Scientific publication*, 1978.

MATSUMURA-TUNDISI, T. e TUNDISI, J.G. Plankton Studies in a Lacustrine Environment. I. Preliminary Data on Zooplankton Ecology of Broa Reservoir. *Oecologia*, 1976, 25(3), 265-270.

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. 113f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2011.

MENEZES, V.C. de; BUENO, N.C.; BORTOLINI, J.C. e GODINHO, L.R. Chlorococcales sensu lato (Chlorophyceae) em um lago artificial urbano, Paraná, Brasil. *Iheringia Sér. Bot.*,

2011, 66(2): 227-240.

MISCHKE, U. e NIXDORF, B. Equilibrium phase conditions in shallow German lakes: how Cyanoprokaryota species establish a steady state phase in late summer. *Hydrobiologia*, 2003, 502: 123–132.

MOSCHINI-CARLOS, V., FREITAS, L. e POMPÊO, M. L. M. Limnological evaluation of water in the Rio Grande and Taquacetuba branches of the Billings Complex (São Paulo, Brazil) and management implications. *Rev. Ambient. Água*, 2010, 5(3), 47-59.

MOTHEO, D.F. *Estudo limnológico na represa Carlos Botelho (Itirapina/Brotas – SP): uma reavaliação comparativa do Sistema Lobo-Broa*. 2005. 114f. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

NISHIMURA, P.Y.; MOSCHINI-CARLOS, V. e POMPÊO, M. A comunidade fitoplanctônica como discriminador da qualidade da água na represa Billings (São Paulo, SP). *Ecologia de reservatórios e interfaces*, 2015, 49-58.

NOGUEIRA, I.S.; GAMA JÚNIOR, W.A. e D’ALESSANDRO, E.B. Cianobactérias planctônicas de um lago artificial urbano na cidade de Goiânia, GO. *Rev. Bras. Bot.*, 2011, 34(4), 575-592.

OLIVEIRA, M.D.; CALIJURI, M.C. Structure of the phytoplankton community in the Lobo Reservoir (SP): a comparison among the different compartments of the reservoir: rivers, transition areas and reservoir. *An. Acad. Bras. Ci.*, 1995, 67(5), 369-379.

PADISÁK, J.; CROSSETTI, L.O. e NASELLI-FLORES, L. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia*, 2009, 621(1): 1-19.

PERIOTTO, N.A. *Serviços Ecológicos do reservatório da UHE Carlos Botelho (Lobo-Broa): Uma nova abordagem para o gerenciamento e planejamento dos múltiplos usos de represas*. 2011. 60f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade federal de São Carlos, São Carlos, 2011.

PERIOTTO, N.A. e TUNDISI, J.G. Ecosystem Services of UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa): a new approach for management and planning of dams multiple-uses. *Braz. J. Biol.*, 2013, 73(3), 471-482.

PIRES, D.A. Diversidade (alfa, beta e gama) da comunidade fitoplanctônica de quatro reservatórios do Alto Tietê, Estado de São Paulo, com diferentes graus de trofia. 2014. 101f. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo, 2014.

POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V.; NISHIMURA, P.Y.; SILVA, S.C. da e DOVAL, J.C. L. *Ecologia de Reservatórios e Interfaces*. São Paulo: Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 2015.

RAMOS, G.J.P.; BICUDO, C.E. de M.; NETO, A.G. e MOURA, C.W. do N. Monoraphidium and Ankistrodesmus (Chlorophyceae, Chlorophyta) from Pantanal dos Marimbus, Chapada Diamantina, Bahia State, Brazil. *Hoehnea*, 2012, 39(3), 421-434. <http://dx.doi.org/10.1590/S2236-89062012000300006>.

REYNOLDS, C.S., HUSZAR, V.; KRUK, C.; NASELLI-FLORES, S.M. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 2002, 24: 417–428.

- REYNOLDS, C.S. *Ecology of phytoplankton*. Cambridge: Cambridge University Press, 2006.
- ROCHA, O.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; SAMPAIO, E. V. Phytoplankton and zooplankton community structure and production as related to trophic state in some Brazilian lakes and reservoirs. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 1997, 26(2), 599-604.
- ROSINI, E.F.; SANT'ANNA, C.L. e TUCCI, A. Scenedesmaceae (Chlorococcales, Chlorophyceae) de pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo, SP, Brasil: levantamento florístico. *Hoehnea*, 2013, 40(4), 661-678.
- SALMASO, N. e PADISÁK, J. Morpho-Functional Groups and phytoplankton development in two deep lakes (Lake Garda, Italy and Lake Stechlin, Germany). *Hydrobiologia*, 2007, 578(1): 97-112.
- SANT'ANNA, C.L.; AZEVEDO, M.T. de P.; AGUJARO, L.F.; CARVALHO, M. do C.; CARVALHO, L.R. de, e SOUZA, R.C.R. de. *Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras*. Interciência; São Paulo: Sociedade Brasileira de Ficologia, 2006. 58 p.
- SANT'ANNA, C.L.; AZEVEDO, M.T. de P.; WERNER, V.R.; DOGO, C.R.; RIOS, F.R. e CARVALHO, L.R. de. Review of toxic species of Cyanobacteria in Brazil. *Algol. Stud.*, 2008, 126(1), 251-265.
- SEBASTIEN, N.Y. *Fenômenos Climatológicos e hidrológicos e sua repercussão sobre a limnologia dos reservatórios de Barra Bonita – SP, Carlos Botelho (Lobo-Broa) – SP e Tucuruí – PA- BRASIL*. 2004. 183f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.
- SILVA, C.A. da; TRAIN, S.; RODRIGUES, L.C. Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplancônica a jusante e montante do reservatório de Corumbá, Caldas Novas, Estado de Goiás, Brasil. *Acta Scientiarum*, 2001, 23(2), 283-290.
- SISTEMA INTEGRADO DE GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DE SÃO PAULO (SigRH). Comitê de Bacia – Tietê-Jacaré - Relatório de Situação dos Recursos Hídricos 2016. Disponível em: < <http://www.sigrh.sp.gov.br/cbhtj/documentos>>. Acesso em 01, jun., 2018.
- SOUZA, D.A. *Bacia do ribeirão do Lobo: bases ecológicas para o desenvolvimento regional, manejo e conservação*. 1993. 158 f. *Dissertação* (Mestrado) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 1993.
- SOUZA, D.B. da S. e FELISBERTO, S.A. Comasiella, Desmodesmus, Pectinodesmus e Scenedesmus na comunidade perifítica em ecossistema lêntico tropical, Brasil Central. *Hoehnea*, 2014, 41(1), 109-120.
- STRAŠKRABA, M. Retention time as a key variable of reservoir limnology. *Theoretical reservoir ecology and its applications*. São Carlos: International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers, 1999, 385-410.
- STRICKLAND, J.D.H. e PARSONS, T.R. A manual of sea water analysis. *Bull. Fish. Res. Bel. Can.*, 1960, 25, 1-185.
- SUN, J. e LIU, D. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 2003, 25(11), 1331-1346.

THORNTON, K.W.; KIMMEL, L.B. e FONEST, E.P. *Reservoir Limnology: ecological perspectives*. New York, John Wiley, 1990.

TUNDISI, J.G. (1977). *Produção Primária, "Standing- stock", Fracionamento do Fitoplâncton e Fatores Ecológicos em Ecossistema Lacustre Artificial (Represa do broa, São Carlos)*. 1977. Tese (Livre docência) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 1977.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ARANTES JUNIOR, J.D.; TUNDISI, J.E.M.; MANZINI, N.F. e DUCROT, R. The response of Carlos Botelho (Lobo, Broa) reservoir to the passage of cold fronts as reflected by physical, chemical, and biological variables. *Braz. J. Biol.*, 2004, 64(1), 177-186.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; PARESCHI, D.C.; LUZIA, A.P.; VON HAELING, P.H. e FROLLINI, E.H. a bacia hidrográfica do tietê/Jacaré: estudo de caso em pesquisa e gerenciamento. *Estudos Avançados*, 2008, 22(63), 159-172.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.E.M.; BLANCO, F.P.; ABE, D.S.; CONTRI CAMPANELLI, L.; SIDAGIS GALLI, G.; SILVA, V.T. e LIMA, C.P.P. A bloom of Cyanobacteria (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa) reservoir: a consequence of global change?. *Braz. J. Biol.*, 2015, 75(2), 507-508.

TUNDISI, J.G. e MATSUMURA-TUNDISI, T. The ecology of UHE Carlos Botelho (Lobo-Broa Reservoir) and its watershed, São Paulo, Brazil. *Freshw. Rev.*, 2014, 6(2), 75-91.

\_\_\_\_\_. Integrating ecohydrology, water management, and watershed economy: case studies from Brazil. *Ecohydrol. Hydrobiol.*, 2016, 16(2), 83-91.

UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommnung der quantitativem Phytoplankton-Methodik. *Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.*, 1958, 9, 1-38.

VALDERRAMA, J.C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorous in natural waters. *Mar Chem.*, 1981, 10, 109-222.

VICENTIN, A.M.; RODRIGUES, E.H.C.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M.L.M. Ecological status evaluation of Carlos Botelho (Lobo/Broa) reservoir, São Paulo, using Evenness Index to phytoplankton community. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2018, 30.

---

**CAPÍTULO III: BIODISPONIBILIDADE DE  
METAIS E NUTRIENTES EM ÁGUA E  
SEDIMENTO SUPERFICIAL DE UM  
RESERVATÓRIO DO ESTADO DE SÃO PAULO**

---

# Biodisponibilidade de metais e nutrientes em água e sedimento superficial de um reservatório do Estado de São Paulo

Bioavailability of metals and nutrients in water and surface sediment of a reservoir in São Paulo state

---

Aline Martins Vicentin<sup>\*1</sup>, Eduardo Henrique Costa Rodrigues<sup>1</sup>, Sheila Cardoso-Silva<sup>1</sup>, Viviane Moschini-Carlos<sup>1</sup> e Marcelo Luiz Martins Pompêo<sup>2</sup>

1. Universidade Estadual Paulista – UNESP, Campus Experimental de Sorocaba, Iperó, Avenida Três de Março, 511, Cep 18087-180, Sorocaba, SP, Brazil

\*e-mail: line\_vicentin@hotmail.com .

2. Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências – IB, Universidade do Estado de São Paulo – USP, Rua do Matão, Travessa 14, 321, Cep 05508-900, São Paulo, SP, Brazil

## RESUMO

A fim de caracterizar o reservatório tropical Carlos Botelho, com o objetivo de determinar as concentrações de nutrientes (PT e NT), elementos metálicos (As, Pb, Cu, Cr, Mn, Ni e Zn) em água e sedimento e de elementos metálicos conservativos (Al e Fe), e respectiva heterogeneidade de distribuição ao longo do eixo longitudinal. As coletas de água e sedimento (0 a 4 cm) foram realizadas no período seco (Jun./2015) em nove pontos amostrais (P1 ao P9). Foram determinados a partir de análises *in situ* e laboratoriais: coordenadas GPS, profundidade, temperatura superficial, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, pH, transparência, nutrientes inorgânicos, clorofila-a, metais em água e sedimento, matéria orgânica e nutrientes em sedimento. A análise de dados consistiu na aplicação de Análise de Componentes Principais (ACP), análise de correlação, coeficiente de variação e aplicação dos seguintes índices: Fator de Enriquecimento (FE), Carga Poluidora (PLI) e Risco Ecológico (RI). As variáveis OD, NT, Clor.  $\alpha$  e concentração de Cu estiveram em desacordo com a Resolução CONAMA n° 357/05, sendo que as baixas concentrações dos elementos conservativos e metais em sedimento indicaram resposta dos índices FE, PLI e RI à poluição como ausente e/ou muito baixa. O enriquecimento por nutrientes foi identificado em ambas as matrizes, com destaque para os teores de nitrogênio no sedimento. A ACP indicou relação inversa entre alguns metais (Ni, Cu e Pb) e as variáveis associadas ao estado trófico em sedimento, assim como, indicou a compartimentalização do reservatório em duas zonas. As concentrações dos elementos conservativos e metais indicaram que o reservatório apresentou baixas concentrações para a maioria dos elementos quantificados, sendo sua distribuição heterogênea com ausência de tendência de variação clara ao longo do eixo longitudinal ou entre compartimentos. Assim, o enriquecimento por nutrientes apresenta maior preocupação para a manutenção da qualidade ambiental, considerando prejuízos às comunidades aquáticas e às variáveis ambientais, corroborado pelos índices, que responderam satisfatoriamente à avaliação dos metais em sedimento, auxiliando na identificação e controle da poluição em ambientes aquáticos.

**Palavras-chave:** Qualidade da água. Qualidade do sedimento. Metais. Índices ecológicos.

## ABSTRACT

The aim of the study was to characterize the tropical reservoir Carlos Botelho, evaluating nutrient concentrations (PT and NT), metal elements (As, Pb, Cu, Cr, Mn, Ni and Zn) in water and sediment, and conservative elements (Al and Fe), and their heterogeneity distribution along the longitudinal axis. Water (surface) and sediment (0 to 4 cm) were collected during the dry period (Jun/2015) at nine sampling points (P1 to P9).

Were determined from *in situ* and laboratory analyzes: GPS coordinates, depth, surface temperature, dissolved oxygen, conductivity, pH, transparency, inorganic nutrients, chlorophyll a, metals in water and sediment, organic matter and sediment nutrients. The data were analyzed using Principal Component Analysis (PCA), correlation analysis, coefficient of variation and application of the following indexes: Enrichment Factor (EF), Pollutant concentration (PLI) and Ecological Risk (ER). The variables OD, NT, Clor.  $\alpha$  and Cu concentration were in disagreement with CONAMA Resolution 357/05. According to the EF, PLI and ER indexes, the low concentrations of the conservative elements and metals in the sediment indicated pollution as absent and/or very low. Nutrient enrichment was identified in both matrices, with emphasis on nitrogen content in the sediment. The PCA showed an inverse relation between some metals (Ni, Cu e Pb) and the variables associated with the trophic state in sediment, and indicated a compartmentalization of the reservoir in two zones. The concentrations of the conservative elements and metals were low for most of the quantified elements, with heterogeneous distribution and absence of a variation clear trend along the longitudinal axis or between compartments. Thus, enrichment by nutrients presents greater concern for the maintenance of environmental quality, considering losses to aquatic communities and environmental variables. These results were corroborated by the indexes, which were satisfactory to the evaluation of metals in sediment, assisting in the identification and pollution control in aquatic environments.

**Key-words:** Water quality. Sediment quality. Metals. Ecological indexes.

## 1. Introdução

Teores de metais em ecossistemas aquáticos são essenciais para o bom funcionamento e desenvolvimento das comunidades presentes, visto que muitos metais são exigidos em concentrações traço por muitos organismos vivos (CHAPMAN et al.,1999). Os metais no meio ambiente podem ter origem natural ou antrópica, e alcançam corpos hídricos a partir de fontes pontuais ou difusas (CHAPMAN et al., 1998; FERNANDES; NAYAK, 2012). Em relação às fontes naturais, os metais podem ter origem no processo de intemperismo de solos e rochas, assim como pela erosão de solos enriquecidos com metais, por atividades vulcânicas, por precipitação úmida e seca, entre outras (ESTEVES, 2011).

As atividades de uso e ocupação do solo e intenso processo produtivo contribuem para a ocorrência de altas concentrações de poluentes em corpos d'água, a partir do *input* contínuo de substâncias metálicas em concentrações maléficas à saúde ecossistêmica. Desta maneira, os metais podem ser encontrados dissolvidos em água, ou ainda, adsorvidos ao sedimento em suspensão e em partículas coloidais inorgânicas e orgânicas, com sedimentação posterior (FERNANDES; NAYAK, 2012), sendo que, menores concentrações são esperadas na água em relação ao sedimento. Os sedimentos

têm a capacidade de concentrar altos teores de poluentes, atuando como repositório, transportador e armazenador (sumidouro) de metais em ecossistemas, além de indicar contaminações anteriores (CHAPMAN et al., 1998; YU et al., 2008; FERNANDES; NAYAK, 2012; LEAL et al., 2018).

A preocupação com o aporte e disponibilidade de metais e metaloides está baseada na não degradabilidade dos mesmos, visto persistência e estabilidade destes potenciais contaminantes ambientais em sedimentos (YU et al., 2008; FERNANDES; NAYAK, 2012). São substâncias acumulativas, que podem desempenhar efeitos negativos para o ecossistema (bioacumulação e biomagnificação), além de permanecerem por longos períodos nas cadeias tróficas (ROCHA; DE AZEVEDO, 2017), oferecendo risco às comunidades aquáticas, e conseqüentemente, ao homem (OUYANG et al., 2006). As reações água-sedimento modulam a biodisponibilidade e toxicidade associada às espécies metálicas, sendo as mesmas regidas por processos químicos, físicos e biológicos entre compartimentos (MARIANI; POMPEO, 2008). Como exemplo têm-se as reações de partição e/ou deposição que controlam e contribuem para a menor disponibilidade de poluentes, e conseqüentemente, para a redução da toxicidade para os organismos presentes (CHAPMAN et al., 1999).

Valores regulamentadores de qualidade de metais em água e sedimento são determinados a fim de estabelecer critérios para manter a qualidade do ecossistema. No Brasil a diretriz voltada à água é estabelecida pela Resolução CONAMA nº 357/05. Para o sedimento, os Valores-Guia de Qualidade do Sedimento (VGQS) empíricos são amplamente utilizados por órgãos ambientais e pela comunidade científica, entretanto, no Brasil, não são amparados por nenhuma norma legislativa. Os VGQS empíricos são baseados em valores definidos a partir da presença e ausência de efeitos tóxicos à biota (FRASCARELI, 2016). Entre estes, os VGQS PEL/ISQG (*Probable Effect Level/Interim Sediment Quality Guidelines*) e TEL (*Threshold Effect Level*) (CCME, 1999) são reconhecidos pela comunidade científica e aplicados pela CETESB, agência Ambiental do estado de São Paulo (CETESB, 2017).

Diversos outros índices de qualidade também podem ser aplicados no intuito de avaliar a extensão da contaminação e poluição, como o Fator de Enriquecimento (FE), o Índice de Carga Poluidora - *Pollution Load Index* (PLI) e o Risco Ecológico (RI). Desta maneira, os índices aplicados aos sedimentos se tornam uma ferramenta rápida e prática para avaliação de risco ecológico mais abrangente do ecossistema, envolvendo os

principais parâmetros ambientais, derivando informações de classificação de poluição, como também identificando as substâncias tóxicas de interesse (FIORI et al., 2013). Os Índices de qualidade funcionam, portanto, como excelentes ferramentas aos gestores, pois, são capazes de identificar áreas que requerem maiores esforços para controlar os níveis de contaminação (CARDOSO-SILVA et al., 2017).

Além da aplicação de índices e VGQS é interessante que se avalie os teores de nutrientes, já que além da contaminação por metais, o processo de eutrofização é outro grande problema enfrentado pelos ecossistemas aquáticos e pode fornecer importantes informações sobre a dinâmica de metais no ambiente. No reservatório de estudo, a tendência de aumento da trofia foi documentada por alguns autores (MATSUMURA-TUNDISI, TUNDISI, 1976; ARGENTON, 2004; MOTHEO, 2005; LUZIA, 2009; DELELLO, 2008; MEDEIROS, 2011). Com o indicativo de alto aporte de nutrientes, paralelamente, têm-se aumento dos teores de matéria orgânica, importante fase complexadora de metais no ambiente (POMPÊO et al., 2013). Assim, pode-se dizer que, trabalhos efetuados em reservatórios com alto grau de trofia levaram os autores a associar a baixa biodisponibilidade de metais, entre outros fatores, aos elevados teores de matéria orgânica, como no Reservatório Rio Grande (Billings) (MARIANI; POMPÊO, 2008) e Guarapiranga (POMPÊO et al., 2013).

Desta maneira, o presente estudo foi desenvolvido com o intuito de verificar o status de qualidade do ecossistema, considerando que não somente a qualidade da água respalda as condições do sistema, como também a qualidade do sedimento. A partir do exposto, o objetivo do presente manuscrito fundamenta-se em avaliar as concentrações de metais e nutrientes em água e sedimento de um reservatório tropical, e sua respectiva heterogeneidade de distribuição ao longo do eixo longitudinal. Considerando reações de troca água-sedimento e o histórico do reservatório, a hipótese fundamenta-se na perda de qualidade do sedimento pelo alto teor de nutrientes, esperando-se baixos valores associados à biodisponibilidade de metais.

## 2. Metodologia

### 2.1. Área de Estudo

O Reservatório Carlos Botelho, conhecido também como Reservatório Broa, Lobo,

Usina Hidrelétrica de Energia (UHE) Carlos Botelho ou Balneário Santo Antônio, foi construído em 1936 pela antiga empresa Central Elétrica de Rio Claro S.A., objetivando a produção de energia elétrica. É um dos corpos hídricos de múltiplos usos que integra o sistema hídrico do Estado de São Paulo (Brasil), entre as cidades de Itirapina e Brotas (SP), na Bacia hidrográfica do Tietê-Jacaré (15.918,3 km<sup>2</sup>), com os principais rios Tietê, Jacaré-Guaçu e Jacaré Pepira, (TUNDISI et al., 2004), com solos constituídos por Latossolo vermelho-amarelo e argissolo vermelho-amarelo; e latossolo vermelho-escuro, com potencial erosivo muito baixo e alto, respectivamente (KUMAZAWA, 2017).

O Reservatório Broa é considerado raso e polimítico (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2016), contendo ao menos 40 anos de informações e dados aplicados às diversas áreas do conhecimento, sendo um dos reservatórios mais estudados na Limnologia (PERIOTTO; TUNDISI, 2013). Seus afluentes estão enquadrados como classe 2 de acordo com Decreto nº 10.755/77 (SÃO PAULO, 1977), sendo suas águas destinadas ao 1) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; 2) à proteção das comunidades aquáticas; 3) à recreação de contato primário; 4) à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e 5) à aquicultura e à atividade de pesca; ressaltando assim a importância da manutenção da qualidade da água deste sistema (BRASIL, 2005), ressaltando assim, a importância da manutenção da qualidade da água deste sistema.

A dinâmica do reservatório envolve circulação marcada pela ação do vento e pela radiação solar (ARGENTON, 2004), apresentando períodos limitados de estratificação térmica e química, alta transparência da água, baixos valores de condutividade elétrica, como também, de nutrientes inorgânicos (CALIJURI; TUNDISI, 1990), além das demais características dispostas na tabela a seguir (Tabela 1).

**Tabela 1:** Características do reservatório Carlos Botelho. Fonte: TUNDISI et al. (2008); CERVI et al. (2016) e Tundisi; Matusumura-Tundisi (2016).

<b>Área do Reservatório</b>	6 km <sup>2</sup> de superfície
<b>Tempo de Residência</b>	20 - 40 dias
<b>Coordenadas</b>	21°37' - 22°51' W 49°32' - 47°30' S
<b>Comprimento máximo</b>	8 km

<b>Largura máxima</b>	2,0 km
<b>Largura média</b>	0,9 km
<b>Profundidade máxima</b>	12 m
<b>Profundidade média</b>	3 m
<b>Afluentes</b>	Ribeirão do Lobo, Rio Itaqueri, Córregos do Geraldo, das Perdizes, do Limoeiro e da Água Branca
<b>Principais ocupações próximas</b>	Loteamentos de condomínio, clubes e pousadas, Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada (CHREA - USP), contendo até mesmo um pequeno aeroporto.

## 2.2. Amostragem e análise laboratorial

As amostragens foram realizadas durante o período seco (06/2015) em nove pontos distintos ao longo do eixo longitudinal do reservatório de estudo, do rio em direção à barragem (P1 a P9) em coleta única, no qual foram feitas coletas de água e sedimento, como demonstrado na seguinte figura (Figura 1).

**Figura 1:** Representação dos pontos amostrais (1 a 9) no reservatório Broa e seus respectivos tributários, localizado no Estado de São Paulo, Brasil. Fonte: Adaptado de Tundisi et al. (2004).



Cada ponto foi registrado através das coordenadas GPS (UTM, Datum WGS 84). Em seguida, foram tomadas medidas *in situ* com auxílio de sonda multiparâmetros (HORIBA) YSI 556 MPS medidas de profundidade (m), temperatura superficial (°C), oxigênio dissolvido (mg L<sup>-1</sup>), condutividade elétrica (µS cm<sup>-1</sup>) e pH. Foram coletados de maneira integrada cinco litros (5L) de água, sendo as mesmas destinadas á análises físicas e químicas (Tabela 2). Para a amostragem de sedimento superficial (0 a 4 cm), utilizou-se o coletor de sedimento tipo Lenz (225 cm<sup>2</sup>).

**Tabela 2:** Variáveis e metodologias empregadas na análise da água e sedimento. ICP-OES: Espectroscopia de Emissão Atômica com plasma acoplado indutivamente.

Variáveis	Métodos	Equipamentos	Referências
Transparência	Medida direta	Disco de Secchi	-
Nitrito	Espectrofotométrico	Femto UV/VIS Cirrus 80	Mackereth et al. (1978)
Nitrato	Espectrofotométrico	Femto UV/VIS Cirrus 80	
Ortofosfato	Espectrofotométrico	Femto UV/VIS Cirrus 80	Strickland e Parsons (1960)
Amônio	Espectrofotométrico	Femto UV/VIS Cirrus 80	Koroleff (1976)
Clorofila-a	Gravimetria	-	Lorenzen (1967)
Fosfato Total	Espectrofotométrico	Femto UV/VIS Cirrus 80	Valderrama (1981)
Nitrogênio Total	Espectrofotométrico	Femto UV/VIS Cirrus 80	
Metais em água	3005 A da USEPA	ICP AES	USEPA (1992); Apha (2002)
Metais em sedimento	3050 B da USEPA	ICP AES	USEPA (1996)
Matéria Orgânica	Ignição	Mufla	Heiri et al. (2001)
Fósforo total (sedimento)	Espectrofotométrico	AJX-1900 Micronal®	Pompêo e Moschini-Carlos (2003)
Nitrogênio total (Sedimento)	Digestão Kjeldahl	-	Apha (2005)

### 2.3. Análise de dados

#### 2.3.1. Validação analítica

Os elementos de interesse quantificados em água e sedimento consistiram nos elementos conservativos e metais Alumínio (Al) e Ferro (Fe), Arsênio (As), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Crômio (Cr), Manganês (Mn), Níquel (Ni) e Zinco (Zn).

Os limites de detecção (LD) e quantificação (LQ) estão apresentados a seguir, pelas Equações 1 e 2, respectivamente. Onde, 'DP' é o desvio padrão obtido pela leitura de dez brancos e 'a' é o coeficiente de correlação linear obtido na curva de calibração de cada metal analisado, de acordo com recomendações de Mendham et al. (2002).

$$LD = \frac{(DP * 3)}{a} \quad (1)$$

$$LQ = \frac{(DP * 10)}{a} \quad (2)$$

Os respectivos limites de detecção (LD) e quantificação (LQ) do método empregado para a determinação das concentrações em água e em sedimento estão na Tabela 3.

**Tabela 3:** Limites de quantificação (LQ) e detecção (LD) para metais estabelecidos em ICP AES.

(mg L <sup>-1</sup> )	<b>Cu</b>	<b>Cr</b>	<b>Ni</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>	<b>Mn</b>	<b>Al</b>	<b>As</b>	<b>Fe</b>
LD	0,002	0,001	0,008	0,026	0,001	0,001	0,007	0,023	0,005
LQ	0,006	0,004	0,028	0,087	0,004	0,002	0,024	0,078	0,018

A Recuperação Analítica (RA) (Tabela 4) procedeu conforme descrito por Cardoso-Silva et al. (dados não publicados). A RA foi avaliada a partir de soluções fortificadas (2% HNO<sub>3</sub> + solução padrão SpecSol® G16V 100 mg L<sup>-1</sup> de metais para leitura em ICP) e calculada de acordo com a equação (Equação 3). Onde C é a concentração lida e CR é a concentração de referência. Utilizou-se como critério de aceite dos resultados valores entre 75 e 125% (SOARES, 2012).

$$RA = \frac{C}{CR} \times 100 \quad (3)$$

**Tabela 4:** Recuperação analítica (%) a partir da leitura de soluções com 0,10; 0,25; 0,50 e 1,00 mg L<sup>-1</sup> e valor de R<sup>2</sup> das curvas de calibração.

<b>Metais</b>	<b>Soluções (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>Al</b>	<b>As</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Fe</b>	<b>Ni</b>	<b>Mn</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>
<b>RA (%)</b>	0,1	112,63	99,39	105,65	105,56	119,01	98,29	111,15	109,41	148,9
	0,25	110,63	96,52	101,47	101,27	116,9	94,71	108,54	100,56	100,14
	0,5	110,62	79,52	88,49	89,67	116,81	84,99	104,83	82,23	84,52
	1	109,33	82,94	86,53	90,29	115,54	80,05	101,56	80,77	79,8
<b>R<sup>2</sup></b>	-	0,9997	0,9999	0,9962	0,9991	0,9965	0,9999	0,9999	0,9985	0,9999

### 2.3.2. Avaliação da contaminação, poluição, toxicidade potencial e risco ecológico

Os resultados provenientes das análises foram comparados com a legislação

Resolução CONAMA nº 357/05 para os dados em água. Para os valores de sedimento, a comparação foi feita com os Valores médios de Referência Regional para o médio Tietê (NASCIMENTO; MOZETO, 2008). Valores médios de Referência Regional para metais pseudo-totais em sedimentos na bacia do rio Tietê (VRR) determinado através da média das três últimas fatias de testemunhos coletados na região de barragem do reservatório (dados não publicados de CARDOSO-SILVA e SOARES-SILVA). Para avaliar a toxicidade potencial foi utilizado o VGQS TEL/ISQG (*Threshold Effect Level/Interim Sediment Quality Guidelines*) e PEL (*Probable Effect Level*), com classificação de qualidade estabelecida pela CETESB (CETESB, 2017) (Tabela 5).

**Tabela 5:** Classificação de contaminantes em sedimento de água doce estabelecidos a partir de TEL e PEL de acordo com a CETESB\* (2017).

Metais ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	As	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	
Classificação*	Ótima	<5,9	<37,3	<35,7	<18	<35,0	<123
	Boa	$\geq 5,9 - 11,5$	$\geq 37,3 - 63,7$	$\geq 35,7 - 116,4$	$\geq 18 - 27$	$\geq 35,0 - 63,2$	$\geq 123 - 219$
	Regular	$> 11,5 - < 17,0$	$> 63,7 - < 90,0$	$> 116,4 - < 197,0$	$> 27 - < 36$	$> 63,2 - < 91,3$	$> 219 - < 315$
	Ruim	$17,0 - 25,5$	$90,0 - 135,0$	$197,0 - 295,5$	$36 - 54$	$91,3 - 137,0$	$315 - 473$
	Péssima	$> 25,5$	$> 135,0$	$> 295,5$	$> 54$	$> 137,0$	$> 473$

As classificações propostas variam de um estado ótimo a péssimo, no qual a classificação ótima corresponde a valores abaixo dos limites estabelecidos para TEL/ISQG, indicando toxicidade improvável, e estado péssimo indica o pior contaminante apresentando valor 1,5 vezes o valor de PEL, sendo, portanto, esperados efeitos biológicos adversos.

Foram aplicados três índices a fim de avaliar a contaminação e poluição de metais em sedimento, sendo eles: Fator de Enriquecimento (FE), Índice de Carga Poluidora (PLI) e índice de Risco Ecológico (RI), sendo que os valores de referência de cada um dos metais utilizados nos cálculos dos respectivos índices tiveram como base os valores estabelecidos por Nascimento e Mozeto (2008) para o médio Tietê.

O FE aplicado corresponde a um índice que mensura a contaminação por metais, podendo o mesmo sugerir a origem deste enriquecimento, correspondendo a fontes antrópicas ou naturais (DEVESA-REY et al, 2011), sendo calculado segundo a equação 4. Na qual, 'Me' corresponde à concentração do metal de interesse, 'El' a concentração do elemento conservativo, no caso o Alumínio; 'Mer' ao valor de referência do metal de interesse, e 'Elr' ao valor de referência do elemento conservativo utilizado. A resposta do índice FE deriva cinco classificações de acordo com o enriquecimento identificado, podendo o mesmo ser: ausente/muito baixo, moderado, considerável, alto e muito alto,

como apresentado na Tabela 6.

$$FE = \frac{\left(\frac{Me}{El}\right)}{\left(\frac{Mer}{Elr}\right)} \quad (4)$$

O índice de Carga poluidora (*Pollution Load Index*) foi aplicado para os dados de metais em sedimento a fim de avaliar o grau de poluição do mesmo (TOMLINSON et al., 1980). Sendo que o Fator de contaminação ('Cf') representa relação entre concentração do metal de interesse ('Me') pelo valor de referência do metal de interesse ('Mer') (Equação 5), que serão multiplicados entre si, e elevados a 1 sobre o número de elementos considerados na quantificação da PLI (Equação 6). A classificação da aplicação deste índice apresenta resposta simplificada, consistindo em 'presente' e 'ausente' quanto à contaminação, como demonstra a tabela (Tabela 6).

$$Cf = \frac{Me}{Mer} \quad (5)$$

$$PLI = (Cf_1 \times Cf_2 \times \dots \times Cf_n)^{1/n} \quad (6)$$

O índice aplicado proposto por Hakanson (1980) visou avaliar o risco ecológico (RI) associado aos contaminantes, sendo que para a obtenção do RI de um determinado contaminante (Ei), considera-se o cálculo aplicado anteriormente para a obtenção de 'Cf', no qual representa a relação entre concentração do metal de interesse ('Me') pelo valor de referência do metal de interesse ('Mer') (Equação 5). No qual o valor de 'Cf' obtido é multiplicado pelo fator de resposta tóxica da substância de interesse (Ti), considerando Ti para Cu, Zn, Cr, Ni, Pb e Cd correspondentes a 5, 1, 2, 5, 5 e 30, respectivamente (HAKANSON, 1980), resultando em Ei (Equação 7). A obtenção do RI consiste no somatório dos valores de Ei obtidos para cada contaminante (Equação 8), sendo então, classificado de acordo com sua respectiva intensidade (Tabela 6).

$$Ei = Cf \times Ti \quad (7)$$

$$RI = \sum_{i=1}^n Ei \quad (8)$$

**Tabela 6:** Valores e informações dos índices aplicados FE, PLI e RI para metais em sedimento. Fonte: Sutherland (2000) e Cardoso-Silva (2013)\*; Tomlinson et al. (1980); Hakanson (1980).

Fator de Enriquecimento			Carga Poluidora		Risco Ecológico	
<i>FE</i>	<i>Enriquecimento</i>	<i>Classificação*</i>	<i>PLI</i>	<i>Contaminação</i>	<i>RI</i>	<i>Intensidade</i>
< 2	Ausente/muito baixo	Bom	PLI > 1	Presente	<150	Baixo
2 ≤ FE < 5	Moderado				150 ≤ RI < 300	Moderado
5 ≤ FE < 20	Considerável	Regular	PLI < 1	Ausente	300 ≤ RI < 600	Considerável
20 ≤ FE < 40	Alto	Ruim			> 600	Muito alto
> 40	Muito alto					

### 2.3.3. Análises Estatísticas

A análise estatística foi aplicada a fim de facilitar a visualização da correlação entre as variáveis estudadas com os pontos amostrais, sendo realizada a Análise de Componentes Principais (ACP) das variáveis: fósforo total (PT), nitrogênio total (NT), silte e argila (S+A), matéria orgânica (MO) e metais em sedimento do reservatório do Broa. A partir de prévia análise dos dados, os mesmos foram padronizados e centralizados a partir de técnica de Z-score (Equação 9), considerando média (Méd.) e desvio-padrão (DP).

$$Z - \text{score} = \left[ \frac{(x - \text{Méd.})}{DP} \right] \quad (9)$$

Análise de correlação também foi aplicada de maneira a complementar as informações obtidas a partir de ACP, considerando nível de confiança de 95% ( $p < 0,05$ ). A fim de embasar estatisticamente a variação dos dados entre os pontos amostrais, foi utilizado o Coeficiente de Variação (CV), como apresentado a seguir (Equação 10), onde ‘DP’ corresponde ao desvio padrão e ‘Méd.’ a média aritmética. Considerando-se que valores superiores a 30% indicam variação significativa.

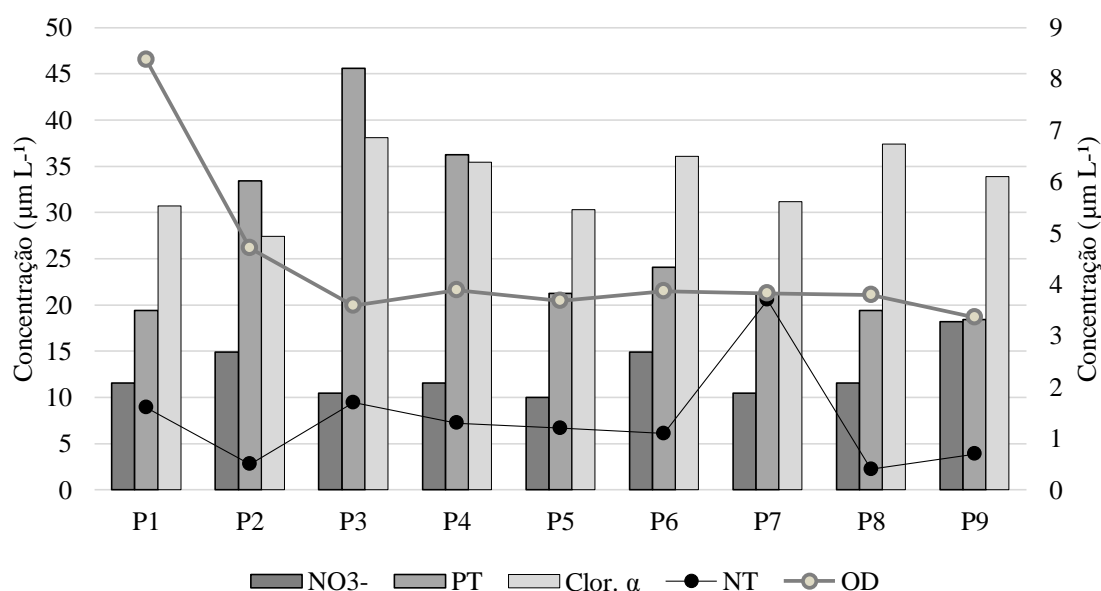
$$CV = \frac{DP}{Méd.} \cdot 100 \quad (10)$$

### 3. Resultados

#### 3.1. Caracterização Limnológica da água

Os teores de: nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), fósforo total (PT), nitrogênio total (NT), oxigênio dissolvido (OD) e clorofila-a (Clor.  $\alpha$ ) encontram-se na figura a seguir (Figura 2).

**Figura 2:** Variação da concentração de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), fósforo total (PT), Clorofila-a (Clor.  $\alpha$ ) (eixo primário – esquerda), Nitrogênio total (NT) e oxigênio dissolvido (OD) (eixo secundário – direita) no reservatório estudado.



O OD não esteve em conformidade com o valor estipulado pela Resolução CONAMA n° 357/05 para corpos d'água classe 2 ( $5 \text{ mg L}^{-1}$ ), apresentando valores inferiores ao recomendado ( $4,34 \text{ mg L}^{-1} \pm 1,55$ ), com exceção de P1 ( $8,37 \text{ mg L}^{-1}$ ). O  $\text{NO}_3^-$  ( $12,43 \mu\text{g L}^{-1} \pm 2,76$ ) e PT ( $26,56 \mu\text{g L}^{-1} \pm 9,59$ ) apresentaram valores em conformidade com a legislação, e as concentrações de  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_4^+$  e P-orto apresentaram valores inferiores ao LD. Em contrapartida, os valores médios de NT ( $1,36 \text{ mg L}^{-1} \pm 0,99$ ) foram altos comparados à CONAMA n° 357/05 ( $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ ) para amostras com  $\text{pH} > 8,5$  (BRASIL, 2005), como observado ( $8,59 \pm 0,33$ ). Altas concentrações de Clor.  $\alpha$  ( $33,39 \mu\text{g L}^{-1} \pm 3,66$ ) foram registradas, porém com valores bastante próximos ao da legislação CONAMA anteriormente citada. A Prof. ( $6,71 \text{ m} \pm 3,43$ ) aumentou gradativamente do rio em direção à barragem.

Os valores de transparência, representados pelo DS ( $0,61 \text{ m} \pm 0,08$ ), não apresentaram tendência de variação significativa, corroborados pelo coeficiente de

variação aplicado (Tabela 7). A T ( $22,68^{\circ}\text{C} \pm 0,90$ ) da água em sua porção superficial variou ligeiramente ao longo do eixo longitudinal. Os valores de CE ( $0,02 \text{ mS.cm}^{-1} \pm 0,005$ ) observados foram baixos, como comumente observados neste reservatório. Estatística descritiva das variáveis: temperatura superficial (T), potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE) e transparência (DS) estão apresentados na tabela a seguir (Tabela 7), com respectivos valores de mínimo (Mín.), máximo (Máx.), média (Méd.), desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV).

**Tabela 7:** Estatística descritiva básica para as variáveis: temperatura superficial (T.), potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE) e transparência (DS) do Reservatório Broa, São Paulo, Brasil. Mínimo (Mín.), máximo (Máx.), média (Méd.), desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV).

	T (°C)	Local	pH	Local	CE (mS cm <sup>-1</sup> )	Local	DS (m)	Local
<b>Mín.</b>	21,79	P6	8,09	P1	0,017	P3, P4 e P8	0,48	P7
<b>Máx.</b>	24,72	P1	9,07	P7	0,032	P6	0,78	P2
<b>Méd.</b>	22,68		8,59		0,020		0,61	
<b>DP</b>	0,90		0,33		0,005		0,08	
<b>CV</b>	3,99		3,86		23,775		13,71	

### 3.2. Caracterização dos sedimentos

#### 3.2.1. Matéria orgânica, nutrientes e granulometria

Os sedimentos apresentaram coloração escura sugestiva do predomínio de matéria orgânica. A estatística descritiva básica das variáveis: matéria orgânica (MO), fósforo total (PT), nitrogênio total (NT) e das frações silte e argila (S+A) está apresentada na tabela 8, com respectivos valores de mínimo (Mín.), máximo (Máx.), média (Méd.), desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV). A MO variou ao longo do perfil longitudinal ( $31,24\% \pm 4,03$ ), com valor mínimo de 27,43% (P1) e máximo de 39,19% (P4). Os teores de PT ( $1,07 \text{ mg g}^{-1} \pm 0,43$ ) e NT ( $5,07 \text{ mg g}^{-1} \pm 2,77$ ) apresentaram variações ao longo do espaço com coeficiente de variação de 40,58% e 54,66%, respectivamente. A informação referente à granulometria de interesse consistiu no somatório das frações granulométricas silte e argila (S+A), no qual Frascareli (2016) obteve dados dos compartimentos teóricos de rio, centro e barragem, sendo cada um destes compartimentos dominados pela fração silte (30,97; 54,24; e 67,47, respectivamente).

**Tabela 8:** Estatística descritiva básica para as variáveis: Matéria Orgânica (MO), Fósforo Total (PT), Nitrogênio Total (NT) e Frações de silte e argila (S+A) no sedimento do reservatório Broa. Mínimo (Mín.), máximo (Máx.), média (Méd.), desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV).

	MO (%)	Local	PT (mg g <sup>-1</sup> )	Local	NT (mg g <sup>-1</sup> )	Local	S+A (%)	Local
<b>Mín.</b>	27,43	P1	0,15	P8	1,06	P6	44,70	P1 e P3
<b>Máx.</b>	39,19	P4	1,53	P6	8,36	P3	73,35	P7, P8 e P9
<b>Méd.</b>	31,24		1,07		5,07		61,35	
<b>DP</b>	4,03		0,43		2,77		14,88	
<b>CV</b>	12,91		40,58		54,66		24,26	

### 3.3. Análise de metais em água e sedimentos

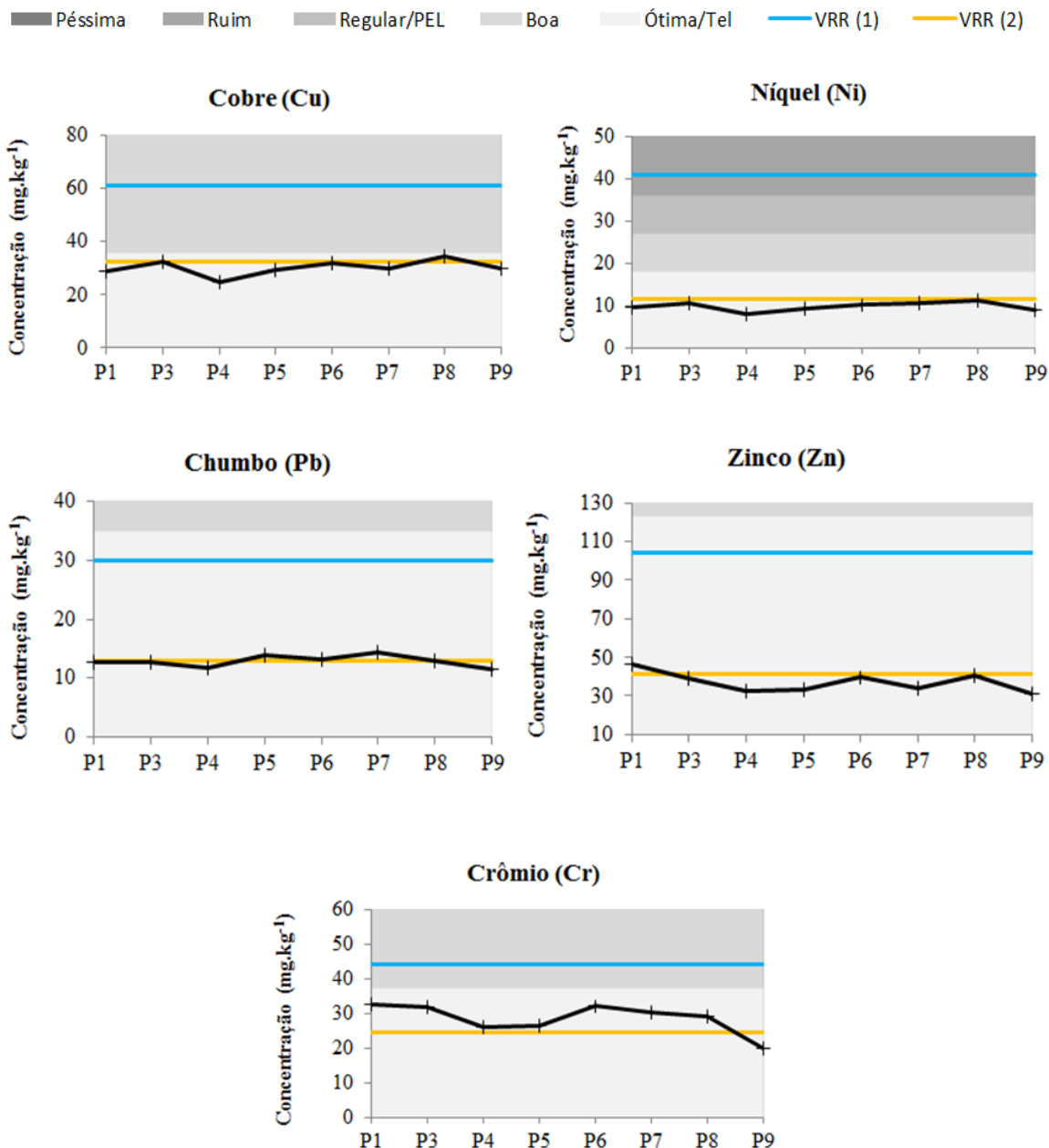
A partir da obtenção de dados advindos das análises em água, alguns dos elementos apresentaram valores inferiores ao LD: Al, As, Fe, Mn e Pb. Os demais elementos (Cr, Cu, Ni e Zn) foram comparados com a Resolução CONAMA n° 357/05 e estiveram em conformidade com a mesma (Tabela 9), sem apresentar tendência clara de variação de concentração em relação ao eixo longitudinal, visto que os valores quantificados estiveram próximos ao LD do método em sua maioria, com exceção do elemento Cobre (Cu).

**Tabela 9:** Estatística descritiva Básica para Crômio (Cr); Cobre (Cu); Níquel (Ni); Zinco (Zn) em água (mg L<sup>-1</sup>) no reservatório Broa obtidos em análise laboratorial, e respectiva comparação com a Resolução CONAMA 357/05. Mínimo (Mín.), máximo (Máx.), média (Méd.), desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV).

	Cr	Local	Cu	Local	Ni	Local	Zn	Local
<b>Mín.</b>	0,004	P3	0,016	P1	0,008	P4	0,028	P2
<b>Máx.</b>	0,005	P1	0,018	P7	0,008	P4	0,041	P1
<b>Méd.</b>	0,004		0,016		-		0,031	
<b>DP</b>	0,001		0,002		-		0,009	
<b>CV</b>	15,541		14,774		-		29,507	
<b>Conama 357/05</b>	0,050		0,009		0,025		0,180	

Os teores de metais em sedimento estão representados na figura 3, onde há também as respectivas comparações aos VGQS TEL/ISQG e PEL com classificação baseada no Critério de avaliação da qualidade dos sedimentos elaborado pela CETESB (CETESB, 2017) e valores de referência estabelecidos por Nascimento e Mozeto (2008) - VRR (1) e por Cardoso-Silva e Soares-Silva - VRR (2) (Figura 3).

**Figura 3:** Teores de Cu, Ni, Pb, Zn e Cr em sedimento e suas respectivas concentrações ao longo do reservatório de estudo e respectivas comparações com os VGQS TEL/ISQG e PEL e sua respectiva classificação elaborada por CETESB (2017), e valores de referência estabelecidos por Nascimento e Mozeto (2008) - VRR (1) e por Cardoso-Silva e Soares-Silva - VRR (2).



Os dados pertencentes às leituras do ponto amostral 2 apresentaram valores inconsistentes, sendo os mesmos atribuídos a erros nos procedimentos metodológicos, sendo os excluídos dos resultados gráficos. As concentrações de Cr, Cu, Ni, Pb e Zn foram classificadas como “Ótima/TEL”, com valores similares entre os pontos. Os demais elementos Al, As, Fe e Mn não foram adicionados aos resultados gráficos, visto que Al ( $35202,43 \text{ mg kg}^{-1} \pm 6525,75$ ), Fe ( $36218,79 \text{ mg kg}^{-1} \pm 6658,92$ ) e Mn ( $242,16 \text{ mg kg}^{-1} \pm 73,79$ ) não apresentam VGQS estabelecidos pela CETESB, enquanto os elementos Al, Fe e Mn não apresentam valores de VRR (1), enquanto o elemento As

apresentou valores abaixo do LD, com exceção de P6 (0,56 mg kg<sup>-1</sup>).

### 3.4. Índices para avaliar a qualidade dos sedimentos

Os resultados dos índices ecológicos Fator de Enriquecimento (FE), Índice de Carga Poluidora (PLI) e Índice de Risco Ecológico (RI) estão apresentados a seguir (Tabela 10). O FE não indicou enriquecimento de metais e apresentou valores inferiores a 2 para todos os metais em todos os pontos amostrados sugerindo, portanto, a origem geogênica para estes potenciais contaminantes. O PLI corrobora a informação sugerindo a ausência de contaminação em todos os pontos amostrados. Da mesma forma o risco ecológico para os metais analisados mostrou-se baixo.

**Tabela 10:** Resultados provenientes das aplicações Fator de enriquecimento (FE), Índice de carga poluidora (PLI) e Risco Ecológico (RI) para amostras de sedimento do Reservatório Broa nos pontos amostrais e respectiva classificação final.

	FE					PLI	RI
	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn		
<b>P1</b>	0,82	1,28	0,40	0,72	0,76	0,40	6,96
<b>P3</b>	0,90	1,23	0,44	0,72	0,64	0,43	7,80
<b>P4</b>	0,94	1,35	0,45	0,90	0,72	0,32	5,83
<b>P5</b>	0,72	0,90	0,34	0,69	0,48	0,42	7,74
<b>P6</b>	0,72	0,99	0,34	0,60	0,52	0,41	7,43
<b>P7</b>	0,75	1,05	0,39	0,74	0,50	0,41	7,61
<b>P8</b>	0,69	0,80	0,33	0,52	0,48	0,43	7,86
<b>P9</b>	0,65	0,60	0,29	0,51	0,40	0,38	7,11
<b>Classificação final</b>	Ausente/muito baixo					Ausente	Baixo

### 3.5. Análise de Componentes Principais

O resultado gráfico proveniente da ACP aplicada para as variáveis PT, NT, S+A, MO e metais (Cu, Cr, Ni, Pb, Zn, Mn, Al e Fe) em sedimento do reservatório Broa está exposto na Figura 4. O eixo 1 explica 36,80% da variabilidade dos dados, com destaque para as variáveis Cu (0,43), Ni (0,41) e Al (0,40); enquanto o eixo 2 explica 28,85%, com atenção às variáveis Fe (0,49), Cr (-0,46) e S+A (0,45). O resultado gráfico indica tendência de formação de dois grupamentos a partir da junção dos pontos amostrais 1 e 3, com maior similaridade ao P4 no primeiro polígono; e os pontos 5, 6, 7, 8 e 9, no segundo polígono. A disposição dos vetores indica correlações positivas entre as seguintes variáveis: Mn e MO; S+A e Fe; Cu e Ni; Cu e Pb; e, Cr e Zn; assim como



produtividade primária. O conseqüente enriquecimento por nitrogênio e fósforo no reservatório a partir de material lixiviado, impulsiona o crescimento da comunidade fitoplanctônica e de plantas flutuantes, característico do processo de eutrofização, sendo o mesmo favorecido por fatores físicos como: transparência, temperatura e regime hidráulico (POMPÊO et al., 2015; BEGHELLI et al., 2015).

A grande quantidade de material orgânico contribui para a tendência de aumento do estado de trofia do corpo d'água, diminuindo a camada fótica, como indicado pelos valores de transparência registrados. Assim como maior proliferação de bactérias aeróbias contribuindo para a redução de OD, promovendo a morte dos demais organismos aeróbios (ESCOBAR et al., 2013; BEGHELLI et al., 2015; TUNDISI et al., 2015). Uma das conseqüências do processo de eutrofização é a alteração da estrutura da comunidade fitoplanctônica com dominância de espécies mais resistentes às condições ambientais disponíveis a partir de suas respectivas vantagens adaptativas (SANT'ANNA et al., 2008; BELLINGER; SIGEE, 2010; CIRE'S; BALLOT, 2016).

Dominância de Cianobactérias foi identificada no presente reservatório em coleta realizada paralelamente às presentes análises, no qual as condições ambientais observadas apresentaram-se como ótimas e favoráveis ao desenvolvimento desta classe, considerando ainda o registro de eutrofia em alguns pontos no corpo hídrico (VICENTIN et al., 2018). Comumente associados aos níveis de trofia, há ocorrência e dominância de cianobactérias, como registrado nos seguintes reservatórios tropicais e subtropicais: Salto Grande (CHALAR, 2009); Itupararanga (BEGHELLI et al., 2016), Billings (CARVALHO et al., 2007) e Guarapiranga (CARVALHO et al., 2007; MOSCHINI-CARLOS et al., 2010; MACHADO et al., 2016). Atenção às cianobactérias se faz necessária, considerando a capacidade de produção de metabólitos secundários (cianotoxinas) e comprometimento dos múltiplos usos do reservatório (SANT'ANNA et al., 2008; PAERL; OTTEN, 2013; TUNDISI et al., 2015; POMPÊO, 2017).

Sabe-se que as principais atividades econômicas da bacia consistem em setores da agroindústria (açúcar, álcool, mineração, curtumes e fundições) (TUNDISI et al., 2008), lazer e pesquisa (PERIOTTO, 2011), entre outras atividades que contribuem para a geração de resíduos orgânicos, inorgânicos e de metais, advindos de atividades de mineração de areia, efluente residencial não tratado (PERIOTTO; TUNDISI, 2013), desmatamento, turismo, pesca esportiva intensiva, atividades agrícolas, pecuária, criação de animais (TUNDISI et al., 2003), além de outras fontes pontuais e difusas.

Apesar das atividades potencialmente poluidoras descritas anteriormente, considerando também as demais influências antrópicas associadas, alguns autores apoiam que o ambiente conserva suas principais características (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2014).

As principais características do reservatório Broa estão associadas ao fato do mesmo ser raso, polimítico e apresentar curto tempo de retenção da água, sendo que esta última característica pode sofrer alterações de acordo com as atividades de operação do reservatório (BEGHELLI et al., 2015). Outras características que se mantêm no reservatório são o fato de apresentar alta transparência e baixos valores de CE. Neste trabalho estas informações foram corroboradas, sendo que os valores de transparência apresentaram-se bastante homogêneos, não ultrapassando 80 cm de zona eufótica ao longo de todo o eixo longitudinal, apesar da variação de profundidade apresentar faixa próxima da característica do reservatório (3 a 12 m), e a CE apresentou baixos valores.

As análises indicaram baixos teores de nutrientes em água, com exceção dos teores de NT, que se apresentaram acima dos valores legislados, com máximo valor ocorrendo em P7, ponto próximo a desembocadura do Rio Perdizes. Outras contribuições de efluentes ao corpo d'água são conhecidas, como a descarga de efluentes domésticos originados da Cidade de Itirapina a partir do Rio Itaqueri (PERIOTTO; TUNDISI, 2013), localizado à montante do reservatório. De maneira resumida, tem-se que o incremento de resíduos orgânicos e inorgânicos ao corpo d'água interfere na qualidade da mesma, no qual confere aumento do teor de nutrientes ao sistema, seja por fontes pontuais e/ou difusas, provocando enriquecimento por nutrientes, produtividade primária intensiva, formação de *blooms*, eutrofização, aumento do estado trófico, redução de OD e transparência, mortandade de organismos aeróbios, entre outras alterações.

Assim como há uma inter-relação entre as variáveis físicas e químicas da água com fatores bióticos, os sedimentos também atuam significativamente na dinâmica do corpo d'água. A massa d'água e o sedimento são compartimentos interdependentes (POMPÊO, 2017). De maneira, tem-se que o nível de trofia influi na biodisponibilidade de metais em sedimentos, levando a considerar que ambientes eutróficos tendem a apresentar menores concentrações de metais, considerando reações de complexação e diluição biológica. Desta maneira, espera-se uma relação inversamente proporcional entre a biodisponibilidade de metais em relação à variável limnológica diretamente associada ao estado trófico (FIORI et al., 2013). As variáveis PT e NT em sedimento

ressaltaram esta correlação negativa a partir das concentrações de alguns metais (Ni, Cu e Pb), amparado por resultado gráfico gerado pela ACP. Altos teores destes elementos em água e/ou sedimento reforçam a preocupação com o processo de eutrofização, assim como, podem indicar contaminações provocadas por ações antrópicas (POMPÊO, 2017).

Visto que, teoricamente, a área da barragem apresenta maior taxa de sedimentação (CARDOSO-SILVA et al., 2016) esperava-se que esta área concentrasse a maior porção de nutrientes, porém, as análises não indicaram distribuição compartimentada. Baixas concentrações de PT em água podem estar associadas às condições favoráveis de adsorção em sedimento, visto predomínio de granulometria fina; ou ainda associada à alta densidade de organismos fitoplanctônicos. Os sedimentos foram considerados moderadamente poluídos para PT a partir de classificação proposta por Zhang et al. (2008). A Resolução CONAMA n° 344/04, que avalia a qualidade do material a ser dragado, estabelece valores de PT de  $2,0 \text{ mg g}^{-1}$  para considerar a qualidade do sedimento inaceitável ao ponto de ser dragado. Para NT o valor é de  $4,8 \text{ mg g}^{-1}$  (BRASIL, 2004). Esta última concentração de NT corresponde ao valor mínimo estabelecido nos Valores de Qualidade de Sedimento de Ontario (OMOE, 1999) para caracterizar o efeito como 'severo'. Assim, há indicação de enriquecimento acentuado por nutrientes no sedimento, com destaque para a concentração de NT.

Os dados obtidos das concentrações dos metais indicam que o reservatório Broa apresenta baixas concentrações para a maioria dos elementos quantificados, apresentando perspectiva positiva do ponto de vista ecológico para o corpo d'água, de acordo com os valores de referência utilizados. Dados comparativos das concentrações de metais em sedimento estão embasados na ausência de diretrizes aplicadas aos ambientes tropicais (MARIANI; POMPÊO, 2008), sendo os dados gerados comparados a padrões internacionais (TEL e PEL), comumente gerados para ambientes temperados ou àqueles desenvolvidos nacionalmente a partir de padronizações internacionais pré-existent (VGQS). Presume-se que dados comparativos internacionais tendem a tornar a análise de dados ampla; e dados comparativos locais derivados de trabalhos anteriores (VRR), podem tornar a análise regionalizada. Em contrapartida, tais VGQS empíricos funcionaram para o presente estudo, assim como seriam úteis para áreas cujas concentrações de metais não são muito altas (CHAPMAN, 1999; HÜBNER et al., 2009).

Atenção à quantificação de metais configura uma avaliação de qualidade do ecossistema, tanto o excesso quanto o déficit podem ser problemáticos visto que alguns metais (Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Se e Zn) são essenciais para o bom desenvolvimento dos organismos (CHAPMAN et al., 1999).

O elemento metálico com maior destaque neste estudo foi o Cu em água. O mesmo ultrapassou os valores da Resolução CONAMA n° 357/05 em água, em contrapartida, suas concentrações em sedimentos foram classificadas como ótimas. Características associadas à granulometria e ao conteúdo de matéria orgânica são importantes fatores de controle das concentrações de metais em água e sedimentos, visto que as mesmas indicam diferentes relações de adsorção e complexação, respectivamente, influenciando os padrões de distribuição dos metais no ambiente (YU et al., 2008). Dentre as possibilidades de incremento de Cu, aponta-se o uso de fertilizantes, pesticidas e substâncias comumente usadas em atividades agroindustriais e de agropecuária (TUNDISI et al., 2008). Dentre as diversas substâncias e componentes possíveis dos produtos utilizados nestas atividades, aponta-se para o uso de sulfato de cobre pentahidratado ( $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ ). Este sal tem utilização como fertilizante, algicida, fungicida, herbicida, bactericida, inseticida, pigmento, no tratamento de têxteis, couros, assim como no tratamento de água (HEREDIA AVALOS, 2006). Usos que se adequam às atividades desenvolvidas na Bacia do Tietê-Jacaré, e possíveis fontes.

Desta maneira, sugere-se que o reservatório não apresenta entradas constantes de substâncias que contêm cobre, respaldado pelas condições propícias do ambiente para a acumulação deste elemento no sedimento. Visto altos teores de MO e fração granulométrica fina predominante (CARDOSO-SILVA et al., 2016), além de outras variáveis que contribuem para a ressuspensão de Cu, com a atuação dos sulfetos como principal fase complexadora em condições anóxicas (DI TORO et al., 1991), ou a participação de óxidos de ferro e manganês em condições óxicas (CHAPMAN et al., 1999); além de fatores associados como: fluxo d'água, condições de sedimentação favoráveis e acumulação histórica (BEGHELLI et al., 2015). Outras atividades e usos do solo podem ser responsáveis pelo incremento do elemento no reservatório como: fontes industriais, curtumes e mineração, além do grande déficit de gestão de resíduos domésticos, que em sua maioria não apresenta tratamento adequado (TUNDISI et al., 2008).

A ACP indicou que houve a compartimentalização dos pontos amostrais em

duas zonas principais, ao invés de três, rio, centro e barragem, conforme estabelecido pela teoria de compartimentação de reservatórios (THORNTON et al.; 1990). No qual houve o agrupamento dos pontos 1, 3 e 4 e 5 a 9, considerando assim a supressão de uma zona intermediária marcada. Compartimentalização similar foi identificada por análise realizada a partir das variáveis físicas e químicas da água deste reservatório, no qual este comportamento foi atribuído à característica de curto tempo de residência da água dentro do sistema (VICENTIN et al., 2018). As características destes compartimentos podem ser influenciadas naturalmente, a partir da entrada de afluentes, ou artificialmente, com as características da barragem e atividades de operação da mesma (BEGHELLI et al., 2015).

A aplicação dos índices FE, PLI e RI indicaram que o Reservatório Broa não apresenta enriquecimento, grau de poluição e risco ecológico por metais significativo, respectivamente. Os valores de RI foram os mais baixos em comparação com os valores de referência, no qual se identificou, em comparação com outros trabalhos que aplicaram tal índice (GUO et al., 2010; FIORI et al., 2013; MAANAN et al., 2015), que a ausência de determinados elementos na composição do índice pode prejudicar sua acurácia, principalmente se o elemento apresentar alto fator de resposta tóxica, sendo necessário avaliar não somente o resultado do somatório, como também o fator de contaminação para cada elemento individualmente. Considerando os resultados das variáveis físicas e químicas da água e do sedimento, com as respostas dos índices aplicados, pode-se afirmar que a utilização dos índices indicou resposta satisfatória para o corpo d'água.

## 5. Conclusão

O reservatório Broa é continuamente influenciado por contribuições naturais e antrópicas, assim como pontuais e difusas provenientes de atividades de uso e ocupação do solo presentes na bacia. O enriquecimento por nutrientes (PT e NT) foi identificado em ambas as matrizes, oferecendo riscos às comunidades aquáticas. Os dados obtidos das concentrações dos elementos conservativos e metais indicam que o reservatório apresentou baixas concentrações para a maioria dos elementos quantificados, sendo sua distribuição heterogênea com ausência de tendência de variação clara ao longo do eixo longitudinal ou entre os dois compartimentos identificados. Em resumo, atribui-se a problemática sanitária do reservatório ao alto teor de nutrientes, indicando tendência de

aumento do nível de trofia, e assim, perda de qualidade ambiental, refletida na água e no sedimento. Sendo resultado corroborado por correlação negativa entre a biodisponibilidade dos metais (Ni, Cu e Zn) em sedimento e as variáveis representativas de estado trófico.

Desta maneira, o presente manuscrito avaliou o status de qualidade do ecossistema, considerando a interdependência entre a qualidade da água e do sedimento, indicando que o estado de trofia do reservatório apresenta maior preocupação para a manutenção da qualidade ambiental. Observou-se contaminação do sedimento por nutrientes, por outro lado à poluição por metais é ausente/muito baixa, como foi corroborado pelos índices aplicados.

## 6. Referências Bibliográficas

APHA, American Public Health Association. Standard methods for the examination of water and wastewater. Whashington, 2002.

\_\_\_\_\_. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21st ed., American Water Works Association, *Water Environment Federation*, Washington, DC. 2005.

ARGENTON, E.C. *Limnologia, balneabilidade e impactos ambientais: uma análise temporal e espacial na represa do Lobo (Broa), Itirapina/Brotas – SP*. 2004. 146p. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

BEGHELLI, F.G.S.; ROSA, A.H.; NISHIMURA, P.Y.; MEIRINHO, P.A.; LEONARDI, B.F.; GUIDUCE, F.S.; LOPEZ-DOVAL, J.C.; POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V. Aplicações de sulfato de cobre no reservatório Guarapiranga, SP: distribuição no meio e efeitos sobre a comunidade planctônica. In: POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V.; NISHIMURA, P. H.; CARDOSO-SILVA, S.; LÓPEZ-DOVAL, J. C. (Orgs.). *Ecologia de reservatórios e interfaces*. São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo (IB/USP), 2015. 460 p.

BEGHELLI, F.G.S., FRASCARELI, D., POMPÊO, M.L.M. e MOSCHINI-CARLOS, V. Trophic state evolution over 15 years in a Tropical reservoir with low nitrogen concentrations and cyanobacteria predominance. *Water Air Soil Pollut.*, 2016, 227(3), 95-110. <https://doi.org/10.1007/s11270-016-2795-1>.

BELLINGER, E.G. e SIGEE, D.C. *Freshwater Algae: Identification and use as bioindicators*. 1 ed. Wiley-Blackwell, 2010, 164 p.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente, 1986. *Resolução CONAMA nº 20, de 18 de junho de 1986* [online]. [viewed 02 April 2016]. Available from: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res86/res2086.html>

\_\_\_\_\_. Conselho Nacional de Meio Ambiente, 2004. *Resolução CONAMA nº 344, de 25 de março de 2004* [online]. [viewed 02 March 2017]. Available from: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=445>

\_\_\_\_\_. Conselho Nacional de Meio Ambiente, 2005. *Resolução CONAMA nº 357, de 17 de*

março de 2005 [online]. [viewed 10 October 2017]. Available from: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>

CARDOSO-SILVA, C. *Metais-traço em sedimentos do reservatório Paiva Castro (Mairiporã-São Paulo): histórico por meio da geocronologia do <sup>210</sup>Pb, biodisponibilidade e uma proposta para a gestão dos recursos hídricos*. 2013. 166 f. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2013.

CARDOSO-SILVA, S.; FERREIRA, P.A.L.; MOSCHINI-CARLOS, V.; FIGUEIRA, R.C.L. e POMPEO, M. Temporal and spatial accumulation of heavy metals in the sediments at Paiva Castro Reservoir (São Paulo, Brazil). *Environmental Earth Sciences*, 2016, 75(9), 1-16.

CARDOSO-SILVA, S.; MEIRELLES, S.T.; FRASCARELI, D.; LOPEZ-DOVAL, J.; ROSA, A.H.; POMPEO, M.L.M.; MOSCHINI-CARLOS, V. Metals in superficial sediments of a cascade multisystem reservoir: contamination and potential ecological risk. *Environmental Earth Sciences*, 2017, 76(22), 756

CARVALHO, L.R. de; SANT'ANNA, C.L.; GEMELGO, M. C.P. and AZEVEDO, M.T. de P. Cyanobacterial occurrence and detection of microcystin by planar chromatography in surface water of Billings and Guarapiranga Reservoirs, SP, Brazil. *Rev. Bras. Bot.*, 2007, 30(1), 141-148. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042007000100014>.

CCME, Canadian Council of Ministers of the Environment. Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life—protocol for the derivation of Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life (CCME EPC-98E), 1999, 35 p.

CERVI, E.C.; FERNANDES, F.; MIRANDA, R.B. de; MAUAD, F.F.; MICHALOVICZ, L. e POLETO, C. Geochemical speciation and risk assessment of metals in sediments of the Lobo-Broa Reservoir, Brazil. *Management of Environmental Quality*, 2016, 28(3), 430-443. <https://doi.org/10.1108/MEQ-09-2015-0171>.

CETESB, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo – 2017 [online]. [viewed 01 September 2017]. Available from: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>

CHALAR, G. The use of phytoplankton patterns of diversity for algal bloom management. *Limnologia*, 2009, 39(3), 200-208. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2008.04.001>.

CHAPMAN, P., FAIRBROTHER, A., BROWN, D. A critical evaluation of safety (uncertainty) factors for ecological risk assessment. *Environ. Toxicol. Chem.*, 1998, 17(1), 99–108.

CHAPMAN, P.M.; WANG, F.; ADAMS, W.J. e GREEN, A. Appropriate applications of sediment quality values for metals and metaloids. *Environ. Sci. Technol.*, 1999, 33(22), 3937–3941.

CIRÉS, S. e BALLOT, A. A review of the phylogeny, ecology and toxin production of bloom-forming *Aphanizomenon* spp. and related species within the Nostocales (cyanobacteria). *Harmful Algae*, 2016, 54, 21-43. <http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2015.09.007>.

DELELLO, D. *Composição e Distribuição (espacial e temporal) de Macrófitas Aquáticas no Reservatório do Lobo (Broa), Itirapina/Brotas, SP*. 2008. 160f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

DEVESA-REY, R.; DÍAZ-FIERROS, F.; BARRAL, M.T. Assessment of enrichment factors and grain size influence on the metal distribution in riverbed sediments (Anllóns River, NW Spain). *Environ. Monit. Assess.*, 2011, 179, 371–388.

DI TORO, D.M.; ZARBA, C.S.; HANSEN D.J.; BERRY, W.J.; SWARTZ, R.C.; COWAN, C.E.; PAVLOU, S.P.; ALLEN H.E.; THOMAS N.A.; PAQUIN P.R. Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1991, 10(12), 1541-1583.

ESCOBAR, M.T.L.; SOTTO, L.P.A; JACINTO, G.S.; BENICO, G.A.; DIEGO-McGLONE, M.L.S. e AZANZA, R.V. Eutrophic conditions during the 2010 fish kill in Bolinao and Anda, Pangasinan, Philippines. *Journal of Environmental Science and Management*, 2013, edição especial, 29-35.

ESTEVES, F. de A. *Fundamentos de Limnologia*, 3º ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826 p.

FERNANDES, L.L.; NAYAK, G.N. Geochemical Assessment in a Creek Environment in Mumbai, West Coast of India. *Environmental Forensics*, 2012, 13(1), 45-54.

FIORI, C. da S.; RODRIGUES, A.P. de C.; SANTELLI, R.E.; CORDEIRO, R.C.; CARVALHEIRA, R.G.; ARAÚJO, P.C.; CASTILHOS, Z.C.; BIDONE, E.D. Ecological risk index for aquatic pollution control: a case study of coastal water bodies from the Rio de Janeiro State, southeastern Brazil. *Geochimica Brasiliensis*, 2013, 27(1), 24-36.

FRASCARELI, D. Distribuição espacial, biodisponibilidade e toxicidade de metais em sedimentos superficiais de reservatórios do Estado de São Paulo. 2016, 146 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade Estadual Paulista, 2016.

GUO, W.; LIU, X.; LIU, Z. e LI, G. Pollution and Potential Ecological Risk Evaluation of Heavy Metals in the Sediments around Dongjiang Harbor, Tianjin. *Procedia Environmental Sciences*, 2010, 2(5), 729–736.

HÅKANSON, L. Ecological risk index for aquatic pollution control: a sediment logical approach. *Water Res.*, 1980, 14(8), 975–1001.

HÅKANSON, L.; OSTAPENIA, A.; PARPAROV, A.; HAMBRIGHT, K.D. e BOULION, V.V. Management criteria for lake ecosystems applied to case studies of changes in nutrient loading and climate change. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 2003, 8, 141–155.

HAMMER, Ø., D. *Manual de Referência PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis* [online]. [viewed 20 September 2016]. Available from: <http://folk.uio.no/ohammer/past>

HEIRI, O.; LOTTER, A.F. e LEMCKE, G. Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. *Journal of Paleolimnology*, 2001, 25, 101–110.

HEREDIA AVALOS, S. Experimentos de química recreativa con sulfato de Cobre pentahidratado. *Rev. Eureka. Enseñ. Divul. Cien.*, 2006, 3(3), 467-484.

HOROWITZ A J e ELRICK K A. The relation of stream sediment surface area, grain size and composition to trace element chemistry. *Applied Geochemistry*, 1987, 2(4), 437–451.

HÜBNER, R.; ASTIN, K.B.; HERBERT, J.H. Comparison of sediment quality guidelines (SQGs) for the assessment of metal contamination in marine and estuarine environments. *Journal of Environmental Monitoring*, 2009, 11, 713–722.

KOROLEFF, F. Determination of nutrients. In: GRASSHOFF, K. (Ed.). *Methods of seawater analysis*. Weinheim: Verlag Chemie. 1976, 117-181.

- KUMAZAWA, V.R. *Contribuição ao estabelecimento das tipologias de reservatórios do Estado de São Paulo, conforme Diretiva Quadro da Água (DQA) da comunidade Europeia: uma abordagem geológica e geomorfológica das bacias*. 2017. 113f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Estadual paulista, Sorocaba, 2016.
- LEAL, P.R.; MOSCHINI-CARLOS, V.; LÓPEZ-DOVAL, J.C.; CINTRA, J.P.; YAMAMOTO, J.K.; BITENCOURT, M.D.; SANTOS, R.F.; ABREU, G.C.; POMPÊO, M.L.M. Impact of copper sulfate application at an urban Brazilian reservoir: A geostatistical and ecotoxicological approach. *Science of the Total Environment*, 2018, 618, 621–634.
- LORENZEN, C.J. Determination of chlorophyll and pheo-pigments: Spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.*, 1967, 12(2), 343-346. <https://doi.org/10.4319/lo.1967.12.2.0343>.
- LUZIA, A.P. *Estrutura organizacional do fitoplâncton nos sistemas lóticos e lênticos da bacia do Tietê-Jacaré (UGRHI Tietê-Jacaré) em relação à qualidade da água e estado trófico*. 2009. 169 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2009.
- MAANAN, M.; SADDIK, M.; MAANAN, M.; CHAIBI, M.; ASSOBHEI, O. E ZOURARAH, B. Environmental and ecological risk assessment of heavy metals in sediments of Nador lagoon, Morocco. *Ecological Indicators*, 2015, 48, 616-626.
- MACHADO, L. dos S.; SANTOS, L.G.; LOPEZ-DOVAL, J.C.; POMPÊO, M.L.M., MOSCHINI-CARLOS, V. Fatores ambientais relacionados à ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas no reservatório de Guarapiranga, SP, Brasil. *Rev. Ambient. Água*, 2016, 11(4), 810-818.
- MACKERETH, F.J.H.; HERON, J., TALLING, J.F. e FRESHWATER BIOLOGICAL ASSOCIATION. Water analysis: some revised methods for limnologists. Freshwater Biological Association, Ambleside, *Scientific publication*, 1978.
- 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*, 2008, 8, 284-288.
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.G. Plankton Studies in a Lacustrine Environment. I. Preliminary Data on Zooplankton Ecology of Broa Reservoir. *Oecologia*, 1976, 25(3), 265-270.
- 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. 113f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2011.
- MENDHAM, J.; DENNEY, R.C.; BARNES, J.D.; THOMAS, M.J.K. *Vogel - Análise química quantitativa*. Rio de Janeiro: LCT. 488p. 2002.
- MOTHEO, D.F. *Estudo limnológico na represa Carlos Botelho (Itirapina/Brotas – SP): uma reavaliação comparativa do Sistema Lobo-Broa*. 2005. 114f. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.
- MOSCHINI-CARLOS, V., FREITAS, L. e POMPÊO, M. L. M. Limnological evaluation of water in the Rio Grande and Taquacetuba branches of the Billings Complex (São Paulo, Brazil) and management implications. *Rev. Ambient. Água*, 2010, 5(3), 47-59.
- NASCIMENTO, M.R.L.; MOZETO, A.A. Reference Values for Metals and Metalloids Concentrations in Bottom Sediments of Tietê River Basin, Southeast of Brazil. *Soil and Sediment Contamination*, 2008, 17(3), 269-278.
- OMOE, Ontario Ministry of the Environment. Guidelines for the protection and management of

aquatic sediment quality in Ontario. Ministry of the Environment and Energy, Toronto. 1993, 27 p.

OUYANG, T.P.; ZHU, Z.Y.; KUANG, Y.Q.; HUANG, N.S.; TAN, J.J.; GUO, G.Z.; GU, L.S. e SUN, B. Dissolved trace elements in river water: spatial distribution and the influencing factor, a study for the Pearl River delta Economic zone, China. *Environ. Geol.*, 2006, 49, 733-742.

PAERL, H.W. e OTTEN, T.G. Harmful Cyanobacterial Blooms: Causes, Consequences, and Controls. *Microb. Ecol.*, 2013, 65(4), 995-1010. <https://doi.org/10.1007/s00248-012-0159-y>.

PERIOTTO, N.A. *Serviços Ecossistêmicos do reservatório da UHE Carlos Botelho (Lobo-Broa): Uma nova abordagem para o gerenciamento e planejamento dos múltiplos usos de represas*. 2011. 60f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade federal de São Carlos, São Carlos, 2011.

PERIOTTO, N.A. e TUNDISI, J.G. Ecosystem Services of UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa): a new approach for management and planning of dams multiple-uses. *Braz. J. Biol.*, 2013, 73(3), 471-482. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842013000300003>.

POMPÊO, M. e MOSCHINI-CARLOS, V. *Macrófitas aquáticas e perifiton: aspectos ecológicos e metodológicos*. São Carlos: RIMA, 2003.

POMPÊO, M., PADIAL, P.R., MARIANI, C.F., CARDOSO-SILVA, S., MOSCHINI-CARLOS, V., DA SILVA, D.C.V.R., DE PAIVA, T.C.B; BRANDIMARTE, A.L. Biodisponibilidade de metais no sedimento de um reservatório tropical urbano (reservatório Guarapiranga–São Paulo (SP), Brasil: há toxicidade potencial e heterogeneidade espacial?. *Geochimica Brasiliensis*, 2013, 27(2), 104-119.

POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V.; NISHIMURA, P.Y.; SILVA, S.C. da, e LOPEZ-DOVAL, J.C. L. *Ecologia de Reservatórios e Interfaces*. São Paulo: Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 2015.

POMPÊO, M. *Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios tropicais brasileiros*. São Paulo: Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 2017.

ROCHA, C. H. B. e DE AZEVEDO, L. P. Avaliação da presença de metais pesados nas águas superficiais da Bacia do Córrego São Mateus, Juiz de Fora (MG), Brasil. *Revista Espinhaço | UFVJM*, 2017, 33-44.

SANT'ANNA, C.L.; AZEVEDO, M.T. de P.; WERNER, V.R.; DOGO, C.R.; RIOS, F.R. e CARVALHO, L.R. de. Review of toxic species of Cyanobacteria in Brazil. *Algol. Stud.*, 2008, 126(1), 251-265.

SÃO PAULO. *Decreto no 10.755 de 22 de novembro de 1977* [online]. [viewed 30 November 2017]. Available from: [http://www.sigrh.sp.gov.br/arquivos/enquadramento/Dec\\_Est\\_10755.pdf](http://www.sigrh.sp.gov.br/arquivos/enquadramento/Dec_Est_10755.pdf)

STRICKLAND, J.D.H. e PARSONS, T.R. A manual of sea water analysis. *Bull. Fish. Res. Bel. Can.*, 1960, 25, 1-185.

SOARES, W.A.A. Estudo da distribuição de metais em água, sedimentos e organismos aquáticos de rios e reservatórios pertencentes à Rede de Monitoramento da Qualidade dos Sedimentos do Estado de São Paulo, Brasil. 2012. 178p. Dissertação (Mestrado em Ciências) Universidade de São Paulo, SP, Brasil. 2012.

SUTHERLAND, R.A. Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environmental geology*, 2000, 39(6): 611-627.

THORNTON, K.W.; KIMMEL, L.B. e FONEST, E.P. *Reservoir Limnology: ecological perspectives*. New York, John Wiley, 1990.

TOMLINSON, D.J.; WILSON, J.G.; HARRIS, C.R.; JEFFREY, D.W. Problems in the assessment of heavy metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgoland Mar. Res.*, 1980, 33(1-4):566-575.

TUNDISI, J.G., MATSUMURA-TUNDISI, T. e RODRIGUES, S.L. *Gerenciamento e Recuperação das Bacias Hidrográficas dos Rios Itaquerí e do Lobo e da UHE Carlos Botelho (Lobo-Broa)*, IIE/IEGA, São Carlos, 2003, 72 p.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ARANTES JUNIOR, J.D.; TUNDISI, J.E.M.; MANZINI, N.F. e DUCROT, R. The response of Carlos Botelho (Lobo, Broa) reservoir to the passage of cold fronts as reflected by physical, chemical, and biological variables. *Braz. J. Biol.*, 2004, 64(1), 177-186. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842004000100020>.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; PARESCHI, D.C.; LUZIA, A.P.; HAELING, P.H.V. e FROLLINI, E.H. A bacia hidrográfica do Tietê/Jacaré: estudo de caso em pesquisa e gerenciamento. *Estudos avançados*, 2008, 22(63), 159-172.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.E.M.; BLANCO, F.P.; ABE, D.S.; CONTRI CAMPANELLI, L.; SIDAGIS GALLI, G.; SILVA, V.T. and LIMA, C.P.P. A bloom of cyanobacteria (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa) reservoir: a consequence of global change?. *Braz. J. Biol.*, 2015, 75(2), 507-508. <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.24914>.

TUNDISI, J.G. e MATSUMURA-TUNDISI, T. The ecology of UHE Carlos Botelho (Lobo-Broa Reservoir) and its watershed, São Paulo, Brazil. *Freshw. Rev.*, 2014, 6(2), 75-91. <https://doi.org/10.1608/FRJ-6.2.727>.

\_\_\_\_\_. Integrating ecohydrology, water management, and watershed economy: case studies from Brazil. *Ecohydrol. Hydrobiol.*, 2016, 16(2), 83-91. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2016.03.006>.

US EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, Method 3005A. Acid digestion of waters for total recoverable or Dissolved metals for analysis by FLAA or ICP spectroscopy. 1992, 5 p.

US EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Method 3050B. Acid digestion of sediments, sludges and soil, 1996, 12 p.

VALDERRAMA, J.C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorous in natural waters. *Mar Chem.*, 1981, 10, 109-222. [https://doi.org/10.1016/0304-4203\(81\)90027-X](https://doi.org/10.1016/0304-4203(81)90027-X).

VICENTIN, A.M.; RODRIGUES, E.H.C.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M.L.M. Ecological status evaluation of Carlos Botelho (Lobo/Broa) reservoir, São Paulo, using Evenness Index to phytoplankton community. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2018, 30.

YU, R; YUAN, X.; ZHAO, Y.; HU, G.; TU, X. Heavy metal pollution in intertidal sediments from Quanzhou Bay, China. *Journal of Environmental Sciences*, 2008, 20(6), 664-669.

ZHANG, R.; WU, F.; LIU, C.; FU, P.; LI, W.; WANG, L.; LIAO, H. e GUO, J. Characteristics of organic phosphorus fractions in different trophic sediments of lakes from the middle and lower reaches of Yangtze River region and Southwestern Plateau, China. *Environ. Pollut.*, 2008, 152(2), 366-372.

## CONCLUSÕES

---

- As variáveis limnológicas em comparação com a Resolução CONAMA 357/05 indicaram que as concentrações de oxigênio dissolvido, nitrogênio total, concentração de clorofila-a, densidade de cianobactérias e concentração de cobre estão em não conformidade com as condições e padrões para corpos d'água enquadrados como classe 2;
- A tendência de eutrofia do reservatório foi considerada uma realidade, apesar do registro de mesotrofia, visto influência do rio Itaqueri, associado ao descarte de efluente provenientes de Itirapina e do Córrego Água Branca, assim como as demais atividades potencialmente poluidoras da bacia;
- O aporte de nutrientes é evidenciado pela alta produção primária, no qual há baixos teores de nutrientes em água (com exceção do NT), porém alta densidade fitoplanctônica. Demonstrando que o desenvolvimento da comunidade não foi limitado por nutrientes. Corroborado pelo alto teor de fósforo e nitrogênio em sedimento, confirmando a atuação desta matriz como sumidouro de poluentes;
- O enriquecimento do reservatório contribuiu com a ocorrência de *blooms* algais. As florações indicam aumento de densidade e biomassa algal, ocorrendo em um espaço de tempo curto, o que contribui para uma degradação e decomposição igualmente rápida, refletida nas variáveis limnológicas;
- A classificação da qualidade da água do reservatório Broa em relação à aplicação do *Evenness* E<sub>2</sub> resultou em qualidade “ruim” em todos os pontos amostrais, evidenciando comprometimento da qualidade da água do reservatório Broa;
- Constatou-se que as características ecológicas descritoras da comunidade (riqueza, densidade, biomassa e GFs) respondem ao estado de trofia, evidenciando um ambiente com problemas sanitários;
- A comunidade fitoplanctônica no reservatório Broa foi dominada em todos os pontos estudados por Cyanophyceae, principalmente *Aphanizomenon gracile*. Sendo que tal predomínio esteve relacionado à disponibilidade de luz e nutrientes, regido pela estrutura física do corpo d'água;
- Houve destaque das cianobactérias na estrutura da comunidade em relação à densidade, biomassa e espécies descritoras a partir dos grupos funcionais H1, K, Lm e Sn. O destaque do grupamento H1 e de espécies descritoras com potencial tóxico

reforça necessidade de monitoramento constante;

- As concentrações dos elementos conservativos e metais foram classificadas como “ausente/muito baixa” para a maioria dos elementos quantificados, como corroborado pelos valores de referência utilizados e aos índices de enriquecimento (FE), grau de poluição (PLI) e risco ecológico (RI) para metais em sedimento;
- As análises estatísticas derivadas dos três artigos indicaram que não há heterogeneidade significativa estatisticamente, considerando três zonas teóricas esperadas (rio, centro e barragem), mas que houve compartimentalização dos pontos amostrais com formação de duas zonas principais (rio e barragem), indicando supressão de zona intermediária;
- Tais resultados físicos, químicos e biológicos respaldam evidências de que o reservatório Carlos Botelho está passando por processo de enriquecimento, com potencial comprometimento dos múltiplos usos do ecossistema.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGOSTINHO, A.A.; PELICICE, F.M. e GOMES, L.C. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries, *Braz. J. Biol.*, 2008, 68(4),1119-1132.
- AGOSTINHO, A.A.; BONECKER, C.C.; RODRIGUES, L.; GOMES, L.C. e THOMAZ, S.M. Biodiversity and conservation. *Brazilian Journal of Biology*, 2009, 69(2), 459-755.
- AMERICAN RIVERS; FRIENDS OF THE EARTH e TROUT UNLIMITED. *The Ecology of Dam removal – A summary of Benefits and impacts*. Washigton, DC – EUA – American Rivers, 2002.
- ARGENTON, E.C. *Limnologia, balneabilidade e impactos ambientais: uma análise temporal e espacial na represa do Lobo (Broa), Itirapina/Brotas – SP*. 2004. 146f. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.
- BEGHELLI, F.G.S.; ROSA, A.H.; NISHIMURA, P.Y.; MEIRINHO, P.A.; LEONARDI, B.F.; GUIDUCE, F.S.; LOPEZ-DOVAL, J.C.; POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V. Aplicações de sulfato de cobre no reservatório Guarapiranga, SP: distribuição no meio e efeitos sobre a comunidade planctônica. In: POMPÊO, M.; MOSCHINI- CARLOS, V.; NISHIMURA, P. H.; CARDOSO-SILVA, S.; LÓPEZ-DOVAL, J. C. (Orgs.). *Ecologia de reservatórios e interfaces*. São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo (IB/USP), 2015. 460 p.
- BEDNAREK, A.T. Undamming rivers: a review of the ecological impacts of dam removal. *Environmental Management*, 2001, 27(6), 803–814.
- BELLINGER, E.G. e SIGEE, D.C. *Freshwater Algae: Identification and use as bioindicators*. 1 ed. Wiley-Blackwell, 2010, 164 p.
- BICUDO, C.E. M. & BICUDO, D. C. *Amostragem em Limnologia*. São Carlos: RiMa, 2004. 346 p.
- BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente, 2005. *Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005* [online]. [viewed 10 October 2017]. Available from: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>
- CALIJURI, M.C. *Respostas fisioecológicas da comunidade fitoplanctônica e fatores ecológicos em ecossistemas em diferentes estágios de eutrofização*. 1988. 293f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 1988.
- CALIJURI, M.C. & TUNDISI, J.G. (1990). Limnologia comparada das represas do Lobo (Broa) e Barra Bonita, Estado de São Paulo: mecanismos de funcionamento e bases para o gerenciamento. *Revista Brasileira de Biologia*, 50(4), 893-913.
- CBH-TJ. COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DO TIETÊ-JACARÉ. Relatório de Situação 2016. Disponível em: < <http://www.sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents//CBH-TJ/11832/2016-12-12-relatorio-situacao-ugrhi13.pdf>>. Acesso em: 12, dez., 2018.
- CCME, Canadian Council of Ministers of the Environment. Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life—protocol for the derivation of Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life (CCME EPC-98E), 1999, 35 p.
- CETESB, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Norma Técnica L5. 303: *Fitoplâncton de água doce: métodos qualitativo e quantitativo*. São Paulo, 2012.

\_\_\_\_\_. Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo – 2017 [online]. [viewed 01 September 2017]. Available from: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>

CHALAR, G. e TUNDISI, J.G. Main processes in the water column determined by wind and rainfall at Lobo (Broa) reservoir. Implications for phosphorus cycling. In: TUNDISI, J.G. & STRAŠKRÁBA, M. (eds) Theoretical reservoir ecology and its applications. Backhuys Publishers, 53-65, 1999.

CHAPMAN, P., FAIRBROTHER, A., BROWN, D. A critical evaluation of safety (uncertainty) factors for ecological risk assessment. *Environ. Toxicol. Chem.*, 1998, 17(1), 99–108.

CIRÉS, S. e BALLOT, A. A review of the phylogeny, ecology and toxin production of bloom-forming *Aphanizomenon* spp. and related species within the Nostocales (cyanobacteria). *Harmful Algae*, 2016, 54, 21-43. <http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2015.09.007>.

DELELLO, D. *Composição e Distribuição (espacial e temporal) de Macrófitas Aquáticas no Reservatório do Lobo (Broa), Itirapina/Brotas, SP*. 2008. 160f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

DOS SANTOS, A.C.A. *Heterogeneidade espacial e variabilidade temporal de dois reservatórios com diferentes graus de trofia, no Estado de São Paulo*. 2003. 225f. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental. Departamento de Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo.

ESCOBAR, M.T.L.; SOTTO, L.P.A.; JACINTO, G.S.; BENICO, G.A.; DIEGO-McGLONE, M.L.S. e AZANZA, R.V. Eutrophic conditions during the 2010 fish kill in Bolinao and Anda, Pangasinan, Philippines. *Journal of Environmental Science and Management*, 2013, edição especial, 29-35.

ESTEVES, F. de A. *Fundamentos de Limnologia*, 3º ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826 p.

EC- European Commission. *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. 2000.

FERNANDES, L.L.; NAYAK, G.N. Geochemical Assessment in a Creek Environment in Mumbai, West Coast of India. *Environmental Forensics*, 2012, 13(1), 45-54.

FRASCARELI, D. Distribuição espacial, biodisponibilidade e toxicidade de metais em sedimentos superficiais de reservatórios do Estado de São Paulo. 2016, 146 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade Estadual Paulista, 2016.

GEMELGO, M.C.P., MUCCI, J. L.N. e NAVAS-PEREIRA, D. Population dynamics: seasonal variation of phytoplankton functional groups in Brazilian reservoirs (Billings and Guarapiranga, São Paulo). *Braz. J. Biol.*, São Paulo, 69(4): 1001-1013, nov., 2009.

HEINZ CENTER. 2002. Dam removal: science and decision making. In: *The Heinz Center for Science, Economics, and the Environment*. Washington DC, 2002.

HENRY, R.; CARAMASCHI, E.M.P.; TUNDISI, J.G. Preliminary results of survey of ecological factors in shallow tropical reservoir. *Revista brasileira de biología*, 1978, 38(1), 171-175.

LANARI, M. de O.; COUTINHO, R. Biodiversidade e funcionamento de ecossistemas: síntese

de um paradigma e sua expansão em ambientes marinhos. *Oecologia Australis*, 2010, 14(4), 959-988.

LEAL, P.R.; MOSCHINI-CARLOS, V.; LÓPEZ-DOVAL, J.C.; CINTRA, J.P.; YAMAMOTO, J.K.; BITENCOURT, M.D.; SANTOS, R.F.; ABREU, G.C.; POMPÊO, M.L.M. Impact of copper sulfate application at an urban Brazilian reservoir: A geostatistical and ecotoxicological approach. *Science of the Total Environment*, 2018, 618, 621–634.

LEWIS, M. A. Use of freshwater plants for phytotoxicity testing: a review. *Environmental Pollution*, 1995, 87(3), 319-336.

LUZIA, A.P. *Estrutura organizacional do fitoplâncton nos sistemas lóticos e lênticos da bacia do Tietê-Jacaré (UGRHI Tietê-Jacaré) em relação à qualidade da água e estado trófico*. 2009. 169 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2009.

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*, 2008, 8, 284-288.

MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.G. Plankton Studies in a Lacustrine Environment. I. Preliminary Data on Zooplankton Ecology of Broa Reservoir. *Oecologia*, 1976, 25(3), 265-270.

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. 113f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2011.

MILLER, R. J.; Bennett, S.; KELLER, A. A.; PEASE, S.; LENIHAN, H. S. TiO<sub>2</sub> Phototoxic to Marine Phytoplankton. *PLoS ONE*, 2012, 7(1).

MILLER, R. J.; MULLER, E. B.; COLE, B.; MARTIN, T.; NISBET, R.; BIELMYER-FRASER, G. K.; JARVIS, T. A.; KELLER, A. A.; CHERR, G.; LENIHAN, H. S. Photosynthetic efficiency predicts toxic effects of metal nanomaterials in phytoplankton. *Aquatic Toxicology*, 2017, 183, 85–93.

MOTHEO, D. F. *Estudo limnológico na represa Carlos Botelho (Itirapina/Brotas – SP): uma reavaliação comparativa do Sistema Lobo-Broa*. 2005. 114f. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

NASCIMENTO, M.R.L.; MOZETO, A.A. Reference Values for Metals and Metalloids Concentrations in Bottom Sediments of Tietê River Basin, Southeast of Brazil. *Soil and Sediment Contamination*, 2008, 17(3), 269-278.

NRIAGO, J.O.; PACYNA, J.M. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature*, 1988, 333, 134–140.

NOGUEIRA, M. G.; MATSUMURA - TUNDISI, T. Limnologia de um sistema artificial raso (represa no Monjolinho – São Carlos, SP). Dinâmica das populações planctônicas. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 1996, 8(L49-I), 68-149.

OLIVEIRA, M.D.; CALIJURI, M.C. Structure of the phytoplankton community in the Lobo Reservoir (SP): a comparison among the different compartments of the reservoir: rivers, transition areas and reservoir. *An. Acad. Bras. Ci.* 1995, 67(5), 369-379.

OUYANG, T.P.; ZHU, Z.Y.; KUANG, Y.Q.; HUANG, N.S.; TAN, J.J.; GUO, G.Z.; GU, L.S. e

SUN, B. Dissolved trace elements in river water: spatial distribution and the influencing factor, a study for the Pearl River delta Economic zone, China. *Environ. Geol.*, 2006, 49, 733-742.

PERIOTTO, N.A.; TUNDISI, J.G. Ecosystem Services of UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa): a new approach for management and planning of dams multiple-uses. *Braz. J. Biol.*, 2013, 73(3), 471-482. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842013000300003>.

POMPÊO, M. L. M., et al. Heterogeneidade espacial do fitoplâncton no reservatório de Boa Esperança (Maranhão – Piauí, Brasil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 1998, 10(2), 101-103.

POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V.; NISHIMURA, P.Y.; SILVA, S.C. da, e LOPEZ-DOVAL, J.C. L. *Ecologia de Reservatórios e Interfaces*. São Paulo: Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 2015.

POMPÊO, M. *Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios tropicais brasileiros*. São Paulo: Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 2017.

ROCHA, O.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; SAMPAIO, E. V. Phytoplankton and zooplankton community structure and production as related to trophic state in some Brazilian lakes and reservoirs. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 1997, 26(2), 599-604.

ROCHA, C. H. B. e DE AZEVEDO, L. P. Avaliação da presença de metais pesados nas águas superficiais da Bacia do Córrego São Mateus, Juiz de Fora (MG), Brasil. *Revista Espinhaço | UFVJM*, 2017, 33-44.

SANT'ANNA, Célia L et al. *Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras*. Interciência; São Paulo: Sociedade Brasileira de Ficologia, 2006. 58 p.

SANT'ANNA, C.L.; AZEVEDO, M.T. de P.; WERNER, V.R.; DOGO, C.R.; RIOS, F.R. e CARVALHO, L.R. de. Review of toxic species of Cyanobacteria in Brazil. *Algol. Stud.*, 2008, 126(1), 251-265.

SÃO PAULO. *Decreto no 10.755 de 22 de novembro de 1977* [online]. [viewed 30 November 2017]. Available from: [http://www.sigrh.sp.gov.br/arquivos/enquadramento/Dec\\_Est\\_10755.pdf](http://www.sigrh.sp.gov.br/arquivos/enquadramento/Dec_Est_10755.pdf)

SEBASTIEN, N.Y. *Fenômenos Climatológicos e hidrológicos e sua repercussão sobre a limnologia dos reservatórios de Barra Bonita – SP, Carlos Botelho (Lobo-Broa) – SP e Tucuruí – PA- BRASIL*. 2004. 183f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

SHAFIE, N.A.; ARIS, A.Z.; ZAKARIA, M.P.; HARIS, H.; LIM, W.Y. e ISA, N.M. Application of geoaccumulation index and enrichment factors on the assessment of heavy metal pollution in the sediments. *Journal of Environmental Science and Health*, 2013, 48, 182–190.

SMITH, S. C. F.; MEINERS, S. J.; HASTINGS, R. P.; THOMAS, T.; COLOMBO, R. E. Low-Head Dam Impacts on Habitat and the Functional Composition of Fish Communities. *River Research and Applications*, 2017, 33(5), 680-689.

SOUZA, D. A. *Bacia do ribeirão do Lobo: bases ecológicas para o desenvolvimento regional, manejo e conservação*. 1993. 158 f. *Dissertação* (Mestrado) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 1993.

STRAŠKRABA, M., TUNDISI, J.G. *Gerenciamento da qualidade da água de represas. Diretrizes para o gerenciamento de lagos*. São Carlos: ILEC/IEE; v.9. 2000.

STRAŠKRABA, M.; TUNDISI, J.G. *Gerenciamento da qualidade da água de represas*. São Carlos, ILEC / IEE., 2013, 183-193, 3 ed.

THORNTON, K.W.; KIMMEL, L.B. e FONEST, E.P. *Reservoir Limnology: ecological perspectives*. New York, John Wiley, 1990.

TUNDISI, J.G, TUNDISI, T.M., STRIXINO, G., MARINS, M.A. & MATTOS, E.P. 1972. Estudos ecológicos na reservatório do Broa.vol I e II. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. SP.

TUNDISI, J. G. Produção primária,“standing stock”, fracionamento do fitoplâncton e fatores ecológicos em ecossistema lacustre artificial (Represa do Broa, São Carlos). Ribeirão Preto, USP, 1977, 409p.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. The ecology of UHE Carlos Botelho (Lobo-Broa Reservoir) and its watershed, São Paulo, Brazil. *Freshw. Rev.*, 2014, 6(2), 75-91. <https://doi.org/10.1608/FRJ-6.2.727>.

\_\_\_\_\_. Integrating ecohydrology, water management, and watershed economy: case studies from Brazil. *Ecohydrol. Hydrobiol.*, 2016, 16(2), 83-91. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2016.03.006>.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.E.M.; BLANCO, F.P.; ABE, D.S.; CONTRI CAMPANELLI, L.; SIDAGIS GALLI, G.; SILVA, V.T. and LIMA, C.P.P. A bloom of cyanobacteria (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa) reservoir: a consequence of global change?. *Braz. J. Biol.*, 2015, 75(2), 507-508. <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.24914>.

VICENTIN, A.M.; RODRIGUES, E.H.C.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M.L.M. Ecological status evaluation of Carlos Botelho (Lobo/Broa) reservoir, São Paulo, using Evenness Index to phytoplankton community. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2018, 30.

YU, R; YUAN, X.; ZHAO, Y.; HU, G.; TU, X. Heavy metal pollution in intertidal sediments from Quanzhou Bay, China. *Journal of Environmental Sciences*, 2008, 20(6), 664–669.

## APÊNDICE

APÊNDICE A: Lista de presença e ausência de espécies do Reservatório Broa segregado por classe taxonômica e ponto amostral.

Espécies	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9
<b>Cyanophyceae</b>									
<i>Anabaena sp.</i>						X			
<i>Aphanizomenon gracile</i> Lemmermann	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> West & G.S.West			X	X	X				
<i>Aphanocapsa elachista</i> West & G.S.West	X	X	X		X	X			
<i>Aphanocapsa incerta</i> (Lemmermann) G.Cronberg & Komárek		X				X			
<i>Coelomoron tropicale</i> P.A.C.Senna, A.C.Peres & Komárek	X								
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Dolichospermum solitarium</i> (Klebahn) Wacklin, L.Hoffmann & Komárek	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Dolichospermum sp.</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Filamentosa desconhecida</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Geitlerinema amphibium</i> (C.Agardh ex Gomont) Anagnostidis				X					
<i>Limnococcus limneticus</i> (Lemmermann) Komárková, Jezberová, O.Komárek & Zapomelová	X		X						
<i>Limnothrix sp.</i>	X	X	X						
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmermann	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Microcrocis pulchella</i> (Buell) Geitler		X				X		X	
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing	X	X	X	X		X	X	X	X
<i>Microcystis sp.</i>	X			X	X	X	X		
<i>Phormidium sp.</i>			X						
<i>Planktolyngbya sp.</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek	X	X	X						
<i>Planktothrix isothrix</i> (Skuja) Komárek & Komárková		X							
<i>Pseudanabaena catenata</i> Lauterborn			X	X	X	X	X	X	X
<i>Pseudanabaena galeata</i> Böcher	X	X	X	X	X	X			
<i>Raphidiopsis sp.</i>	X	X	X	X			X		
<i>Snowella lacustris</i> (Chodat) Komárek & Hindák			X						
<i>Synechocystis aquatilis</i> Sauvageau			X			X	X		
<b>Chlorophyceae</b>									
<i>Ankistrodesmus bibrainus</i> (Reinsch) Korshikov			X						
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Corda) Ralfs			X	X		X		X	X
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i> Corda		X	X		X	X	X	X	
<i>Ankistrodesmus spiralis</i> (W.B.Turner) Lemmermann						X			
<i>Ankistrodesmus stipitatus</i> Komárková-Legnerová	X	X							
<i>Coelastrum reticulatum</i> (P.A.Dangeard) Senn									X
<i>Desmodesmus armatus</i> (Chodat) E.Hegewald (4 chifres)	X	X		X	X	X	X	X	X
<i>Desmodesmus communis</i> (E.Hegewald) E.Hegewald								X	
<i>Desmodesmus denticulatus</i> (Lagerheim) S.S.An, T.Friedl & E.Hegewald	X	X		X			X		
<i>Desmodesmus granulatus</i> (West & G.S.West) Tsarenko	X	X		X	X	X	X	X	X
<i>Desmodesmus intermedius</i> (Chodat) E.Hegewald	X			X		X			
<i>Desmodesmus intermedius var. acutispinus</i> (Roll) E.Hegewald			X		X				

<i>Desmodesmus lunatus</i> (West & G.S.West) E.Hegewald	X	X							
<i>Desmodesmus opoliensis</i> (P. Richter) Hegewald								X	X
<i>Eutetramorus</i> sp	X		X						
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Korshikov) Hindák	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Monoraphidium circinale</i> (Nygaard) Nygaard				X					
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková-Legnerová	X	X	X					X	X
<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berkeley) Komárková-Legnerová	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Monoraphidium minutum</i> (Nägeli) Komárková-Legnerová				X	X	X	X		X
<i>Pediastrum tetras</i> (Ehrenberg) Ralfs	X	X			X				X
<i>Pediastrum tetras</i> var. <i>tetraodon</i> (Corda) Hansgirg	X	X			X			X	X
<i>Raphidocelis contorta</i> (Schmidle) Marvan, Komárek & Comas	X	X			X	X	X	X	X
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerheim) Chodat	X								X
<i>Scenedesmus bernardii</i> G.M.Smith									X
<i>Scenedesmus denticulatus</i> Lagerheim							X		
<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehrenberg) Chodat	X		X	X	X	X	X	X	X
<i>Scenedesmus indicus</i> Philipose ex Hegewald, Engelberg & Paschma		X	X						
<i>Scenedesmus linearis</i> Komárek						X		X	X
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turpin) Brébisson	X			X	X	X	X	X	X
<i>Sphaerocystis</i> sp									X
<i>Tetrallantos lagerheimii</i> Teiling	X	X		X	X				
<i>Tetrastrum triangulare</i> (Chodat) Komárek	X		X						
<i>Treubaria crassispina</i> G.M.Smith	X								
<i>Westella botryoides</i> (West) De Wildeman	X	X							
<b>Cryptophyceae</b>									
<i>Cryptomonas brasiliensis</i> A. Castro, C.Bicudo & D.Bicudo	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Cryptomonas erosa</i> Ehrenberg	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Cryptomonas obovata</i> Czosnowski, nom. illeg.		X	X	X		X	X	X	X
<b>Coscinodiscophyceae</b>									
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen	X	X	X		X	X			
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen var. <i>granulata</i>				X				X	X
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (Otto Müller) Simonsen	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<b>Bacillariophyceae</b>									
<i>Brachysira microcephala</i> (Grunow) Compère				X	X	X			
<i>Cyclotella</i> sp. 1	X			X	X	X	X	X	X
<i>Cyclotella</i> sp. 2				X	X	X	X	X	X
<i>Cymbopleura</i> sp.	X	X							
<i>Discotella</i> sp.				X	X	X	X		
<i>Fragilaria Lyngbye</i>	X								X
<i>Synedra</i> sp.	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<b>Xanthophyceae</b>									
<i>Isthmochloron lobulatum</i> (Nägeli) Skuja	X					X			X
<b>Dinophyceae</b>									
<i>Ceratium furcoides</i> (Levander) Langhans 1925	X	X	X	X		X	X	X	X
<i>Glochidinium platygaster</i> Boltovskoy								X	
<i>Peridinium</i> sp.						X			

<b>Trebouxiophyceae</b>	
<i>Crucigenia</i> sp.	X X X X
<i>Dicloster acuatatus</i> C.-C.Jao, Y.S.Wei & H.C.Hu	X X X
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> Nägeli	X X X X X X X
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> H.C.Wood	X X
<i>Dictyosphaerium sphagnale</i> Hindák	X X
<i>Eremosphaera</i> De Bary, 1858	X X X
<i>Oocystis lacustris</i> Chodat	X
<i>Oocystis marssonii</i> Lemmermann	X X X
<i>Oocystis</i> sp.	X
<i>Oocystis taiioensis</i> Komárek	X X X X X X X X
<b>Euglenophyceae</b>	
<i>Trachelomonas hirta</i> A.M.Cunha	X
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> (Skvortzov) P.Bourrelly	X X X X
<b>Zygnematophyceae</b>	
<i>Staurastrum margaritaceum</i>	X

## ANEXO

### ANEXO A: Normas de Formatação do Periódico *Acta Limnologica Brasiliensia*:



ISSN 2179-975X versão on-line

ISSN 0102-6712 versão impressa

#### **Escopo e política**

A *Acta Limnologica Brasiliensia* é a revista científica da Associação Brasileira de Limnologia (ABLimno) que publica artigos originais, notas científicas, artigos de revisão e artigos de opinião que contribuem para o desenvolvimento científico da Limnologia.

A revista cobre um amplo espectro, incluindo qualquer tópico relacionado à ecologia de águas continentais de ecossistemas como, rios, lagos, planícies de inundação, áreas alagadas, reservatórios e zonas estuarinas. O escopo da *Acta Limnologica Brasiliensia* engloba todos os aspectos teóricos e aplicados da ecologia aquática continental, manejo e conservação, ecotoxicologia e poluição. Trabalhos taxonômicos podem ser aceitos desde que contenham informação ecológica e distribuição geográfica. Os artigos submetidos à revista devem ser originais e sem submissão simultânea a outro periódico. Os autores assumem a responsabilidade intelectual e legal pelos resultados e pelas considerações apresentadas.

Os manuscritos submetidos são de inteira responsabilidade dos autores, não refletindo a opinião dos Editores da revista. A veracidade das informações e das citações bibliográficas é de responsabilidade exclusiva dos autores. Salientamos que plágio acadêmico em qualquer nível é crime.

Os manuscritos submetidos são inicialmente avaliados quanto à linguagem, apresentação e estilo. Recomenda-se aos pesquisadores que não tenham o inglês como língua nativa que submetam seus manuscritos a um colega que possua esta língua como nativa.

Os autores devem preparar seu manuscrito para submissão seguindo as instruções abaixo. Os manuscritos são avaliados pelo Editor-Chefe que encaminha o manuscrito para dois referees. Os referees enviam seus pareceres ao Editor-Chefe que também emite um parecer com base nos pareceres dos referees. Os três pareceres são enviados para os autores do trabalho. A revista utiliza o procedimento de par cego. Depois do aceite do trabalho, uma prova do artigo é enviada (on-line) para revisão final dos autores.

Existem quatro categorias de contribuição para a Acta Limnologica Brasiliensia:

**1) Artigos originais** (geralmente composto por 25 páginas impressas, incluindo tabelas, figuras e referências). Veja “Forma e preparação de manuscritos” abaixo.

**2) Notas científicas**, contendo entre 2 e 4 páginas, apresentando informação concisa sobre um determinado tópico. A nota deve conter abstract (português e inglês), palavras-chave, (português e inglês) e referências; o restante do trabalho deve conter um texto contínuo.

**3) Artigos de revisão**. Estes artigos devem abordar assunto referente ao escopo da revista e de interesse atual. Estes artigos podem ser submetidos espontaneamente ou ser fruto de convite pelo corpo editorial.

**4) Artigos de opinião**. Estes artigos devem abordar a discussão acadêmica de um tema relevante para o escopo da revista. O artigo de opinião deve conter até 3000 palavras e expressar pontos de vista sobre questões teóricas, metodológicas ou assuntos atuais em limnologia e devem ser respaldados e fundamentados por elementos bibliográficos. Ao critério da Comissão Editorial, a revista poderá publicar respostas ou considerações de outros pesquisadores estimulando a discussão sobre o tema. As opiniões expressas nos Artigos de Opinião são de inteira responsabilidade do(s) autor(es).

### **Forma e preparação de manuscritos**

Os manuscritos submetidos para a Acta Limnologica Brasiliensia devem ser originais e não submetidos à outra revista científica. A submissão deve se feita em um arquivo único através do Sistema SciELO de Publicação no link da revista: <http://submission.scielo.br/index.php/alb/index>. Os manuscritos devem ser redigidos na língua inglesa com um abstract em português. Recomendamos fortemente que os autores que não tenham o inglês como língua nativa que submetam seu manuscrito à pessoa nativa na língua inglesa antes da submissão.

#### ***Texto***

O texto deve seguir a seguinte ordem. Primeira página: título em inglês (em negrito) e em português, nome completo dos autores (p. ex. Antonio Fernando Monteiro Camargo), afiliação, endereço e endereço de e-mail de todos os autores. Cada autor deve ser identificado por um número sobrescrito. Segunda página: Resumo (em inglês e português) e palavras-chave. Terceira página e páginas subsequentes: texto do artigo (Introdução, Materiais e Métodos, Resultados, Discussão, Agradecimentos e Referências). A seguinte informação deve ser colocada no texto acompanhando todas as espécies citadas no texto: a) zoologia, o nome do autor e a data da descrição devem ser informados na primeira vez que a espécie for citada no texto; e b) botânica, apenas o nome do autor que descreveu a espécie deve ser informado na primeira vez que a espécie for citada no texto.

#### ***Resumo***

O resumo deve conter entre 250 e 300 palavras e ser estruturado da seguinte maneira:

Objetivo, Métodos, Resultados e Conclusões. Os tópicos devem ser destacados em negrito. Entre 4 e 5 palavras-chave devem ser informadas e devem ser distintas daquelas utilizadas no título.

### ***Tabelas e Figuras***

As tabelas e figuras devem ser numeradas consecutivamente utilizando numerais arábicos (Tabela 1, 2, 3, etc. e Figura 1, 2, 3, etc.). Na primeira versão, as tabelas e figuras devem ser inseridas no corpo do texto conforme forem citadas. Na versão final, as tabelas e figuras devem estar inseridas após as referências. As figuras devem estar em boa resolução (300 DPI ou mais). Fotografias e figuras coloridas poderão ser incluídas na versão eletrônica. Todas as tabelas e figuras devem ser indicadas no texto.

### ***Unidades e Símbolos***

Use o sistema internacional de unidades (SI), separando as unidades do valor com um espaço (com exceção de porcentagens); use abreviações quando possível. Para unidades compostas use exponencial e não barra (Ex. mg.dia-1, e não mg/dia, Xmol.min-1 e não Xmol/min).

### ***Material Suplementar***

A inclusão de material suplementar é permitida na versão eletrônica.

### ***Referências***

A citação de teses, dissertações e monografias de graduação, relatórios técnicos e resumos apresentados em congressos devem ser evitadas ao máximo e apenas excepcionalmente e com a anuência dos referees e do Editor Chefe poderão ser utilizadas.

Citação no texto: Use o sistema nome e ano de publicação: Schwarzbold (2009), (Calijuri, 2009), (Santoro & Enrich-Prast, 2010), para mais de dois autores utilize “et al.”. As citações na lista de referências devem seguir as normas ISO 690/2010. Todas as referências citadas no texto devem ser listadas em ordem alfabética em letras maiúsculas de acordo com o primeiro autor. Referências devem ser iniciadas em uma página separada.

Exemplos:

#### ***Revista científica:***

A referência de um trabalho científico deve ser apresentada na seguinte ordem: nome do autor abreviado (sobrenome, iniciais do nome), título do trabalho, nome da revista, ano de publicação, volume, número e número da página inicial e final sem omissão de nenhuma informação relevante.  
ESTEVES, K.E., LÔBO, A.V.P. and HILSDORF, A.W.S. Abiotic features of a river from the Upper Tietê River Basin (SP, Brazil) along an environmental gradient. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2015, 27(2), 228-237.

#### ***Capítulo de livro:***

THOMAZ, S.M. and ESTEVES, F.A. Comunidade de macrófitas aquáticas. In: ESTEVES, F.A., ed. *Fundamentos de limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência, 2011, pp. 461-518. 3 ed.

*Livro:*

TUNDISI, J.G. and MATSUMURA-TUNDISI, T. *Limnologia*. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

Separata:

Uma cópia impressa do número que contém o artigo publicado será encaminhada ao primeiro autor do artigo.

### **Envio de manuscritos**

Os manuscritos confeccionados segundo as instruções acima devem ser enviados em arquivo do Word for Windows através do Sistema SciELO de Publicação (<http://submission.scielo.br/index.php/alb/index>). A ABLimno não cobra nenhuma taxa para submissão e avaliação de manuscritos. A submissão de manuscritos através do Sistema SciELO de Publicação deverá ser realizada a partir de 04 de janeiro de 2016. Submissões anteriores a esta data deverão ser realizadas através do e-mail [actalimno@gmail.com](mailto:actalimno@gmail.com). A partir de 04 de janeiro de 2016, toda a tramitação de avaliação dos manuscritos (entre autor, editor e revisores) submetidos através do Sistema SciELO de Publicação será feita via Sistema. do Sistema SciELO de Publicação será feita via Sistema.