

EDUARDO HENRIQUE COSTA RODRIGUES

**APLICAÇÃO DE ÍNDICES DE QUALIDADE DA DIRETIVA QUADRO
DA ÁGUA (DQA), PARA O FITOPLÂNCTON, EM RESERVATÓRIOS DO
ESTADO DE SÃO PAULO, BRASIL**

Sorocaba
2019

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em

*ciências
ambientais*



unesp
Sorocaba

EDUARDO HENIQUE COSTA RODRIGUES

**APLICAÇÃO DE ÍNDICES DE QUALIDADE DA DIRETIVA
QUADRO DA ÁGUA (DQA), PARA O FITOPLÂNCTON, EM
RESERVATÓRIOS DO ESTADO DE SÃO PAULO, BRASIL**

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

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Luiz Martins
Pompêo.

Coorientadora: Prof. Dra. Viviane Moschini
Carlos

Sorocaba

2019

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em

ciências
ambientais



unesp
Sorocaba

R696a	Rodrigues, Eduardo Henrique Costa Aplicação de índices de qualidade da Diretiva Quadro da Água (DQA), para o fitoplâncton, em reservatórios do Estado de São Paulo, Brasil / Eduardo Henrique Costa Rodrigues. -- Sorocaba, 2019 98 f. : il., tabs., mapas Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba Orientador: Marcelo Luiz Martins Pompêo Coorientadora: Viviane Moschini Carlos 1. Avaliação Ecológica. 2. Diretiva Quadro da Água. 3. Fitoplâncton. 4. Eutrofização. I. Título.
-------	--

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

Essa ficha não pode ser modificada.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO



TÍTULO DA TESE: Aplicação de índices de qualidade da Diretiva Quadro da Água (DQA), para o fitoplâncton, em reservatórios do Estado de São Paulo, Brasil

AUTOR: EDUARDO HENRIQUE COSTA RODRIGUES

ORIENTADOR: MARCELO LUIZ MARTINS POMPÊO

COORIENTADORA: VIVIANE MOSCHINI CARLOS

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

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

Bruno Paes De Carli
Prof. Dr. BRUNO PAES DE CARLI
Universidade Paulista (UNIP)

Cristina Souza Freire Nordi
Prof. Dra. CRISTINA SOUZA FREIRE NORDI
Departamento de Ciências Biológicas / UNIFESP - Universidade Federal de São Paulo - Campus Diadema / SP

André Cordeiro Alves dos Santos
Prof. Dr. ANDRÉ CORDEIRO ALVES DOS SANTOS
Departamento de Biologia / Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) - Câmpus de Sorocaba

Naiza Maria Castro Nogueira
Prof. Dr. NAIZA MARIA CASTRO NOGUEIRA
Departamento Acadêmico de Biologia / Instituto Federal do Maranhão

Sorocaba, 27 de novembro de 2019

*Dedico este trabalho, em memória do
meu sobrinho, Matheus Rodrigues
Moreira.*

Lux aeterna vitae meae!

Agradecimentos

Apesar dos momentos de escrita solitários e reclusos, este texto foi redigido a várias mãos. Pelas minhas e por tantas outras que me ajudaram até aqui. Só cabe a mim agradecer.

Agradeço a Deus, pelas batalhas travadas no meu íntimo e pelas vitórias públicas.

Obrigado à minha família por acreditar, incentivar e a todo momento torcer por mim, por me fazer forte mesmo quando eu não o fizesse. Vocês são minha estrutura e sustento, me ajudaram a seguir com os meus sonhos e com todos os planos que idealizei. Obrigado por compreender os momentos de ausência.

Obrigado à Universidade Ceuma, por me oferecer condições de realizar o doutorado. Agradeço aos companheiros de trabalho pelas conversas descontraídas, pelos assuntos nada convencionais e pelos debates filosóficos mais insólitos, obrigado GDF (Grupo de Discussões Filosóficas). Um grupo de terapia disfarçado de roda de conversa. Um agradecimento em especial para minha mais que amiga, Marirah. Obrigado pelo incentivo, por torcer e por abrir algumas portas, você é essencial.

Meus agradecimentos aos amigos do Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais do Instituto Ciência e Tecnologia da Unesp de Sorocaba, do Laboratório de Limnologia da Universidade de São Paulo e de outros tantos cantos. Em especial aos companheiros de laboratório e jornada Aline, Victor, Jessica, Rayssa, Sheila, Felícia, Dani, Leila e Bruno, a vocês minhas estimas e agradecimentos. Ao amigo Diogo Borsoi pelos desabafos regados a cervejas. Um agradecimento em especial vai para a Aline e o Victor, pelos momentos de conversas regados a muito café, pelas tardes ricas e saudosas onde o silêncio frio do laboratório dava vez ao calor das risadas gratuitas e espontâneas. Obrigado a todos pelas conversas e pelo apoio, vocês contribuíram muito para tudo isso.

Obrigado aos meus orientadores que com muita paciência e dedicação me guiaram nesse caminho nada fácil e tortuoso que é a academia. Meu muito obrigado aos professores Dr. Marcelo Luiz Martins Pompêo e Dra Viviane Moschini Carlos por me oportunizar avançar mais um pouco e fazerem parte deste novo degrau. Agradeço aos demais professores pelo incentivo e por se mostrarem referência de excelência em ensino, pesquisa e profissionalismo. Nós, alunos sempre seremos reflexos de suas ações! Obrigado!

Obrigado ao Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais do Instituto Ciência e Tecnologia da Unesp de Sorocaba. Agradeço pelos recursos e o apoio que me foi ofertado nessa minha jornada até aqui. Agradeço pelo engrandecimento profissional e realização de um sonho. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001

Resumo

A eutrofização representa um dos principais impactos ambientais observados nos ecossistemas aquáticos. Tal impacto, entre outras consequências, promove o comprometimento da qualidade da água em muitos ambientes, incluindo reservatórios, que apresentam grande importância devido aos seus múltiplos usos. O objetivo principal deste trabalho é determinar o *status* ecológico de reservatórios do estado de São Paulo, através de Indicadores de Qualidade da Água superficial da Diretiva Quadro da Água (DQA), tendo o fitoplâncton como elemento da qualidade ecológica nesse processo. Amostras integradas da coluna d'água (toda zona fótica) dos reservatórios Igaratá, Atibainha, Paiva Castro, Itupararanga, Rio Grande, Broa, Barra Bonita, Guarapiranga e Salto Grande foram tomadas nas zonas lóticas, central e barragem. Análises relacionadas a estrutura do fitoplâncton e a organização das espécies descritoras organizadas em grupos funcionais foram realizadas. Um capítulo foi reservado para o estudo do *Ceratium furcoides* nestes ambientes. Os reservatórios aqui estudados, estão situados em diferentes bacias hidrográficas e fazem parte de diferentes sistemas produtores que abastecem o Estado de São Paulo. A amostragem ocorreu durante a estiagem em 2015. Em campo foram determinados a profundidade, a temperatura, oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica (EC) e pH da água; em laboratório foram determinados a clorofila-a, os sólidos suspensos (SS) e os nutrientes, nitrito (N-NO₂-), nitrato (NO₃--), amônio (NH₄⁺), nitrogênio total (NT), ortofosfato (P-orto) e fósforo total (TP), além do estado trófico (IET). As análises quali-quantitativas do fitoplâncton foram realizadas em microscópio binocular invertido, foram determinadas a densidade, diversidade, equitabilidade e dominância do fitoplâncton. A ordenação dos dados ocorreu através da análise de componentes principais (PCA) e análise de correspondência canônica (CCA). Duas metodologias foram utilizadas no processo de determinação do potencial ecológico dos reservatórios, a primeira baseada na diversidade das espécies e a segunda na biomassa, utilizando os índices *Evenness E2* e *Q-Index* respectivamente. As características limnológicas observadas entre os reservatórios são similares a ambientes tipicamente degradados ou em processo de degradação. Os reservatórios mais eutrofizados registraram maiores valores para a concentração de nutrientes e pigmentos. As cianobactérias foram dominantes nos ambientes eutróficos, associadas a baixa diversidade e elevada dominância. Os GF's L_O, L_M e H1 foram os maiores contribuintes para a biomassa do fitoplâncton nos pontos amostrais onde ocorreram. A ordenação dos pontos amostrais, realizada pela PCA, evidenciou um gradiente trófico, partindo de um ambiente oligo-mesotrófico a super-hipereutrófico seguindo a ordem. Grande parte dos reservatórios apresentou problemas com a eutrofização e com a bioinvasão de *Ceratium furcoides*. A aplicação dos índices *Evenness E2* e *Q-Index* mostrou resultados coerentes ao serem utilizados em ambientes tropicais. O *Evenness E2 Index* respondeu bem ao restante dos reservatórios e serve como medida complementar ao biomonitoramento dos reservatórios, não deixando de se investigar outros componentes. A avaliação da qualidade das massas d'água dos reservatórios através do *Q-Index* apresentou um bom desempenho ao ser utilizada em ambientes tropicais com diferentes graus de trofia, entretanto foi afetado significativamente por medidas de manejo aplicadas nestes ambientes.

Palavras-chave: Avaliação Ecológica, Diretiva Quadro da Água, Fitoplâncton, Eutrofização

Abstract

Eutrophication represents one of the main environmental impacts observed in aquatic ecosystems. Such impact, among other consequences, promotes compromised water quality in many environments, including reservoirs, which are of great importance due to their multiple uses. The main objective of this work is to determine the ecological status of reservoirs in the state of São Paulo, through the Surface Water Quality Indicators of the Water Framework Directive (WFD), having phytoplankton as an element of ecological quality in this process. Integrated samples from the water column (all photic zone) of the Igaratá, Atibainha, Paiva Castro, Itupararanga, Rio Grande, Broa, Barra Bonita, Guarapiranga and Salto Grande reservoirs were taken in the lotic, central and dam zones. Analyzes related to phytoplankton structure and the organization of descriptor species organized into functional groups were performed. A chapter has been reserved for the study of *Ceratium furcoides* in these environments. The reservoirs studied here are located in different watersheds and are part of different producing systems that supply the state of São Paulo. Sampling occurred during the drought in 2015. In the field, depth, temperature, dissolved oxygen (OD), electrical conductivity (EC) and water pH were determined; Chlorophyll-a, suspended solids (SS) and nutrients, nitrite (N-NO₂-), nitrate (NO₃-), ammonium (NH₄⁺), total nitrogen (NT), orthophosphate (P-ortho) and total phosphorus (TP) were determined in the laboratory in addition to the trophic state (TSI). Qualitative and quantitative analyzes of phytoplankton were performed under inverted binocular microscope, and the phytoplankton density, diversity, equitability and dominance were determined. Data ordering occurred through principal component analysis (PCA) and canonical correspondence analysis (CCA). Two methodologies were used in the process of determining the ecological potential of reservoirs, the first based on species diversity and the second on biomass, using the Evenness E2 and Q-Index indices respectively. The limnological characteristics observed between the reservoirs are similar to typically degraded or degrading environments. The most eutrophic reservoirs recorded higher values for the concentration of nutrients and pigments. Cyanobacteria were dominant in eutrophic environments, associated with low diversity and high dominance. GF's LO, LM and H1 were the major contributors to phytoplankton biomass at the sampling points where they occurred. The ordering of the sampling points, performed by the PCA, showed a trophic gradient, starting from an oligo-mesotrophic to super hypereutrophic environment following the order. Most reservoirs had problems with eutrophication and *Ceratium furcoides* bioinvasion. The application of the Evenness E2 and Q-Index indices showed consistent results when used in tropical environments. The Evenness E2 Index responded well to the rest of the reservoirs and serves as a complementary measure to reservoir biomonitoring, while investigating other components. The quality assessment of reservoir water masses by Q-Index performed well when used in tropical environments with different degrees of trophy, however it was significantly affected by management measures applied in these environments.

Keyword: Ecological Assessment, Water Framework Directive, Phytoplankton, Eutrophication

Sumário

1. INTRODUÇÃO GERAL	11
1.2 CONSIDERAÇÕES GERAIS SOBRE A QUALIDADE DA ÁGUA.....	12
1.3 A DIRETIVA QUADRO DA ÁGUA 2000/60/CE E A AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA.	13
1.4 ESTUDO DO FITOPLÂNCTON E A QUALIDADE DA ÁGUA.....	16
2. JUSTIFICATIVA.....	18
REFERÊNCIAS	19
Occurrence <i>Ceratium furcoides</i> (Levander) Langhans in tropical reservoirs in State of São Paulo, Brazil.....	25
Resumo	25
Abstract.....	25
Introduction	26
Material and Methods.....	27
Study Area	27
Results	29
Discussion.....	34
Aknowledgements	37
References	37
Fitoplâncton, Estado Trófico e Potencial Ecológico em reservatórios do Estado de São Paulo...	43
Introdução.....	44
Materiais e Metodos	45
Análise do Fitoplâncton e Potencial Ecológico	45
Análise de Dados	46
Resultados e Discussão.....	46
Conclusões.....	52
Agradecimentos	52
Referências.....	52
Grupos funcionais do fitoplâncton em reservatórios tropicais do Estado de São Paulo: Avaliação da qualidade ecológica da água através do Índice da Assembleia Fitoplanctônica (<i>Q index</i>)	57
Resumo	57
Abstract.....	57
Introdução.....	58
Material e Métodos	59

Área de estudo	59
Amostragem.....	60
Análise das amostras do fitoplâncton	61
Análise dos dados	61
Resultados	62
Variáveis abióticas	62
Variáveis biológicas: GF's e biomassa do fitoplâncton.....	65
Análise de correspondência canônica	70
Discussão	71
Referências.....	80

1. INTRODUÇÃO GERAL

1.1 APRESENTAÇÃO DO TRABALHO

Este trabalho tem por objetivo determinar o *status* ecológico de reservatórios do estado de São Paulo, Brasil, através de Indicadores de Qualidade da Água superficial da Diretiva Quadro da Água (DQA) tendo o fitoplâncton como elemento da qualidade ecológica nesse processo. A estrutura do texto encontra-se dividida em três capítulos onde, cada capítulo apresenta um objetivo de estudo particular, mas que juntos formam a base da pesquisa. A escolha por este modelo de organização se deve à praticidade que envolve a redação e a forma mais rápida na divulgação da pesquisa realizada. Nesse sentido, cada capítulo representa um artigo a ser submetido a uma revista especializada. Os capítulos são apresentados de acordo com as normas de cada periódico escolhido. As informações sobre as normas de cada revista encontram-se nos anexos deste trabalho.

O **Capítulo I** traz um estudo sobre o processo de invasão e estabelecimento do *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans (Dinophyceae) em reservatórios do estado de São Paulo. O texto correlaciona a ocorrência do *C. furcoides* às condições limnológicas em reservatórios com diferentes graus de trofia, a fim de entender qual ou quais são os parâmetros limnológicos envolvidos nesse processo.

No **Capítulo II**, a comunidade fitoplanctônica de nove reservatórios do estado de São Paulo foi estudada através da sua estrutura (diversidade, riqueza e abundância). Dados sobre a densidade, diversidade, equitabilidade e dominância são apresentados e relacionados aos parâmetros físico-químicos e biológicos. Neste capítulo, o potencial ecológico dos reservatórios foi avaliado através dos índices *Evenness E2*.

No **Capítulo III**, a comunidade fitoplanctônica é estudada através da abordagem de grupos funcionais. O texto apresenta a dinâmica dos grupos funcionais e a relação com a qualidade ecológica de reservatórios com diferentes níveis tróficos do estado de São Paulo. Nesta seção o potencial ecológico dos reservatórios foi determinado através da aplicação do índice da assembleia fitoplanctônica Q – Index, por meio deste índice é possível estabelecer o grau de conservação dos reservatórios tendo como parâmetro principal a biomassa do fitoplâncton.

1.2 CONSIDERAÇÕES GERAIS SOBRE A QUALIDADE DA ÁGUA

As atividades humanas e o uso irracional dos recursos hídricos, ao longo do tempo, vem gerando problemas envolvendo o desequilíbrio ecológico do ecossistema e a introdução de substâncias poluentes em ambientes aquáticos. Nas últimas décadas vem sendo denunciada a poluição dos corpos d'água, aliada a degradação desses ambientes (Sobral, et al. 2008; Tundisi; Matsumura-Tundisi, 2008). Tais impactos afetam de maneira geral os ambientes aquáticos, incluindo os reservatórios, e em decorrência disso muitos desses ambientes tem sofrido alterações significativas nos padrões de qualidade da água. A problemática que envolve a poluição da água dos reservatórios não se restringe apenas aos impactos envolvendo a ecologia destes ambientes, mas também inúmeros outros decorrentes da perda qualitativa da água, visto que vários setores da sociedade são dependentes diretos da produção de água, já que estes ambientes foram estabelecidos para múltiplos fins (Esteves, 2011; Tundisi; Matsumura-Tundisi, 2008).

A poluição por efluentes domésticos é, dentre os vários problemas observados em reservatórios, o mais comum. A contaminação por efluentes lançados *in natura* representa o início de uma série de impactos no ambiente aquático, podendo assim afetar o abastecimento público, onerando mais ainda o tratamento da água, e inviabilizando o uso da água em alguns casos. Este tipo de problema pode provocar alterações em padrões microbiológicos podendo tornar a água inviável para o consumo humano direto (Arruda et al. 2014) e afetar o grau trófico desses ambientes comprometendo as comunidades aquáticas. Além disso, a introdução de efluentes pode levar os reservatórios, a sofrerem episódios recorrentes de eutrofização (Cardoso-Silva, et al. 2014; Frascareli, et al. 2015; Trindade; Mendonça, 2014; Vidal; Neto, 2014) que consequentemente implicarão em florações algais (*bloom*) mais frequentes (Trindade; Mendonca et al. 2014; Moschini-Carlos et al. 2011; Oliver; Ribeiro, 2014). Outro ponto a ser considerado é que as diferentes atividades existentes nas bacias hidrográficas podem promover a introdução de poluentes das mais diversas origens, causando problemas relacionados a contaminação por metais pesados, quando oriundos da atividade industrial (García-Ordiales et al. 2015; Gołdyna, et al. 2015; Mariani; Pompêo, 2008; Souza; Wasserman, 2015) e a contaminação por agrotóxicos e pesticidas (Palma et al. 2015; Sousa, et al. 2015) causada pela atividade agrícola (Góis e Oliveira, 2014; Valle Junior, et al. 2015). Em bacias mais urbanizadas além dos problemas envolvendo a eutrofização, uma serie de novas substâncias têm sido identificadas em massas d'águas, muitas dessas substâncias ainda têm seus efeitos desconhecidos sobre a biota e saúde humana sendo denominadas de poluentes emergentes (Daughton 2004). Essa substancias têm sido registradas em diversos ambientes pelo mundo (Pal et al. 2014; Sun et al. 2018; Wilkinson et al. 2017) incluindo reservatorios do Brasil (Campestrini; Jardim, 2017; Lopez-Doval et al. 2017; Machado et al. 2016). Uma das problemáticas desse tipo de poluente, é que em muitos países, incluindo o Brasil, não há regulamentação ou políticas legais que

controlem o seu lançamento no meio, nem limites confiáveis para isso (Daughton, 2004; Steinemann, 2004). O somatório de todos esses problemas tem levado a uma insustentabilidade nos ecossistemas aquáticos e a impactos que ao longo do tempo tem promovido conflitos entre os diferentes usuários da água nestes corpos hídricos.

Todos esses impactos causam mudanças ambientais que afetam os componentes estruturais das comunidades nos ecossistemas aquáticos, o que pode contribuir para a perda de qualidade da água e da biodiversidade. Grande parte dos reservatórios do estado de São Paulo apresentam-se impactados, fato que mantém a disponibilidade hídrica sob ameaça constante, impactos relacionados à poluição, uso e ocupação do solo e a má gestão hídrica são apenas alguns dos exemplos, e essa realidade é bem documentada em vários estudos (Cardoso-Silva, et al. 2014; Dornfeld, et al. 2006; Frascareli, et al. 2015; Mariani e Pompêo, 2008; Moschini-Carlos, Nishimura e Pompêo, 2011, Nishimura, et al. 2014; Pompeo, 2013; Padial; Pompêo e Moschini-Carlos, 2009; Silva, et al. 2016; Silva, et al. 2002). Outros trabalhos buscaram avaliar a integridade dos ambientes aquáticos por meio de indicadores biológicos (Araujo, 1998; Furlan; Esteves e Quinágua, 2013; Casatti, et al. 2006; Ferreira e Casatti, 2006; Petesse; Petrere Jr e Agostinho, 2014; Petesse; Petrere e Spigolon, 2007; Pinto; Araujo e Hughes, 2006; Santos e Esteves, 2015; Terra e Araújo, 2011) a fim de ratificar os principais efeitos da degradação desses ambientes sobre o equilíbrio ecológico desses locais. Tais pesquisas apontam para a problemática da poluição desses ambientes e, como a ação humana influencia no processo de degradação do meio aquático, em particular no compartimento biótico.

Para avaliar os impactos humanos na qualidade da água, as variações no espaço e no tempo e nos processos biológicos, físicos e químicos dos sistemas naturais devem ser consideradas (Lobato, et al. 2015). Essas análises se baseiam no fato de há muito tempo já se ter conhecimento sobre as mudanças na composição de inúmeras espécies em ecossistemas aquáticos, incluindo o fitoplâncton. Essas modificações na dinâmica das espécies em função de variações ambientais naturais ou induzidas são bem conhecidas há várias décadas na Europa e na América do Norte (Ptacnik; Solimini e Brettum, 2009) e geralmente seguem um gradiente de eutrofização.

1.3 A DIRETIVA QUADRO DA ÁGUA 2000/60/CE E A AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA.

A Diretiva Quadro da Água (DQA), (Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho) é o principal instrumento da Política da União Europeia relativa à água (Silva, 2013) e representa o modelo atual de gerenciamento de recursos hídricos (RH) europeu (Cardoso-Silva; Ferreira e Pompêo, 2013). É considerada o mais importante instrumento integrador da política de recursos hídricos da União Europeia (UE) (Cymbron, et al. 2006; Sobral, et al. 2008). A DQA, estabelece um

enquadramento para a proteção de todas as águas, incluindo águas de superfície interiores, águas de transição, águas costeiras e águas subterrâneas (Romero, et al. 2013). Apesar de inovadora a DQA teve um precedente na Lei de Águas Limpas dos EUA (CWA), publicada em 1972 e alterada em 1977 e durante os anos 80. Existem paralelos claros entre a DQA e o CWA, em termos de objetivos, implementação e abordagens ecológicas (Hering, et al. 2010).

Desde o ano de 2000 a DQA introduziu uma nova forma de gestão de massas d'água, adotada por todos os estados membros da União Europeia, inserindo o conceito de qualidade ecológica no processo de monitoramento das massas d'água e gestão baseada em bacias hidrográficas (Basset, et al. 2012; Ferreira, Bernardo e Alves, 2008), colocando a ecologia aquática na base das decisões de gestão (Hering, et al. 2010). A adoção deste conceito advém da necessidade de desenvolver um quadro de avaliação da qualidade da água mais abrangente devido, principalmente, ao fato das águas superficiais se manterem em níveis de poluição relativamente elevados (Oliveira, Lima e Vieira 2006). Em função disto, segundo a Diretiva Quadro da Água (DQA), os Estados-Membros protegerão, melhorarão e recuperarão todas as massas de água de superfície, objetivando alcançar o bom estado ecológico, para águas superficiais, ou no caso das Massas de Água Fortemente Modificadas (MAFM) e/ou artificiais, o bom potencial ecológico (Ferreira, Bernardo e Alves, 2008), além do bom Estado Químico das Águas superficiais. A DQA exige que os Estados-Membros avaliem o Estado Ecológico (EE)¹ e ou o Potencial Ecológico (PE)² da qualidade das massas de água. A EE/PE será baseada no estado dos elementos de qualidade biológica, hidromorfológicas e físico-química, sendo os elementos biológicos especialmente importantes (Romero, et al. 2013). O prazo previsto para a implementação destas ações terminou no ano de 2015 (Cardoso-Silva, Ferreira e Pompêo, 2013; Palma, et al. 2014; Romero, et al. 2013). Os Estados-Membros que pretendam prorrogar para além de 2015 devem cumprir todos os objetivos ambientais da DQA até o final do segundo e terceiro ciclos de gestão, que se estendem de 2015 a 2021 e 2021 a 2027, respetivamente (Voulvoulis; Arpon e Giakoumis, 2017).

Para o estabelecimento do Potencial Ecológico em MAFM recorre-se ao monitoramento obedecendo exigências da DQA (Oliveira; Lima e Vieira 2006), objetivando caracterizar os recursos hídricos e acompanhar sua evolução espaço-temporal. O monitoramento é um instrumento fundamental na implantação da DQA (Cardoso-Silva; Ferreira e Pompêo, 2013). A realização de análises ambientais periódicas sobre os parâmetros ambientais da água representa uma das novidades trazidas pela DQA. Além disso, ela introduziu uma perspectiva ecológica na avaliação da qualidade da água como

¹ O “Estado Ecológico” apresenta a qualidade dos ambientes aquáticos ou massas d'água. É determinando com base na avaliação dos parâmetros dos elementos de qualidade biológica, hidromorfológica e físico-química da massa de água (EC, 2000).

² Para os exossistemas aquáticos cujas características tenham sido alteradas pelo homem, como é o caso dos reservatórios, classificados como “massas d'água fortemente modificadas”, o conceito de “bom estado ecológico” é substituído na DQA pelo conceito de “bom potencial ecológico” (EC, 2000).

complemento aos parâmetros físico-químicos tradicionalmente utilizados (Silva, 2013). Na DQA os estados membros devem classificar o estado ecológico das águas superficiais através de uma série de fatores, inclusive os biológicos. Nesta nova perspectiva, as comunidades biológicas, têm papel de destaque em estudos do monitoramento da água. Neste caso o monitoramento é baseado em análises do fitoplâncton, do perífiton, das macrófitas, dos invertebrados aquáticos e da ictiofauna (Haberman e Haldna, 2014), sendo a comunidade fitoplanctônica a mais difundida e a mais importante em trabalhos deste tipo. Em lagos e reservatórios o fitoplâncton é um dos principais elementos no processo de estabelecimento do potencial ecológico/ estado ecológico.

Para alcançar o "bom estado da água", a DQA requer que os estados membros avaliem, o *status* de qualidade ecológica de seus respectivos corpos de água através de uma série de etapas, incluindo: caracterização de águas superficiais, estabelecimento de tipologia; estabelecimento de programas de monitoramento; definição de condições de referência específicas do tipo (RC) para elementos de qualidade biológica (BQE); classificação de todos os corpos de água de superfície usando Razão de Qualidade Ecológica (RQE) baseados em elementos de qualidade biológica; e, finalmente, o exercício de intercalibração (IC) (Romero, et al. 2013). Ao final de cada estudo, a DQA exige uma classificação ecológica de cada massa d'água monitorada, essa classificação deverá estabelecer cinco classificações ecológicas variando entre *high* e *poor* status, essa nomenclatura pode variar e termos como *excellent* e *bad* também podem ser encontradas na literatura.

O aprofundamento do conhecimento sobre as comunidades biológicas, e sua aplicabilidade na avaliação da qualidade ecológica dos meios aquático contribui para um melhor planejamento e gestão dos recursos hídricos (Cymbron, et al. 2006) já que a abordagem ecológica, introduzida pela DQA, mostra-se mais eficaz em relação às demais, pois aponta para uma realidade mais próxima da qualidade ambiental dos recursos hídricos. Em função disto, nos últimos anos houve uma maior aplicação de métodos de monitoramento baseados em índices bióticos (Haberman; Haldna, 2014), como, por exemplo, índices baseados no fitoplâncton (Belkinova, et al. 2014; Crossetti; Bicudo, 2008; Phillips, et al. 2013), no zooplâncton (Haberman e Haldna, 2014) e em macroinvertebrados bentônicos (Azevedo, et al. 2015; Basset, et al. 2012), além de macrófitas (Beck; Vondracek e Hatch, 2013) e diatomáceas perifíticas (Debenest, et al. 2009). Os desafios atuais são identificar indicadores viáveis do estado ecológico e avaliar em que níveis de pressão ambiental (por exemplo, eutrofização, acidificação, alterações hidromorfológicas) este estado está em risco de não cumprir o objetivo de 2015.

De acordo com Hering, et al. (2010) do ponto de vista científico, a implementação da DQA aumenta consideravelmente o conhecimento sobre a ecologia das águas superficiais europeias, particularmente em regiões que raramente foram investigadas: aproximadamente 1900 artigos resultaram de projetos de investigação associados à implementação da diretiva (consulta Directiva

Quadro da Água "no SCOPUS de 4/12/2009). Muitos métodos para amostragem e investigação de ecossistemas aquáticos foram desenvolvidos e grandes quantidades de dados estão sendo gerados. (Hering, et al. 2010).

1.4 ESTUDO DO FITOPLÂNCTON E A QUALIDADE DA ÁGUA

O estudo do fitoplâncton constitui uma das metodologias de avaliação e classificação do estado ecológico e do potencial ecológico de massas d'água superficiais fortemente modificadas mais utilizadas (Viegas, 2010), sendo muito difundida entre pesquisadores. Além disso, sua utilização é bem documentada na literatura científica (Abonyl, et al. 2012; Singh, et al. 2013). O fitoplâncton é um dos quatro principais elementos biológicos utilizados na DQA para a avaliação do estado ecológico de massas d'água e tem uma longa tradição como indicador biológico (Ptacnik; Solimini e Brettum 2009). Seu uso frequente como organismos bioindicadores de qualidade da água se deve em parte a sua capacidade em fornecer informações contínuas sobre as modificações espaço-temporais nos ecossistemas aquáticos (Maznah; Makhloogh, 2015) contribuindo assim para a gestão dos recursos hídricos (Singh, et al. 2013) e consequentemente nas tomadas de decisões.

No Brasil, tradicionalmente, o uso do fitoplâncton como bioindicador utiliza como parâmetros de análise os pigmentos e a densidade geral, este último parâmetro tem valores de referência e são estabelecidos pela Política Nacional de Recursos Hídricos - PNRH (Resolução Conama 357/05) para os diferentes tipos de usos dados aos corpos hídricos. No entanto, apenas valores das cianobactérias são levados em consideração, haja visto a possibilidade destes organismos produzirem cianotoxinas e indicarem corpos eutrofizados. O fitoplâncton tem uma importante função ecológica como produtor primário que alimenta direta e indiretamente a estrutura trófica nos ambientes aquáticos (Romero, et al. 2013).

A necessidade de estabelecer uma metodologia para a caracterização da qualidade das águas superficiais sujeitas a eutrofização (processo em que o fitoplâncton cresce demasiadamente, devido ao aporte excessivo de nutrientes), conduz à construção e o uso de sistema de indicadores ambientais (Casado, 2007). A forma das curvas de resposta de indicadores ecológicos ao longo de um gradiente de uma variável relacionada a uma determinada pressão é, em princípio, adequada para recomendar limites entre diferentes níveis de *status* ecológico (Ptacnik; Solimini e Brettum, 2009). Em uma situação ideal, a qualidade das águas deve ser avaliada pelo uso de parâmetros físicos, químicos e biológicos, a fim de fornecer um espectro completo de informações para o gerenciamento adequado da água (Singh, et al. 2013). Os índices de qualidade da água promovem informações sobre as condições biológicas do meio pela integração ecológica, funcional e estrutural de ecossistemas aquáticos. Estes índices são compostos

de medidas/métricas que respondem de maneira previsível a estresses induzidos pelo homem no ambiente aquático (Beck; Vondracek e Hatch, 2013). O uso do fitoplâncton como ferramenta para análise da qualidade ambiental em ecossistemas impactados se torna viável pois estes organismos refletem as condições iniciais de degradação e a análise conjunta dos aspectos químicos e ecológicos constitui o primeiro passo para a implementação de um programa de monitoramento de qualidade da água (Cymbron, et al. 2006).

Na aplicação a Diretiva 2000/60/CE, para o estabelecimento de sistemas de índices baseados no fitoplâncton, são analisados como atributos: a composição taxonômica, a contagem de organismos, o cálculo do biovolume e a quantificação de pigmentos (no geral a clorofila “a”) em suma são analisados a composição, abundância e biomassa fitoplanctônica, além da frequência e intensidade das florações. Tais atributos são fundamentais na definição e classificação do estado ecológico das águas superficiais e modificadas de acordo com a DQA servindo de base para a elaboração dos Índice de Estado Ecológico e Índice de Potencial Ecológico. É importante selecionar medidas apropriadas para refletir o status e os processos ecológicos (Zhang, et al. 2016). Na Directiva-Quadro da Água da UE (2000/60 / CE, UE, 2000), o fitoplâncton é um dos cinco elementos de qualidade biológica utilizados (no total cinco grupos biológicos podem ser utilizados como elementos que avaliam a qualidade ecológica de massas d’água superficiais: fitoplâncton, macrófitas, fitobentos (perífiton), macroinvertebrados e peixes (Paształeniec; Poniewozik, 2010). A base de cada espécie ou comunidade individual como bioindicador reside em sua preferência ou faixa de tolerância para habitats específicos e sua capacidade de crescer e competir com outros organismos sob condições específicas da química da água (Singh, et al. 2013).

Os dados obtidos através do monitoramento dos reservatórios devem ser “calibrados” e comparados a um ambiente de referência (minimamente impactado) similar ao estudado, a fim de compreender o real desvio das características ambientais. Um cenário referência deveria representar as condições existentes numa época anterior à intensa ocupação de áreas pelo homem, o que é praticamente impossível (Ferreira; Casatti 2006). Um exemplo de ambiente altamente alterado, são os reservatórios (passando de lóticos a semi-lóticos), em função disto são considerados um dos ecossistemas aquáticos mais difíceis de avaliar, porque: (1) não possuem locais minimamente perturbados ou de referência; (2) os reservatórios não são sistemas naturais, e (3) reservatórios são sistemas de transição entre rios e lagos (Terra; Araújo, 2011). Entretanto, tal como estabelece a DQA, para a determinação do Potencial Ecológico dos reservatórios é necessário comparar os resultados obtidos com valores de referência que correspondem às melhores condições possíveis para o tipo de reservatório que está sendo estudado. No entanto, quando não se pode ou não se consegue estabelecer um ambiente de referência ou se os mesmos não estão disponíveis, para que se tenha condições de comparação direta de dados, um comparativo

pode ser realizado por meio de cálculos de retorno com modelos de emissão de nutrientes, dados históricos e estudos paleolimnológicos.

Apesar da infinidade de índices que são elaborados e publicados anualmente desde a normatização da DQA, ainda assim, segundo Mischke, et al. (2011), não existe um método comum ou único para avaliar a resposta de todos os organismos autotróficos à eutrofização. Cada índice leva em consideração informações ecológicas que podem variar com o fitoplâncton e com a metodologia escolhida para o estudo, esses dados podem ser bastante diversificados, mas devem seguir o que considera a DQA. Esses índices devem utilizar a biomassa, a composição e abundância das espécies, além das frequências de ocorrências de florações, essas informações podem ser utilizadas de modo simultâneo ou não, assim um índice pode ser composto por métricas envolvendo abundância e a biomassa de um determinado grupo ou apenas biomassa. Assim, diferentes métricas e diferentes métodos utilizados na definição de limites das classes, contribuem para a grande variabilidade entre os métodos e como eles classificam um conjunto comum de lagos/reservatórios/rios (Phillips, et al. 2013). Esta grande variabilidade complica a comparabilidade dos resultados de classificação dos diferentes países e representa um grande desafio para a intercalibração dos bons limites de classe dos métodos nacionais, conforme exigido pela DQA (Phillips et al. 2013).

2. JUSTIFICATIVA

À medida que a demanda por água aumentou ao longo dos anos, novos reservatórios foram sendo construídos em todo o território nacional, no entanto, medidas de saneamento não acompanharam essa evolução, fato que tem provocado um aumento da quantidade de reservatórios impactados pela atividade antrópica, com predomínio de poluição por efluentes.

Um dos grandes problemas que afeta a água dos reservatórios é a eutrofização, processo em que o fitoplâncton cresce exageradamente em função do aumento nas concentrações de nutrientes, em particular nitrogênio e fósforo. O processo de eutrofização pode ser acelerado por adição de nutrientes provenientes do lixiviamento superficial de áreas de agricultura ou do lançamento de efluentes in natura, ocasionando o crescimento excessivo de espécies de algas e de macrófitas, com efeitos que afetam a qualidade das águas. Tendo em vista, esta, e outras inúmeras e crescentes pressões a que os recursos hídricos estão expostos, é de fundamental importância o uso de instrumentos que avaliem o processo de degradação, servindo de suporte ao monitoramento da qualidade da água.

A realização de estudos limnológicos em reservatórios submetidos a impactos e a carência de dados mais detalhados, relacionados a qualidade da água, são pontos que justificam o interesse em realizar esta pesquisa. Além disso, o atual cenário sobre a questão hídrica nacional, no qual estamos

inseridos, aponta para a necessidade de entendimento sobre a qualidade da água, fato que tem aumentando o debate em torno dos recursos hídricos e tem gerado uma maior discussão na sociedade, sobretudo referente a água para abastecimento público.

Em comparação à União Europeia, no Brasil, um dos mecanismos adotados, com o objetivo de proteger os mananciais de água da insustentabilidade em seu uso e da poluição, é a implantação de medidas protetivas e de enquadramento estabelecidas pela Política Nacional de Recurso Hídricos (Lei 9433/1997), que institui e normatiza a gestão e o gerenciamento dos recursos hídricos nacionais (Brasil, 1997). Entretanto, tais medidas têm falhado quanto a sua proposta, o que traz entraves durante o processo de gestão hídrica no Brasil. A proposta desta pesquisa é promover um estudo qualitativo da água em reservatórios do estado de São Paulo, utilizando normativa internacional, como complemento a Política Nacional de Recursos Hídricos. A aplicação de normativas internacionais parece uma alternativa às lacunas existentes na Política Nacional de Recursos Hídricos e ajuda a endossar as políticas públicas nacionais voltadas para os recursos hídricos. Esta pesquisa visa ainda a realização de estudos analisando a comunidade fitoplanctônica e relacionando-a à qualidade da água dos reservatórios, aplicando índices de qualidade da água da Diretiva Quadro da Água (DQA) da comunidade europeia. Assim um estudo mais aprofundado da aplicação e adequação de índices internacionais para análise da qualidade água é de suma importância para o avanço na compreensão e avaliação dos processos de degradação da água, por meio do uso e da poluição, e seus reflexos sobre a sociedade.

REFERÊNCIAS

- ABONYI, A.; LEITÃO, M. LANÇON, A. M.; PADISÁK, J. Phytoplankton functional groups as indicators of human impacts along the River Loire (France). *Hydrobiologia* Vol. 698, p 233–249, 2012
- ARAÚJO, F. G. Adaptação do Índice de Integridade Biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. *Rev. Brasil. Biol.*, Vol. 58, nº 4, p. 547-558, 1988
- ARRUDA, R. O. M.; SANTOS, M. A.; VIPPER, H. P. A. F Avaliação da qualidade do reservatório de Taiacubeba, Mogi das Cruzes- SP, sob o aspecto da saúde, entre 2009 e 2013. *Revista UnG - Geociências*, Vol.13, nº.1, 2014
- AZEVEDO, D. J. S.; BARBOSA, J. E. L.; GOMES, W. I. A.; PORTO, D. E. J.; MARQUES, C.; MOLOZZI, J. Diversity measures in macroinvertebrate and zooplankton communities related to the trophic status of subtropical reservoirs; Contradictory or complementary responses? *Ecological Indicators*. Vol. 50 p. 135- 149, 2015.
- BARBE, J., E. LAVERGNE, G. ROFES, M. LASCOMBE, RIVAS, C. H. BORNARD & J. D. Benedittis, 1990. Diagnose rapide des plans d'eau. *Informations Techniques du CEMAGREF* 79:1-8.
- BASSET, A.; BARBONE, E.; BORJA, A.; BRUCET, C. PINNAA, M. QUINTANA, X. D.; REIZOPOULOU, S.; ROSATIA, I.; SIMBOURA, N. A benthic size spectra index for implementing the Water Framework Directive in coast lagoons in Mediterranean and Black Sea ecoregions. *Ecological Indicators*. Vol 12 p. 72-83. 2012

- BECK, M. W., VONDRACEK, B.; HATCH, L. K. Environmental clustering of lakes to evaluate performance of a macrophyte index of biotic integrity. *Aquatic Botany*. Vol. 108, p. 16-25, 2013
- BELKINOVA, D.; PADISÁK, J.; GECHEVA, G.; CHESHMEDJIEV, S. Phytoplankton based assesment of ecological status of bulgarian lakes comparison of metrics within the water framework directive. *Applied Ecology and Environmental Research*. Vol. 12 Nº 1 p. 83-103, 2014.
- BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997 (1997). Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Brasília (DF). Diário Oficial da República Federativa do Brasil.
- CAMPESTRINI, I.; JARDIM, W. F. Occurrence of cocaine and benzoylecgonine in drinking and source water in the São Paulo State region, Brazil. *Science of the Total Environment* nº 576, p. 374–380, 2017
- 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, Nº 1, p 31-43, 2014
- CARDOSO-SILVA, S.; FERREIRA, T. POMPÊO, M. L. M. Diretiva Quadro d'Água: uma revisão crítica e a possibilidade de aplicação no Brasil. *Ambiente & Sociedade*. Vol. 16. nº 1 p. 39-58, 2013
- CASADO, A. M. A. Sistemas de Indicadores para a Caracterização da Qualidade de Águas Superficiais. Um Caso de Estudo. 2007. 301 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Municipal) Universidade do Minho, Braga, Escola de Engenharia 2007
- CASATTI, L.; LANGEANI, F.; SILVA, A. M.; CASTRO, R. M. C. Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. *Braz. J. Biol.* Vol. 66, nº.2b, p. 681-696, 2006
- CROSSETTI, L. O, BICUDO, C. E. M. Phytoplankton as a monitoring tool in tropical urban shallow reservoir (Garças Pond): the assemblage index application. *Hydrobiologia*. Vol. 610, p 161-173, 2008
- CYMBRON, R.; PACHECO, D.; GONÇALVES, V.; CABRAL, M.; CRUZ, J. V.; RAPOSEIRO, P.; COSTA, A.; MARQUES, H.; DOMINGOS, M.; NUNES, J. C.; COUTINHO, R. Monitorização da Qualidade das Águas Interiores das ilhas de Santa Maria e São Miguel da Região Autónoma dos Açores. in 8º Congresso da Água " "Água, Sede de Sustentabilidade", 2006, Figueira da Foz, Portugal, Anais, Associação Portuguesa de Recursos Hídricos, 2006, 1-19.
- DAUGHTON, C. G. Non-regulated water contaminants: emerging research. *Environmental Impact Assessment Review* v. 24 p. 711 – 732, 2004
- DEBENEST, T.; PINELLI, E.; COSTE, M.; SILVESTRE, J.; MAZZELLA, N.; MADIGOU, C.; DELMAS, F Sensitivity of freshwater periphytic diatoms to agricultural herbicides. *Aquatic Toxicology* Vol. 93. p. 11 – 17, 2009.
- DORNFELD, C. B.; ALVES, R. G.; LEITE, M. A.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; Oligochaeta in eutrophic reservoir: the case of Salto Grande reservoir and their main affluent (Americana, São Paulo, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia* Vol. 18 nº 2; p. 189-197, 2006
- EC- European Commission . Directive 2000D 60D EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy. Oficial Journal 22 December 2000 L 327D 1. European Commission, Brussels. 2000.
- ESTEVES, F. A. (Org.) **Fundamentos de Limnologia**. 3º ed. Rio de Janeiro: Interciências, 2011, 826 p.
- FERREIRA, C. P.; CASATTI, L. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biota Neotropica*, Vol. 6, nº 3, p. 1-25, 2006

FERREIRA, J.; BERNARDO, J. M.; ALVES, M. H. Exercício de Intercalibração em rios no âmbito da Directiva Quadro da Água. in 9º Congresso da Água "Água: desafios de hoje, exigências de amanhã, 2008, Cascais, Portugal, Anais, Associação Portuguesa de Recursos Hídricos, 1-16, 2008.

FRASCARELI, D.; BEGHELLI, F. G. S.; CARDOSO-SILVA, S.; MOSCHINI-CARLOS, V. Heterogeneidade espacial e temporal de variáveis limnológicas no reservatório de Itupararanga associadas com o uso do solo na Bacia do Alto Sorocaba-SP Revista Ambiente e Água Vol. 10 n. 4. Pp 770 – 781, 2015

FURLAN, N. ESTEVES, K. E.; QUINÁGLIA, G. A. Environmental factors associated with fish distribution in an urban neotropical river (Upper Tietê River Basin, São Paulo, Brazil). Environmental Biology of Fishes. Vol. 96, nº 1, p. 77-92, 2013

GARCÍA-ORDIALES, E.; ESBRI, J. M.; COVELLI, S.; LÓPEZ-BERDONCES, M. G.; HIGUERAS, P. L.; LOREDO, J. Heavy metal contamination in sediments of an artificial reservoir impacted by long-term mining activity in the Almadén mercury district (Spain) Environmental Science and Pollution Research Vol 01 p 1-15 2015

GÓIS, J. S.; OLIVEIRA, F. H. P. C. Variação sazonal das cianobactérias como parâmetro para análise da qualidade da água do reservatório Mororó, no município de Pedra/PE. Revista Brasileira de Geografia Física. Vol.07, N. 05 p. 1015-1023. 2014

GOLDYNA, B.; CHUDZIŃSK, M.; BARAŁKIEWICZ, D. CELEWICZ-GOLDYN, S. Heavy metal contents in the sediments of astatic ponds: Influence of geomorphology, hydroperiod, water chemistry and vegetation Ecotoxicology and Environmental Safety Vol. 118, p 103–111, 2015

GOLTERMAN, H.L., CLYMO, R.S. & OHNSTAD, M.A.M. Methods for physical and chemical analysis of freshwater. Oxford: BlackwellScientific Publications, 213pg., 1978.

HABERMAN, J.; HALDNA, M. Indices of zooplankton community as valuable tools in assessing the trophic state and water quality of eutrophic lakes: long term study of Lake Võrtsjarv. Journal of Limnology. Vol 73, nº 2 p 263-273, 2014.

HERING, D.; BORJA, A.; CARSTENSEN, J.; CARVALHO, L.; ELLIOTT, M.; FELD, C. K.; HEISKANEN, A. S.; JOHNSON, R. K.; MOE, J.; PONT, D.; SOLHEIM, A. L.; BUND, W. B. The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future. Science of the Total Environment Vol. 408 p. 4007–4019, 2010

KARR, J. R. Assessment of Biotic Integrity Using Fish Communities, Fisheries, Vol. 6, nº 6, p. 21-27, 1981

LOBATO, T. C.; HAUSER-DAVIS, R. A.; OLIVEIRA, T. F.; SILVEIRA, A. M.; SILVA, H. A. N.; TAVARES, M. R. M.; SARAIVA, A. C. F. Construction of a novel water quality index and quality indicator for reservoir water quality evaluation: A case study in the Amazon region. Journal of Hydrology Vol. 522, p. 674–683, 2015

LOPEZ-DOVAL, J. C.; MONTAGNER, CASSIANA C.; ALBUQUERQUE, A.F.; MOSCHINI-CARLOS, V.; UMBUZEIRO, G.; POMPEO, M. L. M. Nutrients, emerging pollutants and pesticides in a tropical urban reservoir: Spatial distributions and risk assessment. Science of the Total Environment, v. 575, p. 1307-1324, 2017.

LUCINDA, I.; MORENO, I. H.; MELÃO, M. G. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Rotifers in freshwater habitats in the Upper Tietê River Basin, São Paulo State, Brazil. Acta Limnol. Bras., Vol. 16, nº 3, p. 203-224, 2004

MACHADO, K. C.; GRASSI, M. T.; VIDAL, C.; PESCARA, I. C.; JARDIM, W. F. J.; FERNANDES, A. N.; SODRÉ, F. F.; ALMEIDA, F. V.; SANTANA, J. S.; CANELA, M. C.; NUNES, C. R. O.;

- BICHINHO, K. M.; SEVERO, F. J. R. A preliminary nationwide survey of the presence of emerging contaminants in drinking and source waters in Brazil. *Science of the Total Environment*, nº 572, p. 138–146, 2016
- MARIANI, C. F e POMPÊO, M. L. Potentially bioavailable metals in sediment from a tropical polymitic environment – Rio Grande Reservoir, Brazil 2008
- MISCHKE, U.; VENOHR, M.; BEHRENDT, H. Using Phytoplankton to Assess the Trophic Status of German Rivers *Internat. Rev. Hydrobiol.* Vol. 96, nº 5, p. 578–598, 2011.
- MOSCHINI-CARLOS, V., NISHIMURA, P. Y, e POMPÊO, M. A importância e problemática das cianobactérias nos reservatórios eutrofizados. *Saneas (São Paulo)*, v. 40, p. 14-18, 2011.
- NISHIMURA, P. Y.; MEIRINHO, P. A.; V. MOSCHINI-CARLOS, POMPÊO, M. L. M. Does the plankton community follow the horizontal water quality heterogeneity in a tropical urban reservoir (Guarapiranga reservoir, São Paulo, Brazil)? *Limnetica*, Vol. 33 p. 263-280, 2014.
- OLIVER, S. L.; RIBEIRO, H. Variabilidade climática e qualidade da água do Reservatório Guarapiranga. *Estudos Avançados* Vol. 28 Nº 82, p 95 - 128, 2014
- OLIVEIRA, R.; LIMA, M. M. C. L. e VIEIRA, J. M. P. Desenvolvimento de um sistema de indicadores de qualidade de águas superficiais numa bacia hidrográfica. in 8º Congresso da Água “Água, Sede de Sustentabilidade”, 2006, Figueira da Foz, Portugal, Anais, Associação Portuguesa de Recursos Hídricos, 2006.
- PADIAL, P. R.; POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V. Heterogeneidade espacial e temporal da qualidade da água no reservatório Rio das Pedras (Complexo Billings, São Paulo) *Revista Ambiente & Água*. Vol. 04 nº 03, 2009
- PAL, A.; HE Y.; JEKEL, M.; REINHARD M.; GIN, K. Y. H.; Emerging contaminants of public health significance as water quality indicator compounds in the urban water cycle *Environment International* v. 71, p. 46–62, 2014
- PALMA, P.; LEDO, L.; SOARES, S.; BARBOSA, R.; ALVARENGA, P. Spatial and temporal variability of the water and sediments quality in Alqueva reservoir (Guadiana Basin; Southern Portugal). *Science of the Total Environment*. Vol 470-471. p. 780-790. 2014
- PALMA, P.; KÖCK-SCHULMEYER, M.; ALVARENGA, P.; LEDO, L.; DE ALDA, M. L.; BARCELÓ, D. Occurrence and potential risk of currently used pesticides in sediments of the Alqueva reservoir (Guadiana Basin). *Research Article Environmental Science and Pollution Research*. Vol. 22, Nº 10, p 7665-7675, 2015
- PASZTALENIC, A.; PONIEWOZIK, M. Phytoplankton based assessment of the ecological status of four shallow lakes (Eastern Poland) according to Water Framework Directive – a comparison of approaches *Limnologia* 40, 251–259, 2010
- PETESSE, M. L.; PETRERE JR., M.; SPIGOLON, R. J. Adaptation of the Reservoir Fish Assemblage Index (RFAI) for assessing the Barra Bonita Reservoir (São Paulo, Brazil) *River Research and Applications* Vol. 23, nº 6, p. 595–612, 2007
- PETESSE, M. L. PETRERE JR, M.; AGOSTINHO, A. A. Defining a fish bio-assessment tool to monitoring the biological condition of a cascade reservoirs system in tropical área. *Ecological Engineering*. Vol. 69, p. 139–150, 2014
- PHILLIPS, G.; LYCHE-SOLHEIM, A.; SKJELBRED, B.; MISCHKE, U.; DRAKARE, S.; FREE, G.; JÄRVINEN, M.; HOYOS, C.; MORABITO, G.; POIKANE, S.; CARVALHO, L.; A Phytoplankton

rophic index to assess the status of lakes for the Water Framework Directive. *Hydrobiologia*. Vol. 704, p 75-95, 2013.

PINTO, B. C. T.; ARAUJO, F. G.; HUGHES, R. M Effects of Landscape and Riparian Condition on a Fish Index of Biotic Integrity in a Large Southeastern Brazil River. *Hydrobiologia*, Vol. 556, nº 1, p. 69-83, 2006

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

PTACNIK, R.; SOLIMINI, A. G.; BRETTUM, P. Performance of a new phytoplankton composition metric along a eutrophication gradient in Nordic lakes. *Hydrobiologia* Vol. 633, p. 75–82, 2009

ROMERO, I; PACHÉS, M.; MARTÍNEZ-GUIJARRO, R.; FERRER, J. Glophymed: An index to establish the ecological status for the Water Framework Directive based on phytoplankton in coastal Waters. *Marine Pollution Bulletin* Vol. 75 p. 218–223, 2013

SANTOS, F. B.; ESTEVES, K. E. A Fish-Based Index of Biotic Integrity for the Assessment of Streams Located in a Sugarcane-Dominated Landscape in Southeastern Brazil. *Environmental Management*. Vol. 56, nº 2, p. 532-548, 2015

SILVA, I. S.; ABATE, G.; LICHTIG, J.; MASINI, J. M. Heavy metal distribution in recent sediments of the Tietê-Pinheiros river system in São Paulo state, Brazil. *Applied Geochemistry*. Vol. 17, nº 2, p. 105–116, 2002.

SILVA, N. L. R. F. Diretiva Quadro da Água vs. funcionamento do ecossistema: exemplo da barragem Crestuma-Lever. 2013. 69 f. Dissertação (Mestrado em Biologia e Gestão da Qualidade da Água) Universidade do Porto, Lisboa, Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. 2013

SILVA, S. C.; FERREIRA, P. A. L.; MOSCHINI-CARLOS, V.; FIGUEIRA, R. C. L.; POMPÊO, M. Temporal and spatial accumulation of heavy metals in the sediments at Paiva Castro reservoir (São Paulo, Brazil). *Environmental Earth Sciences* Vol. 540, p. 466-476, 2016.

SINGH, U. B.; Ahluwalial, A.S.; Sharma, C.; Jindal, R.; Thakur, R. K. Planktonic indicators: A promising tool for monitoring water quality (early-warning signals). *Ecology, Environment and Conservation* Vol. 19, p. 793-800 2013.

SOBRAL, M. C.; GUNKEL, G.; BARROS, A. M.; PAES, R, MACIEL, R. C. Classificação de corpos d'água segundo a Diretiva-Quadro da Água da União Europeia – 2000/60/CE. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*. nº 11 p. 30 – 39, 2008.

SOUSA, A. S.; DUAVÍ, W. C.; CAVALCANTE, R. M.; MILHOME, M. A.; DO NASCIMENTO, R. Estimated Levels of Environmental Contamination and Health Risk Assessment for Herbicides and Insecticides in Surface Water of Ceará, Brazil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* Vol 04. p. 1-6, 2014 2015

SOUZA, V. A., WASSERMAN, J. C. Distribution of heavy metals in sediments of a tropical reservoir in Brazil: Sources and fate. *Journal of South American Earth Sciences*. Vol 63, pp 208–216, 2015

STEINEMANN, A. Human exposure, health hazards, and environmental regulations. *Environmental Impact Assessment Review* v. 24 p. 695 – 710, 2004

STRICKLAND, J.D.; PARSONS, T.R. A manual of seawater analysis. *Bull. Fihs. Res. Bel. Can.*, 125: 1-185. 1960.

- SUN, S.; CHEN, Y.; LIN, Y. NA, D. Occurrence, spatial distribution, and seasonal variation of emerging trace organic pollutants in source water for Shanghai, China. *Science of the Total Environment* v. 639 p. 1–7, 2018
- SUTHERLAND, R.A. Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Env. Geol.*, v.39, n.6. p. 611–627. 2000.
- TERRA, B. F.; ARAÚJO, F. G. A preliminary fish assemblage index for a transitional river–reservoir system in southeastern Brazil. *Ecological Indicators* Vol. 11, nº 3, p. 874–881, 2011
- TRINDADE, P. B. C. B., MENDONÇA, A. S. F. Eutrofização em reservatórios – Estudo de caso: reservatório de Rio Bonito (ES). *Engenharia Sanitária e Ambiental* Vol.19 n.3 pp 275-282, 2014
- TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. *Limnologia*. São Paulo. Oficina de Textos, 2008.
- VALDERRAMA, J.C. The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters. *Mar. Chem.*, 10: 109- 122, 1981.
- VALLE JUNIOR, R. F.; VARANDAS, S. G. P.; PACHECO, F. A. L.; PEREIRA, V. R.; SANTOS, C. F.; CORTES, R. M. V.; FERNANDES, L. F. S. Impacts of land use conflicts on riverine ecosystems. *Land Use Policy*, Vol 43, Nº 1 p 48-52. 2015
- VIDAL, T. F. e NETO, J. C. Dinâmica de nitrogênio e fósforo em reservatório na região semiárida utilizando balanço de massa. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. Vol.18, n.4, p.402–407, 2014
- VIEGAS, V. L. R. Fitoplâncton das Albufeiras do Divor, Monte Novo e Pêgo do Altar: contribuição para o estudo da qualidade da água. 2010. 107 f. Dissertação (Mestrado Biologia Humana e Ambiente) Universidade de Lisboa, Lisboa, Faculdade de Ciências. 2010.
- VOULVOULIS, N.; ARPON, K. D.; GIAKOUMIS, T. The EU Water Framework Directive: From great expectations to problems with implementation. *Science of The Total Environment* 575:358-366, 2017
- WETZEL, R. G.; G. E. LIKENS, 1991. *Limnological analyses*, 20 edn. Springer-Verlag.
- WILKINSON, J. HOODA, P. S.; BARKER, J. BARTON, S.; Swinden, j. Occurrence, fate and transformation of emerging contaminants in water: An overarching review of the field. *Environmental Pollution* v. 231 p. 954-970, 2017.
- ZHANG, M.; YU, Y.; YANG, Z.; KONG, F. Deterministic diversity changes in freshwater phytoplankton in the Yunnan–Guizhou Plateau lakes in China. *Ecological Indicators* Vol 63, p. 273–281, 2016.

Occurrence *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans in tropical reservoirs in State of São Paulo, Brazil³.

Resumo

O objetivo principal deste trabalho foi analisar o estabelecimento do *Ceratium furcoides* em reservatórios tropicais localizados no estado de São Paulo e relacionar a ocorrência destes organismos às variáveis físicas, químicas e biológicas da água. Amostras de água integrando a coluna d'água (toda zona fótica) foram tomadas nas zonas líticas, central e barragem dos reservatórios Igaratá (IGA), Atibainha (ATI), Itupararanga (ITU), Broa (BR), Barra Bonita (BB) e Salto Grande (SG) em julho de 2015. Em campo, foram determinados a profundidade, temperatura, oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica (EC) e pH da água; em laboratório foram determinados a clorofila a, e os nutrientes nitrito (N-NO₂-), nitrato (NO₃-), amônio (NH₄+), nitrogênio total (NT), fósforo total (TP), sólidos suspensos (SS) e ortofosfato (P-orto). O *C. furcoides* foi fixado, identificado e contado em câmaras de sedimentação e microscópio invertido. A biomassa foi determinada a partir do biovolume algal. A ordenação dos dados ocorreu através da PCA. Valores mais elevados de clorofila "a" foram registrados em BB e SG, corroborando a trofia desses reservatórios (supereutróficos). A PCA indicou que as condições limnológicas relacionadas ao *C. furcoides* são melhor explicadas pelas seguintes variáveis: PT, NT, NO₂-, NO₃-, NH₄+ e CE. Florações do *C. furcoides* foram registradas em todos os reservatórios. A PCA indicou associação entre altas densidades de *C. furcoides* com concentrações de nutrientes inorgânicos, NO₂-, NO₃-, NH₄+, TN, TP e a condutividade. A maioria dos reservatórios apresentou problemas com a eutrofização e com a bioinvasão. A hipótese de que o estabelecimento de *C. furcoides* está ligado às condições de trofia do ambiente foi corroborada pela PCA. Neste trabalho são atualizados como novos locais de ocorrência de *C. furcoides* os reservatórios Atibainha, Barra Bonita, Broa, Igaratá, Itupararanga e Salto Grande.

Palavras-chaves: Bioinvasão; Eutrofização, Reservatórios, *Ceratium furcoides*

Abstract

The dinoflagellate *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans has invaded and settled in some South American reservoirs, including reservoirs located in Brazil, and it has caused some problems in such environments. The aim of this study was to analyze the establishment of *Ceratium furcoides* in tropical reservoirs located in the Brazilian state of São Paulo and to relate the occurrence of these organisms to the physical, chemical and biological parameters of water. Integrated water samples were taken in the photic zone in July 2015, in the lotic, central and dam regions of the reservoirs Igaratá (IGA), Atibainha (ATI), Itupararanga (ITU), Broa (BR), Barra Bonita (BB) and Salto Grande (SG). The following parameters were measured *in situ*: depth, temperature, dissolved oxygen (DO), electrical conductivity (EC) and pH. In the laboratory, chlorophyll "a", nitrite (N-NO₂-), nitrate (N-NO₃-), ammonium (N-NH₄+), total nitrogen (TN), total phosphorus (TP), suspended solids and orthophosphate were analyzed. The organisms were fixed, identified and counted in sedimentation chambers under an inverted microscope. The biomass was determined from the algal biovolume. The Trophic State Index (TSI) was used, in addition to ANOVA and PCA for data analysis. The highest values of chlorophyll "a" were registered in Barra Bonita and Salto Grande, corroborating the trophic state classification for the reservoirs (supereutrophic). The PCA indicated that the limnologic conditions related to *C. furcoides* are better explained by the following variables: TP, TN, NO₂-, NO₃-, NH₄+ besides EC. Blooms of *C. furcoides* were observed in all reservoirs. In Barra Bonita reservoir, it was found the highest concentrations of TN, NO₃-, NO₂-, TP, NH₄+ and density of *C. furcoides* (8.373.120 ind.l⁻¹). The PCA suggested an association between high densities of *C. furcoides* and concentrations of inorganic nutrients, NO₂-, NO₃-, NH₄+, TN, TP and conductivity. Most of the reservoirs showed problems with eutrophication and bioinvasion. The hypothesis that the establishment of *C. furcoides* is associated to the trophic state of the environment was corroborated by the PCA. In this study, the reservoirs Atibainha, Barra Bonita, Broa, Igaratá, Itupararanga, and Salto Grande were considered as new places of occurrence of *C. furcoides*.

Keywords: Bioinvasion; Eutrophication, Reservoirs, *Ceratium furcoides*

³ Artigo em fase de redação destinado a revista ainda não especificada na área de Ciências Ambientais.

Introduction

The occurrence of exotic species has become common in many natural environments, including aquatic ecosystems. It has contributed significantly to the ecological imbalance and disturbance of these environments (Moreira, et al., 2015). The occurrence of non-native species in natural environments may cause negative effects such as loss of biodiversity, changes in the structure of communities, and lead to the local extinction of native species (Cavalcante et al., 2016). The invasion of *Tubastraea spp.* (coral-sun) in marine environment (Silva et al., 2017), and the *Limnoperna fortunei* mussel Dunker 1857 in lakes and reservoirs in South America (Linares et al. 2017; Ernandes-Silva et al. 2016) are among the most known cases of invasion. More recently the freshwater jellyfish *Craspedacusta sowerbii* Lankester 1880 (Savaris, et al. 2013) has been observed in inland waters in Uruguay (Siquier et al. 2017), Chile (Galarce et al. 2013; Figueroa & De Los Ríos 2010), Mexico (Moreno-Leon & Ortega-Rubio 2009) and Brazil (Souza & Ladeira 2011; Schwarzbald et al. 2010; Silva & Roche 2007).

The dinoflagellate *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans (Dinophyta) has been identified as a bioinvasive organism in several aquatic ecosystems (Silva et al. 2012). This species has some advantages in the competition for resources compared to native species (Sukénik et al. 2012). In addition, *Ceratium furcoides* has other characteristics that allow the adaptation of these organisms in different regions, such as superior size, selective predation by the zooplankton community (low herbivory pressure), good swimming performance and migration in the water column, besides the capacity to form dense blooms (Almanza et al. 2016; Cavalcante et al. 2016). In adverse environmental conditions, *Ceratium furcoides* is capable of forming cysts, which tend to be deposited in the sediment, remaining in the water system (Bellinger & Sigee 2010; Reynolds 2006). Then, they germinate during the mixing periods (Cavalcante et al. 2013) or when the conditions are favorable, so that the species can recolonize the environment, forming new blooms. *Ceratium* species are tolerant to stress due to swimming skills which allows vertical diurnal migrations to microhabitats where light and nutrients are more favorable (Cavalcante et al. 2013), besides tolerating well different conditions of temperature and transparency of the water, which guarantees the capacity to occur all year round (SILVA et al., 2012). The high nutrient load present in the water body also favors the development of *C. furcoides* (Santos-Wisniewski et al. 2007; Matsumura-Tundisi et al. 2010; Bustamante-Gil et al. 2012), intensifying processes of eutrophication that lead to blooms (Almanza et al. 2016).

Ceratium blooms, although not considered to be toxic, cause several impacts on continental aquatic ecosystems, affecting aesthetics, and causing damage to the water supply system (Almanza et al. 2016). Perhaps the main problem of the uncontrolled growth of *C. furcoides* is the depletion of resources (Santos-Wisniewski et al. 2007), causing competition among the other phytoplankton organisms. In addition to the resources needed for algal growth, the decomposition phase consumes a large amount of dissolved oxygen, which can lead to conditions of anoxia in the environment (Wetzel 2001), causing fish mortality (Silva et al. 2012). Flowering of *C. furcoides* can occur in lakes and reservoirs that have a trophic degree varying from mesotrophic to hypereutrophic (Bustamante-Gil et al. 2012; Silva et al. 2012; Zaburlin et al. 2014). Although the blooms are not toxic, they may cause other negative impacts to the water body, such as alteration of color and taste of water, obstruction of filters used in water treatment, and damage to other organisms such as fish for example (Nicholls et al. 1980; Santos-Wisniewski et al. 2007; Silva et al. 2012; Zaburlin et al. 2014).

The genus *Ceratium* Schrank (Dinophyta) is among the species of plankton considered exotic in Brazil (Jati et al. 2014). Although *C. furcoides* is considered a pantropical subcosmopolitan species, due to its widespread distribution in several regions of the world, it usually occurs in specific environments (Bustamante-Gil et al. 2012) being frequently found in the Northern Hemisphere. On the

other hand, it has a low frequency of occurrence in the Southern Hemisphere (Zaburlin et al. 2014). However, the occurrence of this species in different parts of the world has already been reported.

In South America, the occurrence of *C. furcoides* has been reported for the reservoirs La Angostura (Bolivia) (Morales 2016); Salto Grande (Argentina) (Bordet et al. 2017), Rio Grande II (Colombia) (Bustamante-Gil et al. 2012), Yacyretá (Argentina-Paraguay) (Zaburlin et al. 2014) and in the natural lake Lo Méndez (Chile) (Almanza, et al. 2016). The record of the dispersion and development of this organism has been reported in several Brazilian watersheds, indicating a process of expansion and geographical distribution (Jati et al. 2014). In Brazil, the first occurrence record of the genus was reported by Santos-Wisniewski et al. (2007) in the Furnas hydroelectric dam (State of Minas Gerais). Subsequently, researches in different parts of the country reported the occurrence in freshwater systems (Silva et al. 2012; Zaburlin et al. 2014), such as in a natural lake in Minas Gerais, Lagoa Seca (Moreira et al., 2015); in São Paulo, in the reservoirs Billings (Matsumura-Tundisi et al. 2010), Guarapiranga (Nishimura 2012), Jaguari, Jacareí (Hackbart et al., 2015) and Paiva Castro (Matta 2016); in the State of Paraná in the high Parana river course (Jati et al., 2014) in the Chopim, Capivari and São Jorge dams (Cavalcante et al. 2013); in the State of Rio Grande do Sul in Itaúba dam (Cassol et al., 2014) and in the reservoirs Itá and Maia Filho, besides Jacuí and Uruguai rivers (Cavalcante et al., 2013); in the State of Pernambuco in the reservoirs Jacozinho and Toritama in the semiarid (Oliveira et al., 2016), and in the rivers Contas (Bahia) and Moxotó (Alagoas-Pernambuco); in Bahia in the reservoirs Sobradinho and Paulo Afonso; in Xingó (Alagoas-Sergipe) and Itaparica (Pernambuco-Bahia) (Oliveira et al. 2011). *Ceratium furcoides* was more recently registered in fish tanks in São Carlos (São Paulo) (Campanelli et al., 2017). Blooms were almost always reported in the studies, which is an alert for the invasion of this organism.

Since *Ceratium furcoides* has invaded and settled well in Brazilian environments, mainly reservoirs as reported in the studies already mentioned, there is a need to understand how this organism interacts with the limnologic variables in tropical environments. The aim of this study was to analyze the occurrence of *C. furcoides* in tropical reservoirs in the Brazilian state of São Paulo and to relate the associated environmental factors in this process.

Material and Methods

Study Area

The occurrence of the dinoflagellate *C. furcoides* and its relationship with limnological variables was investigated in July 2015, in six reservoirs in the state of São Paulo, Brazil: Atibainha (ATB), Barra Bonita (BB), Broa (BR), Igaratá (IGA), Itupararanga (ITUP) and Salto Grande (SG) (Figure 01). Barra Bonita reservoir is the first of six reservoirs of the Tietê river cascade system (Watanabe et al. 2016), and together with Salto Grande reservoir is located in the Tietê river basin, in the most populous and industrialized area of the state of São Paulo (Rietzler et al. 2016). The Itupararanga reservoir, located at the upper part of Sorocaba River, is the largest tributary on the left bank of the Tietê River (Frascareli et al., 2015). Carlos Botelho reservoir (Lobo-Broa), a eutrophic and shallow reservoir (maximum depth: 12 meters), is located in Itirapina, São Paulo (Tundisi et al. 2004; Tundisi et al. 2015) in a region of permanent agricultural activity. Atibainha reservoir is part of the Cantareira Public Supply System of the Metropolitan Region of São Paulo, located in the municipality of Nazaré Paulista (Carvalho 2003). Igaratá reservoir is located in the city of Igaratá, in the Paraíba do Sul river basin, Paraíba Valley (Frascareli 2016).

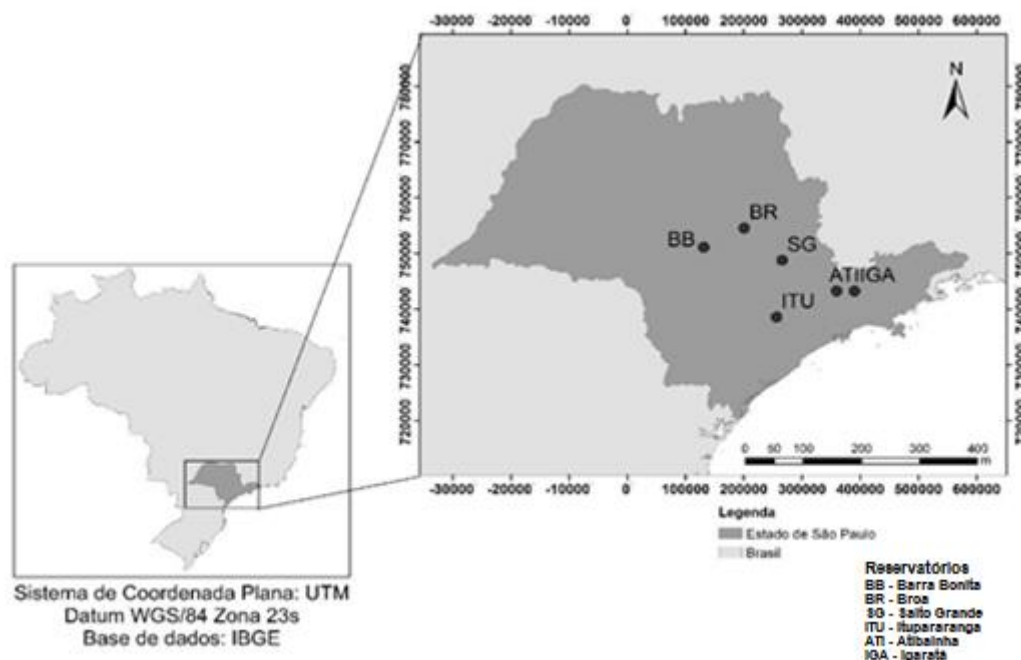


Figure 01: Spatial location of the six reservoirs studied, in São Paulo, Brazil. BB: Barra Bonita, BR: Broa, SG: Salto Grande, ITU: Itupararanga, ATI: Atibainha. IGA: Igaratá. Source: Adapted from Frascareli (2016).

Data collecting

Integrated water samples were taken in the photic zone in July 2015, during the dry season, in lotic, central and dam regions in six reservoirs located in the state of São Paulo: Atibainha (ATB), Barra Bonita (BB), Broa (BR), Igaratá (IGA), Itupararanga (ITUP) and Salto Grande (SG). The sampling was done using a 1-plastic hose (1 inch). The photic zone was determined by multiplying the depth determined through the Secchi disc by the factor 2.7 (Cole 1994). Measurements of depth, surface temperature ($^{\circ}\text{C}$), dissolved oxygen (mg.L^{-1}), electric conductivity ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) and pH were performed *in situ* using a multiparameter probes YSI 556 MPS. In the laboratory, chlorophyll "a" (Lorenzen 1967), nitrite (N-NO_2^-) and nitrate (N-NO_3^-) (Mackereth et al. 1978), ammonium (N-NH_4^+) (Koroleff 1976), total nitrogen (TN), total phosphorus (TP) (Valderrama 1981) and orthophosphate (Strickland & Parsons 1960) were analyzed. For the collection of *Ceratium furcoides*, 100 mL of water was taken from the total volume sampled at each station and 1% Lugol acetic acid was added for organism fixation. The material was identified and counted according to Utermöhl (1958) in sedimentation chambers (LUND et al., 1958) under a Zeiss inverted microscope (Axiovert 40C). *Ceratium* biovolume was calculated by geometric approximation and determined according to Sun & Liu (2003), by means, when possible, of 30 cells photographed and measured. The biomass was estimated considering that $1 \text{ mm}^3.\text{l}^{-1} = 1 \text{ mg}.\text{l}^{-1}$ (Wetzel; Linkens, 1991) and determined from the density of the *Ceratium*.

Data Analysis

The trophic state index (TSI) was determined according to Lampareli (2004). The following classification was considered: ultraoligotrophic ($\text{IET} \leq 47$); oligotrophic ($47 < \text{IET} \leq 52$); mesotrophic ($52 < \text{IET} \leq 59$), eutrophic ($59 < \text{IET} \leq 63$); supereutrophic ($63 < \text{IET} \leq 67$) and hypereutrophic ($\text{IET} > 67$). The abiotic and biotic limnologic data were analyzed through ANOVA (one way), and Pearson correlation coefficient. Blooms were considered present when densities were $>1000 \text{ cel.l}^{-1}$ (10^3 cel.l^{-1})

(Pitcher & Probyn, 2011; Santos-Wisniewski, et al., 2007). To verify the relationship between the density of *Ceratium furcoides* and the environmental variables in the reservoirs, a Principal Component Analysis (PCA) was performed in the software PAST (Hammer, 2001), analyzing the reservoirs together and separately. Abiotic and biotic limnologic variables were ranging-transformed.

Results

The results of the physical, chemical and biological analyzes for the reservoirs Broa, Barra Bonita, Atibainha, Salto Grande, Igaratá and Itupararanga in the state of São Paulo are given in Table 01.

The reservoirs depth ranges from 3.2 m (Broa) to 44 m (Igaratá). In these same reservoirs the water transparency varied between 0.62 m and 5.15 m, respectively. The water temperature did not show a great variation. Minimum and maximum temperature values were observed in Itupararanga and Atibainha reservoirs, respectively, evidencing low thermal amplitude. The pH of the water also showed little variation, with almost all reservoirs exhibiting slightly acidic to slightly basic values, close to neutrality, except for Igaratá reservoir, where the pH was 3.7 (Table 01). The dissolved oxygen concentration was considered low, ranging from 2.6 mg.l⁻¹ (Atibainha) to 5.7 mg.l⁻¹ (Broa reservoir). The highest suspended solids values were found in Broa and Salto Grande reservoirs. On the other hand, the lowest values were found in Igaratá (Table 01). The electrical conductivity was considered high in Salto Grande and Barra Bonita reservoirs and low in Broa reservoir (Table 01).

The highest concentrations of nitrate, nitrite and ammonium were found in Barra Bonita and Salto Grande reservoirs (Table 01), and a nitrate concentration peak (N-NO₃) was observed in Barra Bonita reservoir (1.418,24 µg.l⁻¹). Low concentrations of all nutrients, especially nitrite and ammonium (Table 01) were observed in Broa, Atibainha, Igaratá and Itupararanga reservoirs. The concentrations of total phosphorus (TP) and orthophosphate were considered low in almost all reservoirs. In Barra Bonita (R²=0.89), Atibainha (R²=0.94) and Salto Grande (R²=0.99) reservoirs it was possible to observe a decrease in the concentration of total nitrogen (TN) from the river zone to the dam region. The opposite was observed in Igaratá reservoir (R²=0.96). Itupararanga reservoir did not exhibit a concentration pattern for TN (R²=0.02).

The highest values of chlorophyll "a" were observed in Broa and Salto Grande reservoirs, reflecting in the trophic level of these sites, considered more eutrophic. Whereas the lowest chlorophyll "a" concentrations were found in Igaratá reservoir (Table 01). The reservoirs presented different classifications regarding their trophic state (Figure 02). Broa, Barra Bonita and Salto Grande reservoirs were classified as supereutrophic (SE). Atibainha and Igaratá reservoirs were considered mesotrophic (ME). Both lotic and lentic zones of Itupararanga were classified as eutrophic (E). The lotic zone of Guarapiranga was considered hypertrophic (HE). The lotic zone of Igaratá was classified as oligotrophic (O) (Figure 03).

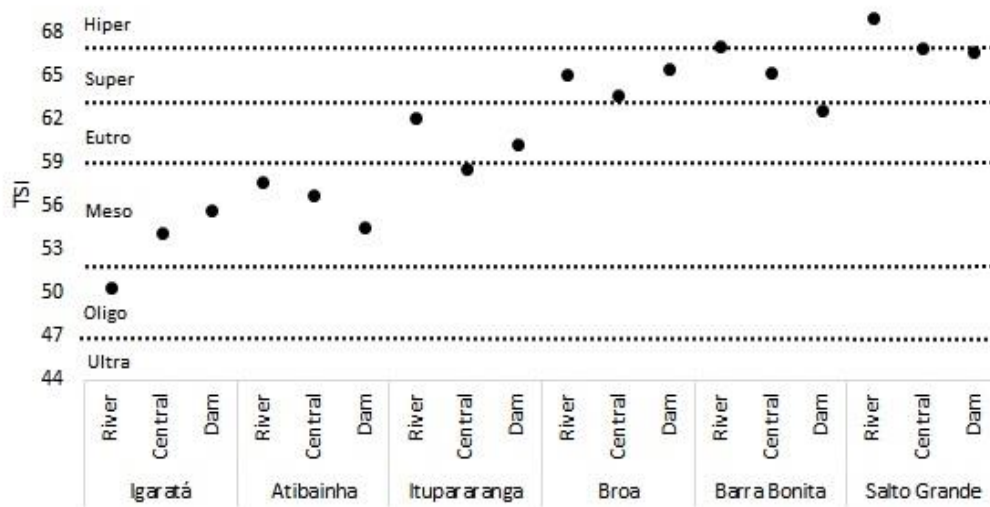


Figure 02: Variation of the Trophic State Index among the zones in the studied reservoirs in São Paulo, Brazil.

The occurrence of *Ceratium furcoides* was observed in almost all stations, except for the central region of Broa reservoir (Figure 03). The density of *C. furcoides* varied greatly among the zones, and among the reservoirs as well, with maximum values in the river zone of Barra Bonita reservoir ($2.093.443 \text{ cel.l}^{-1}$), and the lowest density was observed in the lotic zone of Broa reservoir ($10.452 \text{ cel.l}^{-1}$) (Figure 03). High densities were observed in all reservoirs ($>1.000 \text{ cel.l}^{-1}$) which pointed out the occurrence of blooms in these areas. In the same sampling station where the high values of density were registered in Barra Bonita reservoir, high values of nitrite, nitrate, ammonium, phosphorus and total nitrogen and chlorophyll-a were also observed. This sampling station was classified as hypereutrophic (Table 01).

Igaratá reservoir was the only one that showed a tendency to increase density in the river-dam direction ($R^2=0.75$). The highest density values of *C. furcoides* in Barra Bonita ($R^2=0.96$), Atibainha ($R^2=0.99$) and Itupararanga ($R^2=0.78$) reservoirs, were found in the lotic zone (Figure 02). In Broa ($R^2=0.39$) and Salto Grande ($R^2=0.023$) reservoirs, it was not observed a density distribution pattern. The biomass values for *C. furcoides* varied according to the density, with high values where the density was also high. Minimum values (1.3 mg l^{-1}) and maximum values (256 mg l^{-1}) were observed in Broa (lotic zone) and Barra Bonita (lotic zone) reservoirs, respectively (Figure 03).

The one-way ANOVA analysis of variance showed no significant differences among the reservoirs regarding density ($F= 1.64$, $p > 0.05$) and biomass ($F= 2.26$, $p > 0.05$) of *C. furcoides*. Likewise, nitrate ($F= 1.87$, $p > 0.05$) and ammonium ($F= 0.85$, $p > 0.05$) also did not show significant differences among the reservoirs. However, there was a significant difference among the reservoirs and the concentrations of total nitrogen ($F= 3.22$ $p < 0.05$), orthophosphate ($F= 19.44$ $p < 0.05$), nitrite ($F= 27.32$ $p < 0.05$) and total phosphorus ($F= 26.46$ $p < 0.05$).

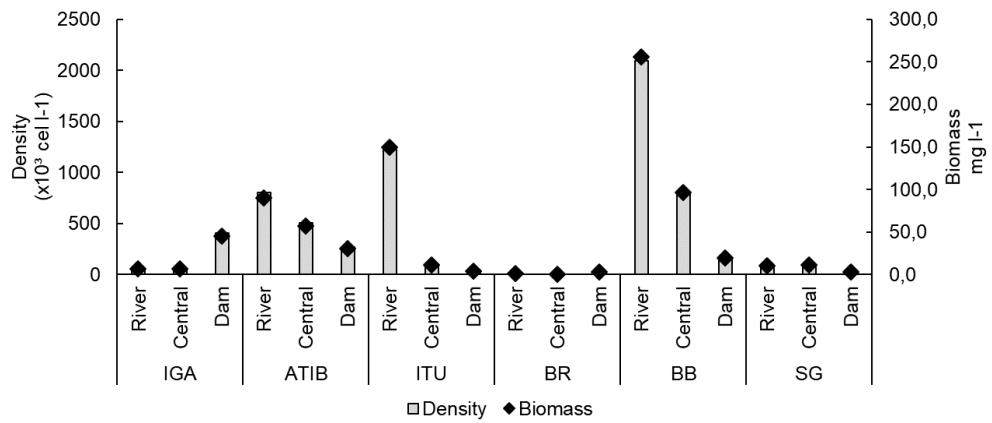


Figure 03: Variation of density and absolute biomass of *Ceratium furcoides* for reservoirs in São Paulo, Brazil. (IGA) Igaratá, (ATB) Atibainha, (ITUP) Itupararanga, (BR) Broa, (BB) Barra Bonita, (SG) Salto Grande

Table 01: Physical and chemical variables analyzed in São Paulo reservoirs. depthM = maximum depth (m), SD= depth of the Secchi disk (m); Temp = temperature (°C); OD = Dissolved oxygen (mg.l⁻¹); SS = suspended solids (mg.l⁻¹); EC= Electric conductivity (μS.cm⁻¹); N-NO₃⁻= nitrate (μg.l⁻¹), N-NO₂⁻ = nitrite (μg.l⁻¹), N-NH₄⁺ = ammonium (μg.l⁻¹), Orto-P = ortophosphate (μg.l⁻¹), TP = total phosphorus (μg.l⁻¹), TN = total nitrogen (mg.l⁻¹), Chlor.a = chlorophyll "a" (μg.l⁻¹).

Reservoirs	Zone	depthM	SD	Temp	DO	SS	pH	EC	N-NO ₃ ⁻	N-NO ₂ ⁻	N-NH ₄ ⁺	Orto-P	TP	TN	Chlor.a
Igaratá	River	28,6	5,15	22,6	4,9	0,60	5,8	33,2	18,0	17,1	80,3	9,0	8,9	7,5	0,40
	Central	44,0	3,95	22,7	3,5	0,90	3,7	34,8	17,0	17,1	78,6	9,0	25,0	17,1	0,67
	Dam.	24,5	2,92	23,4	3,2	2,00	6,8	35,7	17,0	27,0	37,5	9,0	23,4	7,5	3,61
Atibainha	River	8,9	1,88	25,0	4,1	2,57	7,5	41,1	177,4	57,9	9,0	69,2	7,5	2,9	7,64
	Central	19,1	2,65	24,3	3,5	2,12	7,9	40,0	44,7	48,9	9,0	63,6	7,5	1,4	5,51
	Dam.	17,0	2,38	24,2	2,6	2,25	8,0	39,4	8,5	56,2	9,0	59,6	7,5	0,8	2,17
Itupararanga	River	8,2	1,23	17,9	4,4	6,40	7,3	83,0	43,6	23,8	21,9	5,7	28,8	1,2	8,82
	Central	10,8	1,61	19,4	3,0	2,80	6,6	80,5	21,5	21,5	17,6	10,5	13,7	0,1	5,35
	Dam.	14,8	1,39	19,3	3,6	3,60	6,8	80,0	19,3	11,5	32,9	9,7	14,6	1,4	9,76
Broa	River	3,2	0,63	22,6	5,7	7,75	7,1	18,0	49,2	2,2	15,6	19,3	28,8	2,6	30,07
	Central	6,4	0,62	22,6	4,3	6,75	7,5	17,0	16,0	2,8	9,0	13,6	18,8	0,8	29,74
	Dam.	13,0	0,62	21,6	4,1	10,33	7,9	17,0	25,9	3,1	9,0	13,6	28,0	0,9	38,09
Barra Bonita	River	16,4	1,55	22,2	4,0	3,90	7,0	274,0	1418,2	529,0	116,3	12,1	95,1	3,3	15,64
	Central	18,3	2,50	21,0	3,6	3,10	6,8	258,0	490,4	345,9	9,0	7,3	64,9	2,1	11,63
	Dam.	22,6	2,90	22,4	2,8	3,00	6,9	247,0	8,5	365,4	9,0	8,1	70,8	1,8	3,74
Salto Grande	River	5,5	1,24	20,9	3,2	8,00	6,8	410,0	449,5	430,5	28,4	41,9	115,3	3,2	26,73
	Central	8,4	1,07	20,9	3,2	8,14	7,1	363,0	100,0	246,7	9,0	14,5	100,2	2,6	13,75
	Dam.	11,0	1,19	21,2	2,7	7,71	6,9	340,0	106,7	283,6	9,0	12,1	69,1	1,9	19,38

Three clusters were observed: the first composed by Igaratá and Atibainha reservoirs, the second with Itupararanga and Broa reservoirs, and the third cluster composed by Bonita and Salto Grande reservoirs (Figure 04).

Regarding the PCA analysis, the first axis was correlated to the TSI (0.37), concentrations of TP (0.30), TN (0.28), SS (0.30) and EC (0.26). Whereas the second axis was correlated to DEPTH (0.25), DENS (0.27), Chlor-a (-0.25), N-NO₃ (0.38), N-NO₂ (0.34) and N-NH₄⁺ (0.27). The first two axes of the PCA explained 61% of the variability. The PCA confirmed the hypothesis that *C. furcoides* (density) had a strong relation with the trophic state of the environment where it occurred, mainly with inorganic nutrients. The parameters most related to the two axes of the PCA are directly related to the trophic state of the reservoirs.

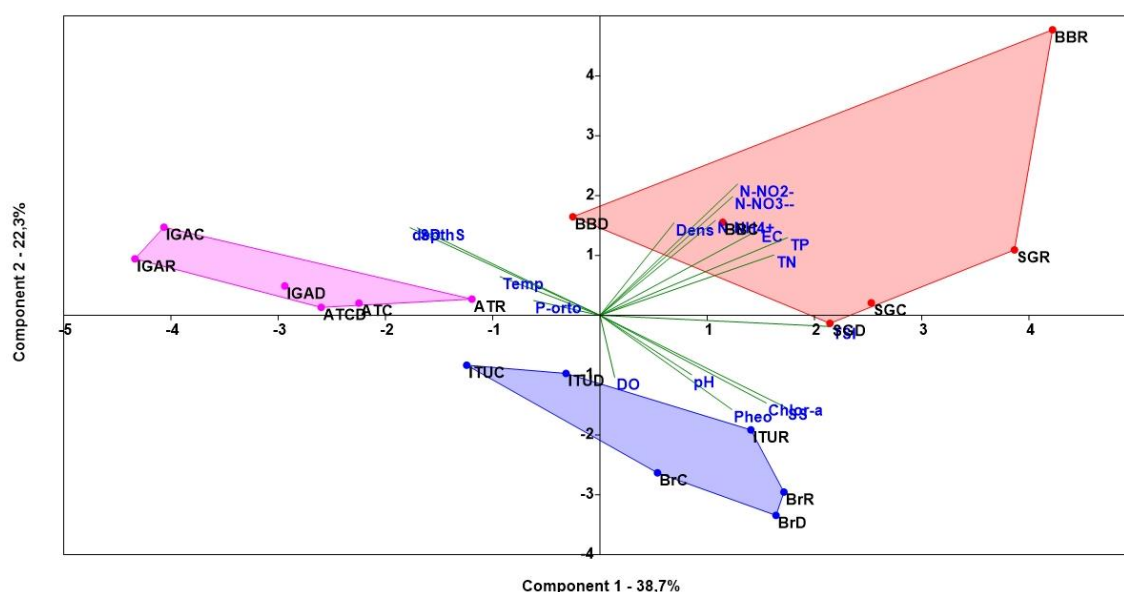


Figure 04: Principal Component Analysis (PCA) with data of the limnologic variables for the studied reservoirs: Barra Bonita (BB), Broa (Br), Salto Grande (SG), Itupararanga (ITUP) and Igaratá (IGA).

A PCA was performed separately to each reservoir and showed (Table 02) different associations among parameters for each of the study areas. In general, the parameters were related to the trophic state of each reservoir (Table 02).

Table 02: Principal Component Analysis for each reservoir studied.

Paramaters	Igaratá		Atib.		Itup.		Broa		B. Bonita		S. Grande	
Axis	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II
Variance %	57%	42%	93%	6%	89%	10%	79%	20%	93%	6%	83%	16%
depthM				0,35								
Temperature								-0,30		-0,39		
Secchi	-0,40			0,51								
pH	0,73							0,24				
SS					0,26			0,68				
DO		0,59		0,58		0,35	0,62			0,32		0,35
P-Orto		-0,25									0,48	
N- NO-2											0,32	
N-NO3									0,51		0,34	
NH4						0,37			0,59		0,26	
TP												0,51
TN			0,63			0,72	0,57					0,40
TSI	0,19	-0,23		0,26								
Density	0,19		0,29		0,49				0,44			
Chlor – a						0,22		0,40				- 0,39
Feofitina					0,64		0,43			0,50		-0,40

Discussion

The occurrence of *Ceratium furcoides* has been described for several regions of Brazil, such as northeast, southeast, and south of the country, mainly in the states of Sao Paulo, Parana, and Minas Gerais. To date, there has been no record of this organism in the north and center-west Brazilian regions. In Brazil, *C. furcoides* occurs mostly in reservoirs, although this organism may occur in other water bodies, such as temporary lakes, rivers and fish ponds (Campanelli et al., 2017). In South America, *Ceratium* occurrence has been reported mainly through publications in scientific journals (Santos-Wisniewski, et al. 2007; Oliveira, et al. 2011; Cavalcante et al. 2013; Cassol et al. 2014; Jati, et al. 2014; Zaburlin 2014; Moreira et al., 2015; Campanelli et al., 2016). Only the studies carried out by Matsumura-Tundisi et al. (2010); Gil et al. (2012); Silva et al. (2012); Oliveira et al. (2016) and more recently Almanza, et al. (2016) and Cavalcante, et al. (2016) present results on the dynamics (spatial and/or seasonal distribution) of this organism and the limnologic aspects of the environments where they inhabit. Moreover, there may be a difficulty in taxonomic differentiation between *C. furcoides* and *C. hirundinella*, considering the similar morphology of these two species (Bustamante et al., 2012). Data on the identification of *C. furcoides* are important for the understanding of this organism that has showed to be a potential invader, easy to adapt to environments, forming blooms (Hart & Wragg 2009; Matsumura-Tundisi et al. 2010; Silva, et al. 2012; Morales 2016) and thus impacting the environments where they are established. More comprehensive studies about the interactions of this organism are fundamental since the monitoring of the species is necessary for a better understanding of the dynamics of their population. So that it will be possible to prevent and manage potential environmental problems.

In this study, the occurrence of *Ceratium furcoides* was updated to six São Paulo state reservoirs with different trophic states (Figure 03) located in São Paulo, Brazil: Atibainha, Barra Bonita, Broa (Carlos Botelho/Lobo), Igaratá, Ituparanga, and Salto Grande. In these reservoirs, the density of *C. furcoides* varied among the dam. This variation shows a longitudinal heterogeneity in these environments, which can be observed through the limnologic variables (Table 01). In Barra Bonita, Atibainha and Ituparanga reservoirs it can be evidenced through the numerical differences in the density between the zones of these reservoirs (Figure 02). Moreover, a pattern in density

distribution can be observed in these reservoirs with the highest density values of *C. furcoides* recorded in the lotic zone. These values decreased towards the dam. A similar result was observed by Silva, et al. (2012) in Furnas, where the density of *C. furcoides* tended to increase with increasing distance from the dam (Figure 3). In this reservoir the spatial distribution of *Ceratium* among the lotic, central and lentic zones was directly influenced by the heterogeneity of water characteristics (Silva et al. 2012).

Blooms of *C. furcoides* were observed in all the reservoirs, with high density on most stations analyzed (Figure 02). The highest density of *C. furcoides* was 2.093.443 cel l⁻¹ in the lotic zone of Barra Bonita reservoir, where also the highest concentrations of TN (3.3 mg l⁻¹), N-NO₃⁻ (1418.24 µm l⁻¹), N-NO₂⁻ (528.99 µm l⁻¹), total phosphorus (95.1 µm l⁻¹) and ammonium N-NH₄⁺ (116.29 µm l⁻¹) were observed (Table 01). High densities were also observed in other stations, evidencing the blooms. The occurrence of *Ceratium hirundinella* blooms in Albert Falls Dam, a subtropical South African lake, was related to progressive increases in mean annual P concentrations from 40 µg l⁻¹ in 1995 to 120 µg l⁻¹ in 2007 (Hart & Wragg 2009). Besides the increase in the trophic activities in the environment, other factors may be involved in the formation of monospecific blooms of *C. furcoides*, such as the decrease in the activity of other phytoplankton groups, the increase of water transparency, benthic algae growth and the decrease of suspended sediment (Napiorkowska-Krzebietke, Dunalska, Zebek, 2017). Moreover, Matsumura-Tundisi et al. (2010) consider that the development of blooms of *C. furcoides* may be attributed to the presence of resistance forms in the sediment, as observed in the Billings reservoir. Other studies have related the density of *Ceratium* to other parameters or to a set of interrelated variables. Silva et al. (2012) showed that the high density of *C. furcoides* was related to temperature, dissolved nutrients (nitrate and nitrite) and electrical conductivity. In a lake in Chile, the density of *C. furcoides* was positively correlated to TN, N-NH₄⁺ and orthophosphate (Almanza et al. 2016). A study carried out by Cavalcante et al. (2016), in two reservoirs in southern Brazil, showed that the density of *C. furcoides* was first associated with the combination of temperature, organic matter, and pH, and later with the available nutrients. According to Cavalcante et al. (2016), the successful colonization of *C. furcoides* in different Brazilian water bodies may be a result of a combination of factors including good swimming performance, low herbivory pressure and ability to form dense blooms, as strategies that allow the maintenance of populations and effective dispersion. Besides these factors, according to Matsumura-Tundisi et al. (2010), the presence of cysts on the surface sediments may favor the rapid growth of this species, as observed in the Billings reservoir. The blooms of *Ceratium* are not toxic, but they may cause other impacts in the environments where they are formed. According to Matsumura-Tundisi et al. (2010), *C. furcoides* blooms may be harmful to the fish community due to decomposition and oxygen depletion after the collapse of these massive populations. Pitcher & Probyn (2011) observed a relationship between the mass mortality of adult and juvenile fish and the development of an exceptional bloom of the dinoflagellate *Ceratium balechii*. The mass mortality was induced by anoxia.

In comparison to other environments where studies on *Ceratium* were carried out, it was possible to observe that the density values of *C. furcoides* obtained in the present study were similar to the ones reported for the reservoirs of Maestra in Rio Grande do Sul, Brazil (Almeida et al. 2016); Furnas in Minas Gerais, Brazil (Cassol et al. 2014) (2000 x 10³ cel l⁻¹); (Silva et al. 2012, Santos-Wisniewski et al., 2007), Rio Grande II in Colombia (Bustamante-Gil et al., 2012) (26,967 cel l⁻¹), and in Yacyretá reservoir in Paraná river located between Argentina and Paraguay (Zaburlin et al. 2014). The density was considered high in Alto Paraná (Jati, et al. 2014) (57 x 10³ cel l⁻¹), Lo Méndez lake in Chile (Almanza et al. 2016) and in a fish tank in São Carlos, São Paulo (Campanelli et al.

2017). However, the density of *C. furcoides* at these areas were considered low when compared to the values observed by Matsumura-Tundisi et al. (2010) for the Billings reservoir in São Paulo, where high maximum density values were recorded (21.455.060 cel l⁻¹). In the literature review based on data available on Scielo, Science Direct and Google Scholar databases, few studies were found with biomass data of this species, making it difficult a more effective comparison with the Brazilian reality. Nishimura (2012) shows that the biomass values recorded for *C. furcoides* at the Billings reservoir varied between 0.2 to 5.71 mg l⁻¹. These values are low when compared to those observed in this study (maximum values of 255.9 mg l⁻¹). Oliveira et al. (2016) reported high *C. furcoides* biomass values in Jucazinho (2.14 mg l⁻¹) and Toritama (4.04 mg l⁻¹) reservoirs located in the Brazilian semiarid Northeast.

According to Padisák et al. (2009), *C. furcoides* is an organism that inhabits shallow or deep lakes with a trophic ranging from oligotrophic to eutrophic, but it can also be found in eutrophic and hypereutrophic environments. In the present study, the reservoirs had different classifications regarding their trophic state. Barra Bonita, Broa and Salto Grande reservoirs showed zones that were classified from hypereutrophic to supereutrophic. Itupararanga and Atibainha reservoirs were classified as supereutrophic, while Igaratá reservoir had zones classified as oligotrophic and mesotrophic. Oliveira et al. (2016) showed that the establishment of *C. furcoides* in semiarid reservoirs was also attributed to the high concentrations of nutrients in the water mainly nitrite and other parameters such as high conductivity and total hardness values. According to Silva et al. (2012) *C. furcoides* has successfully grown in an oligotrophic environment, although it has reached the highest densities in mesotrophic conditions. According to Reynolds (2006), *Ceratium* tends to occur in environments with less enriched nutrient conditions. Bellinger; Sigeo (2010) state that *Ceratium* grows well in alkaline environments, with a low nutrient load (oligotrophic), which is partly due to the strong cyanobacteria competition, since they predominate in eutrophic environments. The results obtained in this study corroborate with Padisák et al. (2009) where it was possible to observe the establishment of the species in a great variety of environments with different trophic states.

In this study, in general, the parameters most related to the density of *C. furcoides* were nitrite, nitrate, ammonium, phosphorus, total nitrogen and electrical conductivity. The hypothesis that the establishment of *C. furcoides* would be related to trophic conditions and conservation of the environment was accepted, and that can be evidenced in the PCA diagram (Figure 04), where it was possible to observe an association of the density of *C. furcoides* with inorganic nutrients, in addition to a connection with the more eutrophic environments, Salto Grande and Barra Bonita reservoirs. As shown in the Principal Component Analysis, both variables related to the first and the second axes are basically to investigate the trophic condition of each environment, as well as the effects on the physical and chemical variables of the water in the reservoirs. In particular, the density of *C. furcoides* was more associated with TP, TN, EC, DO and SS parameters in Salto Grande reservoir; with N-NO₃⁻, DO, Chlorophyll-a and TSI in Barra Bonita reservoir; with TSI, TP and orthophosphate in Broa reservoir; with TP, N-NO₂⁻ and N-NO₃⁻ in Itupararanga reservoir; with TSI, Chlorophyll-a, DO and orthophosphate in Atibainha reservoir; and with TSI, TN, SS, and orthophosphate in Igaratá reservoir.

Impacts related to eutrophication and invasion of *C. furcoides* were evident in all reservoirs. The relation between the trophic status of the reservoirs and *C. furcoides* blooms was confirmed through the principal component analysis (PCA), suggesting an association between the density and nutrients available. However other factors may be related to the blooms and need to be investigated, such as the temporal variation of the species and the encystation phase of this

organism, since it is a strategy of permanence and colonization of the areas. Thus, further studies are needed to understand more deeply the impact of *C. furcoides* invasion in environments (reservoirs, rivers or natural lakes) in Brazil, given the ease with which this organism can grow and causes significant changes in the environments where it occurs.

The results presented here showed that Barra Bonita and Salto Grande reservoirs are among the most impacted environments, with high concentrations of inorganic nutrients and chlorophyll a, evidencing the high trophic state of the reservoirs. Both reservoirs are located in basins that have a high anthropic impact, which reflects directly on the limnologic characteristics of the reservoirs. In Barra Bonita reservoir, for example, blooms of *Microcystis* sp and other potentially toxic cyanobacteria are common. (Tundisi et al. 2008; Sotero-Santos et al. 2006). Salto Grande reservoir, in the central-eastern region of the State of São Paulo, is located in the Atibaia river basin, which has a high urban and industrial density (Zanata & Espindola, 2002), and also receives contributions from several small tributaries draining the urban centers (Rietzler et al. 2016). In the region where Barra Bonita reservoir is located, there is a strong anthropogenic pressure due to intense industrial activities (Petesse et al. 2007). The region is considered one of the most populous and industrialized areas in the state of São Paulo (Rietzler et al. 2016). In addition, the highest inorganic nutrients and chlorophyll-a concentrations were recorded in these reservoirs (Table 01). These conditions influenced directly their trophic state (Figure 03).

The low depth observed in some sites can be a fundamental factor in the sedimentation process, since there may have transport of *Ceratium* cysts to the water column, which may lead to blooms. Moreover, the high nutrients concentrations, light, and temperature may also be factors to be investigated in future studies on this organism.

Acknowledgements

To CAPES for the concession of a doctorate scholarship, and to FAPESP (Proc. 2014/22581-8, 2016/05077-0, 2016/17266-0).

References

- ALMANZA, V., BICUDO, C. E. M., PARRA, O. & URRUTIA, R. 2016 Características morfológicas y limnológicas de las floraciones de *Ceratium furcoides* (Dinophyta) en un lago somero de Chile Central. *Limnetica*, **35** (1) p. 253-268
- ALMEIDA, C. R., SPIANDORELLO, F. B., GIROLDO, D. & YUNES, J. S. 2016 The effectiveness of conventional water treatment in removing *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans, *Microcystis* sp. and microcystins. *Water SA* **42** (4): 606-611 2016
- BELLINGER, E. G. & SIGEE, D. C. Freshwater algae: Identification and use as bioindicators. Oxford: Wiley-Blackwell. 2010. 271 p.
- BUSTAMANTE-GIL, C., RESTREPO, J. J. R., BOLTOVSKOY, A. & VALLEJO, A. 2012 Spatial and temporal change characterization of *Ceratium furcoides* (Dinophyta) in the equatorial reservoir Riogrande II, Colombia. *Acta Limnologica Brasiliensia* **4** (2), p. 207-219.
- CAMPANELLI, L. C., TUNDISI, J. G.; ABE, D. S., SIDAGIS-GALLI, C., MATSUMURA-TUNDISI, T. 2017 Record of the occurrence of dinoflagellate *Ceratium furcoides* in a fish farming lake located in the countryside of São Carlos (SP, Brazil). *Braz. J. Biol.*, **77** (2): 426-427

- CARVALHO, M. C. Comunidade fitoplanctônica como instrumento de biomonitoramento de reservatórios no estado de São Paulo. 2003. 167 f. Tese (Doutorado em Saúde Pública). Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.
- CASSOL, A. P. V., PEREIRA-FILHO, W., OLIVEIRA, M. A., DOMINGUES, A. L. CORREA, F. S. & BURIOL, G. A. 2014 First record of a bloom of the invasive species *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 in Rio Grande do Sul state, Brazil. *Braz. J. Biol.*, **74** (2): 515-517.
- CAVALCANTE, K. P., CARDOSO, L. S., SUSSELLA, R. & BECKER, V. 2016 Towards a comprehension of *Ceratium* (Dinophyceae) invasion in Brazilian freshwaters: autecology of *C. furcoides* in subtropical reservoirs. *Hydrobiologia*. **771** (1) p 265–280.
- CAVALCANTE, K. P., ZANOTELLI, J. C., MÜLLER, C. C., SCHERER, K. D., FRIZZO, J. K., LUDWIG, T. A. V. & CARDOSO, L. S. 2013 First record of expansive *Ceratium* Schrank, 1793 species (Dinophyceae) in Southern Brazil, with notes on their dispersive patterns in Brazilian environments. *Check List* **9** (4): 862–866.
- COLE, G. A. Textbook of Limnology. Waveland Press, Illinois: 412., 1994.
- ERNANDES-SILVA, J. A., RAGONHA, F. H., RODRIGUES, L. C. & MORMUL, R.P. 2016 Freshwater invasibility level depends on the population age structure of the invading mussel species(Article). *Biological Invasions*. **18** (5): 1421-1430
- FIGUEROA, D.; DE LOS RÍOS, P. First report of *Craspedacusta sowerbii* (Cnidaria) (Lankester, 1880) for Patagonian waters (38° S, Chile): a possible presence of invasive species and its potential ecological implications. *Braz. J. Biol.* **70** (1): 227-228, 2010
- FRASCARELI, D. Distribuição espacial, biodisponibilidade e toxicidade de metais em sedimentos superficiais de reservatórios do Estado de São Paulo. 2016. 145 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais), Instituto de Ciência e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Sorocaba. 2016.
- FRASCARELI, D., BEGHELLI, F. G. S., SILVA, S. C., MOSCHINI CARLOS, V. 2015 Heterogeneidade espacial e temporal de variáveis limnológicas no reservatório de Itupararanga associadas com o uso do solo na Bacia do Alto Sorocaba-SP. *Rev. Ambiente Água* **10** (4): 770-781.
- GALARCE, L. C., RIQUELME, K. V., OSMAN, D. Y. & FUENTES, R. A. 2013 A new record of the non indigenous freshwater jellyfish *Craspedacusta sowerbii* Lankester, 1880 (Cnidaria) in Northern Patagonia (40° S, Chile). *BioInvasions Records* **2** (4): 263–270
- GIL, C. B., RESTREPO, J. J. R.; BOLTOVSKOY, A. & VALLEJO, A. 2012 Spatial and temporal change characterization of *Ceratium furcoides* (Dinophyta) in the equatorial reservoir Rio Grande II, Colombia. *Acta Limnologica*. **24** (2): 207-219.
- HACKBART, V. C. S., MARQUES, A. R. P., KIDA, B. M. S., TOLUSSI, C. E., NEGRI, D. D. B.I., MARTINS, A., FONTANA, I., COLLUCCI, M. P., BRANDIMARTI, A. L., MOSCHINI-CARLOS, V. CARDOSO-SILVA, S., MEIRINHO, P. A., FREIRE, R. H. F., POMPÊO, M. Avaliação expedita da heterogeneidade espacial horizontal intra e inter reservatórios do Sistema Cantareira (represas Jaguari e Jacarei, São Paulo). In. POMPÊO, M., MOSCHINI-CARLOS, V. NISHIMURA, P. Y., CARDOSO-SILVA, S., DOVAL, J. C. L. Ecologia de reservatórios e interfaces São Paulo: Instituto de Biociências- USP. 2015. p. 96-108
- HAMMER, Ø., D. Manual de Referência PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. 2001. Disponível em: <http://folk.uio.no/ohammer/past/>. Acesso em 20/09/2018

HART, R. C., WRAGG, P. D. 2009 Recent blooms of the dinoflagellate *Ceratium* in Albert Falls Dam (KZN): History, causes, spatial features and impacts on a reservoir ecosystem and its zooplankton. *Water SA* **35**: 455-468.

JATI, S.A., RODRIGUES, L. C. A., BORTOLINI, J. C. B., PAULA, A. C. M. C., MORESCO, G. A. C., REIS, L. M. C., ZANCO, B. F. C., TRAIN, S. B. 2014 First record of the occurrence of *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans (Dinophyceae) in the Upper Paraná River Floodplain (PR/MS), Brazil. *Braz. J. Biol.*, **74** (3): 235-236.

KOROLEFF, M. Determination of nutrients. In: Grasshoff, K. (ed). 1976 *Methods of sea water analysis*. Verlag Chemie Weinheim, p. 117-181, 1976

LAMPARELLI, M.C. Graus de trofia em corpos d'água de estado de São Paulo: avaliação os métodos de monitoramento. 2004. 238f. Tese (Doutorado em Ecologia). Instituto de Biociência, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2004.

LINARES, M.S., CALLISTO, M. & MARQUES, J.C. 2017 Invasive bivalves increase benthic communities complexity in neotropical reservoirs. *Ecological Indicators*. **75** (1) 279-285.

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

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

MACKERETH, J.F.H., HERON, J. & TALLING, J.F. 1978 *Water analysis: some revised methods for limnologists*. Freshwater Biological Association, **36**: 121.

MATSUMURA-TUNDISI, T. et al. 2010 Occurrence of *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 bloom at the Billings Reservoir, São Paulo State, Brazil. *Braz. J. Biol.*, **70** (3): 825-829.

MATTA, A. P. L. Dinâmica do plâncton no reservatório Paiva Castro: Heterogeneidade espacial e temporal (Sistema Cantareira-SP), 2016, 184 f, Dissertação (Mestrado em Ecologia) Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2016

MORALES, E. A. 2016 Floración de *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans (Dinoflagellata, Dinophyceae) en la represa de La Angostura, Cochabamba, Bolivia. *ACTA NOVA*, **7** (4): 389-398.

MOREIRA, R. A., ROCHA, O., SANTOS, R. M., LAUDARES-SILVA, R., DIAS, E. S. & ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M. 2015 First record of *Ceratium furcoides* (Dinophyta), an invasive species, in a temporary high-altitude lake in the Iron Quadrangle (MG, Southeast Brazil). *Braz. J. Biol.*, Vol. **75** (1): 98-103

MORENO-LEON, M. A. & ORTEGA-RUBIO, A. 2009 First record of *Craspedacusta sowerbyi* Lankester, 1880 (Cnidaria: Limnomedusae: Olindiidae) in Mexico (Adolfo Lopez Mateos reservoir), with notes on their feeding habits and limnological dates. *Biological Invasions* **11** (8) 1827-1834.

NAPIORKOWSKA-KRZEBIETKE, A., DUNALSKA, J. A. & ZEBEK, E. 2017 Taxa-specific eco-sensitivity in relation to phytoplankton bloom stability and ecologically relevant lake state. *Acta Oecologica* **81**: 10-21

- NICHOLLS, K. M. W. & HANNET, K. C. 1980 Fish kill Heart Lake, Otario, associated with the collapse of a massive population of *Ceratium hirundinella* (Dinophyceae). *Freshwater Biology*, **10** (6): 553–561.
- NISHIMURA, P. Y. A comunidade fitoplânctônica nas represas Billings e Guarapiranga (região metropolitana de São Paulo), 2012, 149 f, Tese (Doutorado em Ecologia) Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2012.
- OLIVEIRA, F. H. P. C., MACÊDO, I. M. E., MOREIRA, C. H. P., SHINOHARA, N. K. S., LIRA, O. O. L., RAMALHO, W. P. Occurrence of *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 (Dinophyceae: Ceratiaceae) in Two Reservoirs of the Capibaribe Watershed Located in Semiarid Region. *Revista Geama*, Vol.6, nº.1, 2016.
- OLIVEIRA, H. S. B., MOURA, A. N., ARAÚJO, M. K. C. First record of *Ceratium* Schrank, 1973 (Dinophyceae: Ceratiaceae) in freshwater ecosystems in the semiarid region of Brazil. *Check List*, Vol. 7, nº 5, p. 626-628, 2011.
- PADISAK, J., CROSSETTI, L. O., NASELLI-FLORES, L. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia* vol. 621, p.1–19, 2009
- PITCHER, G. C., PROBYN, T. A. Anoxia in southern Benguela during the autumn of 2009 and its linkage to a bloom of the dinoflagellate *Ceratium balechii*. *Harmful Algae* vol. 11 p. 23–32, 2011.
- PETESSE, M. L., PETRERE JR. M., SPIGOLON R. J. The hydraulic management of the Barra Bonita reservoir (SP, Brazil) as a factor influencing the temporal succession of its fish community. *Braz. J. Biol.*, v. 67, nº 3, p. 433-445, 2007
- REYNOLDS, C.S. 2006. Ecology of phytoplankton. Cambridge, Cambridge University Press.
- RIETZLER, A. C., BOTTA, C. R., RIBEIRO, M. M., ROCHA, O., FONSECA, A. L. Accelerated eutrophication and toxicity in tropical reservoir water and sediments: an ecotoxicological approach 2016 doi: 10.1007/s11356-016-7719-5.
- SANTOS-WISNIEWSKI, M. J., SILVA, L. C., LEONE, I. C., LAUDARES-SILVA, R., ROCHA, O. C First record of the occurrence of *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925, an invasive species in the hydroelectricity power plant Furnas Reservoir, MG, Brazil. *Braz. J. Biol.*, Vol. 67, nº 4, p. 791-793, 2007.
- SAVARIS, M. A., LAMPERT, S., HADDAD, M. A. *Craspedacusta cf. sowerbii* Lankester, 1880 (Cnidaria: Hydrozoa: Limnomedusae): new record for the middle plateau region of the state of Rio Grande do Sul, Brazil. *Check List* Vol 9, nº 4, p. 906–908, 2013
- SCHWARZBOLD, A., VOLKMER-RIBEIRO, C., VASCONCELOS, M. C., SCHNECK, F., SPONCHIADO, M. Ocorrência de *Craspedacusta sowerbii* (Hydrozoa: Limnomedusae) (Lankester, 1880) no reservatório da Usina Hidrelétrica 14 de Julho, Rio Grande do Sul, Brasil. *R. bras. Bioci.*, Porto Alegre, v. 8, n. 3, p. 305-307, 2010
- SILVA, A.G., FORTUNATO, H. F. M., LÔBO-HAJDU, G., FLEURY, B.G. Response of native marine sponges to invasive *Tubastraea* corals: a case study. *Marine Biology* Vol. 164, nº 4, p. 1-11, 2017
- SILVA, L. C., LEONE, I. C., SANTOS-WISNIEWSKI, M. J., PERET, A. C., ROCHA, O. Invasion of the dinoflagellate *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 at tropical reservoir and its relation to environmental variables. *Biota Neotropica*, Vol. 12, nº 2, p. 93–100, 2012.

- SILVA, W. M., ROCHE, K. F. Occurrence of the freshwater jellyfish *Craspedacusta sowerbii* (Lankester, 1880) (Hydrozoa, Limnomedusae) in a calcareous lake in Mato Grosso do Sul, Brazil. *Biota Neotrop.* vol.7 n°1, p. 12-22, 2007
- SIQUIER, M. G. F., ALANIS, W. S. S., DEBAT, C. M. First record of *Craspedacusta sowerbii* Lankester, 1880 (Hydrozoa, Limnomedusae) in a natural freshwater lagoon of Uruguay, with notes on polyp stage in captivity. *Braz J Biol.* Vol. 77, n° 4, pp. 665-672, 2017
- SOTERO-SANTOS, R. B., SILVA, C. R. D. S., VERANI, N. S. NONAKA, K. O., ROCHA, O. Toxicity of a cyanobacteria bloom in Barra Bonita Reservoir (Middle Tietê River, São Paulo, Brazil). *Ecotoxicology and Environmental Safety* Vol. 64, p. 163–170, 2006.
- SOUZA, m. m., LADEIRA, m. k. *Craspedacusta sowerbii* Lankester, 1880 (Cnidaria: Hydrozoa: Olindiidae): New record in Minas Gerais state, Brazil. *Check List* Vol 7, n° 5, p. 610-611, 2011
- STRICKLAND, J.D. & PARSONS, T.R. A manual of seawater analysis. *Bull. Fihs. Res. Bel. Can.*, 125: 1-185. 1960.
- SUKENIK, A., O., HADAS, A. KAPLAN A. QUESADA. Invasion of nostocales (Cyanobacteria) to subtropical and temperate freshwater lakes physiological, regional, and global driving forces. *Frontiers in Microbiology*, Vol. 3, p. 1-9, 2012
- 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.
- TUNDISI, J. G., MATSUMURA-TUNDISI, T., ARANTES JUNIOR, J. D., TUNDISI, J. E. M., MANZINI, N. F., DUCROT, R., The response of Carlos Botelho (Lobo, Broa) reservoir to the passage of cold fronts as reflected by physical, chemical, and biological variables. *Braz. J. Biol.*, Vol 64, n° 1, p. 177-186, 2004.
- TUNDISI, J. G., MATSUMURA-TUNDISI, T., ABE, D. S. The ecological dynamics of Barra Bonita (Tietê River, SP, Brazil) reservoir: implications for its biodiversity *Braz. J. Biol.*, Vol 68, n° 4, p. 1079-1098, 2008.
- TUNDISI, J. G., MATSUMURA-TUNDISI, T., TUNDISI, J. E. M., BLANCO, F. P, ABE, D. S., CONTRI CAMPANELLI, L., SIDAGIS GALLI, G., SILVA, V. T., LIMA, C. P. P A bloom of cyanobacteria (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa) reservoir: a consequence of global change? *Braz. J. Biol.*, Vol. 75, n°. 2, p. 507-508, 2015.
- UTERMOHL, H. 1958. Zur vervollkommung der quantitativen phytoplankton methodik. *Mitteilungen Internationale Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie*, 9: 1–38.
- VALDERRAMA, J.C. The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters. *Mar. Chem.*, 10: 109- 122, 1981.
- WATANABE, F., RODRIGUES, T., BERNARDO, N., ALCÂNTARA, E. & IMAI, N. Drought can cause phytoplankton growth intensification in Barra Bonita reservoir. *Model. Earth Syst. Environ.* 2:134, 2016
- WETZEL, R. G.; G. E. LIKENS, 1991. *Limnological analyses*, 20 edn. Springer-Verlag.
- WETZEL, R. G. 2001. *Limnology: Lake and River Ecosystems*. 3 ed. Academic Press, San Diego.
- ZABURLIN, N. M., BOLTOVSKOY, A., ROJAS, C. C. & RODRIGUEZ, R. M. 2014 Primer registro del dinoflagelado invasor *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 en la Argentina

y su distribución en el área de influência del Embalse Yacyretá (río Paraná, Argentina-Paraguay)
Limnetica, **33** (1): 153-160

ZANATA, L. H. & ESPÍNDOLA, E. L. G. 2002 Longitudinal processes in Salto Grande reservoir (Americana, SP, Brazil) and its influence in the formation of compartment system. *Braz. J. Biol.*, **62** (2): 347-361

Fitoplâncton, Estado Trófico e Potencial Ecológico em reservatórios do Estado de São Paulo⁴

Resumo

O objetivo deste trabalho foi estabelecer Potencial Ecológico de reservatórios do estado de São Paulo, tendo como elemento de qualidade biológica o fitoplâncton. Amostras de água integrando a coluna d'água foram tomadas nas zonas lóticas, central e de barragem dos reservatórios Igaratá, Atibainha, Paiva Castro, Rio Grande, Itupararanga, Broa, Barra Bonita, Guarapiranga e Salto Grande em julho de 2015. Parâmetros físico-químicos e biológicos da água foram analisados em todos os ambientes. O fitoplâncton foi analisado sob microscópio invertido, medidas de densidade, diversidade, equitabilidade e dominância foram determinadas. A ordenação dos dados ocorreu através de uma PCA e uma CCA. O Potencial Ecológico dos reservatórios foi determinado por meio do *Evenness E2 Index*. A condutividade elétrica, nitrato, nitrito e ortofosfato foram maiores nos reservatórios mais eutrofizados Salto Grande, Barra Bonita, Guarapiranga e Rio Grande. Um gradiente trófico foi observado entre os pontos amostrais o que sugere um espectro de conservação. Houve dominância de cianobactérias em reservatório eutrofizados associada a baixa diversidade e elevada dominância. A densidade total foi relacionada aos (PT), (NT) e (pH). Uma relação divergente entre os Índice do Estado Trófico e o *Evenness E2 Index* foi observada. Os reservatórios Atibainha, Itupararanga, Broa, Barra Bonita e Salto Grande foram classificados integralmente como corpos d'água de péssima qualidade ecológica (Bad). O *Evenness E2 Index* apresentou-se uma boa alternativa ao biomonitoramento dos reservatórios investigados.

Palavras-chave: Eutrofização, Poluição, Qualidade da água

Abstract

The aim of this study was to evaluate the ecological potential of reservoirs in the Brazilian state of São Paulo, having as a biological quality element the phytoplankton. Integrated water column sample were carried out in the dam, intermediate and fluvial zones of Igaratá, Atibainha, Paiva Castro, Rio Grande, Itupararanga, Broa, Barra Bonita, Guarapiranga and Salto Grande reservoirs, in July 2015. Physico-chemical and biological parameters were analyzed in all environments. The phytoplankton was analyzed under an inverted microscope, measurements of density, diversity, equitability and dominance were determined. The ordering of the data occurred through a PCA and a CCA analysis. The ecological potential of the reservoirs was determined through the evenness index. The electrical conductivity, nitrate, nitrite and orthophosphate were higher in the more eutrophic reservoirs: Salto Grande, Barra Bonita, Guarapiranga and Rio Grande. A trophic gradient was observed among the sampling points, suggesting a conservation spectrum. There was dominance of cyanobacteria in the eutrophic reservoirs associated with low diversity and high dominance. The total density was correlated with TP, TN, and pH. A divergent relationship between the trophic state index and the evenness index was observed. Atibainha, Itupararanga, Broa, Barra Bonita and Salto Grande reservoirs were classified as water bodies of very poor ecological quality (Bad). The evenness index seems to be a good alternative to the biomonitoring of the studied reservoirs.

Keywords: Eutrophication, Pollution, Water Quality

⁴ Artigo já aceito e publicado em inglês pela revista Ambiente & Água. Capa do artigo disponível no Apêndice.

Introdução

Nos últimos anos a qualidade da água dos reservatórios tem sido afetada de maneira significativa pelas atividades humanas, aumentando a frequência dos impactos relacionados a poluição e contaminação. Esses impactos desencadeiam ao longo do tempo episódios de eutrofização implicando posteriormente em perda da qualidade da água, e mudança permanente na condição trófica, destes ambientes tornando-os eutrofizados. Os efeitos da eutrofização são bastantes conhecidos no meio científico e afetam principalmente a produtividade dos ambientes aquáticos. Em ambientes eutrofizados o fitoplâncton está entre os organismos mais afetados, sofrendo modificações na sua dinâmica e estrutura ecológica. Estes organismos representam um importante elemento dos ecossistemas aquáticos, desempenhando um papel central na sua estrutura e funcionamento. O fitoplâncton responde de maneira rápida a qualquer alteração nas características ambientais do meio, principalmente às concentrações de nutrientes, e tem sido amplamente utilizado em estudos de monitoramento dos corpos d'água (Vicentin, et al. 2018; Batista e Fonseca, 2018; Moschini-Carlos et al. 2017; Tucci et al. 2009).

A qualidade dos corpos hídricos no Brasil é avaliada segundo padrões pré-estabelecidos como referência, segundo a Política Nacional de Recursos Hídricos, instituída pela Lei Nº 9.433/1997 (Brasil, 1997), que tem o papel de promover o gerenciamento dos recursos hídricos nacionais. Segundo esta lei, deve-se efetuar um diagnóstico da situação atual dos recursos hídricos através do monitoramento da qualidade das massas d'água. Esse monitoramento tem como base os limites de qualidade de parâmetros disponíveis na Resolução CONAMA 357/2005 (Brasil, 2005). Nessa Resolução, o fitoplâncton é analisado considerando a densidade de cianobactérias e a concentração de clorofila-a na água. Nos estados membros da União Europeia (UE), o processo de gestão dos recursos hídricos, de bacias hidrográficas e monitoramento de massas d'água segue a Diretiva-Quadro da Água da Europa (EC, 2000). A DQA adota abordagem ecossistêmica com o intuito de que os corpos hídricos atinjam estado de degradação mínima, para isso requer o monitoramento de corpos hídricos interiores utilizando grupos biológicos nesse processo, o fitoplâncton representa um desses grupos. No bom estado as condições físicas, químicas, hidromorfológicas e biológicas apresentam 'ligeiro' desvio em relação às condições do corpo hídrico sem ação antrópica (Acreman e Ferguson, 2010). O objetivo da DQA é atingir o bom potencial ecológico e o bom estado químico das águas superficiais, ou seja, o bom estado mesmo levando em conta os objetivos para os quais foram criados estes corpos hídricos. Em função do funcionamento e complexidade nos usos, estudos em reservatórios se tornam necessários para uma melhor compreensão sobre a estrutura da comunidade fitoplanctônica, a qual está submetida aos efeitos da eutrofização. O objetivo deste trabalho foi estabelecer potencial ecológico de nove reservatórios do estado de São Paulo, tendo como elemento de qualidade biológica, o fitoplâncton através da aplicação do índice de Índice Eveness E2.

Materiais e Metodos

Foram estudados nove reservatórios (Tabela 01) localizados em diferentes regiões do estado de São Paulo e formados por de diferentes sistemas produtores de água e com usos múltiplos associados como a recreação, geração de eletricidade, irrigação, usos náuticos e abastecimento público de água.

Tabela 01: Caracterização hidrológica dos nove reservatórios estudados no estado de São Paulo. Área: área em km² ocupada pelo lago; Coordenadas geográficas; Prof. profundidade média (m); Vol. Volume (m³); T.R. tempo de residência (dias), Alt. Altitude (m).

Reservatórios	Área	Prof.	Vol.	T.R.	Alt.	Fonte
Broa	6,8	3	22 x 10 ⁶	20-40	712	Cervi, et al. (2018);
Barra Bonita	324,84	25	3160 x 10 ⁶	100	451	Cunha et al. (2013); Tundisi et al. (2008)
Atibainha	21,8	12,5	95,26 x 10 ⁶	105,8	793	Barros (2010)
Paiva Castro	5,1	13	7,0 x 10 ⁶	1	753	Pires et al. (2015)
Rio Grande	7,4	10	1,1E+08	319	752	Cunha et al. (2013); Beyruth e Pereira (2002)
Itupararanga	29,9	7,8	286 x 10 ⁶	250	841	Smith; Barrella, 2000
Igaratá*	60,5	14,2	1,4E+06	306	621	Soares et al. (2015)
Guarapiranga	33	3,5	194 x 10 ⁶	145	738	Cunha et al. (2013); Pires et al. (2015)
Salto Grande	11,5	19	106 x 10 ⁶	30	538	Martins, et al. (2011); Hofling, et al. (2000); Zanata e Espindola (2002)

A amostragem ocorreu no mês de julho de 2015 durante o inverno na estação seca. Em cada reservatório foram estabelecidos três pontos de coleta distribuídos entre as zonas de barragem, intermediária e fluvial. Para todos os parâmetros, incluindo o fitoplâncton, foi coletada amostra única de água integrada de toda coluna d'água, compreendendo 2,7 vezes a profundidade da transparência, determinada por meio do Secchi (m) (Cole, 1994). Em campo além da profundidade (m), foram determinados com auxílio de sonda multiparâmetros YSI 556 MPS, a temperatura superficial (°C), o oxigênio dissolvido (mg.l⁻¹), a condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) e o pH da água. Em laboratório foram determinadas as concentrações do nitrito (NO₂-) e nitrato (NO₃-) (Mackereth et al. 1978), amônio (N-NH₄⁺) (Koroleff, 1976), nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) (Valderrama, 1981) e ortofosfato (P-orto) (Strickland e Parsons, 1960) e da clorofila-a e dos feopigmentos (Lorenzen 1967; Wetzel e Likens 1991).

Análise do Fitoplâncton e Potencial Ecológico

Para a análise qualitativa foram realizadas coletas com rede de malha de 20 μm em arrastos horizontais na superfície da água, o material foi identificado seguindo bibliografia especializada (Ramos et al. 2015 (a); Ramos et al. 2015 (b); Alves-Da-Silva et al. (2013); Tucci et al. 2006; Sant'anna e Azevedo, 2000). A contagem dos organismos foi realizada através do método descrito por Utermöhl (1958). Foram determinados a Equitabilidade (J'), a Riqueza específica (S) e a Diversidade específica realizados no programa PAST (Hammer, 2001). As espécies foram classificadas como dominantes segundo Lobo e Leighton (1986).

O Potencial Ecológico dos reservatórios foi determinado por meio da aplicação dos índices *Evenness E2* (Spatharis; Tsirtsis, 2010). Fórmula do índice (1):

$$Evenness E2 = \frac{EXP(H')}{S} \quad (1)$$

Onde: H', representa o índice de Shannon-Weaver, e S é o número de espécies em uma amostra ou população. Os limites para as diferentes classes do *status* ecológico segundo a DQA foram: Bad (0,0 – 0,2); Poor; (0,2 – 0,4) Moderate (0,4 – 0,6), Good (0,6 – 0,8) e High (0,8 – 1,0).

Análise de Dados

O índice de estado trófico (IET) foi determinado de acordo com Lampareli (2004). Os limites utilizados foram: ultraoligotrófico ($IET \leq 47$); oligotrófico ($47 < IET \leq 52$); mesotrófico ($52 < IET \leq 59$), eutrófico ($59 < IET \leq 63$); supereutrófico ($63 < IET \leq 67$) e hipereutrófico ($IET > 67$). Uma Análise de Componentes Principais (PCA) foi realizada objetivando verificar a ordenação dos pontos amostrais entre o fitoplâncton e as variáveis ambientais nos reservatórios realizada no programa PAST (Hammer, 2001). As variáveis limnológicas abióticas e bióticas foram padronizadas através do Z-score. A ordenação dos pontos amostrais, através da análise de correspondência canônica (ACC), foi realizada com as espécies dominantes e variáveis ambientais. Na CCA foi aplicada a transformação através da raiz quadrada dos dados das espécies.

Resultados e Discussão

O total de 196 espécies, distribuídas em 99 gêneros identificados neste trabalho, sugere uma comunidade fitoplancônica bem diversificada. Apesar da riqueza específica mostrar uma distribuição com predomínio de algas verdes (26%), a classe dominante, em termos de abundância, foi das cianobactérias, esse resultado é similar aos observados por outros autores em reservatórios brasileiros Adloff, et al. (2018); Batista e Fonseca, (2018); Silva, et al. (2014); Soares, et al. (2012); Cunha e Calijuri, (2011); Souza e Fernandes, (2009). Somado a isso os valores mais altos de densidade foram observados onde a concentração dos nutrientes foi mais alta e onde os reservatórios apresentaram um alto grau de eutrofização.

Quadro 01 - Densidade total ($\times 10^3 \text{ cel.l}^{-1}$), do fitoplâncton nas diferentes zonas em reservatórios do estado de São Paulo. IGA (Igaratá), ATB (Atibainha), PC (Paiva Castro), RG (Rio Grande), ITUP (Itupararanga), BR (Broa/ Carlos Botelho), BB (Barra Bonita), GUA (Guarapiranga), SG (Salto Grande).

Zone	IGA	ATI	PC	RG	ITUP	BR	BB	GUA	SG
River	1.167	55.024	616.243	5.077	116.204	345.181	211.246	37.699	406.250
Cent	1.414	42.438	602.982	8.047	35.746	239.298	1.251.650	79.446	518.047
Dam	1.212	55.923	885.949	10.027	86.595	150.699	758.509	396.396	36.550

A presença de cianobactérias dominantes, formando densas florações tem sido particularmente útil como um indicador de alto *status* nutricional (Bellinger e Sigeo, 2010). Os nossos resultados sugeriram a formação de florações monoespecíficas de *Microcystis aeruginosa* nos reservatórios Broa (super a eutrófico), Barra Bonita (super a eutrófico) e Salto Grande (super a hipereutrófico). Tais resultados já haviam sido apresentados em estudos anteriores, inclusive com registro de florações de outras espécies, tais como *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Microcystis* spp e *Coelosphaerium eviderter-maginatium* nos reservatórios Broa (Tundisi, et al. 2015), Barra Bonita (Bittencourt-Oliveira, 2003) e Salto Grande (Fonseca, 2014), respectivamente. A elevada densidade de cianobactérias pode causar problemas de qualidade da água uma vez que vários gêneros podem produzir cianotoxinas potentes, prejudiciais para a saúde humana (Fotiou, et al. 2016). Dentre as espécies com potencial tóxicas foram registradas neste trabalho, os gêneros: *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Microcystis*, *Dolichospermum* (*Anabaena*) e *Oscillatoria*.

A variação dos índices de Diversidade, Equitabilidade e Dominância obedeceu o grau de conservação dos reservatórios, com os menores valores da diversidade e equitabilidade sendo registrados nos reservatórios mais eutrofizados (Figura 01). A dominância foi maior nos reservatórios mais eutrofizados, reflexo do impacto causado pela expressiva participação das cianobactérias no fitoplâncton. Os baixos valores de diversidade observados nos reservatórios Broa, Barra Bonita, Itupararanga e Salto Grande podem estar relacionados diretamente com dominância de *Microcystis aeruginosa* (Quadro 03), nestes mesmos reservatórios foram observadas uma riqueza mais baixa, com elevados valores de densidade (Quadro 01; Figura 01).

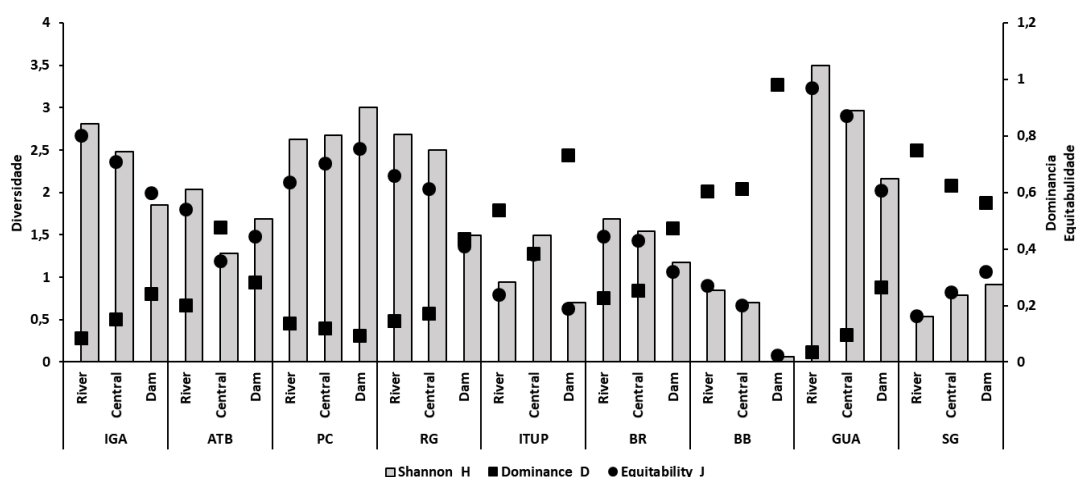


Figura 01: Diversidade (bits.cel^{-1}) e equitabilidade e dominância do fitoplâncton em reservatórios do estado de São Paulo. IGA (Igaratá), ATB (Atibainha), PC (Paiva Castro), RG (Rio Grande), ITUP (Ituparanga), BR (Broa/ Carlos Botelho), BB (Barra Bonita), GUA (Guarapiranga), SG (Salto Grande).

O agrupamento de pontos de mesma condição trófica em um eixo horizontal, apresentado na PCA (Figura 02) configurou um gradiente trófico, reunindo ambientes com estado trófico variando entre oligotróficos a hipereutróficos. Os parâmetros mais relacionados aos dois primeiros eixos são os mesmos associados na determinação do estado trófico dos ambientes investigados fato que corrobora essa organização. A densidade total

do fitoplâncton relacionada ao reservatório Barra Bonita, ratifica a importância deste parâmetro neste ambiente, já que neste reservatório foram registrados alguns dos maiores valores de densidade (Quadro 01) e concentrações dos nutrientes inorgânicos, principalmente o NH_4 . Os pontos localizados nos reservatórios caracterizados como super e hipereutróficos foram associados aos parâmetros OD (oxigênio dissolvido), Dens (densidade geral), pH, PT (fosforo total), NT (nitrogênio total), SS (sólidos suspensos), EC (condutividade elétrica) (Figura 02). Os reservatórios Igaratá, Atibainha, Itupararanga, Paiva Castro e Rio Grande foram arranjados próximos entre si, estes reservatórios foram relacionados a profundidade e transparência o que é ratificado pelas características hidrológicas destes ambientes. Os pontos amostrais dos reservatórios Barra Bonita, Salto Grande, Guarapiranga e Broa foram posicionados próximos um ao outro, a estes ambientes foram relacionados a densidade do fitoplâncton, temperatura da água, pH, concentração de oxigênio dissolvido, nitrogênio e fosforo totais, sólidos suspensos e condutividade elétrica. Os pontos de coleta localizados no Paiva Castro, Rio Grande e Itupararanga, estão localizados em uma posição que indica uma transição entre ambientes mesotróficos, eutróficos e supereutróficos, esta posição é intermediária entre os reservatórios oligo-mesotróficos e super-hipereutróficos. O Eixo 01 esteve relacionado com os parâmetros TN (0,48), TP (0,43), SS (0,45), SD (-0,36) pH (0,23) enquanto, o Eixo 02 foi mais relacionado aos parâmetros TEMP (0,56), OD (0,64), CE (-0,43) e DENS (0,16) (Figura 02).

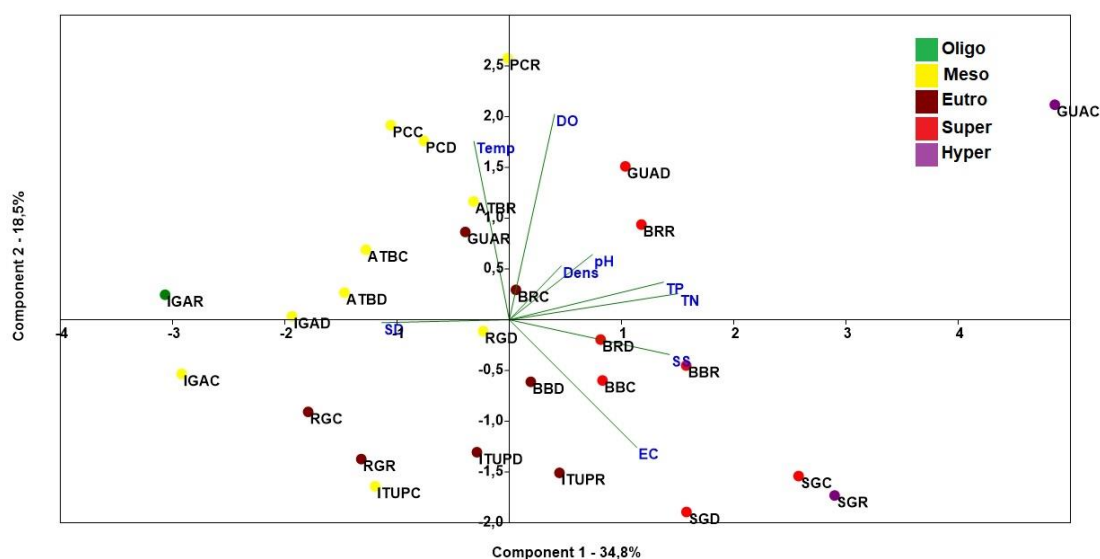


Figura 02: Diagrama da Análise de Componentes Principais (PCA), apresentando a ordenação dos pontos de amostragem nos diferentes reservatórios, escores densidade e variáveis ambientais. Variáveis limnológicas: Temp., temperatura; pH, TN, nitrogênio total; TP, fosforo total, SS sólidos suspensos; DO oxigênio dissolvido; SD, Secchi; EC, condutividade elétrica.

A Análise de Correspondência Canônica (CCA) realizada entre os parâmetros ambientais e a densidade das espécies das 12 espécies dominantes apresentou um autovalor de 0,99 explicando 20,7% da variação no primeiro eixo e 0,97 autovalor explicando 40,9% no segundo eixo (Tabela 02). A correlação entre densidade e os parâmetros ambientais foi considerada forte, 0,99 para o primeiro eixo e 0,98 para o segundo eixo. O primeiro eixo foi relacionado com a transparência, a temperatura, os nutrientes (TP e TN), os sólidos suspensos (SS), condutividade elétrica (EC) e concentração do oxigênio dissolvido (OD)

(Figura 07 a). O segundo Eixo esteve mais associado ao pH. Associação entre os parâmetros e os pontos amostrais em cada reservatório, evidenciada pela CCA, corroborou com as características limnológicas de cada ambiente investigado. Um agrupamento massivo reunindo os pontos amostrais de todos os reservatórios pode ser observado na região central do diagrama da CCA. Os reservatórios Igaratá (2), Rio Grande (10-11) e Guarapiranga (23) apresentaram pontos dispersos no diagrama (Figura 07 a). As espécies foram distribuídas seguindo a sua posição de destaque nos reservatórios estudados (Figura 7 b) apresentando ordenação similar aos pontos de amostragens. De acordo com a CCA, SD (transparência) parece ser a variável mais importantes para variabilidade das espécies dominantes nos ambientes investidos. *Pseudanabaena galeata* Böcher foi associada ao reservatório mais eutrofizados Rio Grande, onde foi dominante. *Eudorina* sp foi associada ao reservatório Igaratá. *Synechocystis aquatilis* Sauvageau e *Planktolyngbya limnetica* (Lemmermann) Komárková-Legnerová & Cronberg foram relacionadas ao reservatório Guarapiranga.

As cianobactérias *Konvophorum* sp, *Pseudanabaena galeata*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Merismopedia glauca* e a alga verde *Eudorina illinoisensis* foram mais relacionadas aos reservatórios com estado trófico oligo-mestrófico (Figura 3b). A associação do dinoflagelado *Ceratium furcoides* observada nos reservatórios de menor estado trófico se deu em função da dominância deste organismo nos reservatórios Igaratá e Atibainha. As cianobactérias *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis panniformis*, *Synechocystis aquatilis*, *Planktothrix agardhii*, *Aphanizomenon gracile* foram relacionadas aos reservatórios mais eutrofizados Broa, Barra Bonita, Guarapiranga e Salto Grande (Figura 3b).

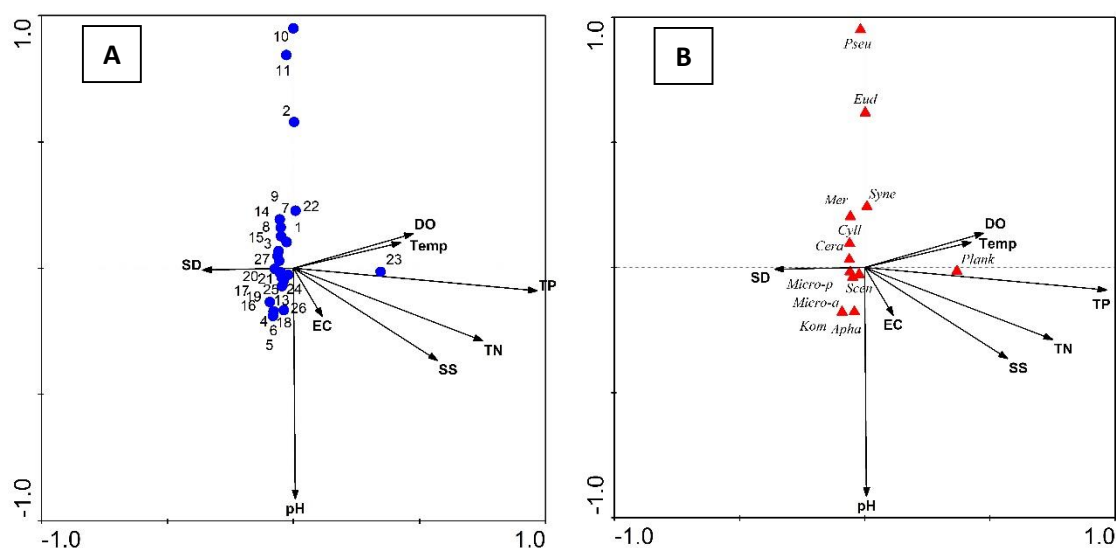


Figura 03: Ordenação das amostras correspondendo às diferentes zonas e reservatórios estudados através de biplots da Análise Correspondência Canônica (CCA) (A) biplot entre variáveis e pontos amostrais reservatórios (B) biplot entre espécies e variáveis ambientais. Reservatório Igaratá (1. Zona lótica, 2. Zona de transição e 3. Zona lântica). Reservatório Atibainha (4. Zona lótica, 5. Zona de transição e 6. Zona lântica). Reservatório Paiva Castro (7. Zona lótica, 8. Zona de transição e 9. Zona lântica). Reservatório Rio Grande (10. Zona lótica, 11. Zona de transição e 12. Zona lântica). Reservatório Itupararanga (13. Zona lótica, 14. Zona de transição e 15. Zona lântica). Reservatório Broa (16. Zona lótica, 17. Zona de transição e 18. Zona lântica). Reservatório Barra Bonita (19. Zona lótica, 20. Zona de transição e 21. Zona lântica). Reservatório Guarapiranga (22. Zona lótica, 23. Zona de transição e 24. Zona lântica). Reservatório Salto Grande (25. Zona lótica, 26. Zona de transição e 27. Zona lântica).

A classificação do Potencial Ecológico dos reservatórios, avaliado através do *Eveness E2 Index*, refletiu diretamente a qualidade ambiental desses ambientes. No geral os reservatórios mais eutrofizados receberam as piores classificações, enquanto que os reservatórios com menor estado trófico apresentaram uma melhor classificação (Figura 04). De modo geral, as variáveis limnológicas analisadas apontam que os reservatórios estudados se apresentam impactados ou em processo de degradação, o que ratifica o cenário descrito para estes ambientes na Figura 04. Os resultados do presente trabalho mostraram que os reservatórios Ituraranga, Broa, Barra Bonita e Salto Grande estão entre os ambientes mais impactados, apresentando altas concentrações de nutrientes inorgânicos e clorofila-a, além de uma classificação trófica elevada. Estes reservatórios estão localizados em bacias com alto nível de impactos antrópicos e isso reflete diretamente nas características limnológicas dos reservatórios, por exemplo, no Barra Bonita são comuns florações de *Microcystis* sp e outras cianobactérias potencialmente tóxicas (Tundisi, et al. 2008; Sotero-Santos et al. 2006). O reservatório de Salto Grande, está localizado na região centro-leste do Estado de São Paulo está situado na bacia do rio Atibaia, apresentando alta densidade urbana e industrial (Zanata; Espindola, 2002) recebendo ainda contribuições de vários afluentes pequenos que drenam os centros urbanos (Rietzler et al. 2016). Na região em que está localizado o reservatório de Barra Bonita há forte pressão antrópica através de atividades industriais mais intensas (Petesse et al. 2007) sendo considerada uma das áreas mais populosas e industrializadas do estado de São Paulo (Rietzler et al. 2016).

O *Eveness E2 Index*, respondeu bem a realidade dos reservatórios brasileiros, no entanto uma divergência entre o IET e o *Eveness E2 Index*, pode ser observada nos reservatórios Atibainha (mesotrófico) e o Guarapiranga (super-hipereutrófico). Essa resposta do índice foi, provavelmente, motivada por modificações na estrutura da comunidade fitoplanctônica causada por diferentes fenômenos, um natural e outro antrópico. No reservatório Guarapiranga as alterações podem estar relacionadas prática envolvendo medidas de manejo tomadas na água bruta, enquanto que no Atibainha, as mudanças no nível do reservatório durante a estiagem atípica de 2013-2015 podem ter afetado também estrutura do fitoplâncton neste ambiente.

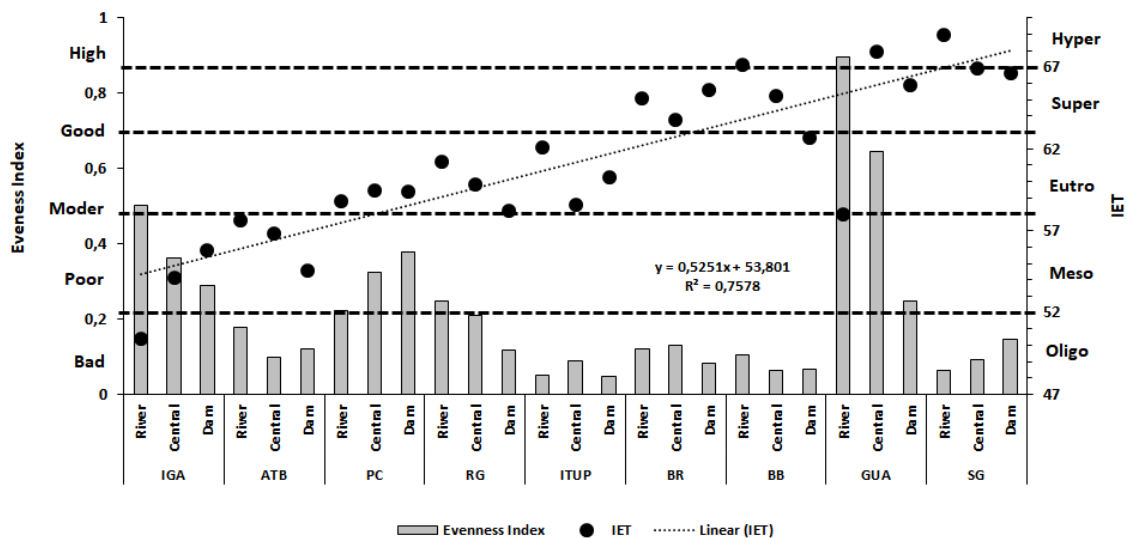


Figura 04: Variação do *Evenness E2* Index e Potencial ecológico em reservatórios do estado de São Paulo. IGA (Igaratá), ATB (Atibainha), PC (Paiva Castro), RG (Rio Grande), ITUP (Ituparanga), BR (Broa/ Carlos Botelho), BB (Barra Bonita), GUA (Guarapiranga), SG (Salto Grande).

Em reservatórios, as flutuações no nível da água, bem como, mudanças nas condições hidráulicas são fatores envolvidos na estruturação do fitoplâncton (Tucci et al., 2009), a redução no volume de água tem seu efeito principal sobre a concentração dos nutrientes e material suspenso, bem como na diminuição da velocidade da correnteza (Granado, et al. 2009). Essas alterações podem ser os principais fatores que controlaram o desenvolvimento e a composição das algas (Martinet, et al. 2014), além da densidade e a riqueza do fitoplâncton. Em nossos estudos isso pode ter se refletido diretamente sobre o potencial ecológico, já que estas métricas (riqueza e densidade) são importantes para a determinação do *Evenness E2* Index. No caso do reservatório Guarapiranga, medidas de manejo da água bruta, com aplicação de algicidas, podem ter influenciado na divergência entre os índices de estado trófico e o potencial ecológico. Em função do alto grau de trofia, o Guarapiranga apresenta episódios frequentes de florações (Ogashawara, et al. 2014) e isso implicou em um histórico de uso de algicidas que diminui a densidade do fitoplâncton, principalmente cianobactérias, como o índice representa uma relação direta entre riqueza e densidade, o aumento ou diminuição na densidade implicou em mudanças significativas na resposta do índice neste ambiente. No entanto a condição trófica deste reservatório permanece a mesma, o que poderia implicar em novos casos de florações e consequentemente de uso do algicidas mais frequentemente.

Conclusões

O gradiente trófico observado entre os reservatórios estudados, refletiu diretamente sobre a qualidade biológica destes ambientes, afetando diretamente a estrutura do fitoplâncton (densidade, riqueza, diversidade e equitabilidade), este resultado foi acompanhado pelo cenário mostrado pelo evenness index, que utiliza a diversidade (H') como métrica principal. Esse mesmo gradiente sugere um cenário do estado de conservação destes ambientes e o que se pode antever das características limnológicas destes reservatórios. Em nosso estudo a diversidade foi afetada negativamente pelo processo de eutrofização, nesse sentido este índice se tornou uma ferramenta particularmente útil na avaliação do potencial ecológico dos reservatórios, visto que a qualidade ecológica do meio aquático é consequência do seu estado de conservação que por sua vez é afetada pelo processo de eutrofização. O Evenness index respondeu bem aos reservatórios e serve como medida complementar ao biomonitoramento dos reservatórios, não deixando de se investigar outros componentes. Somado a isso, o uso de meios de avaliação é uma sugestão para o melhor entendimento de informações ecológicas e de monitoramento em reservatórios por parte dos tomadores de decisões, esta é uma ferramenta que poderia auxiliar em melhores medidas de manejo.

Agradecimentos

À CAPES pela concessão de bolsa de doutorado e aos Processo Fapesp (Proc. 2014/22581-8, 2016/05077-0, 2016/17266-0)

Referências

- ACREEMAN, M.C. & FERGUSON, J.D. Environmental flows and the European Water Framework Directive. *Freshwater Biology*, v. 55, p 32–48, 2010
- ADLOFF, C. T.; BEM, C. C.; REICHERT, R.; AZEVEDO, J. C. R. Analysis of the phytoplankton community emphasizing cyanobacteria in four cascade reservoirs system of the Iguazu River, Paraná, Brazil. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* v. 23, nº 6, 2018
- ALVES-DA-SILVA, S. M. CABREIRA, J. C. VOOS, J. G. LOBO, E. A. Species richness of the genera *Trachelomonas* and *Strombomonas* (pigmented Euglenophyceae) in a subtropical urban lake in the Porto Alegre Botanical Garden, RS, Brazil. *Acta Botanica Brasilica* v. 27, n. 3, p. 526-536, 2013.
- BATISTA, B. D.; FONSECA, B. M.; Fitoplâncton da região central do Lago Paranoá (DF): uma abordagem ecológica e sanitária. *Eng Sanit Ambient.* v. 23 nº 2, p. 229-241, 2018
- BARROS, L. A. A. B. (2010). Uma história visual da construção do Sistema Cantareira. Pp. 15. Publisher: Editora Autor, São Paulo.

- BEGHELLI, F. G. S., DOS SANTOS, A. C. A., URSO-GUIMARÃES, M. V. & CALIJURI, M. C. 2012 Relationship between space distribution of the benthic macroinvertebrates community and trophic state in a Neotropical reservoir (Itupararanga, Brazil). *Biota Neotrop.* 12 (4), p.114-124
- BELLINGER, E. G. & SIGEE, D. C. *Freshwater algae: Identification and use as bioindicators.* Oxford: Wiley-Blackwell. 2010. 271 p.
- BEYRUTH, Z.; PEREIRA, H. A. S. L. The isolation of Rio Grande from Billings Reservoir: effects on the phytoplankton. *B. Inst. Pesca, São Paulo*, v. 28, n. 2, p. 111 - 123, 2002
- BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C. Detection of potential microcystin-producing cyanobacteria in Brazilian reservoirs with a *mcyB* molecular marker. *Harmful Algae* v. 2, p. 51–60, 2003
- BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997 (1997). Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Brasília (DF). *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*.
- CERVI, E. C.; FERNANDES, F.; MIRANDA, F. M.; MAUAD, F. M.; MICHALOVICZ, L.; POLETO, C.; Geochemical speciation and risk assessment of metals in sediments of the Lobo-Broa Reservoir, Brazil. *Management of Environmental Quality: Na International Journal*, Vol. 28 Issue: 3, pp.430-443, 2017
- COLE, G. A. *Textbook of Limnology.* Waveland Press, Illinois: 412., 1994.
- CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C.; LAMPARELLI, M. C.; MENEGON J. R, N. Resolução CONAMA 357/2005: análise espacial e temporal de não conformidades em rios e reservatórios do estado de São Paulo de acordo com seus enquadramentos (2005–2009). *Eng Sanit Ambient.* Vol.18 nº 2, p. 159-168, 2013
- CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C. Variação sazonal dos grupos funcionais fitoplanctônicos em braços de um reservatório tropical de usos múltiplos no estado de São Paulo (Brasil). *Acta Botanica Brasilica* v. 25, nº 4, p. 822-831. 2011
- EC, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the council of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy. *Off. J. Eur. Communities* L327, 1–72.
- AFFONSO, A. G. Caracterização de fisionomias vegetais na Amazônia oriental através de videografia aerotransportada e imagens LANDSAT 7 ETM+, 2003, 120f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2003.
- FONSECA, A. M. Cianobactérias e cianotoxinas em áreas recreacionais do Reservatório de Salto Grande, Americana – SP, 2014, 112f. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agrícola)- Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2014
- FOTIOU, T.; Triantis, T. M.; Kaloudis, T.; O'Shea, K. E.; Dionysiou, D. D.; Hiskia, A.; Assessment of the roles of reactive oxygen species in the UV and visible light photocatalytic degradation of cyanotoxins and water taste and odor compounds using C-TiO₂. *Water Research* Vol. 90, p. 52-61, 2016
- GRANADO, D. C.; HENRY, R.; TUCCI, A. Influência da variação do nível hidrométrico na comunidade fitoplanctônica do Rio Paranapanema e de uma lagoa marginal na zona de desembocadura na Represa de Jurumirim (SP). *Hoehnea* v. 36, nº 1, p. 113-129, 2009

HAMMER, Ø., D. Manual de Referência PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. 2001. Disponível em: <http://folk.uio.no/ohammer/past/>. Acesso em 20/04/2019

HOFLING, J. C.; FERREIRA, L. I. RIBEIRO NETO, F. B.; BRUNINI, A. P. C. Ecologia trófica do reservatório de Salto Grande, Americana, SP, Brasil. *Bioikos*, v. 14, n. 1, p. 7-15, 2000

KOROLEFF, M. Determination of nutrients. In: Grasshoff, K. (ed). *Methods of sea water analysis*. Verlag Chemie Weinheim, 1976, p. 117-181

LAMPARELLI, M.C. Graus de trofia em corpos d'água de estado de São Paulo: avaliação os métodos de monitoramento. 2004. 238f. Tese (Doutorado em Ecologia). Instituto de Biociência, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2004.

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

LOBO, E.; LEIGHTON, G., 1986, Estructuras comunitárias de las fitocenosis planctonicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. *Rev. Biol. Mar.*, 22(1): 1-29.

MACKERETH, J.F.H., HERON, J. & TALLING, J.F. 1978 Water analysis: some revised methods for limnologists. *Freshwater Biological Association*, 36: 121.

MARTINS, D.; MARCHI, S.R.; COSTA, N.V.; CARDOSO, L.A.; RODRIGUES-COSTA, A.C Levantamento de plantas aquáticas no reservatório de Salto Grande, Americana-SP. *Planta Daninha*, Viçosa-MG, v. 29, n. 1, p. 231-236, 2011

MARTINET, J.; DESCLOUX, S.; GUEDANT, P.; RIMET, F. Phytoplankton functional groups for ecological assessment in young sub-tropical reservoirs: case study of the Nam-Theun 2 Reservoir, Laos, South-East Asia. *J. Limnol.* v. 73, nº 3, p. 536-550, 2014.

MOSCHINI-CARLOS, V. POMPÊO, M.; NISHIMURA, P. Y.; ARMENGOL, J. Phytoplankton as trophic descriptors of a series of Mediterranean reservoirs (Catalonia, Spain). *Fundamental and Applied Limnology*, v. 191, p. 37-52, 2017

PETESSE, M. L.; PETRERE JR. M.; SPIGOLON R. J. The hydraulic management of the Barra Bonita reservoir (SP, Brazil) as a factor influencing the temporal succession of its fish community. *Braz. J. Biol.*, v. 67, nº 3, p. 433-445, 2007

OGASHAWARA, I.; ALCANTARA, E. H.; STECH, J. L. TUNDISI, J. G. Cyanobacteria detection in Guarapiranga Reservoir (São Paulo State, Brazil) using Landsat TM and ETM+ images. *Rev. Ambient. Água* v.9, nº.2, p.224-238, 2014

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, nº 4, p.370-380, 2015

RAMOS, G. J. P.; BICUDO, C. E. M.; MOURA, C. W. N. Trebouxiophyceae (Chlorophyta) do Pantanal dos Marimbus, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. *IHERINGIA, Sér. Bot.* v. 70, nº. 1, p. 57-72, 2015

RAMOS, G. J. P.; BICUDO, C. E. M.; MOURA, C. W. N. Scenedesmaceae (Chlorophyta, Chlorophyceae) de duas áreas do Pantanal dos Marimbus (Baiano e Remanso), Chapada Diamantina, Estado da Bahia, Brasil *Hoehnea* v. 42, nº. 3. p. 549-566, 2015

- RIETZLER, A. C.; BOTTA, C. R.; RIBEIRO, M. M.; ROCHA, O.; FONSECA, A. L. Accelerated eutrophication and toxicity in tropical reservoir water and sediments: an ecotoxicological approach v. 25, nº 14, p. 13292-13311, 2018.
- SANT'ANNA, C.L. & AZEVEDO, M.T. P. Contribution to the knowledge of potentially toxic Cyanobacteria from Brazil. Nova Hedwigia v. 71: 359-385. 2000
- SILVA, L. H.S.; HUSZAR, V. L.M.; MARINHO, M. M.; RANGEL, L. M.; BRASIL, J.; DOMINGUES, C. D.; BRANCO, C. C.; ROLAND, F. Drivers of phytoplankton, bacterioplankton, and zooplankton carbon biomass in tropical hydroelectric reservoirs Limnologica v. 48, p. 1–10, 2014
- SMITH, W. S.; BARRELLA, W. The ichthyofauna of the marginal lagoons of the sorocaba river, sp, Brazil: composition, abundance and effect of the anthropogenic actions Rev. Brasil. Biol., 60(4): 627-632, 2000
- SOARES, A. L.; MACHADO, R. M. A.; SEIXAS FILHO, J. T. O estado da arte do reservatório Jaguari no abastecimento da cidade do Rio de Janeiro. Semioses, v. 9, n. 2, p. 12-21, 2015
- SOARES, M. C. S.; MARINHO, M. M.; AZEVEDO, S. M. O. F.; BRANCO, C. W.C.; HUSZAR, V. L. M.; Eutrophication and retention time affecting spatial heterogeneity in a tropical reservoir. Limnologica v. 42, p. 197–203, 2012.
- SOUZA, B. D.; FERNANDES, V. O.; Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica e sua relação com as variáveis ambientais na lagoa Mãe-Bá, Estado do Espírito Santo, Brasil Acta Scientiarum. Biological Sciences v.31, nº. 3, p. 245-253, 2009
- SOTERO-SANTOS, R. B.; SILVA, C. R. D. S.; VERANI, N. S. NONAKA, K. O.; ROCHA, O. Toxicity of a cyanobacteria bloom in Barra Bonita Reservoir (Middle Tietê River, São Paulo, Brazil). Ecotoxicology and Environmental Safety v. 64, p. 163–170, 2006.
- SPATHARIS, S. and TSIRTSIS, G. Ecological quality scales based on phytoplankton for the implementation of Water Framework Directive in the Eastern Mediterranean. Ecological Indicators, v. 10, n 4, 840-847, 2010
- STRICKLAND, J.D. & PARSONS, T.R. A manual of seawater analysis. Bull. Fihs. Res. Bel. Can., 125: 1-185. 1960.
- TUCCI, A.; GRANADO, D. C.; HENRY, R. Influência da variação do nível hidrométrico na comunidade fitoplanctônica do Rio Paranapanema e de uma lagoa marginal na zona de desembocadura na Represa de Jurumirim (SP). Hoehnea, v. 36, p. 113-129, 2009.
- 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 v. 33, nº 2, 147-175, 2006.
- TUNDISI, J. G., MATSUMURA-TUNDISI, T., ABE, D. S. The ecological dynamics of Barra Bonita (Tietê River, SP, Brazil) reservoir: implications for its biodiversity Braz. J. Biol., Vol 68, nº 4, p. 1079-1098, 2008
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. E. M.; BLANCO, F. P.; ABE, D. S.; CONTRI CAMPANELLI, L.; SIDAGIS GALLI, G.; SILVA, V. T.; LIMA, C. P. P A bloom of cyanobacteria (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa) reservoir: a consequence of global change? Braz. J. Biol., Vol. 75, nº. 2, p. 507-508, 2015.

UTERMOHL, H. 1958. Zur vervollkommung der quantitativen phytoplankton methodik. Mitteilungen Internationale Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie, 9: 1–38.

VALDERRAMA, J.C. The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters. Mar. Chem., 10: 109- 122, 1981.

VICENTIN, A. M.; RODRIGUES, E. H. C.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPEO, M. L. M. Is it possible to evaluate the ecological status of a reservoir using the phytoplankton community? Acta Limnologica Brasiliensia. v. 30, p. 100, 2018.

WETZEL, R. G. & G. E. LIKENS, 1991. Limnological analyses, 20 edn. Springer-Verlag.

ZANATA, L. H.; ESPÍNDOLA, E. L. G. Longitudinal processes in Salto Grande reservoir (Americana, SP, Brazil) and its influence in the formation of compartment system. Braz. J. Biol., 62(2): 347-361, 2002

Grupos funcionais do fitoplâncton em reservatórios tropicais do Estado de São Paulo: Avaliação da qualidade ecológica da água através do Índice da Assembleia Fitoplanctônica (*Q index*)⁵

Resumo

O fitoplâncton sofre intensa variação em função de processos naturais ou antrópicos, essas variações podem ser medidas e interpretadas a fim de se avaliar a qualidade ambiental de um ecossistema aquático. O objetivo principal deste trabalho foi avaliar o potencial ecológico de reservatórios do estado de São Paulo através da abordagem de Grupo Funcional do fitoplâncton utilizando o *Q-Index* para investigar a dinâmica espacial e analisar seus fatores de influência. Amostras de água integrando a coluna d'água (toda zona fótica) foram tomadas nas zonas lótic, central e de barragem dos reservatórios Igaratá, Atibainha, Paiva Castro, Rio Grande, Itupararanga, Broa, Barra Bonita, Guarapiranga, Salto Grande em julho de 2015. Parâmetros físico, químicos e biológicos da água foram analisados em todos os ambientes. Os resultados mostraram valores altos de condutividade elétrica, nitrato, nitrito e ortofosfato nos reservatórios Salto Grande, Barra Bonita, Guarapiranga e Rio Grande. As concentrações do fósforo total e nitrogênio total foram mais elevadas nos reservatórios supereutrófico Salto Grande e Barra Bonita. Nos reservatórios mais eutrofizados a biomassa das cianobactérias foi dominante. Um total de 14 grupos funcionais e 34 espécies descritoras foram identificados. Os grupos funcionais dominantes foram Lo, LM e H1. A CCA mostrou a separação dos pontos amostrais em três grupos. Os reservatórios estudados apresentaram classificação do *Q-index* variando entre ruim e excelente. O *Q-index* mostrou resultados coerentes ao ser utilizado em ambientes tropicais. Os resultados mostraram que os nutrientes nitrogenados (DIN), temperatura, sólidos suspensos, nitrogênio e fósforo totais foram os fatores mais importantes para variação da biomassa total do fitoplâncton entre os reservatórios, estando relacionados com os reservatórios mais eutrofizados.

Palavras-chaves: Estado Ecológico, Fitoplâncton, Reservatórios, Monitoramento

Abstract

The present study aimed to evaluate the ecological status of reservoirs in São Paulo state application of the phytoplankton functional group approach and using the assemblage *Q-Index*, to investigate the spatial dynamics and analyze their influencing factors. Samples of water, integrating the water column (totally photic zone) were taken in the lotic, central and dammer areas of the Igaratá, Atibainha, Paiva Castro, Rio Grande, Itupararanga, Broa, Barra Bonita, Guarapiranga and Salto Grande reservoirs in July 2015. Physical, chemical and biological parameters of water were analyzed in all reservoirs. The analysis showed high values of electrical conductivity, nitrate, nitrite and orthophosphate in Salto Grande, Barra Bonita, Guarapiranga and Rio Grande reservoirs. The total phosphorus and total nitrogen were higher in the Salto Grande and Barra Bonita supereutrophic reservoirs. Altogether, 14 functional groups and 34 descriptive species were identified. The dominant functional groups were Lo, LM and H1. The CCA showed the separation of the sampling points into three groups. The studied reservoirs presented *Q-index* rankings ranging from poor to excellent. *Q-index* showed consistent results when used in tropical environments. The results showed that nitrogen nutrients (ND), temperature, suspended solids, total nitrogen and phosphorus were the most important factors for the variation of the total phytoplankton biomass among the reservoirs, being related to the most eutrophic reservoirs.

Keywords: Ecological status, Phytoplankton, Reservoirs, Monitoring

⁵ Artigo em fase de redação destinado a revista ainda não especificada na área de Ciências Ambientais.

Introdução

Para avaliação da qualidade da água dos reservatórios, a Diretiva-Quadro Água da União Europeia (DQA) prioriza o uso de metodologia que aborde os aspectos ecológicos do meio, em função disso, estipula-se o estado/potencial ecológico dos corpos hídricos, sejam eles naturais ou artificiais. O estado ecológico é definido como uma expressão da qualidade, da estrutura e do funcionamento dos ecossistemas que devem ser avaliados através da análise de várias características ecológicas de elementos biológicos específicos de qualidade (Ptnacnik; Solimini; Brettum, 2009). A avaliação do estado ecológico de um corpo de hídrico é uma política relativamente inovadora para a gestão da qualidade da água; as diretrizes anteriores apenas impunham normas para a química da água e apenas visavam as águas usadas para fins específicos (Bouleau; Pont, 2015). A DQA exige monitoramento de corpos de águas interiores por grupos biológicos (peixes, macrófitas, macrozoobentos, diatomáceas bentônicas e fitoplâncton) e a melhora da qualidade da água para um bom estado ecológico até 2015 (Demir; Fakioğlu; Dural, 2014). Deve-se notar que a maioria dos bioindicadores recentes compatíveis com a DQA não se baseiam mais nas listas flora-fauna, mas em critérios funcionais determinados por características ecológicas e/ou biológicas (Bouleau; Pont, 2015). As alterações estruturais das comunidades de fitoplâncton, muitas vezes expressas através de índices ecológicos, constituem uma das métricas para a implementação da Directiva-Quadro Água da União Europeia (DQA) (Spatharis; Tsirtsis, 2010). Nesse sentido, o uso de metodologias envolvendo o fitoplâncton na avaliação se dá de modo indireto, através de índices que utilizam métricas destes organismos, ou ainda medidas de organismos que respondem de modo mais efetivo às alterações ambientais, como por exemplo as espécies descritoras, reunidas em grupos funcionais. A avaliação dos grupos funcionais fitoplanctônicos pode oferecer subsídios para o gerenciamento dos recursos hídricos (Cunha; Calijuri, 2011). A ocorrência de alguns grupos está diretamente relacionada ao estado trófico do sistema aquático e, nesse sentido, a abordagem fitossociologia pode oferecer indicativos do grau de enriquecimento do lago ou reservatório estudado (Cunha; Calijuri, 2011).

No Brasil, assim como em boa parte de outros países, tradicionalmente o monitoramento da qualidade da água se baseia em análises das variáveis ambientais e sua correlação com os padrões pré-estabelecidos por leis/políticas próprias, que visam promover o uso mais sustentável da água. A Resolução CONAMA 357/05 (Brasil, 2005), utilizada no Brasil como arcabouço legal para o enquadramento dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, apresenta uma abordagem mais tecnicista quanto ao enquadramento dos corpos hídricos, adotando o sistema de classes de águas doces de acordo com a tipologia do uso, em vez de um caráter ou

atributos ecológicos, como ocorre na DQA. Além disso, outras resoluções são aplicadas quanto ao uso e manejo da água bruta em reservatórios (Portaria 2914/14), objetivando a proteção da qualidade da água a fim de tornar o tratamento de água mais eficiente e economicamente viável, mesmo assim ainda se tem como parâmetro referência dados não-ecológicos e mais técnicos. Nesse sentido alguns trabalhos (Fontana, 2014; Rietzler, et al. (2016); Wengrat; Bicudo, (2011) e Zanata; Espíndola, 2002) têm mostrado e quantificado o grau de interferência antrópica a qual os reservatórios brasileiros, com ênfase aos localizados no estado de São Paulo, estão sendo submetidos.

Tais pesquisas fazem uso de índices que levam em consideração o estado químico da água, ou mesmo quantificando a eutrofização por meio da quantidade de clorofila-a e nutrientes, tendo como base apenas as informações técnicas, negligenciando os aspectos ecológicos de cada ambiente. Em função desta deficiência e buscando uma nova forma de avaliar a qualidade dos recursos hídricos, especialmente reservatórios, o presente trabalho visa adaptar e aplicar, à realidade brasileira, as normativas utilizadas pela União Europeia (UE) no processo de monitoramento de reservatórios. Para isso, buscou-se metodologia que utilizam o fitoplâncton como elemento da qualidade biológica no biomonitoramento e estabelecimento do potencial/estado ecológico dos corpos hídricos e que melhor se adequasse a ambientes. O *The assemblage index - Q index* é bastante conhecido no meio acadêmico e tem se mostrado uma ferramenta rápida para o processo de avaliação de reservatórios inclusive em ambientes tropicais (Santana; Crossetti; Ferragut, 2017; Demir; Fakioglu; Dural, 2014; Becker, et al. 2010; Crossetti; Bicudo 2008) e semi-árido brasileiro (Silva; Costa, 2015). Neste trabalho foi utilizado o *The assemblage index - Q index* (Padisák, et al. 2006).

Este estudo objetivou verificar como a comunidade fitoplanctônica responde ao gradiente trófico formado por diferentes reservatórios do estado de São Paulo, baseando-se na distribuição dos Grupos Funcionais Fitoplanctônicos (GFF) e qual a resposta sobre o potencial ecológico medido através do o *The assemblage index - Q index*, uma normativa adaptada da Diretiva Quadro da Água da Comunidade Europeia (DQA).

Material e Métodos

Área de estudo

Foram estudados nove reservatórios localizados em diferentes regiões do estado de São Paulo e formadores de diferentes sistemas produtores de água, com usos múltiplos associados a

recreação, geração de eletricidade, irrigação, usos náuticos e abastecimento público de água. A área, volume de água armazenado e profundidade variaram. Os reservatórios estão situados em diferentes regiões, distribuídos em bacias com características particulares. Esses ambientes constituem reservatórios com diferentes profundidades, tamanhos, usos e graus de trofia, tendo como característica comum a forte pressão antrópica em seu entorno. Detalhes das características hidrológicas dos nove reservatórios aqui estudados estão disponíveis na Tabela 01.

Tabela 01: Caracterização hidrológica dos nove reservatórios estudados no estado de São Paulo. Área: área em km² ocupada pelo lago; Prof. profundidade média (m); Vol. Volume (m³); T.R. tempo de residência (dias), Alt. Altitude (m).

Reservatórios	Área	Prof.	Vol.	T.R.	Alt.	Fonte
Broa	6,8	3	22 x 10 ⁶	20-40	712	Cervi, et al. (2018);
Barra Bonita	324,84	25	3160 x 10 ⁶	100	451	Cunha et al. (2013); Tundisi et al. (2008)
Atibainha	21,8	12,5	95,26 x 10 ⁶	105,8	793	Barros (2010)
Paiva Castro	5,1	13	7,0 x 10 ⁶	1	753	Pires et al. (2015)
Rio Grande	7,4	10	1,1E+08	319	752	Cunha et al. (2013); Beyruth e Pereira (2002)
Itupararanga	29,9	7,8	286 x 10 ⁶	95-270	841	Frascareli et al., 2018; Ribeiro et al., 2014
Igaratá	60,5	14,2	1,4E+06	306	621	Soares et al. (2015)
Guarapiranga	33	3,5	194 x 10 ⁶	145	738	Cunha et al. (2013); Pires et al. (2015)
Salto Grande	11,5	19	106 x 10 ⁶	30	538	Martins, et al. (2011); Hofling, et al. (2000); Zanata e Espindola (2002)

Amostragem

Devido às dimensões, heterogeneidade das características hidrológicas, geomorfológicas e pressões antrópicas, cada reservatório foi considerado como um corpo hídrico individual. A amostragem ocorreu no mês de julho de 2015, na estação seca, na zona de barragem, central e lótica de cada reservatório (Tabela 01). Em cada reservatório foram estabelecidos três pontos de coleta distribuídos entre as zonas de barragem, intermediária e fluvial. Para todos os parâmetros, incluindo o fitoplâncton, foi coletada amostra única de água integrada de toda coluna d'água, compreendendo 2,7 vezes a profundidade da transparência, determinada por meio do Secchi (m) (Cole, 1994). Em campo além da profundidade (m), foram determinados com auxílio de sonda multiparâmetros YSI 556 MPS, a temperatura superficial (°C), o oxigênio dissolvido (mg.l⁻¹), a condutividade elétrica (µS.cm⁻¹) e o pH da água. Em laboratório foram determinadas as concentrações do nitrito (NO₂-) e nitrato (NO₃-) (Mackereth et al. 1978), amônio (N-NH₄⁺) (Koroleff, 1976), nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) (Valderrama, 1981) e ortofosfato (P-orto) (Strickland e Parsons, 1960) e da clorofila-a e dos feopigmentos (Lorenzen 1967; Wetzel e Likens 1991).

Análise das amostras do fitoplâncton

A análise taxonômica do fitoplâncton foi realizada com auxílio de microscópio binocular, com câmara clara, ocular de medição micrometrada e câmara fotográfica acopladas ao sistema óptico Zeiss (Axiovert 40C). O fitoplâncton foi identificado utilizando trabalhos de Alves-Da-Silva et al. (2013), Alves-Da-Silva; Bicudo, (2009); Domingues; Torgan, (2011); Felisberto; Rodrigues, (2008), Ferragut, et al. (2005); Komarek et al. (2002), Komarkova-Legnerova; Croberg (1984), Loaiza-Restano; Bicudo, (2014), Ramos; Bicudo; Moura, 2015 (a); Ramos; Bicudo; Moura, 2015 (b); Souza; Felisberto, (2014); Sant'anna, et al. (2007); Tucci, et al. (2006); Sant'anna, et al. (2004). Sant'anna; Azevedo, (2000); Sant'anna (1984); Sant'anna, Azevedo, Sormus, (1989). A contagem dos organismos foi realizada segundo Utermöhl (1958). O biovolume do fitoplâncton foi determinado por aproximação geométrica, multiplicando a densidade de cada espécie pela média do volume celular (Sun; Liu, 2003; Hillebrand et al. 1999). A biomassa do fitoplâncton foi estimada assumindo o valor de $1 \text{ mg} \cdot \text{mm}^3$ para a gravidade específica das células, considerando ainda que $1 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1} = 1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (Wetzel; Linkens 1991).

As espécies do fitoplâncton que contribuíram com >5% da biomassa foram organizadas em grupos funcionais de acordo com classificação de Padisák; Crossetti; Naselli-Flores (2009) adaptado de Reynolds (2002). O potencial ecológico dos reservatórios foi avaliado através do *The assemblage index - Q index* (Padisák, et al. 2006). O *Q index* foi desenvolvido para a avaliação do estado/potencial ecológico segundo normativa da Diretiva Quadro da Água (DQA), e inclui a participação relativa de grupos funcionais na biomassa total (p_i , onde $p_i = n_i / N$, n_i biomassa do *i-ésimo* grupo funcional, N : biomassa total) e do fator (F) estabelecido para o *i-ésimo* grupo funcional segundo a tipologia do lago estudado (Padisák, et al. 2006). Os valores de cada fator associado a um grupo funcional está presente na Tabela 04. Foram utilizadas cinco classificações segundo o potencial ecológico para cada reservatório segundo *Q Index* 0-1 ruim, 1-2 tolerável, 2-3 médio, 3-4 bom e 4-5 excelente. Entre os lagos húngaros descritos em Padisak et al. (2006), o tipo 3 é mais próximo dos lagos aqui estudados.

Análise dos dados

O índice de estado trófico (IET) foi determinado segundo Lampareli (2004). Os limites utilizados foram: Ultraoligotrófico ($\text{IET} \leq 47$); Oligotrófico ($47 < \text{TSI} \leq 52$); Mesotrófico ($52 < \text{TSI} \leq 59$), Eutrófico ($59 < \text{TSI} \leq 63$); Supereutrófico ($63 < \text{TSI} \leq 67$) e Hipereutrófico ($\text{TSI} > 67$). Correlações estatísticas (coeficiente de Pearson) foram calculadas por meio do programa PAST

(HAMMER, 2001). A correlação de Pearson foi realizada para estabelecer quais parâmetros limnológicos tinham a maior correlação entre si, isto sob um nível de significância de $p < 0,05$. Para a comparação dos parâmetros limnológicos entre os reservatórios foi aplicado o teste estatístico ANOVA, além disso, uma Análise de Componentes Principais (PCA) foi aplicada separadamente para cada reservatório integrando dados bióticos e abióticos, estas análises foram no programa PAST (HAMMER, 2001) utilizando os parâmetros mais correlacionados ao fitoplâncton. Uma análise integrada entre a biomassa dos grupos funcionais (14) e as variáveis limnológicas (13) foi determinada através de uma análise de correspondência canônica (CCA) utilizando programa estatístico CANOCO 4.5 (Demir; Fakioglu; Dural, 2014). Os dados das variáveis ambientais foram transformados através da fórmula $= \text{Log}(X+1)$, e os dados da biomassa dos grupos funcionais foram transformados através da fórmula $= \text{RaizPI}(x)$.

Resultados

Variáveis abióticas

A distribuição das variáveis limnológicas entre zonas nos reservatórios bem como a biomassa total do fitoplâncton e o estado trófico, estão sumarizadas na Tabela 03.

Em todos os reservatórios a temperatura superficial da água variou pouco, evidenciando uma baixa amplitude térmica. Valores relativamente baixos da concentração do oxigênio dissolvido foram observados em quase todos os reservatórios, com destaque para os mais eutrofizados, Barra Bonita ($2,80 \text{ mg.l}^{-1}$) e Salto Grande ($2,71 \text{ mg.l}^{-1}$) (Tabela 03). Em todos os reservatórios estudados o pH da água variou ligeiramente de ácido a ligeiramente básico, sempre próximo a neutralidade, valores mais baixos foram registrados no reservatório Rio Grande (Tabela 03).

A transparência (Secchi) da água variou entre 0,47 m e 5,15 m (Figura 01). A zona fótica acompanhou as medidas de transparência, variando de 1,27 m a 13,90 m nos reservatórios Guarapiranga e Igaratá respectivamente, correspondendo quase que totalmente à coluna d'água na maioria dos reservatórios (Figura 01). De modo geral, os reservatórios mais eutrofizados apresentaram menor transparência e elevados valores de Clorofila-a: Broa ($32,63 \pm 4,7 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$), Guarapiranga ($19,34 \pm 12,29 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$) e Salto Grande ($19,95 \pm 6,5 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$).

Os valores mais elevados de condutividade, nitrato, nitrito e ortofosfato foram registrados nos reservatórios Salto Grande, Barra Bonita, Guarapiranga e Rio Grande (Tabela 03). As concentrações mais elevadas do fósforo total e nitrogênio total foram observadas nos reservatórios

supereutrífico Salto Grande e Barra Bonita. Um gradiente de trofia foi estabelecido entre os reservatórios partindo de um ambiente oligo-mesotrófico a super-hipereutrífico seguindo a ordem: Igaratá, Atibainha, Paiva Castro, Rio Grande, Itupararanga, Broa, Barra Bonita, Guarapiranga e Salto Grande.

Um comparativo entre as médias dos parâmetros limnológicos (considerando a amostragem nas três zonas de cada reservatório), o ANOVA “one way” não mostrou diferenças significativas para o NO_3^- ($F=2,20$; $p>0,05$) entre os reservatórios estudados (variação espacial). No entanto os reservatórios foram considerados significativamente distintos quando comparados os resultados do pH ($F= 7,93$ $p<0,05$), EC ($F= 72,16$ $p<0,05$), PT ($F= 11,07$ $p<0,05$), P-orto ($F= 21,58$ $p<0,05$), TN ($F= 2,95$ $p<0,05$), NH_4 ($F= 2,64$ $p<0,05$), NO_2 ($F= 16,28$ $p<0,05$), OD ($F= 8,71$ $p<0,05$) e Chloro-a ($F= 3,84$ $p<0,05$).

Tabela 03: Variáveis limnológicas dos reservatórios estudados. Temperatura – Temp (°C), Oxigênio dissolvido – OD (mg.l⁻¹), Condutividade elétrica – CE (μS.cm⁻¹), Sólidos Suspensos (mg.l⁻¹), SD (Disco de Secchi (m); Nitrato – N-NO₃⁻ (μg.l⁻¹), Nitrito – N-NO₂⁻ (μg.l⁻¹), Amônio – NH₄ (μg.l⁻¹), Nitrogênio Inorgânico Dissolvido – DIN (μg.l⁻¹), Ortofosfato – P-orto (μg.l⁻¹), Fosforo Total – PT (μg.l⁻¹), Nitrogênio Total – NT (mg.l⁻¹), Índice do Estado Trófico – IET

Parâmetros	Igaratá			Atibainha			Paiva Castro			Rio Grande			Itupararanga			Broa			Barra Bonita			Guarapiranga			Salto Grande		
	R	C	B	R	C	B	R	C	B	R	C	B	R	C	B	R	C	B	R	C	B	R	C	B	R	C	B
Chl-a	0,40	0,67	3,61	7,64	5,51	2,17	2,04	5,49	4,83	5,16	5,12	9,80	8,82	5,35	9,76	30,07	29,74	38,09	15,64	11,63	3,74	5,29	28,11	24,63	26,73	13,75	19,38
Temp°C	22,5	22,5	22,5	24,9	24,3	24,1	23,8	24	23,1	22,5	22,5	22,6	17,9	19,3	19,2	22,6	22,6	21,6	22,2	20,9	22,41	22,2	25,5	26,2	20,8	20,9	21,2
OD	5,15	5,15	5,15	4,07	3,51	3,51	8,92	7,1	6,99	2,56	2,60	3,20	4,39	2,97	3,64	5,69	4,26	4,11	4,01	3,56	2,80	5,06	7,87	7,28	3,22	3,16	2,71
OD (%)	58,3	58,3	58,3	50,2	42,5	33,6	117	93	90,2	31,4	77,8	61	49,1	32,3	40,6	68,2	49,3	47,8	47,2	49,9	33,1	59,2	94,3	91,4	37,0	36,3	31,5
pH	5,7	5,7	5,7	7,51	7,85	7,95	6,8	7	6,43	2,60	3,20	5,15	7,28	6,59	6,80	7,11	7,46	7,9	7,01	6,80	6,87	5,56	6,56	7,11	6,78	7,12	6,86
CE	33	33	33	41	40	39	39	41	41	107	104	105	83	80	80	18	17	17	274	258	247	48	168	138	410	363	340
SD	5,15	3,95	2,92	1,88	2,65	2,38	1,08	2,26	1,68	1,12	1,52	1,71	1,23	1,61	1,39	0,63	0,62	0,62	1,55	2,50	2,90	0,47	0,95	1,82	1,24	1,07	1,19
SS	0,6	0,6	0,6	2,5	2,1	2,2	4,03	1,1	1,89	4,1	0,5	6,83	6,4	2,8	3,6	7,75	6,75	10,3	3,9	3,1	3	8,4	10,4	5,1	8	8,14	7,71
N-NO3	17	17	27	177	44,7	8,5	289	625	355,3	395	461	604	43,6	21,5	19,3	49,2	16	25,9	1418	490	8,5	122,3	400	611	449	100	106
N-NO2	80,3	80,3	80,3	57,8	48,9	56,2	4,23	5,6	5,92	30,65	33,9	16,1	23,7	21,4	11,4	2,16	2,76	3,07	529	345	365	7,92	71,1	33	430	246	283
NH4	9	9	9	9	9	9,03	150	9	9	145,4	109,2	43,1	21,8	17,6	32,8	15,6	9	9	116	9	9	106	459	123	28,3	9	9
DIN	106	106	106	244	102	73,7	443	640	370	571	604	664	89,2	60,6	63,6	66,9	27,8	38	2064	845	383	237	930	768	908	355	399
P-orto	8,89	8,89	8,89	69,2	63,6	59,5	4,5	6,8	4,5	15,2	12	5,59	5,67	10,5	9,69	19,3	13,6	13,6	12,1	7,28	8,09	4,5	4,5	4,5	41,8	14,5	12,1
Pheo	0,2	0,2	0,2	2,65	1,85	2,15	1,47	1,8	5,46	4,20	5,79	6,64	15,6	4,75	5,49	7,62	3,23	5,23	2,47	6,61	2,9	5,8	11,8	13,93	7,61	3,22	5,22
Chlor.a	0,40	0,67	3,61	7,64	5,51	2,17	2,04	5,49	4,83	5,16	5,12	9,80	8,82	5,35	9,76	30,07	29,74	38,09	15,64	11,63	3,74	5,29	28,11	24,63	26,73	13,75	19,38
TP	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	32,2	18	19,4	33,8	21,2	7,5	28,8	13,7	14,5	28,8	18,8	28	95,1	64,9	70,8	11,4	77,5	43,9	115	100	69,1
TN	0,3	0,3	0,3	2,9	1,4	0,8	0,9	0,9	0,7	0,6	1	1,5	1,2	0,1	1,4	2,6	0,8	0,9	3,3	2,1	1,8	1,48	4,52	2,3	3,2	2,6	1,9
IET	50	54	56	57	57	55	59	59	59	61	60	58	62	59	60	65	64	66	67	65	63	58	68	66	69	67	67

Rio (R), Centro (C), Barragem (B)

Variáveis biológicas: GF's e biomassa do fitoplâncton

Um total de 196 espécies do fitoplâncton foram identificadas, as espécies que contribuíram com o mínimo de 5% da biomassa total foram reunidas em 14 grupos funcionais (GF's) somando 34 espécies descritoras (Tabela 02). A biomassa foi maior nos Paiva Castro, Barra Bonita e Guarapiranga e menor no Igaratá e Rio Grande (Figura 02). Nos reservatórios Igaratá ($R^2=0,75$), Paiva Castro ($R^2=0,90$), Broa ($R^2=0,98$) e Guarapiranga ($R^2=0,84$) a biomassa total do fitoplâncton aumentou no sentido rio-barragem. Nos reservatórios Atibainha ($R^2=0,96$), Itupararanga ($R^2=0,79$), Barra Bonita ($R^2=0,93$) e Salto Grande ($R^2=0,74$) a biomassa aumentou no sentido barragem-rio.

As espécies mais representativas, em termos de biomassa foram, o *Scenedesmus obtusus* no Guarapiranga ($318,39 \text{ mg.l}^{-1}$), a *Microcystis aeruginosa* nos reservatórios Barra Bonita ($255,9 \text{ mg.l}^{-1}$) e Salto Grande (200 mg.l^{-1}), *Ceratium furcoides* nos reservatórios Itupararanga ($149,8 \text{ mg.l}^{-1}$), Atibainha (90 mg.l^{-1}) e Igaratá ($45,4 \text{ mg.l}^{-1}$), *Aphanizomenon gracile* no reservatório Broa ($107,2 \text{ mg.l}^{-1}$), *Cryptomonas erosa* no reservatório Paiva Castro ($49,4 \text{ mg.l}^{-1}$) e *Pseudanabaena galeata* no Rio Grande (2 mg.l^{-1}).

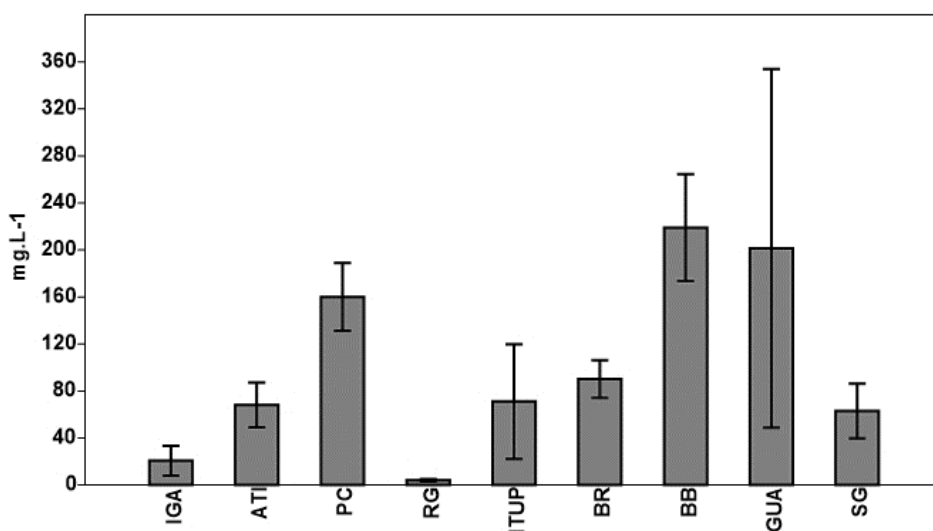


Figura 02: Variação da biomassa absoluta nos reservatórios do estado de São Paulo. (IGA) Igaratá, (ATB) Atibainha, (PC) Paiva Castro, (RG) Rio Grande, (ITUP) Itupararanga, (BR) Broa, (BB) Barra Bonita, (GUA) Guarapiranga, (SG) Salto Grande.

Tabela 04: Grupos funcionais, Fator *F* e espécies do fitoplâncton identificados para os reservatórios do estudados no estado de São Paulo.

GF's	Fator	Grupos Taxonômicos	Espécies
B	2	Bacillariophyceae	<i>Discotella sp</i>
D	3	Bacillariophyceae	<i>Synedra ulna</i>
G	0	Chlorophyceae	<i>Eudorina illinoisensis</i> (Kofoid) Pascher
H1	1	Cyanophyceae	<i>Aphanizomenon gracile</i> Lemmermann
H1	1	Cyanophyceae	<i>Dolichospermum sp</i>
J	2	Chlorophyceae	<i>Hariotina reticulata</i> P.A.Dangeard, Le Botanisteer, sér
J	2	Trebouxiophyceae	<i>Didymocystis</i> Korshikov, 1953
J	2	Chlorophyceae	<i>Scenedesmus obtusus</i> Meyen
J	2	Chlorophyceae	<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turpin) Brébisson
J	2	Chlorophyceae	<i>Coelastrum reticulatum</i> var. <i>reticulatum</i> (Dangeard) Senn
J	2	Chlorophyceae	<i>Pediastrum duplex</i> Meyen
K	5	Cyanophyceae	<i>Aphanocapsa holsatica</i> (Lemmermann) G.Cronberg & Komárek
K	5	Cyanophyceae	<i>Aphanocapsa incerta</i> (Lemmermann) G.Cronberg & Komárek
L _M	0	Cyanophyceae	<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing
Lo	3	Dinophyceae	<i>Ceratium furcoides</i> (Levander) Langhans 1925
Lo	3	Cyanophyceae	<i>Merismopedia glauca</i> (Ehrenberg) Kützing
Lo	3	Dinophyceae	<i>Peridinium umbonatum</i> Stein
MP	5	Bacillariophyceae	<i>Eunotia spp</i>
MP	5	Bacillariophyceae	<i>Pinnularia spp</i>
MP	5	Bacillariophyceae	<i>Stauroneis sp</i>
MP	5	Bacillariophyceae	<i>Surirella sp</i>
P	5	Coscinodiscophyceae	<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen
P	5	Coscinodiscophyceae	<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen var. <i>granulata</i>
S1	0	Cyanophyceae	<i>Planktothrix isothrix</i> (Skuja) Komárek & Komárková
S1	0	Cyanophyceae	<i>Planktolynghya limnetica</i> (Lemmermann)
S1	0	Cyanophyceae	<i>Pseudanabaena galeata</i> Böcher
S1	0	Cyanophyceae	<i>Pseudanabaena catenata</i> Lauterborn
SN	0	Cyanophyceae	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (Woloszynska)
W1	3	Euglenophyceae	<i>Lepocinclis acus</i> (O.F.Müller) Marin & Melkonian
W2	3	Euglenophyceae	<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> (Skvortzov) P.Bourrelly
W2	3	Euglenophyceae	<i>Trachelomonas hispida</i> (Perty) F.Stein
Y	3	Cryptophyceae	<i>Cryptomonas brasiliensis</i> A.Castro, C.Bicudo & D.Bicudo
Y	3	Cryptophyceae	<i>Cryptomonas curvata</i> Ehrenberg
Y	3	Cryptophyceae	<i>Cryptomonas erosa</i> Ehrenberg

Nove grupos funcionais (GF's) foram mais importantes entre os ambientes investigados, a Figura 02 apresenta distribuição da biomassa relativa desses grupos entre as zonas de cada reservatório. Os GF's **Lo**, **L_M** e **H1** se destacaram em relação aos demais e foram os maiores contribuintes para a biomassa do fitoplâncton nos pontos amostrais onde ocorreram. No reservatório oligo-mesotrófico, Igaratá, e no reservatório mesotrófico Atibainha o GF dominante

foi **L_O** (*Ceratium furcoides*) (Figura 02). No Paiva Castro os grupos, **MP** (*Eunotia sp.*, *Pinnularia sp.* e *Surirella sp.*) e **Y** (*Cryptomonas erosa*) foram dominantes nas zonas líticas e central-barragem respectivamente. No reservatório meso-eutrófico, Rio Grande, o grupo **S1** (*Pseudanabaena catenata* e *Pseudanabaena galeata*) foi dominante sobre os grupos **D** (*Synedra sp.*) e **J** (*Coelastrum reticulatum var. reticulatum* e *Pediastrum duplex*), no entanto na zona de barragem foi observada um incremento na participação dos GF's os grupos **D** (*Synedra sp.*). No reservatório Itupararanga foi observado que o grupo **L_O** (*C. furcoides*) foi dominante na zona lítica e central, na região da barragem houve redução da participação deste grupo e aumento na participação dos grupos **SN** (*Cylindrospermopsis raciborskii*) e **H1** (*Aphanizomenon gracile*). No reservatório Broa, o grupo funcional dominante nas três zonas amostradas foi o **H1** (*A. gracile*). O grupo funcional (GF) **L_M** (*Microcystis paniformes*) foi dominante nos reservatórios Salto Grande e Barra Bonita (zona centro-barragem) (Figura 02). O GF **Y** (*Cryptomonas curvata*) foi dominante na zona de rio do reservatório Guarapiranga (hiper-supereutrófico), o GF **J** (*Scenedesmus obtusus*) foi dominante na zona de barragem, a zona central foi dominada pelo grupo **S1** (*Planktolynghya limnetica*) (Figura 02). Uma menor participação dos GF's **G**, **W1**, **W2**, **P**, **SN** e **K** foi observada entre os reservatórios (Figura 02).

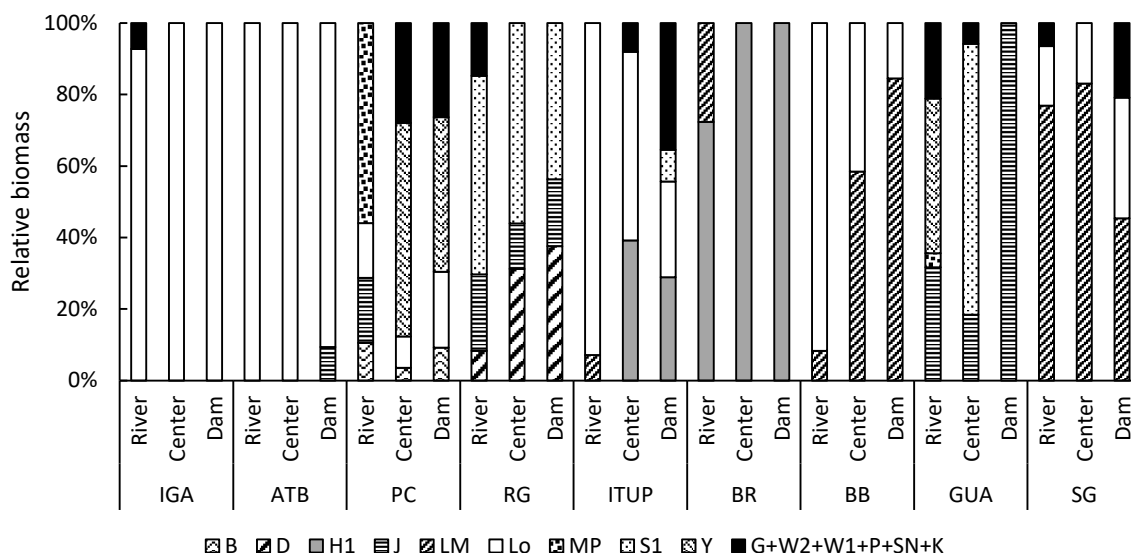


Figura 02: Variação da biomassa relativa dos grupos funcionais (GF's) nos reservatórios do estado de São Paulo. (IGA) Igaratá, (ATB) Atibainha, (PC) Paiva Castro, (RG) Rio Grande, (ITUP) Itupararanga, (BR) Broa, (BB) Barra Bonita, (GUA) Guarapiranga, (SG) Salto Grande.

Q Index e Índice de Estado Trófico (IET) dos reservatórios

O Índice de Estado Trófico (IET) nos reservatórios variou entre mesotrófico e supereutrófico, entretanto os reservatórios Guarapiranga e Salto Grande apresentaram pontos

amostrais classificados como hipereutróficos, e o reservatório Igaratá, oligotrófico, formando um gradiente trófico, um diagrama Da Análise de Componente Principais (PCA) confirma a formação desse gradiente (Figura 03).

A PCA foi aplicada para examinar as relações da espacialidade entre a biomassa total da comunidade fitoplanctônica e as variáveis ambientais nos reservatórios (Figura 03). A distribuição dos pontos amostrais seguiu um gradiente horizontal, partindo de um ambiente oligotrófico (zona de rio do reservatório Igaratá) em direção a um ambiente hipereutrófico (zona de rio e central dos reservatórios Salto Grande e Guarapiranga respectivamente). O primeiro eixo explicou 42,1% da variância nos dados e esteve mais relacionado à clorofila (-0,47), estado trófico (0,42), fósforo total (0,40), sólidos em suspensão (0,40) e nitrogênio total (0,33), enquanto o segundo eixo explicou 14,3% das variações, este eixo foi mais associado a concentração do oxigênio dissolvido (0,68), ortofosfato (-0,54), biomassa total do fitoplâncton (0,28) e temperatura (0,23).

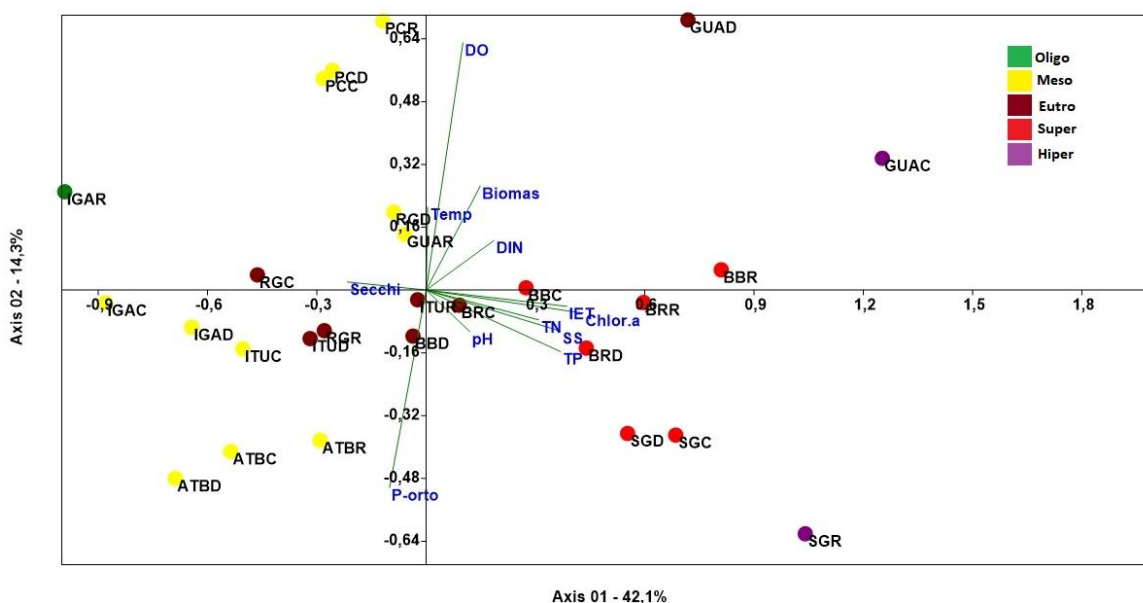


Figura 03: Diagrama da Análise de Componentes Principais (PCA), apresentando a ordenação dos pontos de amostragem nos diferentes reservatórios, escores de biomassa total e variáveis ambientais. Variáveis limnológicas: Temp., temperatura; ph, NH₄, amônio; NO₂, nitrito; NO₃, nitrato; TN, nitrogênio total; TP, fósforo total; SS sólidos suspensos; P-orto. Ortofosfato, DO oxigênio dissolvido; SD, Secchi; depthM profundidade de amostragem; EC, condutividade elétrica

Uma variação espacial importante quanto a classificação pelo Q-index pode ser observada entre as zonas e entre os reservatórios aqui estudados, fluando *intra* e *inter* reservatórios. O estado ecológico dos reservatórios Ituparanga, Barra Bonita, Guarapiranga e Salto Grande

exibiram grande variação, quando comparados aos reservatórios Igaratá, Atibainha, Paiva Castro, Rio Grande e Broa.

A classificação geral variou entre *Ruim* e *Excelente* (Figura 04). Os reservatórios Atibainha e Igaratá foram classificados com estado de conservação *Médio*. A zona lótica do reservatório Paiva Castro foi classificada como *Excelente*, enquanto as zonas central e barragem como *Boa*. A avaliação pelo *Q-index* nestes locais sugere ambiente com uma qualidade ambiental melhor, quando comparada aos demais. O reservatório Rio Grande foi classificado com potencial ecológico *Tolerável*. O reservatório Itupararanga teve as zonas líticas e central classificadas como *Medio* e a zona de barragem como *Tolerável*. Os reservatórios Broa, Barra Bonita e Salto Grande apresentaram as piores classificações, com zonas classificadas como *Ruim* (Figura 03 b), esse resultado coincide com a dominância dos GF's L_M, L_O e H₁ nestes reservatórios. O reservatório Guarapiranga (super-hipereutrófico), apresentou classificação pelo *Q-Index* variou entre *Medio*, *Ruim* e *Toleravel*, na região lítica, central e de barragem respectivamente. No geral, o *Q Index* mostrou piores valores com ao aumento do grau de trofia dos reservatórios (Figura 04).

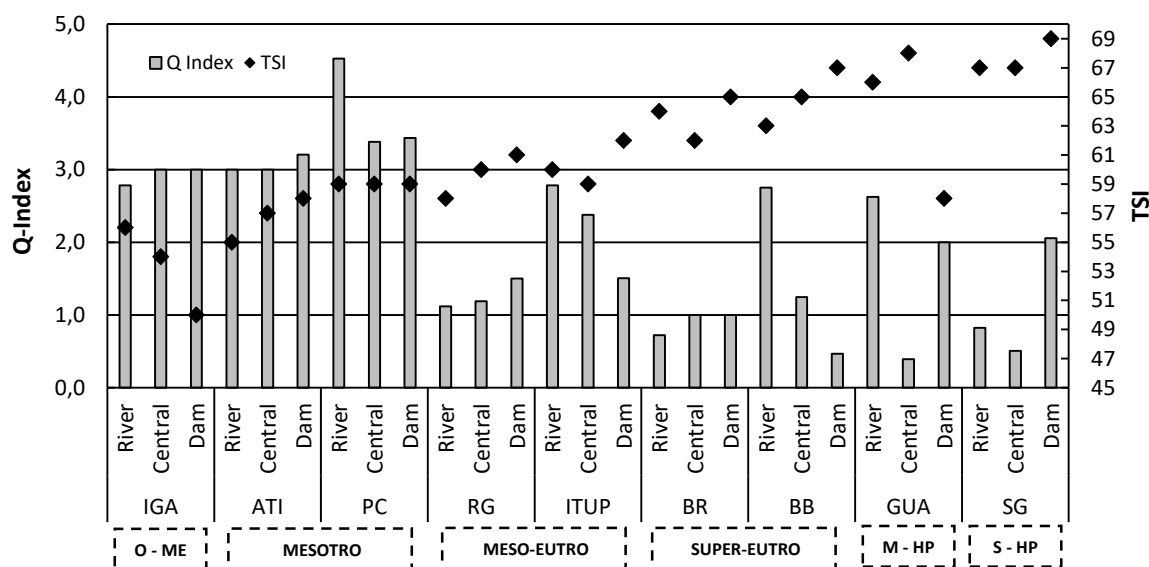


Figura 04: Classificação trófica e variação do Q-Index nos reservatórios do estado de São Paulo. Igaratá (IGA), Atibainha (ATI), Paiva Castro (PC), Rio Grande (RG), Itupararanga (ITUP), Broa (BR), Barra Bonita (BB), Guarapiranga (GUA), Salto Grande (SG). ME (mesoeutrófico); MESOTRO (mesoeutrófico); MESO-EUTRO (mesoeutrófico); SUPER-EUTRO (super-eutrófico); M-HP (hipereutrófico); S-HP (super-hipereutrófico).

Os resultados do *Q-Index* refletiram a importância da biomassa de cianobactérias sobre o estado de qualidade dos reservatórios e do dinoflagelado *Ceratium furcoides*, que dominou o fitoplâncton em alguns reservatórios. Os reservatórios Itupararanga, Broa, Barra Bonita e Salto

Grande, apresentaram dominância de cianobactérias e em alguns pontos amostrais apresentaram valores mais baixos do *Q-Index*. Um comparativo entre o IET e o *Q-Index* dos reservatórios aqui estudados, mostrou que reservatórios com mesma classificação trófica receberam diferentes classificações do *Q-index* (Paiva Castro, Rio Grande e Itupararanga) (Figura 03). O índice depende da qualidade dos grupos formados, então mesmo que a biomassa seja alta, se o grupo funcional formado reunir algas que tenha o “fator F” alto a avaliação dos ambientes será considerada a melhor possível, diferentemente de um agrupamento formado por algas com “fator F” baixo. O “fator F” configura parte muito importante no estabelecimento do potencial ecológico dos ambientes avaliados.

Análise de correspondência canônica

A Análise de Correspondência Canônica (CCA) (biplot) entre os parâmetros ambientais e a biomassa dos grupos funcionais teve um autovalor de 0,77 explicando 24,6% da variação no primeiro eixo e 0,67 autovalor explicando 46% no segundo eixo (Tabela 04). A correlação entre biomassa e parâmetros ambientais foi considerada forte, 0,95 e 0,93 para o primeiro e segundo eixos, respectivamente. Cada variável de qualidade de água é representada por uma seta, que determina um eixo. A Figura 05A mostra a posição de cada grupo funcional (GF) em relação aos dois primeiros eixos relacionando os GF's às variáveis ambientais analisadas em cada amostra.

Tabela 04: Resumo da análise CCA entre biomassa fitoplanctônica e parâmetros ambientais em reservatórios dos estados de São Paulo.

Eixos	1	2	3	4	Total Inertia
Eigenvalues	0,776	0,674	0,510	0,437	4,617
Species–environment correlations	0,953	0,932	0,923	0,925	
Cumulative percentage variance of species data	16,8	31,4	42,5	51,9	
Cumulative percentage variance of species–environment relation	24,6	46,1	62,3	76,2	
Sum of all eigenvalues					4,617
Sum of all canonical eigenvalue					3,148

O primeiro eixo esteve associado com disco de Secchi, SS e Clorofila-a, NT, DIN (NH₄, NO₂, NO₃), enquanto o segundo eixo foi mais associado a P-orto, depthM, EC, TP, pH, IET, OD e Temp. (Figura 05 A e B). Os pontos amostrais tiveram sua distribuição de maneira a formarem grupos. A posição de um GF indica onde a biomassa do GF foi maior ou mais importante. O reservatório Broa formou um agrupamento isolado, estando relacionado diretamente com a biomassa do GF H1 (*Dolichospermum* sp e *A. gracile*) e com os sólidos suspensos e a concentração de clorofila-A. Os pontos amostrais dos reservatórios Igaratá (zona de transição e

lêntica) e dos reservatórios Itupararanga, Atibainha, Barra Bonita e Salto Grande formaram um grupo na região central do diagrama da CCA, a estes reservatórios foram associadas as biomassas dos GF's Lo e L_M, além disso, os parâmetros os pontos amostrais foram relacionados aos parâmetros limnológicos, pH, IET, P-orto, profundidade de coleta, PT, EC e Secchi. Os reservatórios Guarapiranga e Rio Grande formaram um agrupamento relacionados as biomassas dos GF's, SN, S1, W2, J, K e D, a concentração do oxigênio dissolvido bem como a temperatura foram mais relacionadas a este grupo (Figura 5B). O reservatório Paiva Castro, e as zonas lóticicas do reservatório Igaratá e a zona lêntica do reservatório Rio Grande formaram um grupo relacionados aos GF's W1, B, Y, G e MP. A sobreposição dos dados apresentados no biplot A e B da Figura 05 mostra a relação entre os grupos funcionais e os pontos amostrais, a relação direta, representa onde a biomassa desses grupos foi mais importante.

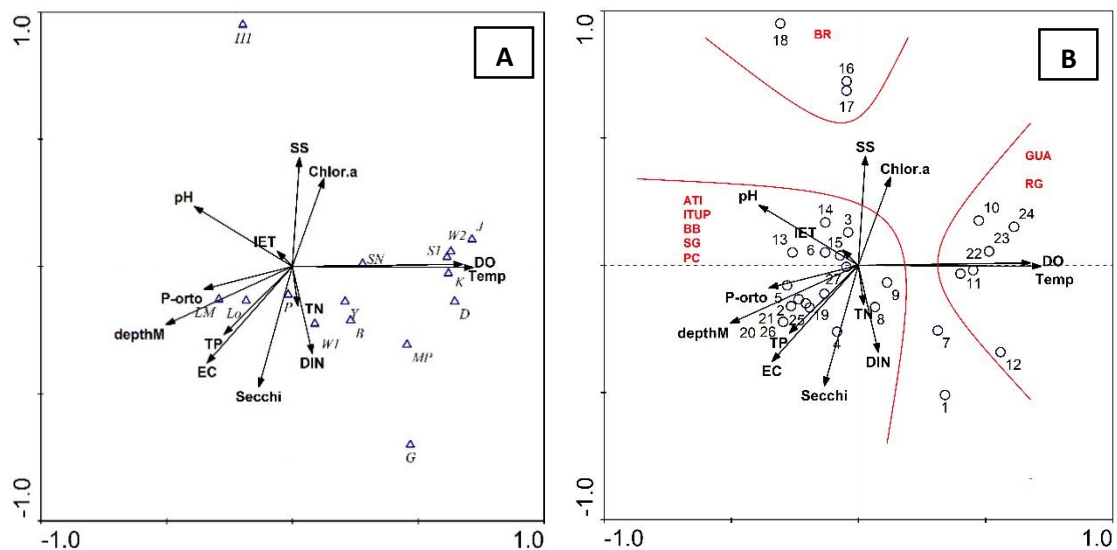


Figura 05: Biplot da Ordenação das amostras correspondendo às diferentes zonas e reservatórios estudados através da Análise Correspondência Canônica (CCA). Reservatório Igaratá (1. Zona lóticica, 2. Zona de transição e 3. Zona lêntica). Reservatório Atibainha (4. Zona lóticica, 5. Zona de transição e 6. Zona lêntica), Reservatório Paiva Castro (7. Zona lóticica, 8. Zona de transição e 9. Zona lêntica). Reservatório Rio Grande (10. Zona lóticica, 11. Zona de transição e 12. Zona lêntica). Reservatório Itupararanga (13. Zona lóticica, 14. Zona de transição e 15. Zona lêntica). Reservatório Broa (16. Zona lóticica, 17. Zona de transição e 18. Zona lêntica). Reservatório Barra Bonita (19. Zona lóticica, 20. Zona de transição e 21. Zona lêntica). Reservatório Guarapiranga (22. Zona lóticica, 23. Zona de transição e 24. Zona lêntica). Reservatório Salto Grande (25. Zona lóticica, 26. Zona de transição e 27. Zona lêntica).

Discussão

Nossos resultados mostraram importantes variações ambientais espaciais entre os reservatórios e como a comunidade fitoplanctônica, organizada em grupos funcionais, respondeu a essa heterogeneidade. Os resultados mostraram que a comunidade fitoplanctônica, através da

biomassa, foi fortemente influenciada pelo NID (Nitrogenio Inorgânico Dissolvido), nitrogênio e fósforo totais e temperatura (Figura 03, Tabela 04). O gradiente longitudinal envolvendo os pontos amostrais, a biomassa fitoplanctônica e as variáveis abióticas podem estar relacionadas a evolução trófica dos reservatórios, atribuídos ao grau de conservação desses ambientes. As diferentes características dos reservatórios, como variação do estado trófico, concentração de nutrientes e medidas de manejo implicaram em modificações que afetaram a estrutura do fitoplâncton, provocando alterações importantes e que contribuíram, para que em alguns ambientes houvesse a proliferação e domínio de cianobactérias. Essas respostas podem ser interpretadas como indicadores de qualidade ambiental destes locais, com as espécies sendo organizadas em grupos de acordo com as especificidades e tolerâncias (Reynolds, et al 2002).

A seleção das espécies descritora em grupos funcionais foi bem representativa dos ambientes onde ocorreram, estando relacionadas às condições ambientais de cada reservatório (Tabela 04). Foram destacadas as associações características de lagos profundos/rasos com trofia variando entre oligotrófico a hipereutróficos (Padisak, et al. 2009) estas características coincidem com as características observadas nos ambientes aqui investigados. A semelhança observada entre a formação dos GF's e os resultados de outros autores como Crossetti; Bicudo (2008); Crossetti; Ferragut (2017); Cunha; Calijuri (2011); Fonseca; Bicudo (2008); Fonseca; Bicudo (2011); Gemelgo; Mucci; Navas-Pereira (2009); Lopes; Bicudo; Ferragut (2005) Santana; Santos, et al. (2018) em reservatórios do estado de São Paulo, apontam para uma uniformização da diversidade em ambientes eutrofizados. Indicando uma tendência na organização dos grupos formados por organismos que se estabelecem melhor em ambientes eutrofizados. Estes grupos são majoritariamente constituídos e dominados por cianobactérias. Em reservatórios brasileiros eutrofizados é possível identificar a predominância de ocorrência no fitoplâncton de grupos funcionais formados por cianobactérias, organismos que proliferam bem em ambientes eutrofizados conforme Borges; Train, Rodrigues (2008), Santana; Santos, et al. (2018); Crossetti; Bicudo, (2008); Cunha; Calijuri (2011), Fonseca; Bicudo, (2008), Gemelgo; Mucci; Navas-Pereira (2009) essas associações destacam como grupos mais importantes o Lm, K, M, SN e S1. A CCA ratificou esse resultado, mostrando uma forte correlação entre biomassa dos grupos funcionais e parâmetros ambientais analisados (Tabela 03).

Os pontos amostrais nos reservatórios exibiram diferentes estados tróficos (Figura 04), o estado trófico mesotrófico foi a característica predominante entre os ambientes estudados. A ordenação dos dados obedeceu um gradiente horizontal claro (Figura 03) entre os pontos amostrais. Os parâmetros mais relacionados foram a Clorofila-a, os nutrientes, concentração do oxigênio dissolvido, sólidos em suspensão, biomassa total e índice de estado trófico. Esses

parâmetros explicaram a variação, tendo como principal característica um gradiente de trofia. No diagrama da PCA é possível observar a variação entre espacialidade e as características limnológicas com destaque para a classificação trófica em cada ponto amostral. Os dados mostram uma evolução do estado trófico entre os reservatórios estudados, variando entre ambientes com uma melhor qualidade das massas d'água a ambientes com maior grau trófico. Estudos de Santana; Nabout; Ferragut (2018), Frascareli et al. (2018); Santos, et. al. (2018); Paes de Carli, et al. (2017) em reservatórios brasileiros com diferentes níveis tróficos também observaram uma ordenação similar de pontos amostrais em um gradiente horizontal, nos quais a característica mais marcante foi o estado trófico.

A partir dessa organização os autores explicaram a relação entre as variáveis limnológicas e o fitoplâncton, como nos estudos de Nabout; Ferragut (2018), Rodrigues et al. (2018); Santos, et. al. (2018), o zooplâncton por Paes de Carli, et al. (2017) e sedimentos por Frascareli et al. (2018). Em nosso estudo, o gradiente trófico dos reservatórios pode ser entendido como um espectro de conservação, variando entre ambientes mais conservados (menos eutrofizado) para ambientes mais impactados (mais eutrofizado), esse espectro influenciou diretamente a comunidade fitoplanctônica, com destaque para os grupos funcionais formados por cianobactérias.

O agrupamento dos pontos amostrais demonstrados através da PCA evidenciou que a concentração de nutrientes (PT e NT), os sólidos suspensos e a Clorofila-a foram os parâmetros importantes nesse processo. A organização dos pontos de coleta indicou que o reservatório de Igaratá foi o menos eutrofizado, por outro lado os reservatórios de Salto Grande e Guarapiranga são os mais eutrofizados. Os reservatórios Salto Grande, Broa, Guarapiranga e Barra Bonita considerados super-eutróficos, com pontos amostrais hipereutróficos, foram associados a concentração de sólidos em suspensão, nutrientes e pigmentos clorofilados (Figura 03), corroborando com o grau trófico e o estado de conservação destes ambientes, indicando estes como sendo os ambientes mais poluídos e impactados.

A biomassa do fitoplâncton apresentou uma variação longitudinal crescente, mostrando um aumento relativo no sentido rio-barragem nos reservatórios Igaratá, Paiva Castro, Broa e Guarapiranga, o oposto foi registrado para os demais reservatórios. Os resultados mostraram que os nutrientes nitrogenados (NID), temperatura, sólidos suspensos, nitrogênio e fósforo totais foram os fatores mais importantes para variação da biomassa total do fitoplâncton entre os reservatórios, estando relacionados com os reservatórios mais eutrofizados (Figura 03). Os altos valores de biomassa aqui registrados, sugerem ambientes com massas d'água com um alto

enriquecimento nutricional. Mesmo nos reservatórios com a menor classificação trófica, a biomassa apresentou valores altos. Nas zonas lólicas e central do Igaratá foi observado baixos valores se comparados aos ambientes aqui estudado em relação, entretanto na zona de barragem esses valores aumentaram e alcançaram 45,9 mg.l⁻¹. O alto valor observado na região da barragem foram superiores aos observados por Sant'Anna; Crossetti; Ferragut (2017) em ambiente com classificação trófica similar, no entanto esses valores se aproximam de resultados observados no reservatório Corumbá, em Minas Gerais durante o período de seca (Rodrigues et al. 2018) com mesma trofia. No reservatório Igaratá, os altos valores de biomassa são resultado da floração de *Ceratium furcoides*. Esses organismos apresentam células com grandes dimensões, achatadas dorsiventralmente, com 42 a 54 µm de largura, e 114 a 154 µm de comprimento Nishimura; Pompêo; Moschini-Carlos (2015). Na região central do reservatório Salto Grande, por exemplo, o fitoplâncton atingiu uma biomassa total de 87,59 mg.l⁻¹ composta majoritariamente por *Microcystis aeruginosa* (57,90 mg.l⁻¹). A floração de *M. aeruginosa* é um indicativo da presença de níveis elevados de nutrientes (Bellinger; Sigeo, 2010) na água e está relacionada à poluição e eutrofização em reservatórios. Altos valores de biomassa do fitoplâncton podem ser observados em sistemas tropicais, Crossetti; Bicudo, (2008) e registraram valores expressivos de biomassa no Lago das Garças no estado de São Paulo, variando de 148 mg.l⁻¹ a 4.236 mg.l⁻¹. Outros autores registraram valores elevados em diversos ambientes brasileiros, no reservatório Guarapiranga (80 mg.l⁻¹) e Billings (150 mg.l⁻¹) em São Paulo (Gemelgo; Mucci; Navas-Pereira, 2009) e no reservatório Faxinal (80 mg.l⁻¹) no Rio Grande do Sul (Becker; Huszar; Crossetti, 2009).

A heterogeneidade da distribuição dos grupos funcionais (GF's) pode ser demonstrada no diagrama da Análise de Correspondência Canônica (CCA) (Figura 05 A e B). Os agrupamentos formados reuniram pontos amostrais com maior similaridade entre si. Sugerimos aqui que a biomassa dos GF's foi o parâmetro mais importante na formação dos três agrupamentos envolvendo os reservatórios estudados.

O agrupamento formado pelos reservatórios Atibainha (ATI), Itupararanga (ITUP), Paiva Castro (PC), Barra Bonita (BB) e Salto Grande (SG) compreende ambientes com profundidade variando entre rasos e com media profundidade (Tabela 01) e estado trófico variando entre um grau menor até ambientes com estado tróficos superiores (Figura 04), os GF's associados a estes agrupamento foram Lo, L_M e P característicos de ambientes rasos ou com profundidade média e estado trófico variando entre oligotrófico a hipereutrófico (Padisak, et al. 2009) o que ratifica a resposta funcional que o fitoplâncton apresentou para este agrupamento.

Os reservatórios Guarapiranga e Rio Grande, foram associados aos GF's SN, W2, K, D, estes grupos reúnem espécies características de ambientes rasos, turvos, mistos e ricos em nutrientes, com tendência a elevada trofia (Padisak, et al. 2009) semelhante às características destes ambientes (Tabela 01). Estes reservatórios são descritos como ambientes muito impactados, principalmente o Guarapiranga, onde nossos resultados (Tabela 03) mostram um ambiente com elevado teor de nutrientes e biomassa, neste ambiente o GF dominante foi "J" (sistemas rasos, mistos e altamente enriquecidos) corroborando com as características associadas a este ambiente. O último agrupamento isolou os pontos amostrais do reservatório Broa (super-eutrófico) associando-o ao grupo funcional H1 (*Dolichospermum sp* e *Aphanizomenon gracile*), este GF ocorre em ambientes eutróficos, estratificados e lagos rasos com baixo teor de nitrogênio, essas características corroboram com as descritas na Tabela 03, principalmente para a concentração dos nutrientes nitrogenados, o Broa apresentou os menores valores do NID entre os ambientes estudados. As espécies pertencentes ao grupo funcional H1 toleram ambientes com baixos valores de nitrogênio, mostrando estratégias e capacidade de fixação de nitrogênio atmosférico (Gemelgo; Mucci; Navas-Pereira 2009). O posicionamento dos GF's em relação aos pontos amostrais aponta local onde estes grupos alcançaram uma maior representatividade em termos de abundância e biomassa, isso é evidenciado no arranjo dos reservatórios, que foram reunidos no mesmo agrupamento mesmo havendo divergência entre o estado trófico de alguns pontos amostrais.

Grupos funcionais e potencial ecológico

Os reservatórios aqui estudados apresentaram diferentes classificações tróficas e status/potencial ecológico (Figura 03 e 04). A avaliação por ambos índices depende das características limnológicas dos ambientes investigados, mesclando, no caso do IET parâmetros bióticos e abióticos, enquanto o Q-index, considerou apenas parâmetros bióticos. O potencial ecológico dos reservatórios Itupararanga, Barra Bonita, Guarapiranga e Salto Grande, registraram diferentes valores do Q-index entre os pontos amostrais, distribuídos nas zonas lótic central e lântica, a variação marcante entre os pontos mostra regiões com classificações distintas. Isso permite mostrar que a heterogeneidade das características influenciou de maneira significativa a comunidade fitoplanctônica nestes ambientes. Essa diferença pode ser atribuída a heterogeneidade da água superficial nestes ambientes, sendo este um processo já registrado nos reservatórios Itupararanga por Frascareli, et al. (2015), Guarapiranga por Cardoso-Silva, et al. (2018) e no Salto Grande por Zanata; Espíndola (2002). No restante dos reservatórios o Q-index foi mais regular entre os pontos, apresentando a mesma classificação nos pontos amostrais investigados, exceto para o Paiva Castro (good-excelent).

O Igaratá (oligo-mesotrófico) foi classificado com o menor grau trófico quando comparado aos demais reservatórios e se mostrou menos impactado, entre os ambientes estudados (tendo como base o IET, o gradiente trófico e a não ocorrência de cianobactérias). Este reservatório teve o seu *status* ecológico considerado *médio* nas três zonas amostradas (Figura 04), mas apesar da condição trófica e da avaliação pelo Q-index vem apresentando um histórico de degradação na qualidade da água, com fontes de poluição das quais se destacam: efluentes domésticos e industriais e a carga difusa urbana e agrícola (Soares; Machado; Seixas-Filho, 2015). Neste ambiente a participação do GF Lo (*Ceratium furcoides*) foi bastante expressiva e contribuiu com uma avaliação *média*. Em reservatórios oligomesotróficos os dinoflagelados de grandes dimensões (Lo) costumam ser mais competitivos (Hu, et al. 2017) e proliferam melhor nestes ambientes do que em ambientes com elevada carga de nutrientes, isso em parte se deve ao poder de competição que as cianobactérias possuem, já que em ambientes eutrofizados elas predominam (Bellinger; Sigee, 2010). Uma participação menor do GF G (*Eudorina illinoisensis*) na zona de rio do Igaratá foi registrada. Tanto no Igaratá, quanto no Atibainha o fitoplâncton foi dominado pelo GF Lo, concordando com estudo de Santos et al. (2018) nos reservatórios que formam o Sistema Cantareira, incluindo o Atibainha, que apontou para a ocorrência de uma variação espaço-sazonal, com elevada biomassa do grupo funcional Lo

Os reservatórios Atibainha e Paiva Castro (mesotróficos) e os reservatórios Rio Grande e Itupararanga (meso-eutróficos) apesar da classificação trófica similar, divergiram quanto ao resultado obtidos através do *Q- Index* (Figura 04). Os reservatórios classificados como mesotróficos receberam melhor avaliação pelo Q-index, variando entre *médio-excelente* enquanto nos reservatórios meso-eutróficos a classificação variou entre *tolerável-médio* (Figura 03). No reservatório Atibainha e Paiva Castro (Sistema Cantareira), o estado ecológico variou entre *médio* e *bom-excelente* respectivamente (Figura 03), nestes reservatórios não houve domínio de cianobactérias. No reservatório Atibainha, os GF's formados foram Lo e J, enquanto no Paiva Castro foram B, J, Y, P, MP, L₀ e W1, estes grupos possuem valores do "fator F" variando entre 2-5 (Tabela 04), considerado um bom "fator F", este valor tende a indicar espécies que respondem com melhores resultados para o Q-index. No Atibainha, foi registrada floração de *Ceratium furcoides* o que tornou o grupo Lo dominante, contribuindo para um estado de qualidade de água considerado *médio*. O reservatório Paiva Castros apresenta boa qualidade de água (Cetesb, 2012), essas características provavelmente contribuíram para a boa nota do *Q-index*, porém este reservatório vem sofrendo com a crescente urbanização do município de Mairiporã (Moura; Fermino, 2014) o que deve ter contribuído para a classificação do estado trófico. As diferenças na qualificação do Q – Index, para estes reservatórios podem ser explicadas pela ocorrência de

diferentes grupos funcionais com diferentes pesos associados aos valores do “fator F”, resultado similar observado por Sant’Anna; Crossetti; Ferragut (2017) ao estudar os reservatórios com IET ultra-oligotróficos e oligotróficos. Os reservatórios Atibainha e Paiva Castro, constituem dois dos seis reservatórios em cascata formadores do Sistema Cantareira, a maior fonte de água para Região Metropolitana de São Paulo-RMSP, responsável pelo abastecimento de aproximadamente 8,8 milhões de pessoas (Scelza; Garcia, 2016) e que nos anos de 2013-2014-2015 sofreu com ápice (iniciado nos últimos 10 anos) de uma crise hídrica e uma estiagem atípica para os padrões na região sudeste do Brasil (Cortês, et al. 2015). Tais eventos podem ter modificado toda estrutura ecológica dos reservatórios, incluindo o fitoplâncton, influenciando assim em um resultado com uma nota diferente do esperado. O stress ambiental da estiagem prolongada pode ter afetado outros reservatórios com mesma condição trófica, tendo como resposta uma avaliação ruim para o Q-Index (Figura 04).

No reservatório Itupararanga, classificado como qualidade ecológica *média* nas zonas lótica e central e *tolerável* na zona de barragem, (Figura 03), a ocorrência das cianobactérias *Aphanizomenon gracile* (**H1**), *Cylindrospermopsis raciborskii* (**SN**), *Pseudanabaena galeata* (**S1**), com dominância de *Microcystis aeruginosa* (**LM**), provavelmente, implicou neste resultado durante a avaliação pelo *Q-index*, esses grupos apresentam valor do fator $F=0$ o que deve ter influenciado em notas mais baixas durante o cálculo do índice. Estes grupos são característicos de ambientes eutrofizados, ratificando esse resultado (Padisak, et al. 2009). Na zona de barragem houve uma participação maior dos grupos H1, SN e S1, estes grupos são característicos de ambientes ricos em nutrientes. Estudo de Cunha e Calijuri (2011), no reservatório Itupararanga, mostrou uma diversidade significativa de grupos funcionais, com presença marcante de agrupamentos típicos de ambientes eutrofizados, além disso, foi observado a colonização por espécies fitoplanctônicas potencialmente tóxicas, como por exemplo as pertencentes aos grupos Sn e M. Estudo de Taniwaki, et al. (2013), aponta o reservatório de Itupararanga como um ambiente comprometido em relação à qualidade da água e do sedimento, sendo considerado eutrofizado, o que ratifica a avaliação através do *Q-index* neste local.

No reservatório Rio Grande, um braço eutrófico isolado do Complexo Billings (Wengrat; Bicudo, 2011), o estado ecológico foi considerado *tolerável*. Os GF’s S1, J, D e W2 foram dominantes, estes grupos representam ambientes rasos, temporários e altamente enriquecidos (Padisak, et al. 2009). Antes do isolamento deste braço havia dominância de Cyanophyceae e Chlorophyceae, após o isolamento Chlorophyceae e Bacillariophyceae foram dominantes (Beyruth; Pereira, 2002), apesar de ainda ocorrer cianobactérias *Pseudanabaena catenata* (**S1**) e *P. galeata* (**S1**). No reservatório Rio Grande, a participação deste grupo no fitoplâncton foi

relativamente baixa, já que a SABESP realiza um procedimento de manejo da água bruta do braço Rio Grande que envolve a aplicação do peróxido de hidrogênio e sulfato de cobre como medidas de controle do crescimento de algas (Pompêo, 2017; Moschini-Carlos; Freitas; Pompêo, 2010), sem essa medida, provavelmente a classificação deste reservatório poderia ser diferente da apontada pelo *Q-index*.

Os reservatórios Broa (super-eutrófico) e Salto Grande (super-hipereutrófico) foram dominados por cianobactérias, formando os grupos H1 (*Aphanizomenon gracile*) e L_M (*Microcystis aeruginosa*) respectivamente. As características limnológicas destes ambientes afetaram diretamente o fitoplâncton que respondeu modificando sua estrutura elevando a densidade e domínio de cianobactérias, este resultado indica uma característica de ambientes em processo de perturbação ou já degradados, já que estas espécies funcionam como indicadores da qualidade ambiental (Bellinger; Sigee, 2010). O potencial ecológico do reservatório Broa foi considerado *Ruim* nas três zonas, locais com domínio expresso de *M. aeruginosa*. O reservatório Salto Grande, apresentou as zonas de lítica e central com *status* ecológico classificado como *Ruim*, no entanto na zona de barragem a classificação foi tolerável, resultante do domínio de outras espécies como *Aulacoseira granulata* (P) e *Ceratium furcoides* (Lo). A redução na participação das cianobactérias nesse ponto contribui para a melhora na avaliação.

O reservatório Guarapiranga está localizado na região metropolitana de São Paulo (RMSP) e tem sua qualidade afetada pela intensa urbanização da sua bacia, sofrendo com intensa ação antrópica (Beyruth, 2000; Fontana, et al. 2014; Gemelgo et al. 2008;). Alguns estudos têm apontando este como sendo um dos reservatórios mais impactados do estado de São Paulo (Cardoso-Silva, et al. 2018; Carvalho, et al. 2007; Pires, et al., 2014; Sendacz; Caleffi; Santos-Soares, 2006) funcionando como destino final para diversos tipos de poluentes (Campestrini; Jardim, 2017; Lopez-Doval et al. 2017; Machado, et al., 2016). O Guarapiranga foi classificado como uma massa d'água com estado ecológico variando entre *Ruim-Média* de acordo com o *Q-index*, para este reservatório o IET mostra um ambiente com uma condição trófica variando entre super-hipereutrófico. A seleção das espécies descritoras no Guarapiranga evidenciou a baixa participação de cianobactérias, fato que contraria o esperado para um reservatório com o histórico de conservação e condição trófica aqui determinados. Apenas na região central do reservatório Guarapiranga foi observada uma participação maior do grupo S1 (*Planktothrix isoethrix/Planktolyngbya limnetica*) sem a ocorrência de outras espécies de cianobactérias nos demais pontos amostrais. A região da barragem foi dominada pelo grupo J (*Didymocystis* sp/ *Scenedesmus obtusus*). Para este reservatório o índice da assembleia não respondeu ao esperado, obtendo uma classificação melhor que ambientes com um grau trófico menor, isso se deve a uma

combinação de fatores, como por exemplo, a baixa biomassa de cianobactérias, juntamente com a importante contribuição dos GF's J (*Scenedesmus obtusus* Meyen) para a biomassa do fitoplâncton (Figura 02), isto pode ter contribuído para que neste reservatório o resultado da avaliação do *Q-index* alcançasse uma melhor avaliação (Figura 05). Outro ponto em questão no reservatório é a prática do uso de algicidas (H_2O_2 e Sulfato de Cobre) para controle de florações de cianobactérias, que vem afetando não somente a estrutura biótica, mas também o sedimento do reservatório (Leal et al. 2017). Essa atividade pode ter modificado a estrutura do fitoplâncton neste reservatório, contribuindo para a baixa ocorrência de biomassa de cianobactérias e aumento de algas verdes e diatomáceas, além de outros grupos, como observado na Figura 02. Segundo Nishimura et al. (2014), no reservatório Guarapiranga, as comunidades de fitoplâncton e zooplâncton na região da barragem foram alteradas, direta ou indiretamente, pelo tratamento com sulfato de cobre. Resultado similar foi observado por Sant'Anna, Crosseti; Ferragut (2017) nos reservatórios Jundiaí e Taiaçupeba, onde a aplicação de algicidas pode ter levado às mudanças na composição do fitoplâncton e na biomassa no reservatório durante o inverno (período seco), resultando na melhoria do *status* ecológico devido à alta contribuição do grupo F, similar ao que ocorreu em nosso estudo. Em nosso estudo tais modificações resultaram em divergências entre o IET e o *Q-index*. Segundo Cardoso-Silva, et al. (2018), no Guarapiranga os efeitos antropogênicos são evidenciados através dos altos níveis de nutrientes e metais em diferentes partes do reservatório, principalmente na região da barragem.

A divergência entre o *Q-index* e o IET observada entre alguns ambientes pode ser ocasionada por diversos fatores, como por exemplo o manejo do reservatório (Mancuso, 1987), o tempo de residência (Pires, et al. 2015), a morfologia e consequentemente a heterogeneidade espacial. A influência do uso e ocupação do solo da bacia (Frascareli, et al. 2015; Taniwaki, et al. (2013), Moro, et al. 2003), além da aplicação do próprio índice podem explicar essa diferenciação, já que a única característica biológica considerada no IET foi a Clorofila-a, enquanto o *Q-Index* leva em conta, não apenas a biomassa de algas através da contribuição dos grupos funcionais (Abonyi, et al. 2012; Crosseti; Bicudo, 2008) mas também um “fator F” de importância para cada grupo em cada ambiente. Outro ponto é que, reservatórios situados em diferentes bacias hidrográficas, submetidas a diferentes estressores ambientais, refletem diferenças significativas sobre a estrutura das comunidades fitoplanctônicas, contribuindo assim para o domínio (elevada biomassa) de cianobactérias, por exemplo, e a redução da participação de outros grupos no fitoplâncton dos reservatórios.

De modo geral os aspectos limnológicos dos reservatórios aqui estudados, foram compatíveis com ambientes degradados ou em processo de degradação, sendo este cenário bem

documentado na literatura por diversos autores como Campestrini; Jardim, (2017); Leal, et al. (2017); López-Doval, et al. (2017); Beguelli, et al. (2016), Pires, et al. (2015); Pompêo, et al. (2015); Fontana, et al. (2014); Cunha; Calijuri; Lamparelli, (2013); Cunha et al. (2013); Gentil; Tucci; Sant'anna, (2008); Sotero-Santos, et al. (2006); Bittencourt-Oliveira, et al. (2003); Zanata; Espíndola, (2002), estes trabalhos, entre outros apontam a eutrofização como a problemática mais importante em reservatórios do estado de São Paulo, apresentando esse, como sendo um cenário com evolução negativa em diversos ambientes já investigados. O uso de grupos funcionais em análises ambientais apresentou-se consistente em todos os ambientes estudados, com os grupos funcionais sendo bem representativos para cada reservatório. A avaliação da qualidade das massas d'água dos reservatórios através do *Q-index* mostrou-se foi bem aceita ao ser utilizado em ambientes tropicais com diferentes graus de trofia, entretanto foi afetado significativamente por medidas de manejo aplicadas aos reservatórios.

Agradecimentos

À CAPES pela concessão de bolsa de doutorado e aos Processo Fapesp (Proc. 2014/22581-8, 2016/05077-0, 2016/17266-0)

Referências

- ABONYI, A.; LEITÃO, M. LANÇON, A. M.; PADISÁK, J. Phytoplankton functional groups as indicators of human impacts along the River Loire (France). *Hydrobiologia* Vol. 698, p 233–249, 2012
- ALVES-DA-SILVA, S. M.; BICUDO, C. E. M. Cryptoglana, Monomorphina and Phacus (Euglenophyceae) of a reservoir in the State of Rio Grande do Sul, southern Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*. v. 32, n. 2, p. 253-270, 2009.
- ALVES-DA-SILVA, S. M. CABREIRA, J. C. VOOS, J. G. LOBO, E. A. Species richness of the genera *Trachelomonas* and *Strombomonas* (pigmented Euglenophyceae) in a subtropical urban lake in the Porto Alegre Botanical Garden, RS, Brazil. *Acta Botanica Brasilica* v. 27, n. 3, p. 526-536, 2013.
- BECKER, V.; HUSZAR, V. L. M.; CROSSETTI, L. O. Responses of phytoplankton functional groups to the mixing regime in a deep subtropical reservoir. *Hydrobiologia* Vol. 628, p. 37–151, 2009
- BELLINGER, E. G.; SIGEE, D. C. Freshwater algae: Identification and use as bioindicators. Oxford: Wiley-Blackwell. 2010. 271 p.
- BEGUELLI, F. G. S.; POMPEO, M. L. M.; ROSA, A. H.; MOSCHINI-CARLOS, V. The effects of copper in sediments on benthic macroinvertebrate communities in tropical reservoirs.. *Limnética*, v. 35, p. 103-116, 2016.

- BEGHELLI, F. G. S., DOS SANTOS, A. C. A., URSO-GUIMARÃES, M. V.; CALIJURI, M. C. Relationship between space distribution of the benthic macroinvertebrates community and trophic state in a Neotropical reservoir (Itupararanga, Brazil). *Biota Neotrop.* Vol. 12, nº 4, p.114-124, 2012.
- BEYRUTH, Z; PEREIRA, H. A. S. L The isolation of Rio Grande from Billings Reservoir: effects on the phytoplankton. *B. Inst. Pesca, São Paulo*, v. 28, n. 2, p. 111 - 123, 2002
- BEYRUTH Z. Periodic disturbances, trophic gradient and phytoplankton characteristics related to cyanobacterial growth in Guarapiranga Reservoir, São Paulo State, Brazil. In: Reynolds C.S., Dokulil M., Padisák J. (eds) *The Trophic Spectrum Revisited. Developments in Hydrobiology*, vol 150. Springer, Dordrecht. (2000)
- BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997 (1997). Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Brasília (DF). *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*.
- BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C. Detection of potential microcystin-producing cyanobacteria in Brazilian reservoirs with a *mcyB* molecular marker. *Harmful Algae* v. 2, p. 51–60, 2003
- BORGES, P. A. F.; TRAIN, S. RODRIGUES, L. C. Spatial and temporal variation of phytoplankton in two subtropical Brazilian reservoirs *Hydrobiologia* Vol. 607, p. 63–74, 2008
- BOULEAU, G.; PONT, D. Did you say reference conditions? Ecological and socio-economic perspectives on the European Water Framework Directive *Environmental Science & Policy* 47, p. 32–41, 2015
- BOTINO, F. Diversidade, biomassa e decomposição de macrófitas aquáticas no reservatório Itupararanga. 2011. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.
- BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP *Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, Vol. 8, nº 1, p. 186-205, 2013.
- CAMPESTRINI, I.; JARDIM, W. F. Occurrence of cocaine and benzoylecgonine in drinking and source water in the São Paulo State region, Brazil. *Science of the Total Environment* nº 576, p. 374–380, 2017
- CALIJURI, M. C.; DOS SANTOS, A. C. A.; JATI, S. Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, S.P.- Brazil). *Journal of Plankton Research* v. 24, nº 7, p. 617-634, 2002
- CARDOSO-SILVA, S.; SILVA, D. C. V. R.; LAGE, F.; BRAZIL, T. C.; MOSCHINI-CARLOS, V.; ROSA, A. H.; POMPEO, M. Metals in sediments: bioavailability and toxicity in a tropical reservoir used for public water supply. *Environ Monit Assess* v. 188, nº 5, p. 310, 2016
- CARDOSO-SILVA, S.; NISHIMURA, P. Y.; PADIAL, P. R; MARIANI, C. F.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPEO, M. L. M. Compartmentalização e qualidade da água: o caso da Represa Billings. *Bioikos*, v. 28, n 1, p.31-43, 2014
- CARVALHO; L. R. C.; SANT'ANNA, C. L.; GEMELGO, M. C,P; AZEVEDO, M. T. P. Cyanobacterial occurrence and detection of microcystin by planar chromatography in surface

water of Billings and Guarapiranga Reservoirs, SP, Brazil *Revista Brasil. Bot.*, vol. 30, n.1, p.141-148, 2007

CARVALHO, M. C. Comunidade fitoplanctônica como instrumento de biomonitoramento de reservatórios no estado de São Paulo. 2003. 167 f. Tese (Doutorado em Saúde Pública). Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. (2012). Relatórios de qualidade das águas superficiais de São Paulo no período de 2007 à 2011. Recuperado em 15 julho, 2012, <http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes/-relatorios>

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

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

CÔRTEZ, P. L.; TORRENTE, M.; FILHO, A. P. A.; RUIZ, M. S.; DIAS, A. J. G.; RODRIGUES, R. Crise de abastecimento de água em São Paulo e falta de planejamento estratégico. *Estudos Avançados* v. 29, nº 84, p. 7-26, 2015

CROSSETTI, L. O.; BICUDO, C. E. M. Phytoplankton as a monitoring tool in a tropical urban shallow reservoir (Garcas Pond): the assemblage index application. *Hydrobiologia* vol. 610, p. 161–173, 2008

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C.; LAMPARELLI, M. C. A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSI_{tsr}) *Ecological Engineering* v. 60 p.126 –134, 2013

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C.; LAMPARELLI, M. C.; MENEGON J. R, N. Resolução CONAMA 357/2005: análise espacial e temporal de não conformidades em rios e reservatórios do estado de São Paulo de acordo com seus enquadramentos (2005–2009). *Eng Sanit Ambient.* Vol.18 nº 2, p. 159-168, 2013

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C. Variação sazonal dos grupos funcionais fitoplanctônicos em braços de um reservatório tropical de usos múltiplos no estado de São Paulo (Brasil). *Acta Botanica Brasilica* v. 25, nº 4, p. 822-831. 2011

DE-CARLI, B. P.; LOPEZ DOVAL, J. C.; RODRIGUES, E. H. C.; POMPÊO, M. L. M. Variação espacial e sazonal do zooplâncton nos reservatórios do Sistema Cantareira, Brasil. *Rev. Ambient. Água* vol. 12 n. 4, p. 666-679, 2017

DEMIR, A. N.; FAKIOGLU, O.; DURAL, B. Phytoplankton functional groups provide a quality assessment method by the Q assemblage index in Lake Mogan (Turkey), *Turkish Journal of Botany*, v. 38, p 169-179, 2014.

DOMINGUES, C. D.; TORGAN, L. C. Fitoplâncton (exceto Chlorophyceae) de um lago artificial urbano no Sul do Brasil *Revista Brasil. Bot.*, v.34, n.3, p.463-480, 2011

ESTEVES, F. A. (Org.) Fundamentos de Limnologia. 3º ed. Rio de Janeiro: Interciências, 2011, 826 p.

FELISBERTO, S. A.; RODRIGUES, L. Desmidiaceae, Gonatozygaceae e Mesotaeniaceae na comunidade perifítica do reservatório de Salto do Vau (Bacia do rio Iguaçu, PR). *Hoehnea* v. 5, n. 2, p. 235-254, 2008

- FERRAGUT, C., LOPES, M.R.M., BICUDO, D.C., BICUDO, C.E.M.; VERCELLINO, I. S. Ficoflórula perifíticas e planctônica (exceto Bacillariophyceae) de um reservatório oligotrófico raso (Lago do IAG, São Paulo). *Hoehnea* v.32; n. 2, p. 137-184, 2005.
- FIGUEIRÊDO, et al. Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização. *Eng. sanit. ambient.* Vol.12, nº 4; p. 399-409, 2007
- FONSECA, B. M.; BICUDO, C. E. M. Phytoplankton seasonal and vertical variations in a tropical shallow reservoir with abundant macrophytes (Ninféias Pond, Brazil). *Hydrobiologia* Vol. 665, p. 229–245, 2011
- FONSECA, B. M.; BICUDO, C. E. M. Phytoplankton seasonal variation in a shallow stratified eutrophic reservoir (Garças Pond, Brazil). *Hydrobiologia*, Vol. 600: p. 267–282, 2008
- FONTANA, L.; ALBUQUERQUE, A. L. S.; BRENNER, M.; BONOTTO, D. M.; SABARIS, T. P. P.; PIRES, M. A. F.; COTRIM, M. E. B.; BICUDO, D. C. The eutrophication history of a tropical water supply reservoir in Brazil. *J Paleolimnol* 51, p. 29–43, 2014
- FRASCARELI, D.; BEGHELLI, F. G. S.; SILVA, S. C.; MOSCHINI CARLOS, V. Heterogeneidade espacial e temporal de variáveis limnológicas no reservatório de Itupararanga associadas com o uso do solo na bacia do Alto Sorocaba-SP. *Rev. Ambiente Água* vol. 10 nº. 4, P. 770-781, 2015
- GARCÍA-ORDIALES, E.; et al. Heavy metal contamination in sediments of an artificial reservoir impacted by long-term mining activity in the Almadén mercury district (Spain) *Environmental Science and Pollution Research* v. 01, p. 1-15 2015
- GARGIULO, J. R. C; MERCANTE, C. T. J.; BRANDIMARTE, A. L.; MENEZES, L. C. B. Benthic macroinvertebrates as bioindicators of water quality in Billings Reservoir fishing sites (SP, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 28, nº 17 2016
- GEMELGO, M.C.P.; MUCCI, J.L.N.; NAVAS-PEREIRA, D. Population dynamics: seasonal variation of phytoplankton functional groups in Brazilian reservoirs (Billings and Guarapiranga, São Paulo). *Braz. J. Biol.*, Vol. 69, nº 4, p.1001-1013, 2009
- 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* v. 35, n. 2, p 265-280, 2008.
- GOŁDYNA, B., et al. Heavy metal contents in the sediments of astatic ponds: Influence of geomorphology, hydroperiod, water chemistry and vegetation *Ecotoxicology and Environmental Safety* v. 118, p. 103–111, 2015
- HAMMER, Ø., D. Manual de Referência PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. 2001. Disponível em: <http://folk.uio.no/ohammer/past/>. Acesso em 20/01/2017
- HENRY, R.; TUNDISI, J. G.; CURI, P. R. Effects of phosphorus and nitrogen enrichment on the phytoplankton in a tropical reservoir (Lobo Reservoir, Brazil) *Hydrobiologia* v. 118, p. 177-185 1984.
- HOFLING, J. C.; FERREIRA, L. I. RIBEIRO NETO, F. B.; BRUNINI, A. P. C. Ecologia trófica do reservatório de Salto Grande, Americana, SP, Brasil. *Bioikos*, v. 14, n. 1, p. 7-15, 2000

- HU, R.; QIUHUA LI, Q.; HAN, B.; NASELLI-FLORES, L.; PADISAK, J.; SALMASO, N. Tracking management-related water quality alterations by phytoplankton assemblages in a tropical reservoir. *Hydrobiologia* v. 763, p. 109–124, 2016
- HU, R.; DUAN, X.; PENG, L.; HAN, B.; NASELLI-FLORES, L. Phytoplankton assemblages in a complex system of interconnected reservoirs: the role of water transport in dispersal *Hydrobiologia*. v. 800, nº 1, p. 17–30, 2017
- JUNK, W. J. NUNES DE MELLO, J. A. S. Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na bacia amazônica brasileira. *Estudos Avançados* v.4, n. 8, p 126 – 143,1990
- KOROLEFF, M. Determination of nutrients. In: Grasshoff, K. (ed). *Methods of sea water analysis*. Verlag Chemie Weinhein, 1976, p. 117-181
- KATSIAPI, M.; MOUSTAKA-GOUNI, M.; SOMMER, U. Assessing ecological water quality of freshwaters: PhyCoI—a new phytoplankton community Index. *Ecological Informatics* v. 31, p. 22–29, 2016
- KOMÁREK, J., KOMÁRKOVA- LEGNEROVÁ, J., SANT’ANNA, C.L., AZEVEDO, M.T.P.; SENNA, P.A.C. Two common *Microcystis* species (Chroococcales, Cyanobacteria) from tropical América, including *M. panniformis* sp. nov. *Cryptogamie Algological*. v. 23, p. 159-177, 2002
- KOMÁRKOVA-LEGNEROVÁ, J.; CRONBERG, G. .Planktic blue-green algae from lakes in South Scania, Sweden. Part I. Chroococcales. *Algological Studies* v. 72: p. 13-51. 1994
- LAMPARELLI, M.C. Graus de trofia em corpos d’água de estado de São Paulo: avaliação os métodos de monitoramento. 2004. 238f. Tese (Doutorado em Ecologia). Instituto de Biociência, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2004.
- LEAL, P. R.; MOSCHINI-CARLOS, M.; LÓPEZ-DOVAL, J. C.; CINTRA, J. P.; YAMAMOTO, J. K.; BITENCOURT, M. D.; SANTOS, R. F., ABREU, G. C., POMPEO, M. L. M. Impact of copper sulfate application at an urban Brazilian reservoir: A geostatistical and ecotoxicological approach. *Science of the Total Environment*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.095>
- LI, Y.; ZHANG, Y.; SHI, K.; ZHU, G.; ZHOU, Y.; ZHANG, Y.; GUO, Y. Monitoring spatiotemporal variations in nutrients in a large drinking water reservoir and their relationships with hydrological and meteorological conditions based on Landsat 8 imagery. *Science of the Total Environment* 599–600, p.1705–1717, 2017
- LOAIZA-RESTANO, A. M.; BICUDO, C. E. M. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP, Brasil. *Algas 40: Chlorophyceae (Hydrodictyaceae) Hoehnea* 41(3): 353-364, 12 fig., 2014.
- LOPES, M. R. M.; BICUDO, C. E. M.; FERRAGUT, M. C. Short term spatial and temporal variation of phytoplankton in a shallow tropical oligotrophic reservoir, southeast Brazil. *Hydrobiologia* Vol. 542, p. 235–247, 2005
- LOPEZ-DOVAL, J. C.; MONTAGNER, CASSIANA C.; ALBUQUERQUE, A.F.; MOSCHINI-CARLOS, V.; UMBUZEIRO, G.; POMPEO, M. L. M. Nutrients, emerging pollutants and pesticides in a tropical urban reservoir: Spatial distributions and risk assessment. *Science of the Total Environment*, v. 575, p. 1307-1324, 2017.

- LUND, J. W. G.; KIPLING, C.; LE CREN, E. D. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia* Vol. 11, p 143–170. 1958.
- LV, H.; YANG, J.; LIU, L.; YU, X.; YU, Z.; CHIANG, P.; Temperature and nutrients are significant drivers of seasonal shift in phytoplankton community from a drinking water reservoir, subtropical China. *Environ Sci Pollut Res* v. 21, p. 5917–5928, 2014
- MACHADO, L. S.; SANTOS, L. G.; LOPEZ-DOVAL, J. C.; POMPEO, M. L. M. ; MOSCHINI-CARLOS, V. Fatores ambientais relacionados à ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas no reservatório de Guarapiranga. *Revista Ambiente & Água*, v. 11, p. 810-818, 2016.
- MACHADO, K. C.; GRASSI, M. T.; VIDAL, C.; PESCARA, I. C.; JARDIM, W. F. J.; FERNANDES, A. N.; SODRÉ, F. F.; ALMEIDA, F. V.; SANTANA, J. S.; CANELA, M. C.; NUNES, C. R. O.; BICHINHO, K. M.; SEVERO, F. J. R. A preliminary nationwide survey of the presence of emerging contaminants in drinking and source waters in Brazil. *Science of the Total Environment*, nº 572, p. 138–146, 2016
- MACKERETH, J.F.H.; HERON, J. & TALLING, J.F. Water analysis: some revised methods for limnologists. *Freshwater Biological Association*, 36: 121 pg., 1978.
- MARIANI, C. F.; POMPÊO, M. L. Potentially bioavailable metals in sediment from a tropical polymitic environment – Rio Grande Reservoir, Brazil, *Journal of soil and Sediments*, v. 8, nº 5, p. 284 -288, 2008
- MARCINA, C. P. GEMELGO, CÉLIA L. SANT’ANNA^{2,3}, ANDRÉA TUCCI² E HELOIZA R. BARBOSA¹ Population dynamics of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju, a Cyanobacteria toxic species, in water supply reservoirs in São Paulo, Brazil
- MOLISANI, M. M.; BARROSO, H. S.; BECKER, H.; MOREIRA, M. O. P; HIJO, C. A. G.; MONTE, T. M.; VASCONCELLOS, G. H. Trophic state, phytoplankton assemblages and limnological diagnosis of the Castanhão Reservoir, CE, Brazil *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 22, no. 1, p. 1-12, 2010
- MOSCHINI-CARLOS, V.M., FREITAS, L.G.; POMPÊO, M. Limnological evaluation of water in the Rio Grande and Taquacetuba branches of the Billings Complex (São Paulo, Brazil) and management implications *Ambiente & Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science* v. 5, n. 3, p. 47-59, 2010
- MOSCHINI-CARLOS, V.; 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*, v. 28, nº 2, p. 273-282, 2009
- MORETI, L. O R.; MARTOS, L.; BOVO-SCOMPARIN, V. M.; RODRIGUES, L. C. Spatial and temporal fluctuation of phytoplankton functional groups in a tropical reservoir. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, v. 35, n. 3, p. 359-366, 2013
- MOTHEO, D. F. Estudo limnológico na represa Carlos Botelho (Itirapina/Brotas): uma reavaliação comparativa do Sistema Lobo/Broa. 113f. Dissertação (Mestrado) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005

- NAVARRO, E.; BACARDIT, M.; CAPUTO, L.; PALAU, T. & ARMENGOL, J. Limnological characterization and flow patterns of a threecoupled reservoir system and their influence on *Dreissena polymorpha* populations and settlement during the stratification period, Lake and Reservoir Management, 22(4): 293-302, 2006.
- NISHIMURA, P. Y.; POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V. INVASIVE dinoflagellate *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans in two linked tropical reservoirs. IN Pompêo et al. (Orgs.) Ecologia de reservatórios e interfaces, São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2015.
- NISHIMURA, P. Y.; MEIRINHO, P. A.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M. L. M. Does the plankton community follow the horizontal water quality heterogeneity in a tropical urban reservoir (Guarapiranga reservoir, São Paulo, Brazil)? Limnetica, v. 33, n° 2, p 263-280, 2014
- PADISÁK, J.; BORICS, G.; GRIGORSZKY, I.; SORÓCZKI-PINTÉR, E. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. Hydrobiologia v. 553, p.1–14, 2006
- PADISÁK, J.; CROSSETTI, L. O.; NASELLI-FLORES, L. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. Hydrobiologia v. 621, p.1–19, 2009
- PEDRAZZI, F.; CONCEIÇÃO, F. T.; SARDINHA, D. S.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M. GEOCIÊNCIAS, Avaliação da qualidade da água no reservatórios de Itupararanga, Bacia do alto Sorocaba (SP) v. 33, n. 1, p.26-38, 2014
- PETESSE, M. L.; PETRERE JR. M.; SPIGOLON R. J. The hydraulic management of the Barra Bonita reservoir (SP, Brazil) as a factor influencing the temporal succession of its fish community. Braz. J. Biol., v. 67, n° 3, p. 433-445, 2007
- PHAM, T.; DAO, T.; TRAN, N.; NIMPTSCH, J.; WIEGAND, C.; MOTOO, U. Influence of environmental factors on cyanobacterial biomass and microcystin concentration in the Dau Tieng Reservoir, a tropical eutrophic water body in Vietnam Ann. Limnol. - Int. J. Lim. V. 53, p. 89–100, 2017
- PIELOU, E. C., 1975. Ecological diversity. John Wiley and sons, New York, 165p.
- 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
- POMPÊO, M. O Controle da Flora e Fauna Aquáticas pela Resolução CONAMA 467: Considerações Sobre a Normativa Brasileira. Revista do Departamento de Geografia, v. 33 p. 24–35, 2017
- POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, VIVIANE ; NISHIMURA, PAULA YURI ; CARDOSO-SILVA, SHEILA ; LOPEZ-DOVAL, J. C. . Ecologia de reservatórios e interfaces. 1. ed. São Paulo: Instituto de Biociências, 2015. v. 1. 460p
- RAMOS, G. J. P.; BICUDO, C. E. M.; MOURA, C. W. N. Trebouxiphyceae (Chlorophyta) do Pantanal dos Marimbus, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. IHERINGIA, Sér. Bot. v. 70, n°. 1, p. 57-72, 2015

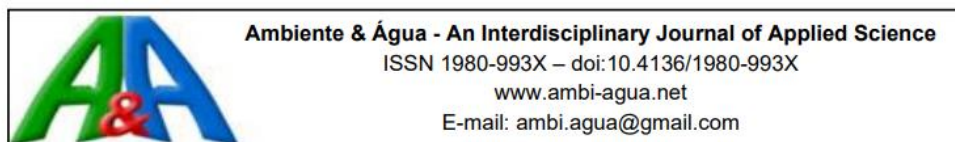
- RAMOS, G. J. P.; BICUDO, C. E. M.; MOURA, C. W. N. Scenedesmaceae (Chlorophyta, Chlorophyceae) de duas áreas do Pantanal dos Marimbus (Baiano e Remanso), Chapada Diamantina, Estado da Bahia, Brasil *Hoehnea* v. 42, nº. 3. p. 549-566, 2015
- RIETZLER, A. C.; BOTTA, C. R.; RIBEIRO, M. M.; ROCHA, O.; FONSECA, A. L. Accelerated eutrophication and toxicity in tropical reservoir water and sediments: an ecotoxicological approach. *Environ Sci Pollut Res* (2016). <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7719-5>
- RODRIGUES, E. H. C.; BARRETO, L. N.; FERREIRA-CORREIA, M. M.; SILVA, M. R. C. Variação temporal do fitoplâncton em um rio tropical pré-amazônico (Rio Pindaré, Maranhão, Brasil). *Ciência e Natura*, v.37 nº.2, p. 241 – 251, 2015.
- ROLIM, G. S.; CAMARGO, M. B. P.; LANIA, D. G; MORAES, J. F. L. Classificação climática de Köppen e de Thornthwaite e sua aplicabilidade na determinação de zonas agroclimáticas para o estado de São Paulo. *Bragantia*, v.66, nº 4, p.711-720, 2007
- MORO, R. S.; FERRARI, F.; SANTOS, M. A.; BARROS, F. K. SCHMITT, J. Heterogeneidade espacial do fitoplâncton na represa Alagados (Ponta Grossa, PR). *Publicatio UEPG: Ciências Biológicas e da Saúde*, v. 9, nº 1, p. 21-30, 2003
- MOURA, D.; FERMINO, F. S. Aspectos da qualidade da água para abastecimento público na represa Paulo de Paiva Castro, Sistema Cantareira, São Paulos-SP *Revista Metropolitana de Sustentabilidade* Vol. 4, nº 2, p. 96-109, 2014
- REYNOLDS, C. S.; HUSZAR,V.; KRUK, C. NASELLI-FLORES, L.; MELO, S Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research* Vol. 24, nº 5, p. 417-428, 2002
- RIETZLER, A. C.; BOTTA, C. R.; RIBEIRO, M. M.; ROCHA, O.; FONSECA, A. L. Accelerated eutrophication and toxicity in tropical reservoir water and sediments: an ecotoxicological approach. *Environmental Science and Pollution Research*. Vol. p 1–20, 2016.
- RODRIGUES, L. C.; PIVATO, B. M.; VIEIRA, L. C. G.; BOVO-SCOMPARIN, V. M.; BORTOLINI, J. C.; TRAIN, A. P. S. Use of phytoplankton functional groups as a model of spatial and temporal patterns in reservoirs: a case study in a reservoir of central Brazil. *Hydrobiologia*. DOI 10.1007/s10750-017-3289-x
- SALLES, M. H. D. et al. Avaliação simplificada de impactos ambientais na Bacia do Alto Sorocaba (SP). *REA – Revista de Estudos Ambientais* v.10, nº. 1, p. 6-20, 2008
- SANTANA, L. M.; NABOUT, J. C.; FERRAGUT, C.; Taxonomic and functional classifications of phytoplankton in tropical reservoirs with different trophic states. *Brazilian Journal of Botany* (2018) 41(1):91–102
- SANTANA, L. M.; CROSSETTI, L. O.; FERRAGUT, C. Ecological status assessment of tropical reservoirs through the assemblage index of phytoplankton functional groups. *Brazilian Journal of Botany* p. 1-10, 2017
- 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 *Revista Brasil. Bot.*, v. 30, n. 1, p.1-17. 2007

- SANT'ANNA, C. L., AZEVEDO, M.T.P. & SORMUS, L. Fitoplâncton do Lago das Garças, Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP, Brasil: Estudo Taxonômico e Aspectos Ecológicos. *Hoehnea* v. 16: p. 89-131. 1989
- SANT'ANNA, C.L. & AZEVEDO, M.T. P. Contribution to the knowledge of potentially toxic Cyanobacteria from Brazil. *Nova Hedwigia* v. 71: 359-385. 2000
- SANT'ANNA, C.L. Chlorococcales (Chlorophyceae) do Estado de São Paulo, Brasil. *Bibliotheca Phycologica* v. 67: p. 1-348. 1984
- SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, M. T. P.; SENNA, P. A. C.; KOMÁREK, J. KOMÁRKOVÁ, J. Planktic Cyanobacteria from São Paulo State, Brazil: Chroococcales. *Revista Brasil. Bot.*, v. 27, n. 2, p. 213-227, 2004
- SCELZA, B. C.; GARCIA, G. M. Recursos hídricos e gestão de conflitos. A bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul a partir da crise hídrica de 2014-2015. *Revista Portuguesa e Brasileira de Gestão*, vol. 15, nº 1, p. 4-16, 2016
- SANTOS, L. G.; MACHADO, L. S.; MOSCHICHI-CARLOS, V.; POMPEO, M. Os grupos funcionais fitoplanctônicos nos reservatórios do Sistema Cantareira, São Paulo, Brasil. *Iheringia, Série Botânica*, vol. 73, nº 2, p.1-145, 2018.
- SEBASTIEN, Y. N. Fenômenos climatológicos e hidrológicos e sua repercussão sobre a limnologia dos reservatórios de Barra Bonita – SP, Carlos Botelho (Lobo/Broa) – SP e Tucuruí – PA – Brasil, Escola de Engenharia de São Carlo, Universidade de São Paulo. São Carlos. 2004.
- SENDACZ, S.; CALEFFI, S.; SANTOS-SOARES, J. Zooplankton biomass of reservoirs in different trophic conditions in the state of São Paulo, Brazil. *Braz. J. Biol.*, vol. 66, nº 1B, p. 337-350, 2006
- SILVA, A. C.; COSTA, I. A. S. Biomonitoring ecological status of two reservoirs of the Brazilian semi-arid using phytoplankton assemblages (Q index). *Acta Limnologica Brasiliensia*, Vol 27, nº 1, p. 1-14, 2015
- SILVA, E. L.; FUGI, R.; HAHN, N. S. Variações temporais e ontogenéticas na dieta de um peixe onívoro em ambiente impactado (reservatório) e em ambiente natural (baía) da bacia do rio Cuiabá da bacia do rio Cuiabá. *Acta Sci. Biol. Sci.* v. 29, n. 4, p. 387-394, 2007
- SIM, S. F.; LING, T. Y.; NYANTI, L.; GERUNSIN, N.; WONG, Y. E.; KHO, L. P. Assessment of Heavy Metals in Water, Sediment, and Fishes of a Large Tropical Hydroelectric Dam in Sarawak, Malaysia. *Journal of Chemistry*, v. p. 1-11, 2016
- SMITH, W. S.; ESPÍNDOLA, E. L. G. ROCHA, O. Environmental gradient in reservoirs of the medium and low Tietê River: limnological differences through the habitat sequence. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2014, vol. 26, nº. 1, p. 73-88, 2014
- STRICKLAND, J. D.; PARSONS, T. R. A manual of seawater analysis. *Bull. Fihs. Res. Bel. Can.*, 125: 1-185. 1960
- SOARES, A. L.; MACHADO, R. M. A.; SEIXAS FILHO, J. T. O estado da arte do reservatório Jaguari no abastecimento da cidade do Rio de Janeiro. *Semioses*, v. 9, n. 2, p. 12-21, 2015

- SOARES, M. C. S.; MARINHO, M. M.; HUSZAR, V. L. M.; BRANCO, C. W. C.; AZEVEDO, S. M. F. O. The effects of water retention time and watershed features on the limnology of two tropical reservoirs in Brazil. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* v. 13, p. 257–269, 2008
- SOUZA, D. B. S.; FELISBERTO, S. A. *Comasiella*, *Desmodesmus*, *Pectinodesmus* e *Scenedesmus* na comunidade perifítica em ecossistema lêntico tropical, Brasil Central. *Hoehnea* v. 41, n.1, p. 109-120, 2014.
- SOUZA, V. A.; WASSERMAN, J. C. Distribution of heavy metals in sediments of a tropical reservoir in Brazil: Sources and fate. *Journal of South American Earth Sciences*. V. 63, p. 208–216, 2015
- SOTERO-SANTOS, R. B.; SILVA, C. R. S.; VERANI, N. F.; NONAKA, K. O.; ROCHA, O. Toxicity of a cyanobacteria bloom in Barra Bonita Reservoir (Middle Tietê River, São Paulo, Brazil) *Ecotoxicology and Environmental Safety* v. 64 p.163–170, 2006
- SPATHARIS, S.; TSIRTSIS, G. Ecological quality scales based on phytoplankton for the implementation of Water Framework Directive in the Eastern Mediterranean. *Ecological Indicators* v. 10, p. 840–847, 2010
- SUN, J.; LIU, D. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of Plankton Research*. V. 25, n. 11, p. 1331–1346, 2003
- TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A riqueza de espécies arbóreas na floresta atlântica de encosta no estado de São Paulo (Brasil). *Revta brasil. Bot.*, São Paulo, vol. 22, nº. 2, p.217-223, 1999
- TANIWAKI, R. H.; ROSA, A. H.; DE LIMA, R.; MARUYAMA, C. R.; SECCHIN, L. F.; CALIJURI, M. C.; MOSCHINI-CARLOS, V. A influência do uso e ocupação do solo na qualidade e genotoxicidade da água no reservatório de Itupararanga, São Paulo, Brasil, *Interciencia*, Vol. 38, nº 3, p. 164-170, 2013
- TUCCI, A., SANT'ANNA, C. L. GENTIL, R. C. E AZEVEDO, M. T. P Fitoplâncton do Lago das Garças, São Paulo, Brasil: um reservatório urbano estrófico. *Hoehnea* v. 33, n. 2, p. 147-175, 2006
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. E. M.; BLANCO, F. P; ABE, D. S.; CONTRI CAMPANELLI, L.; SIDAGIS GALLI, G.; SILVA, V. T.; LIMA, C. P. P A bloom of cyanobacteria (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa) reservoir: a consequence of global change? *Braz. J. Biol.*, Vol. 75, nº. 2, p. 507-508, 2015.
- TUNDISI, J. G., MATSUMURA-TUNDISI, T.; ABE, D. S. The ecological dynamics of Barra Bonita (Tietê River, SP, Brazil) reservoir: implications for its biodiversity *Braz. J. Biol.*, Vol 68, nº 4, p. 1079-1098, 2008.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ARANTES JUNIOR, J. D.; TUNDISI, J. E. M.; MANZINI, N. F.; DUCROT, R.; The response of Carlos Botelho (Lobo, Broa) reservoir to the passage of cold fronts as reflected by physical, chemical, and biological variables. *Braz. J. Biol.*, Vol 64, nº 1, p. 177-186, 2004.
- VALDERRAMA, J.C. The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters. *Mar. Chem.*, 10: 109- 122, 1981.

- Vieira, P. C. S.; Cardoso, M; M. L; Costa, I. A. S. Vertical and temporal dynamics of phytoplanktonic associations and the application of index assembly in tropical semi-arid eutrophic reservoir, northeastern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 27 n° 1, p. 130-144 2015
- WENGRAT, S.; BICUDO, D. C. Spatial evaluation of water quality in an urban reservoir (Billings Complex, southeastern Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 23, no. 2, p. 200-216, 2011
- WETZEL, R. G.; G. E. LIKENS, 1991. *Limnological analyses*, 20 edn. Springer-Verlag.
- ZHANG, M.; YU, Y.; YANG, Z.; KONG, F. Deterministic diversity changes in freshwater phytoplankton in the Yunnan–Guizhou Plateau lakes in China. *Ecological Indicators* v. 63, p. 273–281, 2016
- ZANATA, L. H.; ESPÍNDOLA, E. L. G. Longitudinal processes in Salto Grande reservoir (Americana, SP, Brazil) and its influence in the formation of compartment system. *Braz. J. Biol.*, v. 62, n° 2, p. 347-361, 2002

APÊNDICES



Phytoplankton, Trophic State and Ecological Potential in reservoirs in the State of São Paulo, Brazil

ARTICLES [doi:10.4136/ambi-agua.2428](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2428)

Received: 20 Jun. 2019; Accepted: 30 Aug. 2019

Eduardo Henrique Costa Rodrigues^{1*} ; Aline Martins Vicentin¹ ;
Leila dos Santos Machado² ; Marcelo Luiz Martins Pompêo³ ;
Viviane Moschini Carlos² 

¹Instituto de Ciência e Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (UNESP), Avenida Três de Março, nº 511, CEP 18087-180, Sorocaba, SP, Brazil. E-mail: line_vicentin@hotmail.com

²Instituto de Ciência e Tecnologia, Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (UNESP), Avenida Três de Março, nº 511, CEP 18087-180, Sorocaba, SP, Brazil. E-mail: leila_snt@hotmail.com, viviane.moschini@unesp.br

³Instituto de Biociências (IB), Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Departamento de Ecologia, Universidade de São Paulo (USP), Rua do Matão, Travessa 14, nº 321, CEP 05508-000, São Paulo, SP, Brazil. E-mail: mpompeo@ib.usp.br

*Corresponding author. E-mail: edu_ufma@hotmail.com

Normas e preparação de artigo para Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science



Forma e preparação de manuscritos

I - Os manuscritos submetidos devem ser originais, destinados exclusivamente a Ambi-Agua (Revista Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science).

II – A partir de janeiro de 2017, somente serão aceitos submissões em inglês.

Todas as submissões têm que ser feita no sistema ScholarOne, depois de ler cuidadosamente todas as instruções e registrar-se em: <https://mc04.manuscriptcentral.com/ambiagua-scielo>

III - Os manuscritos submetidos à revista serão avaliados pelo Comitê Editorial e por Avaliadores Ad Hoc, de acordo com a especialidade, seguindo os critérios:

- a) Interesse científico internacional ou grande apelo social;
- b) Conteúdo técnico-científico;
- c) Relevância científica;
- d) Clareza e qualidade do texto;
- e) Qualidade e adequação do conteúdo teórico.

Por favor, esteja ciente de que será considerado não ético retirar uma apresentação antes da decisão final da Comissão Editorial.

IV - Em cada edição, o Comitê Editorial selecionará, dentre os manuscritos favoráveis, aqueles que serão publicados com base nos critérios acima. Não há compromisso com a sequência de submissão ou tempo para tomada da decisão editorial (aceite ou rejeição). Isso depende da resposta dos revisores e dos autores e de limitações administrativas.

Formatação do texto:

O artigo deverá ser submetido em formato texto (MS Office), não restringido por password para permitir edição. A publicação final será em pdf, html, epub e xml. O artigo deve ser submetido com as seguintes características:

- **Linguagem:** Inglês de qualidade (EUA ou RU)
- **Tamanho da página:** equivalente ao tamanho do papel A4 (210 x 297 mm);
- **Margens (superior, inferior, esquerda e direita):** 2,5 cm;

- **Fonte:** Times New Roman, 12, espaço entrelinhas simples, em uma única coluna, com parágrafos alinhados à esquerda e à direita;
- **Tamanho:** os artigos serão analisados com base na qualidade e contribuição científica. Deverão ter no máximo de 10 páginas incluindo tabelas e figuras, que não devem ultrapassar o número de cinco (figuras mais tabelas). Nosso custo editorial é proporcional ao tamanho do artigo. Assim, artigos maiores são possíveis, porém, páginas adicionais a 10 serão cobradas, contadas após layout padrão da revista e após aceitação do artigo para publicação.
- Nos artigos em inglês, o título, resumo e palavras-chave deverão ser escritos também em português, sempre em ordem alfabética independente do idioma.
- **Primeira página:**

Deverá conter apenas o título do trabalho, resumo e as palavras-chave, em letras minúsculas, separadas por “vírgula” e um ponto final após a última palavra-chave. Não deverá conter o nome dos autores, afiliação ou e-mail.

- **Tabelas e Figuras:**

Deverão ser numeradas com algarismos arábicos consecutivos, indicados no texto e anexadas no local do artigo mais próximo e depois da chamada. Os títulos das figuras deverão aparecer na sua parte inferior, antecidos da palavra **Figura** (notar a primeira letra maiúscula e em negrito), um espaço, mais o seu número de ordem em negrito, um ponto e espaço de um caractere, fonte 11, justificado, tabulado nos limites da figura, observando que o título da figura logo abaixo dela, não é em negrito. Os títulos das tabelas deverão aparecer na parte superior e antecidos pela palavra **Tabela** (notar a primeira letra maiúscula e em negrito), um espaço, mais o seu número de ordem (**em negrito**), um ponto e espaço de um caractere, fonte 11, justificado. Nas figuras e tabelas, quando houver uma fonte de referência, a palavra “Fonte:” vem na parte inferior, seguida da referência, fonte 10, justificado. Títulos de tabelas, figuras e a fonte terminam sempre com ponto final. As figuras poderão ser coloridas, porém com boa resolução (300 dpi), contudo, os autores devem explorar todas as possibilidades para que o tamanho do arquivo não fique grande, mas preservando a qualidade das figuras.

As tabelas devem ser sempre inseridas **como texto**, jamais como figuras/imagens e não usar espaços ou “tabs” para formatar e sim tamanho das células/colunas/linhas. Todas as colunas devem ter um título.

Figuras devem ter fontes legíveis, atentar para o tamanho do texto, alta resolução e inseridas como objeto quando se tratar de gráficos. Figuras não devem ter título na parte superior, só a legenda abaixo dela. Certifique-se de que elas sejam editáveis.

É possível inserir imagens em documentos sem deixar os arquivos grandes, basta seguir as instruções abaixo:
Utilize arquivos de imagem em formato JPG, PNG ou GIF. Estes arquivos costumam ter bons padrões de qualidade e não consomem muito espaço em disco e memória;

Para inserir as figuras, não use Copiar/Colar (ou Ctrl+C/Ctrl+V), salve em seu computador as imagens que deseja inserir no documento;

Em seguida, acesse a opção de menu disponível para inserção de imagem do seu editor de texto (Ex: no MSWord e selecione a opção Inserir/Figura/do arquivo) e localize a imagem que deseja inserir no documento. Para finalizar, insira a imagem selecionada no texto.

Figuras que contêm mais de um gráfico ou imagem, designá-los com letras maiúsculas (sem parênteses e sem pontos após as letras) no canto superior esquerdo de cada painel, se possível.

Para as equações, usar o editor Equation do Microsoft Word ou MathType. Devem ser numeradas com a numeração entre parênteses e chamadas previamente no texto.

Envie as tabelas separadamente em Excel.

• **Nota importante dos manuscritos em inglês:** Todos os manuscritos escritos devem ser submetidos em inglês a partir de janeiro de 2017. Autores que não têm Inglês como primeira língua, devem ter seus manuscritos revisados por um profissional com bom conhecimento de Inglês para revisão do texto (vocabulário, gramática e sintaxe). As submissões poderão ser rejeitadas com base na inadequação do texto, sem exame de mérito científico.

- **Estrutura do artigo:**

- **O artigo em INGLÊS deverá seguir a seguinte sequência:**

TÍTULO em inglês, 15, negrito, centralizado, primeira letra maiúscula, demais minúsculas (salvo nomes próprios); ABSTRACT 14, negrito alinhado à esquerda (seguido de três Keywords, 11, negrito alinhado à esquerda em ordem alfabética); TÍTULO DO ARTIGO em português, 15, negrito, centralizado, primeira letra maiúscula, demais minúsculas (salvo nomes próprios); RESUMO (seguido de três Palavras-chave 11, negrito alinhado à esquerda, em ordem alfabética); 1. INTRODUCTION (incluindo revisão de literatura); 2. MATERIALS AND METHODS; 3. RESULTS AND DISCUSSION; 4. CONCLUSIONS; 5. ACKNOWLEDGEMENTS (se for o caso, deve incluir apenas o reconhecimento de agências de financiamento, explicitando o número do processo da agência apoiadora); e 6. REFERENCES. Os títulos de 1 a 6 deverão ser 14, negrito alinhados à esquerda.

Consulte o "Formulário de Avaliação" (http://www.ambi-aqua.net/seer/files/review_form.doc) para verificar o conteúdo

esperado de cada seção. Verifique os artigos já publicados para ver quais textos devem estar em negrito.

UNIDADES

- **Unidades de medida:** use sistema internacional com espaço após o número, e.g. 10 m ou, por exemplo, 10 km h⁻¹, e não km/h. Observe a consistência toda vez que usar a mesma unidade.
- Verifique todos os símbolos Gregos e todas as figuras cuidadosamente.
- Escreva os números de um a nove por extenso, exceto se forem usados como unidades.
- Use um espaço entre unidades: g L⁻¹, e não g.L⁻¹, ou gL⁻¹ exceto % (e.g. 10%) ou °C (15°C).
- Use o formato 24-h para tempo, com quatro dígitos para horas e minutos: 08h00; 15h30.
- **Subtítulos:** quando se fizerem necessários, serão escritos com letras iniciais maiúsculas, antecedidos de dois números arábicos colocados em posição à esquerda, separados e seguidos por ponto, 12, negrito, alinhados à esquerda.
- **Resumo:** deverá conter os objetivos, a metodologia, os resultados e as conclusões, devendo ser compostos de uma sequência corrente de frases em um único parágrafo e conter, **no máximo, 250 palavras.**
- **Citações:** no texto, as citações deverão seguir as recomendações da ABNT-NBR 10520 com as seguintes especificidades:

Colocar o sobrenome do autor citado com apenas a primeira letra maiúscula, seguido do ano entre parênteses, quando o autor fizer parte do texto. Quando o autor não fizer parte do texto, colocar, entre parênteses, o sobrenome, seguido do ano separado por vírgula. Mais de um autor, separam-se os sobrenomes pela conjunção "e" Mais de dois autores, a expressão et al. é colocada após o primeiro nome, não em itálico.

Serão aceitas, preferencialmente, até 15 referências por artigo publicados recentemente na base SciELO (www.scielo.br) ou em revistas internacionais de alto impacto (níveis A/B do Qualis CAPES).

- **Exemplos de como citar:**

Jones (2015), Jones e Smith (2009) ou (Jones, 2015; Jones e Smith, 2009), dependendo da construção da sentença. Mais de dois autores: Jones et al. (2014) ou (Jones et al., 2014). Comunicações pessoais ou dados não publicados não devem ser incluídos na lista de referências; assim como Apud (citação indireta) não será aceita.

- **Referências:**

Sempre que a referência tiver doi, citá-lo no final da referência. Seguirão as recomendações da ABNT-NBR 6023, com especificidades da revista.

- **Exemplos de como escrever as referências bibliográficas:**

- **Livros:**

FALKNER, E. **Aerial Mapping**: methods and applications. Boca Raton: Lewis Publishers, 1995. 322 p.

- **Capítulos de livros:**

WEBB, H. Creation of digital terrain models using analytical photogrammetry and their use in civil engineering. In: **Terrain Modelling in Surveying and Civil Engineering**. New York: McGraw-Hill, 1991. p. 73-84.

- **Artigos em Periódicos Científicos:**

HADDAD, E.; SANTOS, C. L. dos; FRANCO Jr., R. S. Novas perspectivas sobre o Instituto da desapropriação: a proteção ambiental e sua valoração. **Fórum de direito urbano e ambiental**, Belo Horizonte, ano 6, n. 31, p. 17-25, jan./fev. 2007.

MEYER, M. P. Place of small-format aerial photography in resource surveys. **Journal of Forestry**, Washington, v. 80, n. 1, p. 15-17, 1982.

Observar que é importante identificar a cidade da edição e colocar um espaço entre as iniciais dos nomes.

- **Trabalhos apresentados em eventos (Impresso)** (devem ser evitados, se essenciais):

DAVIDSON, J. M.; RIZZO, D. M.; GARBELOTTO, M.; TJOSVOLD, S.; SLAUGHTER, G. W. *Phytophthora ramorum* and sudden oak death in California: II Transmission and survival. In: SYMPOSIUM ON OAK WOODLANDS: OAKS IN CALIFORNIA'S CHANGING LANDSCAPE, 5. 23-25 Oct. 2001, San Diego, **Proceedings...** Berkeley: USDA Forest Service, 2002. p. 741-749.

- **Trabalhos apresentados em eventos (meio eletrônico)** (devem ser evitados, se essenciais):

COOK, J. D.; FERDINAND, L. D. 2001. Geometric fidelity of Ikonos imagery. In: Annual Convention of American Society for Photogrammetry and Remote Sensing, 23-27 Apr., St. Louis. **Proceedings...** St. Louis: ASPRS, 2001. 1 CD-ROM.

- **Teses e Dissertações:** Procurar citar os artigos derivados de teses e dissertações em revistas científicas, se não foram ainda publicados e essenciais, use a forma:

AFFONSO, A. G. **Caracterização de fisionomias vegetais na Amazônia oriental através de videografia aerotransportada e imagens LANDSAT 7 ETM+**, 2003, 120f. Dissertação (Mestrado em

Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2003.

- **Referências de sites na Internet** (não devem ser citadas, se absolutamente essenciais):

DIAZ, H. F. Precipitation trends and water consumption in the southwestern United States. In: United States Geological Survey, 1997, Reston. **Web Conference...** Disponível em: <<http://geochange.er.usgs.gov/sw/changes/natural/diaz/>>. Acesso em: 15 julho 2014.

Importante:

O arquivo submetido (*uploaded*) não deve conter **nenhuma identificação dos autores**, portanto, sem nome dos autores, afiliação ou e-mail. Agradecimentos são desejáveis, mas serão editados para evitar a identificação dos autores até ter sido aceito para publicação. Contudo, o autor correspondente deverá submeter como arquivo suplementar, uma **Carta de Apresentação**. As propriedades do arquivo de submissão que identificam a origem devem ser retiradas. Instruções:

Word 2010:

Em Arquivo, ir à aba **Informações, Verificando Problemas, Inspeccionar Documento** e desmarcar a janela de **Propriedades do Documento e Informações Pessoais, Fechar, e Salvar**.

Word 2003

Ir à aba **Opções, Segurança** e eliminar a propriedade de **Autoria** do arquivo.

Todo o conteúdo do artigo é de responsabilidade exclusiva dos autores.

Cada edição publicada pela Ambi-Água apresenta uma imagem representativa de um artigo publicado naquela edição que vai ser capa do número. Autores são convidados a destacar na carta que eles gostariam de ter determinada figura considerada como capa por ser cientificamente interessante e visualmente atraente para a revista. As imagens devem ser de alta resolução (300 dpi) e devem ter aproximadamente 17 por 17 cm. As imagens devem ser originais, e os autores concedem à Revista Ambiente & Água licença para sua publicação. Caso deseje, submeter a imagem como um arquivo adicional suplementar. Os autores devem deter os direitos autorais das imagens apresentadas, sendo os únicos responsáveis pela permissão de uso delas.

Em qualquer caso, os autores concedem à Ambi-Água a licença para usar qualquer imagem do manuscrito publicado para ser usada como imagem de capa da edição, mesmo que não tenha sido expresso na Carta de Apresentação, a menos que expressamente informem o contrário.