

VITÓRIA KELLE VEIRA DE MELO

**ESTRUTURA E DINÂMICA DO FITOPLÂNCTON NO RESERVATÓRIO
GUARAPIRANGA (SÃO PAULO, SP)**

Sorocaba
2021

VITÓRIA KELLE VIEIRA DE MELO

**ESTRUTURA E DINÂMICA DO FITOPLÂNTON NO RESERVATÓRIO
GUARAPIRANGA (SÃO PAULO, SP)**

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

Orientadora: Profa. Dra. Viviane Moschini Carlos
Coorientadora: Profa. Dra. Jascieli Carla Bortolin

Sorocaba
2021

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em
ciências ambientais
unesp
Sorocaba

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca da Unesp
Instituto de Ciência e Tecnologia – Câmpus de Sorocaba

M528e

Melo, Vitoria Kelle Vieira de

Estrutura e dinâmica do fitoplâncton no reservatório Guarapiranga
(São Paulo, SP) / Vitoria Kelle Vieira de Melo. -- Sorocaba, 2022
90 f.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp),
Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba

Orientadora: Viviane Moschini-Carlos

Coorientadora: Jascieli Carla Bortolin

1. Fitoplâncton. 2. Cianobactérias. 3. Variáveis Físicas, Químicas e
Biológicas. 4. Eutrofização. 5. Reservatório Urbano. 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

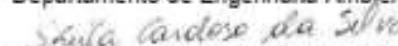
TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: Estrutura e dinâmica do fitoplâncton no Reservatório de Guarapiranga (São Paulo, SP)

AUTORA: VITORIA KELLE VIEIRA DE MELO
ORIENTADORA: VIVIANE MOSCHINI CARLOS
COORDINADORA: JASCIELI CARLA BORTOLINI

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

A handwritten signature in blue ink, appearing to read "Viviane Moschini Carlos".

Prof. Dr. VIVIANE MOSCHINI CARLOS (Participação por Parecer Circunstanciado)
Departamento de Engenharia Ambiental / Unesp Instituto de Ciência e Tecnologia de Sorocaba

A handwritten signature in blue ink, appearing to read "Sheila Cardoso da Silva".

Dr.ª SHEILA CARDOSO DA SILVA (Participação por Parecer Circunstanciado)
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais / Universidade Federal do Acre (UFAC)

A handwritten signature in blue ink, appearing to read "Eduardo Henrique Costa Rodrigues".

Prof. Dr. EDUARDO HENRIQUE COSTA RODRIGUES (Participação por Parecer Circunstanciado)
Universidade Ceuma (UNICEUMA)

Sorocaba, 13 de dezembro de 2021

AGRADECIMENTOS

Agradeço minha orientadora Viviane e coorientadora Jascieli pela paciência, disponibilidade, e orientação. Obrigada pelos aprendizados que me possibilitaram construir.

Agradeço Profa. Dra. Roseli Benassi, coordenadora do projeto intitulado "Relação entre variáveis limnológicas (abióticas e bióticas) e sazonalidade nos fluxos dos gases CH₄ e CO₂ em regiões fluviais das represas Billings e Guarapiranga (São Paulo - SP), processos 2017/10355-1 e 2016/17266-1 e toda sua equipe pela coleta e fornecimento das amostras de fitoplâncton e dos dados abióticos, assim bem como ao prof. Dr. Marcelo Pompêo (IB-USP), que deram todo o suporte nos procedimentos de coleta das amostras que utilizei nesta pesquisa.

Agradeço as colegas de laboratório Leila, Keith e Felícia pelos momentos de descontrações que tornaram todo o processo mais leve, e também pelas inúmeras conversas, contribuições e auxílio nas análises em laboratório, principalmente a Leila pelos auxílios no uso de toda metodologia de trabalho com fitoplâncton e análise de cianotoxina. Sua solicitude contribuiu imensamente para toda construção desse trabalho.

Agradeço ao programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais da UNESP Sorocaba, aos colegas, professores, coordenadores, e colaboradores que fizeram parte desta etapa da minha vida, especialmente minha amiga Tati, que me ajudou a amenizar a distância e criar vínculos afetivos em uma cidade nova. Sinto orgulho de ter feito parte do time da UNESP.

Agradeço a minha família, que mesmo a distância estiveram presente a todo momento. Sempre foram a motivação que tenho para buscar cada vez mais, especialmente minha mãe e mainha, que são exemplos de mulheres e merecem o mundo. Tudo é por vocês! Agradeço também meus amigos, que participaram de toda essa árdua etapa me dando força e apoio sempre.

Agradeço meu companheiro, amigo e amor Jeveson, que me apoiou em cada passo, me deu força, estímulo e incentivo e esteve comigo nos momentos de choro e dificuldade e também comemorou comigo cada obstáculo vencido. Sem você teria sido muito mais difícil essa fase da minha vida. Obrigada pela parceria sempre.

RESUMO

A água possui múltiplas funções na vida do homem e na manutenção das condições do planeta como o conhecemos. A qualidade da água doce vem diminuindo nas últimas décadas, principalmente devido a fatores antrópicos ligados ao crescimento urbano, ao uso do solo, à poluição e à contaminação dos corpos hídricos. Em reservatórios urbanos o problema é ainda maior devido à carga de esgoto não tratado oriundo de fontes pontuais e difusas. O fitoplâncton é sensível a alterações físicas, químicas e biológicas da água, portanto, pode ser utilizado como bioindicador. Nesse sentido, essa pesquisa tem como principal objetivo avaliar a interação e resposta da comunidade fitoplanctônica a variáveis físicas, químicas e biológicas da água (período chuvoso e seco) no reservatório Guarapiranga (SP, Brasil). Para tal, foram realizadas coletas de amostras de água em quatro locais distintos, desde a montante à jusante, no ano de 2018. Posteriormente, foram analisadas as variáveis ambientais ortofosfato, carbono total dissolvido, carbono inorgânico dissolvido, carbono orgânico dissolvido, pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, nitrato, amônio, nitrogênio total, demanda bioquímica de oxigênio, Índice de Estado Trófico (IET) e também a concentração de microcistina. Foi realizada uma Análise de Componentes Principais (ACP) para avaliar a relação do conjunto dessas variáveis na qualidade da água. Quanto às comunidades fitoplanctônicas, as análises estatísticas realizadas foram: Análise de Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), Análise de Similaridades (ANOSIM), Análise de Porcentagem de Dissimilaridade (SIMPER), Análise de Agrupamento Cluster e Análise de Correspondência Canônica. Os dois primeiros eixos da ACP realizada para o período chuvoso explicaram 70,37% da variância total do conjunto de dados para o sistema (Dim 1 = 54,57% e Dim 2 = 15,18%) enquanto para o período seco a ACP teve os dois primeiros eixos com explicação de 83,92% da variância dos dados (Dim 1 = 66,20%, e Dim 2 = 17,72%). O reservatório Guarapiranga apresentou maior heterogeneidade espacial do que temporal. As variáveis mais significativas em ambos os períodos hidrológicos analisados foram no geral as mesmas, associadas a poluição por esgotos e ao crescimento fitoplanctônico. A zona intermediária (P3), região com influência das águas do complexo Billings teve um padrão distinto em relação as variáveis ambientais o que provavelmente influenciou na dinâmica do fitoplâncton nessa zona. O padrão das variáveis foi similar para os dois períodos hidrológicos analisados o que refletiu em dominância monoespecífica das espécies *Gonatozygon monotaenium* no período chuvoso e *Limnithrix cf. planctonica* no período seco. Esse resultado pode ser justificado devido a qualidade da água dessa região. Não se observou diferenças significativas entre na ocorrência do fitoplâncton nos períodos chuvoso e seco, acompanhando o mesmo padrão da dinâmica das variáveis, as quais demonstraram maior heterogeneidade espacial do que temporal. A ANOSIM realizada indicou que as diferenças entre a biomassa total e relativa da comunidade fitoplanctônica dos períodos hidrológicos analisados não são estatisticamente significativas. Quanto à heterogeneidade interespaical para o período chuvoso e seco, a NMDS demonstrou também não haver variação significativa na distribuição da biomassa nas regiões de coletas. Deve-se considerar o problema da aplicação de sulfato de cobre no reservatório, uma vez que a compartimentalização baseada na biomassa é perturbada pela aplicação dos algicidas impossibilitando a verificação da composição e biomassa real das regiões de coletas analisadas.

Palavras-chave: Fitoplâncton. Variáveis Físicas, Químicas e Biológicas. Eutrofização. Cianobactéria. Reservatório Urbano.

ABSTRACT

Water has multiple functions in human life and in maintaining the conditions of the planet as we know it. The quality of fresh water has been decreasing in recent decades, mainly due to anthropic factors linked to urban growth, land use, pollution and contamination of water bodies. In urban reservoirs, the problem is even greater due to the load of untreated sewage from point and diffuse sources. Phytoplankton is sensitive to physical, chemical and biological changes in water, therefore, it can be used as a bioindicator. In this sense, this research has as main objective to evaluate the interaction and response of the phytoplankton community to physical, chemical and biological variables of the water (rainy and dry season) in the Guarapiranga Reservoir (SP, Brazil). To this end, water samples were collected in four different locations, from upstream to downstream, in 2018. Subsequently, the environmental variables orthophosphate, total dissolved carbon, dissolved inorganic carbon, dissolved organic carbon, pH, oxygen were analyzed dissolved, electrical conductivity, nitrate, ammonium, total nitrogen, biochemical oxygen demand, Trophic State Index (TSI) and also the concentration of microcystin. A Principal Component Analysis (PCA) was carried out to assess the relationship of the set of these variables on water quality. As for the phytoplankton communities, the statistical analyzes performed were: Non-metric Multidimensional Scaling Analysis (NMDS), Similarity Analysis (ANOSIM), Percent Dissimilarity Analysis (SIMPER), Cluster Cluster Analysis and Canonical Correspondence Analysis. The first two axes of the PCA carried out for the rainy season explained 70.37% of the total variance of the data set for the system (Dim 1 = 54.57% and Dim 2 = 15.18%) while for the dry season the PCA had the first two axes with an explanation of 83.92% of the data variance (Dim 1 = 66.20%, and Dim 2 = 17.72%). The Guarapiranga reservoir showed greater spatial than temporal heterogeneity. The most significant variables in both hydrological periods analyzed were generally the same, associated with sewage pollution and phytoplankton growth. The intermediate zone (P3), a region influenced by the waters of the Billings complex, had a distinct pattern in relation to environmental variables, which probably influenced the dynamics of phytoplankton in this zone. The pattern of variables was similar for the two hydrological periods analyzed, which reflected in a monospecific dominance of the species *Gonatozygon monotaenium* in the rainy season and *Limnotherix* cf. *planktonic* in the dry period. This result can be justified due to the quality of the water in this region. No significant differences were observed between the occurrence of phytoplankton in the rainy and dry periods, following the same pattern of the dynamics of the variables, which showed greater spatial than temporal heterogeneity. The ANOSIM performed indicated that the differences between the total and relative biomass of the phytoplankton community of the analyzed hydrological periods are not statistically significant. As for the interspatial heterogeneity for the rainy and dry seasons, the NMDS also showed no significant variation in the distribution of biomass in the regions of collections. The problem of applying copper sulfate in the reservoir must be considered, since the compartmentalization based on biomass is disturbed by the application of algacides, making it impossible to verify the composition and real biomass of the analyzed collection regions.

Key words: Phytoplankton. Physical, Chemical and Biological Variables. Eutrophication. Cyanobacteria. Urban Reservoir.

LISTA DE FIGURAS

<i>Figura 1</i> - Vazões de consumo de águas superficiais do Brasil	20
<i>Figura 2</i> - Mapa de ocupação do Estado de São Paulo	23
<i>Figura 3</i> - Dados pluviométricos do reservatório de Guarapiranga	31
<i>Figura 4</i> - Localização geográfica das regiões de amostragem no reservatório Guarapiranga	32
<i>Figura 5</i> - Boxplots das variáveis físicas, químicas e biológicas analisadas no período chuvoso (C) e seco (S) no reservatório Guarapiranga, SP	36
<i>Figura 6</i> - Resultado sazonal do IET	39
<i>Figura 7</i> - Biplot da análise de Componentes Principais (ACP) de correlação entre as variáveis limnológicas analisadas no período chuvoso	41
<i>Figura 8</i> - Biplot da análise de Componentes Principais (ACP) de correlação entre as variáveis limnológicas analisadas no período seco	43
<i>Figura 9</i> - Biplot da análise de Componentes Principais (ACP) de correlação entre as variáveis limnológicas analisadas nos períodos chuvoso (C) e seco (S)	45
<i>Figura 10</i> - Contribuição em riqueza por classe taxonômica no reservatório Guarapiranga durante o período chuvoso (C) e seco (S)	55
<i>Figura 11</i> - Densidade por classe taxonômica no reservatório Guarapiranga durante o período chuvoso (C) e seco (S).	56
<i>Figura 12</i> - Distribuição da biomassa por classe taxonômica e por pontos de coleta no período chuvoso (C) e seco (S) ao longo do reservatório Guarapiranga, SP	57
<i>Figura 13</i> - Contribuição da biomassa relativa das espécies descritoras no período chuvoso (C) e seco (S) ao longo do reservatório Guarapiranga, SP	57
<i>Figura 14</i> - Diagrama de ordenação NMDS da biomassa fitoplanctônica no reservatório Guarapiranga entre os períodos chuvoso (C) e seco (S) e entre os pontos de coleta em cada período	59
<i>Figura 15</i> - Diagrama de ordenação da ACC entre as variáveis ambientais e a biomassa (mg.L ⁻¹) por classe taxonômica e espécies no reservatório Guarapiranga nos períodos chuvoso (C) e seco (S)	60

LISTA DE TABELAS

<i>Tabela 1</i> - Efeitos da urbanização sobre canais	24
<i>Tabela 2</i> - Metodologias utilizadas para análises das variáveis físicas, químicas e biológicas da água	34
<i>Tabela 3</i> - Classificação do estado trófico e série histórica dos pontos de monitoramento da CESTEB	40
<i>Tabela 4</i> - Índices de diversidade de Shannon (bits/ind) e Equabilidade para os locais de amostragem na período chuvoso e seca ao longo do reservatório Guarapiranga, SP.....	58
<i>Tabela 5</i> - Teores de microcistinas (MC) obtidos para as amostras de água ao longo do reservatório Guarapiranga durante o período chuvoso e seco.	59

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ACC	= Análise de Correspondência Canônica
ACP	= Análise de Componentes Principais
ANA	= Agência Nacional das Águas
CE	= Condutividade Elétrica
CETESB	= Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CID	= Carbono Inorgânico Dissolvido
Cl-a	= Clorofila-a
COD	= Carbono Orgânico Dissolvido
CONAMA	= Conselho Nacional de Meio Ambiente
CONESAN	= Conselho Estadual de Saneamento
CORHI	= Comitê Coordenador do Plano Estadual de Recursos Hídricos
CRH	= Conselho Estadual de Recursos Hídricos
CTD	= Carbono Total Dissolvido
CV	= Coeficiente de variação
DAEE	= Criação do Departamento de Águas e Energia Elétrica
DBO	= Demanda Bioquímica de Oxigênio
DP	= Desvio padrão
FEHIDRO	= Fundo Estadual de Recursos Hídricos
IBGE	= Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IET	= Índice de Estado Trófico
NH ₄	= Amônio
NO ₃	= Nitrato
NT	= Nitrogênio Total
OD	= Oxigênio Dissolvido
ONU	= Organizações das Nações Unidas
Ort	= Ortofosfato
PERH	= Plano Estadual de Recursos Hídricos
pH	= Potencial Hidrogeniônico
PNRH	= Plano Nacional de Recursos Hídricos
PT	= Fósforo total
SIGRH	= Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos
TURB	= Turbidez
UFABC	= Universidade Federal do ABC
UGRHIs	= Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos
µm	= Micrômetro

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1	15
BREVE HISTÓRIA DA GESTÃO DAS ÁGUAS NO BRASIL.....	15
1. INTRODUÇÃO GERAL	15
1.1 Gestão da Água e Sanemaneto durante a Monarquia	17
1.2 Recursos Hídricos no Brasil	20
2. RESERVATÓRIOS URBANOS	21
3. IMPORTÂNCIA DO FITOPLÂNTON.....	24
3.1 Florações de Cianobactérias	25
4. OBJETIVOS	29
4.1 OBJETIVO GERAL	29
4.2 Objetivos Específicos	29
5. HIPÓTESES.....	29
6. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	30
6.1 Coletas das Amostras em Campo.....	31
6.2 Análise das Amostras de Água do Reservatório Guarapiranga.....	32
CAPÍTULO 2	33
HETEROGENEIDADE ESPAÇO-TEMPORAL DAS VARIÁVEIS FÍSICAS, QUÍMICAS E BIOLÓGICAS DA ÁGUA NO RESERVATÓRIO GUARAPIRANGA, SP	33
1. INTRODUÇÃO	33
2. MATERIAL E MÉTODOS	34
2.1 Análise das Variáveis Físicas, Químicas e Biológicas da Água.....	34
2.2 Análises Estatísticas.....	34
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	35
2.1 Análises Estatísticas	40
3. CONCLUSÕES.....	46
CAPÍTULO 3	47
RESPOSTA ESPAÇO-TEMPORAL DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA EM UM RESERVATÓRIO URBANO (GUARAPIRANGA, SÃO PAULO, SP).....	47
1. INTRODUÇÃO	47
2. OBJETIVOS	49
3. MATERIAL E MÉTODOS	50
3.1 Amostragem, Identificação e Quantificação do Fitoplâncton.....	50
3.2 Índices de Diversidade.....	51
3.3 Análises dos Dados.....	53
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	55
4.1 Composição do Fitoplâncton.....	55
4.2 Índice de Shannon (H') e Equabilidade.....	58
4.3 Resposta Espaço Temporal da Biomassa Fitoplanctônica.....	58
4.4 Resposta Espaço-Temporal das Variáveis Físicas, Químicas e Biológicas em Relação a Biomassa Fitoplanctônica.....	60
5. CONCLUSÕES.....	63
6. CONSIDERAÇÕES GERAIS	65
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	66

CAPÍTULO 1

BREVE HISTÓRIA DA GESTÃO DAS ÁGUAS NO BRASIL

1. INTRODUÇÃO GERAL

A forte relação do homem com a água faz parte da evolução biológica, ecológica, social e econômica da espécie. Ao longo da história evolutiva, a humanidade passou por grandes eventos climáticos, sociais e políticos que acarretaram na mudança do estilo de vida nômade, ou seja, que acompanhava a sazonalidade das chuvas, para a forma de organização em torno das bacias hidrográficas e costas marítimas (RESENDE; HELLER, 2002; PITERMAN; GRECO, 2005; HASSAN, 2011; NOSCHANG; SCHELEDER, 2018). Às margens dos rios e regiões costeiras, foram construídos impérios, portos, pontes e aquedutos. As civilizações lavaram os corpos, beberam suas águas, pescaram, lançaram seus dejetos e também contraíram doenças e, no decorrer da história, as correntes de pensamentos foram trazendo novos conceitos e valores, modificando assim, o próprio curso da história da humanidade (SILVA, 1998).

As grandes civilizações do passado e do presente sempre dependeram da água doce para o desenvolvimento cultural e econômico. O vínculo da espécie humana com a água ultrapassa a relação de consumo. Ela é um dos elementos centrais da manutenção dos povos indígenas e comunidades tradicionais, estando presente nos rituais e na identidade cultural desses povos (SILVA, 1998; DIEGUES, 2007; TUNDISI; TUNDISI, 2013).

Como desdobramento do desenvolvimento humano, ao longo da história emergiram grandes civilizações com sofisticados sistemas de canalização para abastecimento e irrigação, e até mesmo redes de esgotos e dutos para escoamento de águas pluviais. Registros disponíveis das antigas civilizações do Nilo, Tigre-Eufrates, Creta e Índia, já demonstravam a preocupação com a qualidade da água destinada ao consumo humano (RESENDE; HELLER, 2002; PITERMAN; GRECO, 2005; HASSAN, 2011). Esses registros indicavam cuidados que se deveriam manter com a água, desde a purificação pela fervura e filtração através do carvão a práticas de clarificação da água pelo sulfato de alumínio. No entanto, as práticas sanitárias descritas não vinculavam a ausência de saneamento à ocorrência de doenças transmissíveis, sendo estas atribuídas a questões sobrenaturais, explicadas pelos deuses (FLORENÇANO; COELHO, 2014; NOSCHANG; SCHELEDER, 2018).

Conforme apontam Florençano e Coelho (2014), questões relacionadas ao tratamento da água foram ignoradas até o período pré-industrial, o que levava a incidência de epidemias nas grandes aglomerações humanas da época. O desenvolvimento e a implantação de sistemas

de abastecimento de água integrados no trinômio manancial/tratamento/distribuição só aconteceu no ano de 1848 após ocorrer a constatação de que a mortalidade decorrente da cólera era seis vezes superior nas comunidades que tinham o abastecimento captado a jusante do que a montante dos locais de lançamento dos esgotos domésticos. Houve então uma mobilização quanto à necessidade de desencadear ações destinadas a combater a transmissão, pela via hídrica, dos agentes etiológicos, responsáveis pelas grandes epidemias que dizimavam centenas de pessoas naquele tempo.

Já no período da Revolução Industrial, movimento político e econômico, a industrialização dos processos de produção, o desenvolvimento econômico e industrial e o consequente crescimento populacional culminaram no aumento sem precedentes na demanda global por água doce. Elevou-se o consumo no mundo e, consequentemente, a degradação dos recursos naturais (RIGOTTO, 2002; BORGES; TACHIBANA, 2005; VIVEIRO et al., 2015). De acordo com Noschang e Scheleder (2018), a escassez de água doce aumentou em determinadas regiões do planeta, especialmente por fatores antrópicos ligados ao crescimento urbano à ocupação do solo, à poluição e contaminação dos corpos de águas tanto superficiais quanto subterrâneos.

Na sociedade em que vivemos, a água passou a ser vista como recurso hídrico e não mais como um bem natural disponível para a existência das espécies e do planeta como o conhecemos. Passamos a usá-la indiscriminadamente, sem avaliar as consequências ambientais em relação à quantidade e qualidade da água (ESTEVES, 1998; TUNDISI, 2008; NOSCHANG; SCHELEDER, 2018).

O cenário atual é de uma crise hídrica de aspecto global, que pode se tornar um dos mais graves problemas a serem enfrentados neste século. A problemática dessa crise é sustentada por uma multiplicidade de fatores de aspectos sociais, econômicos, culturais, tecnológicos e ambientais retratados no aumento da pobreza, na falta de saneamento básico, na poluição dos rios e aquíferos, na derrubada das matas, na expansão agropecuária, na urbanização e industrialização, na ocupação das áreas de mananciais e na má gestão dos recursos hídricos disponíveis. Isso é resultado de um longo processo de apropriação e destruição da natureza, que se intensificou profundamente com o desenvolvimento do capitalismo (ESTEVES, 1998; TUNDISI, 2008; AITH; ROTHBARTH, 2015; NOSCHANG; SCHELEDER, 2018; RICHTER; JACOBI, 2018).

Devido à complexidade do problema, ainda não existem medidas efetivas para a preservação e conservação dos recursos hídricos. Infelizmente o modelo econômico da maioria dos países não é pautado na preservação ambiental e utilização racional dos recursos naturais

como estratégia econômica, pelo contrário, são modelos que levarão à exploração dos recursos até seu esgotamento. Deverá ocorrer mudança na gestão das bacias hidrográficas em todo o mundo para garantir a manutenção dos recursos, dos ecossistemas e da qualidade de vida da população.

Nesse sentido, deve-se ocorrer a mobilização da comunidade científica, de organizações nacionais e internacionais e principalmente dos gestores governamentais para mitigação desse complexo problema. A comunidade científica tem papel fundamental na produção de conhecimento com a finalidade de subsidiar modelos de gestão que priorizem o desenvolvimento econômico pautado na conservação dos ecossistemas aquáticos, incluindo, principalmente os continentais, pois estão contidos nestes, os reservatórios artificiais que garantem a distribuição de água potável para a população, sendo os mais afetados pela degradação ambiental provocada pelo homem.

1.1 Gestão da água e saneamento durante a monarquia

Quando a esquadra de Pedro Álvares Cabral desembarcou na costa brasileira no ano de 1500, estima-se que no Brasil viviam cerca de 3,5 milhões de índios divididos em quatro grandes etnias (Tupi, Jê, Aruaque e Caraíba). As técnicas utilizadas na época para subsistência eram elementares e rústicas, havia a proteção e cuidado com a água, pois ela era e é intimamente associada às culturas e crenças. Portanto, não ocorria significativa degradação (ROSA; GUARDA, 2019).

Houve a criação das capitanias hereditárias e as primeiras cidades foram se formando. Neste período, a captação e distribuição de água para a população era mal delimitada e tinha a responsabilidade atribuída a cada vila. A monarquia não exercia praticamente nenhum papel, sendo o abastecimento e ações de saneamento tarefas da população (ANA, 2007).

Já no século XVIII, o abastecimento público passou a ser através de chafarizes e fontes próprias, mas os problemas com a oferta de água ainda continuavam acontecendo e o saneamento ainda era realizado pelo povo. A população escravizada transportava a água dessas fontes às residências dos escravizadores com maiores recursos financeiros ou era comprada de “pipeiros”, mas a maioria da população realizava longos deslocamentos por falta de chafarizes próximos, ou por estes serem explorados por companhias para comercialização da água (ROSA; GUARDA, 2019).

Ainda de acordo com os autores supracitados, no período colonial, a economia e desenvolvimento das regiões brasileiras estavam associadas a exploração intensiva de recursos naturais e às monoculturas que utilizavam a mão de obra escrava, caracterizada pela exploração

do pau-brasil, do café e do açúcar, e o uso da água era para essa finalidade. A partir daí, se inicia a degradação dos recursos hídricos.

Essa degradação se intensificou devido à mineração impulsionada pela descoberta do ouro no século XVIII, o que gerou um aumento do valor econômico dos rios. Surgiu a construção dos garimpos, que contribuíram ainda mais para a deteriorização das águas. A coroa garantia o monopólio da produção aurífera através do controle da água, com isso foram instauradas ações para proteção das matas ciliares e nascentes, que tinham como objetivo resguardar o desenvolvimento das minas de ouro (FONSECA; FILHO, 2006; ROSA; GUARDA, 2019).

Até o final do século XIX, a economia era predominantemente dependente do café. A burguesia cafeeira não só era beneficiária da ação do Estado ela também exercia forte influência nas instituições estatais e acabava intervindo na gestão dos recursos hídricos. Para atrair a mão de obra estrangeira, neste período foi implementada no Rio de Janeiro uma política de saneamento. O fato de haver surtos epidêmicos na época prejudicava as relações comerciais com outros países, e também influenciou na construção da rede de abastecimento de água e esgotos (ROSA; GUARDA, 2019).

O acesso ao interior do território era realizado através dos rios e o controle sobre as reservas hídricas influenciou na estruturação dos núcleos urbanos. A exemplo, a escolha da cidade de Olinda como sede da capitania de Pernambuco (ANA, 2007).

De acordo com ANA (2007), a história do abastecimento de água no Brasil começa no Rio de Janeiro. Já no século XVI uma das primeiras obras foi construída na região do Morro de Santo Antônio. No ano de 1723 foi construído o Aqueduto do Carioca, que captava água de um chafariz situado no Alto de Santa Tereza. No século XVIII foi criada uma rede de abastecimento domiciliar no estado, porém o acesso era privilégio de templos religiosos, repartições públicas de poucas residências. Mais tarde, em 1850, foi construído o reservatório da Caixa Velha da Tijuca, seguido das construções do reservatório da Quinta da Boa Vista (1867), da Ladeira do Ascurra (1868), do Morro do Inglês e o do Morro do Pinto (1874).

O desenvolvimento do Brasil desde o início adotou o sistema capitalista, de caráter econômico e sanitário e não preservacionista, cujos recursos naturais eram utilizados para a produção de riqueza privada. As preocupações da Coroa portuguesa com a água tinham como objetivo viabilizar a exploração econômica do território nacional, buscando manter a saúde dos colonizadores. A abundância de água no território brasileiro foi relatada em diversas cartas enviadas a Portugal (ROSA; GUARDA, 2019).

Ao olharmos pelo viés histórico do desenvolvimento do Brasil é possível identificar a filosofia que alicerçou as políticas públicas para esses setores. A política nacional de recursos hídricos, o saneamento básico e a distribuição de água doce já se inicia estruturada no modelo capitalista estrativista e na manutenção de “boas” relações comerciais com outros países. Os poucos investimentos nessas áreas ocorriam ora para atender os interesses estrangeiros, visando mão de obra para a industrialização manufatureira, ora para manter a saúde da burguesia.

Até 1997, a gestão dos recursos hídricos no Brasil era pautada no Código das Águas, criado, a partir do Decreto Federal nº 24.643, de 10 de julho de 1934. As discussões sobre a reforma desse modelo de gestão começaram a se intensificar e ganhar reconhecimento por parte dos setores técnicos do governo na década de 80. No cenário global, havia ocorrido em março de 1997 uma Conferência das Nações Unidas sobre a água. Neste período, começavam a surgir as primeiras discussões internacionais sobre a necessidade de modernização da gestão dos recursos hídricos, influenciadas por questões econômicas e movimentos ambientalistas (ANA, 2002).

Nas últimas décadas, a gestão das águas no Brasil passou por inovações, na qual resultou na definição da Política Nacional de Recursos Hídricos e na criação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, consolidado por ampla reforma institucional do setor, através da Lei nº 9.433, de 9 de janeiro de 1997, e posteriormente com a criação da Agência Nacional de Águas (ANA), através da Lei 9.984, de 17 de julho de 2000 (ANA, 2002; FONSECA; FILHO, 2006).

Estas são leis em vigor atualmente e contemplam a elaboração do Plano Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), que tem como finalidade atuar como instrumento de gestão para fundamentar e orientar a implementação dessa política. Seus objetivos foram fundamentados em três aspectos considerados essenciais para sua eficácia: 1) a melhoria da quantidade e qualidade disponível das águas superficiais e subterrâneas; 2) a diminuição dos conflitos reais e potenciais dos usos da água, bem como dos eventos hidrológicos críticos; 3) o desenvolvimento da percepção de conservação da água como valor socioambiental relevante (ANA, 2002; IORIS, 2009; ROSA; GUARDA, 2019).

A importância mundial da água para manutenção da biodiversidade e do bem estar social resultou na aprovação de um expressivo conjunto de normas jurídicas nacionais e internacionais visando regular as atividades humanas relacionadas a esse bem. No Brasil, conforme apontam Aith e Rothbarth (2015), essas normas, embora esparsas e pouco articuladas entre si, permitem a identificação, se compreendidas em seu conjunto, de um Estatuto Jurídico das Águas no Brasil.

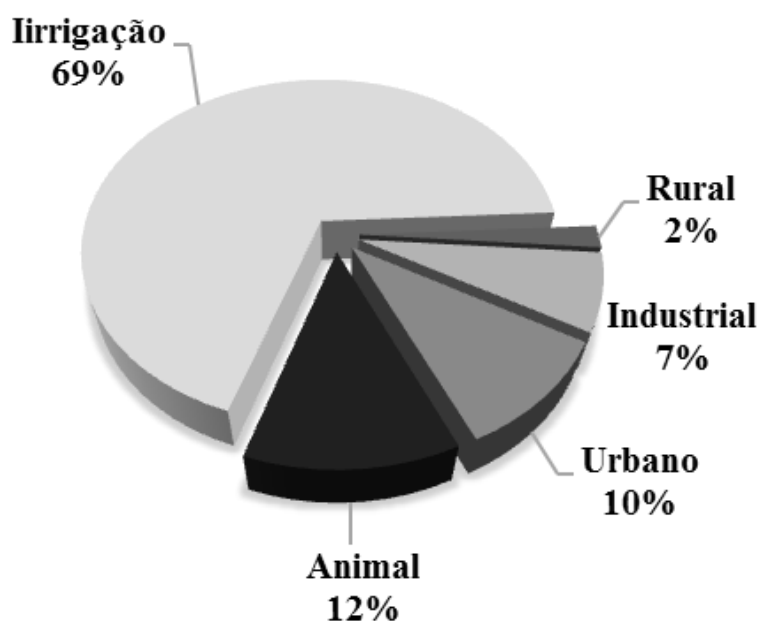
1.2 Recursos Hídricos no Brasil

O planeta Terra possui 510 milhões km² de superfície, dos quais 360 milhões km² são cobertos por água, no entanto, apenas cerca de 2-2,5% da água disponível é doce. Desse percentual, apenas 1,2% está disponível em rios e lagos, ou seja, na superfície geológica da Terra, sendo mais de 68,9% distribuídos em geleiras e 29,9% em reservatórios subterrâneos profundos (MACHADO, 2003; GOMES, 2004).

O Brasil mantém aproximadamente 12% do total de água doce superficial do planeta, ou seja, destinada ao consumo humano, irrigação e atividades industriais, e proximamente 35% da água do continente americano. Em território nacional, a distribuição dos recursos hídricos é dividida em 68% na região Norte, 16% na região Centro-Oeste, 7 % na região Sul, 6% na Sudeste e 3% na Nordeste (ANA, 2009). Esse recurso está distribuído de forma irregular no território brasileiro, distribuição influenciada por uma série de fatores, como por exemplo a latitude e os vários processos climatológicos que ocorrem no país (TUNDISI, 2014).

A região Norte, que possui a maior parte da água disponível na superfície do país, está situada na bacia amazônica onde vive apenas 7% da população nacional. Por outro lado, a região Sudeste, que tem a maior concentração populacional (42,63%) dispõe de apenas 6% dos recursos hídricos; e a região Nordeste, que abriga 28,91% da população, dispõe apenas de 3%. Portanto, apenas 30% dos recursos hídricos brasileiros estão disponíveis para 93% da população (MACHADO, 2003).

Figura 1 - Vazões de consumo de águas superficiais do Brasil



Fonte: Adaptado de ANA (2002).
Consumo total do país 986,4 m³/s.

A Figura 1 demonstra os principais usos da água e o percentual de vazões destinadas a eles. É possível observar que a maior parte (69%) das vazões retiradas dos corpos hídricos superficiais do Brasil é destinada ao consumo da irrigação. No geral, a maior parte do uso mundial dos recursos hídricos é destinada à agricultura. Nos países de renda baixa e média está em torno de 80% e nos países com alta renda em 30%, seguidos de 10% para o uso industrial e 8% doméstico; e 59% para o uso industrial e 11% doméstico, respectivamente (ANA, 2009).

Em 2019 a escassez de água doce no mundo atingiu 2 bilhões de pessoas, em termos proporcionais isto equivale a uma em cada três pessoas do planeta sem a disponibilidade do serviço de água potável gerenciado de forma segura. No Brasil, 35 milhões de pessoas não são atendidas com água tratada, mesmo o país detendo a maior produção de água do continente americano (ONU, 2019). Conforme aponta, Machado (2003), o consumo humano de água no ano de 2003 duplicava a cada 25 anos, aproximadamente. Devido a essa problemática, a água doce está em escassez progressiva, e seu preço tem aumentado na mesma proporção, tornando-a um bem econômico (MACHADO, 2003).

Os múltiplos usos da água vinculado ao desenvolvimento industrial, tecnológico e econômico faz com que esse bem natural infinito se torne um recurso natural finito, portanto, dotado de valor econômico, à medida que são atribuídas essas finalidades. A disponibilidade dos recursos hídricos é estabelecida a partir do uso que se fizer deles. Desta forma, passa-se a existir a necessidade de administração, gestão e regulação como forma de garantir uma justa distribuição entre a população e os setores afim de evitar a escassez induzida pelo desenvolvimento econômico (GAMA, 2009).

2. RESERVATÓRIOS URBANOS

Reservatórios são ecossistemas desenvolvidos de maneira artificial, a partir do represamento de um ou mais corpos hídricos. São considerados ecossistemas de transição entre ambientes lóticos e lênticos, portanto, apresentam características intermediárias entre rios e lagos, com elevado grau de heterogeneidade tanto temporal quanto espacial que podem variar de acordo com a bacia hidrográfica em que se encontram (PIRES et al., 2015; VICENTIN et al., 2018; RODRIGUES et al., 2019).

Os reservatórios diferem dos lagos naturais em vários aspectos importantes, como por exemplo a morfologia e o tempo de residência da água. Portanto, possuem grande dinamismo e mudanças em suas comunidades bióticas e estado trófico, podendo prejudicar a biodiversidade local e os serviços ecossistêmicos (ZNACHOR et al., 2020).

A modificação artificial em um corpo hídrico altera, mesmo que parcialmente, seu curso, a vegetação, o solo e a biodiversidade aquática e terrestre de comunidades dependentes desse ecossistema. Esse conjunto de fatores influencia diretamente no ciclo hidrológico, pois as vazões de entrada e saída da bacia hidrográfica também sofrem mudanças. Todas essas modificações antrópicas podem provocar a degradação da qualidade e quantidade da água produzida nesta bacia (NISHIMURA, 2012).

Essas mudanças na dinâmica hidro-sedimentológica entre rio-barragem provocadas pela interrupção de um sistema aberto de transporte e a transformação em um sistema mais fechado e de acumulação provocado pelo represamento, pode propiciar a colonização de espécies tolerantes podendo estabelecer uma relação de dominância com outras espécies, fazendo com que as barragens atuem como moduladoras da riqueza e abundância dos táxons (VICENTIN et al., 2018). Por outro lado, os reservatórios fornecem outros importantes serviços ecossistêmicos, como o abastecimento público; a irrigação e o armazenamento de água; a produção de energia hidroelétrica; o controle de cheias das áreas a jusante; a recreação e o lazer (STRAŠKRABA; TUNDISI, 2000; ZNACHOR et. al., 2020).

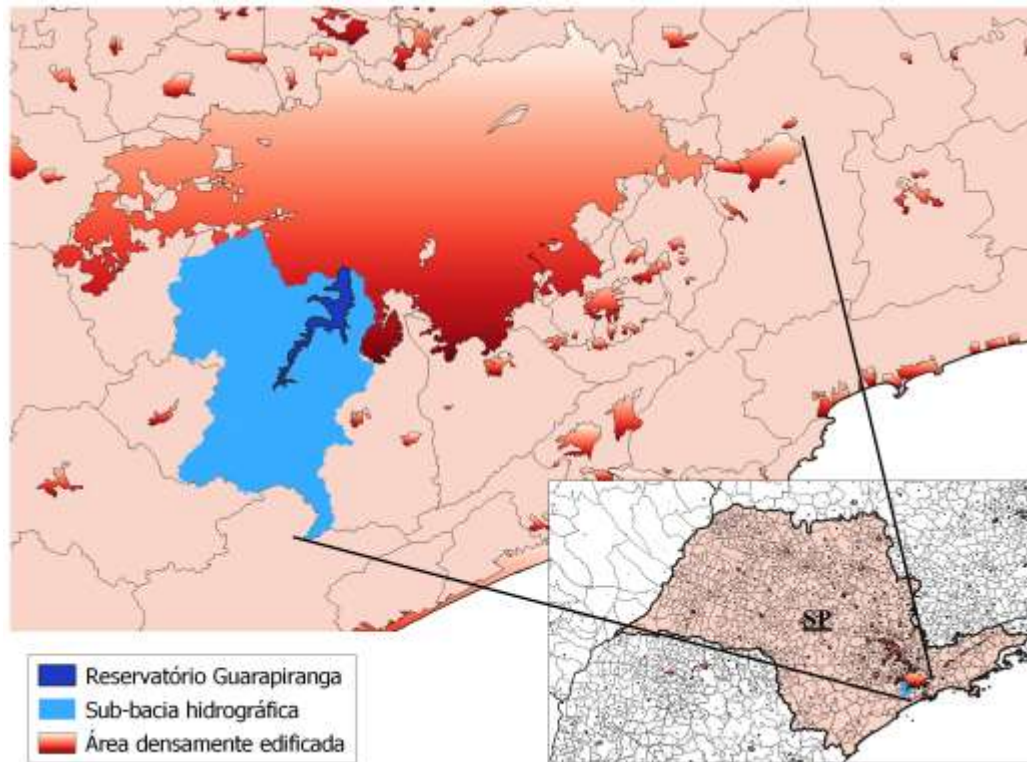
Tendo em vista a necessidade de abastecimento público para suprir as demandas sociais, industriais e tecnológicas, em vários países do mundo e no Brasil são construídos reservatórios. Por exemplo na América do Sul, a partir da segunda metade do século XX a construção de reservatórios se intensificou. Já no Brasil, houve a construção de grandes barragens entre os anos de 1960 e 1970, o que interferiu fortemente no funcionamento dos rios e nos ciclos hidrológicos (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2003).

Em cidades com alta densidade demográfica, a maior parte dos reservatórios para abastecimento estão localizados em bacias hidrográficas urbanizadas. É o caso do estado de São Paulo que abriga a maior população do Brasil (figura 2). A intensa urbanização e o crescimento desordenado geram inúmeros problemas sociais e ambientais ligados aos recursos hídricos, tais como impermeabilização do solo, alterações na drenagem urbana, deslizamentos e enchentes, alteração de clima, entre outros (ALVIM; KATO; ROSIN, 2015).

O reservatório Guarapiranga pertence à bacia do Alto Tietê e se encontra em região com alta ocupação, consideradas regiões de grandes cidades, próximo à região metropolitana da cidade de São Paulo. A cidade de São Paulo é fortemente ocupada e possui elevado grau de degradação dos corpos hídricos, que não atendem sequer o padrão de qualidade da água exigido para corpos d'água de classe 4, que, segundo a normativa de nº 357 do ano de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), são aqueles destinados à navegação e à harmonia paisagística. Uma solução encontrada pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São

Paulo (SABESP) para suprir o abastecimento foi a adução de bacias hidrográficas distantes. Em 2017, a SABESP realizou a transposição de 33m³/s de água das bacias dos rios Piracicaba e Juqueri para a bacia do Alto Tietê visando atender a demanda da região metropolitana de São Paulo (SILVA et al., 2017).

Figura 2 - Mapa de ocupação do Estado de São Paulo



Fonte: Autoria própria.

A região de localização da sub-bacia do reservatório Guarapiranga tem ocupação da sua área majoritariamente industrial. Ainda de acordo com Silva (2017), as águas provenientes dos reservatórios Billings e Guarapiranga, mesmo em melhores condições, estão sujeitas a degradação devido ao lançamento de cargas poluidoras de fontes pontuais e difusas industriais e domésticas, resultante da ocupação irregular em suas margens, o que eleva o custo do tratamento da água.

Para Tucci (2008), os principais problemas relacionados com a infra-estrutura de água no ambiente urbano são: falta de tratamento de esgoto, ocupação do leito, e a impermeabilização e canalização dos rios urbanos. Silva (2017) aponta várias consequências da urbanização em um corpo hídrico e algumas medidas de mitigação (Tabela 1).

Tabela 1 - Efeitos da urbanização sobre canais

Efeitos da urbanização	Resposta do canal	Mitigação
Aumento da produção de sedimentos.	Assoreamento do canal devido a cargas elevadas de sedimento.	Controle do sedimento produzido na bacia.
Alteração da qualidade da água devido à poluição.	Aumento de espécies oportunistas e diminuição das endêmicas.	Criação de bacias de retenção e lagoas.
Aumento da vazão de pico devido ao aumento do escoamento superficial, devido à impermeabilização.	Alargamento, aprofundamento e erosão do canal.	Criação de canais de compensação. Proteção das margens.

Fonte: (SILVA et al., 2017).

Os reservatórios propiciam um dos serviços ecossistêmicos mais necessários para a manutenção da qualidade de vida da população, que é o abastecimento de água potável para consumo direto e indireto através dos vários processos de produção que utilizam esse recurso. Mudanças nas comunidades e no estado trófico de reservatórios podem afetar esses múltiplos usos, principalmente a potabilidade (ZNACHOR et al., 2020).

3. IMPORTÂNCIA DO FITOPLÂNTON

Existem alguns parâmetros que são de extrema importância para mensurar a qualidade da água e propor medidas de correção principalmente no que se refere à potabilidade. Além das leis que regem sobre as águas em âmbito nacional, existem ainda outras normativas que incluem uma gama de condicionantes para classificação dos corpos hídricos e diretrizes para o seu enquadramento, como a supracitada resolução CONAMA de n.º 357. Esta inclui, além de parâmetros físicos e químicos, substâncias orgânicas e inorgânicas e variáveis biológicas como a concentração de cianobactérias e clorofila-a.

Existem ainda outras ferramentas que são utilizadas, por exemplo, o Índice de Estado Trófico (IET), aplicado no Estado de São Paulo para classificar os corpos hídricos quanto ao grau de trofia. Portanto, avalia a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes, e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo de fitoplâncton (CETESB, 2019).

Nos últimos anos têm se intensificado os estudos que incluem variáveis biológicas, especificamente as microalgas e principalmente cianobactérias como parâmetros para mensurar os efeitos das alterações climáticas e ambientais nos corpos hídricos. Dessa forma, é possível subsidiar a elaboração de Índices eficientes que auxiliem órgãos e grupos gestores na tomada de decisão em âmbito municipal, estadual e até nacional, no que concerne às normativas relacionadas aos recursos hídricos, ou seja, no desenvolvimento de políticas públicas para preservação e utilização racional desse recurso.

Nesse sentido, a ecologia desses organismos é de extrema importância para compreensão dos impactos ambientais de origem antrópica responsáveis pela degradação da qualidade da água. Estudando a distribuição espacial e temporal, abundância e dominância do fitoplâncton, é possível relacionar o padrão ecológico das espécies em função da variação de parâmetros físico-químicos e biológicos da água.

Compreender os efeitos dos fatores ambientais no aumento da biodiversidade das comunidades fitoplanctônicas é essencial para avaliar a influência das mudanças climáticas e os impactos antrópicos nos ecossistemas do reservatório. A estabilidade e o funcionamento das redes alimentares do reservatório, por exemplo, podem ocasionar mudanças na ciclagem de nutrientes ou produção primária com efeitos em cadeia em níveis tróficos mais elevados (VICENTIN et al., 2018).

O conhecimento produzido a respeito da ecologia do fitoplâncton, especialmente cianobactérias, é eficiente para estabelecer a relação causa/efeito necessária na construção de índices e normativas de monitoramento da qualidade da água nas diferentes classes, especialmente classes destinadas para potabilidade. A causa seria a degradação da qualidade da água, em diferentes formas, níveis e intensidades, ou seja, a perda do equilíbrio dinâmico entre variáveis climáticas e ambientais. E os efeitos seriam as alterações sobre a densidade, a qualidade, a dominância, ou seja, a dinâmica ecológica do fitoplâncton (LAMPARELLI, 2004; SANTOS, 2008; CETESB, 2006; CARDOSO et al., 2017).

O estabelecimento da relação de causa e efeito somente é possível devido à sensibilidade do fitoplâncton às alterações às variáveis físicas, químicas e biológicas que ocorrem no ecossistema aquático. Essa característica inclui o grupo, juntamente com o zooplâncton, as macroalgas, os macroinvertebrados e os peixes, no conjunto de organismos aquáticos que podem ser utilizados como bioindicadores. Chalar (1994) afirma que a bioindicação usa alguns organismos que compõem um determinado ambiente para caracterizá-lo a partir do conhecimento do comportamento das comunidades ecológicas quando submetidas a fatores estressantes. Dessa forma, as espécies indicadoras tornam-se então um "sensor" para o bioensaio de determinada contaminação/e ou alteração ambiental (MARQUES; PINHEIRO, 2017).

3.1 Florações de cianobactérias

O fitoplâncton é um grupo que não possui validade do ponto de vista taxonômico, dada sua natureza polifilética. Apresenta grande variabilidade de espécies de diferentes linhagens evolutivas, com tamanhos e formatos diversos (LORENSINI, et al., 2018), reunidos nos

diferentes domínios da classificação biológica. O fitoplâncton compreende as microalgas procariontes e eucariontes fotoautótrofas com clorofila-a e outros pigmentos fotossintetizantes. Esses microorganismos estão suspensos na coluna de água e não apresentam locomoção suficiente para vencer os movimentos da água, vivendo principalmente na zona eufótica (ESTEVES, 1998; FERNANDES et al., 2008; ALMEIDA, 2015).

As cianobactérias são microalgas que compõem o fitoplâncton procariótico, ou seja, são bactérias, sem núcleo celular definido, aeróbias, unicelulares a multicelulares. Constituem um grupo muito antigo de microorganismos e sua atividade metabólica foi responsável pela depleção de dióxido de carbono e o concomitante acúmulo de oxigênio na atmosfera durante o curso da evolução, resultante da sua capacidade em realizar a fotossíntese (SAMPAIO; CARNEIRO, 2011).

As cianobactérias compõem um grupo diverso, no qual as espécies possuem morfologia variada, e estas permitem vantagem competitiva sobre o fitoplâncton eucariótico em condições de eutrofização, o que pode levar a dominância por essas espécies no ecossistema aquático e provocar florações potencialmente tóxicas. Algumas florações são causadas por cianobactérias fixadoras de nitrogênio (diazotróficas), sendo que alguns gêneros formam células especializadas como heterocistos e acinetos. Essas cianobactérias diazotróficas têm uma vantagem competitiva sobre cianobactérias não diazotróficas no fitoplâncton eucariótico em águas limitadas por nitrogênio (WALSBY, 1985; STAL, 2009; BERGMAN et al., 2013).

Esse grupo possui mecanismos diversos que favorecem a sua dominância em um ecossistema eutrofizado. Além da fixação de nutrientes, já mencionada, são algumas delas: mecanismos de concentração de CO₂ (relacionado com aumento do pH e no equilíbrio do carbono inorgânico); vesículas de gás que fornecem flutuabilidade (relacionada com a depleção local de carbono inorgânico e nutrientes); acineto (célula de resistência), entre outras. Algumas espécies de cianobactérias podem produzir cianotoxinas, o conteúdo e composição de toxinas variam entre diferentes cepas, de forma que as florações podem conter misturas de cepas tóxicas e não-tóxicas (WALSBY, 1985; GALLON, 1992; STAL, 2009; SAMPAIO; CARNEIRO, 2011; ALMEIDA, 2015; HUISMAN, 2018).

Dentre esses mecanismos um dos mais nocivos à saúde do ecossistema aquático e ao consumo humano são as cianotoxinas, pois estas possuem o modo de ação que varia dentro de um grande espectro dependendo do gênero de cianobactéria envolvida, sendo desde dermatotóxica, hepatotóxica, neurotóxica até genotóxica (Codd et al., 2017).

Os problemas atuais causados pelo aumento dos casos de florações de cianobactérias exigem esforços extensivos para monitorar as causas dessa expansão. Stal (2009) e Huisman et

al. (2018), apontam que são necessárias mais pesquisas sobre os mecanismos que determinam a composição de espécies e a produção de toxinas de florações de cianobactérias e destacam a necessidade de estratégias de mitigação apropriadas.

Um fator que estimula as florações de cianobactérias de várias maneiras é a temperatura. Muitas cianobactérias que formam florações alcançam suas taxas máximas de crescimento em temperaturas relativamente altas, frequentemente acima de 25 ° C. Além disso, as taxas de crescimento das cianobactérias parecem aumentar mais rapidamente com a temperatura do que as do fitoplâncton eucariótico. Dessa forma, a estruturação da comunidade fitoplanctônica sob uma condição de prolongada dominância de cianobactérias é afetada. O aquecimento da superfície da água também leva a uma estratificação mais estável da coluna de água (SILVEIRA, 2013; HUISMAN, 2018).

As mudanças climáticas também influenciam nas florações potencialmente tóxicas, principalmente por constituir um sistema de retroalimentação da eutrofização. Moss et al. (2011) apontam que a mudança climática está intensificando os sintomas de eutrofização em águas doces e talvez a eutrofização possa promover a mudança climática concomitantemente (TUNDISI, 2008).

O fenômeno de eutrofização artificial das águas continentais está relacionado com o aumento da população e a crescente urbanização; a industrialização; o uso de fertilizantes químicos na agricultura e a lixiviação de solos pelas águas da chuva; e o despejo de efluentes domésticos e industriais sem nenhum tratamento. Todas essas ações antrópicas resultam no enriquecimento do ecossistema aquático por nutrientes (principalmente fósforo e nitrogênio). A importância destes elementos como desencadeadores do processo de eutrofização, resulta de sua atuação como fatores limitantes na produção primária de ecossistemas, por estarem relacionados com o processo fotossintético (ESTEVES, 1998; TUNDISI, 2008).

Atualmente, grande parte dos corpos d'água do Brasil estão eutrofizados (TRINDADE; MENDONÇA 2014), sendo as maiores incidências em locais próximos a centros urbanos e de áreas submetidas a atividades agrícolas (LEITE et al., 2018).

Existem pesquisas mostrando que está ocorrendo tanto a expansão de florações de cianobactérias em ecossistemas estuarinos e marinhos, como o surgimento de grandes florações em regiões antes não descritas, presumivelmente devido a uma combinação de eutrofização induzida pelo homem e mudança climática (CROSSETTI et al., 2018; HUISMAN, 2018). Porém, ainda não sabemos a gravidade do aumento da temperatura global sobre a biodiversidade local em ecossistemas aquáticos continentais.

É de extrema importância a realização de estudos práticos e sistêmicos para identificação da composição de cianobactérias potencialmente tóxicas no fitoplâncton de reservatórios para abastecimento. Assim é possível monitorar a qualidade da água para distribuição, além de contribuir para propor medidas de controle ou de diminuição dos danos causados pelas florações tóxicas.

Para preservação, recuperação e gestão desses reservatórios é necessário compreender, através de análises e estudos específicos a dinâmica limnológica desses ecossistemas. Nesse sentido, o estudo da composição, estrutura e dinâmica das comunidades do fitoplâncton pode ser essencial para entender de que forma as mudanças climáticas, a poluição e degradação dos corpos hídricos estão influenciando nos reservatórios e como isso pode ser prejudicial a qualidade das águas nos reservatórios de abastecimento.

4. OBJETIVOS

4.1 Objetivo Geral

Essa pesquisa tem como principal objetivo verificar a interação e resposta da comunidade fitoplanctônica a variáveis físicas, químicas e biológicas da água em relação ao ciclo hidrológico (período de cheia e seca) em um reservatório urbano eutrofizado (reservatório de Guarapiranga, SP, Brasil).

4.2 Objetivos específicos

- 1) Analisar a qualidade da água do reservatório nos períodos de cheia e seca considerando o padrão temporal e espacial;
- 2) Caracterizar a diversidade, abundância e biomassa do fitoplâncton no reservatório;
- 3) Determinar a contribuição da biomassa dos diferentes grupos taxonômicos do fitoplâncton no reservatório;
- 4) Verificar a ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas no reservatório entre os diferentes períodos hidrológicos;
- 5) Analisar a ocorrência de microcistina na água do reservatório.

5. HIPÓTESES

É esperado que os locais de coleta mais próximos à área de captação de água tenham melhor qualidade e conseqüentemente uma relativa diversidade da comunidade fitoplanctônica. Partindo do conhecimento prévio da literatura sobre a dinâmica do fitoplâncton em reservatórios eutrofizados e de especificidades do reservatório estudado, elaboram-se as seguintes hipóteses:

- 1) É esperado maior equilíbrio na dinâmica das variáveis ambientais e a ocorrência de maior diversidade fitoplanctônica nos locais mais próximos a região da barragem, a jusante, em contrapartida nos locais mais à montante e de zonas fluviais, principalmente na região do rio Parelheiros, local onde ocorre a transposição do braço Taquacetuba do complexo Billings, reservatório também degradado.
- 2) É esperado menor diversidade e dominância de espécies com vantagens adaptativas a ecossistemas com altas concentrações de nutrientes, como as cianobactérias.
- 3) Existem diferenças na estrutura das comunidades fitoplanctônicas entre o período chuvoso e seco em função da variabilidade ambiental tempo.

6. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A construção do reservatório Guarapiranga se iniciou no ano de 1906 contribuindo para o início da urbanização a região de Santo Amaro, a represa acabou por receber esse mesmo nome devido ao rio que a abastece. A princípio a represa foi construída com intuito de fornecer energia elétrica à Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). Sua construção teve o objetivo de regular a vazão do rio Tietê para aumentar a capacidade de produção de energia na região, uma vez que essa região sofria com o período de estiagem. Somente a partir de 1928 o reservatório adquiriu importância para o abastecimento público como fonte de água potável (LEONARDI, 2018; MOSCHINI-CARLOS; POMPÊO, 2020).

O reservatório Guarapiranga localiza-se na Bacia do Alto Tietê que é composta por 35 municípios e corresponde à área drenada pelo rio Tietê. Para facilitar a administração, o Comitê de Bacia do Alto Tietê divide-se em cinco subcomitês, sendo um deles o Cotia- Guarapiranga. Possui área de drenagem de 638 km²(1) (8% da área total da RMSP, e tem como principal corpo d'água, o reservatório formado pelo represamento do rio Guarapiranga, sendo os rios Parelheiros, Embu Mirim, Embu Guaçu e seu afluente, o Ribeirão Santa Rita, seus principais tributários (SÃO PAULO, 2006; SÃO PAULO, 2008; IKEMATSU, 2014).

O segundo manancial de maior importância para o abastecimento público da RMSP é a Bacia do Guarapiranga, no qual atende quatro milhões de habitantes das zonas sul e sudoeste da capital paulista. A partir de 1928 a represa se tornou uma das principais fontes de abastecimentos de São Paulo contando com uma vazão média de 1 m³/s, (SILVA, 2005; IKEMATSU, 2014). Os Sistemas Cantareira, Guarapiranga/Taquacetuba (Billings) e Rio Grande/Billings são responsáveis por 77% da água utilizada para abastecimento da RMSP, dos quais aproximadamente 21% é proveniente do Sistema Guarapiranga (IKEMATSU, 2014).

O Guarapiranga possui 13 metros de maior profundidade média e nas demais áreas 6 metros. Está localizado na altitude de 740 metros e latitude 46°32' com pluviosidade de 1400 mm por ano tendo um clima temperado e úmido com a temperatura média de 17,5 °C. A área do espelho d'água é de 34 km² e o tempo médio de residência da água é de 120 dias (SILVA, 2005; NISHIMURA, 2012)

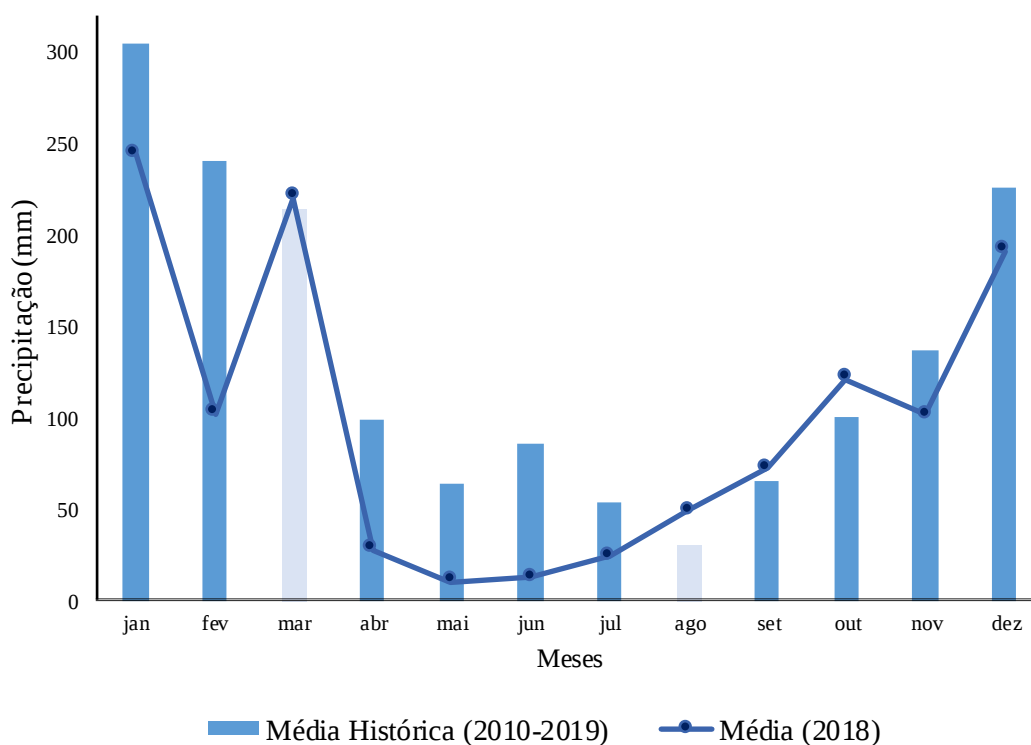
O uso e ocupação do solo do entorno do reservatório é majoritariamente definido por regiões urbanas e pela agricultura. Essas atividades podem influenciar na qualidade e quantidade de água disponível no reservatório (ANDRADE et al., 2015).

6.1 Coletas das amostras em campo

Este projeto de pesquisa faz parte do projeto intitulado: "Relação entre variáveis limnológicas (abióticas e bióticas) e sazonalidade nos fluxos dos gases CH_4 e CO_2 em regiões fluviais das represas Billings e Guarapiranga (São Paulo - SP)". Processo FAPESP: 2017/10355-1, coordenado pela Profa. Dra. Roseli Frederigi Benassi (Universidade Federal do ABC, UFABC/CECS).

De posse das amostras previamente coletas em meses específicos, o mês de março de 2018 foi escolhido e considerado como período chuvoso, de maior precipitação, e o mês de agosto escolhido como período seco, de baixa precipitação (Figura 3). A seleção desses meses foi realizada considerando a série histórica de dez anos para precipitação na UGRHI 6.

Figura 3 - Dados pluviométricos do reservatório de Guarapiranga



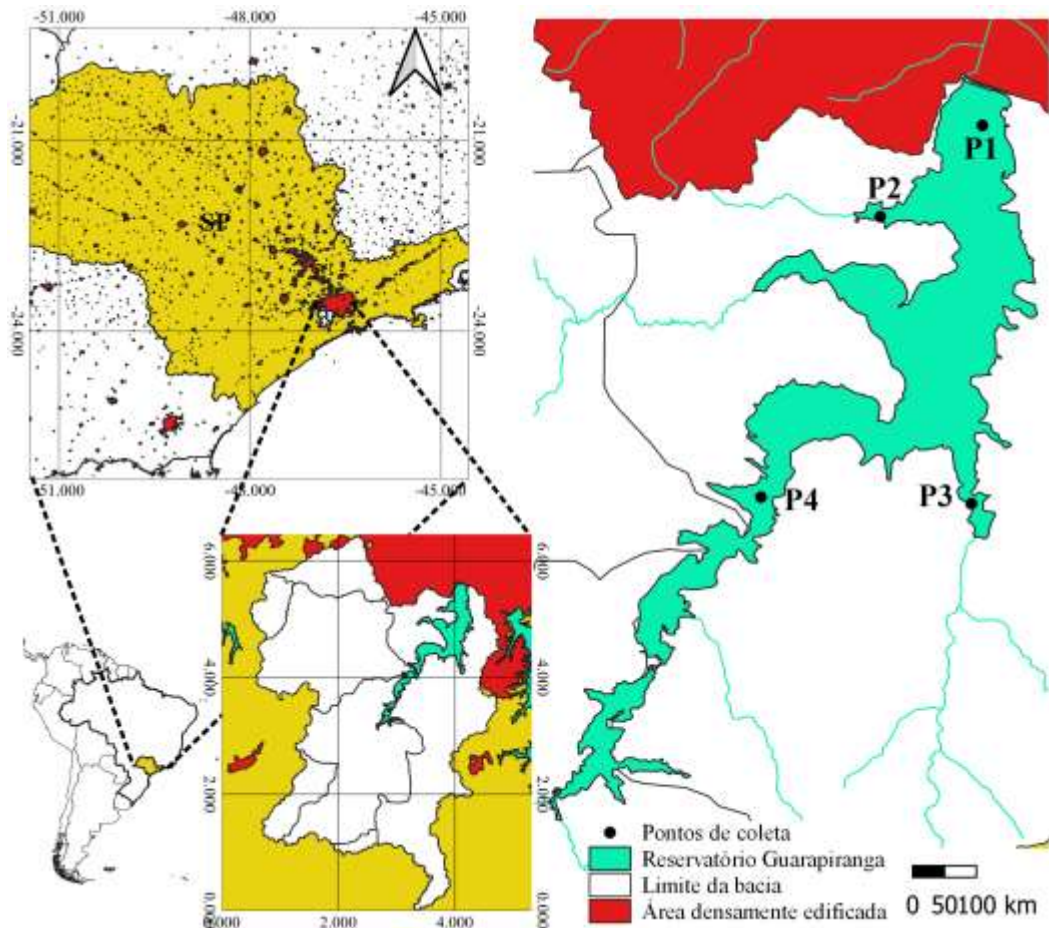
Fonte: Autoria própria

Nas barras em cores mais claras estão os meses aqui estudados.

Foram selecionados quatro regiões de coletas ao longo do reservatório: P1: definida como zona lacustre do reservatório, com maior profundidade média e ausência de macrófitas, é a região mais próxima a barragem, local onde ocorre a captação de água para abastecimento público. P2: zona lacustre, região com influência dos braços laterais do córrego Itupu e Guavirutuba, situada próxima à marina, com movimentação de embarcações e presença de macrófitas nas margens. P3: zona intermediária, região com influência da transposição do braço

Parelheiros (Billings) e P4: zona fluvial, região a montante, mais preservada, com pouco ou quase nenhum avistamento de macrófitas aquáticas (Figura 4).

Figura 4 - Localização geográfica das regiões de amostragem no reservatório Guarapiranga



Fonte : Autoria própria.

6.2 Análise das amostras de água do reservatório Guarapiranga

As coletas das amostras de água tanto para às análises das variáveis físicas, químicas e biológicas quanto da estrutura e dinâmica do fitoplâncton foram realizadas pelo grupo da Profa. Dra. Roseli Benassi nos meses de março e agosto do ano de 2018. As coletas das amostras foram realizadas na sub superfície da água e as análises das variáveis ambientais foram processadas no Laboratório de Análises Ambientais e o Laboratório de Processos Biológicos da Universidade Federal do ABC (UFABC).

CAPÍTULO 2

HETEROGENEIDADE ESPAÇO-TEMPORAL DAS VARIÁVEIS FÍSICAS, QUÍMICAS E BIOLÓGICAS DA ÁGUA NO RESERVATÓRIO GUARAPIRANGA, SP

1. INTRODUÇÃO

A qualidade e quantidade da água é fundamental para a manutenção da vida, visto que trata-se de um bem comum e um recurso natural essencial ao consumo humano e ao desenvolvimento social, econômico e tecnológico. Estão intimamente relacionadas uma vez que a qualidade depende da quantidade existente para dissolver, diluir e transportar substâncias tanto benéficas quanto maléficas aos seres que dela fazem uso, além de que independente da quantidade de água disponível não significa que há potabilidade para consumo (SILVA, 2016).

Diante dos múltiplos usos da água e a necessidade do homem para supri-los, tem sido construídos reservatórios principalmente para o abastecimento público. Os reservatórios artificiais modificam a paisagem e alteram várias características físicas, químicas e biológicas da água e da paisagem. A bacia hidrográfica do Guarapiranga foi transformada pela primeira vez, a partir de 1928, para integrar a Represa Guarapiranga com sua zona de proteção aos mananciais e para abrigar clubes náuticos e outras atividades associadas ao lazer da população paulistana. Na década de 1970 ocorreram novas transformações através da construção de um polo industrial que atraiu uma população considerável para a região. Por fim, entre as décadas de 1980 e 1990, surgem os loteamentos populares clandestinos ao redor da represa, que cresceram desordenadamente tendo como uma das consequências o lançamento de esgoto não tratado no reservatório (OKAMURA, 2020).

A modificação do uso e ocupação do solo da região em conjunto com a degradação da qualidade da água provocados por poluições de fontes pontuais e difusas de esgoto doméstico e industrial, a perda da infiltração do solo pela impermeabilização da região causados pela retirada de vegetação, o uso de agrotóxicos e várias outras condições, afetam a qualidade da água quanto às variáveis físicas, químicas e biológicas da água (TUCCI, 2008). Nesse sentido, o monitoramento limnológico possibilita mensurar o grau de degradação da qualidade da água e permite a construção de diretrizes que auxiliem o poder público na tomada de decisão para mitigar o problema, seja tratando as causas ou no tratamento da água para enquadramento de sua potabilidade. O presente estudo objetivou caracterizar as variáveis físicas, químicas e

biológicas da água no reservatório de Guarapiranga (SP), a partir de uma análise espacial e temporal.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Análise das variáveis físicas, químicas e biológicas da água

Os parâmetros analisados *in situ* estão apresentados na tabela 2, assim bem como os métodos utilizados para as análises.

Tabela 2 - Metodologias utilizadas para análises das variáveis físicas, químicas e biológicas da água

Variáveis	Métodos	Referência
Turbidez	Disco de Secchi	-
Potencial Hidrogeniônico	Potenciométrico/ sonda multiparâmetros YSI 63	-
Condutividade Elétrica	Condutoométrico/ sonda multiparâmetros YSI 63	-
Oxigênio Dissolvido	Potenciométrico/ sonda multiparâmetros YSI 63	-
Demanda Bioquímica de Oxigênio	Oxiômetro AT 160 SP	-
Ortofosfato	Método 4500P B- Ácido ascórbico	APHA (1998)
Fósforo total	Método 4500P B- Ácido ascórbico	APHA (2012)
Carbono Orgânico Dissolvido	Método 5310 B - Combustão à alta temperatura	APHA (2012)
Carbono Inorgânico Dissolvido	Método 5310 B - Combustão à alta temperatura	APHA (2012)
Carbono Total Dissolvido	Método 5310 B - Combustão à alta temperatura	APHA (2012)
Nitrato	Cromatografia de íons/4500-NO ₃ - (íon seletivo)	APHA (2012)
Amônio	Cromatografia de íons/4500-NO ₃ - (íon seletivo)	APHA (2012)
Nitrogênio Total	Método 4500N C – Digestão com persulfato	APHA (2012)
Clorofila-a	Sonda multiparametric probe (Brand: Hach Hydrolab, model: DS5X).	-
Índice de Estado Trófico	-	Lamparelli (2004)

Fonte: Autoria própria.

As variáveis analisadas foram: Turbidez (T); Potencial Hidrogeniônico (pH); Condutividade Elétrica (CE); Oxigênio Dissolvido (OD); Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO); Ortofosfato (Ort); Fósforo total (PT); Carbono Orgânico Dissolvido (CDO); Carbono Inorgânico Dissolvido (CID); Carbono Total Dissolvido (CTD); Nitrato (NO₃); Amônio (NH₄); Nitrogênio Total (NT); Clorofila a (Cl-a); Índice de Estado Trófico (IET).

O Índice de Estado Trófico (IET) tem por finalidade classificar corpos d'água em diferentes graus de trofia, ou seja, avalia a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes (CETESB, 2020). A classificação do estado trófico do reservatório Guarapiranga foi realizada utilizando o IET proposto por Lamparelli (2004), pois este é o método utilizado para pela da CETESB nos reservatórios do Estado de São Paulo.

2.2 Análises estatísticas

Previamente foram realizados cálculos de média (M), desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) para cada variável limnológica. Para verificar o padrão das variáveis físicas, químicas e biológicas da água em escala temporal e espacial no reservatório, foi realizada a Análise de Componentes Principais (ACP) com matriz de correlação para caracterizar os locais de amostragem e identificar as variáveis que melhor os diferenciam. Desta forma, buscou-se

reduzir a dimensionalidade de dados multivariados, criando algumas variáveis-chave que caracterizaram a variação do conjunto da matriz de dados. Antes de realizar a ACP foi feito o Teste de Bartlett, excluindo as variáveis não significativas ($p < 0,05$) e o Teste Kaiser-Meyer-Olkin ($p < 0,05$). Foram consideradas as variáveis com correlação significativa, aquelas que apresentaram $r > 0,5$ com os eixos 1 e 2 da ordenação. As análises estatísticas foram realizadas por meio do software Past 3 ® e o RStudio Team ® (R Project for Statistical Computing®) versão 4.0.3.

A ACP foi utilizada como método de ordenação e transformação dos dados, a partir das correlações entre as variáveis físico-químicas da água com o intuito de agrupar os pontos através da similaridade e dissimilaridade entre as variáveis analisadas. Em uma análise de componentes principais, o agrupamento das amostras define a estrutura dos dados através de gráficos de *scores* e *loading*, cujos eixos são componentes principais (PCs) nos quais os dados são projetados. Os *scores* fornecem a composição das PCs em relação às amostras, enquanto os *loading* fornecem essa mesma composição em relação às variáveis. Como as PCs são ortogonais, é possível examinar as relações entre amostras e variáveis através dos gráficos dos *scores* e *loading*. O estudo conjunto de *scores* e *loading* ainda permite estimar a influência de cada variável em cada amostra (NAIK, 2018).

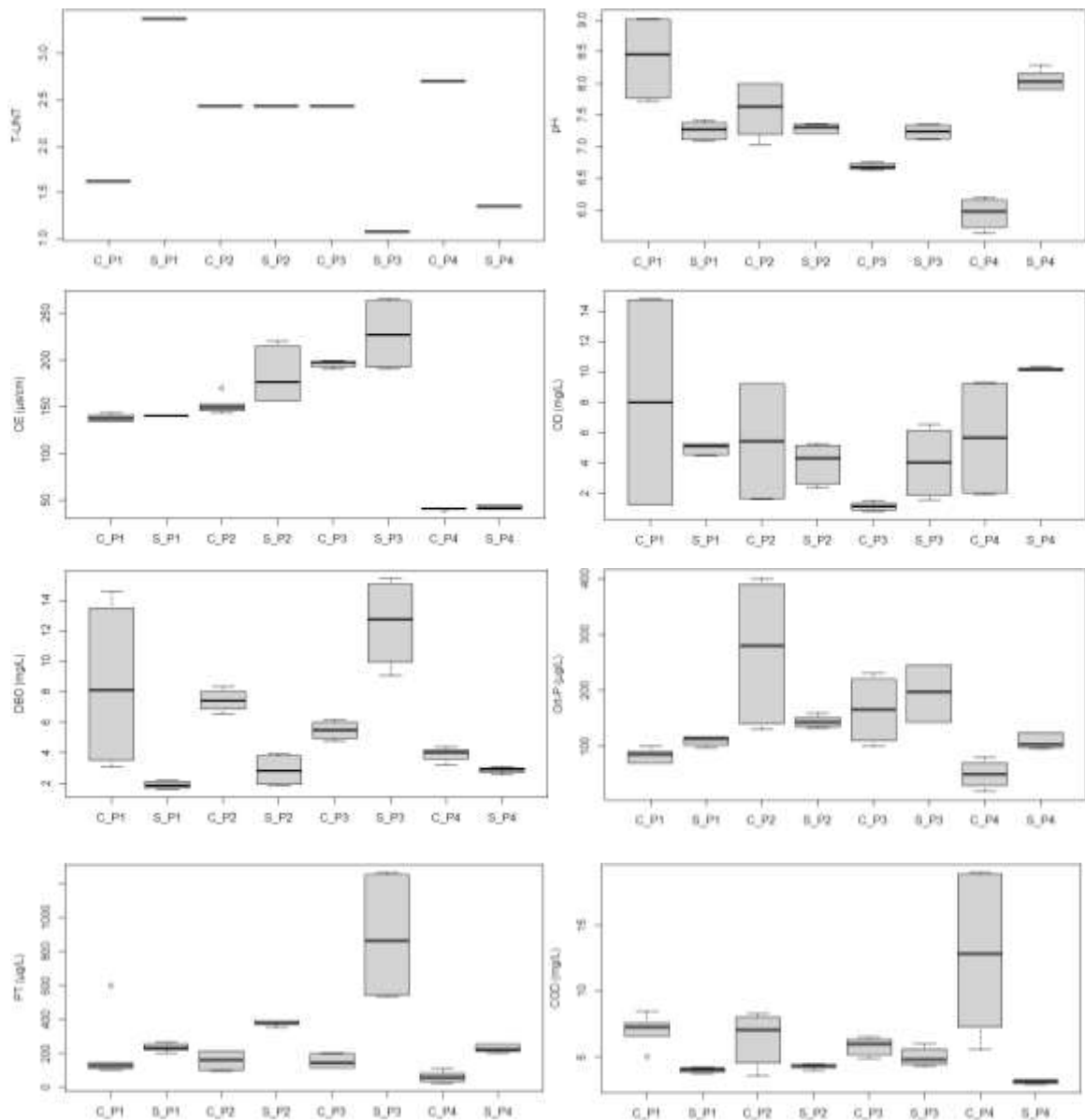
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

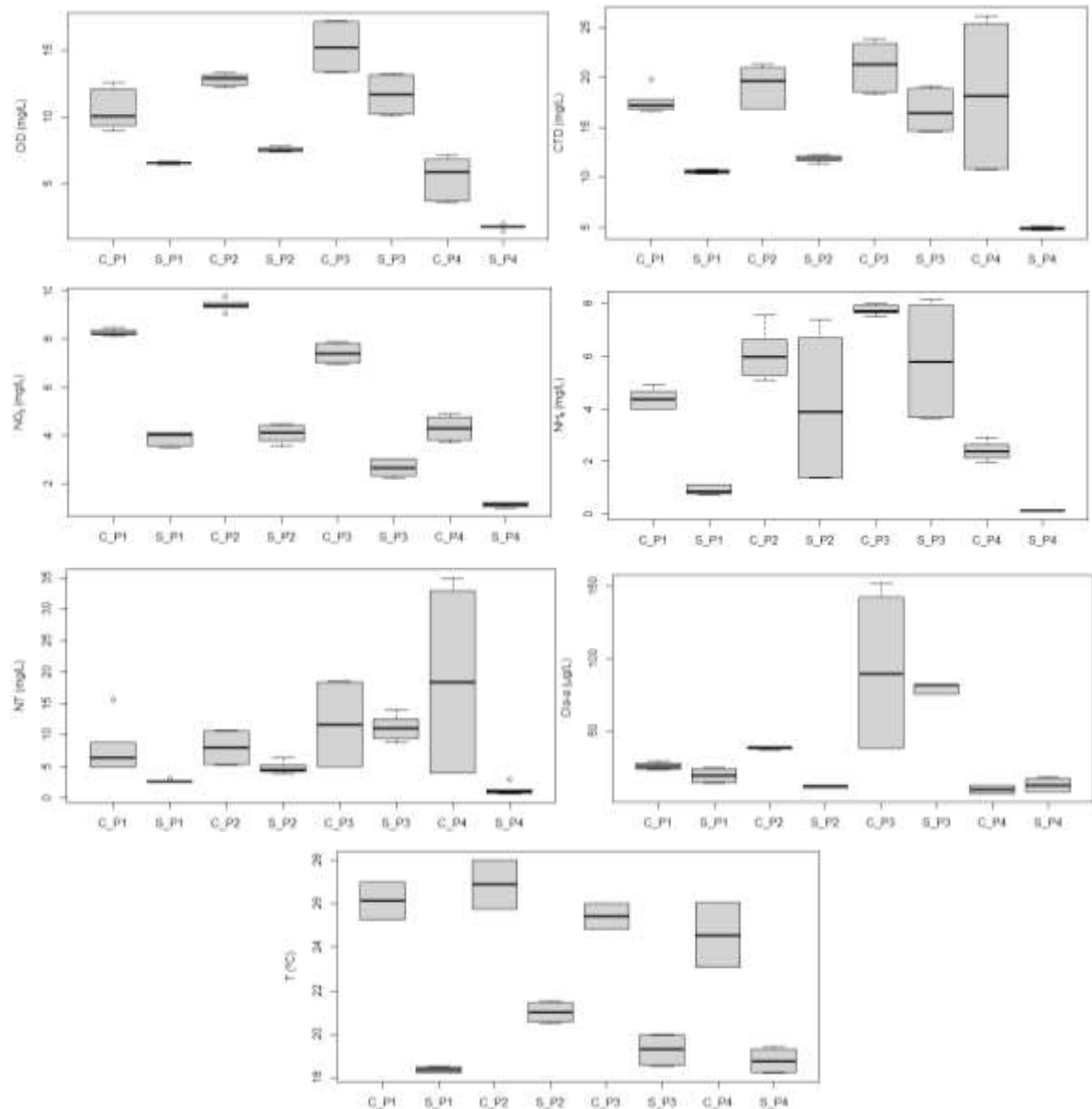
As variáveis e os respectivos teores obtidos foram agrupadas em tabela apêndice A, na qual estão indicados as estações chuvosa e seca e as zonas limnológicas do reservatório (P1, P2, P3, P4), a média (M) desvio padrão (DP) e o coeficiente de variação (CV%). Para o período chuvoso, o CV das variáveis condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, ortofosfato, fósforo total, carbono orgânico dissolvido, carbono inorgânico dissolvido, nitrato, amônio, nitrogênio total, e clorofila-a tiveram variação acima de 25%, demonstrando dispersão dos dados, maior variabilidade relativa à sua média, ou a heterogeneidade espacial das amostras.

Por outro lado, para o período seco, obteve-se maiores CV além das variáveis supracitadas, exceto a variável carbono orgânico dissolvido e incluindo a variável turbidez e carbono total dissolvido com variação acima de 25%. Entre os períodos hidrológicos obteve-se maior CV no geral para o período de seca, com exceção das variáveis pH, oxigênio dissolvido, ortofosfato, carbono orgânico dissolvido, no qual a diferença para o oxigênio dissolvido foi ínfima, indicando assim, que este, não sofreu grande variação nos quatros pontos ao longo do reservatório Guarapiranga durante as estações de maiores e menores precipitações.

Os resultados aqui obtidos diferem dos encontrados pelos autores Andrade (2005), Cardoso-Silva (2018), Nishimura (2012), Pompêo et al. (2013), e Machado (2016), em que apontam o local de coleta P3, região próxima ao córrego Parelheiros, com maiores valores para todas as variáveis limológicas. Nesta pesquisa, apenas a turbidez, carbono orgânico dissolvido, nitrogênio total para o período chuvoso e o potencial hidrogeniônico e oxigênio dissolvido para o período seco tiveram maiores valores que nos outros locais. A figura 5 apresenta o comportamento das variáveis entre os períodos e os pontos de coleta.

Figura 5 - Boxplots das variáveis físicas, químicas e biológicas analisadas no período chuvoso (C) e seco (S) no reservatório Guarapiranga, SP





Fonte: Autoria própria.

As variáveis analisadas foram: Turbidez (T); Potencial Hidrogeniônico (pH); Condutividade Elétrica (CE); Oxigênio Dissolvido (OD); Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO); Ortofosfato (Ort); Fósforo total (PT); Carbono Orgânico Dissolvido (CDO); Carbono Inorgânico Dissolvido (CID); Carbono Total Dissolvido (CTD); Nitrato (NO₃); Amônio (NH₄); Nitrogênio Total (NT); Clorofila a (Cla-a). Temperatura (T°C). Pontos de coletas: P1 (zona lacustre/captação); P2 (zona lacustre com influência dos córregos Itupu e Guavirutuba); P3 (zona intermediária com influência do braço Parelheiros) e P4 (zona fluvial).

O reservatório Guarapiranga é enquadrado na classe 1, de acordo com o Decreto de nº 8468 de 1976. De acordo com a normativa CONAMA nº 357 de 2005, a concentração de clorofila-a limite para esse enquadramento de corpo hídrico é de 10μg.L⁻¹. Foram encontradas praticamente para todos os pontos de coleta, tanto no período chuvoso quanto no período seco, concentrações superiores aos limites estabelecidos pela legislação, indicando alta produtividade primária no reservatório, exceto na zona intermediária (P3) para o período chuvoso (9,5μg.L⁻¹).

A zona fluvial (P4) esteve com as maiores e elevadas concentrações em ambas as estações (91,6µg.L⁻¹ no período chuvoso e 79,8µg.L⁻¹ no período seco).

A concentração de fósforo total para todas as zonas, tanto no período seco quanto no chuvoso também excederam o limite de 0,020 mg/L estabelecido pela legislação supracitada para ambientes lóticos com tempo de residência superior a 40 dias.

Para a variável nitrato, os valores estiveram em conformidade com a legislação CONAMA nº 357 de 2005 (10,0 mg/L). Os menores teores foram encontrados no período seco. Por outro lado, para a variável amônio a legislação estabelece os limites de: 3,7 mg/L (para pH até 7,5); 2,0 mg/L (para pH maior que 7,5 até 8,0); 1,0 mg/L (para pH maior que 8,0 até 8,5); 0,5 mg/L (para pH acima de 8,5). Os pontos de coleta que ultrapassaram os limites no período chuvoso estiveram na zona lacustre P1 (4,4 mg/L) e P2 (6,1 mg/L) e zona fluvial P4 (7,7 mg/L). Já para o período seco, os pontos de coleta que ultrapassaram os limites estiveram na zona lacustre P2 (4,1 mg/L) e na zona fluvial P4 (5,8 mg/L).

Para a variável turbidez o limite estabelecido no Brasil pela Portaria nº 888 de 2021, do Ministério da Saúde, é de 5 UNT. Os teores obtidos para esta variável estavam inferiores a esse limite máximo. De acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005, os valores de oxigênio dissolvido devem ser superiores a 6 mg/L. Os resultados aqui obtidos foram inferiores a 6mg/L, exceto para a zona lacustre P1 (8 mg/L) do período chuvoso e na zona intermediária P3 (10,2 mg/L) do período seco. A região fluvial (P4) apresentou os menores valores nas duas estações (1,1 mg/L na estação chuvosa e 4 mg/L na estação seca).

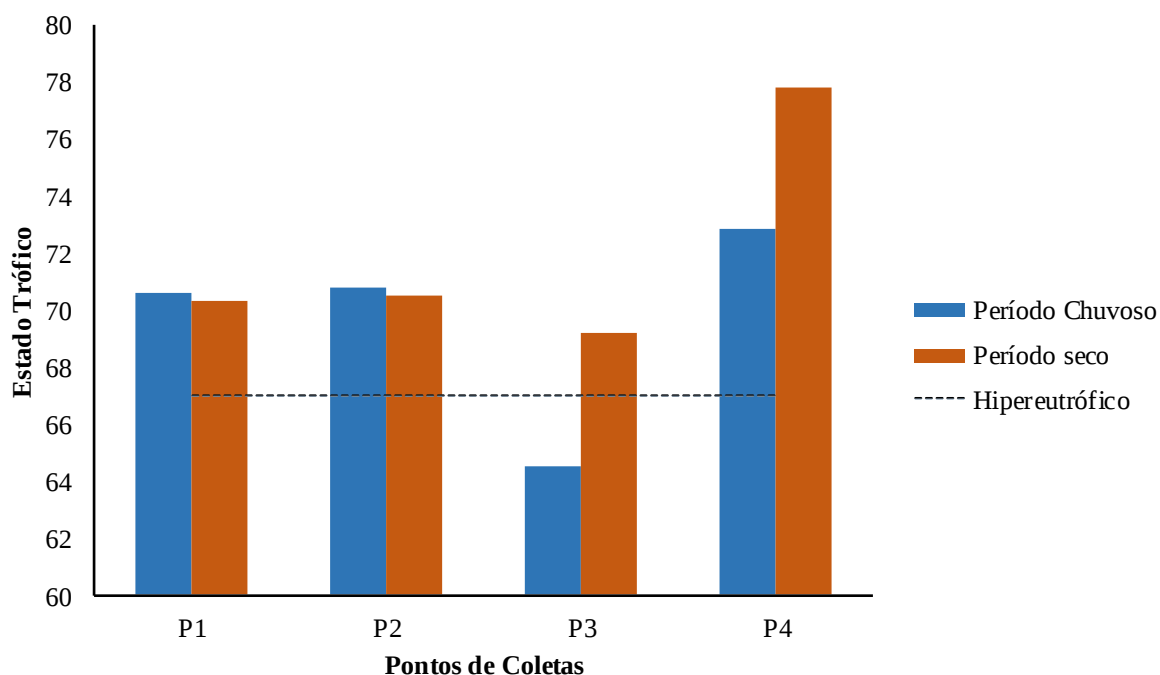
Os valores de condutividade elétrica acima de 100 µS/cm⁻¹ indicam ambientes impactados (CESTEB, 2019). Os valores aqui obtidos foram superiores para a maior parte dos pontos de coletas, exceto na zona intermediária (P3) em ambas as estações. Os valores foram maiores no período seco. Baixos valores de condutividade elétrica estão relacionados com os processos de produção primária, próxima à superfície, enquanto um aumento destes estão associados com as condições de decomposição (ESTEVES, 1998).

a) Índice de Estado Trófico (IET)

Os resultados obtidos para o IET em quase todos os pontos amostrais classificam o grau de trofia do reservatório Guarapiranga em hipereutrófico (> 67) para o período chuvoso e seco (Figura 6), exceto na zona intermediária (P3) para o período chuvoso, o qual é classificado como supereutrófico. Os valores obtidos indicam que o reservatório é afetado por elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, condição que favorece o crescimento de microalgas e a florações de cianobactérias potencialmente tóxicas. Esses fatores acarretam na

degradação da qualidade da água para consumo, o que reflete nas estratégias de manejo do reservatório e encarece o custo do tratamento da água, além de influenciar nos múltiplos usos do reservatório. A categoria hipereutrófica diminui a possibilidades de usos dos lagos e represas para abastecimento, recreação de contato primário e secundário, irrigação dentre outros (RIBEIRO, 2007).

Figura 6 - Resultado sazonal do IET



Fonte: Autoria própria.

Categorizado como Hipereutrófico IET > 67

Existem dois pontos de amostragem para monitoramento da CETESB no reservatório Guarapiranga: o ponto GUAR 00900 indica a condição de qualidade da água próxima à barragem, local de captação e o segundo ponto GUAR 00100, reflete qualidade da água próxima à foz do rio Parelheiros.

Conforme apontado pela CETESB (2019) a região próxima a jusante da várzea do rio Parelheiros é influenciada pela carga orgânica advinda das bacias de drenagem do ribeirão Itaim e do rio Parelheiros, as quais possuem deficiência nos sistemas de coleta e tratamento de esgotos, fato que contribui para a qualidade da água nesse ponto.

Tabela 3 - Classificação do estado trófico e série histórica dos pontos de monitoramento da CETESB

Pontos de Monitoramento	Ano					
	2013	2014	2015	2016	2017	2018
GUAR 00900	Eutrófico	Supereutrófico	Eutrófico	Eutrófico	Eutrófico	Supereutrófico
GUAR 00100	Supereutrófico	Hipereutrófico	Supereutrófico	Supereutrófico	Hipereutrófico	Supereutrófico

Fonte: Adaptado de CETESB (2019).

Não consta classificação para as categorias Ultraoligotrófica, Oligotrófica e Mesotrófica para os pontos amostrados pela CETESB.

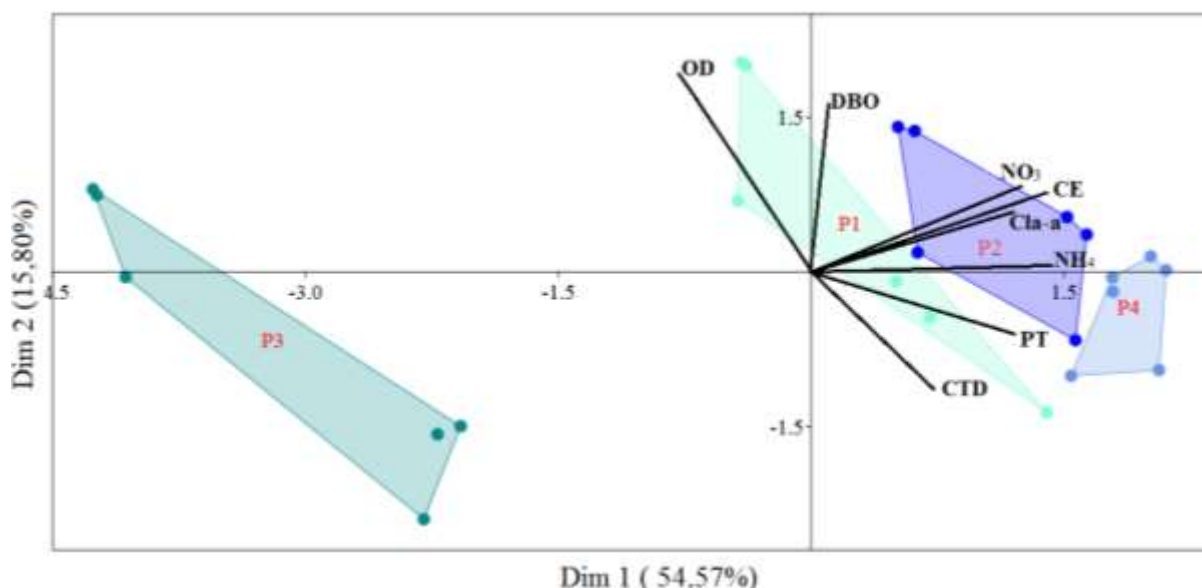
Ao longo dos anos de 2013 a 2018, nos pontos de monitoramento da CETESB obteve-se os valores discriminados na Tabela 6. Os resultados aqui obtidos estão de acordo com a classificação de trofia da CETESB para o ano de 2018, indicando que o reservatório necessita de especial atenção no que diz respeito ao manejo e recuperação da qualidade e quantidade da água, uma vez que os dados históricos mostraram que as médias anuais de clorofila-a e fósforo total entre 2015 e 2019, vem exibindo uma elevação gradual na região da captação, sendo mais elevadas na região do braço do Parelheiros (GUAR 00100). Esse local encontra-se extremamente eutrofizado e desde 2014 exibindo condição trófica, segundo o IET, de supereutrófico a hipereutrófico.

2.1 Análises estatísticas

Os dois primeiros eixos da ACP realizada para o período chuvoso explicaram 70,37% da variância total do conjunto de dados para o sistema (Dim 1 = 54,57% e Dim 2 = 15,18%) (Figura 7). As variáveis mais representativas para explicar a variância dos dados na Dim 1 foram amônio (0,46), condutividade elétrica (0,45) e nitrato (0,40). Para a Dim 2 as variáveis com maior representação na variância dos dados foram oxigênio dissolvido (0,61), demanda bioquímica de oxigênio (0,52) e nitrato (0,26).

A ACP demonstrou haver diferenças no padrão espacial das variáveis limnológicas através da distribuição das regiões amostradas (P1, P2, P3, P4) (Figura 7), na qual apresentaram separações (*scores*) pouco delimitados por variáveis distintas. As zona intermediária (P3) apresentou características distintas em relação as variáveis ambientais. Nessa região foram identificados os menores valores das variáveis mais representativas na análise, incluindo os nutrientes nitrato e amônio.

Figura 7 - Biplot da análise de Componentes Principais (ACP) de correlação entre as variáveis limnológicas analisadas no período chuvoso



Fonte: Autoria própria.

Pontos de coletas: P1 (zona lacustre/captação); P2 (zona lacustre com influência dos córregos Itupu e Guavirutuba); P3 (zona intermediária com influência do braço Parelheiros) e P4 (zona fluvial). Variáveis analisadas: Condutividade Elétrica (CE); Oxigênio Dissolvido (OD); Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO); Fósforo Total (PT); Carbono Total Dissolvido (CTD); Nitrato (NO_3); Amônio (NH_4) e Clorofila-a (Cla-a).

As variáveis amônio, condutividade elétrica e nitrato estão relativamente associadas e distribuídas no *scores* correspondentes à zona lacustre (P2). Portanto, demonstram forte influência na dinâmica das variáveis nessa região.

A condutividade elétrica está relacionada ao metabolismo do ecossistema aquático e fornece informações sobre processos como produção primária e decomposição. Isto acontece devido a composição iônica da água. Quanto maior a quantidade de íons presentes na água maior será sua condutividade elétrica. Portanto, contribui para identificação de fontes poluidoras, por isso é uma forma de avaliar a disponibilidade de nutrientes nos ecossistemas aquáticos (ESTEVES, 1988; SILVA, 2015; SILVA, 2016).

Altas concentrações de matéria orgânica em decomposição aumenta a quantidade de íons dissociados na água, o que resulta no aumento da condutividade elétrica, justificando a correlação das formas de nitrogênio, incluindo o amônio e nitrato, com a condutividade devido à decomposição da matéria orgânica (ROCHA et al., 2019).

Parâmetros de qualidade da água, incluindo a condutividade elétrica, apresentaram maiores valores em microbacias que possuem predominância de usos antrópicos. Araujo et al. (2018) encontrou menores valores de condutividade elétrica e nutrientes em bacia hidrográfica de área mais preservada e valores mais elevados em áreas menos preservadas. Akaishi et al. (2006) encontraram valores mais altos de condutividade e nutrientes em um lago com grande atividade

humana. Souza et al. (2012) associaram altos valores de condutividade elétrica da água à contaminação devido a esgotamento de fossas e à oxidação da água rica em sólidos ferrosos. Cardoso-Silva et al. (2014) associaram altos valores de condutividade elétrica e sólidos totais ao recebimento da grande quantidade de esgotos, provenientes da ocupação das sub-bacias.

Os valores de condutividade para rios brasileiros variam na faixa de 10 a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ (VON SPERLING, 1999). Valores superiores indicam ambientes impactados (CETESB, 2019). De acordo com Silva (2016) desde os anos 2000 o reservatório Guarapiranga vem apresentando altos valores de condutividade elétrica (acima de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$) principalmente nos períodos de estiagem, corroborando com os resultados aqui obtidos, no qual os valores de condutividade foram superiores a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ em ambas as estações exceto na zona intermediária (P3) e os maiores valores de condutividade foram encontrados no período seco. Araujo et al. (2018) também obteve resultados de menor condutividade no período chuvoso. Isso pode ter relação à diluição dos compostos da água devido às chuvas (SOUSA et al., 2012). Sendacz et al., (2005) obteve resultados similares com valores mais elevados no rio Taiaçupeba-Mirim no período seco (200 $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$) ao invés do período chuvoso (167 $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$).

Além do escoamento superficial das águas da chuva aumentar a concentração de sólidos dissolvidos e estes possuírem relação direta com a condutividade elétrica da água, a aplicação de algicidas a base de sulfato de cobre, usado no reservatório Guarapiranga quando há floração de algas, também influencia nos altos valores de condutividade do reservatório (SÃO PAULO, 2008).

A zona intermediária (P2) é a região mais próxima a zona lacustre (P1), região da barragem, local onde se esperava maior concentração de nutrientes e consequentemente valores mais alto de condutividade elétrica. Porém, a zona intermediária (P2) tem influência direta das águas dos braços laterais do córrego Itupu e Guavirutuba que foi relatada por Silva (2016) como a região de maiores valores de amônio e nitrito e categorias de maiores trofia.

Quanto às variáveis mais representativas para explicar a variância do conjunto de dados da matriz na Dim 2 estão o oxigênio dissolvido e a demanda bioquímica de oxigênio. Essas variáveis não apresentaram relação direta a uma zona específica do reservatório, porém os resultados da ACP demonstram que estas tem forte influência na dinâmica das variáveis no período chuvoso de um modo geral.

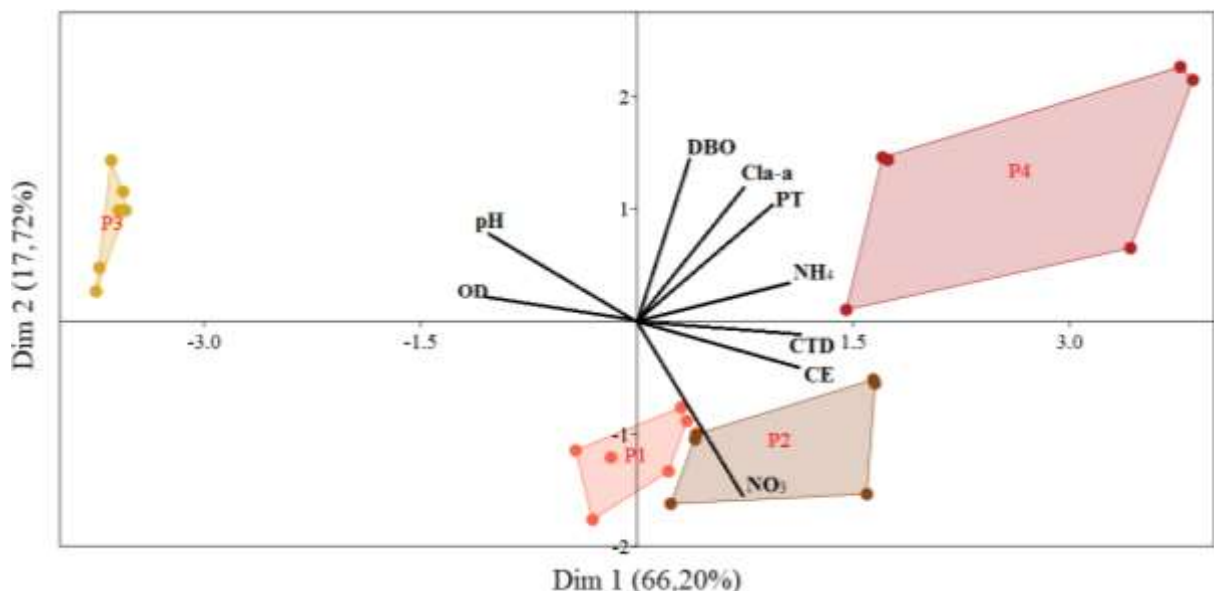
Estas variáveis tem relação com a decomposição da matéria orgânica e à atividade fotossintética do fitoplâncton. O oxigênio dissolvido e a demanda bioquímica de oxigênio são importantes indicadores da qualidade da água, uma vez que indica a carga poluidora sob forma de matéria orgânica. Valores elevados de DBO indicam a presença de lançamento de esgoto.

Baixas concentrações de oxigênio dissolvido podem indicar processos de eutrofização (NORIEGA et al., 2005). Buzelli e Cunha-Santino (2013) também observaram a influência da biomassa fitoplanctônica na demanda bioquímica de oxigênio, principalmente em período de seca, em decorrência de processos de decomposição.

Para o período seco, os dois primeiros eixos da ACP explicaram 83,92% da variância total do conjunto de dados para o sistema (Dim 1 = 66,20%, e Dim 2 = 17,72%). As variáveis mais representativas para explicar a variância dos dados na Dim 1 foram o carbono total dissolvido (0,40), condutividade elétrica (0,39) e amônio (0,37). Para a Dim 2 as variáveis com maior representação na variância dos dados foram nitrato (-0,54), demanda bioquímica de oxigênio (0,51) e clorofila-a (0,42) (Figura 8).

A ACP demonstrou haver diferenças no padrão espacial das variáveis limnológicas através da distribuição das regiões amostradas (P1, P2, P3, P4) no qual apresentam separações (*scores*) pouco delimitados por variáveis distintas. As zona intermediária (P3) apresentou características mais distintas em relação as variáveis ambientais. Nessa região foram identificados os menores valores da maior parte das variáveis representativas na análise, incluindo carbono total dissolvido, condutividade elétrica e amônio.

Figura 8 - Biplot da análise de Componentes Principais (ACP) de correlação entre as variáveis limnológicas analisadas no período seco



Fonte: Autoria própria.

Pontos de coletas: P1 (zona lacustre/captação); P2 (zona lacustre com influência dos córregos Itupu e Guavirutuba); P3 (zona intermediária com influência do braço Parelheiros) e P4 (zona fluvial). Variáveis analisadas: Potencial Hidrogeniônico (pH); Condutividade Elétrica (CE); Oxigênio Dissolvido (OD); Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO); Fósforo Total (PT); Carbono Total Dissolvido (CTD); Nitrato (NO₃); Amônio (NH₄) e Clorofila-a (Cla-a).

A ACP demonstrou que as variáveis carbono total dissolvido, condutividade elétrica e amônio possuem relativa associação, porém não apresentaram relação direta a uma zona específica do reservatório, o que indica forte influência na dinâmica das variáveis no período seco de um modo geral.

Quanto às variáveis mais representativas para explicar a variância do conjunto de dados da matriz na Dim 2 estão as variáveis nitrato, demanda bioquímica de oxigênio e clorofila-a. O nitrato, está distribuído no *scores* correspondentes à zona lacustre (P2), portanto, demonstra forte influência na dinâmica das variáveis nessa região. Como já mencionado esta variável tem relação com o processo de decomposição da matéria orgânica.

A DBO e Clorofila-a apresentaram relação positiva sem influência direta a uma zona específica de análise, porém com forte influência na dinâmica das variáveis no período seco. A própria natureza dessas variáveis justifica a associação entre elas. Como já mencionado, a DBO tem relação com a decomposição da matéria orgânica indicando a presença de lançamento de esgoto e consequentemente tem influência na atividade fotossintética do fitoplâncton. Buzelli e Cunha-Santino (2013) observaram a influência da biomassa fitoplanctônica na demanda bioquímica de oxigênio, principalmente em período de seca, em decorrência de processos de decomposição.

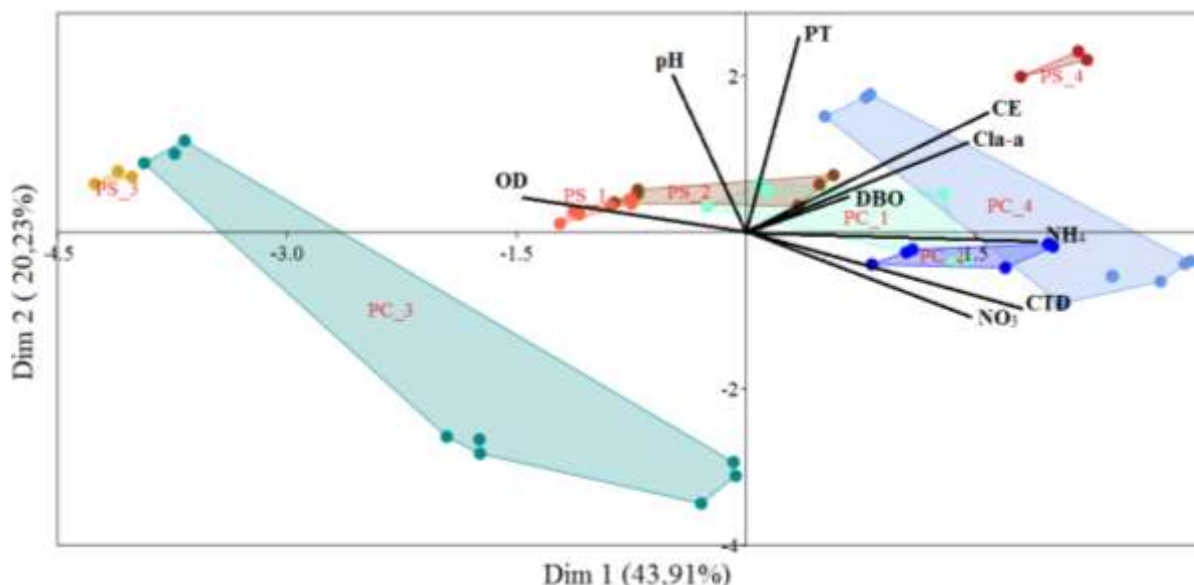
As análises realizadas indicou haver heterogeneidade espacial, ou seja entre as regiões do reservatório (zonas P1, P2, P3 e P4), porém, o padrão da dinâmica das variáveis quando comparados os períodos chuvoso e seco foi similar. O que indica uma certa compartimentalização das zonas do reservatório em relação as variáveis, porém baixa influência da sazonalidade.

No período chuvoso obteve-se maiores teores para a maior parte da variáveis ambientais nas zonas analisadas em contraposição ao período seco. Embora os maiores valores para as variáveis tenham sido encontrados no período chuvoso (CV= 577%), o coeficiente de variação para o período seco foi maior (CV=825%). Esse comportamento pode ser justificado devido às baixas precipitações, maior evaporação, diminuição do nível do reservatório e maior tempo de residência da água, que em conjunto com o lançamento de esgoto propiciam um aumento dos nutrientes e a baixa diluição destes.

A ACP realizada entre o período chuvoso e seco teve os dois primeiros eixos com explicação de 64,14% da variância total do conjunto de dados para o sistema (Dim 1 = 43,91%, e Dim 2 = 20,23%). As variáveis mais representativas para explicar a variância dos dados na Dim 1 foram amônio (0,47), carbono total dissolvido (0,44) e condutividade elétrica (0,39).

Para a Dim 2 as variáveis com maior representação na variância dos dados foram fósforo total (0,61), pH (0,49) e condutividade elétrica (0,37) (figura 9).

Figura 9 - Biplot da análise de Componentes Principais (ACP) de correlação entre as variáveis limnológicas analisadas nos períodos chuvoso (C) e seco (S)



Fonte: Autoria própria.

Pontos de coletas: P1 (zona lacustre/captação); P2 (zona lacustre com influência dos córregos Itupu e Guavirutuba); P3 (zona intermediária com influência do braço Parelheiros) e P4 (zona fluvial). Variáveis analisadas: Carbono Total Dissolvido (CTD; Nitrato (NO₃); Amônio (NH₄); Potencial Hidrogeniônico (pH); Oxigênio Dissolvido (OD); Fósforo Total (PT); Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO); Condutividade Elétrica (CE) e Clorofila-a (Cla-a).

O padrão de distribuição dos scores das zonas estudadas (P1, P2, P3 e P4) foi similar entre os períodos hidrológicos analisados. As variáveis mais significativas em ambos os períodos foram no geral, as mesmas, principalmente as associadas com processos de decomposição de matéria orgânica e crescimento e fotossíntese do fitoplâncton.

A zona intermediária P3 (com influência do braço Parelheiros) foi a mais distinta no período chuvoso se seco. Isso pode ser justificado devido a baixa qualidade da água do rio Parelheiros, o qual recebe água do Complexo Billings que vem sendo relatado com elevadas concentrações de nutrientes e altas categorias de eutrofização (Cardoso-Silva et al. 2014).

A ACP indicou maior similaridades entre as zonas lacustres P1 e P2 (área de captação de água e área com influência dos córregos Itupu e Guavirutuba) tanto no período seco quando no chuvoso. E a zona fluvial (P4) também seguiu o mesmo padrão em ambos os períodos hidrológicos.

3. CONCLUSÕES

- Através da análise aqui realizada, conclui-se que o reservatório Guarapiranga apresenta maior heterogeneidade espacial do que temporal, indicada pela variação do conjunto de dados analisados. A dinâmica das variáveis analisadas entre os períodos hidrológicos foi similar.
- As variáveis mais significativas em ambos os períodos analisados foram no geral as mesmas, associadas a poluição por esgotos e ao crescimento fitoplanctônico.
- No período chuvoso obteve-se um aumento das concentrações para a maior parte das variáveis ambientais, embora o coeficiente de variação e a influência das variáveis na dinâmica do reservatório tenha sido maior no período seco. O período seco as zonas (P1, P2, P3 e P4) analisadas se distinguiram mais umas das outras do que o período chuvoso.
- Os teores das variáveis clorofila-a, amônio e oxigênio dissolvido estiveram em desacordo com os padrões estabelecido pela legislação CONAMA de nº 357 de 2005.
- O reservatório foi categorizado como hipereutrófico para todos os locais de coletas durante as duas estações, exceto na zona intermediária (P3) para o período chuvoso, no qual se encontra supereutrófico o que requer medidas de manejo e recuperação, uma vez que os dados históricos mostram que a degradação da qualidade da água está estabelecida a bastante anos.

CAPÍTULO 3

RESPOSTA ESPAÇO-TEMPORAL DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA EM UM RESERVATÓRIO URBANO (GUARAPIRANGA, SÃO PAULO, SP)

1. INTRODUÇÃO

As atividades antrópicas vem afetando de forma significativa o meio ambiente em escala local e global. Essas alterações podem levar a drásticas mudanças na estrutura e composição das comunidades biológicas. Extinções locais de espécies ou mesmo grandes mudanças na abundância podem afetar as propriedades do ecossistema alterando suas funções. Os ecossistemas aquáticos possuem inúmeras propriedades que atuam fornecendo serviços que beneficiam de forma direta ou indireta os seres humanos, como a manutenção de ciclos hidrológicos, a regulação do clima, a ciclagem da água, do ar, e de nutrientes. Existe naturalmente uma variabilidade nessas propriedades e muitos fatores as influenciam em magnitude e estabilidade (HOOPER et. al., 2005).

Os reservatórios para abastecimento são ecossistemas artificiais construídos a partir do represamento de corpos hídricos. Diferem dos lagos artificiais em vários aspectos, como a morfogênese e o tempo de residência da água. Essas construções alteram o dinamismo e podem causar mudanças nas comunidades bióticas e no estado trófico podendo prejudicar a biodiversidade local e os serviços ecossistêmicos fornecidos (ZNACHOR et al., 2020). Além do abastecimento público os reservatórios possuem múltiplos usos, como a irrigação, o armazenamento em períodos de seca e o controle de cheias das áreas a jusante, a produção de energia hidroelétrica, recreação e lazer, dentre outros (STRAŠKRABA; TUNDISI, 2000; ZNACHOR et. al., 2020). Porém, quando localizados em bacias urbanizadas sofrem com inúmeros problemas sociais e ambientais ligados a urbanização, que influenciam na qualidade da água e do solo, na drenagem urbana, em deslizamentos e enchentes (ALVIM et al., 2015), e todos esses fatores influenciam na dinâmica das comunidades aquáticas, como por exemplo na comunidade fitoplanctônica.

O fitoplâncton compõe um grupo diverso de organismos sensíveis a variações nas condições ambientais em ecossistemas aquáticos. Refletem as alterações químicas, físicas e biológicas da água, constituindo um excelente bioindicador da qualidade da água e das funções e serviços ecossistêmicos em reservatórios (SANTOS, 2008). Apresentam fundamental importância na manutenção da vida aquática, pois são organismos fotossintéticos, portanto,

base da cadeia alimentar, e representam a principal fonte de oxigênio e energia para os níveis tróficos (SANT'ANNA et al., 2007). As variações espaciais e temporais das condições ambientais do reservatório influenciam no padrão de distribuição qualitativa e quantitativa das comunidades fitoplanctônicas, na biomassa e na produção primária (ESTEVES, 1998).

No Brasil, especialmente no Estado de São Paulo, vários reservatórios encontram-se eutrofizados, com a qualidade de suas águas deterioradas, afetando a vida dos organismos que neles habitam (GENTIL et al., 2008). Nesse sentido, estudos sobre a composição, diversidade, abundância e biomassa do fitoplâncton e suas relações com variáveis ambientais, permitem estabelecer relações entre a diminuição da qualidade da água e atividades antrópicas, principalmente em reservatórios urbanos. Dessa forma, é fundamental o monitoramento da água e da relação na distribuição dos táxons, considerando a compartimentalização e o estado trófico dos reservatórios.

2. OBJETIVOS

- 1) Analisar a ocorrência e distribuição de cianobactérias e algas planctônicas em um reservatório urbano;
- 2) Caracterizar a diversidade, abundância e biomassa do fitoplâncton em um reservatório urbano;
- 3) Determinar a variação espaço-temporal da biomassa fitoplanctônica e relacioná-la com as variáveis físicas, químicas e biológicas da água em um reservatório urbano;
- 5) Verificar a ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas em um reservatório urbano entre diferentes períodos hidrológicos;
- 6) Analisar a ocorrência de microcistina na água em um reservatório urbano.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Amostragem, identificação e quantificação do fitoplâncton

As coletas de amostras de água para análises biológicas e abióticas ocorreram nos meses de março e agosto de 2018 (período chuvoso e seco, respectivamente). Foram selecionados quatro pontos de coletas ao longo do reservatório: zona lacustre (P1 e P2); zona intermediária (P3) e zona fluvial (P4).

Para as análises quantitativas do fitoplâncton foram realizadas amostragens integradas da coluna d'água definidas com a profundidade do Disco de Secchi. Um volume de 150 mL foi colocado em frasco de vidro e fixadas com lugol acético 1% (BICUDO; MENEZES, 2017). A composição do fitoplâncton foi analisada em microscópio binocular ZEISS (Axio Scope e Axio Imager). A densidade dos organismos foi realizada pelo método descrito por Utermöhl (1958), em câmaras de sedimentação e com volume pré-definido em microscópio invertido Zeiss (Axiovert 40 C em 400x de magnificação). As amostras ficaram em sedimentação no mínimo três horas para cada centímetro de altura da câmara (Lund et al., 1958). A quantificação foi realizada em transectos horizontais e aleatórios, onde todos os indivíduos foram contados. O número mínimo de campos contados seguiu o critério de contagem de 100 indivíduos da espécie mais comum (Tucci, 2002).

Foram usadas os trabalhos dos seguintes autores para identificação das espécies encontradas: Rodrigues, 2008.; Oliveira; Bicudo; Moura, 2011.; Rosini; Sant'anna; Tucci, 2012.; Rosini et al., 2013.; Godinho, 2009.; Tucci; Bento; Rosal; Bicudo, 2014.; Araujo et al., 2012.; Alves-Da-Silva et al., 2016.; Philipose, 1988.; Silva, 1999.; Alves-Da-Silva; Fortuna, 2006.; Kufner; Giani, I 2017.; Nogueira; Rodrigues, 1999.; Tucci et al., 2006.; Ramos et al., 2014.; Smith, 1918.; Marra et al., 2016.; Bartozek, 2017.; Silva, 1987.; Tuji; Williams, 2006.; Laux; Torgan, 2011.; Ramos, 2013.; Lopes; Bicudo, 2003.; Oliveira et al., 2016.; Estrela et al., 2011.; Ramos et al., 2012.; Terovick; Giani, 1997.; Fott, 1975.; Felisberto et al., 2014; Fonseca, 2008.; Glenn; McGregor, 2013.; Carmo, 2014.; Santos; Sant'anna, 2010.; Sant'anna et al., 2004.; Ballot et al., 2020.; Barroso et al., 2007.; Sant'anna et al., 2007.; Mareš et al., 2008.; Tonetto et al., 2018.; Sant'anna, et al., 2007.; Oliveira et al., 2019.; São Paulo, 2014.; Fonseca; Rodrigues, 2005.; Senna et al., 1999.; Felisberto; Souza, 2014.; Campos; Senna, 1988.; Silva, 1999.; McGregor, 2013.; Hentschke; Prado, 2012.; Nowicka-Krawczyk; Żelazna-Wieczorek, 2017.; silva, 2005.; Kim, 2013.; Fernandes; Bicudo, 2009.; Huszar, 1996.; Domingues; Torgan, 2012.; Bicudo et al., 2006.; D'alessandro; Nogueira, 2017.; Bortolini1 et al., 2010.; Ramos et al., 2015.; Hindák, 1987.; Jena; Adhikary, 2007.; West, 1916.; Archer, 1874.; Suyono et al.,

2016.; Koreivienė; Kasperovičienė, 2011.; Krasznai; B-Béres, 2021.; Lagerheim, 1882.; Giani et al., 1999.; Çelekl et al., 2007.; Wolowski, 2012.; Novarino, 2012.; Khondker et al., 2007.; Roy; Pal, 2015.; Arakaki et al., 2013.; Fott; Kovacik, 1975.

3.2 Índices de diversidade

Para avaliar a comunidade fitoplanctônica no reservatório Guarapiranga foi determinada a densidade, riqueza, dominância, abundância e os Índices de diversidade de Shannon e de Equabilidade.

a) Densidade

Foi calculada através da conversão do número de espécies em concentração por unidade de volume da amostra, segundo a equação (1) de Apha (2005). A partir dos dados de composição e densidade das comunidades fitoplanctônicas foram calculados os demais índices.

$$Organismos (cél.mL^{-1}) = \frac{N \times At}{V_s \times A_c} \quad (1)$$

Onde:

N = número de indivíduos contados;

At = área total do fundo da câmara (mm²);

Vs = volume da amostra sedimentado (mL);

A = área do campo (mm²);

c = número de campos contados.

b) Riqueza (R)

Foi considerado o número total de táxons encontrados por amostra quantitativa.

c) Espécies dominantes e abundantes

Foram consideradas espécies abundantes aquelas cuja densidade foi superior ao valor da densidade média, em função do número total de indivíduos das espécies presentes na amostra. As consideradas dominantes são espécies cuja densidade é superior a 50% do número total de indivíduos presentes na amostra (LOBO; LEIGHTON, 1986).

d) Índice de diversidade (H') de Shannon (bits/ind)

A diversidade é uma função do número e da abundância das espécies presentes na amostra, podendo ser expressa através de diversos índices. Assim, foi utilizado o índice de Shannon, que possibilita a determinação da importância relativa de cada espécie e não apenas a proporção entre espécies e indivíduos. Esse índice assume que os indivíduos são amostrados

ao acaso em uma população indefinidamente grande e que todas as espécies estão representadas na amostra coletada, sendo relativamente independente do tamanho da amostra (PIELOU, 1974).

O índice de Shannon mede o grau de incerteza em prever a que espécie pertencerá um indivíduo escolhido ao acaso, de uma amostra com S espécies e N indivíduos. Quanto menor o valor do índice de Shannon, menor o grau de incerteza e, portanto, a diversidade da amostra é baixa. A diversidade tende a ser mais alta quanto maior o valor do índice (PIELOU, 1974; URAMOTO et al., 2005). É calculado utilizando a equação (2) descrita por Shannon (1963)

$$H' = - \sum_{i=1}^n p_i \cdot \log_2 p_i \quad (2)$$

Onde:

H' = índice de diversidade;

$p_i = n_i/n$

n_i = número total de indivíduos de cada táxon na amostra;

n = número total de indivíduos na amostra.

d) Índice de equitabilidade (E')

A equitabilidade expressa a maneira como o número de indivíduos está distribuído entre as diferentes espécies. Ela representa uma medida da similaridade das abundâncias de diferentes espécies em um grupo ou comunidade, indicando se há ou não dominância de uma espécie ou de um grupo (ODUM, 1983). Foi calculado utilizando a equação (3) descrita por Lloyd e Ghelardi (1964). É derivado do índice de diversidade de Shannon e permite representar a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies existentes. Seu valor apresenta uma amplitude de 0 (uniformidade mínima) a 1 (uniformidade máxima) (LLOYD; GHELARDI, 1964).

$$E' = \frac{H'}{\log_2 S} \quad (3)$$

Onde:

E' = índice de equitabilidade;

S = número de táxons na amostra.

e) Biovolume

O cálculo do biovolume foi determinado aproximando cada espécie a formas geométricas mais correspondente depois multiplicando cada densidade específica pelo volume celular médio. Para obtenção do volume celular médio de cada espécie, foi medido sempre que possível, até 30 espécimes (HILLEBRAND et al., 1999; SUN; LIU, 2003). Utilizou-se o Software de imagem (Axio Imager) instalado no microscópio binocular ZEISS para realização das medidas e fotografias dos exemplares encontrados no reservatório Guarapiranga com a finalidade de também incorporar ao banco de imagens do Laboratório de Limnologia UNESP – Sorocaba, coordenado pela Profa. Dra. Viviane Moschini Carlos.

É importante destacar que o biovolume foi utilizado como uma estimativa de biomassa da comunidade fitoplanctônica. Desta forma, assumiu o valor de 1 mg.mm^3 para a gravidade específica das células e foi feita a conversão de biovolume ($\text{mm}^3.\text{L}^{-1}$) para biomassa (mg.L^{-1}), segundo descrito por Wetzel e Likens (2001), em que: $1 \text{ mm}^3.\text{L}^{-1} = 1 \text{ mg.L}^{-1}$. As espécies que contribuíram acima de 5% da biomassa total foram consideradas espécies descritoras e a resposta espaço-temporal das variáveis físicas, químicas e biológicas foram relacionadas com essas espécies.

3.3 Análises dos dados

Para realização das análises estatísticas considerou o índice de biomassa para determinação da resposta espaço-temporal da comunidade fitoplânctonica, uma vez que parâmetros de abundância e composição apresentam uma variabilidade interna muito elevada se tornando preferível a utilização de um parâmetro morfométrico como o biovolume, no qual é utilizado como estimativa da biomassa (mg.L^{-1}). Organismos fitoplanctônicos possuem elevada diversidade de formas e dimensões, isso faz com que algumas espécies possam dominar a biomassa com um número reduzido de células. Portanto, a abundância fitoplanctônica não representa a contribuição de cada *taxon* para a biomassa presente numa amostra (INAG, 2009).

Para verificar a heterogeneidade na escala espaço-temporal, os valores de biomassa das espécies fitoplanctônicas descritoras foram submetidas à análise de similaridade (ANOSIM) com matriz triangular de similaridades de distâncias de Bray-Curtis. Com base na análise da matriz de similaridades, a estatística calculada foi comparada com 9,999 permutações aleatórias das possíveis classificações dos tratamentos atribuídos às observações. Essa análise resulta em um valor denominado R, que é a medida de dissimilaridade entre os fatores comparados. Valores próximos de zero refletem a hipótese nula de que não há diferença entre os grupos, e quanto mais próximo de 1 indica alta dissimilaridade, e portanto, mais próximo se estará de

rejeitar a hipótese nula. Cada valor de R tem um valor de probabilidade (p) associado (BÜNDCHEN, 2010).

Associado ao ANOSIM foi realizada a análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) para obter uma representação gráfica das principais relações de semelhança entre os períodos hidrológicos analisados e entre as zonas amostradas. Também foi utilizada a similaridade Bray-Curtis. As coordenadas na representação espacial das proximidades observadas dão origem a distâncias ajustadas que são interpretadas como agrupamentos entre os dados. Essa análise gera um valor chamado de Stress, quanto menor o Stress melhor a qualidade da análise (GARCIA, 2015).

Foi realizada, ainda, a análise de porcentagem de similaridade (SIMPER) que calculou a dissimilaridade média entre os diferentes períodos e a similaridade média entre as zonas de coletas estudados. Essa análise é importante para avaliar quais são os principais táxons responsáveis por uma possível diferença observada entre os grupos. A SIMPER apresenta quais espécies mais contribuíram para a similaridade existente dentro de cada grupo de amostras (CLARKE et al., 2014).

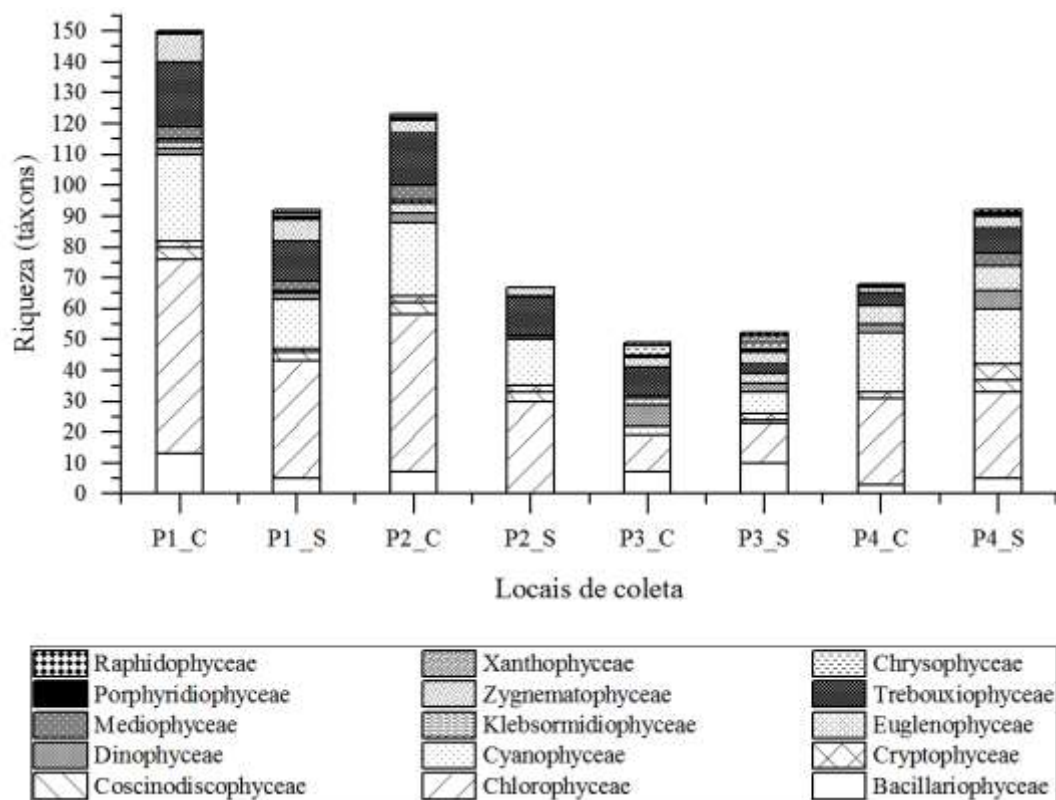
Uma análise multivariada entre a biomassa do fitoplâncton e as variáveis físicas, químicas e biológicas foi realizada através de uma Análise de Correspondência Canônica (ACC). Os dados das variáveis ambientais foram transformados através da fórmula $\log(X+1)$ e aplicados em uma Correlação linear de Pearson. Somente foram incluídas na ACC as variáveis cuja correlação tenha sido significativa ($p \leq 0,05$). As análises estatísticas foram realizadas utilizando o software Past 3® (HAMMER et al., 2001) e o R® Project for Statistical Computing 3.4.0.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Composição do fitoplâncton

Foram registrados 312 táxons fitoplanctônicos nos dois períodos hidrológicos, os quais estiveram distribuídos em 15 classes taxonômicas: Chlorophyceae (101 táxons), seguida de Cyanophyceae (59 táxons), Trebouxiophyceae (46 táxons), Zygnematophyceae (22 táxons), Euglenophyceae (19 táxons), Dinophyceae (12 táxons), Coscinodiscophyceae (8 táxons), Cryptophyceae (7 táxons), Chrysophyceae (5 táxons), Mediophyceae (5 táxons), Xanthophyceae (4 táxons), Klebsormidiophyceae (2 táxons), Porphyridiophyceae (1 táxon) e Raphidophyceae (1 táxon). Do total de táxons, 229 foram exclusivos do período chuvoso, 188 exclusivos do período seco e 125 registrados em ambos os períodos. As classes com maior representação em riqueza foram Chlorophyceae, Cyanophyceae, Trebouxiophyceae, Dinophyceae, Bacillariophyceae e Euglenophyceae. O padrão para as duas estações foi similar, sendo o ponto P3 (zona intermediária) o de menor riqueza em ambos os períodos (Figura 10). O Apêndice B apresenta a lista qualitativa de táxons identificados e distribuídos por local de ocorrência.

Figura 10 - Contribuição em riqueza por classe taxonômica no reservatório Guarapiranga durante o período chuvoso (C) e seco (S)

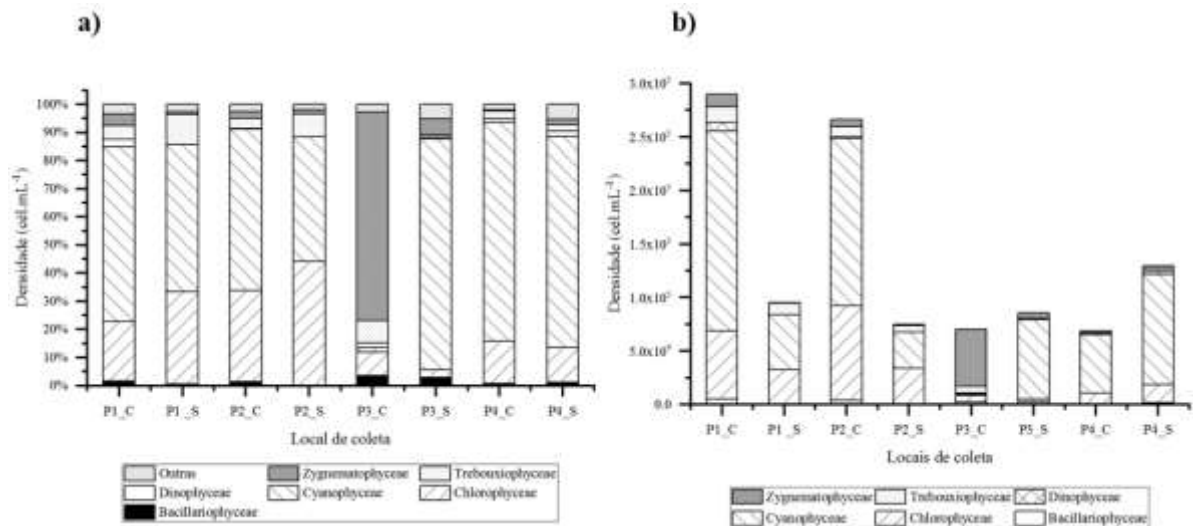


Fonte: Autoria própria.

Pontos de coletas: P1 (zona lacustre/captação); P2 (zona lacustre com influência dos córregos Itupu e Guavirutuba); P3 (zona intermediária com influência do braço Parelheiros) e P4 (zona fluvial).

Com exceção da zona intermediária (P3) durante o período chuvoso, em que as classes mais representativas foram Zygnematophyceae e Trebouxiophyceae, o restante das zonas para os dois períodos hidrológicos tiveram as classes Cyanophyceae e Chlorophyceae com maior densidade (Figura 11).

Figura 11- Densidade por classe taxonômica no reservatório Guarapiranga durante o período chuvoso (C) e seco (S).

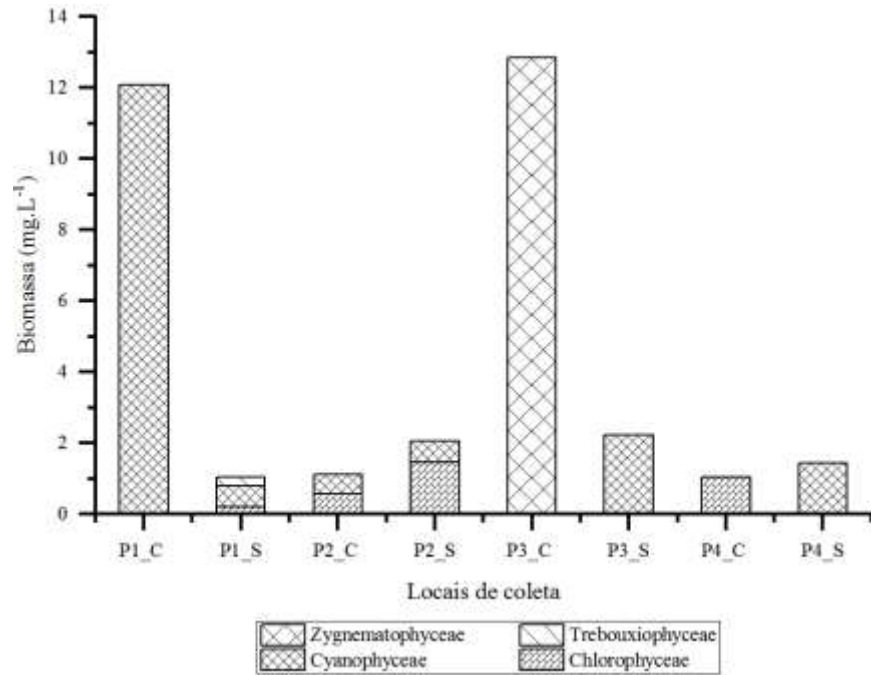


Fonte: Autoria própria.

Pontos de coletas: P1 (zona lacustre/captação); P2 (zona lacustre com influência dos córregos Itupu e Guavirutuba); P3 (zona intermediária com influência do braço Parelheiros) e P4 (zona fluvial). Figura (a) densidade relativa e (b) densidade absoluta.

No período chuvoso a biomassa total foi representada pelas classes Cyanophyceae, Chlorophyceae e Zygnematophyceae, sendo maior na zona lacustre (P1) e na zona intermediária (P3) enquanto no período seco foi representada pelas classes Cyanophyceae, Chlorophyceae, Trebouxiophyceae e Zygnematophyceae com maior biomassa na zona lacustre (P2) e na zona intermediária (P3) (Figura 12). Em relação a dominância sobre a biomassa, registrou-se as espécies *Gonatozygon monotaenium* De Bary (Zygnematophyceae) e *Limnothrix* cf. *planctonica* Woloszyńska (Cyanophyceae) no período chuvoso e seco, respectivamente, ambas na zona intermediária (P3) (Figura 13).

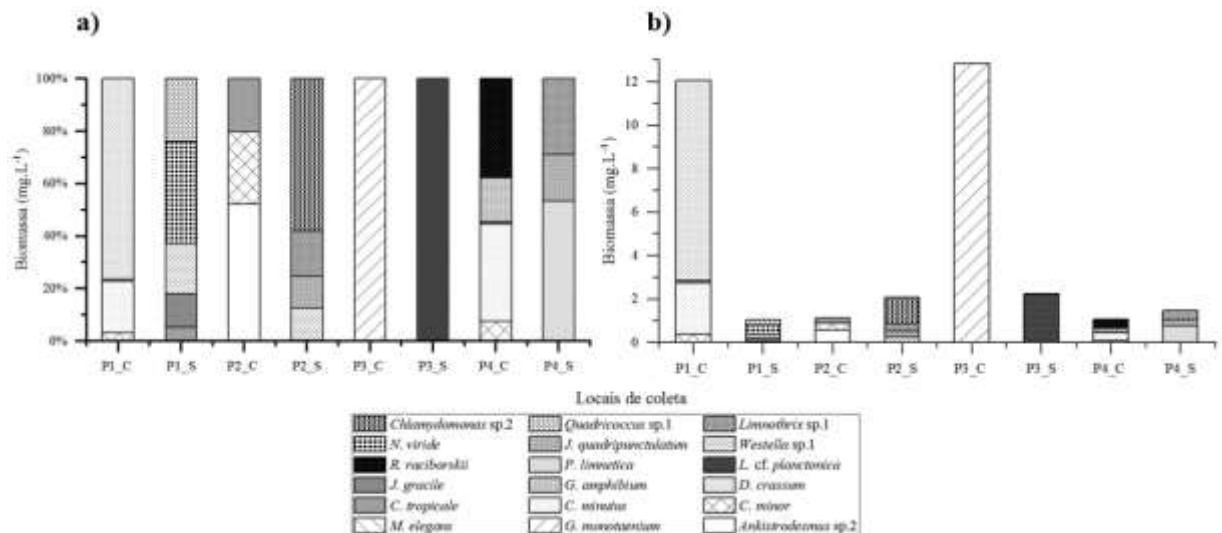
Figura 12 - Distribuição da biomassa por classe taxonômica e por pontos de coleta no período chuvoso (C) e seco (S) ao longo do reservatório Guarapiranga, SP



Fonte: Autoria própria.

Pontos de coletas: P1 (zona lacustre/captação); P2 (zona lacustre com influência dos córregos Itupu e Guavirutuba); P3 (zona intermediária com influência do braço Parelheiros) e P4 (zona fluvial).

Figura 13 - Contribuição da biomassa relativa das espécies descritoras no período chuvoso (C) e seco (S) ao longo do reservatório Guarapiranga, SP



Fonte: Autoria própria.

Pontos de coletas: P1 (zona lacustre/captação); P2 (zona lacustre com influência dos córregos Itupu e Guavirutuba); P3 (zona intermediária com influência do braço Parelheiros) e P4 (zona fluvial). Figura (a) densidade relativa e (b) densidade absoluta.

4.2 Índice de Shannon (H') e Equabilidade

Os valores obtidos para o índice de Shannon no período chuvoso e seco foram similares. No período chuvoso o índice foi discretamente maior na zona lacustre (P1 e P2) e para a período seco os valores foram maiores na zona intermediária (P3) e fluvial (P4) (Tabela 4). O índice de equitabilidade apresentou média de 0,41 para a período chuvoso, com valor máximo de 0,50 (zona fluvial P4) e o mínimo de 0,24 (zona intermediária P3). Para a período seco a média obtida foi de 0,42, sendo o valor máximo de 0,50 (zona lacustre P2) e o mínimo de 0,27 (zona intermediária P3) (Tabel 4). Os baixos valores dos índices de equitabilidade indicam que as espécies não estão uniformemente distribuídas.

Tabela 4 - Índices de diversidade de Shannon (bits/ind) e Equabilidade para os locais de amostragem na período chuvoso e seca ao longo do reservatório Guarapiranga, SP

Locais amostrais	Diversidade de Shannon		Equitabilidade	
	Período chuvoso	Período seco	Período chuvoso	Período seco
P1	3,27	3,11	0,45	0,47
P2	3,19	3,09	0,45	0,50
P3	1,39	1,58	0,24	0,27
P4	3,05	3,11	0,50	0,47

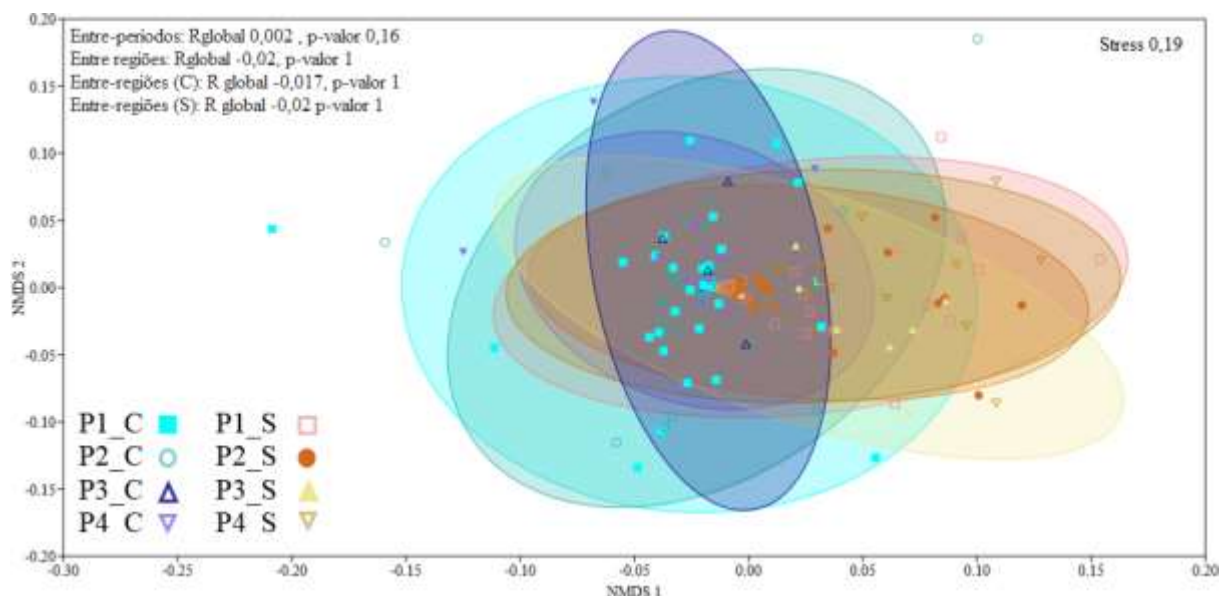
Fonte: Autoria própria.

Pontos de coletas: P1 (zona lacustre/captação); P2 (zona lacustre com influência dos córregos Itupu e Guavirutuba); P3 (zona intermediária com influência do braço Parelheiros) e P4 (zona fluvial).

4.3 Resposta espaço temporal da biomassa fitoplanctônica

A análise NMDS e ANOSIM indicaram que as diferenças entre a biomassa total da comunidade fitoplanctônica dos períodos hidrológicos analisados não são significativas. A biomassa fitoplanctônica não respondeu ao gradiente de condições ambientais longitudinalmente ($R_{\text{global}} -0,02$, p-valor 1) e sazonalmente ($R_{\text{global}} 0,002$, p-valor 0,16). A Permanova também indicou valor de p não significativo entre os períodos hidrológicos ($p = 0,65$) e entre os as regiões do reservatório ($p = 0,88$). Quanto a variação longitudinal da biomassa entre as regiões em ambos os períodos as análises não indicaram diferença significativa na distribuição das espécies ($R_{\text{global}} -0,017$, p-valor 1, período chuvoso; $R_{\text{global}} -0,02$ p-valor 1, período seco) (Figura 14).

Figura 14 - Diagrama de ordenação NMDS da biomassa fitoplanctônica no reservatório Guarapiranga entre os períodos chuvoso (C) e seco (S) e entre os pontos de coleta em cada período



Fonte: Autoria própria.

A análise de dissimilaridade indicou que as espécies *Cyanodictyon tropicale* (5,1%), *Monoraphidium contortum* (4,1%), *Jaaginema gracile* (3,4%), *Chroococcus minutus* (3,2%), *Chroococcus minor* (3,1%), *Mougeotia cf. delicata* (2,9%) e *Chlorella vulgaris* (2,6%) apresentaram maior contribuição para formação das singularidades em biomassa entre os períodos hidrológicos analisados. Outras espécies relevantes para compreensão das diferenças entre os períodos foram as espécies *Westella* sp.1 e *Nostoc viride* no qual ocorreram de forma exclusiva no período seco. Foram identificadas baixas concentrações de microcistinas em todas as zonas de coleta e períodos hidrológicos analisados (Tabela 5). Os valores limites estabelecidos pela Portaria MS nº 2914/2011 é de 1,0 µg/L.

Tabela 5 - Teores de microcistinas (MC) obtidos para as amostras de água ao longo do reservatório Guarapiranga durante o período chuvoso e seco.

MC µg L ⁻¹	Período chuvoso				Periodo seco			
	P1	P2	P3	P4	P1	P2	P3	P4
	0,04	0,03	0,04	0,04	0,05	0,03	0,04	0,05

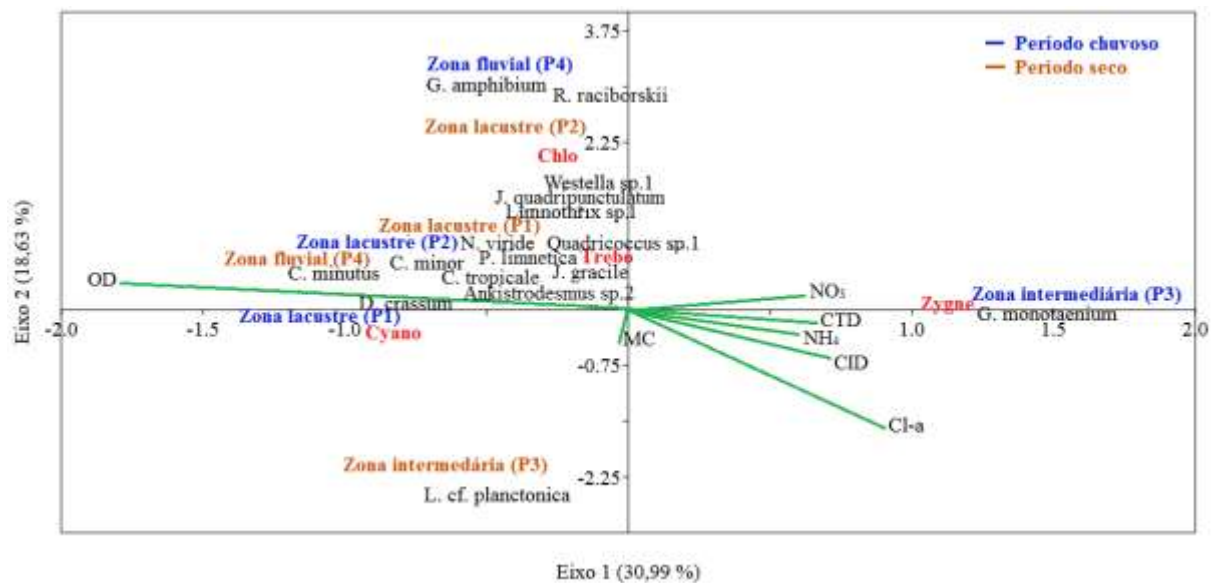
Fonte: Autoria própria.

Pontos de coletas: P1 (zona lacustre/captação); P2 (zona lacustre com influência dos córregos Itupu e Guavirutuba); P3 (zona intermediária com influência do braço Parelheiros) e P4 (zona fluvial).

4.4 Resposta espaço-temporal das variáveis físicas, químicas e biológicas em relação a biomassa fitoplanctônica

A ACC realizada para as espécies descritoras entre os períodos hidrológicos teve 49,62% de explicação nos dois primeiros eixos (30,99% no eixo 1 e 18,63% no eixo 2). O padrão foi similar entre a distribuição da biomassa no período chuvoso e seco, com excessão da zona intermediária (P3). A direita do diagrama foi demonstrada a relação das maiores concentrações de grande parte das variáveis associadas a zona intermediária (P3) com associação da classe Zygnematophyceae no período chuvoso. Espécies de Cyanophyceae estiveram associadas à variável oxigênio dissolvido na zona lacustre (P1 e P2) demonstrando maiores concentrações nessas regiões no período chuvoso e menores concentrações no período seco com influência na zona fluvial (P4) (Figura 15).

Figura 15 - Diagrama de ordenação da ACC entre as variáveis ambientais e a biomassa (mg.L^{-1}) por classe taxonômica e espécies no reservatório Guarapiranga nos períodos chuvoso (C) e seco (S)



Fonte: Autoria própria.

Pontos de coletas: P1 (zona lacustre/captação); P2 (zona lacustre com influência dos córregos Itupu e Guavirutuba); P3 (zona intermediária com influência do braço Parelheiros) e P4 (zona fluvial). Variáveis: Clorofila-a (Cl-a), oxigênio dissolvido (OD), nitrato (NO_3), amônio (NH_4), microcistinas (MC) carbono total dissolvido (CTD) e carbono inorgânico dissolvido (CID). Classes: Chlorophyceae, Cyanophyceae, Trebouxiophyceae, Zygnematophyceae. Espécies: *Ankistrodesmus* sp.2, *Gonatozygon monotaenium*, *Chroococcus minor*, *Chroococcus minutus*, *Cyanodictyon tropicale*, *Dolichospermum crassum*, *Geitlerinema amphibium*, *Raphidiopsis raciborskii*, *Cyanodictyon tropicale*, *Jaaginema gracile*, *Limnothrix cf. planctonica*, *Pseudanabaena limnetica*, *Westella* sp.1, *Jaaginema quadripunctulatum*, *Nostoc viride*, *Limnothrix* sp.1 e *Quadricoccus* sp.1.

Os resultados obtidos demonstram clara homogeneidade horizontal e temporal em relação à biomassa das espécies descritoras no reservatório Guarapiranga. Os maiores valores de biomassa foram registrados durante o período chuvoso na zona lacustre (P1), região da

barragem, onde ocorre a captação de água e na zona intermediária (P3), região com influência da água do braço do rio Parrelheiros. Esses resultados podem ter relação com alguns fatores: i) o aporte de nutrientes de origem alóctone devido a precipitação. ii) a zona lacustre (P1) apresenta maior profundidade que em conjunto com a hidrodinâmica lântica e a maior disponibilidade de luz pode ter influência sobre taxas de produtividade primária (SOARES et al., 2008). A biomassa dessa região foi atribuída à cianobactérias. A zona intermediária (P3) tem influência da água do Complexo Billings que encontra-se eutrofizado, variando de eutrófico, supereutrófico e hipereutrófico (CARDOSO-SILVA et al., 2014).

Em condições de eutrofização normalmente se espera a dominância e florações por vezes monoespecíficas (OLIVER; RIBEIRO, 2014; HUISMAN, 2018) de cianobactérias. Para a área de estudo já foram publicados diversos estudos relatando as condições de trofia e elevadas densidades de Cyanophyceae principalmente no período chuvoso (MOSCHINI-CARLOS et al., 2009; NISHIMURA, 2012; MACHADO, 2016; SILVA, 2016; CARDOSO-SILVA, 2018). Embora alguns gêneros de cianobactérias potencialmente tóxicas tenham sido registradas ao longo do reservatório, foi identificado baixas concentrações de microcistina ($<1,0 \mu\text{g/L}$) em todas as zonas de coleta e períodos hidrológicos analisados. Os resultados obtidos diferem dos estudos anteriores e evidenciam os prejuízos ecológicos da aplicação de algicidas como estratégia de controle da biomassa de cianobactérias no reservatório.

No reservatório Guarapiranga, desde 1976 a SABESP utiliza como principal forma de manejo para o controle do crescimento fitoplanktônico, principalmente de cianobactérias, a aplicação de algicidas, especialmente o sulfato de cobre ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) (POMPÊO et al., 2013) e em 1992 passou a utilizar peróxido de hidrogênio (H_2O_2) (BEYRUTH, 1996). No Brasil é amplamente utilizado sendo o mais recorrente por ser de baixo custo e apresentar rápida resposta (BEGHELLI et al., 2015). Em termos de quantidade total de cobre aplicado por corpo d'água o Guarapiranga foi o manancial que mais recebeu aplicação em São Paulo nas últimas décadas, chegando a 363 toneladas no ano de 2011 (POMPÊO et al., 2013; LEAL et al., 2018). Já de acordo com Sampaio et al. (2013) durante muito tempo foi aplicado quase que diariamente o sulfato de cobre, numa quantidade aproximada de quatro toneladas por dia. Para Brooke et al. (2008) o tratamento químico é a alternativa menos interessante devido aos custos da aplicação e manejo, a segurança de uso e eficiência em longo prazo, na qual vem diminuindo com o passar dos anos.

Constantes aplicações podem gerar uma série de efeitos adversos tais como acúmulo nos sedimentos com potencial de contaminação das águas, bioacumulação e alterações na composição e abundância de diferentes comunidades (BEGHELLI et al., 2015, LEAL 2018).

De acordo com Leal et al. (2018) o cobre também impõe uma resiliência ao sistema, inibindo o ecossistema de se recuperar ao seu estado prévio antes das aplicações dos algicidas. Ao contrário do peróxido de hidrogênio, o cobre é inespecífico e pode impactar outras espécies não-alvo. As cianobactérias são mais suscetíveis à toxicidade do cobre, no entanto, pesquisas sugerem a existência de sensibilidade dependente da espécie (LEAL et al., 2018; KIBUYE et al., 2020).

Além de resultados insatisfatórios na tentativa de controle da densidade de cianobactérias, o uso de sulfato de cobre causa mudanças na dinâmica das variáveis físicas, químicas e biológicas da água relacionadas à sazonalidade. Como reflexo desse tratamento constante o corpo hídrico apresenta alterações ecológicas, como a de mortandade de algas, incluindo diatomáceas, dinofagelados, clorófitas e cianobactérias, a depleção de oxigênio dissolvido, a reciclagem e disponibilidade de fósforo, e resistência adquirida pelo fitoplâncton (BEGHELLI et al., 2015), como aparenta ser o caso do reservatório Guarapiranga. Nishimura et al. (2014) aponta que a compartimentalização do reservatório baseada na biomassa é perturbada pela aplicação dos algicidas. Diante dos resultados de homogeneidade das comunidades fitoplanctônicas no reservatório Guarapiranga, e as evidências supracitadas de alterações provocadas nos parâmetros físicos, químicos e biológicos da água e na dinâmica desses organismos, é possível inferir que os resultados obtidos tem relação com a aplicação de algicidas, principalmente o sulfato de cobre, utilizado no tratamento das florações. Aplicações constantes ou próximas às datas de coletas podem ter influenciado na dinâmica do fitoplâncton. O que explicaria a baixa biomassa das cianobactérias encontradas, baixas concentrações de microcistinas e a homogeneidade da composição fitoplanctônica em relação as variáveis ambientais.

5. CONCLUSÕES

- A distribuição espacial no reservatório em relação a riqueza de espécies apresentou padrão similar para os dois períodos hidrológicos analisados, sendo a zona intermediária (P3), região com influência do rio Parelheiros a de menor riqueza em ambos os períodos.
- No geral, as classes com maior representação em riqueza foram Chlorophyceae, Cyanophyceae, Trebouxiophyceae, Dinophyceae, Bacillariophyceae e Euglenophyceae.
- As classes mais representativas para a zona lacustre (P1), região da barragem e P2, região com influência dos braços laterais do córrego Itupu e Guravituba em ambos os períodos hidrológicos foram Chlorophyceae, Cyanophyceae e Trebouxiophyceae. Já na zona intermediária (P3) no período chuvoso foram as classes Chlorophyceae, Trebouxiophyceae e Dinophyceae e no período seco Chlorophyceae, Bacillariophyceae e Cyanophyceae. Na zona fluvial (P4) no período chuvoso foram Chlorophyceae, Cyanophyceae e Euglenophyceae e no período seco Chlorophyceae, Cyanophyceae, Euglenophyceae e Trebouxiophyceae.
- Em relação à biomassa, as classes com maior representatividade em praticamente todas as zonas do reservatório em ambos os períodos hidrológicos foram Cyanophyceae e Chlorophyceae, com exceção da zona intermediária (P3) durante o período chuvoso, na qual a classe mais representativa foi Zygnematophyceae e em seguida Trebouxiophyceae. No geral a densidade da classe Cyanophyceae foi maior no período chuvoso exceto na zona intermediária (P3).
- Ocorreu dominância em ambos os períodos somente na zona intermediária (P3). A espécie *Gonatozygon monotaenium* (Zygnematophyceae) ocorreu de forma dominante no período chuvoso, enquanto a espécie *Limnithrix cf. planctonica* (Cyanophyceae) ocorreu de forma dominante no período seco.
- A biomassa foi maior no período chuvoso na zona lacustre (P1) e zona intermediária (P3) com valores aproximados e para o período seco obteve-se maior biomassa na zona lacustre (P2) e intermediária (P3) com valores inferiores e aproximados.
- A biomassa no período chuvoso foi representada pelas classes Cyanophyceae, Chlorophyceae e Zygnematophyceae. No período seco foi representada pelas classes Cyanophyceae, Chlorophyceae e Trebouxiophyceae.
- Observa-se que em ambos os períodos hidrológicos a zona intermediária (P3) apresentou menor diversidade em biomassa, ocorrendo a dominância monoespecífica das espécies

Gonatozygon monotaenium representando a classe Zygnematophyceae no período chuvoso e *Limnothrix cf. planctonica* da classe Cyanophyceae no período seco.

- A ANOSIM realizada indicou que as diferenças temporais entre a biomassa total e relativa da comunidade fitoplanctônica não são estatisticamente significativas, logo, considera-se que não existe heterogeneidade temporal. Quanto a heterogeneidade horizontal em cada período hidrológico a NMDS demonstrou também não haver variação significativa na distribuição da biomassa nas zonas analisadas.
- Deve se considerar o problema da aplicação de sulfato de cobre no reservatório uma vez que a compartimentalização baseada na biomassa é perturbada pela aplicação dos algicidas e pode mascarar a composição e biomassa real nas regiões de coletas.

6. CONSIDERAÇÕES GERAIS

Como esperado, a zona intermediária (P3), região com influência das águas do complexo Billings teve um padrão distinto em relação as variáveis ambientais o que provavelmente influenciou na dinâmica do fitoplâncton nessa zona. O padrão das variáveis foi similar para os dois períodos hidrológicos analisados o que refletiu em dominância monoespecífica das espécies *Gonatozygon monotaenium* no período chuvoso e *Limnothrix cf. planctonica* no período seco. Esse resultado pode ser justificado devido a qualidade da água dessa região.

Não se observou diferenças significativas entre na ocorrência do fitoplâncton nos períodos chuvoso e seco, acompanhando o mesmo padrão da dinâmica das variáveis, as quais demonstraram maior heterogeneidade espacial do que temporal. Como já mencionado, a aplicação de algicidas influencia tanto nas variáveis ambientais quanto na distribuição do fitoplâncton.

As ACPs realizadas para as variáveis ambientais demonstrou maiores similaridades entre as zonas lacustres P1 e P2 (área de captação de água e área com influência dos córregos Itupu e Guavirutuba) tanto no período seco quando no chuvoso. E a zona fluvial (P4) também seguiu o mesmo padrão em ambos os períodos hidrológicos. O Mesmo comportamento foi identificado na ACC com o agrupamento das espécies de fitoplâncton. Portanto, os pressupostos de influência das variáveis ambientais na distribuição do fitoplâncton foram atendidos.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Fatos e tendências: Água. Brasília: ANA, 2009. Disponível em: <<https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/gestao-das-aguas/uso-da-agua/abastecimento>>. Acesso em: [11][11] [2020].
- AITH, F. M. A.; ROTHBARTH, R. O estatuto jurídico das águas no Brasil. *Rev. Estudos*, São Paulo, v.29, n. 84, 2015.
- AKAISHI, F.; SATAKE, M.; OTAKI, M.; TOMINAGA, N. Surface water quality and information about the environment surrounding Inle Lake in Myanma. *Rev. Limnology*. Vol. 7, p. 57–62, 2006. DOI 10.1007/s10201-006-0165-1
- ALMEIDA, L. B. Variação espacial longitudinal da comunidade fitoplanctônica, estado trófico e variáveis ambientais de duas lagoas costeiras do município da serra/es: lagoa juara e lagoa jacuném. 2015. 146 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal, na área de concentração Fisiologia Vegetal)- Faculdade de Ciências Humanas e Naturais, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2015.
- ALVES-DA-SILVA, S. M.; ESCOBAR, K. C.; JULIANO, V. B. Novos registros de *Trachelomonas* Ehr. emend. Defl. (Euglenophyceae) para o Estado do Rio Grande do Sul e Brasil. *Hoehnea*, Vol. 43, n.1, p. 1-10, 2016.
- ALVES-DA-SILVA, S. M.; FORTUNA, J. R. Euglenophyceae de ambientes lênticos na planície costeira do Rio Grande do Sul, Sul do Brasil: gêneros *Euglena* Ehr. e *Lepocinclis* Perty. *Acta bot. bras.* Vol. 20, n.2, p. 411-422, 2006.
- ALVIM, A. T. B.; KATO, V. R. C.; ROSIN, J. R. G. A urgência das águas: intervenções urbanas em áreas de mananciais. *Cadernos Metrópolis*. Vol. 17, n. 33, p. . 83-107, São Paulo, 2015.
- ANA – Agência Nacional de Águas. A evolução da gestão dos recursos hídricos no Brasil. Brasília, ANA, 32 f. 2002.
- ANA. Agência Nacional de Águas. A história do uso da água no Brasil: do descobrimento ao século XX. Brasília: ANA. 2007.
- ANDRADE, A. A. S.. Análise da eficiência da várzea do ribeirão Parelheiros na melhoria de qualidade das águas que afluem à represa do Guarapiranga, São Paulo. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). São Carlos, Escola de Engenharia de São Carlos - USP. 2005.
- ANDRADE, M. R. M.; SALIM, A.; ROSSINI-PENTEADO, D.; COSTA, J. A.; SOUZA, A. A.; OLIVEIRA, A. M. S. Mapeamento de uso da terra para avaliação da qualidade das águas do reservatório Guarapiranga. *Geociências*. Vol. 34, n. 2, p.258-274, São Paulo, 2015.
- APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Washington DC (USA): American Public Health Association, American Water Works Association, and Water Environment Federation, 2005.
- ARAUJO, G. J. M.; BARBOSA, J. E. LUCENA. BARBOSA, L. G. Pigmented Euglenophytes in a natural and shallow lake in the semiarid region of Paraíba State, Brazil. *Brazilian Journal of Botany*, Vol. 35, n.1, p 17-30, 2012.
- ARAUJO, P. L.; HAMBURGER, D. S.; JESUS, T. A.; BENASSI, R. F.; CICCIO, V. Relação entre a qualidade da água e o uso do solo em microbacias do reservatório Billings, na Região Metropolitana de São Paulo – SP. *Rev. Rega*. vol. 15, e2, 2018. DOI: 10.21168/reg.v15e2

ARCHER, W. Notice of the Genus *Tetrapedia* (Reinsch), and of Two Kindred New Forms. *Rev. Science*. Vol. 1, p. 296-309, 1870 – 1874.

BALLOT, A.; SWE, T.; MJELDE, M.; CERASINO, L.; HOSTYEVA, V.; MILES, C. O. *Cylindrospermopsin- and Deoxy-cylindrospermopsin-Producing *Raphidiopsis raciborskii* and Microcystin-Producing *Microcystis* spp. in Meiktila Lake, Myanmar*. *Rev. Toxins*. Vol. 12, n. 232, 2020.

BARROSO, A. D.; SANT'ANNA, C. L.; SENNA, P. A. C. Phytoplankton from Duas Bocas Reservoir, Espírito Santo State, Br (except diatoms). *Rev. Hoehnea*. Vol 34, n. 2, p. 211-229, 2007

BARTOZEK, E. C. R. Influência do estado trófico e do hábitat na distribuição das diatomáceas em represas do médio rio tietê/alto Sorocaba (SP, Brasil). Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) Instituto de Biociências de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista, São Paulo, 2017.

BEGHELLI, F. G. S.; ROSA, A. H.; NISHIMURA, P. Y.; MEIRINHO, P. A.; LEONARDI, B. F.; GUIDUCE, F. S.; LOPEZ-DOVAL, J. C.; POMPEO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V. Aplicações de sulfato de cobre no reservatório Guarapiranga, SP: distribuição no meio e efeitos sobre a comunidade planctônica. *Ecologia de reservatórios e interfaces*, São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2015.

BERGMAN, B.; SANDH, G.; LIN, S.; LARSSON, J.; CARPENTER, E. J. *Trichodesmium*: a widespread marine cyanobacterium with unusual nitrogen fixation properties. *Rev. FEMS Microbiol.* v. 37, p. 286–302, 2013.

BEYRUTH, Z. 1996. Comunidade fitoplanctônica da represa de Guarapiranga: 1991-92. Aspectos ecológicos, sanitários e subsídios para reabilitação da qualidade ambiental. 290 p. Tese (Doutorado em Saúde Pública) Departamento de Saúde Ambiental da Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, 1996.

BICUDO, C.E.M.; MENEZES, M. Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificações e descrições. São Carlos: Editora Rima, 2017. 552p.

BICUDO, D. C.; BICUDO, C. E. M.; OLIVEIRA, A. M.; FERRAGUT, C.; FONSECA, B. M.; LOPES, M. R. M.; LIMA, E. R. N. *Criptogamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas, 21: Xanthophyceae*. *Rev. Hoehnea*. Vol.33, n. 3, p. 291-316, 2006.

BORGES, F. H.; TACHIBANA, W. K. A evolução da preocupação ambiental e seus reflexos no ambiente dos negócios: uma abordagem histórica. XXV Encontro Nac. de Eng. de Produção (ENEGEP), Porto Alegre, RS, Brasil, 2005.

BORTOLINI, J. C.; BIOLO, S.; BUENO.; GODINHO, L. R.; POTT, V. J. *Chlorococcales sensu lato (Chlorophyceae) em tanques de depuração de efluente de origem bovina no Mato Grosso do Sul, Brasil*. *Rev. Iheringia, Série Botânica*. Vol. 65, n. 1, p. 63–74, 2010.

BRASIL, Resolução CONAMA nº357, de 17 de março de 2005. Classificação de águas, doces, salobras e salinas do Território Nacional. Publicado no D.O.U.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 2914/MS de 2011.

BROOKE, D.; RIBEIRO, D; RODRIGUES, L.; CAMPOS, M; MENDES; R. Algas e seus impactos em sistemas de tratamento de águas para abastecimento: estudo de caso sistema Guarapiranga. *Rev. Microbiologia Aplicada a Operações e Processos de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 2008.

- BÜNDCHEN, C. 2010. Avaliação da distribuição da estatística R e nível descritivo amostral na Análise de Similaridade – ANOSIM: um estudo de caso do Projeto MAPEM. 48 p. Graduação (Bacharelado em Estatística). Porto Alegre. 2010.
- BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita (SP). *Rev. Ambi-Agua*, vol. 8, n. 1, p. 186-205, 2013. DOI: (<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.930>).
- CAMPOS, I. E. P.; SENNA, P. A. C. Nostocophyceae (cyanophyceae) da lagoa bonita, Distrito Federal, Brasil. *Rev. Acta bot. bras.* Vol. 2, n. (1-2), p. 7 – 30, 1988.
- CARDOSO, A. S.; MARWELL, D. T. B.; SOBRAL, M. C. M.; MELO, G. L.; CASÉ, M. C. C. Análise da presença do fitoplâncton em bacia integrante do Projeto de Integração do Rio São Francisco, região semiárida, Nordeste brasileiro. *Rev. Eng. Sanit. Ambient*, v.22, n.02, p. 261-269, 2017.
- CARDOSO-SILVA, S.; LÓPEZ-DOVAL, J.C.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M. Metals and limnological variables in an urban reservoir: compartmentalization and identification of potential impacted areas. *ENVIRONMENTAL MONITORING AND ASSESSMENT*, v. 190, p. 19, 2018.
- CARDOSO-SILVA, S.; NISHIMURA, P. Y.; PADIAL, P. R.; MARIANI, C. F.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M. L. M. Compartimentalização e qualidade da água: o caso da Represa Billings. *Bioikos*. Vol. 28, n; 1, p. 31-43, Campinas, 2014. 2014.
- CARMO, E. J. S. Cianobactérias Planctônicas do Reservatório do Ribeirão João Leite (Goiás) Durante a Fase de Enchimento: Florística e Floração. 2014. 103 f. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Vegetal) Departamento de Botânica, Universidade Federal de Goiás, Goiás, 2014.
- ÇELEKLİ, A.; OBALI, O.; KÜLKÖYLÜOĞLU, O. The Phytoplankton Community (except Bacillariophyceae) of Lake Abant (Bolu, Turkey). *Rev. Turk J Bot.* Vol. 31, p. 109-124, 2007.
- CETESB (São Paulo) Atlas de cianobactérias da bacia do Alto Tietê [recurso eletrônico] / CETESB ; Marta Condé Lamparelli [et al.]. - - São Paulo : CETESB, 2014.
- CETESB (São Paulo). Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2019 [recurso eletrônico]. São Paulo : CETESB, 2020.
- CETESB, São Paulo. Relatório técnico: atualização e aperfeiçoamento de metodologias analíticas, p. 146, 2006.
- CHALAR, G. Composición y abundancia Del zoobentos Del Arroyo Toledo (Uruguay) y su relación com La calidad de água. *Rev. Chilena de História Natural*. v.67, p. 129-141, 1994.
- CLARKE, K. R.; GORLEY, R. N.; SOMERFIELD, P. J.; WARWICK, R. M. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 3rd edition. *PRIMER-E*: Plymouth. 2014.
- CODD, G. A.; MERILUOTO, J. & METCALF, J. S. HANDBOOK OF CYANOBACTERIAL MONITORING AND CYANOTOXIN ANALYSIS, 1ª EDITION, 2017.
- CROSSETTI, L.O.; BECKER, V.; CARDOSO, L.S.; RODRIGUES, L.R.; COSTA, L.S.; MOTTA-MARQUES, D. Is phytoplankton functional classification a suitable tool to

investigate spatial heterogeneity in a subtropical shallow lake? *Rev. Limnologica*, v. 43, n.03, p. 157-163, 2018.

D'ALESSANDRO, E. B.; NOGUEIRA, I. S. Algas planctônicas flageladas e cocoides verdes de um lago no Parque Beija-Flor, Goiânia, GO, Brasil. *Rev. Hoehnea*. Vol. 44, n. 3, 2017.

DIEGUES, A. C. Água e cultura nas populações tradicionais brasileiras. I Encontro Internacional: Governança da Água, São Paulo, 2007.

DOMINGUES, C. D.; TORGAN, L. C. Chlorophyta de um lago artificial hipereutrófico no sul do Brasil. *Iheringia, Sér. Bot.*, Vol. 67, n. 1, p. 75-91, Porto Alegre, 2012

ESTEVES, F. A. FUNDAMENTOS DE LIMNOLOGIA. 2ª ED. 1998.

ESTRELA, L. M. B.; FONSECA, B. M.; BICUDO, C. E. M. Desmídias perifíticas de cinco lagoas do Distrito Federal, Brasil: I - Gênero *Cosmarium* Corda ex Ralfs. *Hoehnea*. Vol. 38, n. 4, p. 527-552, 2011.

FELISBERTO, S. A.; RODRIGUES, L.; SANTOS, H. S. Características taxonômicas e ecológicas de Desmídias Placodermes em reservatório: analisando a distribuição espacial e temporal. *Acta Limnologica Brasiliensia*, Vol. 26, n. 4, p. 392-403, 2014.

FELISBERTO, S. A.; SOUZA, D. B. S. Characteristics and Diversity of Cyanobacteria in Periphyton from Lentic Tropical Ecosystem, Brazil. *Rev. Advances in Microbiology*. Vol. 4, p. 1076-1087, 2014.

FERNANDES, A. L. T.; NOGUEIRA, M. A. S.; RABELO, P. V. Escassez e qualidade da água no século 21. Informe Agropecuário, Belo Horizonte, v.29, n.246, p. 86-101, 2008.

FERNANDES, S.; BICUDO, C. E. M. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas, 26: Chlorophyceae (famílias Chlorococcaceae e Coccomyxaceae). *Rev. Hoehnea*. Vol. 36, n. 1, p. 173-191, 2009.

FLORENÇANO, J. C. S.; COELHO, F. A. O abastecimento de água e seus reflexos na saúde da população. *Revista Construindo*, Belo Horizonte, v.06, n.1, 2014.

FONSECA, A. F. C.; FILHO, J. F. P. Um Importante Episódio na História da Gestão dos Recursos Hídricos no Brasil: O Controle da Coroa Portuguesa Sobre o Uso da Água nas Minas de Ouro Coloniais. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, Vol.11, n.3, p. 5-14, 2006.

FONSECA, I. A. Composição, recrutamento e potencialidade toxigênica de cianobactérias em um tributário do reservatório de Rosana, Paraná, Brasil. 2008. 87 f. Tese (Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Paraná, 2008.

FONSECA, I. A.; RODRIGUES, L. Cianobactérias perifíticas em dois ambientes lênticos da planície de inundação do alto Rio Paraná, PR, Brasil. *Rev. Brasil. Bot.* Vol. 28, n. 4, p. 821-834, 2005.

FOTT, B. Übersicht der Familie der Characiaceae (Chlorococcales) mit taxonomischen Namensänderungen und Neubeschreibungen. *Preslia, Praha*. Vol. 47, p. 211-231, 1975.

FOTT, B.; KOVACIK, L. Über die Gattung *Treubaria* (Chlorococcales, Chlorophyceae). *Rev. Preslia, Praha*. Vol. 47, p. 305-316, 1975.

GALLON, J. R. Reconciling the incompatible: N₂ fixation and O₂. *Rev. New Phytol.* 122, 571-609, 1992.

GAMA, R. G. Usos da água, gestão de recursos hídricos e complexidades históricas no Brasil: estudo sobre a bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul. 2009. 188 f. Dissertação (Mestrado

em Estudos Populacionais e Pesquisas) Escola Nacional de Ciências Estatísticas. Programa de Pós-Graduação em Estudos Populacionais e Pesquisas Sociais, Rio de Janeiro, 2009.

GARCIA, F. L. M. R. 2015. Análise de componentes principais e escalonamento multidimensional: duas classes de métodos multivariados de redução de dimensionalidade. 131 p. Graduação (Bacharelado em Estatística). 2015.

GENTIL, R. C.; TUCCI, A.; SANT'ANNA, C. L. Dinâmica da comunidade fitoplanctônica e aspectos sanitários de um lago urbano eutrófico em São Paulo, SP. *Hoehnea*. Vol. 35, n. 2, p. 265-280, 2008.

GIANI, A.; FIGUEREDO, C. C.; ETEROVICK, P. C. Algas planctônicas do reservatório da Pampulha (MG): Euglenophyta, Chrysophyta, Pyrrophyta, Cyanobacteria. *Rev. Brasil. Bot.* Vol. 22, n. 2, p.107-116, 1999.

GLENN, B.; MCGREGOR. Freshwater Cyanobacteria of North-Eastern Australia: 2. Chroococcales. *Rev. Phytotaxa*. Vol. 133, n. 1, p.1-130, 2013.

GODINHO, L. R. Família Scenedesmaceae (Chlorococcales, Chlorophyceae) no Estado de São Paulo: levantamento florístico. 2009. 204 p. Tese (Doutorado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente) Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo São Paulo, 2009.

GOMES, J. L.; BARBIERI, J. C. Gerenciamento de recursos hídricos no Brasil e no estado de São Paulo: um novo modelo de política pública. *Cadernos Ebape*. Vol. 2, n. 3, 2004.

HAMMER Ø; HARPER, D.A.T.; RYAN, P.D. PAST Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Paleontologia Eletrônica*. Vol. 04, n. 01, 2001.

HASSAN, F. Water History for our times. Volume 2. UNESCO. p. 122. 2011.

HENTSCHKE, G. S.; PRADO, J. F. Chlorococcales s. l. (Chlorophyceae) e Zygnematales (Zygnematophyceae) em um açude do Balneário do Lérmen, Rio Grande do Sul, Brasil. *Ver. HERINGIA, Sér. Bot.* Vol. 67, n. 1, p. 59-74, 2012.

HILLEBRAND, H., C. D. DURSELEN, D. KIRSHTTEL, U. POLLINGHER & T. ZOHARY,. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Rev. Journal of Phycology*, v. 35, p. 403–424, 1999.

HINDÁK, F. Taxonomic survey of the genera *Fusola* (Chlorococcales), *Elakatothrix*, *Closteriospira* and *Chadefaudiathrix* (Ulotrichales). *Rev. Preslia, Praha*. Vol. 59, n. 2, p. 193-228, 1987.

HOOPER, D. U.; CHAPIN, F. S.; EWEL, J. J.; HECTOR, A.; INCHAUSTI, P.; LAVOREL, S.; LAWTON, J. H.; LODGE, D. M.; LOREAU, M.; NAEEM, S.; SCHMID, B.; SETALA, H.; SYMSTAD, A. J.; VANDERMEER, J.; WARDLE, A. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*. Vol. 75, n. 1, p. 3-35, 2005.

HUISMAN, J.; CODD, G. A.; PAERL, H. W.; IBELINGS, B. W.; VERSPAGEN, J. M. H. & VISSER, P. M. Cyanobacterial Blooms. *Nature Reviews Microbiology*, v. 16, 2018.

HUSZAR, V. L. M. Planktonic algae, other than desmids, of three Amazonian systems (Lake Batata, Lake Mussurá and Trombetas River) Pará, Brazil. *Rev. Amazonica*. Vol. 112, p. 37-73, 1996.

IKEMATSU, P. Conflitos e desafios na gestão da Bacia Hidrográfica do Reservatório de Guarapiranga. Dissertação. 2014. 208 p. Dissertação (Mestrado em arquitetura e Urbanismo). Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.

- INAG, I.P. 2009. Manual para a avaliação da qualidade biológica 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.f
- IORIS, A. Desenvolvimento nacional e gestão de recursos hídricos no Brasil. *Revista Crítica de Ciências Sociais*. n. 85, p. 23-41, 2009.
- JENA, M.; ADHIKARY, S. P. Chlorococcales (Chlorophyceae) of Eastern and North-eastern States of India. *Rev. Algae*. Vol. 22, n. 3, p. 167-183, 2007.
- KHONDKER, M.; BHUIYAN, R. A.; YEASMIN, J.; ALAM, M.; SACK, R. B.; HUQ, A.; COLWELL, R. R. New records of phytoplankton for bangladesh. 2. Cryptophyceae and synurophyceae. *Rev. Bangladesh J. Bot.* Vol. 36, n. 1, p. 53-59, 2007.
- KIBUYE, F. A.; ZAMYADI, A.; WERT, E. C. A critical review on operation and performance of source water control strategies for cyanobacterial blooms: Part I-chemical control methods. *Rev. Harmful Algae*. Vol. 109, 2020.
- KIM, Y. J. Taxonomic Review of families Botryococcaceae and Characiaceae, Order Chlorococcales, and Class Chlorophyceae in Korea. *Rev. J. Ecol. Environ.* Vol. 36, n. 4, p. 327-338, 2013.
- KOREIVIENĖ, J.; KASPEROVIČIENĖ, J. Coccoid green algae flora in plankton of small lakes of the baltic uplands. *Rev. Botanica Lithuanica*. Vol. 17, n. 1, p. 13–27, 2011.
- KRASZNAI, E.; B-BÉRES, V. Rarely mentioned species in Hungary: can we step into the same lake?. *Rev. Biologia*. Vol. 76, p. 1661–1673, 2021.
- KUFNER, D. C. L.; GIANI, I. Euglenophyta de lagoas da região da Nhecolândia, Pantanal Sul-Matogrossense, Brasil. *Hoehnea*. Vol.44, n.2. São Paulo, 2017.
- LAGERHEIM, G. Bidrag till kännedomen om Stockholmstraktens Pediatræer, Protococcacæer och Palmellacæer. Editora University of Michigan Library. p. 164, 1882.
- LAMPARELLI, M. C. Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. 2004. 235 p. Tese (Doutorado em Ciências na Área de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.
- LAUX, M.; TORGAN, L. C. Diatomáceas com plastídeos no plâncton da foz dos rios do Delta do Jacuí, sul do Brasil: um complemento à taxonomia tradicional. *Iheringia, Sér. Bot.* Vol. 66, n. 1, p. 109 - 132, Porto Alegre, 2011.
- LEITE, A. R. C.; BIAGIONI, R. C.; SMITH, W. S. Diversidade de cianobactérias em mananciais da bacia do rio Sorocaba, com ênfase nas represas de Itupararanga e Ipaneminha, SP, Brasil. *R. bras. Bioci.*, Porto Alegre, v. 16, n.1, p. 11-20, 2018.
- LEONARDI, C. C. A construção da represa Guarapiranga: imagem, técnica e paisagem. 2018. 196 f. Dissertação (Mestrado em filosofia)- Escola de Artes, Ciências e Humanidades, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2018.
- LLOYD, M.; GHELARDI, R. J. A table for calculating the equitability component of species diversity. *Journal of Ecology*. Vol. 33, p. 217-225, 1964.
- LOBO, E.; LEIGHTON, G. Estructuras de las fitocenosis planctónicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. *Revista de Biología Marina*. Vol. 22, n. 1, p. 143-170, 1986.

- LOPES, M. R.M. BICUDO, C. E. M. Desmidioflórula de um Lago da Planície de Inundação do Rio Acre, Estado do Amazonas, Brasil. *Acta Amaz.* [online]. Vol. 33, n. 2, p. 167-212, 2003.
- LORENSINI, P.; KRUPKEK, R. A.; IATSKIU, P. Gêneros de algas fitoplanctônicas em tanques de piscicultura em União da Vitória, Paraná. *Luminária, União da Vitória*, v.20, n. 01, p. 06-18, 2018.
- LUND, J. W.G.; KIPLING, C.; LECREN, E. D. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hidrobiologia*. Vol. 11, p. 144-170, 1958.
- MACHADO, C. J. S. Recursos hídricos e cidadania no Brasil: limites, alternativas e desafios. *Ambiente & Sociedade*. Vol. 6. N. 2 jul./dez. 2003.
- MACHADO, L. D. S.; SANTOS, L. G.; DOVAL, J. C. L.; POMPÊO, M. L. M.; MOSCHINI-CARLOS, V. Fatores ambientais relacionados à ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas no reservatório de guarapiranga, SP, Brasil. *Revista Ambiente & Água*. Vol. 11, n. 4, p. 810-818, 2016.
- MACHADO, L. S. Variação espacial e temporal da comunidade fitoplanctônica no reservatório de guarapiranga – SP. 2016. 88 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Instituto de Ciência e Tecnologia (Câmpus de Sorocaba), 2016.
- MAREŠ, J.; KAŠTOVSKÝ, J.; MCGREGOR, G.; KOMÁREK, J. The little known pseudofilamentous cyanobacterium *Wolskyella* (Synechococcales). *Rev. Nova Hedwigia*, Vol. 87, n. 1, p. 221- 230, 2008.
- MARQUES, S. M.; PINHEIRO, J. H. P. A. Algas como bioindicadores da qualidade da água. *Revista Científica Brasil*, v.10, n.19, p. 76- 88, 2017.
- MARRA, R.C.; TREMARIN, P.I.; ALGARTE, V.M.; LUDWIG, T.V. Epiphytic diatoms (Diatomeae) from Piraquara II urban reservoir, Paraná State. *Biota Neotropica*. Vol. 16, n. 4. Campinas, 2016.
- MCGREGOR, G. B. Freshwater Cyanobacteria of North-Eastern Australia: 2. Chroococcales. *Rev. Phytotaxa*. Vol. 133, n. 1, p. 1–130, 2013.
- MOSCHINI-CARLOS, V.; PINTO, E.; NISHIMURA, P.Y.; FREITAS, L.G.; POMPÊO, M.L.M. & DORR, F. Analysis of water quality in the Billings and Guarapiranga Reservoir (São Paulo, SP, Brazil): Emphasis on cyanobacteria and cyanotoxins. *Limnética*. Vol. 28, p. 273-82, 2009.
- MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M. Reservatórios que abastecem São Paulo: problemas e Perspectivas, 136 p. São Paulo, 2020.
- MOSCHINI-CARLOS, V.; STELLA BORTOLI, S.; PINTO, E.; NISHIMURA, P. Y.; FREITAS, L. G.; POMPEO, M. L. M.; DORR, F. Cyanobacteria and Cyanotoxin in the Billings Reservoir (Sao Paulo, SP, Brazil). *Limnetica*. Vol. 28, n. 2, p. 273-282, 2009.
- MOSS, B.; KOSTEN, S.; MEERHOFF M.; BATTARBEE, R. W.; JEPPESEN, E.; MAZZEO, N.; HAVENS, K.; LACEROT, G.; LIU, Z.; MEESTER, L.; PAERL, H. & SCHEFFER, M. Allied attack: climate change and eutrophication. *Inland Waters*, v. 1, 2011.
- NAIK, G. R. Advances in Principal Component Analysis: Research and Development. p. 256, 2018.

- NISHIMURA, P. Y. A comunidade fitoplânctônica nas represas Billings e Guarapiranga (Região Metropolitana de São Paulo). Tese (Doutorado em Ciências na área de Ecologia: Ecossistemas Terrestres e Aquáticos). Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. São Paulo - SP, 2012.
- NISHIMURA, P. Y.; MEIRINHO, P. A.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPEO, M. L. M. Does the plankton community follow the water quality heterogeneity in a tropical urban reservoir (Guarapiranga reservoir, São Paulo, Brazil). *Rev. Limnetica*. Vol. 33, n. 02, p. 263-280, 2014.
- NOGUEIRA, I. S.; LEANDRO-RODRIGUES, N. C. Algas planctônicas de um lago artificial do jardim botânico Chico Mendes, Goiânia, Goiás: florística e algumas considerações ecológicas. *Rev. Brasil. Biol.* Vol. 59, n 3, p. 377-395, 1999.
- NORIEGA, C. D.; COSTA, K. M. P.; FEITOSA, F. A. N.; MONTES, M. J. F.; GREGO, C. K. S.; SOARES, G. S. S.; SILVA, H. P. Distribuição Espacial da Biomassa Fitoplanctônica e sua Relação com os Sais Nutrientes, no Sistema Estuarino de Barra das Jangadas (Pernambuco – Brasil). *Rev. Arq. Ciên. Mar.* Vol. 38, p. 5-18, 2005.
- NOSCHANG, P. G.; SCHELEDER, A. F. P. Global water (un)sustainability and the human right to water. *Rev. Sequência*, Florianópolis, v.3, n. 79, p. 119-138, 2018.
- NOVARINO, G. Cryptomonad taxonomy in the 21st century: the first two hundred years. Institute of Botany Polish Academy of Sciences, Kraków, 19-52, 2012.
- NOWICKA-KRAWCZYK, P. B.; ŻELAZNA-WIECZOREK, J. The genus *woronichinia* (cyanobacteria) in natural Lakes of drawa national park (Poland). *Rev. Polish Botanical Journal*. Vol. 62, n. 2, p. 253–263, 2017.
- ODUM, E. P. *Ecologia*. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan S.A., p. 434, 1983.
- OKAMURA, A. L. C. Política pública da água: o exemplo da pesquisa-ação sobre ocupações irregulares em áreas protegidas na bacia hidrográfica do reservatório do Guarapiranga em São Paulo. . In Gutierrez Denise (org.) *Seminários das águas da Amazônia: Coletânea*, INPA editora, Manaus, Brasil, 2020
- OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MCGLINN, D.; MINCHIN, P. R.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M. H. H.; SZOEC, E.; WAGNER, H. 2018. *Vegan: community ecology package*. R package version 2.5-2. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- OLIVEIRA, E. D. C.; CUNHA, A. C.; SILVA, N. B.; CASTELOBRANCO, R.; MORAIS, J.; SCHNEIDER, M. P. C.; FAUSTINO, S. M. M.; RAMOS, V.; VASCONCELOS, V. Morphological and molecular characterization of cyanobacterial isolates from the mouth of the Amazon River. *Rev. Phytotaxa*. Vol. 387, n. 4, p. 269–288, 2019.
- OLIVEIRA, I. B.; BICUDO, C. E. M.; MOURA, C. W. N. *Euastrum* (Desmidiaceae, Zygnematomyceae) na planície litorânea do norte da Bahia, Brasil. *Sitientibus série Ciências Biológicas*. Vol. 11, n. 1, p.: 62–73, 2011.
- OLIVEIRA, I. B.; BICUDO, C. E. M.; MOURA, C. W. N. O gênero *Staurastrum* Meyen ex Ralfs (Zygnematomyceae, Desmidiaceae) da Área de Proteção Ambiental (APA) Litoral Norte, Bahia, Brasil. *Iheringia, Série Botânica*. Vol. 71, n. 3. p. 230-256, Porto Alegre, 2016.
- OLIVER, S. L.; RIBEIRO, H. Variabilidade climática e qualidade da água do Reservatório Guarapiranga. *Rev. Sociedade e Ambiente- Estud. av.* Vol. 28, n. 82, 2014.

Organização das Nações Unidas – ONU. Relatório Mundial das Nações Unidas sobre Desenvolvimento dos Recursos Hídricos: Fatos e dados. Tradução realizada pela Agência Nacional das Águas (ANA), 2019.

PHILIPOSE, M. Contributions to our knowledge of Indian algae. Euglenineae, Part 3. The Genera *Trachelomonas* Ehrenberg and *Strombomonas* Deplandre. *Poc. India Acad. Sci., Plant Sci.*, Vol. 98, n.5, 317–374, 1988.

PIELOU, E. C. Population and community ecology: principles and methods. New York: Gordon and Breach. 424 p., 1974.

PIRES, D. A.; TUCCI, A.; CARVALHO, M. C.; LAMPARELLI, M. C. Water Quality In Four Reservoirs of The Metropolitan Region of São Paulo, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*. Vol. 27, n. 4, p. 370-380, 2015.

PITERMAN, A & GRECO, R. M. A água seus caminhos e descaminhos entre os povos. *Revista APS*, v.8, n.2, p. 151-164, jul./dez. 2005.

POMPÊO, M.L.M.; et al.. Biodisponibilidade de metais no sedimento de um reservatório tropical urbano (reservatório Guarapiranga – São Paulo (SP), Brasil): há toxicidade potencial e heterogeneidade espacial? *Geochimica Brasiliensis* 27(2): 104-119. 2013.

RAMOS, G. J. P. Algas verdes cocóides (Chlorophyta) de duas áreas do pantanal dos Marimbus (baiano e remanso), APA Marimbus-iraquara, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. 229 f. Dissertação (Mestrado em Ciências – Botânica) Departamento de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Botânica da Universidade Estadual de Feira de Santana, Bahia, 2013.

RAMOS, G. J. P.; BICUDO, C. E. M.; GÓES-NETO, A.; MOURA, C. W. N. New additions of coccoid green algae to the phycoflora of Brazil and the Neotropics. *Rev. Acta Bot. Bras.* Vol. 28, n. 1, 2014.

RAMOS, G. J. P.; BICUDO, C. E. M.; NETO, A.; MOURA, C. W. N. *Monoraphidium* and *Ankistrodesmus* (Chlorophyceae, Chlorophyta) from Pantanal dos Marimbus, Chapada Diamantina, Bahia State, Brazil. *Hoehnea*. Vol. 39, n. 3, p. 421-434, 2012.

RAMOS, G. J. P.; BICUDO, C. E. M.; NETO, A.; MOURA, C. W. N. *Scenedesmaceae* (Chlorophyta, Chlorophyceae) de duas áreas do Pantanal dos Marimbus (Baiano e Remanso), Chapada Diamantina, Estado da Bahia, Brasil. *Hoehnea*. Vol. 42, n. 3, p. 549-566, 2015.

RESENDE, S. C.; HELLER L. O saneamento no Brasil: políticas e interfaces. Belo Horizonte: UFMG - Escola de Engenharia, p. 310, 2002.

RIBEIRO, I. V. A. S. Estudo do Estado Trófico do Reservatório Acarape do Meio Mediante s Determinação de Indicadores de Qualidade de Água. 2007. 194 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Fortaleza, 2007.

RICHTER, R. M.; JACOBI, P. R. Conflicts in the São Paulo macrometropolis from the perspective of the water crisis. *Rev. Bras. Estud. Urbanos Reg.*, São Paulo, v.20, n.3, p.556-569. 2018.

RIGOTTO, R. Produção e consumo, saúde e ambiente: em busca de fontes e caminhos. In: MINAYO, MCS., and MIRANDA, AC., orgs. Saúde e ambiente sustentável: estreitando nós [online]. Rio de Janeiro: Editora FIOCRUZ, p. 233-260, 2002. Available from SciELO Books <<http://books.scielo.org>>.

- ROCHA, C. H. B.; CASQUIN, A. P.; PEREIRA, R. O. Correlations chart: Tool to analyse the dynamics of water quality parameters. *Rev. Agriambi*, Vol. 23, n. 5, p. 383-390, 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v23n5p383-390>
- RODRIGUES, E. H. C.; VICENTIN, A. M.; MACHADO, L. S.; POMPÊO, M. L. M.; CARLOS, V. M. Phytoplankton, Trophic State and Ecological Potential in reservoirs in the State of São Paulo, Brazil. *Rev. Ambient. Água*. Vol.. 14, n. 5, Taubaté, 2019.
- RODRIGUES, L. L. R. Biodiversidade de Cianobactérias e Algas das Represas Billings (Braço Taquacetuba) e Guarapiranga, SP, Brasil. 2008. 197 p. Dissertação (Mestrado em Ciências na área de botânica) Departamento de Botânica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.
- ROSA, A. M. R.; GUARDA, V. L. M. Gestão de recursos hídricos no Brasil: um histórico. *Revista Direito Ambiental e sociedade*. Vol. 9, n. 2, p. 197-220, 2019.
- ROSINI, E. F.; SANT'ANNA, C. L.; TUCCI, A. Chlorococcales (exceto Scenedesmaceae) de pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo, SP, Brasil: levantamento florístico. *Hoehnea*. Vol.39, n.1, São Paulo, 2012.
- ROSINI, E. F.; SANT'ANNA, C. L.; TUCCI, A. Scenedesmaceae (Chlorococcales, Chlorophyceae) de pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo, SP, Brasil: levantamento florístico. *Hoehnea*, Vol.40, n.4, p. 661-678, São Paulo, 2013.
- ROY, A. S.; PAL, R. An investigation on Morphotaxonomy and Diversity of Planktonic Chlorophytes from fresh water Eutrophic Wetland of Indian Ramsar Site. *Rev. Phytos*. Vol. 45, n. 2, p. 29-42, 2015.
- SAMPAIO, F. G.; BOIJINK, C. L.; RANTIN., F. T. O uso do sulfato de cobre em ecossistemas aquáticos: fatores que afetam sua toxicidade em peixes de água doce. *Embrapa Meio Ambiente*. 101 p. (Documentos / Embrapa Meio Ambiente; 91), 2013.
- SAMPAIO, J.; CARNEIRO, R. L.; PINTO, E. Potencial tóxico e farmacológico de cianobactérias. *Rev. Ambiental e Sociedade*, v.04, n.02, p. 59-75, 2011.
- SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, M. T. P.; BRANCO, L. H. Z.; KOMÁREK, J. New aerophytic morphospecies of *Nostoc* (Cyanobacteria) from São Paulo State, Brazil. *Rev. Hoehnea*, Vol. 34, n. 1, p. 95-101, 2007.
- SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, M. T. P.; SENNA, P. A. C.; KOMÁREK, J.; KOMÁRKOVÁ, J. Planktic Cyanobacteria from São Paulo State, Brazil: Chroococcales. *Rev. Brasil. Bot.*, Vol.27, n. 2, p.213-227, 2004.
- SANT'ANNA, C. L.; MELCHER, S. S.; CARVALHO, M. C.; GEMELGO, M. P.; AZEVEDO, M. T. P. Planktic Cyanobacteria from upper Tietê basin reservoirs, SP, Brazil. *Rev. Brasil. Bot.*, Vol.30, n. 1, p. 1-17, 2007.
- SANTOS, K. R. S.; SANT'ANNA, C. L. Cianobactérias de diferentes tipos de lagoas ("salina", "salitrada" e "baía") representativas do Pantanal da Nhecolândia, MS, Brasil. *Rev. Brasil. Bot.* V.33, n. 1, p.61-83, 2010.
- SANTOS, M. L. M. N. S. Estrutura e dinâmica do fitoplâncton e bacterioplâncton em cultivos de camarão no Rio Grande do Norte-Brasil: Impacto sobre o ambiente natural. 2008. 139 p. Dissertação (Mestrado em Bioecologia Aquática) Departamento de Oceanografia e Limnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2008.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente – SMA. Companhia Brasileira de Projetos e Empreendimento – COBRAPE. Caracterização ambiental da bacia do Guarapiranga. p. 206, 2006.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. Coordenadoria de Educação Ambiental. Caderno Ambiental Guarapiranga /Secretaria de Estado do Meio Ambiente. Coordenadoria de Educação Ambiental. São Paulo, SMA/CEA, p 84, 2008.

SENDACZ, S.; MONTEIRO JUNIOR, A. J.; MERCANTE, C. T. J.; MENEZES, L. C. B. L.C.B. Cargas de nutrientes (nitrogênio e fósforo) na bacia do alto tietê (cabeceiras e guarapiranga). Rev. Negowat. P. 14, 2005

SENNA, P. A. C.; DELAZARI, A.; SANT' ANNA, C. L. A new planktic cyanoprokaryotic species, *Cyanodictyon tropicalis* (Cyanophyceae) from Espirito Santo State (Southeastern), Brazil. Rev. Algological Studies. Vol. 94, p. 293–303, 1999.

SHANNON, C. E.; WEAVER, W. The mathematical theory of communication. Urbana: University of Illinois Press, 1963.

SILVA, D. B. Qualidade e Água e sedimento em Reservatório. 2016. 172 p. Dissertação (Mestrado em Ciências na Área de Tecnologia Nuclear). Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares. São Paulo, 2016.

SILVA, D. Dinâmica de populações de *Microcystis* (Cyanobacteria) em pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo, SP, Brasil. 2005. 146 p. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente) Instituto de Botânica da Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo, 2005.

SILVA, E. B. 2015, Monitoramento de parâmetros indicadores da qualidade da água em área do entorno da represa Billings em São Bernardo do Campo/SP. Graduação (Bacharelado em Geografia). Universidade Estadual Paulista- Júlio de Mesquita Filho| Campus Experimental de Ourinhos, 2015.

SILVA, E. R. O curso da água na história: simbologia, moralidade e a gestão de recursos hídricos. 1998. 201 p. Tese (Doutorado em Saúde Pública) Fundação Oswaldo Cruz. Pós-graduação em saúde pública, 1998.

SILVA, L. H. S. Fitoplâncton de um reservatório eutrófico (lago monte alegre), Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil. Rev. Brasil. Biol. Vol. 59, n. 2, p. 281-303, 1999.

SILVA, L. S.; FERREIRA, F. J.; FÁVARO, D. I. T. Avaliação da concentração de metais tóxicos em amostras de sedimentos dos reservatórios do complexo Billings (Guarapiranga e Rio Grande). Rev. Geochimica Brasiliensis. Vol. 31, n. 01, p. 37 -56, 2017.

SILVA, R. L. Estudo taxonômico das diatomáceas (Bacillariophyceae) coletadas no Arroio do Faxinal (Sanga da Água Boa), Torres, Rio Grande do Sul, Brasil. Ínsula Florianópolis n. 17, 1987.

SILVEIRA, M. H. Estrutura e dinâmica do fitoplâncton e fatores direcionadores da dominância de cianobactérias em uma lagoa rasa subtropical (lagoa do Peri, SC), 2013.

SMITH, G.M. A second list of algae found in Wisconsin lakes. Transactions of the Wisconsin Academy of Science, Arts and Letters. Vol.19, p. 614-654, 1918.

SOARES, M. C. S., MARINHO, M. M., HUSZAR, V. L. M., BRANCO, C. W. C., AZEVEDO, S. M. F. O. Limnology of two tropical reservoirs The effects of water retention time and watershed features on the limnology of two tropical reservoirs in Brazil. Lakes & Reservoirs: Research and Management. Vol. 13, p. 257–269, 2008.

- SOUZA, D. F.; PINTO, A. L.; MENDES, A. M. S.; OLIVEIRA, G. H. Classificação CONAMA das Limitações de uso da Água Superficial da Lagoa Maior, Três Lagoas/MS. *Rev. Geonorte*, Vol. 3, n. 4, p. 771-780, 2012.
- STAL, L. J. Is the distribution of nitrogen-fixing cyanobacteria in the oceans related to temperature? *Rev. Environ. Microbiol.* v.11, p. 1632–1645, 2009.
- STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G. Diretrizes para o gerenciamento de lagos. *Gerenciamento da Qualidade da água de represas*. *Rev. Rima*, vol. 9, p.258, 2000.
- SUN, J. & LIU, D. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of plankton Research*. vol 25. n 11. p 1331–1346. 2003
- SUYONO, E. A.; FAHRUNNIDA; NOPITASARI, S. UTAMA, I. V. Identification of microalgae species and lipid profiling of glagah consortium for biodiesel development from local marine resource. *Rev. Yogyakarta, Indonesia*. Vol. 11, n. 16, 2016.
- TEROVICK, P. C.; GIANI, A. Levantamento taxonômico das Chlorophyta (Volvocales, Chlorococcales, Zygnematales) do reservatório da Pampulha, MG. *Rev. bras. Bot.* Vol.20, n. 1, São Paulo 1997.
- TONETTO, A. F.; AURICCHIO, M. R.; PEZZATTO, L. C.; PERES, C. K. Macroalgas de riachos na Serra do Japi, sudeste do Estado de São Paulo, Brasil. *Rev. Hoehnea*, Vol. 45, n. 4, p. 616-628, 2018.
- TRINDADE, P. B. C. B.; MENDONÇA, A. S. F. Eutrofização em reservatórios – Estudo de caso: reservatório de Rio Bonito (ES). *Rev. Eng. Sanit. Ambient.* Vol. 19, n. 3, p. 275-282, 2014.
- TUCCI A. Sucessão da comunidade fitoplanctônica de um reservatório urbano e eutrófico, São Paulo, SP, Brasil. Rio Claro; 2002. [Tese – Instituto de Biociências da UNESP].
- TUCCI, A.; BENTO, N. R. M.; ROSAL, C.; BICUDO, C. E. M. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. *Algas* 34: Chlorophyceae (Golenkiniaceae e Micractiniaceae). *Hoehnea*. Vol. 41, n.2, p. 307-314, 2014.
- TUCCI, A.; SANT'ANNA, C. L.; GENTIL, R. C.; AZEVEDO, M. T. P. Fitoplâncton do Lago das Garças, São Paulo, Brasil: um reservatório urbano eutrófico. *Hoehnea*. Vol. 33, n. 2, p. 147-175, 2006.
- TUCCI, C. E. M. Águas urbanas. *Estudos avançados*. Vol. 22, n. 63, 2008.
- TUJI, A.; WILLIAMS, D. M. Examination of the type material of *Synedra rumpens* = *Fragilaria rumpens*, Bacillariophyceae. *Phycological Research*. Vol. 54, p.99-103, 2006.
- TUNDISI, J. G. (coordenador). Recursos hídricos no Brasil: problemas, desafios e estratégias para o futuro, Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências. 76 p. 2014.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Integration of research and management in optimizing multiple uses of reservoirs: the experience in South America and Brazilian case studies. *Hydrobiologia*. Vol. 500, p. 231–242, 2003.
- TUNDISI, J. G.; TUNDISI, M. T. Recursos hídricos do Século XXI. São Paulo, Versão digital, 2013.
- URAMOTO, I. K.; WALDERII, J.M.M.; ZUCCHIII, R.A. Análise quantitativa e distribuição de populações de espécies de *Anastrepha* (Diptera: Tephritidae) no campus Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP. *Ver. Neotropical Entomology*, vol.34, n.1, p. 33 – 39, 2005.
- UTERMÖHL, H. Perfeccionamiento del metodo cuantitativo de fitoplancton. *Michigan, Comun. Rev. Assoc. Int. Limnol. Teor. Apl.*, vol. 9, p. 1-89, 1958.

- VICENTIN, A. M.; RODRIGUES, E. H. C.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M. L. M. Is it possible to evaluate the ecological status of a reservoir using the phytoplankton community?. *Acta Limnologica Brasiliensia*. Vol. 30, e306, 2018.
- VIVEIROS, E. P.; MIRANDA, M. G.; NOVAES, A. M. P.; AVELAR, K. E. S. Por uma nova ética ambiental. *Rev. Eng. Sanit. Ambient*, v.20, n.03, p. 331-336, 2015.
- VON SPERLING, M.V. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos – princípios do tratamento biológico de águas residuárias. V.1, 2 ed. Belo Horizonte, UFMG, 1996.
- WALSBY, A. E. The permeability of heterocysts to the gases nitrogen and oxygen. *Rev. Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* v. 226, p. 345–366, 1985.
- WEST, G. S. *Algæ*. Vol. I. Myxophyceæ, Peridinieæ, Bacillarieæ, Chlorophyceæ, together with a brief summary of the occurrence and distribution of freshwater Algæ. Cambridge [Eng.]The University press, 1916.
- WETZEL, R.G.; G.E. LIKENS. *Limnological analyses*, 2 ed. New York: Springer-Verlag, 2001. 391 p.
- WOŁOWSKI, K. *Phycological Reports: Current advances in algal taxonomy and its applications: phylogenetic, ecological and applied perspective*. Kraków Polish Acad. of Sciences, W. Szafer Inst. of Botany, 2012.
- ZNACHOR, P.; NEDOMA, J.; HEJZLAR, J.; SEDÁ, J.; KOMÁRKOVÁ, J.; KOLÁŘ, V.; MRKVIČKA, T.; BOUKAL, D. S. Changing environmental conditions underpin long-term patterns of phytoplankton in a freshwater reservoir. *Rev. Science of the Total Environment*. Vol. 710, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135626>

Apêndice A

Tabela com valores brutos das variáveis físico-químicas e biológicas nos períodos chuvoso e seco.

Variável	Período chuvoso							Período seco						
	P1	P2	P3	P4	M	DP	CV%	P1	P2	P3	P4	M	DP	CV%
T- UNT	1,6	2,4	2,7	2,4	2,30	0,5	20%	3,4	2,4	1,4	1,1	2,06	1,1	51%
pH	8,4	7,6	5,9	6,7	7,15	1,1	15%	7,3	7,3	8,1	7,2	7,46	0,4	5%
CE $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$	137,9	151,6	41,2	195,9	131,66	65,2	50%	140,0	183,3	42,3	227,3	148,25	79,1	53%
OD mg/L O₂	8,0	5,4	5,6	1,1	5,05	2,9	56%	5,0	4,0	10,2	4,0	5,80	2,9	51%
DBO mg/L O₂	8,5	7,4	3,9	5,5	6,33	2,0	32%	1,9	2,9	2,9	12,5	5,02	5,0	99%
Ort- P ($\mu\text{g}/\text{L}$)	83,3	270,0	50,0	165,0	142,08	98,0	69%	109,8	143,7	108,7	194,8	139,22	40,4	29%
PT ($\mu\text{g}/\text{L}$)	200,9	157,8	60,3	151,8	142,69	59,1	41%	233,7	377,0	227,0	885,3	430,75	310,9	72%
COD (mg/L)	7,0	6,4	12,7	5,8	8,02	3,2	40%	4,0	4,3	3,1	5,0	4,12	0,8	19%
CID (mg/L)	10,5	12,8	5,5	15,2	11,00	4,2	38%	6,5	7,5	1,8	11,7	6,87	4,1	59%
CTD (mg/L)	17,5	19,2	18,2	21,1	19,02	1,5	8%	10,6	11,8	4,9	16,7	10,99	4,8	44%
NO₃ (mg/L)	8,3	9,4	4,3	7,4	7,34	2,2	30%	3,9	4,1	1,1	2,7	2,93	1,4	46%
NH₄ (mg/L)	4,4	6,1	2,4	7,7	5,15	2,3	44%	0,9	4,1	0,1	5,8	2,74	2,7	97%
NT (mg/L)	7,8	8,0	18,8	11,7	11,57	5,1	44%	2,7	4,8	1,3	11,2	4,99	4,4	87%
Cl-a $\mu\text{g}/\text{L}$	25,8	38,2	9,5	91,6	41,28	35,6	86%	19,2	11,4	12,8	79,8	30,81	32,8	107%
T °C	26,1	26,9	24,6	25,4	25,74	1,0	4%	18,3	21,0	18,8	19,3	19,34	1,2	6%

*Apresentação dos teores das variáveis; Média (M); Desvio Padrão (DP) e Correlação de variação (CV) em %.

Apêndice B

Lista qualitativa dos táxons identificados no reservatório Guarapiranga nos quatro pontos amostrados durante a período chuvoso e seco

Classe Espécie	Período chuvoso				Período seco			
	P1	P2	P3	P4	P1	P2	P3	P4
Bacillariophyceae								
<i>Achnantheidium microcephalum</i> Kützing	X							
<i>Achnantheidium</i> sp. 1 Kützing		X						
<i>Asterionella</i> sp. 1 Hassall	X						X	X
<i>Cylindrotheca closterium</i> (Ehrenberg)			X					
<i>Cylindrotheca</i> sp. 1 Rabenhorst			X					
<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehr.) Souza			X					
<i>Eunotia pseudosudetica</i> (Metzeltin, Lange-Bertalot & García-Rodríguez)								X
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	X							
<i>Fragilaria fusa</i> (R.M. Patrick)	X							
<i>Fragilaria gracilis</i> Østrup	X							
<i>Fragilaria longifusiformis</i> subsp. <i>euofusiformis</i> Lange-Bertalot & S. Ulrich	X						X	
<i>Fragilaria nanana</i> Lange-Bertalot			X					X
<i>Fragilaria rumpens</i> (Kützing) Carlson								X
<i>Fragilaria</i> sp. 1 Lyngbye								X
<i>Fragilaria</i> sp. 2 Lyngbye			X					
<i>Frustulia rhomboides</i> (Ehrenberg)					X			
<i>Gomphonema auger</i> Ehrenberg				X			X	
<i>Navicula</i> sp. 1 Bory	X						X	
<i>Nitzschia acicularioides</i> Hustedt	X						X	
<i>Nitzschia closterium</i> (Ehrenberg)	X	X						X
<i>Nitzschia fruticosa</i> (Hustedt)	X	X			X			
<i>Nitzschia palea</i> var. <i>debilis</i> (Kützing) Grunow	X							
<i>Nitzschia subtilioides</i> Hustedt	X	X					X	X
<i>Pinnularia microstauron</i> var. <i>angusta</i> Krammer					X		X	
<i>Pseudonitzschia</i> sp. 1 Peragallo		X	X	X	X		X	
<i>Sellaphora obesa</i> Mann & Bayer		X					X	
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère	X	X	X	X	X		X	

Chlorophyceae

Ankistrodesmus falcatus var. *acicularis* (Corda) Ralfs
Ankistrodesmus falcatus var. *setigerus* (Corda) Ralfs
Ankistrodesmus fusiformis Corda ex Korshikov
Ankistrodesmus sp. 1 Corda
Ankistrodesmus sp. 2 Corda
Ankistrodesmus sp. 3 Corda
Ankistrodesmus sp. 4 Corda

	X		X	X	X		
X				X			
X	X		X	X	X	X	
X	X		X	X	X		
X							
X	X		X				

<i>Ankyra judayi</i> (G.M. Smith) Fott	X						
<i>Chlorella acuminata</i> Gerneck		X				X	
<i>Chlorella vulgaris</i> Beijerinck	X	X		X		X	X
<i>Chlamydomonas mucicola</i> Schmidle					X		
<i>Chlamydomonas</i> sp.1 Ehrenberg					X	X	X
<i>Chlamydomonas</i> sp.2 Ehrenberg		X		X	X	X	X
<i>Chlamydomonas</i> sp.3 Ehrenberg	X						X
<i>Chlamydomonas</i> sp. 4 Ehrenberg	X						
<i>Chlamydomonas</i> sp.5 Ehrenberg		X				X	X
<i>Chlamydomonas</i> sp. 6 Ehrenberg		X				X	X
<i>Coelastrum microporum</i> var. <i>octaedricum</i> (Skuja) Sodomkova	X			X			
<i>Coelastrum pseudomicroporum</i> (Koršikov)	X	X					
<i>Coelastrum reticulatum</i> (Dangeard)	X	X				X	X
<i>Coenochloris fottii</i> (Hindák) Tsarenko					X		
<i>Coenocystis planctonica</i> Koršikov var. <i>planctonica</i>			X		X		
<i>Desmodesmus abundans</i> (Kirchner) Hegewald	X						
<i>Desmodesmus armatus</i> var. <i>bicaudatus</i> (Guglielmetti) Hegewald	X						
<i>Desmodesmus brasiliensis</i> (Bohlin)			X				
<i>Desmodesmus communis</i> (Hegewald)	X	X			X	X	
<i>Desmodesmus denticulatus</i> (Lagerheim)	X	X			X		
<i>Desmodesmus intermedius</i> var. <i>acutispinus</i> (Roll) Hegewald	X	X					X
<i>Desmodesmus maximus</i> (West & West)	X	X	X	X	X	X	
<i>Desmodesmus opoliensis</i> (Richter) Hegewald					X		
<i>Desmodesmus opoliensis</i> var. <i>mononensis</i> (Richter), (Chodat) Hegewald	X						X
<i>Desmodesmus protuberans</i> (Fritsch & Rich)	X	X			X		
<i>Desmodesmus</i> sp. 1 (Chodat)		X					
<i>Desmodesmus</i> sp. 2 (Chodat)	X	X					
<i>Desmodesmus</i> sp. 3 (Chodat)	X	X				X	
<i>Desmodesmus</i> sp. 4 (Chodat)	X						X
<i>Desmodesmus spinosus</i> (R. Chodat) Hegewald	X	X					
<i>Drepanochloris uherkovichii</i> Marvan, Komárek & Comas	X	X		X			
<i>Enallax acutiformis</i> (Schröder) Hindák			X				
<i>Gloeocystis</i> sp 1. Nägeli	X						
<i>Golenkinia radiata</i> Chodat	X	X					X
<i>Golenkinia</i> sp. 1 Chodat	X	X					
<i>Kirchneriella irregularis</i> (Smith) Koršikov	X			X			X
<i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirch.)		X		X			
<i>Kirchneriella obesa</i> (West)	X	X			X	X	X
<i>Kirchneriella</i> sp. 1 Schmidle	X						
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Hindák)	X	X		X	X	X	X
<i>Monoraphidium circinale</i> (Nygaard) Nygaard	X	X		X			
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková	X	X	X	X	X	X	X
<i>Monoraphidium flexuosum</i> Komárek					X		
<i>Monoraphidium fontinale</i> Hindák	X	X		X	X		

<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berkeley) Komárková- Legnerová	X	X		X	X	X	X	X
<i>Monoraphidium indicum</i> Hindák				X				X
<i>Monoraphidium irregulare</i> (Smith) Komárková	X	X	X	X	X			X
<i>Monoraphidium komarkovae</i> (Nygaard)		X						X
<i>Monoraphidium longiusculum</i> Hind.	X	X			X			
<i>Monoraphidium minutum</i> (Nägeli) Komárková-Legnerová	X	X		X				
<i>Monoraphidium nanum</i> (Ettl) Hindák	X	X		X				
<i>Mychonastes elegans</i> (Bachmann) Krienitz			X		X			
<i>Palmodictyon</i> sp. 1 Kützing								X
<i>Pandorina</i> sp. 1 Bory					X			
<i>Pectinodesmus javanensis</i> (R. Chodat)	X							
<i>Pectinodesmus pectinatus</i> (Meyen)		X						
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen					X			
<i>Pediastrum duplex</i> var. <i>duplex</i> Meyen					X			X
<i>Pediastrum duplex</i> var. <i>gracilimum</i> West & West	X	X						
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i> (G.M. Smith)	X					X		X
<i>Polytoma cordatum</i> Skvortsov			X				X	
<i>Pseudodidymocystis planctonica</i> (Koršikov) Hegewald	X		X		X	X		X
<i>Scenedesmus obtusus</i> Meyen	X	X						
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerheim) Chodat	X							
<i>Scenedesmus acuminatus</i> var. <i>acuminatus</i> (Lagerheim) R. Chodat	X							
<i>Scenedesmus acunae</i> Comas Gonzáles								X
<i>Scenedesmus denticulatus</i> sp. <i>genuinus</i> nob. Lagerheim	X							
<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehrenberg) Chodat	X	X			X	X	X	
<i>Scenedesmus ellipticus</i> Corda	X	X			X	X		X
<i>Scenedesmus obliquus</i> var. <i>dimorphus</i> (Turpin) Hansgirg				X	X			
<i>Scenedesmus</i> sp. 1 Meyen		X						
<i>Scenedesmus</i> sp. 2 Meyen	X							
<i>Schroederia ecsediensis</i> (Hortobagyi)				X				
<i>Schroederia spiralis</i> (Printz)	X	X		X				
<i>Selenastrum bibraianum</i> Reinsch, Algenfl. & Franken				X				
<i>Sphaerocystis</i> sp. 1 Chodat	X			X				
<i>Sphaerocystis</i> sp. 2 Chodat	X	X			X			
<i>Tetrabaena socialis</i> (Dujardin)			X			X		
<i>Tetrabaena</i> sp. 1 Fromentel					X	X		
<i>Tetracystis</i> sp. 1 Brown, Jr & Bold						X		X
<i>Tetrademus bernardii</i> (G.M. Smith)	X	X						
<i>Tetrademus</i> sp. 1 Smith	X	X						
<i>tetraedron minimum</i> (Braun)	X	X		X		X		
<i>Tetraedron</i> sp. 1 Kützing	X							
<i>Tetrapedia</i> sp. 1 Reinsch	X							
<i>Tetrastrum heteracanthum</i> (Nordstedt) Choda			X				X	X
<i>Tetrastrum</i> sp. 1 Chodat	X	X		X	X	X		
<i>Tetrastrum</i> sp. 2 Chodat	X	X			X	X		X

<i>Treubaria crassispina</i> G. M. Smith				X				
<i>Treubaria setigera</i> (W. Archer) Smith	X	X						
<i>Treubaria triappendiculata</i> (Bern)		X	X		X			X
<i>Westella botryoides</i> (W. West)					X			X
<i>Westella</i> sp. 1 Wildeman					X	X		X
<i>Westellopsis linearis</i> (G.M.Smith)								X

Chrysophyceae

<i>Dinobryon bavaricum</i> Imhof			X					
<i>Dinobryon bavaricum</i> var. <i>bavaricum</i> Imhof			X					
<i>Dinobryon divergens</i> var. <i>schauinslandii</i> Imhof		X			X			X
<i>Dinobryon sertularia</i> var. <i>sertularia</i> Ehrenberg							X	
<i>Dinobryon</i> sp. 1 Ehrenberg			X				X	

Coscinodiscophyceae

<i>Aulacoseira ambigua</i> var. <i>ambigua</i> (Grunow) Simonsen	X				X	X		
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen					X	X		X
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (Müller) Simonsen							X	
<i>Aulacoseira</i> sp. 1 Thwaites	X							X
<i>Aulacoseira</i> sp. 2 Thwaites		X						X
<i>Aulacoseira</i> sp. 3 Thwaites		X						
Coscinodiscophyceae sp. 1	X	X				X		X
Coscinodiscophyceae sp. 2	X	X			X			

Cryptophyceae

<i>Cryptomonas</i> cf. <i>marsonii</i> Skuja	X	X		X				X
<i>Cryptomonas erosa</i> Ehrenberg	X					X	X	X
<i>Cryptomonas obovata</i> Skuja					X			
<i>Cryptomonas ovata</i> Ehrenb.				X				X
<i>Cryptomonas</i> sp. 1 Ehrenberg							X	
<i>Cryptomonas</i> sp. 2 Ehrenberg								X
<i>Cryptomonas</i> sp. 3 Ehrenberg		X				X		X

Cyanophyceae

<i>Anabaenopsis</i> sp. 1 V.V.Miller	X							
<i>Aphanocapsa annulata</i> McGregor	X			X				
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> West & West	X	X			X	X	X	X
<i>Aphanocapsa incerta</i> (Lemmermann)	X							X
<i>Aphanocapsa koordersii</i> Ström	X							
<i>Chroococcus membraninus</i> (Meneghini) Nägeli					X	X		X
<i>Chroococcus minor</i> (Kütz.)	X	X	X	X	X			X
<i>Chroococcus minutus</i> (Kütz.) Nägeli	X	X	X	X	X			X
<i>Coelomorion tropicalis</i> Senna, A. C. Peres & Komárek	X				X			
<i>Coelosphaerium</i> sp. 1 Nägeli				X				

<i>Cyanocatena imperfecta</i> (Cronberg & Weibull)				X			
<i>Cyanodictyon planctonicum</i> Mayer			X				X
<i>Cyanodictyon tropicale</i> Senna, Delazari et Sant' Anna	X	X	X	X	X	X	X
<i>Dolichospermum crassum</i> (Lemmermann)	X	X					
<i>Dolichospermum solitarium</i> (Klebahn)	X						
<i>Dolichospermum spiroides</i> (Klebahn)		X					
<i>Geitlerinema amphibium</i> (Gomont) Anagnostidis			X				
<i>Geitlerinema</i> sp. 1	X		X				
<i>Geitlerinema unigranulatum</i> (Rana N. Singh)							X
<i>Jaaginema geminatum</i> (Meneghini ex Gomont)	X	X					X
<i>Jaaginema gracile</i> (Böcher)	X	X		X	X	X	
<i>Jaaginema quadripunctulatum</i> (Brühl & Biswas)	X				X		X
<i>Leptolyngbya angustissima</i> (West & West)		X					
<i>Leptolyngbya</i> sp. 1 Anagnostidis & Komárek	X	X					
<i>Limnothrix</i> cf. <i>planctonica</i> (Woloszynska)	X					X	
<i>Limnothrix redekei</i> (Van Goor)				X	X		
<i>Limnothrix</i> sp. 1 M.-E. Meffert					X		X
<i>Merismopedia glauca</i> (Ehrenb)			X				
<i>Merismopedia punctata</i> Meyen		X	X				
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmerm	X						
<i>Microcystis wesenbergii</i> (Komárek)	X						
<i>Nostoc viride</i> Sant' Anna et al.				X	X		X
<i>Phormidium aerugineocaeruleum</i> (Gomont)		X			X		
<i>Phormidium chlorinum</i> (Kützing ex Gomont)						X	
<i>Phormidium molle</i> (Kützing)		X					
<i>Phormidium</i> sp. 1 Kützing ex Gomont							
<i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont) Komárek							X
<i>Pseudanabaena catenata</i> Lauterborn	X						
<i>Pseudanabaena franquetii</i> (Bourrelly)	X						
<i>Pseudanabaena frigida</i> (fritsch) anagn	X	X	X	X			
<i>Pseudanabaena limnetica</i> (Lemmermann)		X		X			X
<i>Pseudanabaena moniliformis</i> Komárek & Kling			X	X	X		X
<i>Pseudanabaena mucicola</i> (Naumann & Huber-Pestalozzi) Schwabe		X					
<i>Radiocystis</i> sp. 1 H. Skuja		X					X
<i>Raphidiopsis raciborskii</i> (Woloszynska)			X				X
<i>Rhabdoderma lineare</i> Schmidle & Lauterborn			X				
<i>Romeria victoriae</i> Komárek & Cronberg				X			
<i>Synechococcus arcuatus</i> (Naegeli)		X	X				
<i>Synechococcus</i> cf. <i>nidulans</i> (Pringsheim)	X				X		
<i>Synechococcus elongatus</i> (Nägel) Nägeli	X	X			X	X	
<i>Synechococcus elongatus</i> var. <i>amphigranulatus</i> (Nägel)	X				X		
<i>Synechococcus sigmoides</i> (Moore & Carter) Komárek		X	X				
<i>Synechococcus</i> sp. 1 (Nägel)	X	X	X	X	X		X
<i>Synechococcus</i> sp. 2 (Nägel)	X						

Synechococcus sp. 3 (Nägeli)
Synechococcus sp. 4 (Nägeli)
Wolskyella floridana Mareš et Kaštovský
Wolskyella sp. 2 Claus
Woronichinia naegeliana (Unger)

X	X		X				
	X						
						X	
	X		X	X	X		
			X				

Dinophyceae

Ceratium furcoides (Levander)
Ceratium furcoides (Levander) Cisto
Dinophyceae sp. 1 (Fritsch, West, Fritsch)
Dinophyceae sp. 2 (Fritsch, West, Fritsch)
Dinophyceae sp. 3 (Fritsch, West, Fritsch)
Lepocinclis globulus Perty
Lepocinclis ovum (Ehrenb.) Lemm.
Lepocinclis ovum f. *dimidio-minor* Deflandre
Peridinium sp. 2 Ehrenberg
Peridinium gatunensis Nygaard
Peridinium sp. 4 Ehrenberg
Peridinium umbonatum var. *umbonatum* F.Stein

X	X						
X	X			X		X	
		X		X			X
		X					
		X					
		X					X
	X		X				X
			X				X
		X				X	
		X					
			X				X
		X				X	X

Euglenophyceae

Euglena acus var. *acus* Ehrenberg
Euglena limnophila Lemmermann
Euglena sp. 1 Ehrenberg
Euglena sp. 2 Ehrenberg
Euglena sp. 4 Ehrenberg
Euglena sp. 5 Ehrenberg
Leponcinclis sp. 1 Perty
Leponcinclis sp. 2 Perty
Phacus acuminatus 'Stokes'
Phacus sp. 1 (Dujardin)
Phacus sp. 4 Dujardin
Phacus sp. 2 Dujardin
Trachelomonas intermedia Dangeard
Trachelomonas robusta Svirenko
Trachelomonas sp. 1 Ehrenberg
Trachelomonas var. *glabra* (Playfair)
Trachelomonas volvocina var. *volvocina* (Ehrenberg)
Trachelomonas volvociniopisis Svirenko
Trachelomonas wermeli Skvortsov

							X
							X
			X				X
						X	
						X	
X							
							X
			X				X
X			X				
	X	X	X			X	
							X
			X				
			X				
							X
							X
			X				

Klebsormidiophyceae

Elakatothrix gelatinosa Wille
Elakatothrix sp. 1 Wille

	X						
X				X			

Mediophyceae*Cyclotella meneghiniana* var. *meneghiniana* Kützing*Cyclotella* sp. 1 (Kützing)*Cyclotella* sp. 2 (Kützing)*Cyclotella* sp. 3 (Kützing)*Discotella stelligera* (Cleve & Grunow)

X	X						
X	X			X			X
X	X						X
X	X	X		X	X		X
	X			X			X

Porphyridiophyceae*Porphyridium* sp. 1 Nageli

X	X	X	X	X		X	X
---	---	---	---	---	--	---	---

Raphidophyceae*Chattonella* sp. 1 Biecheler

						X	
--	--	--	--	--	--	---	--

Trebouxiophyceae*Actinastrum aciculare* f. *minimum* (Huber-Pestalozzi) P. Compère*Actinastrum Hantzschii* Lagerh.*Actinastrum* sp. 1 Lagerheim*Actinastrum* sp. 2 Lagerheim*Actinastrum* sp. 3 Lagerheim*Chodatella javanica* Bernard*Chodatella* sp. 1 Lemmermann*Choricystis minor* var. *minor* (Skuja) Fott*Closteriopsis acicularis* (Smith)*Closteriopsis* sp. 1 Lemmermann*Crucigenia quadrata* Morren*Crucigenia* sp. 1 Morren*Crucigenia* sp. 2 Morren*Crucigenia tetrapedia* (Kirchner) West & West*Crucigenia triangularis* Chodat*Crucigeniella crucifera* (Wolle) Komárek*Crucigeniella pulchra* (West & West)*Crucigeniella rectangularis* (Nägeli) Komárek*Dictyosphaerium ehrenbergianum* Nägeli*Dictyosphaerium* sp. 1 Nägeli*Franceia* cf. *aranea* (Behre) Fort*Franceia* cf. *driescheri* (Lemmermann) Smith*Golenkiniopsis solitaria* (Kors.)*Granulocystopsis* sp. 1 Hindák*Granulocystopsis* sp. 2 Hindák*Keratococcus bicaudatus* (A. Braun)*Keratococcus mucicola* (Hustedt)*Keratococcus raphidioides* Pascher*Keratococcus* sp. 1 (Braun)

X	X						
X	X						
					X		
X	X						X
X	X						
				X	X		X
X							
X							
X							X
X	X			X	X		
						X	
			X				X
	X						
X	X				X		
X	X						
X		X					
			X				
X				X	X		
X							
	X	X		X		X	X
	X	X					
	X	X			X		
X	X			X	X		
	X						
			X				

<i>Staurastrum volan</i> var. <i>fuquenense</i> West & West	X				X		X	
<i>Staurodesmus convergens</i> (Ehrenberg ex Ralfs) S.Lillieroth			X					
<i>Staurodesmus dejectus</i> var. <i>dejectus</i> (Brébisson) Telling	X				X			

Apêndice C

Lista das espécies descritoras, dominantes e abundantes do fitoplâncton encontrado no reservatório Guarapiranga, SP.

Classes	Período chuvoso				Período seco			
<i>Espécie</i>	P1	P2	P3	P4	P1	P2	P3	P4
Bacillariophyceae								
<i>Nitzschia fruticosa</i>	A							
Chlorophyceae								
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i>		A		A				
<i>Ankistrodesmus</i> sp.1		A						
<i>Ankistrodesmus</i> sp.2	A	D		A				
<i>Ankistrodesmus</i> sp.4		A						
<i>Chlamydomonas</i> sp.2					A	D		
<i>Chlorella vulgaris</i>	A	A						
<i>Golenkinia radiata</i>	A							
<i>Golenkinia</i> sp.1	A							
<i>Monoraphidium circinale</i>	A	A						
<i>Monoraphidium contortum</i>	A			A	A	A		
<i>Monoraphidium griffithii</i>		A						
<i>Mychonastes elegans</i>			A					
<i>Scenedesmus acuminatus</i> var. <i>acuminatus</i>	A							
<i>Schroederia spiralis</i>	A							
<i>Tetrabaena</i> sp.1					A			
<i>Tetracystis</i> sp.1						A		
<i>Tetradesmus bernardii</i>	A	A						
<i>Tetrastrum</i> sp.1					A			A
<i>Tetrastrum</i> sp.2					A	A		
<i>Westella botryoides</i>					A			
<i>Westella</i> sp.1					D	D		
Coscinodiscophyceae								
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>granulata</i>					A			
Cryptophyceae								
<i>Cryptomonas</i> sp.1 Ehrenberg							A	
Cyanophyceae								
<i>Chroococcus minor</i>	D	D		D				
<i>Chroococcus minutus</i>	D	A		D				
<i>Coelomorion tropicalis</i>	A							
<i>Coelosphaerium</i> sp.1				A				
<i>Cyanodictyon planctonicum</i>				A				

<i>Cyanodictyon tropicale</i>	D	D		D	D	A		A
<i>Dolichospermum crassum</i>	D							
<i>Dolichospermum solitarium</i>	A	A						
<i>Geitlerinema amphibium</i>				D				
<i>Geitlerinema unigranulatum</i>								A
<i>Jaaginema gracile</i>	A	A			D		A	
<i>Jaaginema quadripunctulatum</i>						D		D
<i>Limnothrix</i> cf. <i>planctonica</i>	A						d/D	
<i>Limnothrix</i> sp.1						D		D
<i>Merismopedia glauca</i>				A				
<i>Merismopedia punctata</i>				A				
<i>Nostoc viride</i>					D	A		A
<i>Planktothrix agardhii</i>								A
<i>Pseudanabaena frigida</i>				A	A			
<i>Pseudanabaena limnetica</i>		A			A			D
<i>Raphidiopsis raciborskii</i>				D				A
<i>Radiocystis</i> sp.1								A
<i>Synechococcus arcuatus</i>		A						
<i>Synechococcus</i> sp.1	A							
<i>Synechococcus</i> sp.3		A						
<i>Wolskyella floridana</i>							A	
<i>Wolskyella</i> sp.2		A				A		
Dinophyceae								
<i>Ceratium furcoides</i>	A							
Mediophyceae								
<i>Cyclotella</i> sp.1	A							
<i>Cyclotella</i> sp.2	A							
Trebouxiophyceae								
<i>Crucigenia quadrata</i>					A			
<i>Crucigeniella pulchra</i>		A						
<i>Crucigeniella rectangularis</i>	A							
<i>Franceia</i> cf. <i>aranea</i>					A			
<i>Mucidosphaerium pulchellum</i>				A				
<i>Mucidosphaerium</i> sp.1			A					
<i>Quadricoccus</i> sp.1					D	A		
Zygnematophyceae								
<i>Gonatozygon monotaenium</i>			d/D				A	
<i>Mougeotia</i> cf. <i>delicata</i>	A	A						A

Apêndice D

Contribuição das espécies descritoras, dominantes e abundantes do fitoplâncton para as dissimilaridades entre os períodos chuvoso e seco no reservatório Guarapiranga, SP.

Taxon	Contrib %	Acumulativa %	(M) Período chuvoso	(M) Período seco
<i>Cyanodictyon tropicale</i>	5,1	5,1	12,0	4,4
<i>Monoraphidium contortum</i>	4,1	9,1	1,0	1,6
<i>Jaaginema gracile</i>	3,4	12,5	2,6	3,1
<i>Chroococcus minutus</i>	3,2	15,6	13,0	0,0
<i>Chroococcus minor</i>	3,1	18,7	14,2	0,2
<i>Mougeotia cf. delicata</i>	2,9	21,7	1,8	0,9
<i>Chlorella vulgaris</i>	2,6	24,3	3,3	0,3
<i>Pseudanabaena limnetica</i>	2,5	26,7	0,9	6,6
<i>Westella</i> sp.1	2,4	29,2	0,0	4,1
<i>Nostoc viride</i>	2,4	31,5	0,0	5,7
<i>Monoraphidium griffithii</i>	2,1	33,7	1,8	0,1
<i>Tetrastrum</i> sp.1	2,1	35,8	0,3	0,5
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i>	2,1	37,9	2,5	0,2
<i>Quadricoccus</i> sp.1	2,1	40,0	0,0	2,1
<i>Jaaginema quadripunctulatum</i>	2,0	42,0	0,3	2,4
<i>Pseudanabaena frigida</i>	2,0	44,0	0,5	0,6
<i>Synechococcus</i> sp.1	1,9	45,9	0,6	0,1
<i>Ankistrodesmus</i> sp.2	1,9	47,8	0,8	0,2
<i>Chlamydomonas</i> sp.2	1,9	49,7	0,1	0,6
<i>Limnothrix</i> sp.1	1,8	51,5	0,0	5,4
<i>Tetrastrum</i> sp.2	1,8	53,3	0,2	0,2
<i>Ankistrodesmus</i> sp.1	1,7	55,0	1,1	0,0
<i>Wolskyella</i> sp.2	1,6	56,7	0,2	0,3
<i>Cyclotella</i> sp.1	1,6	58,3	0,9	0,0
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>granulata</i>	1,6	59,9	0,0	0,8
<i>Monoraphidium circinale</i>	1,6	61,4	0,9	0,0
<i>Limnothrix cf. planctonica</i>	1,5	63,0	0,8	1,4
<i>Synechococcus</i> sp.3	1,5	64,5	0,8	0,0
<i>Golenkinia radiata</i>	1,5	66,0	1,6	0,0
<i>Cyclotella</i> sp.2	1,5	67,5	0,8	0,1
<i>Crucigenia quadrata</i>	1,5	68,9	0,1	0,4
<i>Gonatozygon monotaenium</i>	1,4	70,4	0,9	0,7
<i>Crucigeniella pulchra</i>	1,4	71,8	0,5	0,1
<i>Nitzschia fruticosa</i>	1,4	73,2	0,8	0,0
<i>Crucigeniella rectangularis</i>	1,4	74,6	1,8	0,0
<i>Tetradismus bernardii</i>	1,3	75,9	1,1	0,0
<i>Dolichospermum crassum</i>	1,3	77,3	3,8	0,0
<i>Mucidosphaerium pulchellum</i>	1,2	78,5	0,3	0,0

<i>Raphidiopsis raciborskii</i>	1,2	79,7	0,7	0,2
<i>Westella botryoides</i>	1,2	80,9	0,0	1,1
