

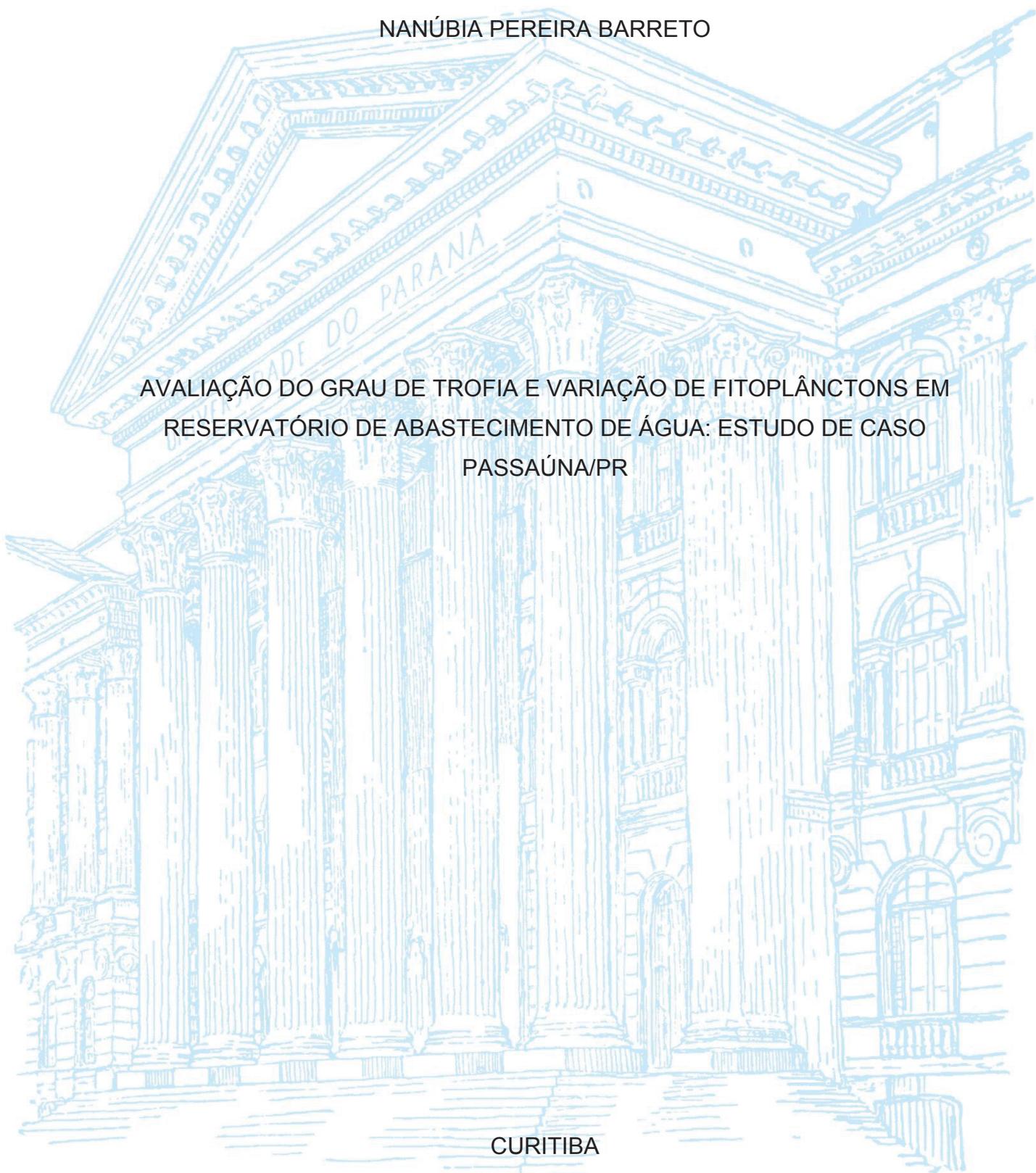
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

NANÚBIA PEREIRA BARRETO

AVALIAÇÃO DO GRAU DE TROFIA E VARIAÇÃO DE FITOPLÂNTONS EM
RESERVATÓRIO DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA: ESTUDO DE CASO
PASSAÚNA/PR

CURITIBA

2020



NANÚBIA PEREIRA BARRETO

AVALIAÇÃO DO GRAU DE TROFIA E VARIAÇÃO DE FITOPLÂNTONS EM
RESERVATÓRIO DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA: ESTUDO DE CASO
PASSAÚNA/PR

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental.

Orientadora: Profa. Dra. Heloise Garcia Knapik

Coorientadora: Profa. Dra. Débora Cristina de Souza

CURITIBA

2020

Catálogo na Fonte: Sistema de Bibliotecas, UFPR
Biblioteca de Ciência e Tecnologia

B273a

Barreto, Nanúbia Pereira

Avaliação do grau de trofia e variação de fitoplânctons em reservatório de abastecimento de água: estudo de caso Passaúna/PR [recurso eletrônico] / Nanúbia Pereira Barreto. – Curitiba, 2020.

Dissertação - Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, 2020.

Orientador: Heloíse Garcia Knapik – Coorientador: Débora Cristina de Souza

1. Água – Controle de qualidade – Paraná. 2. Reservatórios. 3. Fitoplâncton. 4. Abastecimento de água. I. Universidade Federal do Paraná. II. Knapik, Heloíse Garcia. III. Souza, Débora Cristina de. IV. Título.

CDD: 628.161

Bibliotecário: Elias Barbosa da Silva CRB-9/1894



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR DE TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO ENGENHARIA DE
RECURSOS HÍDRICOS E AMBIENTAL - 40001016021P0

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ENGENHARIA DE RECURSOS HÍDRICOS E AMBIENTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da dissertação de Mestrado de **NANUBIA PEREIRA BARRETO** intitulada: **Avaliação do grau de trofia e variação de fitoplânctons em reservatório de abastecimento de água: estudo de caso Passaúna/PR**, que após terem inquirido a aluna e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de mestre está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

CURITIBA, 20 de Maio de 2020.

Assinatura Eletrônica
25/05/2020 16:40:27.0
HELOISE GARCIA KNAPIK
Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica
08/06/2020 21:01:31.0
DÉBORA CRISTINA DE SOUZA
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO
PARANÁ)

Assinatura Eletrônica
25/05/2020 16:56:58.0
CARLA CRISTINA BEM
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO
PARANÁ)

Assinatura Eletrônica
25/05/2020 18:12:09.0
JÚLIO CÉSAR RODRIGUES DE AZEVEDO
Avaliador Interno (UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO
PARANÁ)

Assinatura Eletrônica
25/05/2020 16:37:42.0
CRISTOVÃO VICENTE SCAPULATEMPO FERNANDES
Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

AGRADECIMENTOS

Segundo George Sand, cada um tem a idade do seu coração, da sua experiência e da sua fé. Meu coração e minha fé permanecem fortes pelas experiências que vivo, portanto agradeço aqui a algumas pessoas que contribuíram com meu crescimento pessoal, fortalecimento da minha fé e permanência em meu coração, durante esses dois últimos anos.

Inicialmente, agradeço às minhas 4 famílias que são a base do meu caminho. A primeira das famílias formada por papai, mamãe, Aislin, Everton e João, que de longe, lutam por mim. À segunda delas, formada pela mãe Noeli, Sidnei, e Pedro Henrique, que me adotaram quando cheguei em Curitiba, e independente do tempo sempre me aguardam e me acolhem de braços abertos. À terceira família, formada por Cassia Regina, Marcelo, Victor e Vicente, que me deram a base e o amor para que eu pudesse lutar pelos meus sonhos. E à quarta família, formada por Maiara e Tereza, pelo companheirismo e loucura, nos momentos bons e difíceis. Obrigada por se preocuparem comigo, e cuidarem de mim de forma única e maravilhosa.

Agradeço à comunidade PPGERHA, pelo acolhimento desde o meu primeiro dia nesse programa de pós-graduação. Pelas contribuições na minha pesquisa, e pelas oportunidades fornecidas de maneira a adquirir mais conhecimento nas áreas de Recursos Hídricos e Engenharia Ambiental.

Ao professor Cristóvão, por diversas vezes me tirar da zona de conforto e me mostrar que eu sou capaz de mais.

À professora Regina Kish e ao Projeto Água e Ação, por me fazer lembrar que o papel do pesquisador além de fazer ciência, é também, saber transmitir o seu conhecimento à toda sociedade.

Aos meus amigos e companheiros de mestrado, Arthur, Carol, Ellen, Lari, Pati, Sabrina, Bruno, Gabi, Jacque, Vini e Orides pela parceria, paciência e conforto em momentos difíceis, pelos abraços reconfortantes, e ainda, por permitirem que eu participasse de bons momentos com vocês.

Ao Sérgio, que surgiu para me auxiliar nas análises laboratoriais, mas vem contribuindo, de maneira incansável, com muito mais que isso. Agradeço por você existir, juntamente com Caju e Paçoca, trazendo luz e alegria na minha vida.

À Simone, querida amiga, por sempre acreditar em mim.

Luziadne e Luciane pelo conhecimento fornecido e horas dedicadas em laboratório e análises dos dados.

Agradeço à CAPES, CNPq e Fundação Araucária pelo apoio financeiro.

Agradeço ao projeto MUDAK-WRM: Multidisciplinary Data Acquisition as a Key for a Globally Applicable Water Resources Management, aos integrantes e instituições nacionais e internacionais envolvidas, que forneceram dados, apoio financeiro e recursos que me permitiram desenvolver essa pesquisa.

LABEAM, PPGERHA, DHS e UFPR pelo apoio nas atividades de campo, laboratório e pesquisa acadêmica.

Sanepar e UTFPR, Campus Ecoville-Curitiba, pela parceria nas atividades desenvolvidas no Reservatório Passaúna.

Agradeço ao Laboratório DABIC, e à UTFPR, Campus Campo Mourão-PR, pela disponibilização de infraestrutura adequada para a análise e interpretação das amostras de fitoplâncton, pelo compartilhamento de conhecimento e pelo acolhimento.

Aos professores Carla Bem e Julio Cesar Azevedo, pela contribuição para a minha pesquisa.

Agradeço às minhas orientadoras Débora Cristina de Souza e Heloise Knapik, pelo apoio incondicional à pesquisa e às ideias, pelas palavras sábias, pelo sorriso amigo, pela amizade. Por serem exemplo de dedicação e paixão pela ciência e educação, no meio acadêmico.

Agradeço a Deus, por não me abandonar e fazer parte da minha vida, colocando sempre pessoas tão boas ao meu redor.

E por fim, agradeço a mim, por me mostrar forte nos momentos que eu não esperava ser e por não desistir.

RESUMO

A disponibilidade adequada de água é essencial para assegurar a sustentabilidade do meio ambiente e das diversas atividades humanas. Contudo, ações antrópicas vêm causando aumento na degradação em qualidade e quantidade dos recursos hídricos, em especial, em reservatórios de abastecimento público. Esses ecossistemas aquáticos respondem à dinâmica de cargas orgânicas e nutrientes com processos de perda da qualidade da água, eutrofização e diminuição da biodiversidade. Neste contexto, este estudo teve como objetivo a avaliação da variabilidade, temporal e espacial, de diferentes indicadores físicos, químicos e biológicos no Reservatório Passaúna, um dos compartimentos do sistema Integrado de abastecimento de água de Curitiba e Região Metropolitana, com uma vazão regularizada de 2,0 m³/s e que atende mais de 500 mil habitantes. Foi realizado um monitoramento ao longo de toda a extensão do reservatório, incluindo entrada e saída, bem como em diferentes profundidades durante um ano hidrológico. Em cada um dos pontos amostrados foram determinadas a profundidade, concentração de oxigênio dissolvido, identificação da zona fótica, temperatura da água, concentração da série de nitrogênio e fósforo. Para a caracterização da matéria orgânica e estimativa da produtividade primária no reservatório foram determinadas as concentrações de carbono orgânico dissolvido, clorofila-*a*, e presença de fitoplâncton. A identificação de organismos e análise da variabilidade de gêneros nas amostras teve como objetivo a identificação de regiões do reservatório mais ou menos preservadas, com organismos pouco ou muito resistentes. Como resultado dessa pesquisa, o reservatório Passaúna foi classificado como um ambiente mesotrófico, com limitação ao desenvolvimento de fitoplâncton pelo fósforo, e dominância de organismos do gênero *Pediastrum* (grupo *Chlorophyta*) por todo o reservatório. O aumento da temperatura juntamente com a disponibilidade de nutrientes favorece a riqueza e a diversidade de organismos. Também foi possível estabelecer zonas, uma com características lólicas, outra, de ambiente lêntico, e uma região de transição entre elas. O monitoramento do reservatório mostrou que a zona lacustre se encontra pouco degradada, mas que próximo à entrada do rio Passaúna há tendência maior de eutrofização, necessitando também de monitoramento e de medidas preventivas ao longo da bacia, que possam reduzir o aporte de nutrientes e matéria orgânica, e prevenir o processo de eutrofização.

Palavras-chave: Reservatório Passaúna. Parâmetros de qualidade de água. Monitoramento. Estado trófico. Fitoplâncton.

ABSTRACT

Adequate water availability is essential to ensure the sustainability of the environment and the continuity of human activities. However, human actions have caused an increase in the degradation in quality and quantity of water resources, especially in public supply reservoirs. These aquatic ecosystems respond to the dynamics of organic loads and nutrients with processes of loss of water quality, eutrophication and reduction of biodiversity. In this context, this study aimed to assess the temporal and spatial variability of different physical, chemical and biological indicators at Passaúna's Reservoir, one of the compartments of the Integrated Water Supply System in Curitiba and Metropolitan Region, with a regularized flow of 2.0 m³/s that serves more than 500 thousand inhabitants. The monitoring was carried out along the entire reservoir, including inlet and outlet, as well as at different depths during a hydrological year. At each of the monitoring sites, the average depth, dissolved oxygen concentration, identification of the photic zone, water temperature, concentration of nitrogen and phosphorus fractions were determined. To characterize organic matter and estimate primary productivity in the reservoir, the concentrations of dissolved organic carbon, chlorophyll-a, and the presence of phytoplankton were determined. The identification of organisms and analysis of the variability of genera in the samples aimed to identify regions of the reservoir more or less preserved, with weak or very resistant organisms. The Passaúna reservoir was classified as mesotrophic, with limited development of phytoplankton by phosphorus, and dominance of organisms of the genus *Pediastrum* (*Chlorophyta* group) throughout the reservoir. The increase in temperature and the availability of nutrients favors the richness and diversity of organisms. It was also possible to establish zones, one with lotic characteristics, other a lentic environment, and a transition different region between them. The monitoring of the reservoir showed that the lake area is not degraded, but that near the entrance of the Passaúna river there is tendency of eutrophication, also requiring monitoring and preventive measures along the basin, which can reduce nutrients loads and organic matter and prevent the eutrophication process.

Keywords: Passaúna Reservoir. Water quality parameters. Monitoring. Trophic state. Phytoplankton.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - ZONA EUFÓTICA E ZONA AFÓTICA.....	22
FIGURA 2 – ESQUEMA REPRESENTATIVO DO PROCESSO DE ESTRATIFICAÇÃO TÉRMICA EM UM RESERVATÓRIO	24
FIGURA 3 -VARIAÇÃO DE OD, CO ₂ E TEMPERATURA AO LONGO DA COLUNA D'ÁGUA PARA UM LAGO EUTROFIZADO	26
FIGURA 4 - TIPOS DE DISTRIBUIÇÃO DE OXIGÊNIO COM VARIAÇÃO DA TEMPERATURA E PROFUNDIDADE	27
FIGURA 5 – ESQUEMA DO CICLO DO CARBONO EM UM ECOSISTEMA AQUÁTICO	30
FIGURA 6 - TRANSFORMAÇÕES DO NITROGÊNIO NA ÁGUA E SEDIMENTO ...	32
FIGURA 7 - PERFIS DA DISTRIBUIÇÃO DO NITRATO, NITRITO E NITROGÊNIO AMONIACAL	34
FIGURA 8 - PRINCIPAIS VIAS DO FÓSFORO EM UM SISTEMA AQUÁTICO	36
FIGURA 9 - DISTRIBUIÇÃO VERTICAL GENERALIZADA DO FÓSFORO SOLÚVEL (PS) E TOTAL (PT) EM LAGOS ESTRATIFICADOS	37
FIGURA 10 - PRINCIPAIS FONTES DE NUTRIENTES E SUAS CONSEQUÊNCIAS NO PROCESSO DE EUTROFIZAÇÃO ARTIFICIAL	49
FIGURA 11 - TENDÊNCIA DA PRODUTIVIDADE PRIMÁRIA, CONCENTRAÇÃO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO E BIODIVERSIDADE SOBRE O AUMENTO DA CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO	50
FIGURA 12 - BATIMETRIA, INDICAÇÃO DOS PRINCIPAIS AFLUENTES E LOCALIZAÇÃO APROXIMADA DAS ESTAÇÕES ONDE FORAM ...	55
FIGURA 13 - RESERVATÓRIO PASSAÚNA.....	57
FIGURA 14 - SISTEMATIZAÇÃO SIMPLIFICADA DAS ANÁLISES DE FITOPLÂNTONS	63
FIGURA 15 - AMOSTRAS DE FITOPLÂNTONS.....	64
FIGURA 16 - SISTEMATIZAÇÃO SIMPLIFICADA DA ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS (PCA)	66
FIGURA 17 - CLASSIFICAÇÃO DO CORPO AQUÁTICO PELO IET DE ACORDO COM LAMPARELLI (2004)	69
FIGURA 18 - ANÁLISE DOS RESULTADOS.....	70

FIGURA 19 - BOX PLOT DA VARIAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DE ALGUNS PARÂMETROS MONITORADOS AO LONGO DO RESERVATÓRIO PASSAÚNA ENTRE 2018 E 2019	74
FIGURA 20 - RESULTADO DA ANÁLISE PCA ENTRE OS PONTOS DO RESERVATÓRIO PASSAÚNA MONITORADOS ENTRE 2018 E 2019	77
FIGURA 21 - CONCENTRAÇÕES DE FÓSFORO TOTAL E CLOROFILA-A, TRANSPARÊNCIA E IET MÉDIO DOS PONTOS SEGUNDO O ESTADO DE TROFIA	83
FIGURA 22 - NÚMERO DE GÊNEROS IDENTIFICADOS NAS AMOSTRAS DO RESERVATÓRIO PASSAÚNA	86
FIGURA 23 – ABUNDÂNCIA DOS FITOPLÂNCTONS DAS AMOSTRAS DO RESERVATÓRIO PASSAÚNA	87
FIGURA 24 - DCA REALIZADA COM OS FITOPLÂNCTONS DAS COLETAS DE NOVEMBRO/2018, FEVEREIRO/2019 E ABRIL/2019	90
FIGURA 25 - PERFIS DE TEMPERATURA - PONTE FERRARIA	92
FIGURA 26 - PERFIS DE TEMPERATURA - CAPTAÇÃO	92
FIGURA 27 - ESTRATIFICAÇÃO QUALITATIVA PROFUNDIDADE DO PONTO PONTE FERRARIA.....	94
FIGURA 28 - ABUNDÂNCIA DOS FITOPLÂNCTONS IDENTIFICADOS NO PONTO PONTE FERRARIA.....	94
FIGURA 29 – CORRELAÇÃO ENTRE OS DADOS DE PROFUNDIDADE DO PONTO PONTE FERRARIA.....	97
FIGURA 30 – ESTRATIFICAÇÃO QUALITATIVA PROFUNDIDADE DO PONTO CAPTAÇÃO	99
FIGURA 31 - VARIAÇÃO DE TEMPERATURA E OD MEDIDO POR MINIDOT ENTRE 2018 E 2019.....	99
FIGURA 32 - ABUNDÂNCIA DOS FITOPLÂNCTONS NO PONTO CAPTAÇÃO ...	101
FIGURA 33 – CORRELAÇÃO ENTRE OS DADOS DE PROFUNDIDADE DO PONTO CAPTAÇÃO.....	102

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1 - CARACTERÍSTICAS NA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA DE AMBIENTES OLIGOTRÓFICOS E EUTRÓFICOS.....	51
QUADRO 2 - DATA DAS COLETAS COM OS PONTOS ANALISADOS E A ESTAÇÃO DO ANO CORRESPONDENTE.....	58

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 -PRINCIPAIS PARÂMETROS MONITORADOS NO PASSAÚNA ENTRE 2018 E 2019.....	71
TABELA 2 – VARIÁVEIS COM MAIOR PESO NA DEFINIÇÃO DAS COMPONENTES PRINCIPAIS.....	75
TABELA 3 - RELAÇÃO ENTRE CONCENTRAÇÕES DE NITROGÊNIO E FÓSFORO DETERMINADAS NO MONITORAMENTO ENTRE 2018 E 2019.....	81
TABELA 4 - RIQUEZA, DOMINÂNCIA, DIVERSIDADE E EQUIDADE DO FITOPLÂNCTON	85
TABELA 5 - ALGUNS PARÂMETROS MEDIDOS NAS COLETAS COM FITOPLÂNCTON	87
TABELA 6 - VARIÁVEIS COM MAIOR PESO NA DEFINIÇÃO DAS COMPONENTES PRINCIPAIS – PONTE FERRARIA	96
TABELA 7 - VARIÁVEIS COM MAIOR PESO NA DEFINIÇÃO DAS COMPONENTES PRINCIPAIS – CAPTAÇÃO	101

LISTA DE ABREVIATURAS OU SIGLAS

CETESB	- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
Cl- <i>a</i>	- Clorofila- <i>a</i>
COD	- Carbono Orgânico Dissolvido
CONAMA	- Conselho Nacional do Meio Ambiente
CTD	- Conductive-Temperature-Depth
DC	- Componente destendenciado
DOD	- Déficit de Oxigênio Dissolvido
F	- Número de fitoplânctons
IAP	- Instituto Ambiental do Paraná
ICA	- Índice de Comprometimento Ambiental
ICF	- Índice de Comunidade Fitoplanctônica
IET	- Índice de Estado Trófico
IQA	- Índice de Qualidade de Água
IQAR	- Índice de Qualidade de Água em Reservatório
MUDAK	- Multidisciplinary Data Acquisition as Key for a Globally Applicable Water Resource Management
N Org.	- Nitrogênio Orgânico
NH ⁺ ₄	- Íon amônio
NO ⁻ ₂	- Nitrito
NO ⁻ ₃	- Nitrato
NT	- Nitrogênio Total
OD	- Oxigênio Dissolvido
OrtoP	- Ortofosfato
P Org.	- Fósforo orgânico
PC	- Componente principal
PT	- Fósforo Total
PTD	- Fósforo Total Dissolvido
PTP	- Fósforo Total Particulado
S	- Transparência da coluna d'água
SAIC	- Sistema de Abastecimento Integrado de Curitiba
T	- Número de táxons

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
1.1	JUSTIFICATIVA.....	16
1.2	OBJETIVOS	17
1.2.1	Objetivo geral	17
1.2.2	Objetivos específicos.....	18
2	REVISÃO DE LITERATURA.....	19
2.1	RESERVATÓRIOS.....	19
2.1.1	Parâmetros Físicos.....	21
2.1.2	Parâmetros Químicos	25
2.1.2.1	Oxigênio Dissolvido	25
2.1.2.2	Carbono.....	29
2.1.2.3	Nitrogênio	31
2.1.2.4	Fósforo	35
2.1.3	Parâmetros Biológicos.....	38
2.2	ÍNDICES DE QUALIDADE DE ÁGUA	42
2.3	DEGRADAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA	46
3	MATERIAIS E MÉTODOS	53
3.1	ÁREA DE ESTUDO E PONTOS DE MONITORAMENTO	53
3.2	PROCEDIMENTO ANALÍTICO, TRATAMENTO E ANÁLISE DOS DADOS	58
3.2.1	Carbono Orgânico Dissolvido	59
3.2.2	Nutrientes	60
3.2.3	Clorofila-a	60
3.2.4	Fitoplâncton	61
3.2.5	Análises estatísticas	65
3.2.6	Índice de Estado Trófico - IET	67
3.2.7	Análise dos dados	69
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	71
4.1	ANÁLISE I	71
4.1.1	Índice de Estado Trófico	82
4.1.2	Fitoplâncton	85
4.2	ANÁLISE II	91

4.3	ANÁLISE CRÍTICA	104
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	106
	REFERÊNCIAS.....	109
	ANEXO 1 – PESOS E CORRELAÇÕES OBTIDOS NA TÉCNICA DE COMPONENTES PRINCIPAIS EMPREGADA PARA OS DADOS DAS AMOSTRAS DE SUPERFÍCIE.....	120
	ANEXO 2 – TABELA DE DADOS	122
	ANEXO 3 – CÁLCULO DO IET SEGUNDO MÉTODO DE LAMPARELLI (2004) .	135
	ANEXO 4 – PESOS E CORRELAÇÕES DA PCA: AMOSTRAS DE PROFUNDIDADE - PONTE FERRARIA.....	137
	ANEXO 5 – PESOS E CORRELAÇÕES DA PCA: AMOSTRAS DE PROFUNDIDADE - CAPTAÇÃO.....	140

1 INTRODUÇÃO

A disponibilidade adequada de água é essencial para assegurar a sustentabilidade do meio ambiente e das diversas atividades humanas. Contudo, ações antrópicas vêm causando aumento na degradação em qualidade e quantidade dos recursos hídricos.

O aumento populacional, as mudanças do clima e as alterações de uso e ocupação do solo podem acarretar em grandes impactos ambientais, principalmente pelo lançamento de efluentes domésticos e industriais com altas taxas de matéria orgânica, nutrientes, substâncias inorgânicas e tóxicas, implicando na deterioração dos ecossistemas aquáticos.

Principalmente em ambientes lênticos, que respondem à dinâmica de cargas orgânicas e nutrientes diferentemente de rios, esse aumento de concentração de matéria orgânica e nutrientes pode afetar diretamente os diversos usos definidos ao ambiente aquático, como a preservação da vida aquática e abastecimento público. Os principais impactos relacionados à poluição no meio aquático são a depleção do oxigênio dissolvido, perda da biodiversidade e a aceleração de processos de eutrofização (FONSECA, 2010; VON SPERLING et al., 2008).

O aumento do aporte de nutrientes no sistema aquático, representado principalmente por fósforo e nitrogênio, podem negativamente acelerar o processo de eutrofização, a qual consiste na alteração significativa da produtividade primária do meio representada pelo crescimento exagerado de organismos aquáticos autotróficos, como as algas, cianobactérias planctônicas e macrófitas aquáticas (ARAÚJO et al., 2013).

As algas constituem uma das comunidades biológicas mais diversas, com centenas de gêneros e milhares de espécies, representando os principais produtores primários em muitos sistemas aquáticos e base de quase todas as teias alimentares aquáticas (ARRIGO, 2005), de maneira que a alteração na comunidade fitoplanctônica pode acarretar em impacto a toda cadeia trófica. Nesse sentido, o estudo do fitoplâncton se torna essencial para o entendimento de processos ecológicos e biogeoquímicos no corpo hídrico (RODRIGUES et al., 2017).

Dentro deste contexto, escolheu-se realizar um estudo sobre o grau de trofia e a variação fitoplanctônica no Reservatório Passaúna, localizado nas divisas das cidades de Curitiba, Campo Largo e Araucária/Paraná. A principal finalidade deste reservatório é o abastecimento de água aos habitantes de Curitiba e região metropolitana. Este reservatório, em operação desde o começo da década de 1990, integra um dos importantes compartimentos do SAIC - Sistema Integrado de Abastecimento de Água de Curitiba e Região Metropolitana, com uma vazão regularizada de 2,0 m³/s. Seu principal afluente, o Rio Passaúna, possui um comprimento de 57 km e área de drenagem de 188 km², desde a sua nascente até a foz no Rio Iguaçu (ACEVEDO et al., 2014), com diferentes tipos de uso e ocupação do solo e crescente pressão de ocupação urbana no entorno da área alagada do reservatório.

1.1 JUSTIFICATIVA

Problemas de eutrofização ocorrem com frequência em lagos e reservatórios de bacias hidrográficas urbanizadas, possuindo, muitas vezes, alta dificuldade em se identificar causas e medidas de se conter e remediar o problema.

Dessa maneira, o monitoramento da qualidade da água, tanto para ambientes lênticos quanto para ambientes lóticos, torna-se muito importante, pois permite identificar alterações na qualidade da água, além de possibilitar melhor interpretação das correlações com fenômenos climáticos ou de ocupação do solo, na evolução temporal da qualidade ambiental (BEM, 2009).

A capital do estado paranaense, Curitiba, e sua região metropolitana, conta com uma população estimada de 3.572.326 habitantes (IBGE, 2017), ao longo dos 29 municípios, enquanto apenas Curitiba, com 1.917.185 habitantes, possui um crescimento populacional de 1,7% ao ano. Desta forma, torna-se fundamental a gestão eficiente de recursos hídricos, prevendo o consumo às populações atual e futura, além do uso múltiplo das águas, conforme as Políticas Estadual e Nacional de Recursos Hídricos preveem (BRASIL, 1997; PARANÁ, 1999).

Dentre os usos múltiplos da água, um dos mais relevantes é o abastecimento público, a fim de fornecer abastecimento em quantidade e

qualidade adequada ao consumo humano, estabelecido como prioridade principalmente em época de escassez de água. Para isso, o Sistema de Abastecimento Integrado de Curitiba e Região Metropolitana - SAIC conta com alguns sistemas de abastecimento, dentre os quais tem-se 4 reservatórios principais, Iraí, Piraquara 1, Piraquara 2 e Passaúna, que abastecem Curitiba e parte da Região Metropolitana (SANEPAR, 2013).

Sabendo-se que ambientes lênticos possuem maior fragilidade com relação às ações antrópicas e o monitoramento contínuo torna-se primordial para identificar fontes de poluição e é base para a gestão e preservação de ambientes aquáticos, adotou-se aqui o Reservatório do Passaúna como estudo de caso, por meio de monitoramento da qualidade da água em diferentes pontos ao longo do reservatório. Adicionalmente, este reservatório tem sido objeto de estudo para pesquisas de diversas áreas do conhecimento, se destacando estudos que vem sendo realizados pelo Multidisciplinary Data Acquisition as Key for a Globally Applicable Water Resource Management (MUDAK), uma cooperação Brasil-Alemanha.

Assim, esta pesquisa se justifica no sentido de avaliar a condição atual e a variabilidade temporal e espacial, tanto na superfície como em profundidades na coluna d'água, de diferentes indicadores físicos, químicos e biológicos. De forma conjunta, contribuir para o entendimento dessas variações, a fim de prever riscos de degradação por poluições pontuais e difusas, justificados pelo uso e ocupação da Bacia Hidrográfica do Iguaçu e sub-bacia do Rio Passaúna, a qual faz parte, e contribuindo para melhores estratégias de manutenção do equilíbrio ambiental no ecossistema em estudo.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo geral

Avaliar o grau de trofia e a ocorrência e variabilidade de fitoplâncton em um reservatório de abastecimento público durante um ano hidrológico.

1.2.2 Objetivos específicos

- Avaliar se há variação espacial e temporal da qualidade da água no reservatório;
- Identificar possíveis diferenças na qualidade da água durante o período de estratificação térmica e de mistura no reservatório;
- Analisar se os níveis de preservação e/ou poluição alteram a presença e variabilidade de diferentes táxons;
- Verificar se a estratégia de monitoramento convencional realizado para fins de gestão de reservatórios é adequada para identificar as alterações na qualidade da água em um ano hidrológico.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 RESERVATÓRIOS

Reservatórios e represas, diferentemente de rios e lagos naturais, são ambientes construídos para um específico uso. Segundo a Lei nº 12.334/2010, que estabelece a Política Nacional de Segurança de Barragens, a construção de uma barragem pode ter a finalidade de dispor resíduos industriais ou rejeitos minerais, e ainda, reservar água, seja para abastecimento ou geração de energia.

No Brasil, segundo Meger (2007), o abastecimento público geralmente ocorre com o represamento de água em um trecho de rio. Tal empreendimento é capaz de trazer vários benefícios a uma grande parcela da população regional, favorecendo o turismo, atividades de recreação, navegação e geração de empregos, de maneira regulamentada pela Política Nacional de Recursos Hídricos, Lei nº 9.433/1997, a qual assegura que a gestão dos recursos hídricos deve sempre proporcionar o uso múltiplo das águas.

Ainda, na formação de um reservatório as condições naturais do corpo aquático são modificadas, transformando um ambiente com regime lótico em semi-lêntico e acarretando alterações nos fatores bióticos e abióticos. Também, o transporte de massa após o barramento do rio é alterado. Enquanto no rio o fluxo da água era contínuo e apresentava as condições de ambiente lótico, agora passa a se comportar como ambiente lêntico, com fluxo mais baixo e maior tempo de residência, tendendo a sofrer estratificação térmica na coluna d'água (MIHELIC; ZIMMERMAN, 2012).

Todas essas alterações no ambiente podem acarretar em prejuízos ao ambiente, como a perda de espécies nativas de peixes de rios e de animais selvagens, a necessidade de deslocamento da população com consequente deterioração das suas condições originais, assim como perda de valores estéticos e o aumento da emissão de gases de efeito estufa (TUNDISI, 2008). Ainda, a presença de fontes pontuais e difusas, principalmente em reservatórios localizados em áreas com intenso desenvolvimento urbano, pode acarretar em perdas da qualidade da água, da biodiversidade, eventuais custos de remediação e até a necessidade de diferentes técnicas de tratamento de água,

implicando em custos de manutenção e operação no sistema (STRASKRABA e TUNDISI, 2000).

Desta forma, o entendimento das características do ambiente construído, da dinâmica local e a maneira como está sendo usado é importante para promover medidas preventivas de impactos, bem como estratégias de operação e gestão desses ambientes.

A Portaria nº 2914, de 12 de dezembro de 2011, do Ministério da Saúde, trata dos procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e do seu padrão de potabilidade. Definindo limites dos parâmetros que devem ser analisados pela empresa responsável pelo abastecimento de água para consumo humano. Em seu Capítulo VI são apresentados os planos de amostragem para a, devendo realizar coletas semestrais de água bruta nos pontos de captações com a finalidade de avaliação de risco à saúde humana.

No estado do Paraná, o programa “Monitoramento da Qualidade das Águas dos Reservatórios do Estado do Paraná” desenvolvido pelo Instituto Ambiental do Paraná – IAP foi criado com a finalidade de avaliar e monitorar a qualidade da água de ambientes lênticos. O programa acompanhou de 1999 a 2013, 29 reservatórios, classificando segundo seu principal uso, como abastecimento público, uso industrial, geração de energia e parques urbanos (IAP, 2017).

O programa idealizado pelo IAP realizou uma compartimentação horizontal nos reservatórios, de maneira a identificar a zona lacustre para a escolha do ponto de monitoramento, região próxima à barragem, a qual é considerada mais representativa do funcionamento de um reservatório. Ainda, a frequência de amostragem foi semestral, com coletas no inverno e no verão, considerando bem definidas as características das estações climáticas no Estado do Paraná.

Os métodos e procedimentos utilizados no monitoramento limnológico dos reservatórios buscam conhecer as principais características ecológicas de cada reservatório, entendendo as particularidades físicas regionais, disponibilidade e distribuição de nutrientes e poluentes, e dinâmica dos organismos do ecossistema. Isso possibilita a divulgação de informações de qualidade de água e sua tendência ao longo do tempo. Ainda, indicando medidas

de saneamento e manejo visando à conservação e/ou recuperação da qualidade das águas destes ecossistemas em função dos seus usos múltiplos. Dentro deste contexto, diferentes parâmetros físicos, químicos e biológicos podem ser utilizados para a caracterização ambiental, bem como para o monitoramento da qualidade da água em reservatórios.

2.1.1 Parâmetros Físicos

A radiação solar, quando atravessa a atmosfera terrestre, tem sua intensidade e qualidade alteradas devido ao espalhamento pelas partículas de poeira e gases, resultando na radiação difusa, e da absorção pelo vapor d'água, oxigênio, ozônio e dióxido de carbono (TUNDISI, 2008; ESTEVES, 2011).

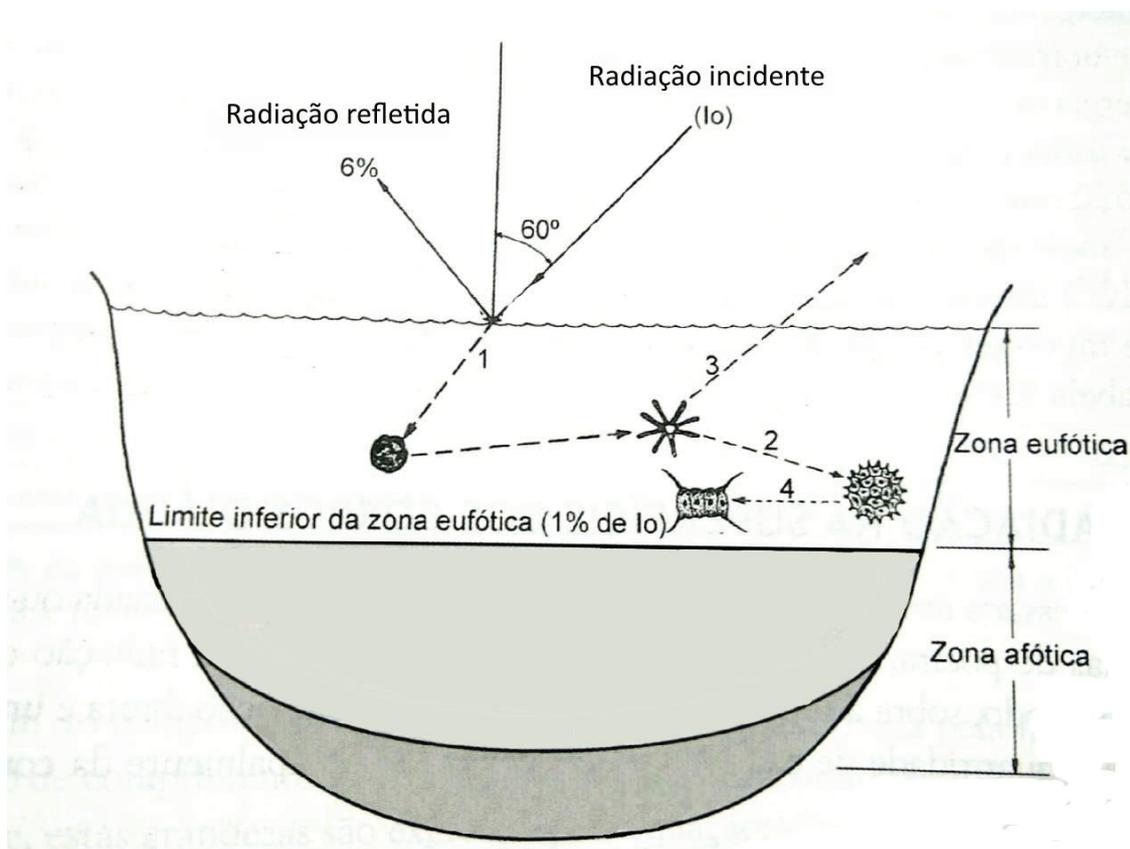
Na superfície dos corpos de água chegam a radiação incidente e a difusa da atmosfera, sendo ainda modificadas pela refração e pela reflexão na interface ar/água. Tais efeitos dependem do ângulo de incidência e do estado da superfície dos corpos de água, com ou sem a presença de ondas, provocadas pelo vento (TUNDISI, 2008; ESTEVES, 2011).

A radiação solar absorvida (radiação subaquática) pelos corpos aquáticos é distribuída e/ou absorvida por 4 componentes, o material particulado, os organismos fotossintetizantes, compostos dissolvidos e a água. Devido a esses componentes, a intensidade da luz decresce exponencialmente com a profundidade, variando conforme a sua abundância, já que há variação no quanto de radiação é absorvida pelo elemento, dependendo do material orgânico em suspensão, vivo ou morto, das substâncias dissolvidas na água e da densidade de organismos presentes (TUNDISI, 2008).

Segundo Tundisi (2008), a zona eufótica é a camada de massa de água iluminada (FIGURA 1), sendo que geralmente assume-se como limite inferior a profundidade onde a concentração da radiação solar é 1% da radiação absorvida pela água. A zona afótica é a camada localizada abaixo, sendo caracterizada por ser uma região que não recebe a radiação solar incidente, e, conseqüentemente, apresenta baixa produtividade primária. As suas profundidades dependem da absorção de radiação, da transmitância, dos organismos planctônicos e das concentrações de partículas em suspensão e de substâncias dissolvidas ao

longo da coluna d'água, sofrendo variações diárias, sazonalmente ou com eventos climatológicos.

FIGURA 1 - ZONA EUFÓTICA E ZONA AFÓTICA



FONTE: Esteves (2011).

A intensidade de radiação é capaz de influenciar o comportamento de vários organismos. Um exemplo é a migração dos zooplânctons ao longo da coluna d'água. Durante a noite esses organismos sobem até a superfície para se alimentarem e durante o dia, se escondem de predadores, na zona afótica (TUNDISI, 2008).

Uma das maneiras simplificadas de se determinar o comprimento da zona fótica é utilizando um Disco de Secchi. Tal equipamento é capaz de medir a transparência na coluna d'água, e posterior, determinação da profundidade da zona fótica, sendo estimada 3 vezes a transparência (ESTEVES, 2011). Ainda, índices de qualidade de água utilizam a medida direta da transparência como um parâmetro de qualidade de água, sendo o caso do Índice de Estado Trófico e Índice de Qualidade de Água de Reservatórios (IAP, 2017).

Adicionalmente, incidência da radiação solar está relacionada com a transferência de calor na superfície do reservatório e, conseqüentemente, às diferenças de temperatura ao longo da coluna d'água. Segundo Tundisi (2008), as variações diurnas na transferência de calor são responsáveis pelo aquecimento ou resfriamento do ambiente aquático e pelos comportamentos da massa d'água. Dessa forma, o estudo do balanço de calor dos ecossistemas aquáticos continentais é de grande relevância para auxiliar na compreensão dos efeitos físicos sobre o ambiente e suas implicações sobre os processos químicos e biológicos.

A temperatura da água é capaz de influenciar diretamente processos vitais em ambientes lacustres, alterando a taxa de produtividade primária e degradação da matéria orgânica. Em lagos tropicais as temperaturas podem ser consideradas a base para toda a dinâmica dos lagos. O aumento da temperatura favorece a reprodução de organismos fitoplanctônicos, conseqüentemente, elevando o consumo de nutrientes dissolvidos. Além de produzir um efeito positivo no metabolismo dos organismos, favorecendo a decomposição de detritos orgânicos e a reciclagem de nutrientes (ESTEVES, 1998).

A temperatura também está relacionada a um processo físico básico, mas muito importante em lagos, a estratificação térmica. Esse processo está relacionado à distribuição desigual da temperatura ao longo da coluna d'água, exercendo importante controle nos fluxos verticais de materiais dissolvido e particulado, assim como na estrutura e funções do ecossistema aquático (AESCHBACH-HERTIG et al., 2007; ZHANG et al., 2014).

Segundo Zhang et al. (2014), a estratificação é favorecida pela propriedade de expansão da água, o qual gradiente de densidade vertical resultante de aquecimento ou resfriamento das águas superficiais. Esses gradientes de densidade formam regiões de mudanças bruscas na temperatura da água, como barreiras físicas que dificultam a mistura entre as diferentes camadas formadas.

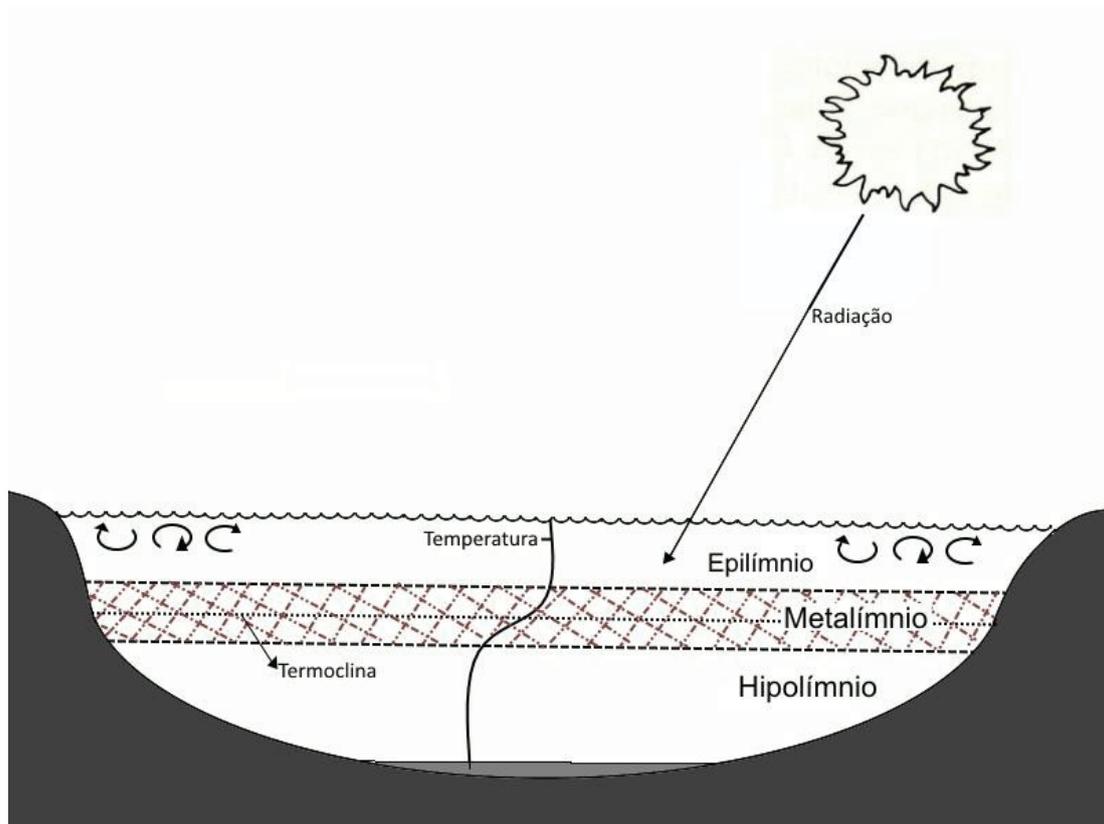
Próximo à superfície, forma-se a camada chamada de epilímnio, ali a água está em maior contato com o ar e é aquecida com facilidade, segundo Liu et al. (2019), havendo alta presença de luz e escassos nutrientes, pelo maior consumo. A temperatura mais elevada dessa camada superior resulta em menor densidade da água, dificultando sua mistura com as camadas inferiores. Ainda,

essa região é marcada pela ação do vento, o qual realiza mistura e caracteriza a região como mais homogênea.

Próximo ao fundo há pouca, ou nenhuma, incidência de luz, com temperaturas mais baixas e mais estáveis e maiores valores de densidade da água. Essa camada inferior é chamada de hipolímnio.

A região de transição entre as duas camadas é chamada de metalímnio, apesar da dificuldade de detecção de seus limites é a região onde ocorre a maior diferença de temperatura, conforme detalhado na FIGURA 2. O seu centro é chamado de termoclina, ponto onde se dá a mudança no gradiente de temperatura (LIU et al., 2019).

FIGURA 2 – ESQUEMA REPRESENTATIVO DO PROCESSO DE ESTRATIFICAÇÃO TÉRMICA EM UM RESERVATÓRIO



FONTE: A autora (2020).

A estratificação nos ecossistemas aquáticos continentais segue padrões muito variáveis, mesmo para ecossistemas localizados na mesma região, já que depende de fatores climáticos e características do próprio ecossistema, como a morfometria. Em lagos tropicais, a estratificação térmica pode ocorrer

sazonalmente ou diariamente, favorecida pelas baixas profundidades devido aos processos geológicos e altas amplitudes na variação da temperatura diária (ESTEVES, 1998; TUNDISI, 2008).

O processo de circulação e mistura do lago, conforme apresentado, depende de diversas características da região e do próprio ambiente, como exemplo, a velocidade do vento e a topografia (TUNDISI, 2008). Ambientes aquáticos capazes de promover a circulação de toda a coluna d'água são chamados de lagos holomíticos, enquanto lagos que não conseguem promover a mistura em toda coluna são chamados de meromíticos. Ainda, é possível classificar o ambiente segundo o número de misturas por ano, podendo ser monomíticos, dimíticos, oligomíticos ou polimíticos (ESTEVES, 1998).

Dentre as consequências da partição da coluna d'água, pela estratificação térmica tem-se a estratificação química, ocorrendo quando os gases e compostos orgânicos e inorgânicos presentes na água não apresentam distribuição homogênea. A disponibilidade de oxigênio dissolvido e nutrientes pode ser diferente entre as camadas, modificando a distribuição vertical, a migração e o metabolismo de fitoplânctons e zooplânctons, assim como a degradação da matéria orgânica (LIU et al., 2019).

Segundo Foley et al. (2012), a concentração de oxigênio dissolvido na camada do hipolímnio pode se esgotar devido à baixa reoxigenação vertical e a baixa atividade de fotossíntese pela ausência de luz.

2.1.2 Parâmetros Químicos

2.1.2.1 Oxigênio Dissolvido

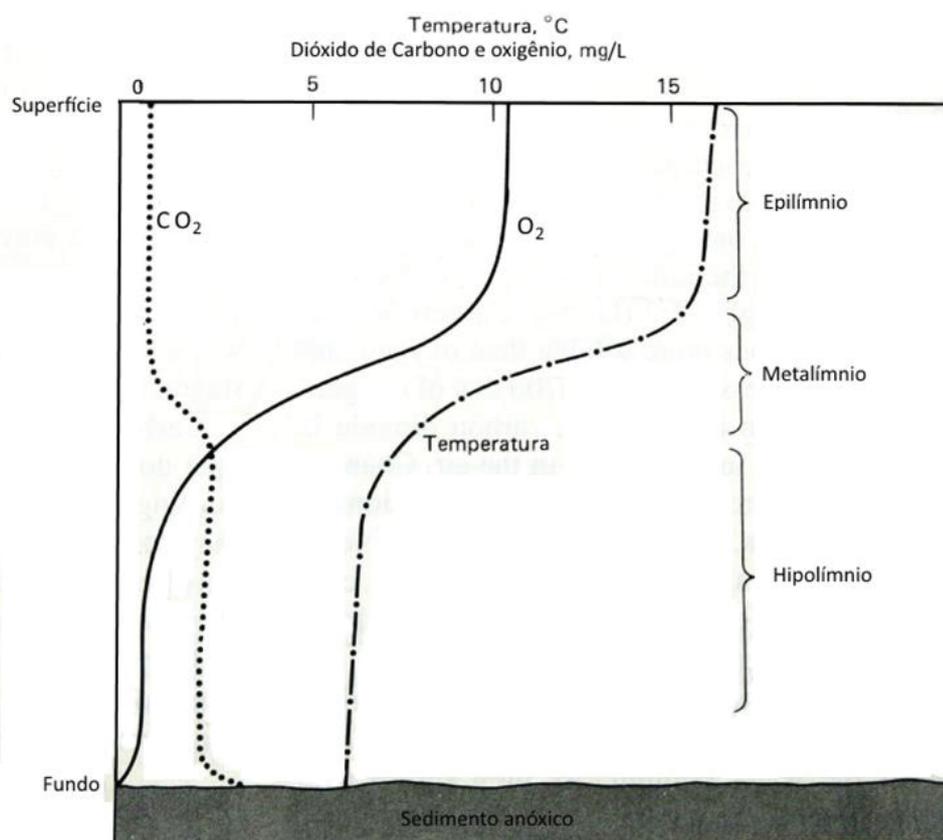
O oxigênio dissolvido (OD) é um dos gases mais importantes dos ambientes aquáticos, sendo essencial ao metabolismo de todos os organismos aquáticos aeróbios (WETZEL, 1993).

O oxigênio participa de muitas reações biológicas e químicas. Dessa forma, baixas concentrações de OD podem afetar a distribuição e o crescimento de peixes e invertebrados, além de influenciar a solubilidade do fósforo e outros nutrientes inorgânicos (KALFF, 2002).

A concentração de oxigênio reflete sobre a dinâmica do ecossistema, representando o balanço entre a oferta e as perdas, referentes ao consumo para a decomposição da matéria orgânica, perdas para a atmosfera, respiração dos organismos aquáticos e oxidação de íons metálicos. Suas principais fontes de OD no meio aquático são a fotossíntese, realizada pelos organismos fotossintetizantes, e a difusão a partir da atmosfera, por indução pelo vento e difusão através da superfície da água, o que depende da concentração na água em relação à concentração de saturação (ESTEVES, 1998; KALFF, 2002).

Dentre as fontes e consumos apresentados, é possível produzir um padrão de distribuição inversamente ao padrão do dióxido de carbono (CO_2). Enquanto há consumo de CO_2 durante a fotossíntese, há produção de O_2 , o contrário ocorre nos processos de respiração e decomposição da matéria orgânica, conforme apresentado esquematicamente na FIGURA 3.

FIGURA 3 -VARIAÇÃO DE OD, CO_2 E TEMPERATURA AO LONGO DA COLUNA D'ÁGUA PARA UM LAGO EUTROFIZADO

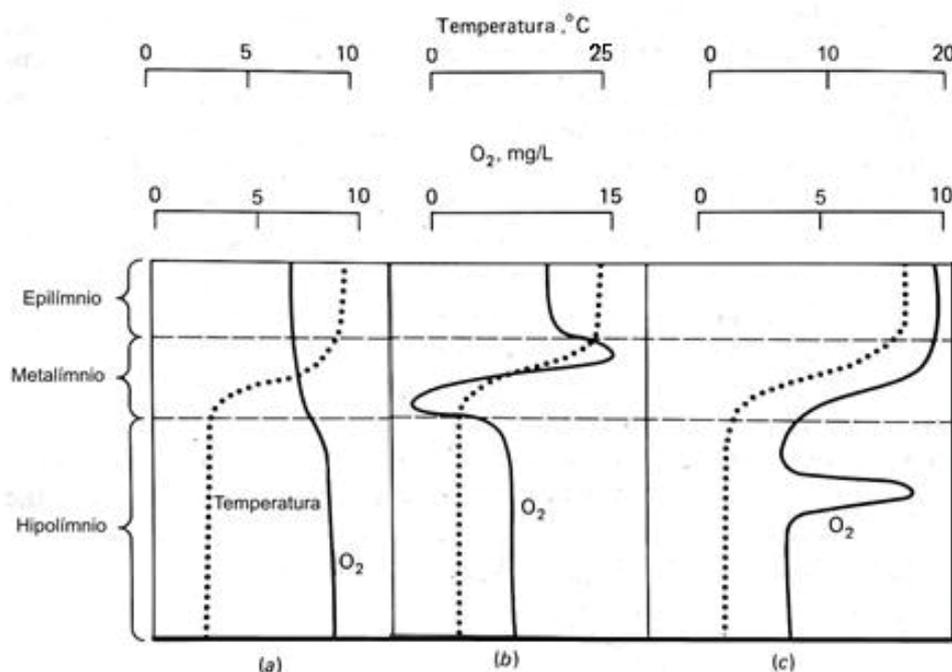


FONTE: Modificada de Horne e Goldman (1994).

Considerando um ambiente eutrofizado, com temperaturas mais elevadas e alta produção primária na zona eufótica, haverá um maior consumo de gás carbônico devido à fotossíntese e grande produção de oxigênio dissolvido. O declínio de oxigênio no hipolímnio ocorre principalmente pelo seu consumo devido à morte e processo de decomposição de uma grande quantidade de organismos que estavam no epilímnio (HORNE e GOLDMAN, 1994; ESTEVES, 2011).

Contudo, as variações de OD ao longo da coluna d'água dependem do estado de trofia do ambiente. Horne e Goldman (1994) apresentou algumas das curvas de oxigênio dissolvido (FIGURA 4). Ambientes oligotróficos (FIGURA 4a), diferentemente dos ambientes eutróficos, possuem baixa produtividade devido às baixas concentrações de nutrientes ofertadas aos organismos fotossintetizantes, da mesma forma, o consumo de oxigênio se mantém baixo para respiração e decomposição da matéria orgânica, podendo haver maior concentração de oxigênio na camada do hipolímnio.

FIGURA 4 - TIPOS DE DISTRIBUIÇÃO DE OXIGÊNIO COM VARIAÇÃO DA TEMPERATURA E PROFUNDIDADE



FONTE: Modificada de Horne e Goldman (1994).

Um ambiente com alta presença de organismos fotossintetizantes mais abaixo da superfície, no meio ou fim da zona fótica (FIGURA 4b), pode resultar em maior produção e concentração de oxigênio dissolvido nessa faixa. No entanto, logo abaixo pode ocorrer queda da concentração pelo alto consumo durante a decomposição dos organismos, antes de chegar na camada do hipolímnio.

A FIGURA 4c representa um ambiente aquático com a presença de alguma anomalia, podendo ser uma corrente fria de água de rio, rica em oxigênio, porém, incapaz de produzir efeito na temperatura da camada.

Ainda, a variação da concentração de OD pode ocorrer ao longo do dia, havendo grande produção durante o dia, já que depende de disponibilidade de nutrientes e luz, enquanto o consumo permanece durante as 24 horas (HORNE e GOLDMAN, 1994).

Outro fator importante, sobre a concentração de OD no meio aquático é a sua solubilidade, influenciada principalmente pela temperatura da água (Kalff, 2002). Quanto maior a temperatura da água, menor será a solubilidade do OD. Dessa forma, pode-se considerar que lagos similares, um em região temperada e outro, em região tropical, possuirão concentrações distintas de OD na região do hipolimnio.

A pressão e a salinidade, para ambientes costeiros, são dois fatores que também contribuem com a solubilidade do OD. A queda da pressão barométrica, à medida que ocorre o aumento da altitude, faz com que a solubilidade do OD diminua, assim como o aumento na salinidade na água (KALFF, 2002). Dessa forma, corpos aquáticos de altas altitudes ou em ambientes tropicais, com altas temperaturas, adicionadas às altas taxas de respiração pelas comunidades aquáticas são mais propícios à hipoxia ou até anoxia na camada do hipolimnio.

Diante da relevância desse parâmetro químico para toda a dinâmica dos organismos no meio aquático, a Resolução do CONAMA nº 357, de 2005, estabelece faixas de concentrações mínimas para cada classe, de acordo com as necessidades de preservação da qualidade da água, segundo a principal finalidade daquele ambiente aquático. Ambientes aquáticos de classe especial, que são destinados a abastecimento público ou preservação de comunidades aquáticas e dos ambientes aquáticos inseridos em unidades de preservação, devem apresentar as suas condições naturais preservadas.

Enquanto ambientes de classe I são um pouco menos restritivos, destinados ao abastecimento com tratamento simplificado, à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas, à recreação de contato primário e, à irrigação de hortaliças e frutas que serão consumidas cruas, para isso devem possuir concentração de OD acima de 6 mg/L.

As águas de classe II, aquelas com concentração de OD acima de 5 mg/L, podem ser destinadas aos mesmo usos do que os definidos na classe I, no entanto, para o abastecimento público deve ser necessário tratamento convencional. Pode-se também irrigar parques, jardins e campos de lazer, e praticar atividades como aquicultura e pesca.

De maneira a quantificar a degradação do corpo aquático segundo a concentração do oxigênio dissolvido, esse parâmetro é utilizado no Índice de Qualidade de Água – IQA, comumente empregado em cálculos de qualidade de água no Brasil. No estado do Paraná, um dos índices utilizados para avaliar a qualidade da água do corpo aquático, o IQAR – Índice de Qualidade de Água de Reservatórios, considera o déficit de oxigênio dissolvido como um dos parâmetros de cálculo.

2.1.2.2 Carbono

A matéria orgânica, nos ambientes aquáticos, faz parte naturalmente de toda a cadeia alimentar e da ciclagem de nutrientes, sendo uma mistura de diversos compostos orgânicos produzidos no corpo aquático ou então, provenientes de fontes alóctones naturais ou antropogênicas (KNAPIK et al., 2014).

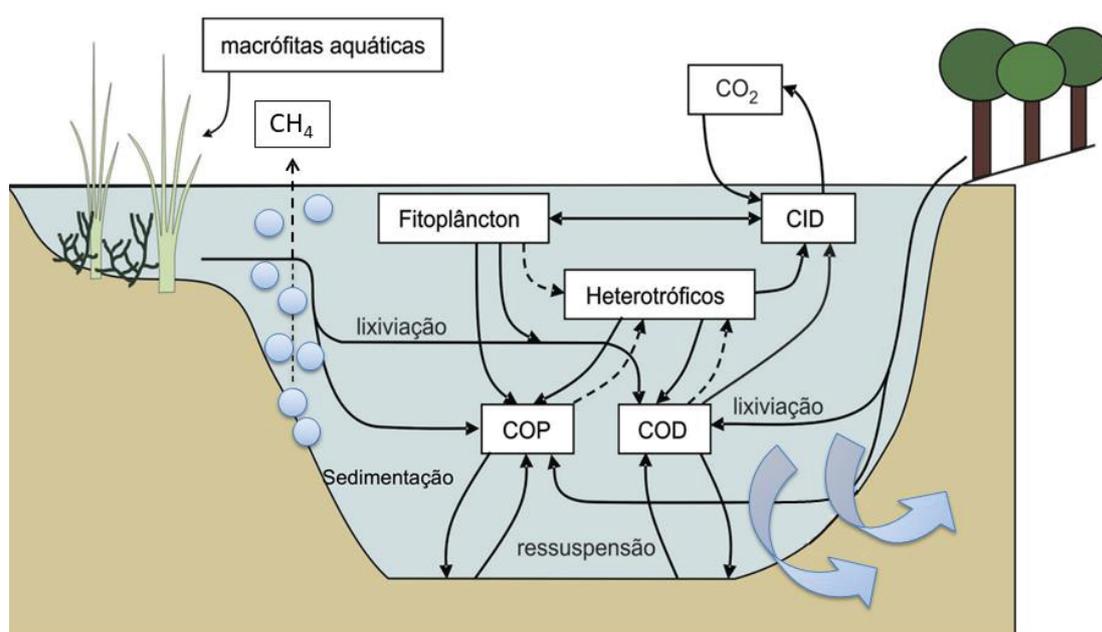
Sua composição depende da sua fonte, mas como componente principal tem-se o carbono. Portanto, o carbono torna-se um dos elementos mais importantes já que está presente em todas as moléculas orgânicas e compõem boa parte da biomassa dos organismos (ESTEVES, 2011).

Esse macronutriente pode ser encontrado na forma orgânica (COT) particulada (COP) ou dissolvida (COD), ou inorgânica (CI), como CO_2 . O COP é encontrado em organismos ou na matéria orgânica detrital. Enquanto o COD é constituído por diversas biomoléculas, como substâncias húmicas que são mais

resistentes à degradação biológica, ou proteínas e açúcares, que possuem em sua estrutura composição mais lábil (ESTEVES, 2011; KNAPIK et al., 2014).

As macrófitas aquáticas, os fitoplânctons e o perifíton são as principais fontes de carbono orgânico ao sistema aquático ao incorporarem o gás carbônico (CO_2) à sua biomassa, transformando em COP ou ainda, como excreção ou morte, liberando-o como COD. As interações tróficas entre os organismos possibilitam também a circulação do carbono, conforme apresentado na FIGURA 5 (ESTEVES, 2011).

FIGURA 5 – ESQUEMA DO CICLO DO CARBONO EM UM ECOSISTEMA AQUÁTICO



FONTE: Modificada de Esteves (2011).

Nota-se que as transformações do carbono ocorrem principalmente com os organismos aquáticos e por meio de processos físicos, como a degradação realizada pela radiação solar. Os organismos realizam processos produtivos, como a fotossíntese, bem como nos processos de assimilação. No entanto, condições ambientais como o pH, concentração de OD e temperatura podem interferir tais processos (ESTEVES, 2011).

Ambientes com a presença de oxigênio favorecem organismos com metabolismo aeróbico, que durante a respiração realizam diversas transformações bioquímicas com o COD até liberar CO_2 . Em ambientes com condições anaeróbicas ou próximo ao sedimento de ambientes profundos ou estratificados, com presença de compostos inorgânicos, os organismos conseguem utilizá-los e realizar a respiração completa com o COD.

Na ausência de tais compostos, pode ocorrer metanogênese, que é a fermentação do carbono orgânico para a liberação de energia, tendo como produto o gás metano (CH_4). Novamente em condições aeróbicas, o metano pode ser oxidado, formando CO_2 por bactérias metanotróficas (ESTEVES, 2011).

2.1.2.3 Nitrogênio

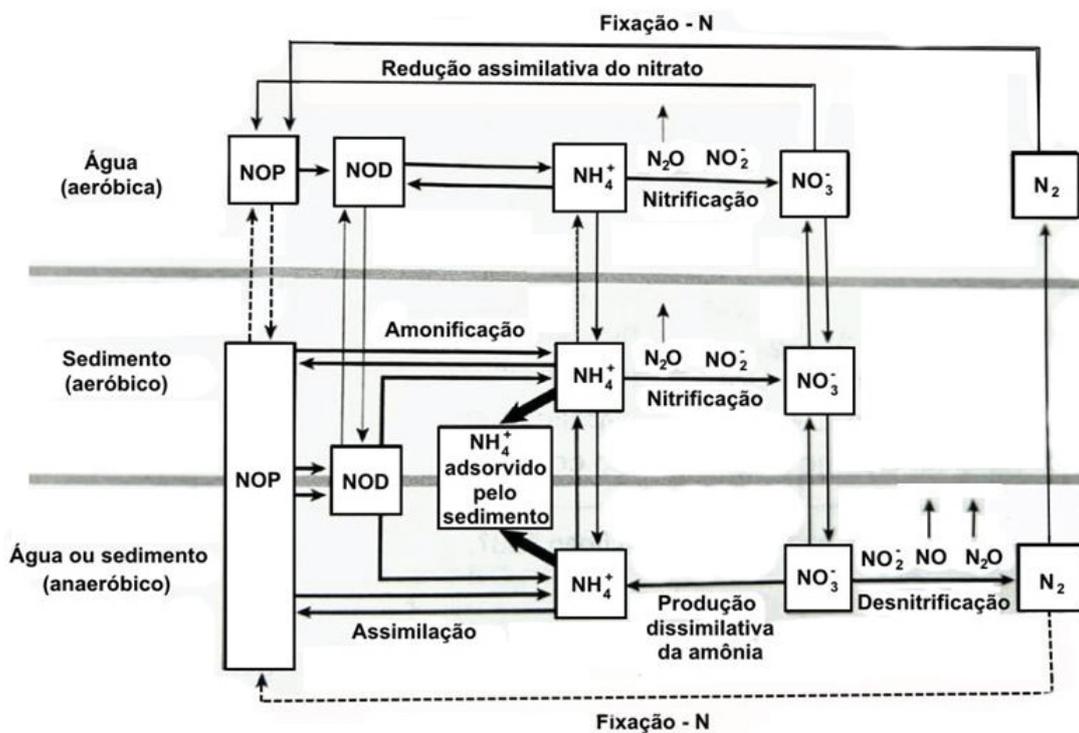
O Nitrogênio é um dos principais componentes químicos da natureza, sendo o gás nítrico (N_2) o mais abundante da atmosfera. Sua importância se dá pelo fato de ser primordial ao metabolismo e à constituição celular. Quando em baixas concentrações nos ambientes aquáticos, pode ser limitante ao crescimento de algas e microrganismos primários, assim como para demais organismos, como zooplâncton (HORNE e GOLDMAN, 1994; ESTEVES, 2011).

As principais fontes de nitrogênio nos ecossistemas aquáticos são fixação biológica do nitrogênio, chuvas e tempestades atmosféricas de raios, aporte orgânico e inorgânico de ecossistemas fronteiriços e efluentes domésticos e industriais (ESTEVES, 2011).

O nitrogênio no ambiente aquático sofre diversas transformações, podendo se apresentar em diversas frações (FIGURA 6). O nitrogênio orgânico (N org.) se apresenta na forma particulada (NOP) nos organismos aquáticos e detritos, e a fração dissolvida (NOD) está presente nos compostos lixiviados de organismos envelhecidos ou mortos (KALFF, 2002).

Enquanto o nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) pode ser encontrado como nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), íon amônio (NH_4^+), amônia (NH_3), óxido nitroso (N_2O), e ainda o nitrogênio molecular (N_2). Sendo as três primeiras frações assimiláveis pelos organismos primários, segundo Esteves (2011). A forma do NH_4^+ é a maior fração do nitrogênio inorgânico em ambientes aquáticos anaeróbicos e o NO_3^- a maior fração em ambientes aeróbicos.

FIGURA 6 - TRANSFORMAÇÕES DO NITROGÊNIO NA ÁGUA E SEDIMENTO



FONTE: Kalff (2002).

Segundo Kalff (2002), a transformação do nitrogênio em orgânico particulado (NOP) se dá pela fixação do N_2 por organismos heterotróficos e fotossintetizantes, assim como a redução assimilativa de nitrato por organismos fotossintetizantes.

A redução do nitrato ainda é possível que ocorra pela sua transformação em nitrito, e a partir daí podem ocorrer três processos dissimilatórios, que transformam quimicamente as formas inorgânicas do nitrogênio, a desnitrificação, a redução dissimilatória do nitrito em amônio e a oxidação anaeróbica de amônio (anammox).

A desnitrificação é realizada principalmente sob condições anaeróbicas por bactérias anaeróbicas facultativas e desnitrificantes, ocorrendo geralmente no sedimento pelas baixas concentrações de oxigênio. No entanto, a presença de sulfeto (S^{2-}) inibe o processo final da desnitrificação, liberando N_2O importante gás ligado ao efeito estufa (ESTEVES, 2011).

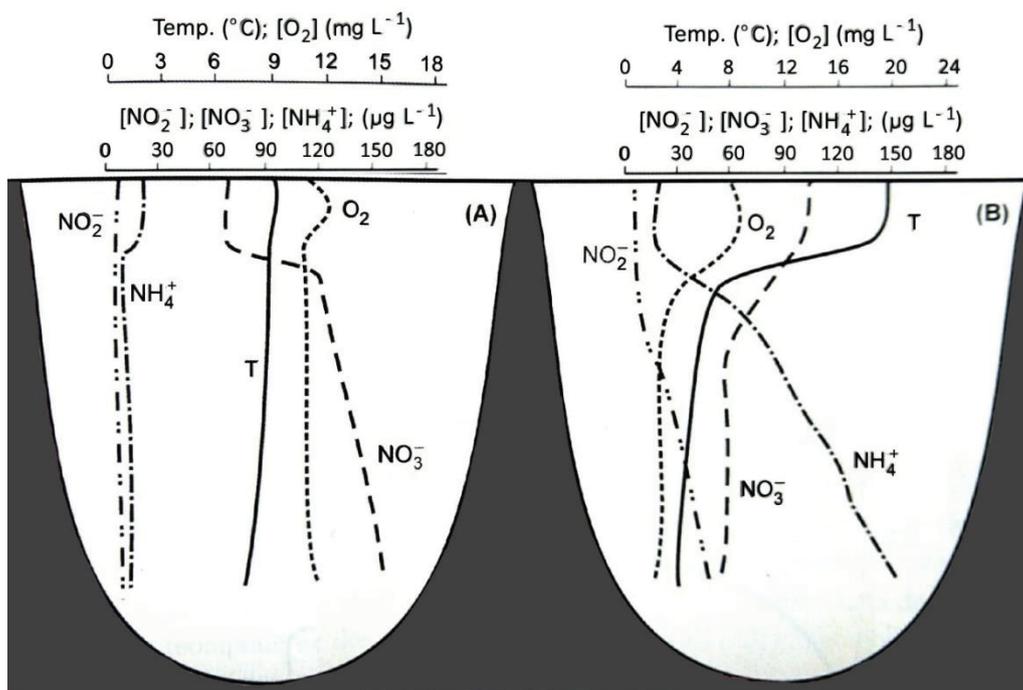
A produção dissimilativa da amônia, ou amonificação do nitrito tem como resultado a formação de NH_4^+ , é realizada por bactérias fermentativas. Tal processo pode ser mais observado em ambientes eutrofizados, onde ocorre maior presença de sedimentos ricos em matéria orgânica, enquanto a desnitrificação, é mais comum em ambientes oligotróficos, possuindo sedimentos com menor concentração de matéria orgânica.

Apesar da produção do íon amônio pelo nitrito, segundo Kalff (2002), a maior parcela se dá pela amonificação. Sendo esse processo realizado por organismos heterotróficos por meio da mineralização, aeróbica ou anaeróbica, do nitrogênio orgânico, ocorre principalmente no sedimento como processo inicial da decomposição da matéria orgânica.

O seu processo inverso é chamado de nitrificação, transformando a amônia em nitrito e nitrato na presença de oxigênio. Tal processo ocorre por bactérias quimioautotróficas na obtenção de energia. A transformação do nitrito ocorre por bactérias do gênero *Nitrossomonas*, enquanto sua oxidação, e formação do nitrato é realizada por bactérias *Nitrobacter*, conhecidas como bactérias nitrificantes (ESTEVES, 2011).

Conforme apresentado, a transformação e consumo do nitrogênio estão diretamente ligados aos processos de produção e decomposição no ambiente aquático, principalmente as frações assimiláveis pelos organismos primários. No entanto, dependem de diversos fatores como concentração de OD e comportamento térmico (FIGURA 7) (ESTEVES, 2011).

FIGURA 7 - PERFIS DA DISTRIBUIÇÃO DO NITRATO, NITRITO E NITROGÊNIO AMONIAL



FONTE: Esteves (2011).

LEGENDA: (A) ambiente misturado termicamente. (B) ambiente estratificado.

Ambientes aquáticos não estratificados (FIGURA 7A) e com concentração homogênea de oxigênio dissolvido ao longo da coluna d'água tendem a apresentar baixas concentrações de nitrogênio amoniacal, sendo o produzido transformado rapidamente em nitrito e nitrato pela nitrificação. Tal fato favorece concentrações elevadas de nitrato, que são também consumidas pelos fitoplânctons nas camadas superiores (redução assimilativa do nitrato) (ESTEVES, 2011).

A FIGURA 7B exemplifica um ambiente estratificado termicamente, podendo notar a baixa concentração de nitrogênio amoniacal próximo à superfície, principalmente pelo processo de nitrificação. Enquanto na camada do hipolimnion há aumento do nitrogênio amoniacal na medida em que há redução do oxigênio dissolvido. O inverso ocorre com nitrito e nitrato.

A Resolução do CONAMA 357, de 2005, estabelece concentrações máximas para nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal. As máximas concentrações de nitrato e nitrito para corpos aquáticos de classes 1 e 2 são, 10 mg/L e 1 mg/L, respectivamente. O limite de concentração de nitrogênio amoniacal total, irá depender da faixa de pH em que se encontra. A resolução estabelece ainda,

para ambientes lênticos e lóticos, concentrações limites de nitrogênio total, quando o nitrogênio for fator limitante para eutrofização.

2.1.2.4 Fósforo

Segundo Tundisi (2008), o fósforo é um componente essencial ao funcionamento e crescimento dos organismos. Ainda, na maioria dos corpos aquáticos continentais atua como nutriente limitante à produtividade primária (ESTEVES, 1998).

No meio aquático, o fósforo total (PT) pode estar na fase dissolvida (PTD) ou particulada (PTP). O fósforo particulado está presente nos seres vivos, nas fases minerais das rochas e solos e adsorvido na matéria orgânica particulada morta. O fósforo dissolvido, no entanto, é constituído por ortofosfato (PO_4^{-3}), polifosfatos, coloides orgânicos e ésteres fosfóricos de baixo peso molecular (WETZEL, 1993).

Apesar das diversas formas, ou frações, do fósforo presentes no ambiente terem grande importância, dá-se destaque ao ortofosfato, sendo a principal forma de fosfato assimilada pelos organismos aquáticos (ESTEVES, 1998).

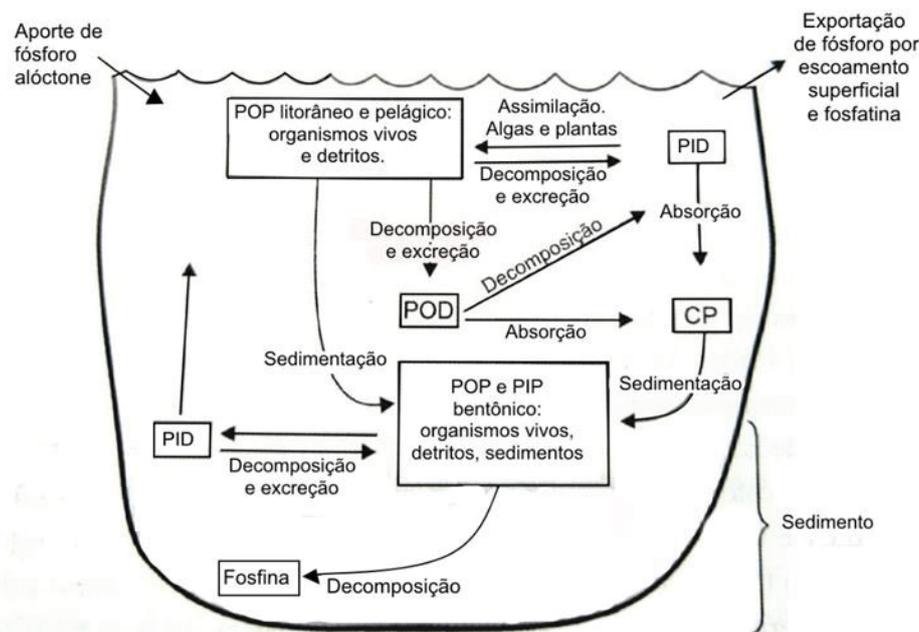
As concentrações de fósforo total encontradas nos ambientes aquáticos podem ser de fontes naturais ou artificiais, e variam significativamente em função, por exemplo, das características regionais. Em regiões montanhosas com rochas cristalinas a liberação do fósforo se dá pela intemperização, chegando aos corpos aquáticos na forma de fósforo solúvel ou adsorvido às argilas orgânicas. Como outras fontes naturais de fósforo tem-se o material particulado presente na atmosfera, os excrementos de aves aquáticas e o resultante da decomposição dos organismos aquáticos (WETZEL, 1993; ESTEVES, 1998).

No entanto, em áreas urbanas e industrializadas, as fontes de fósforo artificiais são mais significativas, sendo as principais, esgotos domésticos e industriais e material particulado na atmosfera de origem industrial (ESTEVES, 1998).

O fósforo na forma inorgânica dissolvida (PID), como ortofosfato, é assimilado por macrófitas, microalgas e bactérias, que o utilizam durante a

biossíntese da matéria orgânica e o incorporam na fração orgânica particulada (POP), que compõe a maior parcela do fósforo nos ecossistemas aquáticos. Esses organismos primários podem ser consumidos por zooplânctons, levando consigo material rico em fosfato, conforme esquematizado na FIGURA 8 (ESTEVEES, 2011).

FIGURA 8 - PRINCIPAIS VIAS DO FÓSFORO EM UM SISTEMA AQUÁTICO



FONTE: Esteves (2011).

Esse fosfato absorvido ainda no epilímnio pode ser excretado dos organismos vivos na mesma camada ou ainda liberado por hidrólise enzimática, da matéria em decomposição utilizada por organismos decompositores como fonte de energia, que passa a compor a fração orgânica dissolvida (POD) e posteriormente, ao sofrer mineralização é liberada como PID (ESTEVEES, 2011).

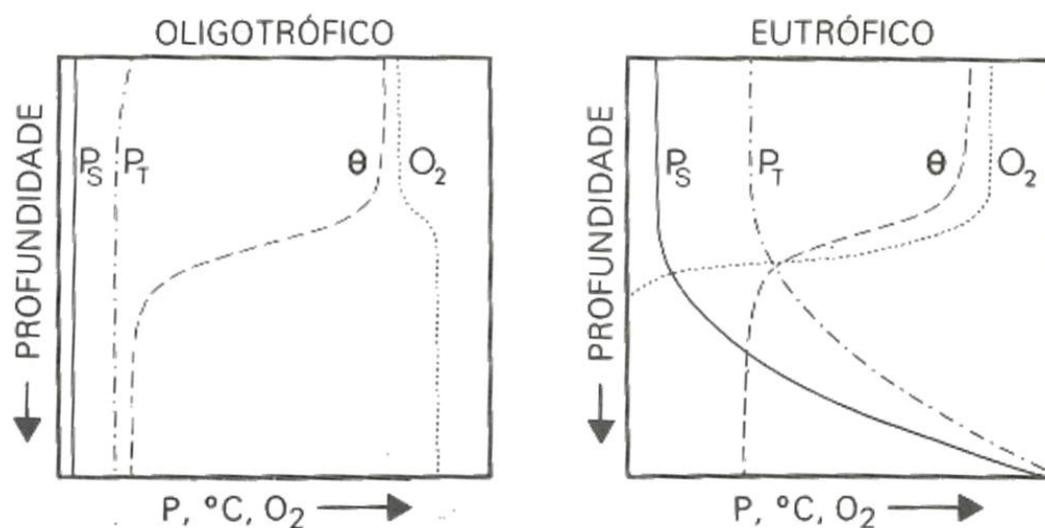
O PID e o POD podem sofrer sedimentação até o hipolímnio ou sedimento, ao serem adsorvidos por materiais coloidais, formando o fósforo coloidal (PC). Tais processos torna disponível o fósforo aos organismos associados ao sedimento (ESTEVEES, 2011).

A absorção de PID (ortoP) pelas microalgas é influenciada por diversos fatores, como a presença de luz que estimula a absorção, o pH do sistema e as concentrações intra e extracelular. Podendo também, as algas absorverem

outras formas de fósforo, como POD em condições adversas. Esses fatores selecionam as espécies dominantes no sistema (ESTEVES, 2011).

Para lagos oligotróficos, ou seja, pouco produtivos, as concentrações de fósforo total e fósforo solúvel tendem a ser homogêneas ao longo de toda a coluna d'água. Em ambientes eutróficos, com alta produtividade e consumo de fósforo no epilímnio, a concentração de fósforo cresce ao longo da coluna d'água, conforme FIGURA 9. Tal fator favorece algumas espécies de cianobactérias capazes de migrar até o hipolímnio absorvendo o fosfato em excesso e se favorecendo, na concorrência entre espécies (WETZEL, 1993; ESTEVES, 2011).

FIGURA 9 - DISTRIBUIÇÃO VERTICAL GENERALIZADA DO FÓSFORO SOLÚVEL (P_S) E TOTAL (P_T) EM LAGOS ESTRATIFICADOS



FONTE: Wetzel (1993).

Vários fatores físicos, químicos e biológicos podem interferir na precipitação do íon fosfato, afetando todo o ciclo do fósforo, como a presença de íons de ferro, alumínio, sulfeto, compostos orgânicos e carbonatos. Assim como, a sua liberação do sedimento ocorre principalmente em função dos organismos decompositores (KALFF, 2002).

2.1.3 Parâmetros Biológicos

O fitoplâncton é definido como um grupo de microrganismos aquáticos fotossintetizantes que vivem dispersos em águas abertas, podendo se apresentar como células isoladas ou colônias, dotadas ou não de movimentos (BARBOSA, 2015).

Sua distribuição espacial, tanto na coluna d'água quanto ao longo da superfície, segue um comportamento não-homogêneo, já que espécies distintas respondem diferentemente nas mesmas condições nutricionais, podendo variar as espécies de acordo com as condições climáticas e hidrodinâmicas e dinâmicas da cadeia alimentar aquática (WHIGHAN e RECKNAGEL, 1999; BAEK et al., 2018).

A carga de nutrientes, o tempo de retenção da água, a estratificação e a temperatura são fatores que interferem significativamente no desenvolvimento de fitoplânctons (BELLI et al., 2014). Para Almeida et al. (2006), o vento é também uma variável física de muita importância, podendo causar a mistura da água, principalmente em período chuvoso, promovendo a recirculação de organismos e nutrientes ao longo da coluna d'água, assim como a possibilidade de transportar organismos de zona limnética para zonas litorâneas ou o inverso. Ainda, Yang et al. (2015) observaram uma distinção de diversidade e riqueza de espécies ao longo da coluna d'água, com um aumento significativo na camada do hipolímnio do que no epilímnio.

Em condições favoráveis é possível que se aumente exponencialmente as populações das algas, briófitas, pteridófitos e macrófitas (JORCIN et al., 2009). Em ambientes temperados, as florações de fitoplânctons geralmente ocorrem na primavera e outono. As florações de primavera são resultado do aumento da insolação, nutrientes e da estabilidade da coluna d'água, enquanto as florações ocorridas no outono são derivadas da quebra da estratificação e mistura de nutrientes na zona eufótica (BAEK et al., 2018).

Sabe-se, então, que as condições do corpo aquático determinam quais espécies do fitoplâncton ocorrerão em um dado momento e lugar (BEISNER et al., 2006). Por exemplo, em ambientes com alto grau de degradação prevalecerá espécies de cianobactérias em detrimento de outras espécies (QUEIROZ et al., 2019).

Carmel et al. (2014) apresenta o ferro como um nutriente essencial aos organismos fotossintetizantes e pode atuar como limitante do desenvolvimento das plantas e algas quando esse composto estiver em deficiência. As microalgas do gênero *Dinobryon*, da família *Dinobryaceae* e filo, *Ochrophyta*, tendem a florescerem em concentrações mais elevadas de ferro, desde que essa não permaneça elevada, podendo ser tóxica e produzir a sua mortandade.

Em estudos limnológicos, organismos do grupo *Chlorophyta* e ordem *Desmidiiales* são classificados inteiramente baseado na morfologia externa das células vegetativas. Eles possuem uma grande associação a ambientes aquáticos oligotróficos, de água doce, com baixa concentração de nutrientes, baixas condutividade e alcalinidade (COESEL, 1983), com águas moles e teor ácido (ARAUJO, 2006). São considerados bons marcadores ecológicos, segundo Nováková (2003).

Alguns organismos do Reino dos Protistas também são classificados como fitoplâncton, como é o caso de flagelados da classe *Euglenophyceae* e alguns ciliados, com a capacidade de realizar fotossíntese. Vários gêneros, como *Euglena* sp, na ausência de luz sobrevivem como um ser heterotrófico, sendo fotossintetizantes facultativos (IAP, 2017).

O grupo das diatomáceas, são organismos unicelulares com pigmentos amarelados e uma carapaça externa de sílica capaz de os proteger de agressões causadas por correntezas, o que permite que se desenvolvam em águas correntes. Isso faz com que sejam o grupo de maior abundância e diversidade em rios. Já, o grupo das algas *Chlorophyceae* são mais frágeis, se desenvolvendo melhor em lagos e represas, possuem uma estrutura capaz de favorecer a flutuação.

Segundo Güntzel et al. (2012), a Cyanobacteria, também chamada de alga azul, assim como as *Chlorococcales* (*Chlorophyta*) geralmente estão associadas a ambiente eutrofizado (ARAUJO, 2006). Prevaecem em ambientes com alta turbidez e são capazes de utilizar nutrientes presentes em camadas mais profundas e em seguida retornar para a zona eufótica devido a sua fácil mobilidade. Contudo, diversos gêneros produzem neurotoxinas e hepatotoxinas que afetam a saúde humana, se tornando um sério problema quando se dá a proliferação dessas cianobactérias nos ambientes aquáticos (ROCHE et al., 2010, QUEIROZ et al., 2019).

Li et al. (2016) relata a ocorrência de frequentes episódios, em muitos países, de problemas com sabor e odor na água de abastecimento, sendo associadas, principalmente com substâncias produzidas por algumas Cianobactérias ou Actinobacterias, durante o verão e início do outono. No entanto, outros problemas de odor na água podem ser observados em ambientes oligotróficos ou mesotróficos, durante o inverno e início da primavera.

A fim de se avaliar o estado atual do ambiente aquático, é possível utilizar-se de diversas técnicas. A clorofila-*a* é um pigmento presente em todos os tipos de algas de águas continentais e marinhas (RUDORFF, 2006), portanto, o aumento da concentração de clorofila-*a* pode indicar um crescimento da biomassa de fitoplâncton, segundo Kirk (2011).

Ela é capaz de identificar o fitoplâncton independentemente do tamanho da sua célula, englobando o micro, nano e o picoplâncton, inclusive células frágeis que podem ter suas identificações dificultadas devido às limitações impostas por outras técnicas (GIESKES e KRAAY, 1986).

Nesse sentido, ela se destaca como um dos pigmentos capazes de absorver a radiação eletromagnética, e é o principal componente fitoplanctônico utilizado em estudos de eutrofização de corpos d'água. Segundo Mobley (1994), a clorofila-*a* é responsável por forte absorção da radiação nas bandas referentes ao azul e ao vermelho (430 e 670 nm), e uma reflectância na região do verde, produzindo, por meio de fluorescência, um pico de reflectância próximo à 675nm (KIRK, 2011), dessa forma é capaz de mensurá-la.

Devido à grande relevância na preservação de corpos aquáticos e controle de florações que acarretam em um ambiente eutrofizado, a clorofila-*a* é um dos parâmetros a ser monitorado segundo a legislação brasileira, definida pela Resolução do Conama nº 357, de 2005. A Portaria nº 2914/2011, do Ministério da Saúde, recomenda a amostragem e análise semanal da concentração de Clorofila-*a* em um manancial de abastecimento público como a indicador de potencial aumento da densidade de cianobactérias.

A Clorofila-*a* está presente em diversos índices de qualidade de água, como Índice de Qualidade de Água para Reservatórios (IQAR), Índice de Comunidade Fitoplanctônica (ICF) e Índice de Estado Trófico (IET).

Já, o IAP - Índice de Qualidade das Águas Brutas para Fins de Abastecimento Público, utilizado em rios e reservatórios de abastecimento

público do estado do Paraná, avaliando o corpo aquático por meio de variáveis básicas de qualidade de água, variáveis que indicam a presença de substâncias tóxicas e substâncias que afetam a qualidade organoléptica da água, utiliza como um dos parâmetros o número de células de cianobactérias (CETESB, 2019).

A Portaria nº 2914/2011 definindo um plano de amostragem para a água bruta do manancial de abastecimento público apresenta valores máximos de cianobactérias em seu Anexo XI, e caso onde é obrigatória a análise de cianotoxinas semanalmente no ponto da captação.

Apesar da facilidade de se mensurar a concentração de clorofila-a para determinar o aumento da biomassa fitoplânctonica, os diferentes grupos de algas apresentam diferentes pigmentos. Dessa forma, outra técnica utilizada é a identificação de espécies por microscopia.

A microscopia ótica é capaz de distinguir o microplâncton ($> 20 \mu\text{m}$) em nível de espécies e identifica parte do nanoplâncton, (fração compreendida entre 2 e $20 \mu\text{m}$), segundo Rodrigues et al. (2017).

A análise da diversidade biológica pode ser um método mais preciso para avaliar o corpo aquático. Dois parâmetros de grande relevância durante uma avaliação de diversidade biológica são a riqueza de espécies e a equitabilidade. Equitabilidade, ou equabilidade, é também conhecida como uniformidade de Pielou, que descreve a variabilidade das abundâncias das espécies de uma comunidade (MAGURRAN, 2011). Já, a riqueza de espécies, pode ser simplesmente o número de espécies presentes numa determinada comunidade (MELO, 2008).

Os índices de diversidade são capazes de combinar a riqueza de espécies com a equitabilidade. Segundo Mendes et al. (2008), os índices mais comuns são o de Simpson (Simpson, 1949) e o Shannon-Weaver (H) (Shannon e Weaver 1949).

O segundo índice citado baseia-se na ideia de que a diversidade de um sistema natural pode ser medida, assumindo, ainda, que indivíduos são aleatoriamente amostrados em uma comunidade infinitamente grande e que todas as espécies são representadas na amostra (MAGURRAN, 2011). Leva em consideração o número de indivíduos e o número de táxons identificados, resultando em valor próximo a zero quando toda a comunidade for de poucos

táxons, e valores altos representam uma comunidade com grande número de táxons, com poucos indivíduos cada um.

Já o índice de Simpson calcula a probabilidade de dois indivíduos quaisquer pertencerem a uma mesma espécie, retirados aleatoriamente de uma comunidade infinitamente grande (MAGURRAN, 2011). É, dessa forma, um forte indicador de dominância de espécies, segundo Mendes et al. (2008), medindo a uniformidade de uma comunidade com valores variando de 0 a 1, conforme a dominância aumenta, diminui a diversidade.

2.2 ÍNDICES DE QUALIDADE DE ÁGUA

A utilização de diferentes parâmetros, como forma de quantificação de concentrações, e seu emprego no cálculo de índices compõe uma estratégia para avaliar a qualidade do ecossistema aquático (VIEIRAS; POULIQUEN; SOTO, 2005; BEM, 2009), servindo como ferramenta para gestores ao fornecer uma imagem clara e simplificada da qualidade da água na forma de um único número (TRIPATHI; SINGAL, 2019).

Tais conjuntos de dados apresentam informações muito relevantes sobre o comportamento do ecossistema aquático em questão. Sendo a classificação, modelagem e interpretação dos dados de monitoramento as etapas mais importantes na avaliação da qualidade da água (TRIPATHI; SINGAL, 2019).

Diversos pesquisadores vêm estudando sobre o processo de eutrofização em lagos e a forma de quantificá-lo de maneira mais objetiva. Historicamente, o agrupamento de diferentes informações na forma de um índice de eutrofização foi criado e adequado a fim de agilizar essa interpretação. Dentre os índices existentes, o Índice de Estado Trófico – IET, elaborado por Carlson (1977) possibilita uma avaliação mais objetiva e simplificada sobre o estado de trofia e o risco de eutrofização de um corpo hídrico.

Esse índice é empregado principalmente em ambientes lênticos relacionando a transparência da água (S) e as concentrações de clorofila-a (Cl-a) e fósforo total (PT). Com contribuições definidas por Kratzer e Brezonick (1981), propuseram mais limites de categorias para os níveis de trofia definidas por Carlson para ambientes temperados.

Os resultados do IET (PT) são entendidos como um potencial de eutrofização, sendo esse nutriente o limitante do processo. Entretanto, os resultados do IET (Cl a) representam a resposta do corpo hídrico ao agente causador (PT), sendo o nível de crescimento de algas no corpo aquático (Bem et al., 2013).

Outros autores fizeram adaptações no índice, como a adição de imagens de satélites para avaliar Cl-a e S (Olmanson et al., 2008; Sheela et al., 2011). Adição de densidade de algas tóxicas, na avaliação de potencial risco de toxicidade na água (Sulis et al., 2011).

Sabendo-se da diferença entre sistemas de ambientes temperados e tropicais entende-se que não deve ser utilizado o mesmo índice, sem que haja modificações. Cunha et al. (2013), por exemplo, apresenta que índices definidos para ambientes temperados geralmente tomam como base lagos, enquanto ambientes tropicais e subtropicais utilizam índices para reservatórios. Lagos podem possuir longos tempos de detenção, como anos, enquanto reservatórios podem apresentar tempos mais curtos. Dessa forma, uma certa concentração pode possuir efeitos diferentes dependendo do ambiente.

Para isso, Toledo Jr. et al. (1983) realizaram estudos adequando as equações desenvolvidas por Carlson a ambientes sub-tropicais. Enquanto, Salas e Martino (1991) apresentaram para lagos tropicais um modelo simplificado para a concentração de PT, com limites de concentrações para ambientes oligotróficos, mesotróficos e eutróficos.

Lamparelli (2004) atualizou as equações para reservatórios, adequando também para rios apenas com dados de fósforo total e clorofila-a. O Índice de Estado Trófico considera apenas valores de coletas realizadas na superfície, desconsiderando a condição em profundidade do ponto analisado.

Apesar de Lamparelli (2004) considerar rios e reservatórios de região tropical e subtropical, Cunha et al. (2013) julgou necessário atualizar tal modelo, utilizando reservatórios de diferentes climas, distribuídos pela região sudeste do Brasil. Tal autor, usou médias anuais, de maneira que valores extremos e pontuais fossem desconsiderados, indicando a tendência central do reservatório e ainda, tendo-se as médias anuais calculou a probabilidade de ocorrência de valores críticos, definidos pela resolução do CONAMA 357/2005, indicado como o início de florações de cianobactérias, para cada nível de trofia.

Dentro deste contexto, várias pesquisas tiveram como objetivos analisar a variação da resposta de diferentes índices. Araujo et al. (2018) empregou os índices de Carlson (1977), Lamparelli (2004) e Cunha et al. (2013), para reservatórios de aproveitamento hidrelétrico obtendo como resposta diferentes classificações. Cardoso (2011) avaliou um trecho do reservatório da Itaipu utilizando o Índice de Estado Trófico (IET) modificado por Toledo Jr. et al. (1983).

Buzelli e Cunha-Santino (2013) avaliou o grau de degradação e eutrofização do reservatório de Barra Bonita - PR, utilizado para aproveitamento hidrelétrico, irrigação, recreação, transporte fluvial, piscicultura, abastecimento e desenvolvimento industrial da região. O reservatório possui como principais afluentes os rios Tietê e Piracicaba, sendo as bacias desses rios as mais industrializadas do estado de São Paulo (Prado, 2004). Ele foi também utilizado no trabalho de Cunha et al. (2013), como um dos reservatórios com maior grau de eutrofização.

Bem et al. (2013) aplicou o índice para um lago urbano, localizado no município de Curitiba-PR, avaliando o seu estado de trofia bem como sua resposta na variabilidade da qualidade da água ao longo de diferentes períodos, regiões e ecossistemas. Silva et al. (2018), utilizando como estudo três reservatórios de abastecimento público analisaram a eficiência do IET, considerando-o suficiente na determinação da qualidade da água.

A Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) dispõe de uma série de índices para monitorar a qualidade de corpos hídricos, dentre eles o IET, segundo Lamparelli (2004). Ainda, é utilizado o índice de qualidade de água (IQA) que auxilia na identificação de lançamentos de efluentes sanitários no corpo d'água, por meio de um produtório ponderado de nove parâmetros de qualidade de água (CETESB, 2019).

Tratando de organismos aquáticos como indicadores de qualidade da água, o Índice de Comunidade Fitoplanctônica (ICF), permite classificar a condição atual da água de ótima a péssima, por meio do IET, da densidade de organismos e da proporção entre os grandes grupos que compõem o fitoplâncton (CETESB, 2019).

O Instituto Ambiental do Paraná (IAP), de maneira a avaliar a degradação dos reservatórios e lagos do estado utiliza o Índice de Qualidade de Água para Reservatório (IQAR), tal índice, diferentemente do ICF, considera

apenas a comunidade de cianobactérias, visto que o órgão estadual notou problemas de eutrofização em diversos reservatórios estaduais e intensas florações de cianobactérias nos últimos anos (IAP, 2017).

Mattar Neto et al. (2009), considerando a importância do reservatório Passaúna à região metropolitana de Curitiba, como um dos reservatórios de abastecimento, propôs a criação do Índice de Comprometimento Ambiental (ICA), que avalia os indicadores ambientais de maior relevância ao ecossistema local, considerando parâmetros mais comprometidos. Dessa forma, o autor considerou para os municípios localizados na bacia do Passaúna (Campo Largo, Araucária e Curitiba) a população prevista, o número de pontos de acesso ao reservatório, as fontes de poluição identificadas, os valores do IET para Clorofila e transparência e o Déficit de Oxigênio Dissolvido (DOD). O autor indica a necessidade de buscar medidas que minimizem a degradação ambiental da região, já que obteve como resultado um forte grau de comprometimento ambiental.

2.3 DEGRADAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA

O crescimento da população humana tem gerado diversas demandas produzidas pelo alto padrão de consumo de parcela da sociedade ao mesmo tempo em que a maioria mais pobre ainda possui necessidades básicas. E para atender tais questões, o ser humano realiza intervenções na natureza, que responde às pressões por meio de processos ecológicos naturais em busca do equilíbrio do sistema (ANDREOLI et al., 2011).

O excessivo uso de produtos químicos pelas práticas agrícolas intensificadas, intervenções ambientais para produção e melhoramento da infraestrutura de energia, transporte e urbanização, extração de recursos naturais e geração diária de grande volume de resíduos, são atividades antrópicas que vem resultando em impactos considerados acima da capacidade de regeneração do planeta, produzindo alterações nos ciclos biogeoquímicos, na biodiversidade e no ciclo hidrológico (ANDREOLI et al., 2011; TUNDISI, 2008).

Fundamental ao consumo e desenvolvimento humano, a água está ligada à produção de alimentos, energia e produtos industrializados. Sua disponibilidade em qualidade e quantidade está associada à forma de utilização de toda a bacia hidrográfica, dependendo diretamente da forma de manejo dos outros recursos.

Segundo Acevedo et al. (2014), os sistemas de água doce podem ser afetados físico, químico e biologicamente por quatro principais tipos de atividades humanas, sendo elas a recuperação de terras e drenagem de áreas úmidas para construções e agricultura, a construção de barragens e diques para o controle de inundações, o desmatamento e construções de canais que alteram e destroem habitats ao redor dos corpos hídricos. E ainda, a prática cultural de lançamento de poluentes ou excesso de nutrientes na água como forma de diluição na água.

Qin et al. (2010) considera que em regiões tropicais e subtropicais a poluição difusa produzida pelo escoamento de águas pluviais pode acarretar em grande incremento de poluentes em ambientes aquáticos, capaz de causar desequilíbrio nos ciclos biogeoquímicos. Ainda, altas temperaturas acarretam em grandes taxas de evaporação de lagos e reservatórios, afetando a

profundidade e os movimentos de circulação na coluna d'água (CUNHA et al., 2013).

Complementarmente, a introdução de espécies exóticas em uma comunidade altera a estabilidade do ecossistema diretamente pela competição e predação. Sendo algumas espécies cosmopolitas, a bioinvasão tornou-se um dos grandes impactos na perda da biodiversidade podendo também afetar atividades econômicas da região (NASCIMENTO et al., 2001; MCKINNEY e LOCKWOOD, 2002).

Alguns estudos apresentam a redução da biodiversidade de peixes devido a introdução de espécies invasoras no ambiente, como Gomes et al. (2007) e Godinho (1996) no Parque Estadual do Rio Doce (PERD), Agostinho et al. (2005), nas águas continentais do Brasileiras. Briggs (2007), trata de espécies invasoras em ambientes costeiros. Enquanto Vitule et al. (2012) estudou o rio Paraná, destacando o risco de homogeneização biológica causada pelas ações antrópicas.

Dentre os problemas observados, a introdução, no ecossistema aquático, de efluentes com altas cargas de nutrientes e matéria orgânica pode favorecer o processo de eutrofização acelerada, problema de interesse especial em reservatórios de abastecimento público.

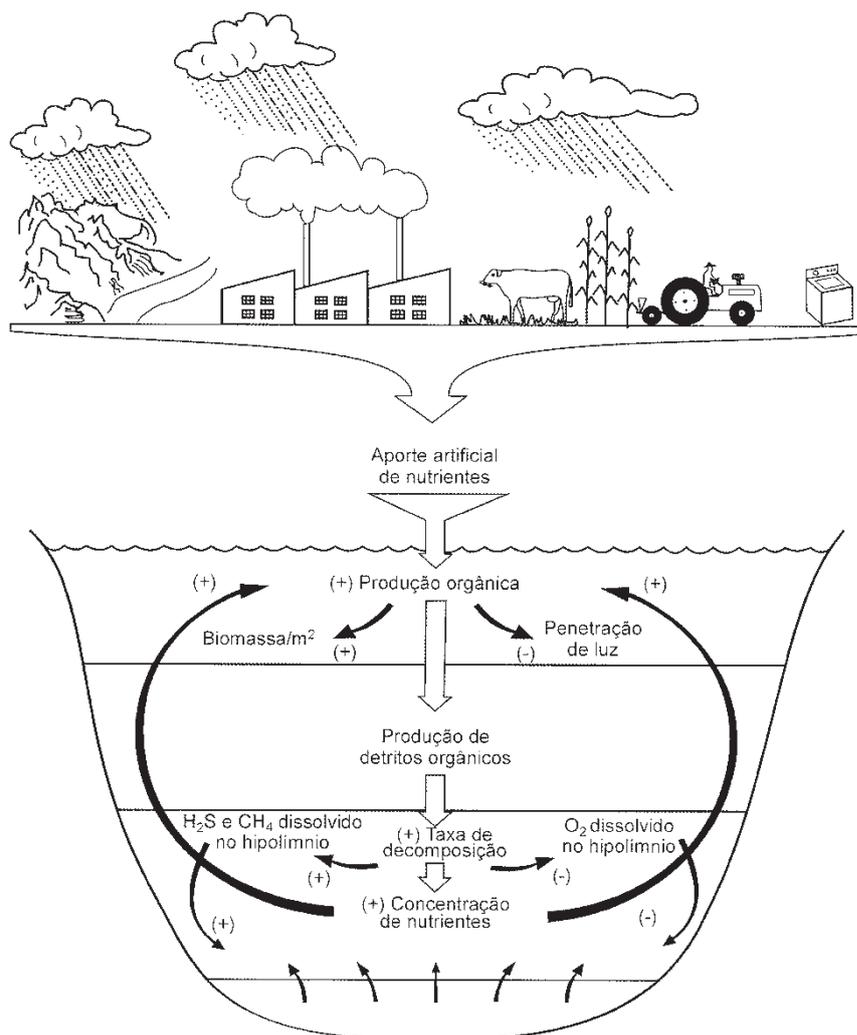
Eutrofização é definida como o aumento em ecossistemas aquáticos das concentrações de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo, tendo como consequência o aumento da produtividade primária realizada por organismos autótrofos, capaz de alterar todos os diversos compartimentos do sistema e seu funcionamento, de maneira a trazer desequilíbrio ecológico e vulnerabilidade ambiental (ESTEVES, 2011; CUNHA et al., 2013).

O termo “trofia”, o qual é relativo à alimentação e nutrição, representa o aumento da fertilidade de ecossistemas aquáticos, com a adição do prefixo “eu”, que significa “muito”, ou do prefixo “oligo”, que significa “pouco”. Desta forma, é possível definir o quanto um dado ecossistema aquático possui de nutrientes e, conseqüentemente, avaliar questões de degradação ambiental. Dentre os principais nutrientes responsáveis pelo processo de eutrofização, o nitrogênio geralmente é abundante no meio aquático, já que algumas algas são capazes de fixar o nitrogênio elementar da atmosfera, tornando, assim, o fósforo nutriente limitante na maioria dos ecossistemas (ESTEVES, 2011; ANDREOLI, 2011).

O processo de eutrofização pode ser natural ou artificial. Quando ocorre por fontes naturais, é um processo lento e contínuo, representando o envelhecimento natural do corpo aquático pelo aporte de nutrientes trazidos pela chuva e pelas águas superficiais. No entanto, processos antrópicos induzem à eutrofização artificial, capaz de produzir modificações nas comunidades aquáticas e nas condições físicas e químicas do meio, em um curto espaço de tempo, produzindo um envelhecimento precoce do corpo aquático (ESTEVES, 1998; ANDREOLI, 2011).

As condições quanto ao uso e ocupação do solo afetam as concentrações de nitrogênio e fósforo nos corpos hídricos (BARROS E FEARNSSIDE, 2015). O aumento populacional, a industrialização e o uso de fertilizantes químicos na agricultura são as principais fontes artificiais de nutrientes para os ecossistemas aquáticos, conforme exemplificado na FIGURA 10, juntamente com as principais consequências sobre o processo de eutrofização do ambiente aquático.

FIGURA 10 - PRINCIPAIS FONTES DE NUTRIENTES E SUAS CONSEQUÊNCIAS NO PROCESSO DE EUTROFIZAÇÃO ARTIFICIAL



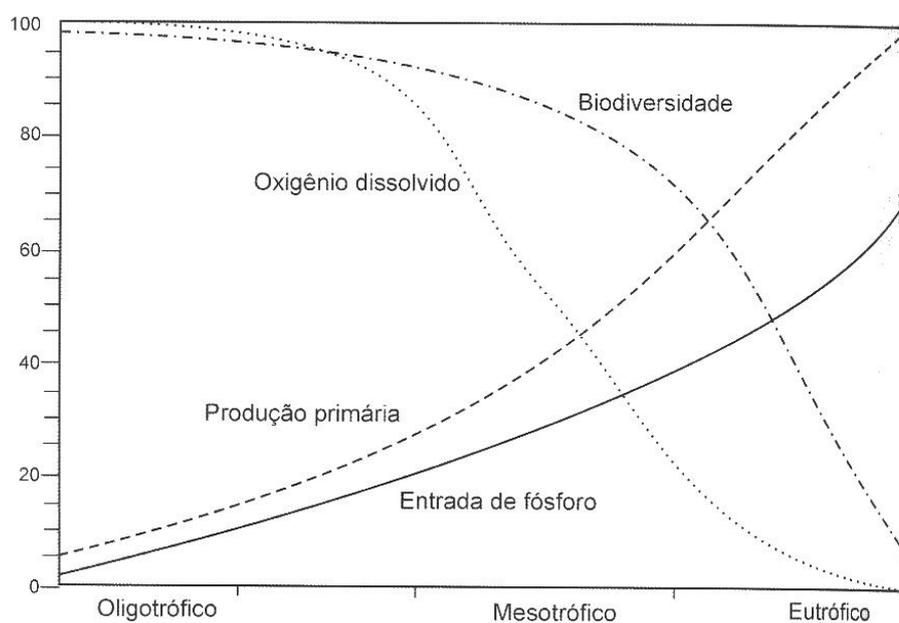
FONTE: Esteves (2011).

O lançamento de excrementos humanos sem o devido tratamento nos ambientes aquáticos contribui com o aporte de nutrientes e apresenta potenciais riscos sanitários pela presença de microrganismos, como vírus e bactérias.

Os detergentes sintéticos possuem substâncias com polifosfatos, carbonatos e silicatos que contribuem com o processo de limpeza por meio de propriedades tensoativas. Representam a principal fonte artificial de fosfato no meio aquático. Dentre as atividades agropastoris, a atividade agrícola é considerada como uma das principais fontes de fosfato e nitrogênio para os ecossistemas lacustres, principalmente após 1940, com a intensificação do uso de fertilizantes nitrogenados e fosfatados (ESTEVES, 2011).

O processo de eutrofização, favorecido pelo aumento de concentração de nutrientes, em especial, o fósforo pode apresentar diversos efeitos sobre o ecossistema, como variação da concentração de nutrientes, da comunidade fitoplanctônica e de macrófitas aquáticas, impactando conseqüentemente, na comunidade de zooplânctons, bentos e peixes. Além de acarretar riscos de perda dos usos múltiplos da água, como preservação da vida aquática, irrigação e abastecimento urbano de água. Seu processo inicial, de um ambiente oligotrófico até o estado eutrófico, está representado na FIGURA 11.

FIGURA 11 - TENDÊNCIA DA PRODUTIVIDADE PRIMÁRIA, CONCENTRAÇÃO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO E BIODIVERSIDADE SOBRE O AUMENTO DA CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO



FONTE: Esteves (2011).

O aumento da concentração de nutrientes, mas especificamente o fosfato, produz efeitos diretos sobre a densidade de organismos fitoplanctônicos, afetando qualitativa e quantitativamente a comunidade, o que provoca impacto na produção primária do corpo aquático.

Em estágios avançados de eutrofização a variedade de espécies diminui, algumas surgem pelo desaparecimento de outras, predominando espécies de grupos típicos de lagos eutróficos. Já em 1956, Rawson apresentou as principais diferenças na comunidade de fitoplânctons entre ambientes

oligotróficos e eutróficos, como a variedade de espécies e a formação de florações, conforme a tabela a seguir (QUADRO 1).

QUADRO 1 - CARACTERÍSTICAS NA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA DE AMBIENTES OLIGOTRÓFICOS E EUTRÓFICOS

Característica	Oligotrófico	Eutrófico
Quantidade	Baixa	Alta
Variedade	Muitas espécies	Poucas espécies
Distribuição	Muitas espécies ao longo da coluna d'água	Poucas espécies apenas na zona fótica
Migração diurna	Vasta	Limitada
Formação de bloom	Muito raro	Frequente

FONTE: Adaptado de RAWSON (1956).

Assim como os fitoplânctons, a comunidade das macrófitas aquáticas são favorecidas na etapa inicial de eutrofização. No entanto, algas filamentosas litorâneas aumentam significativamente no ambiente, em estágios mais avançados de eutrofização, reduzindo a penetração de luz e, conseqüentemente, o crescimento das macrófitas submersas e com folhas flutuantes.

O declínio na comunidade das macrófitas e das algas filamentosas resulta em formação de sedimentos orgânicos, sua decomposição em condições anaeróbicas produzem gás sulfúrico e metano, gases tóxicos a rizomas e às raízes da maior parte das macrófitas aquáticas (ANDREOLI, 2011).

Apenas as macrófitas flutuantes são favorecidas com processo avançado de eutrofização, sendo consideradas “pragas aquáticas”. O fato de flutuarem na água possibilita maior oferta de nutrientes e disponibilidade de luz solar durante todo o ano. Diversos ecossistemas brasileiros eutrofizados possuem grande ou toda a sua área coberta por elas (ESTEVES, 2011).

Segundo Figueirêdo et al. (2007) um dos principais problemas relacionados às florações de algas, resultantes dos processos de eutrofização, é a ocorrência de cianobactérias. Quando submetidas a determinadas condições ambientais, muitos gêneros de cianobactérias produzem toxinas fatais aos seres humanos e demais animais, como as microcistinas.

As florações de cianobactérias, em reservatório de abastecimento público, podem causar entupimento de filtros nas estações de tratamento, além das toxinas na água serem de difícil remoção, podendo permanecer mesmo após o tratamento (FIGUEIRÊDO et al., 2007).

Alguns dos compostos produzidos pelas cianobactérias, algas e actinomicetos, como a MIB (2-metilisoborneol) e geosmina, apesar de não produzirem efeitos deletérios, são capazes de causar sabor e odor às águas, perceptíveis em concentrações inferiores a 5 ng/L. As técnicas analíticas para sua identificação e quantificação necessitam de pessoal técnico altamente especializado e possuem elevado custo, impossibilitando muitas empresas de saneamento de implementar (LIBÂNIO et al., 2005).

Portanto, os objetivos propostos na presente pesquisa se inserem em um atual contexto de operação e gestão de reservatórios, como também de planejamento e conservação da qualidade da água em mananciais. A crescente demanda hídrica, em conjunto com o aumento da pressão de uso e ocupação do solo e o não completo atendimento dos níveis de tratamento de efluentes e de controle da poluição difusa, faz com que seja necessário e importante esse aprofundamento no entendimento da variação na qualidade da água, bem como nos impactos no ecossistema aquático.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO E PONTOS DE MONITORAMENTO

A área de estudo dessa pesquisa é o Reservatório Passaúna, construído em 1989, a fim de complementar o atendimento das crescentes demandas hídricas em função da expansão urbana de Curitiba e região metropolitana, é um dos quatro reservatórios que compõe o Sistema Integrado de Abastecimento de Curitiba (SAIC), e o segundo maior deles, abastecendo mais de 22% (650.000 habitantes) de Curitiba e região metropolitana (SUDERHSA, 2007; CARNEIRO et al., 2016; IAP, 2017).

A região de estudo possui, na classificação de Köppen, o clima temperado oceânico (Cfb), sendo ele pouco constante, com variações bruscas durante um mesmo dia. Em geral, os invernos apresentam temperatura média do mês mais frio abaixo de 18°C, enquanto no mês mais quente a temperatura média mantém-se acima de 10°C e inferior a 22°C.

As chuvas distribuídas por todos os meses são características do clima úmido, resultando em índice pluviométrico em torno de 1500 mm anuais. O inverno, possui o mês mais seco, com precipitação média superior a 30 mm (ARAUCÁRIA, 2003; NOGAROLLI; 2007).

Os aspectos geomorfológicos mostram a área de estudo heterogênea, com relevo forte ondulado, formado por morros e colinas, com variação altimétrica de 875 a 1050 metros, segundo a Embrapa (1984).

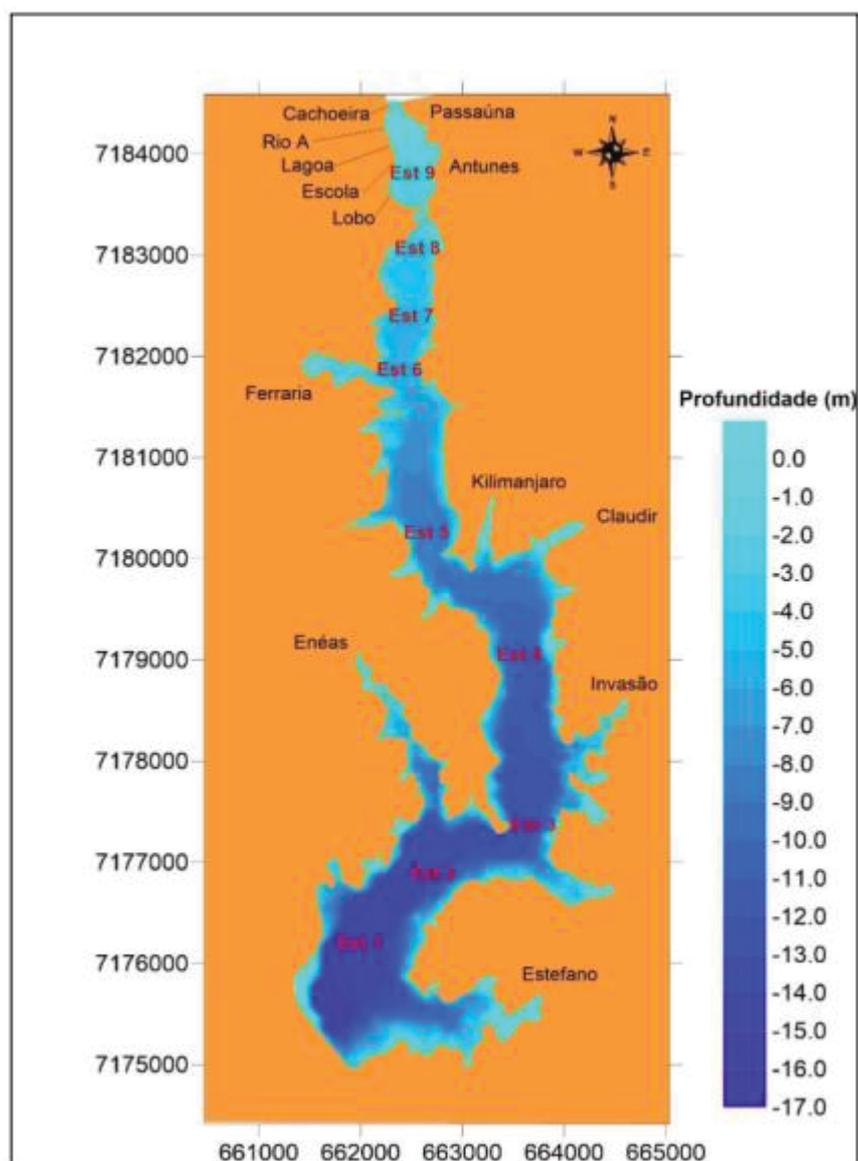
Salamuni et al. (1999) caracterizou o substrato da bacia hidrográfica do Rio Passaúna, composto por rochas metamórficas e ígneas do embasamento proterozóico, do Complexo Atuba e Grupo Açungui, diques de diabásio de idade mesozóica, e sedimentos compostos pela Formação Guabirota e Depósitos Quaternários.

O rio Passaúna possui sua nascente entre as Serras de São Luiz do Purunã e Bocaina, no município de Almirante Tamandaré, percorre ainda, Campo Magro, Curitiba, Campo Largo e Araucária até se encontrar com o rio Iguaçu. Com extensão de 57 km, da nascente até o ponto de encontro do Rio Iguaçu, forma a Bacia do Passaúna com 188 km² (VEIGA, 2001).

A área alagada do reservatório que se localiza entre os municípios de Curitiba, Campo Largo e Araucária (ACEVEDO et al., 2014), possui uma área de 11 km², uma profundidade média de 9,4 m, apresentando pontos que podem chegar até a 16 metros, identificados por batimetria realizada por Hilgert e Sotiri (2017).

De acordo com Tamanini (2008), a rede de drenagem da bacia é composta por cerca de 200 nascentes e segmentos longos e sinuosos, fornecendo ao rio Passaúna pequenas contribuições de cursos d'água, sendo algumas diretamente no Reservatório Passaúna, segundo Meger (2007). Os rios Cachoeira, Rio A, Lagoa, Escola, Lobo, Ferraria e Enéas desaguam na margem direita do reservatório, enquanto os rios Antunes, Kilimanjaro, Claudir, Invasão e Estefano desaguam pela margem esquerda (DIAS, 1997), mostrados na FIGURA 12.

FIGURA 12 - BATIMETRIA, INDICAÇÃO DOS PRINCIPAIS AFLUENTES E LOCALIZAÇÃO APROXIMADA DAS ESTAÇÕES ONDE FORAM



FONTE: Sales (2017).

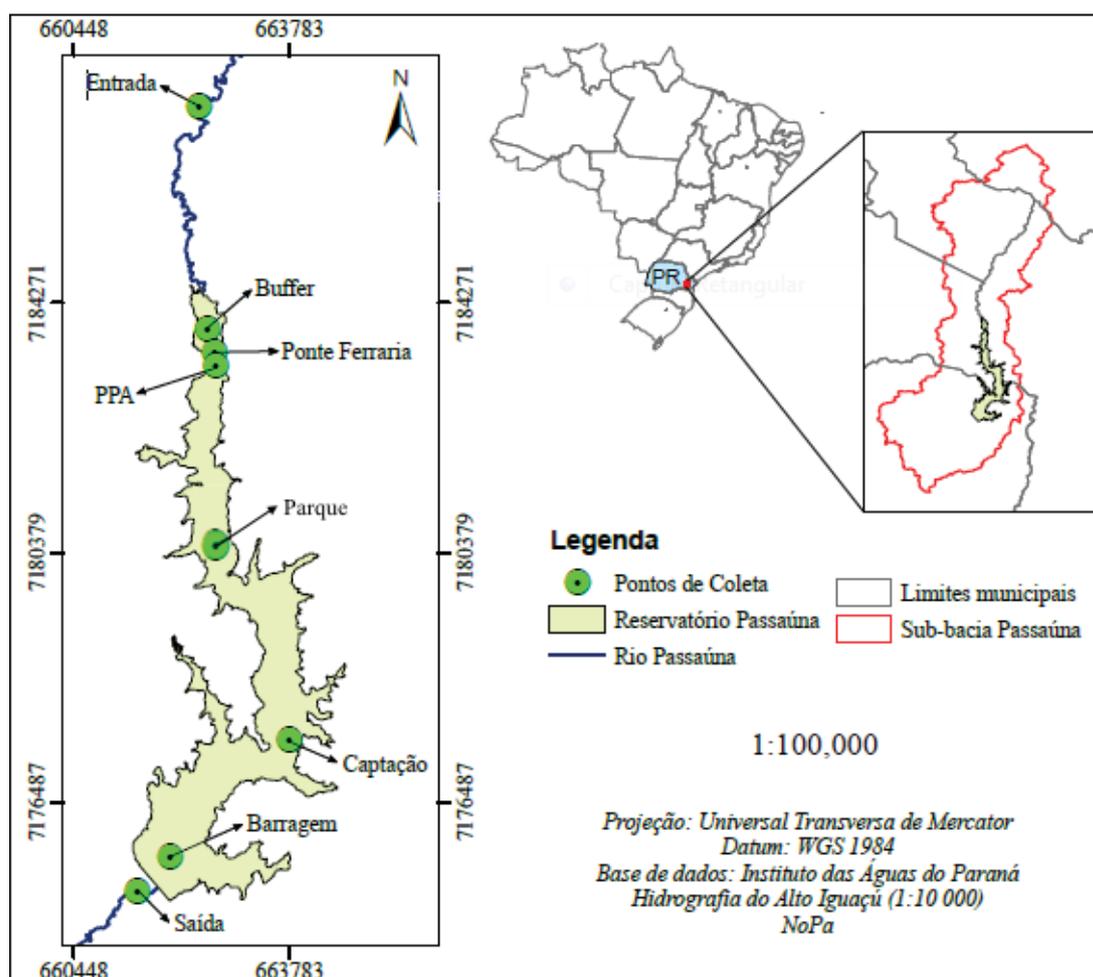
Veiga e Dziedzic (2010) em estudo estimando as entradas de nutrientes no reservatório Passaúna identificaram as vazões, as cargas de nitrogênio e fósforo para cada um dos rios contribuintes, assim como a área de drenagem de suas bacias e o seu principal uso do solo. Segundo Andreoli et al. (2003), a área que engloba a bacia do Passaúna possui desenvolvimento de atividades industriais e agrícolas, sendo o principal fornecedor de nutrientes no reservatório.

Os rios Cachoeira, Invasão e Ferraria são, também, importantes fornecedores de nutrientes, com principais uso para o solo agricultura e urbanização (VEIGA e DZIEDZIC, 2010).

Sabendo-se da necessidade de se controlar o uso e ocupação do solo e preservar a qualidade da água, em 1991 foi criada a Área de Proteção Ambiental do Passaúna – APA Passaúna, com área de 16.000 ha, estendendo-se desde as nascentes do rio Passaúna até a barragem do reservatório (XAVIER, 2005).

De maneira a avaliar a variação da qualidade da água do reservatório, o monitoramento considerou 8 pontos de amostragem que em regiões com diferentes características do reservatório, conforme apresentado na FIGURA 13. Dessa forma, foram considerados pontos no rio Passaúna, acompanhando a principal entrada e saída do reservatório, pontos próximo à barragem, à tomada de água pela Sanepar e área com possível influência de urbanização e do rio Passaúna, bem como no pré-reservatório (denominado na presente pesquisa de 'Buffer') localizado na figura à jusante da entrada do rio Passaúna e à montante da confluência da ponte da Ferraria, um estreitamento que confere características distintas de circulação nesse ponto do reservatório.

FIGURA 13 - RESERVATÓRIO PASSAÚNA



FONTE: A autora (2020).

Foram realizadas 10 campanhas de campo durante 2018 e 2019 (QUADRO 2) para monitorar a variação durante um ano hidrológico no reservatório.

QUADRO 2 - DATA DAS COLETAS COM OS PONTOS ANALISADOS E A ESTAÇÃO DO ANO CORRESPONDENTE.

Data de Coleta	Entrada	Buffer	Ponte Ferraria	PPA	Parque	Captação	Barragem	Saída
21-fev-18	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓
3-abr-18	✓					✓		✓
8-mai-18	✓					✓		✓
12-jun-18	✓		✓			✓		✓
13-ago-18	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
24-out-18	✓	✓	✓	✓		✓		✓
20-nov-18	✓	✓	✓	✓		✓		✓
11-dez-18	✓	✓	✓	✓		✓		✓
4-fev-19	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
2-abr-19	✓		✓	✓		✓		✓

FONTE: A autora (2020).

Os pontos PPA, Parque e Barragem, conforme apresentados no Quadro 2, foram monitorados em algumas coletas para monitorar eventuais zonas de transição no reservatório. Foram coletadas amostras em diferentes profundidades de acordo com a profundidade máxima do ponto amostrado, e nas diferentes camadas em função da observação durante a campanha de campo de zonas estratificadas de temperatura e oxigênio dissolvido. Esta amostragem teve como objetivo avaliar a circulação e transformação da matéria orgânica e de nutrientes, assim como a dinâmica de indicadores biológicos na coluna em função do tempo de residência do reservatório, estimado em cerca de 292 dias (CARNEIRO et al., 2016), para amplitudes de 1 m a 14 m de profundidade.

3.2 PROCEDIMENTO ANALÍTICO, TRATAMENTO E ANÁLISE DOS DADOS

As amostragens nos diferentes pontos de coleta se deram por medição de parâmetros *in situ* (sondas multiparâmetro) e coleta de amostras de água para análise em laboratório. Durante as atividades de campo, foram medidos transparência da água e profundidade máxima, condutividade, temperatura, pH e oxigênio dissolvido com suas variações espacialmente e no perfil da coluna d'água.

A transparência da coluna d'água foi medida com o uso do Disco de Secchi, para posteriormente, determinação da profundidade da zona fótica, calculada como sendo 3 vezes o valor da transparência (ESTEVES, 2011). A profundidade e os perfis de condutividade e temperatura da água nos pontos amostrados foram medidos com o uso de um sensor CTD (Conductive-Temperature-Depth, marca Sontek).

Para obter os perfis na coluna d'água de pH, turbidez e concentração de oxigênio dissolvido, foi utilizada uma sonda multiparâmetro (Horiba), determinando também condutividade, temperatura e profundidade. Ainda, para o ponto Captação, o sensor MINIDOT, forneceu valores diários de temperatura e oxigênio dissolvido, para superfície e fundo.

Estes parâmetros monitorados, em conjunto com as análises de laboratório das amostras de água coletadas em diferentes profundidades em pontos do reservatório, compõe o conjunto de dados para a caracterização geral dos pontos monitorados na coluna d'água.

Com relação aos demais parâmetros, para todas as amostras, a coleta foi realizada em frascos previamente descontaminados com lavagem ácida a quente em solução de HCl 5% e/ou calcinação dependendo do frasco e parâmetro a ser considerado, de acordo com recomendação de APHA (1998). As amostras foram refrigeradas após a coleta em campo e encaminhadas para o Laboratório de Engenharia Ambiental Francisco Borsari Netto - LABEAM para o processo de filtração no mesmo dia da coleta, de acordo com procedimentos de coleta, preservação e procedimento para cada análise (APHA, 1998).

3.2.1 Carbono Orgânico Dissolvido

A análise da concentração de carbono orgânico dissolvido foi realizada com a preparação das amostras e a determinação analítica de acordo com APHA (1998) e Knapik (2014). As amostras foram filtradas com membrana de acetato de celulose de 0.45 μm , pré-lavada com água ultrapura. Após a filtração, a amostra foi acidificada com 0,5 % do volume de H_2SO_2 P.A. e mantida sob refrigeração a 4°C, para preservação até o momento da análise. A determinação foi realizada pelo método de combustão catalítica não dispersiva no

infravermelho a 680°C, com uso do analisador de carbono orgânico modelo TOC-VCPH (Shimadzu). Para eliminação do carbono inorgânico, as amostras foram purgadas durante 10 minutos com nitrogênio e/ou oxigênio no momento anterior à análise.

3.2.2 Nutrientes

As análises de fósforo total - PT, fósforo dissolvido - PTD e ortofosfato dissolvido – OrtoP foram realizadas por meio de colorimetria, utilizando digestões ácidas baseadas nos procedimentos de APHA (1998). O OrtoP foi determinado pelo método do ácido ascórbico, método 4500 P E, enquanto para o PT e o PTD utilizaram-se os métodos do ácido ascórbico e do persulfato. Para a quantificação das frações dissolvidas, as amostras foram previamente filtradas com membrana de acetato de celulose de 0.45 µm, pré-lavada com água ultrapura.

As análises da série de nitrogênio também foram realizadas de acordo com APHA (1998). As análises de Nitrito (NO_2^-), seguindo o método 4500 - NO_2^- B), Nitrato (NO_3^-), seguindo o método 4500 – NO_3^- E, Nitrogênio Amoniacal (NH_4^+), segundo o método 4500 - NH_3 F, e Nitrogênio Total (NT), com o método 4500 – N C, foram realizadas por colorimetria, enquanto o Nitrogênio Orgânico Total (N_{org}) foi obtido pela diferença entre o NT e o Nitrogênio Inorgânico, representado pela soma de NH_4^+ , NO_2^- e NO_3^- . Para as análises que representam o Nitrogênio inorgânico foi necessário que as frações de amostra fossem filtradas em membrana de celulose de 0.45 µm, pré-lavada com água ultrapura. No caso do NT, o método utilizado foi a digestão por persulfato de potássio, sendo a fração total digerida em autoclave.

3.2.3 Clorofila-a

A quantificação da clorofila-a foi realizada pelo método da Norma Técnica CETESB L5.306 (2014), baseada em APHA (1998). As amostras de água foram coletadas em frascos âmbar e filtradas no mesmo dia da coleta, em membrana de fibra de vidro GF-3 até a completa saturação (volume variável em

função do ponto e época de coleta). As membranas com o filtrado foram devidamente acondicionadas (dobradas) e armazenadas em envelope de papel alumínio, para evitar a passagem de luz, e congeladas até o momento da extração (prazo máximo de 28 dias).

Para a extração do pigmento foi utilizada solução saturada de acetona 90%. As amostras passaram por centrifugação e, a seguir, realizou-se duas varreduras no espectro de ultravioleta visível, a primeira apenas com a amostra e a segunda, com a amostra acidificada com HCl, para determinar as concentrações de clorofila-*a* (Equação 3) e feofitina-*a* (Equação 4), com a correção de interferência de turbidez (equações 1 e 2):

$$D_{664c} = D_{664} - D_{750} \quad (1)$$

$$D_{665c} = D_{665} - D_{750} \quad (2)$$

$$\text{Clorofila } a \left(\frac{\mu\text{g}}{\text{L}} \right) = 26,73 \times (D_{664c} - D_{665c}) \times \left(\frac{v}{v \times L} \right) \quad (3)$$

$$\text{Feofitina } a \left(\frac{\mu\text{g}}{\text{L}} \right) = 26,73 \times [(1,7 \times D_{665c}) - D_{664c}] \times \left(\frac{v}{v \times L} \right) \quad (4)$$

em que:

D_{664c} = Densidade óptica a 664 nm, corrigida - obtida antes da acidificação.

D_{665c} = Densidade óptica a 665 nm, corrigida - obtida depois da acidificação.

3.2.4 Fitoplâncton

As amostras de fitoplâncton foram realizadas apenas para os pontos Buffer, Ponte Ferrara, PPA e Captação, nas coletas dos meses de novembro de 2018, fevereiro e abril de 2019. A coleta, conservação e tratamento das amostras foram realizadas conforme apresentadas abaixo, no fluxograma (FIGURA 14) e nas fotos em campo (FIGURA 15).

O primeiro passo para a análise de fitoplâncton é a coleta das amostras, que se deu por meio de arraste horizontal de rede 20 micra no início da zona

fótica, próximo a superfície (FIGURA 15a). O Arraste da rede permite filtrar um grande volume de amostra e concentrá-lo em um volume consideravelmente menor.

Essas amostras concentradas foram acondicionadas em frascos descontaminados, com a adição de solução Transeau (FIGURA 15b), segundo CETESB (2013), utilizando água destilada, álcool etílico e formol, sendo esse um conservante capaz de manter as características das células como flagelos e plastos. Conforme o fluxograma, o próximo passo foi realizado em laboratório, a análise com microscopia (FIGURA 15c), identificando e quantificando organismos de diferentes gêneros segundo Bicudo e Menezes (2005) (FIGURA 15d) (COQUEMALA, 2005; MAGBANUA, 2015).

FIGURA 14 - SISTEMATIZAÇÃO SIMPLIFICADA DAS ANÁLISES DE FITOPLÂNCTONS

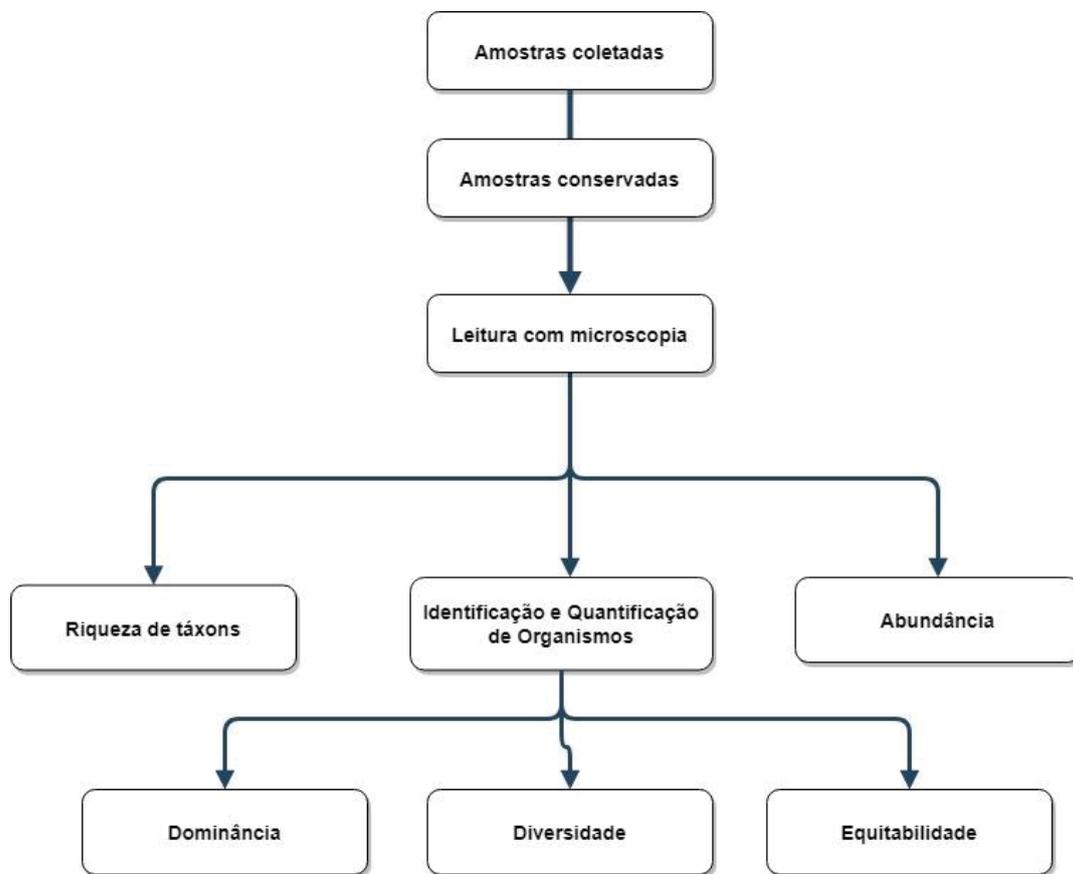
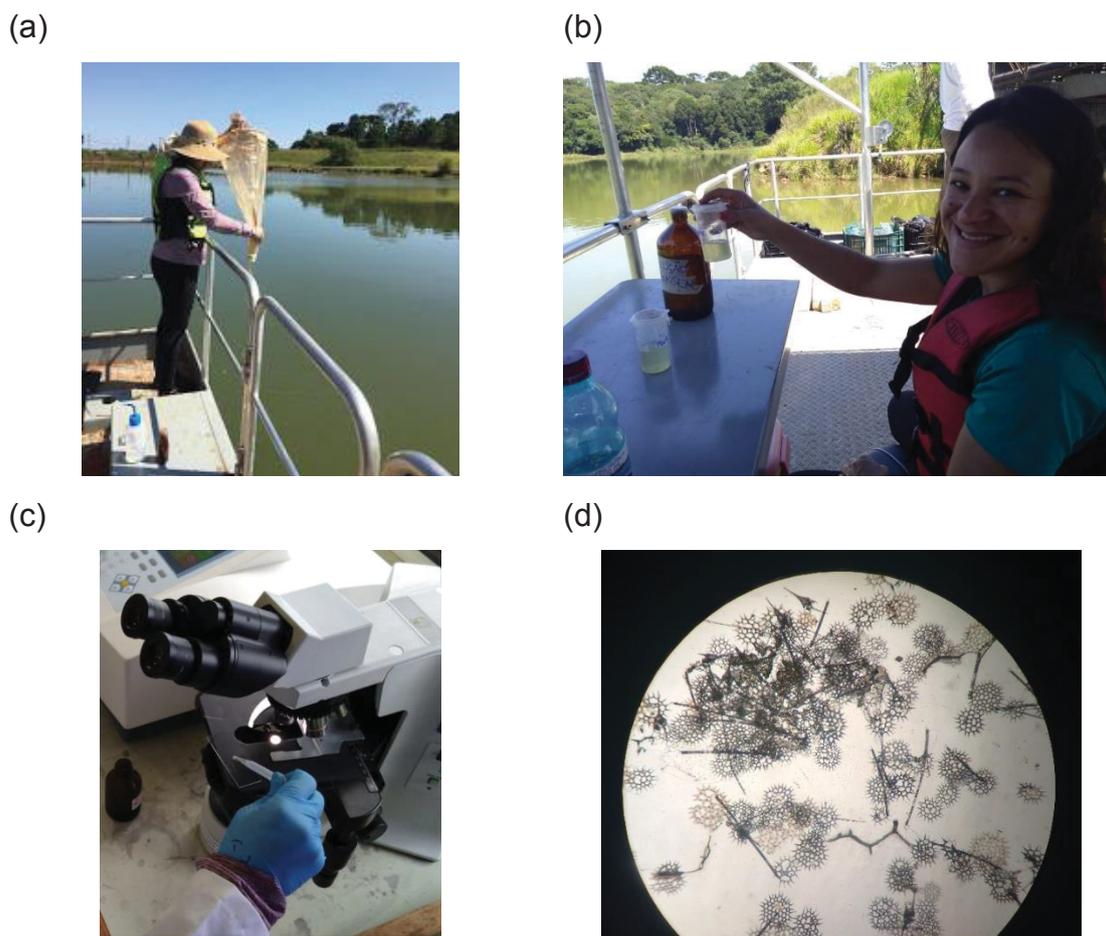


FIGURA 15 - AMOSTRAS DE FITOPLÂNCTONS



LEGENDA: (a) Coleta das amostras com a rede de fitoplâncton. (b) Amostras com conservantes. (c) Preparação das lâminas. (d) Identificação e quantificação dos fitoplânctons.

O número de indivíduos identificados por gênero de fitoplânctons, por amostra, foi inserido no programa PAST 4.0, para o cálculo dos índices de diversidade. O programa considerou os números de organismos (F) e de gêneros identificados, chamando de número de táxons (T) a riqueza de fitoplânctons, para posterior comparação com as demais amostras.

Dois índices de diversidade foram calculados, Índice de Shannon-Weaver (SW) (equação 5) e o Índice de Simpson, este, foi utilizado para o cálculo da dominância de gênero na amostra (D), sendo ela, 1 – Índice de Simpson (equação 6).

$$SW = -\sum_i \frac{F_i}{F} \ln \frac{F_i}{F} \quad (5)$$

$$D = \sum_i \left(\frac{F_i}{F}\right)^2 \quad (6)$$

em que:

F_i = número total de indivíduos do táxon i .

A equitabilidade (J) (equação 7) de cada amostra também foi determinada no programa PAST.

$$J = \frac{SW}{\ln T} \quad (7)$$

Após a quantificação dos organismos identificados foi possível estimar a abundância dos gêneros de fitoplânctons, obtida por meio da divisão do número de indivíduos de cada gênero pelo volume de amostra trabalhada na microscopia.

3.2.5 Análises estatísticas

Para a avaliação da qualidade da água do reservatório, buscou-se inserir análise multivariada, aplicando a Análise de Componentes Principais (PCA), com a utilização do software PAST, apresentada de maneira simplificada na FIGURA 16. Foram escolhidos para essa análise os 8 pontos de coleta, com 13 parâmetros que não apresentam correlação, sendo as concentrações de NO_2^- , NO_3^- , NH_4 , N org, PTP, PTD, Cl-a, COD e OD, pH, condutividade, temperatura e turbidez.

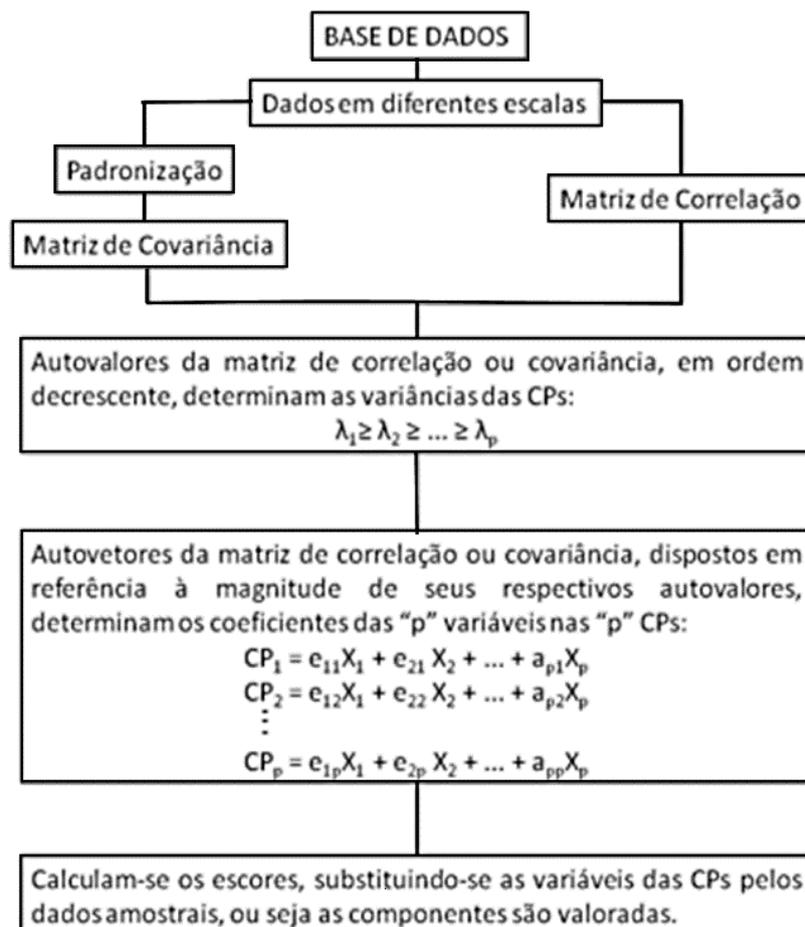
Como as magnitudes das variáveis não são iguais foi necessário realizar uma padronização capaz de controlar as diferenças em cada parâmetro medido e controlar medidas com unidades diferentes. Cada um dos dados foi subtraído pela média dessa variável, e a seguir, dividido pelo desvio-padrão amostral, conforme Gotelli e Ellison (2011).

Após a realização da técnica de componentes principais, a escolha de número de componentes principais que representem suas variáveis é dada segundo o Critério de Kaiser (1958), o qual determina que o número de componentes principais relevantes são as que apresentam autovalores acima de 1.

Os pesos das variáveis em cada uma das componentes principais criadas, representam a sua importância, o que é confirmado pelo cálculo das correlações entre as variáveis e componentes. Toma-se como as variáveis mais

importantes na definição das componentes principais, aquelas que apresentarem correlações maiores ou iguais a 0,7.

FIGURA 16 - SISTEMATIZAÇÃO SIMPLIFICADA DA ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS (PCA)



FONTE: França (2009).

Análoga à técnica de componentes principais, a análise de correspondência destendenciada (DCA) permite avaliar as variâncias entre as coletas realizadas, agora, com dados bióticos, ou seja, com a abundância dos gêneros de fitoplâncton. Segundo Huntley (2011), essa análise de correspondência é uma ordenação multivariada com o objetivo de identificar agrupamentos taxonômicos nas amostras, atribuindo escores às espécies e às amostras.

Dessa forma, os táxons que geralmente coocorrem em amostras são plotados próximos no espaço definido pelo componente destendenciado (CD).

Além disso, as amostras têm pontuações semelhantes às dos seus táxons constituintes. Os eixos DC são frequentemente interpretados para representar gradientes ambientais que controlam a distribuição dos táxons (AYOUB-HANNAA et al., 2013).

No programa PAST 4.0 dados de abundância foram adicionados, com as coletas inseridas nas colunas, e os táxons identificados, nas linhas. Foi realizada para identificar a diferença entre os pontos do reservatório e sua variação temporal por meio dos organismos.

Tais análises permitem identificar as principais diferenças entre os pontos e as datas de coleta, ao comparar a variância e a correlação entre os parâmetros utilizados. Dessa maneira, também foram realizadas as mesmas análises de PCA para os pontos Ponte Ferraria e Captação, com a variação das datas e das profundidades de coletas, para a identificação de semelhanças entre pontos de profundidades e superfície, em uma possível época de mistura, ou ainda, suas principais diferenças marcadas por tendências de estratificação.

3.2.6 Índice de Estado Trófico - IET

O Índice de Estado Trófico foi calculado baseado em Lamparelli (2004), permitindo a classificação dos diversos pontos monitorados no reservatório de regiões lólicas e lênticas.

O IET utilizou a transparência e as concentrações de fósforo total e clorofila-a para determinar o estado trófico, obtendo para o fósforo o IET (PT), para a clorofila-a, IET (Cl a), para a transparência, IET (S), de maneira a qualificar o ponto, o IET.

Dois dos pontos de análise estão localizados no rio Passaúna, os pontos Entrada e Saída, dessa maneira, nestes pontos foram utilizadas as equações 8 e 9 adaptadas para rios (LAMPARELLI, 2004).

$$IET_{Rio} (Cl a) = 10 \left(6 - \left(\frac{-0,7-0,6(\ln Cl a)}{\ln 2} \right) \right) - 20 \quad (8)$$

$$IET_{Rio} (PT) = 10 \left(6 - \left(\frac{0,42-0,36(\ln PT)}{\ln 2} \right) \right) - 20 \quad (9)$$

em que:

PT = concentração de fósforo total medida à superfície da água, em $\mu\text{g/L}$.

$Cl a$ = concentração de clorofila a medida à superfície da água, em $\mu\text{g/L}$.

Os demais pontos estão localizados no reservatório, utilizando-se, portanto, as equações 10, 11 e 12 (LAMPARELLI, 2004).

$$IET_{Reservatório}(S) = 10 \left(6 - \left(\frac{\ln S}{\ln 2} \right) \right) \quad (10)$$

$$IET_{Reservatório}(Cl a) = 10 \left(6 - \left(\frac{0,92 - 0,34(\ln Cl a)}{\ln 2} \right) \right) \quad (11)$$

$$IET_{Reservatório}(PT) = 10 \left(6 - \left(\frac{1,77 - 0,42(\ln PT)}{\ln 2} \right) \right) \quad (12)$$

em que:

S = profundidade da transparência, em m.

É possível que ocorram classificações em diferentes faixas de trofia em um mesmo ponto para os parâmetros utilizados. Portanto, foi calculado um IET ponderado (equação 13), de acordo com Lamparelli (2004), sem a inclusão do índice da transparência, já que esta pode sofrer interferência da turbidez, que é uma análise auxiliar.

$$IET = \frac{IET(PT) + IET(Cl a)}{2} \quad (13)$$

Lamparelli (2004) também apresenta as faixas valores de IET para rios e reservatórios, mostrados na FIGURA 17, com algumas distinções, segundo a forma do ambiente.

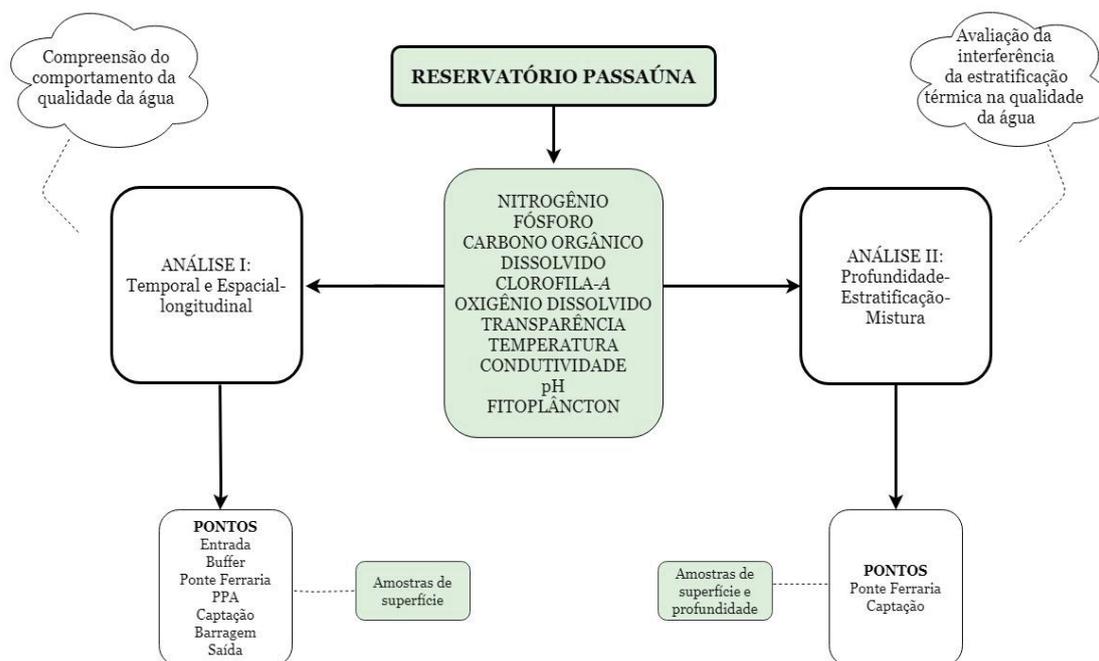
FIGURA 17 - CLASSIFICAÇÃO DO CORPO AQUÁTICO PELO IET DE ACORDO COM LAMPARELLI (2004)

		Ultra oligotrófico	Oligo trófico	Meso trófico	Eutrófico	Super eutrófico	Hiper eutrófico
RIO	PT (mg/L)	≤0,013	0,013 – 0,035	0,035 – 0,137	0,137 – 0,296	0,296 – 0,640	> 0,640
	Cl-a (µg/L)	≤ 0,74	0,74 – 1,31	1,31 – 2,96	2,96 – 4,70	4,70 – 7,46	> 7,46
	S (m)	≥ 2,4	2,4 – 1,7	1,7 – 1,1	1,1 – 0,8	0,8 – 0,6	< 0,6
	IET	≤ 47	47 - 52	52 - 59	59 - 63	63 - 67	≥ 67
RESERVATÓRIO	PT (mg/L)	≤0,008	0,008 – 0,019	0,019 – 0,052	0,052 – 0,120	0,120 – 0,233	> 0,233
	Cl-a (µg/L)	≤ 1,17	1,17 – 3,24	3,24 – 11,03	11,03 – 30,55	30,55 – 69,05	> 69,05
	S (m)	≥ 2,4	2,4 – 1,7	1,7 – 1,1	1,1 – 0,8	0,8 – 0,6	< 0,6
	IET	≤ 47	47 - 52	52 - 59	59 - 63	63 - 67	≥ 67

3.2.7 Análise dos dados

Para que fosse possível a interpretação conjunta dos resultados dessa pesquisa foram adotadas duas análises (FIGURA 18), sendo a primeira delas uma análise da variação dos parâmetros ao longo do reservatório e do ano, de maneira a entender o comportamento e a dinâmica de qualidade da água do reservatório por meio dos diferentes parâmetros analisados, mas com coletas apenas realizadas na superfície do corpo aquático, identificando pontos com maior ou menor tendência à degradação.

FIGURA 18 - ANÁLISE DOS RESULTADOS



FONTE: A autora (2020).

A segunda análise realizada buscou identificar os possíveis efeitos sobre a dinâmica de qualidade da água durante os períodos de estratificação térmica e química ao longo do ano, considerando os resultados em diferentes profundidades. De maneira a compreender o comportamento da estratificação térmica, foram definidos graus de estratificação, conforme a maior diferença de temperatura medida ao longo da coluna d'água. Alto grau de estratificação foi definido quando a diferença de temperatura foi maior que 5°C, sem estratificação, quando a diferença foi menor que 1°C. Foi considerado ainda, uma tendência baixa de estratificação quando a variação for entre 1 e 2°C, e uma tendência média, para variações entre 2 e 5°C. Esta classificação teve como objetivo avaliar e comparar os demais resultados de qualidade de água em função dos perfis de estratificação.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A apresentação dos resultados se deu por meio da análise I e II, para posterior, a realização de uma análise crítica integrando as duas anteriores.

4.1 ANÁLISE I

Alguns dos resultados obtidos do monitoramento entre 2018 e 2019 que permitiram a análise e discussão sobre a dinâmica da qualidade da água ao longo do reservatório estão apresentados na TABELA 1 e nas FIGURAS 18 e 19. Um resumo de todos os dados monitorados encontra-se detalhado no ANEXO 1.

TABELA 1 -PRINCIPAIS PARÂMETROS MONITORADOS NO PASSAÚNA ENTRE 2018 E 2019

	Pontos								
	Entrada	Buffer	Ponte Ferraria	PPA	Parque	Captação	Barragem	Saída	
NH ₄ (mg/L)	0,151	0,094	0,089	0,061	0,056	0,145	0,038	0,802	Med
	0,142	0,090	0,070	0,075	0,032	0,222	0,020	0,532	D.P.
	10	6	6	6	3	10	3	10	n
NO ₂ (mg/L)	0,041	0,034	0,028	0,014	0,009	0,009	0,007	0,006	Med
	0,020	0,018	0,013	0,007	0,001	0,001	0,002	0,002	D.P.
	10	6	7	7	3	10	3	9	n
NO ₃ (mg/L)	1,221	0,938	0,755	0,371	0,282	0,225	0,223	0,159	Med
	0,203	0,220	0,292	0,113	0,123	0,099	0,163	0,113	D.P.
	9	6	7	7	3	10	3	9	n
N Org (mg/L)	0,329	0,311	0,302	0,271	0,192	0,197	0,225	0,201	Med
	0,301	0,192	0,193	0,149	0,037	0,192	0,035	0,243	D.P.
	7	6	6	7	3	9	3	9	n
NT (mg/L)	1,631	1,376	1,061	0,709	0,538	0,559	0,494	1,131	Med
	0,224	0,292	0,208	0,273	0,132	0,147	0,167	0,570	D.P.
	10	6	6	7	3	9	3	10	n
OrtoP (mg/L)	0,014	0,011	0,011	0,005	0,004	0,001	X	0,004	Med
	0,005	0,005	0,013	0,001	X	X	X	0,000	D.P.
	8	4	4	2	1	1	0	2	n
PTD (mg/L)	0,021	0,012	0,015	0,008	0,009	0,010	0,003	0,011	Med
	0,010	0,006	0,013	0,004	0,003	0,008	X	0,007	D.P.
	10	5	6	4	2	7	1	4	n

	Pontos								
	Entrada	Buffer	Ponte Ferraria	PPA	Parque	Captação	Barragem	Saída	
PT (mg/L)	0,058	0,046	0,045	0,024	0,010	0,012	0,010	0,012	Med
	0,023	0,017	0,019	0,015	0,004	0,005	0,004	0,007	D.P.
	10	5	7	7	3	9	3	8	n
PTP (mg/L)	0,037	0,034	0,037	0,027	0,004	0,009	0,009	0,011	Med
	0,020	0,013	0,019	0,011	0,002	0,002	0,002	0,002	D.P.
	10	5	6	5	2	6	2	5	n
P org (mg/L)	0,008	0,014	0,010	0,007	0,011	0,015	0,001	0,008	Med
	0,007	X	0,004	0,003	X	0,014	X	0,009	D.P.
	7	1	3	5	1	5	1	3	n
Cl-a (µg/L)	1,037	5,685	4,282	5,738	5,285	4,217	3,497	7,694	Med
	0,751	4,285	1,441	3,188	3,146	1,955	0,992	7,023	D.P.
	7	3	4	4	3	8	3	7	n
COD (mg/L)	2,235	2,746	2,700	2,715	2,813	2,729	2,707	2,268	Med
	0,694	0,598	0,593	0,383	0,244	0,340	0,298	0,166	D.P.
	10	6	7	7	3	11	3	9	n
S (m)	X	0,678	1,042	1,208	2,050	2,623	2,700	X	Med
	X	0,471	1,078	0,512	1,061	0,341	0,346	X	D.P.
	X	4	5	5	2	9	4	X	n
H (m)	X	1,380	3,214	2,339	7,200	12,070	14,700	0,758	Med
	X	0,658	0,773	0,449	0,529	0,652	0,700	0,302	D.P.
	X	6	7	7	3	10	3	8	n

LEGENDA: S = Transparência da coluna d'água; H = profundidade máxima; Med = média; e D.P. = desvio padrão, n = número de dados.

As águas superficiais amostradas neste trabalho foram enquadradas na Classe 2, de acordo com a Resolução CONAMA, de 17 de março de 2005 que dispõe sobre a Classificação dos Corpos de Água e Diretrizes Ambientais para Enquadramento e, por se considerar que essas águas são destinadas principalmente ao abastecimento doméstico devem apresentar concentração de fósforo total abaixo de 0,030 mg/L para ambientes lênticos e 0,050 mg/L para seus tributários diretos e ambientes de transição.

Wetzel (1983), apresentando faixas de concentrações de fósforo para níveis de trofia, classifica um ambiente mesotrófico a eutrófico na ocorrência de 0,01 a 0,03 mg/L. Regiões com valores acima de 0,03 mg/L podem ser classificadas como hipereutróficas. O ponto Entrada apresentou valores entre 0,05 e 0,11 mg/L durante metade das coletas, fevereiro, outubro, novembro e dezembro de 2018, e abril de 2019. Os pontos Buffer (outubro e novembro) e

Ponte Ferraria (novembro e dezembro), também apresentaram valores acima do estipulado pela Resolução, e com tendências a eutrofização segundo Wetzel (1983).

As concentrações de fósforo total mais elevadas no ponto Entrada e início do reservatório podem representar as cargas trazidas pelo rio Passaúna da poluição difusa da sua sub-bacia ou lançamentos de efluentes, enquanto percorre os limites municipais de Almirante Tamandaré, Campo Magro, Campo Largo e Curitiba. Ainda, o ponto Entrada apresentou a maior variação de concentração ao longo do ano (FIGURA 19), com as menores concentrações ocorrendo em maio, junho e agosto de 2018, correspondendo ao fim do outono e meados do inverno, período em que apresentaram também os menores valores de turbidez e concentrações de clorofila-a e COD.

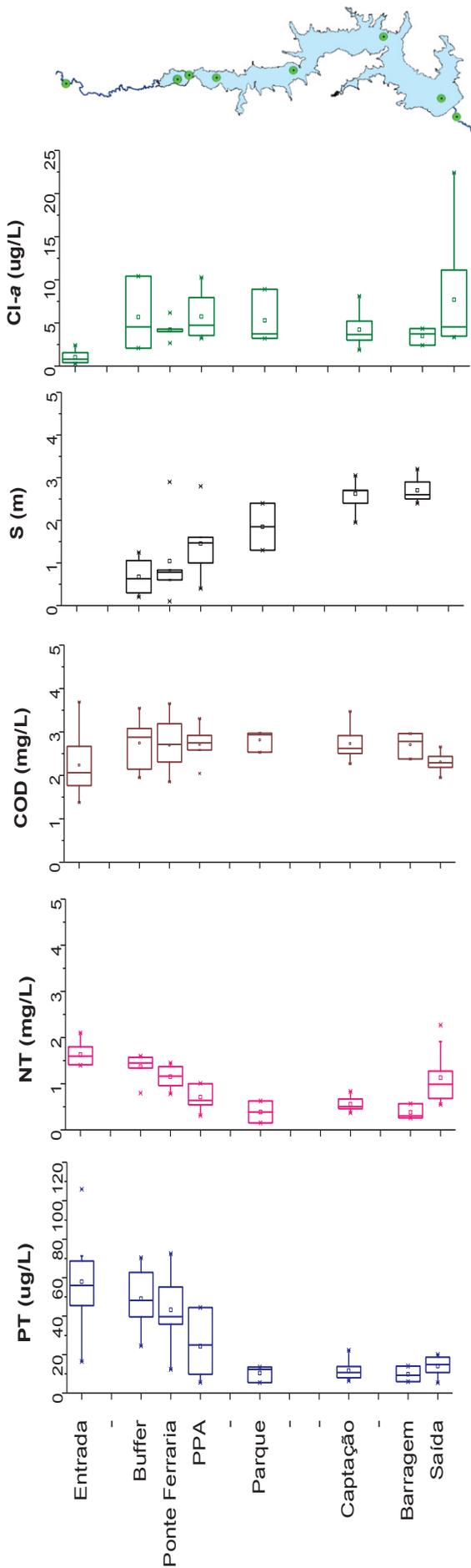
O fósforo total particulado equivale a maior parte do fósforo total medido no rio Passaúna, no ponto Buffer e Ponte Ferraria, para as coletas realizadas em 2018. No entanto, em fevereiro e abril de 2019, as maiores concentrações foram da fração de fósforo total dissolvido.

O aumento da concentração de fósforo total no ponto saída pode estar relacionado com a liberação de fósforo do fundo do reservatório, uma vez que durante o período monitorado a saída do reservatório foi principalmente via tomada de fundo, sem presença de água superficial do vertedouro.

Para o nitrogênio total, Wetzel (1983) caracteriza um ambiente lacustre como mesotrófico a eutrófico com concentrações entre 0,5 a 1,1 mg/L, dessa forma, todos os pontos monitorados no reservatório Passaúna teriam tendência a eutrofização.

A resolução nº 357/2005 define uma faixa de valores de pH entre 6 e 9, para os ambientes aquáticos de água doce de classe 2. As medições realizadas durante o ano de monitoramento identificaram apenas os pontos Buffer e Ponte Ferraria, com pH acima, 9,01 e 9,05, respectivamente. E para os valores de turbidez, que é estipulado o limite de 100 UNT (unidades nefelométrica de turbidez), os valores mais altos ocorrem na coleta de fevereiro de 2019, para os pontos Entrada, Buffer e Ponte Ferraria, 70,7, 88,4 e 81,3 UNT, respectivamente.

FIGURA 19 - BOX PLOT DA VARIAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DE ALGUNS PARÂMETROS MONITORADOS AO LONGO DO RESERVATÓRIO PASSAÚNA ENTRE 2018 E 2019



Complementarmente, a análise de componentes principais (PCA) permitiu caracterizar o reservatório Passaúna em diferentes zonas, criadas por meio das variáveis estudadas, que são apresentadas pelas componentes principais. Com base nos resultados obtidos na técnica de componentes principais, e segundo critério de Kaiser (1958), foi possível identificar quatro componentes principais explicando 67,2%, conforme apresentado na TABELA 2.

TABELA 2 – VARIÁVEIS COM MAIOR PESO NA DEFINIÇÃO DAS COMPONENTES PRINCIPAIS

Componentes Principais	Autovalor	Variância explicada %	Variáveis com correlação $\geq 0,7$
1	2,50187	24,558	Nitrito (+), Nitrato (+), PTP (+)
2	1,78189	17,491	COD (+)
3	1,49313	14,657	N amoniacal (+)
4	1,06662	10,47	Nenhuma variável

Na primeira componente principal, que representa cerca de 25% da variância explicada, destacaram-se as variáveis NO_2 , NO_3 e PTP, com correlação positiva, apresentada no Anexo 1 deste trabalho. Essa componente principal representa as cargas de nutrientes no reservatório Passaúna, pode estar representando os nutrientes responsáveis pela atividade primária.

Na componente principal 2, que explica uma variância total de aproximadamente 17%, o COD apresentou maior relevância. Embora não tenha atingido o coeficiente 0,7 a temperatura é uma componente importante para o reservatório e isto se reflete em sua correlação positiva de 0,68. Essa componente principal pode expressar a dinâmica da matéria orgânica no reservatório, representado principalmente pela decomposição da matéria orgânica.

Na terceira componente principal, a variável de maior relevância foi o NH_4 , enquanto a turbidez a que mais se aproximou de 0,7, apresentou uma correlação de 0,67, assim, é possível dizer que o nitrogênio amoniacal explica 14,66%. Já, na quarta componente principal não houve parâmetro de relevância com alta correlação, apenas o N org, apresentando correlação negativa de 0,65.

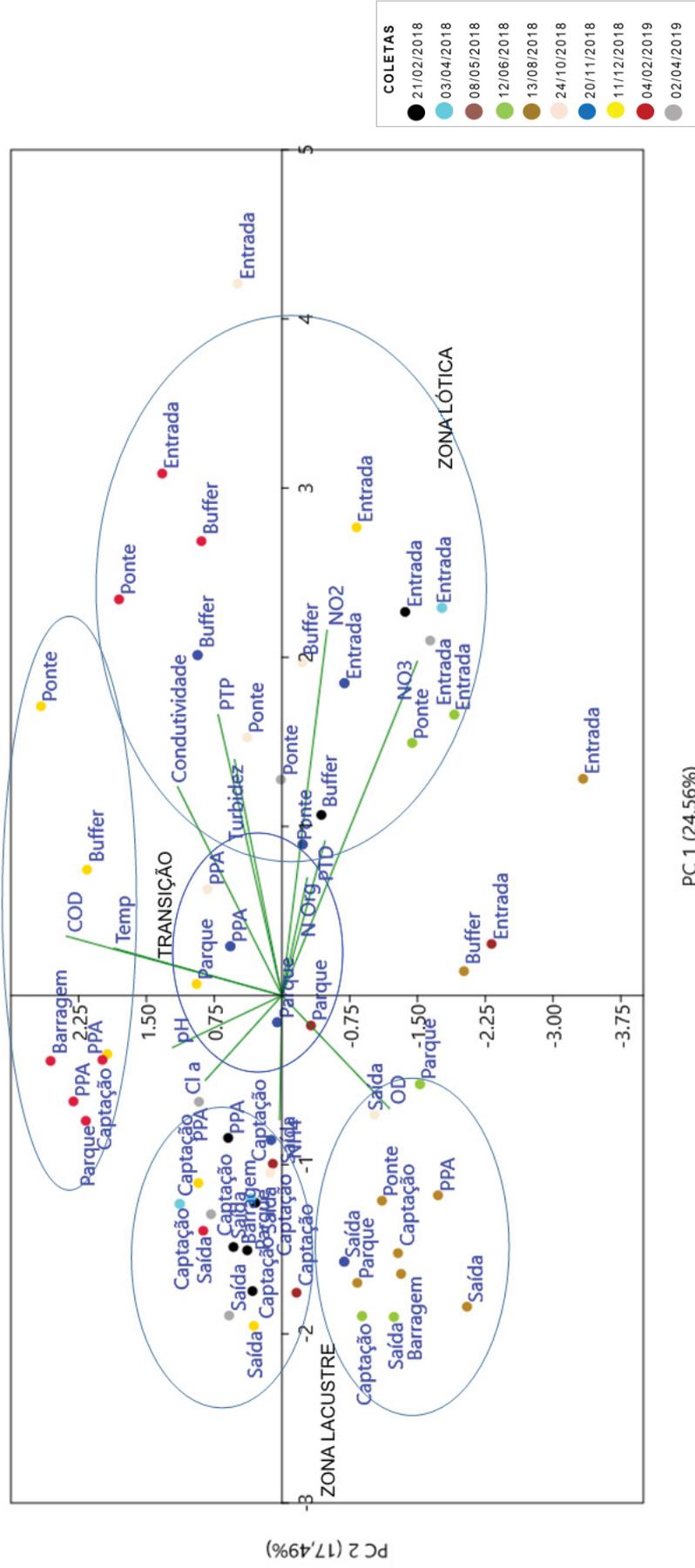
Esses dois agrupamentos podem caracterizar uma zona de grande decomposição de matéria orgânica, mas também de produção primária.

França (2009), ao empregar análise de componentes principais como forma de avaliar parâmetros de qualidade de água para gestão de recursos hídricos em rios da bacia do Alto Iguaçu, encontrou como componentes principais variáveis com alta correlação com a degradação de matéria orgânica resultante de esgotos com lançamentos recentes. No caso do Reservatório Passaúna, é possível notar uma entrada de nutrientes e possível dinâmica de matéria orgânica, mas com menor intensidade e graus de poluição e degradação ambiental, conforme observado nas FIGURAS 19 e 20.

Pereira et al. (2005), que estudaram, em 2001, a abundância de nanoflagelados heterotróficos no plâncton de três reservatórios do estado do Paraná com diferentes graus de trofia, Chavantes (oligotrófico), Rosana (oligomesotrófico) e Iraí (eutrófico), identificaram forte correlação entre os reservatórios de Chavantes e Rosana com as variáveis nitrato e condutividade, enquanto, o Reservatório Iraí apresentou maior correlação com os parâmetros NT, PT e turbidez.

O emprego da técnica de componentes principais destacou cinco principais áreas distintas do reservatório, duas zonas marcadas principalmente com pontos próximos à entrada do reservatório, outras duas com pontos próximos ao meio e fim do reservatório, e ainda, uma, apenas com pontos localizados no meio do reservatório, conforme apresentado na FIGURA 20.

FIGURA 20 - RESULTADO DA ANÁLISE PCA ENTRE OS PONTOS DO RESERVATÓRIO PASSAÚNA MONITORADOS ENTRE 2018 E 2019



A primeira zona é composta pelos pontos Entrada, Buffer e algumas coletas da Ponte Ferraria localizados a direita no gráfico de PCA (FIGURA 19) orientados pela primeira componente principal (NO_2 , NO_3 , PTP), turbidez e condutividade. Esses pontos apresentaram características químicas e físicas semelhantes as que foram avaliadas no ponto localizado no rio Passaúna, é possível afirmar que esses pontos possuem características de ambiente lótico, e marcados por uma maior entrada de nutrientes responsável por grande parte da produtividade primária do reservatório.

A maior variação nos valores medidos de condutividade e turbidez foi observada nesses pontos, ainda apresentam médias e desvios padrões mais elevados de fósforo (PT, PTP) e nitrogênio (NO_3 e N_{org}).

Coquemala (2005), empregando a técnica de componentes principais ao Reservatório Passaúna, entre 2001 e 2002, identificou um ponto, próximo ao PPA, como um ambiente lótico, com elevadas concentrações de fosfato e nitrato, com mínimas transparências.

A componente principal 2, representada principalmente pela temperatura e COD, como vetores positivos, enquanto OD está apresentado no sentido oposto, distribuem os pontos de coletas segundo a taxa de decomposição e consumo de matéria orgânica. Enquanto os pontos próximos a entrada do reservatório sofrem o efeito das cargas afluentes e da variação da temperatura iniciando a decomposição, os pontos finais do reservatório são marcados pelo consumo de nutrientes e variação da concentração do OD e atividade primária.

Para Coquemala (2005), o vetor temperatura o qual se associa a um ambiente estratificado, mostrou uma associação negativa para ambientes misturados.

Neste caso a temperatura possui uma correlação positiva e destacou os pontos Buffer, Ponte Ferraria e PPA, para o mês de dezembro de 2018, PPA, Parque, Captação e Barragem, para o mês de fevereiro de 2019. Esses períodos foram marcados com temperaturas mais elevadas, e com estratificação, que será apresentado na análise II, pH variando entre 8,5 e 9,05 e maiores concentrações de COD.

Para as concentrações de COD, a variação de sua média ao longo do reservatório foi baixa, variando entre $2,2 \pm 0,7$ e $2,7 \pm 0,2$ (mg/L) (TABELA 1). Tonietto (2006), estudando matéria orgânica no reservatório do Iraí, identificou

concentrações de COD entre 4,1 e 15,7 mg/L, entre 2004 e 2005. Segundo a autora, desde a sua formação, o Iraí sofre intensamente com o processo de degradação ambiental e apresenta problemas de florações de cianobactérias.

A zona destacada na PCA pela correlação com a variância do OD para as coletas de junho e agosto de 2018, nos pontos PPA, Parque, Captação, Barragem e Saída (FIGURA 20). Esses meses de inverno, geralmente, apresentam um ambiente misturado, o que pode acarretar semelhança química entre os pontos, com um sistema equilibrado entre produção e consumo.

As concentrações de OD em corpos hídricos de classe 2, devem estar acima de 5 mg/L, em algumas coletas foram observadas concentrações abaixo do limite, desde a superfície. No ponto Ponte Ferraria, em junho de 2018, a concentração foi de 4,72 mg/L, enquanto no PPA, a menor concentração medida foi de 4,93 mg/L, durante a coleta de outubro.

O ponto Entrada apresentou em dezembro de 2018, concentração abaixo do limite, 4,66 mg/L. Ainda, na coleta de fevereiro de 2019, os pontos Buffer, Ponte Ferraria, Captação e Barragem estavam com OD abaixo de 5 mg/L.

Ainda, conforme a FIGURA 20, além dos parâmetros OD, os pontos Captação, Barragem e Saída possuem uma correlação maior com as variáveis Cl-a e NH₄, o qual define a última das zonas identificadas, marcando uma zona lacustre, para coletas com tendência a estratificação.

As maiores concentrações de clorofila-a detectadas ao longo do reservatório foram nos pontos Barragem e Saída, durante a coleta de fevereiro de 2019 (20,85 e 22,41 µg/L, respectivamente). Apesar de estarem abaixo do limite máximo estipulado pelo CONAMA, de 30 µg/L, Wetzel (1983) já considera concentrações acima de 10 µg/L de um ambiente mesotrófico a eutrófico, o que deveria representar uma necessidade de maior cuidado dessas áreas.

No entanto, a alta concentração determinada para a Barragem é referente a uma amostra de fundo (14 metros), enquanto as concentrações na superfície, 6 m e 10 m, foram 4,34, 4,52 e 9,87 µg/L, respectivamente. Isso pode estar representando o processo de sedimentação dos fitoplânctons após a morte, organismos de zooplânctons logo após o consumo do fitoplâncton ou, ainda, a ressuspensão do sedimento provocado pelo procedimento de coleta já que todas as demais medições de clorofila-a estiveram abaixo de 11,14 µg/L, estando próximas ao limite máximo para as águas doces de classe 1, 10 µg/L.

Apesar das concentrações de fósforo total estarem caracterizando a entrada do reservatório como região com tendência à eutrofização, as médias das concentrações de Clorofila-*a* mostradas na TABELA 1, apresentam o ponto localizado no rio Passaúna com características desfavoráveis à proliferação de algas.

O Buffer sofre maior influência do rio Passaúna com seu aporte de nutrientes e matéria orgânica e com a redução da velocidade da água, conseqüentemente apresentou uma das maiores médias de Cl-*a* ($5,7 \pm 4,3$ µg/L) e um alto desvio padrão, com concentrações variando entre 2,08 (fevereiro de 2019) e 10,42 µg/L (fevereiro de 2018), no entanto, ainda está abaixo do limite definido por Wetzel de tendência à eutrofização.

Os pontos Captação e Barragem sofrem pouca influência dos rios afluentes do reservatório, podendo também sofrer pouca influência de suas margens. Portanto, possuem menores concentrações de nutrientes alóctones e, conseqüentemente, apresentam menores concentrações de Cl-*a*, com médias de $4,2 \pm 2,0$ e $3,5 \pm 1,0$ µg/L.

O ponto Saída apresentou altos valores de Cl-*a*. Tais valores podem estar representando interferências do sedimento durante a quantificação em laboratório, realizada pelo método colorimétrico ou ainda, a presença de algas ou seus predadores oriundos do processo de sedimentação na coluna d'água.

O IAP, por meio do programa "Monitoramento da Qualidade das Águas dos Reservatórios do Estado do Paraná" determinou a qualidade da água do reservatório Passaúna entre os anos de 1999 e 2013, obtendo concentrações de clorofila-*a* entre 1,48 e 14,21 µg/L, com as maiores concentrações ocorrendo em 2009 e 2011 (IAP, 2017). Esse resultado apresenta a grande dinâmica do fitoplâncton ocorrida nos últimos anos.

Pereira et al. (2005), também mensurou as concentrações de clorofila-*a* para os três reservatórios analisados, em 2001. Identificando concentração elevada no reservatório Iraí (77,1µg/L) e uma concentração mais baixa no reservatório Rosana (4,2µg/L), enquanto, para o reservatório Chavantes a Cl-*a* ficou abaixo do limite de detecção.

Os dados do monitoramento realizado nesse estudo, entre 2018 e 2019, se assemelham com o dado medido no reservatório Rosana, o qual é classificado como oligo-mesotrófico. Tais valores podem representar uma

tendência ao equilíbrio do reservatório, ou tendência de controle de florações de algas.

De maneira a avaliar o nutriente limitante ao desenvolvimento de fitoplâncton no reservatório Passaúna, as relações nitrogênio e fósforo estão apresentadas na TABELA 3. Conforme critério de Thomann e Mueller (1987), o qual define que rios, lagos e estuários com poluição pontual e difusa, terão o nitrogênio como fator limitante quando a relação NT/PT for menor que 10, e terão o fósforo como limitante, para relação maior que 10, apenas o ponto PPA, em dezembro de 2018 possuiu o nitrogênio como nutriente limitante. Portanto, o fósforo com suas baixas concentrações é capaz de limitar o desenvolvimento do fitoplâncton e definir episódios de florações. O mesmo foi identificado por Coquemala (2005).

TABELA 3 - RELAÇÃO ENTRE CONCENTRAÇÕES DE NITROGÊNIO E FÓSFORO DETERMINADAS NO MONITORAMENTO ENTRE 2018 E 2019

Ponto	Menor (NT/PT)	Maior (NT/PT)
Entrada	15,50	114,27
Buffer	17,59	202,92
Ponte Ferraria	12,94	63,31
PPA	6,99	62,47
Captação	16,82	99,08
Barragem	43,71	61,62
Saída	38,98	152,70

Bem et al. (2013) avaliando o grau de trofia de um reservatório urbano raso (Barigui), localizado também em Curitiba identificaram, para esse lago, o nitrogênio como nutriente limitante do processo de eutrofização.

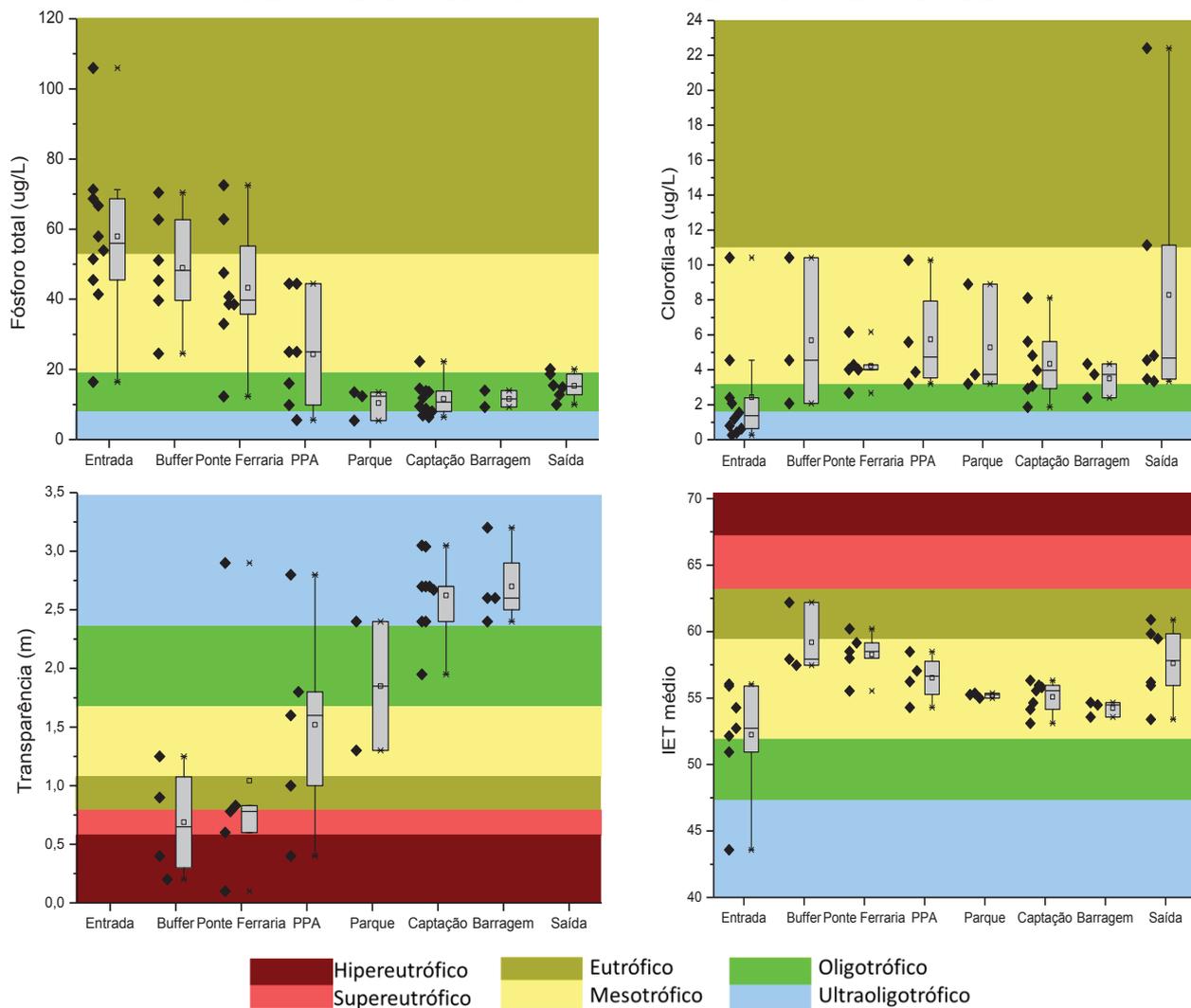
A capacidade de definir o limitante do processo de eutrofização é muito importante para avaliar a real condição do ambiente aquático. Conforme apresentado acima, as concentrações de nitrogênio total estão representando um ambiente já eutrofizado de acordo com a limnologia de Wetzel (1983), enquanto as concentrações de clorofila-*a* não mostram o mesmo cenário. Isso ocorre porque as características físicas também são de grande relevância na dinâmica do reservatório e não são levadas em consideração aqui, ainda, as concentrações baixas do nutriente limitante estão atuando a prevenir o processo de eutrofização.

A avaliação do nutriente limitante permite também definir estratégias de gestão capazes de reduzir o grau de eutrofização do corpo aquático.

4.1.1 Índice de Estado Trófico

Os resultados do cálculo do IET para os pontos monitorados nos anos de 2018 e 2019 estão apresentados na forma de box-plot na Figura 21, com destaque para a classificação de cores que representam os estados de trofia ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico, supereutrófico e hipereutrófico de acordo com a classificação de Lamparelli (2004).

FIGURA 21 - CONCENTRAÇÕES DE FÓSFORO TOTAL E CLOROFILA-A, TRANSPARÊNCIA E IET MÉDIO DOS PONTOS SEGUNDO O ESTADO DE TROFIA



As concentrações de PT caracterizaram os pontos Entrada, Buffer e Ponte Ferraria, de oligotrófico a eutrófico, com grande flutuação ao longo do ano. O ponto PPA, se manteve entre oligotrófico e mesotrófico, enquanto os demais pontos permaneceram, ao longo do monitoramento, no estado oligotrófico.

As concentrações de Cl-a mantiveram-se baixas no ponto Entrada, permanecendo entre ultraoligotrófico e oligotrófico, enquanto os pontos no reservatório se mantiveram, na maior parte do monitoramento, no estado mesotrófico. Já, o ponto da saída, no rio Passaúna, apresentou valores elevados de clorofila-a, podendo ter ocorrido interferência durante as análises do sedimento, já que esse é um ponto raso, ou ainda a decomposição de organismos predadores de fitoplânctons.

Bem et al. (2013) identificaram altas concentrações de fósforo total indicando um estado de eutrofização avançado, no entanto, as concentrações de clorofila-a se mostraram mais baixas, o que permitiu aos autores afirmar que aquele sistema aquático ainda não apresentava um estágio estabelecido de eutrofização, possivelmente pela limitação do nitrogênio.

A transparência da coluna d'água colocou o Buffer entre os estados mesotrófico a hipereutrófico, possivelmente devido à menor profundidade e tempo de retenção, o que pode influenciar na concentração e crescimento de algas na região.

Os dois pontos seguintes variaram ao longo do monitoramento em todos os estados tróficos, evidenciando o aspecto positivo dessa zona de transição na variação da qualidade da água, ou seja, a região do buffer possivelmente representa um atenuador das cargas de entrada no reservatório. Já os pontos da Captação e Barragem estiveram entre os estados ultraoligotrófico e oligotrófico, com baixas concentrações observadas para todos os parâmetros monitorados.

O IET médio para o ponto Entrada apresentou valores de ultraoligotrófico a mesotrófico, possivelmente esse ponto não apresenta maior risco de eutrofização principalmente por suas características líticas. No reservatório, os pontos Buffer e Ponte Ferrara foram classificados nos estados mesotrófico e eutrófico, os demais pontos se mantiveram no estado mesotrófico ao longo do monitoramento. O ponto Saída variou de mesotrófico à hipereutrófico, em virtude das altas concentrações de clorofila-a observadas nas amostras de profundidade.

Souza et al. (2019), em estudo do grau de trofia do Reservatório Itaipu entre 2008 e 2014, distinguindo as 3 zonas do reservatório, fluvial, de transição e lacustre, classificaram o reservatório como ultra-oligotrófico, segundo o método de Toledo Jr. et al (1983). Para os resultados do IET que se mantiveram fora da faixa de ultra-oligotrófico, a maior parte deles se encontravam na zona de transição, essas coletas foram classificadas como oligotrófica e mesotrófica.

Da mesma forma ocorreu para o reservatório Passaúna. Apesar da média e mediana dos pontos estarem na faixa do mesotrófico, o ponto Buffer e Ponte Ferrara apresentaram valores de ambiente eutrófico.

O IAP, durante o monitoramento realizado pelo programa “Monitoramento da Qualidade das Águas dos Reservatórios do Estado do Paraná” avaliou o grau de trofia do reservatório entre 2005 e 2013, definindo o mesmo como oligotrófico, por meio de um ou duas campanhas anuais.

O IET calculado para o reservatório tem permitido avaliar e comparar o estado trófico em pontos com diferentes características, de ambientes lótico, lênticos e de transição, podendo identificar a diferença de resposta temporal em cada um dos pontos do reservatório. Entre 2018 e 2019, os pontos entre o Buffer e a Saída se mantiveram na faixa de mesotrófico, enquanto o Buffer e a Ponte apresentaram coletas classificadas como eutrófico. Isso pode representar uma degradação da qualidade da água nos últimos anos e destacar que a definição de apenas um ponto para monitoramento nem sempre vai ser capaz de definir seu grau de trofia, assim como a época de realização de tal ensaio.

4.1.2 Fitoplâncton

Foram identificados 34 gêneros de fitoplâncton nas amostras coletadas nos meses de novembro de 2018, fevereiro e abril de 2019, no reservatório Passaúna. Os resultados obtidos por meio da análise de microscopia, sendo a riqueza de gêneros identificados nas amostras, juntamente com a dominância, a diversidade de Shannon-Weaver e a equitabilidade de fitoplânctons realizados no software PAST estão apresentados na TABELA 4.

TABELA 4 - RIQUEZA, DOMINÂNCIA, DIVERSIDADE E EQUIDADE DO FITOPLÂNCION

	Buffer		Ponte Ferraria		
	nov/18	fev/19	nov/18	fev/19	abr/19
T	18	8	7	14	20
D	0,7417	0,492	0,8822	0,9027	0,4632
SW	0,5907	0,8295	0,3152	0,2936	1,192
J	0,2044	0,3989	0,162	0,1112	0,4045

	PPA			Captação		
	nov/18	fev/19	abr/19	nov/18	fev/19	abr/19
T	18	20	19	12	18	24
D	0,7867	0,5212	0,2829	0,5775	0,4918	0,3687
SW	0,5358	1,081	1,576	0,9033	1,187	1,38
J	0,1891	0,3668	0,5454	0,3767	0,4189	0,4399

LEGENDA: T = número total de táxons; D = dominância apresentada na amostra; SW = índice de diversidade de Shannon-Weaver; J = equitabilidade.

No ponto Buffer, em novembro, foram identificados 18 gêneros, distribuídos em 5 filós, conforme a FIGURA 22. A FIGURA 23 apresenta a abundância para os filós e mostra uma abundância alta de *Chlorophyta*, maior que 3000, e de *Cyanophyta*, igual a 386 organismos/mL de amostra, enquanto a abundância de *Charophyta* de 1,67 e 0,67 organismos/mL de amostra, para o grupo *Dinophyta*. Tal resultado reflete-se na em uma diversidade média em comparação às outras amostras, com dominância de aproximadamente 0,7, e equitabilidade baixa, sabendo que tal parâmetro varia entre 0 (baixa) e 1 (alta).

FIGURA 22 - NÚMERO DE GÊNEROS IDENTIFICADOS NAS AMOSTRAS DO RESERVATÓRIO PASSAÚNA

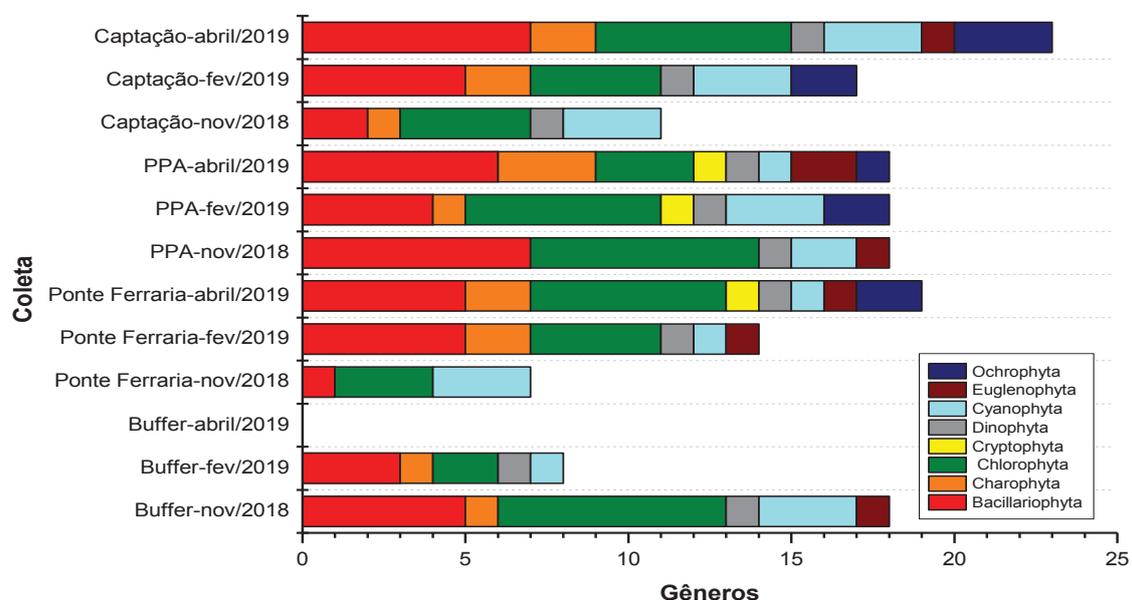
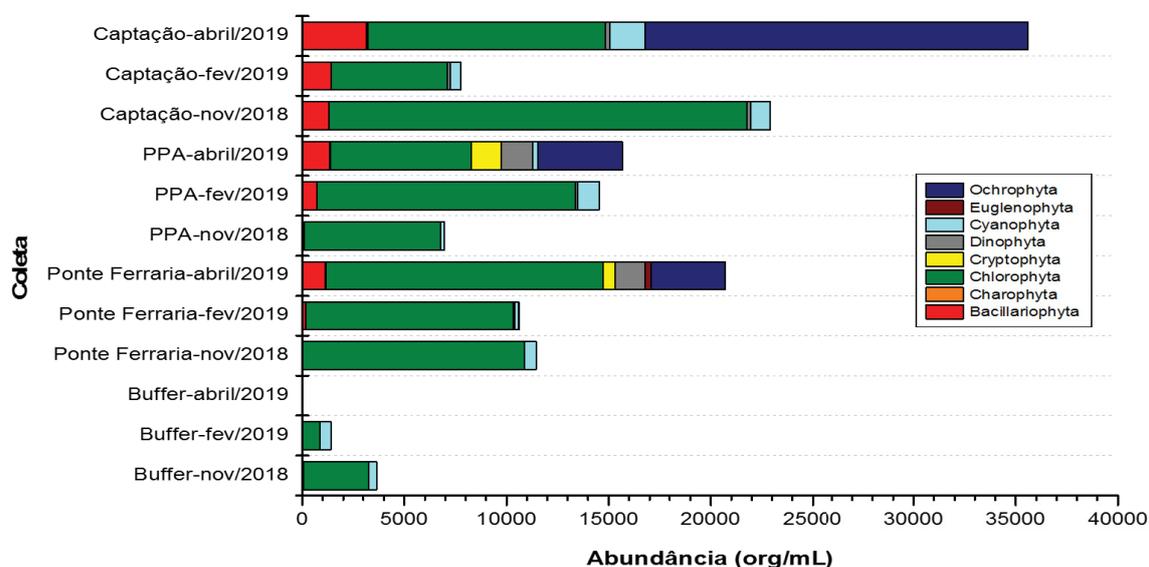


FIGURA 23 – ABUNDÂNCIA DOS FITOPLÂNTONS DAS AMOSTRAS DO RESERVATÓRIO PASSAÚNA



Na coleta de fevereiro de 2019 a riqueza foi baixa, no entanto, a diversidade foi mais alta (0,83) e a dominância menor, resultando em equitabilidade alta. Essa coleta também apresentou uma queda na temperatura, com relação ao mês de novembro, conforme pode ser observado na TABELA 5. Ainda, nota-se uma redução na concentração de PT e PTD, enquanto há um aumento do NT, mas diminuição de N_{org}.

TABELA 5 - ALGUNS PARÂMETROS MEDIDOS NAS COLETAS COM FITOPLÂNTON

	Data	Temp	N org	NT	PTD	PT	NT/PT	Cl-a	COD
	Coleta	°C	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	-	µg/L	mg/L
BUFFER	nov/18	21,66	0,55	1,37	0,02	0,07	19,46	-	2,92
	fev/19	20,96	0,31	1,54	0,01	0,04	202,92	2,08	3,55
	abr/19	-	-	-	-	-	-	-	-
PONTE FERRARIA	nov/18	20,89	0,57	1,24	0,02	0,06	19,72	-	2,71
	fev/19	20,50	0,26	0,97	0,01	0,04	25,24	2,67	3,65
	abr/19	25,16	0,07	1,09	0,04	0,04	26,71	6,17	2,31
PPA	nov/18	23,22	0,46	0,94	-	0,02	37,49	-	2,60
	fev/19	24,75	0,25	0,54	0,01	0,01	56,92	10,28	3,31
	abr/19	25,71	0,15	0,55	-	0,02	22,01	5,59	2,58
CAPTAÇÃO	nov/18	22,73	0,31	0,46	0,02	0,01	71,96	-	2,46
	fev/19	26,36	0,46	0,62	-	-	76,93	8,11	2,79
	abr/19	25,11	0,23	0,47	-	0,01	34,58	3,97	2,62

Essas concentrações de fósforo total resultam em ambiente eutrófico e ultraoligotrófico, respectivamente. O decréscimo nas concentrações de fósforo total, pelo seu consumo, dentre outros fatores, como a queda da temperatura, poderia estar acarretando na limitação do fitoplâncton em fevereiro.

Em novembro, período marcado por maiores precipitações médias acumuladas e temperaturas. A coleta realizada na Ponte Ferraria por meio das abundâncias, uma certa dominância de organismos no filo *Chlorophyta*, distribuídos em 3 gêneros, resultando em 0,88, e uma equitabilidade muito baixa. Já, em fevereiro, a diversidade foi baixa, e apesar da riqueza ter aumentado, a sua dominância foi ainda maior, o que resultou em uma equitabilidade muito baixa. Com base nos parâmetros físico-químicos, houve também uma pequena queda da temperatura, nitrogênio e fósforo, enquanto aumentou a concentração de carbono dissolvido.

Na coleta realizada em abril, os organismos identificados estão distribuídos em 19 gêneros, apresentando riqueza, diversidade e equitabilidade mais elevadas, e menor dominância. Nesse ponto, a temperatura teve aumento de quase 5°C, com relação ao mês anterior, a Cl-a também aumentou, mas a concentração de COD diminuiu.

Para o PPA, a riqueza de gêneros não mostrou grande variância (17, 19 e 18, respectivamente), o mesmo não ocorreu para a abundância de organismos encontrados. Isso resultou em uma dominância mais elevada em novembro e fevereiro, apresentando, neste mês, uma diversidade alta.

Para a coleta de fevereiro, na Captação, não foi possível quantificar PT e PTD, isso pode ter acarretado na diminuição do fitoplâncton, mas as altas concentrações de Cl-a, COD e N_{org} poderiam estar quantificando um fitoplâncton e decomposição.

Pode-se observar presença de *Cyanophyta* em todos os pontos, com as maiores abundâncias ocorrendo nas coletas do PPA-fev/2019, Captação-nov/2018 e Captação-abril/2019, sendo as coletas com menor identificação de NT e PT.

Diversos estudos com fitoplâncton mostram uma grande preocupação com as cianobactérias. Rodrigues e Meurer (2016), estudando a distribuição do fitoplâncton em 4 regiões do Rio de Janeiro, encontraram nas regiões com maior impacto antropogênico, florações de *Microcystis* spp. e *Anabaena* spp., sendo

essas cianobactérias produtoras de substâncias tóxicas. Neste caso, a preocupação dos autores se dá pelo fato dessas regiões serem responsáveis pelo pescado consumido no estado do Rio de Janeiro.

Karadzic et al. (2010) analisaram fitoplâncton e o desenvolvimento da eutrofização em dois reservatórios de abastecimento público, localizados na Sérvia. Um dos reservatórios é classificado como mesotrófico e o outro, como mesotrófico a eutrófico, e ambos estão sofrendo dominância de cianobactérias, com a presença de espécies produtoras de substâncias tóxicas. Para eles, tal fato ocorre pelo aporte de nutrientes vindos da agricultura e lançamentos de efluentes.

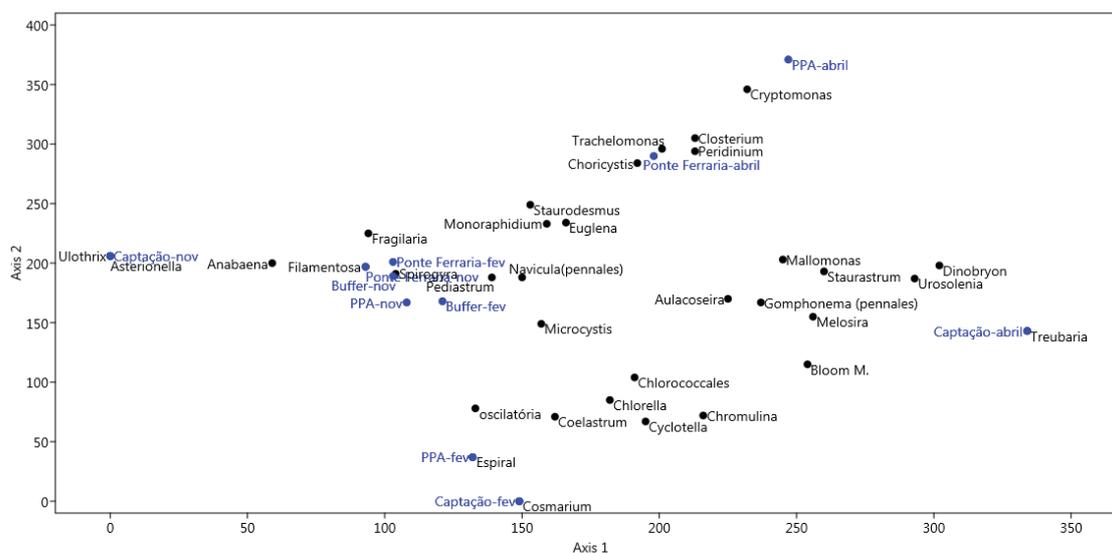
Para o filo *Dinophyta*, as suas maiores abundâncias ocorrem nas coletas do mês de abril para Ponte Ferraria e PPA. No ponto Captação quase não ocorre variação de sua abundância.

Facilmente nota-se a dominância de *Chlorophyta* (grupo de algas verdes) no reservatório Passaúna, marcada por organismos do gênero *Pediastrum*. Coquemala (2005) relatou a dominância do reservatório por esse gênero. O fato desse gênero ser capaz de formar colônias com grandes dimensões dificulta a herbivoria por zooplânctons filtradores, o que acarreta na sua dominância. Essa dominância pode estar inibindo florações de cianobactérias, o que permite o desenvolvimento de outros grupos de fitoplâncton.

A junção das características físico-químicas do reservatório para cada uma das suas regiões favorece de maneira diferente o desenvolvimento do fitoplâncton. No entanto, a temperatura da água se mostrou a variável mais sensível à sua floração, capaz de impactar na abundância e na riqueza de gêneros.

A FIGURA 24 exibe o resultado da análise de correspondência destendenciada (DCA), o qual apresenta a distribuição dos pontos baseada na abundância do fitoplâncton. Com base nesse resultado nota-se uma aproximação dos pontos Buffer, Ponte Ferraria e PPA, para novembro de 2018, e Buffer e Ponte Ferraria de fevereiro de 2019. Pontos que também apresentaram as mais elevadas dominâncias, e estão caracterizados entre zona de ambiente lótico e de transição.

FIGURA 24 - DCA REALIZADA COM OS FITOPLÂNCTONS DAS COLETAS DE NOVEMBRO/2018, FEVEREIRO/2019 E ABRIL/2019



O monitoramento realizado no Buffer, Ponte Ferraria, PPA e Captação, no mês de novembro, apresentou uma semelhança biológica entre os três primeiros pontos, conforme o gráfico acima, enquanto a PCA apresentou uma pequena diferença entre eles. É possível que a diferença marcada pelos parâmetros físico-químicos, representados na PCA, não tenha sido significativa para os organismos fitoplanctônicos.

Ainda, pode-se considerar que os principais fatores relacionados aos organismos que se destacaram, grupo de algas verdes e diatomácea, nesses pontos são os nutrientes, fósforo e nitrogênio. Enquanto o ponto Captação foi marcado pelos fitoplânctons *Ulothrix* (grupo *Chlorophyta*) e *Asterionella* (grupo *Bacillariophyta*). Os organismos que se destacaram nesse mês são de gêneros unicelulares ou filamentosos, que possuem tamanhos maiores.

Para a coleta realizada em fevereiro de 2019, o resultado apresentado pela DCA, dos organismos biológicos, se mostrou semelhante ao resultado da PCA, para os parâmetros físico-químicos. Os pontos Buffer e Ponte Ferraria, destacados principalmente por nutrientes e altas condutividade e turbidez, enquanto os pontos PPA e Captação se associaram a parâmetros relacionados ao consumo de matéria orgânica. O *Cosmarium*, gênero que se mais relacionou ao ponto Captação, é do grupo *Chlorophyta* e ordem desmídia.

Nováková (2003) classifica as desmídias como marcadores ecológicos, sendo comumente encontradas em ambientes aquáticos oligo-mesotróficos, com baixas concentrações de nutrientes, condutividade elétrica e alcalinidade (SOUZA e MELO, 2011; COESEL, 1983; ARAUJO, 2006).

Em abril de 2019, PPA se manteve mais próximo à Ponte Ferraria, com organismos dos grupos *Cryptophyta*, *Dinophyta*, *Euglenozoa*, *Ochrophyta*, *Chlorophyta* e *Cianophyta*. Destacando, também, a menor dominância e maior diversidade identificadas nesse ponto.

A Captação, de abril de 2019, mostrou distinção com os demais pontos e datas de coletas, se aproximando de gêneros dos grupos *Chlorophyta*, *Ochrophyta*, *Chlorophyta*, *Cianophyta* e *Bacillariophyta*.

A PCA, para o mês de abril, apresentou uma maior relação do PPA com o ponto Captação, os dois se relacionaram à clorofila-a. Enquanto a Ponte Ferraria esteve mais associada aos nutrientes.

O ponto Captação, com base nos parâmetros físico-químicos foi classificado como um ambiente lótico e com provável equilíbrio, a análise de correspondência destendenciada mostrou uma região bem distinta, que sofre alterações ao longo do ano.

4.2 ANÁLISE II

Por meio da análise anterior foi possível classificar 2 principais zonas no reservatório Passaúna. A primeira delas, com características de ambiente lótico e a segunda, com características de ambiente lacustre. Dessa forma, escolheu-se analisar um ponto de cada zona, Ponte Ferraria (zona lótica) e Captação (zona lacustre), avaliando a presença de estratificação térmica e seu impacto sobre os parâmetros químicos e na qualidade da água do reservatório.

Os perfis de temperatura medidos entre os anos de 2018 e 2019, para o ponto Ponte Ferraria estão apresentados na FIGURA 25, e para a Captação, estão apresentados na FIGURA 26.

FIGURA 25 - PERFIS DE TEMPERATURA - PONTE FERRARIA

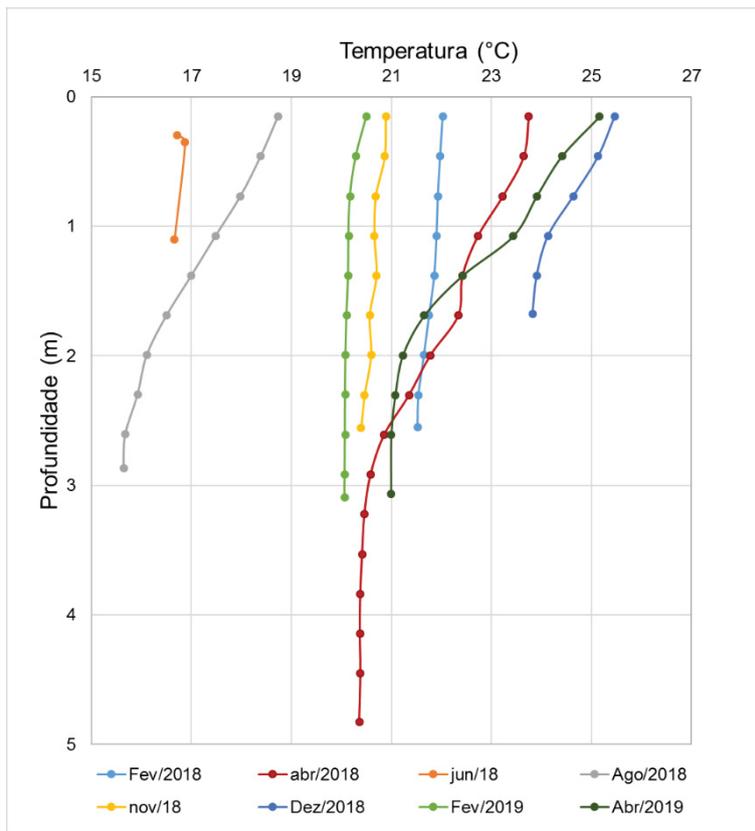
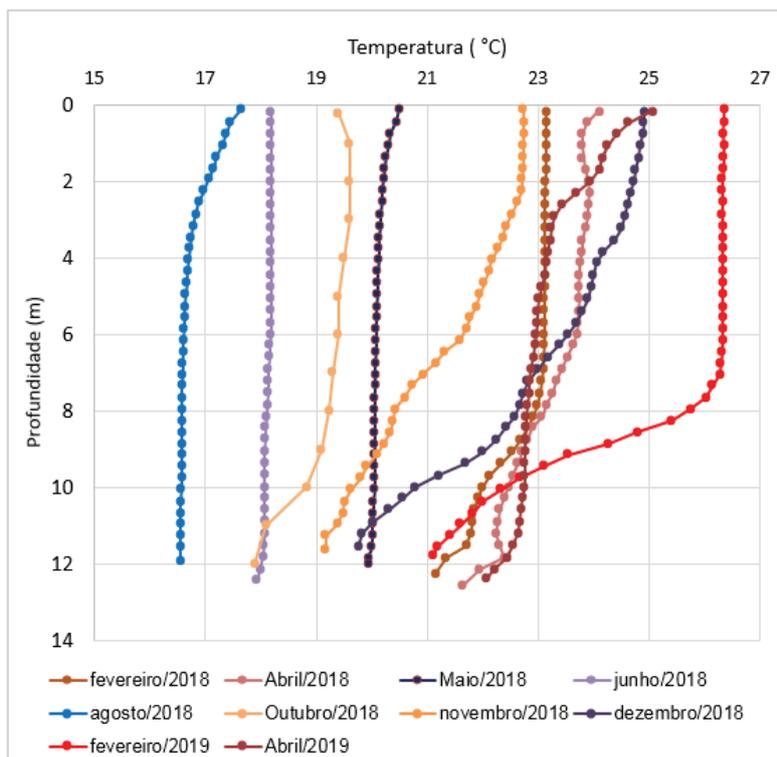


FIGURA 26 - PERFIS DE TEMPERATURA - CAPTAÇÃO



A FIGURA 25 mostra que o ponto Ponte Ferrara, com profundidade média de $3,4\pm 0,8$ m, e transparência média igual a $1,0\pm 1,1$ m (TABELA 1), apresenta tendência à estratificação térmica. O mesmo ocorre no ponto Captação, que apresenta profundidade média de $12,1\pm 0,7$ m e transparência média de $2,6\pm 0,3$ m.

Destaca-se o alto desvio padrão para a transparência na Ponte Ferrara. Tal ponto é fortemente influenciado por situação de chuva, que traz material particulado, sedimentos, influenciando a profundidade da zona fótica.

A medição realizada em abril de 2018 mostrou uma profundidade maior que as demais, o que pode ser explicado pelo ponto de coleta, já que essa seção não apresenta fundo regular, com pontos mais profundos ou mais rasos. Na coleta de junho de 2018, mostra-se medição com cerca de 1,0m, realizada com a sonda multiparamétrica Horiba.

Pode-se observar que os perfis verticais de temperatura não são iguais nas duas zonas, enquanto a Ponte Ferrara possui uma tendência à estratificação térmica nas coletas de abril e agosto de 2018, e abril de 2019, a Captação apresentou uma visível tendência à estratificação em novembro e dezembro de 2018 e fevereiro de 2019.

Ainda, de maneira a compreender a estratificação térmica e química, a FIGURA 27, apresenta graus de tendência à estratificação, conforme a diferença máxima no perfil de temperatura juntamente com índice de estado trófico para as coletas.

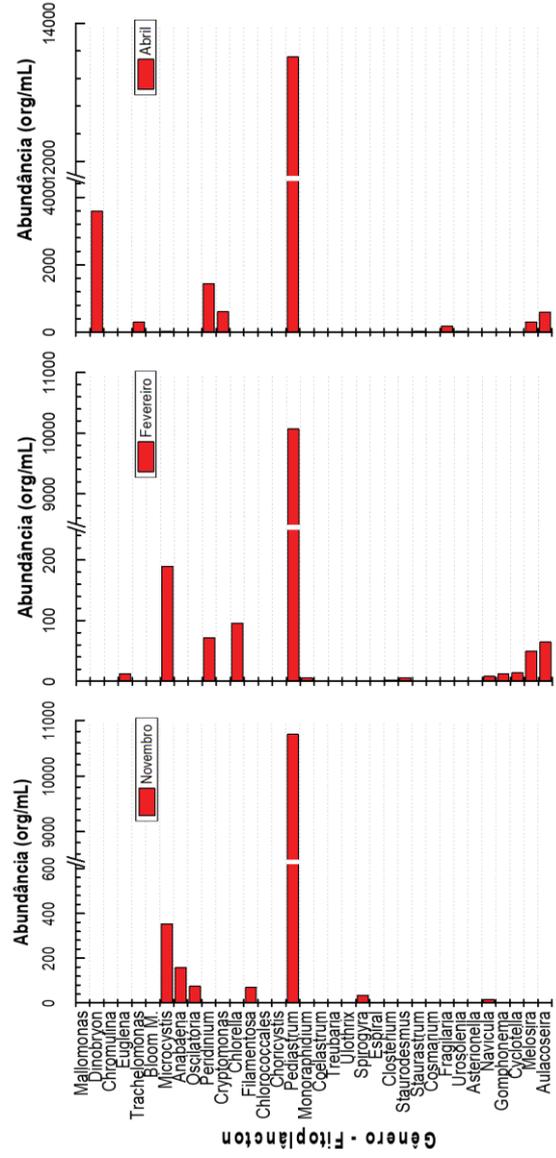
FIGURA 27 - ESTRATIFICAÇÃO QUALITATIVA PROFUNDIDADE DO PONTO PONTE FERRARIA

Meses de coleta	fev/18	mar/18	abr/18	mai/18	jun/18	jul/18	ago/18	set/18	out/18	nov/18	dez/18	jan/19	fev/19	mar/19	abr/19
Estratificação Térmica	0,5		2,9	X	0,2		3,1		0,9	0,5	1,6		0,4		4,2
IET MÉDIO			X	X						X	X				
IET PT			X	X											
IET CL-A			X	X				X		X	X				
IET S	X		X	X	X			X							

Varição de temperatura	> 5°	2° < T ≤ 5°	1° < T ≤ 2°	≤ 1°
Estratificação	alto grau	médio grau	baixo	misturado

LEGENDA: IET				
Ultra Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hiper eutrófico

FIGURA 28 - ABUNDÂNCIA DOS FITOPLÂNCTONS IDENTIFICADOS NO PONTO PONTE FERRARIA



Segundo a FIGURA 27, o Ponto Ponte Ferrara, apresenta poucos períodos com estratificação térmica, não possuindo estratificação com grau mais elevado (variação maior que 5°C).

Em agosto de 2018 a variação de temperatura na coluna d'água foi de aproximadamente 3°C, o que define uma tendência de estratificação parcial. Na FIGURA 19, que apresentou os resultados da análise de componentes principais para os dados de superfície, nota-se uma aproximação dos pontos Ponte Ferrara, PPA, Parque, Captação e Barragem, com base no parâmetro OD.

Essa coleta apresentou uma transparência da coluna d'água de 2,9 m, enquanto sua profundidade máxima foi de 4,4 m, resultando em uma zona fótica que abrangeu toda a coluna d'água. Nesse sentido, a concentração de OD na superfície foi de 8 mg/L, enquanto em 2 m de profundidade, a concentração foi de 8,23 mg/L, assim como foram observados aumentos das concentrações de clorofila-*a* e nitrato. Tais fatores mostraram um ambiente misturado, com atividade primária na coluna d'água, conseqüentemente, a concentração de fósforo resultou em ambiente oligotrófico e a clorofila-*a*, em ambiente mesotrófico.

Em novembro de 2018, a variação da temperatura mostrou um ambiente misturado, com concentração de PT resultando em ambiente eutrófico, enquanto a transparência mostrou um ambiente hipereutrófico, com uma zona fótica de 1,8 m e profundidade máxima igual a 2,5 m. A FIGURA 28 apresenta abundância principalmente de organismos do grupo *Cyanophyta* e *Chlorophyta*, com alta dominância de organismos do gênero *Pediastrum* (grupo *Chlorophyta*), marcando também, diversidade baixa.

Na coleta de dezembro, o ambiente permanece com potencial de eutrofização, segundo a concentração observada de fósforo, mas a transparência aumenta, resultando em um ambiente ultraoligotrófico. Ainda as concentrações de OD são próximas na superfície e fundo (7,2 e 7,45 mg/L, respectivamente), caracterizando um ambiente misturado.

Em fevereiro de 2019, a variação baixa de temperatura indica um ambiente misturado e mesotrófico. Apesar de haver uma queda na abundância total de fitoplâncton e surgimento de organismos do grupo *Bacillariophyta*, a dominância aumenta com os organismos do gênero *Pediastrum*.

Em abril de 2019, ocorreu o aumento da temperatura da superfície, resultando em uma diferença de 4,17°C entre superfície e fundo. No entanto, não foi notada variação da concentração de OD, indicando um ambiente misturado quimicamente. O fósforo identificado equivale principalmente ao ortofosfato, sendo este o nutriente de mais fácil assimilação pelos organismos. O IET médio resultou em um ambiente eutrófico, também com alta dominância de *Pediastrum*. Porém, agora, com presença de organismos dos grupos *Dinophyta*, *Cryptophyta*, *Ochrophyta*.

Ainda, na FIGURA 29 são apresentados os resultados da análise dos componentes principais. Segundo critério de Kaiser (1958), foi possível identificar cinco componentes principais explicando 83,01%, conforme apresentado na TABELA 6.

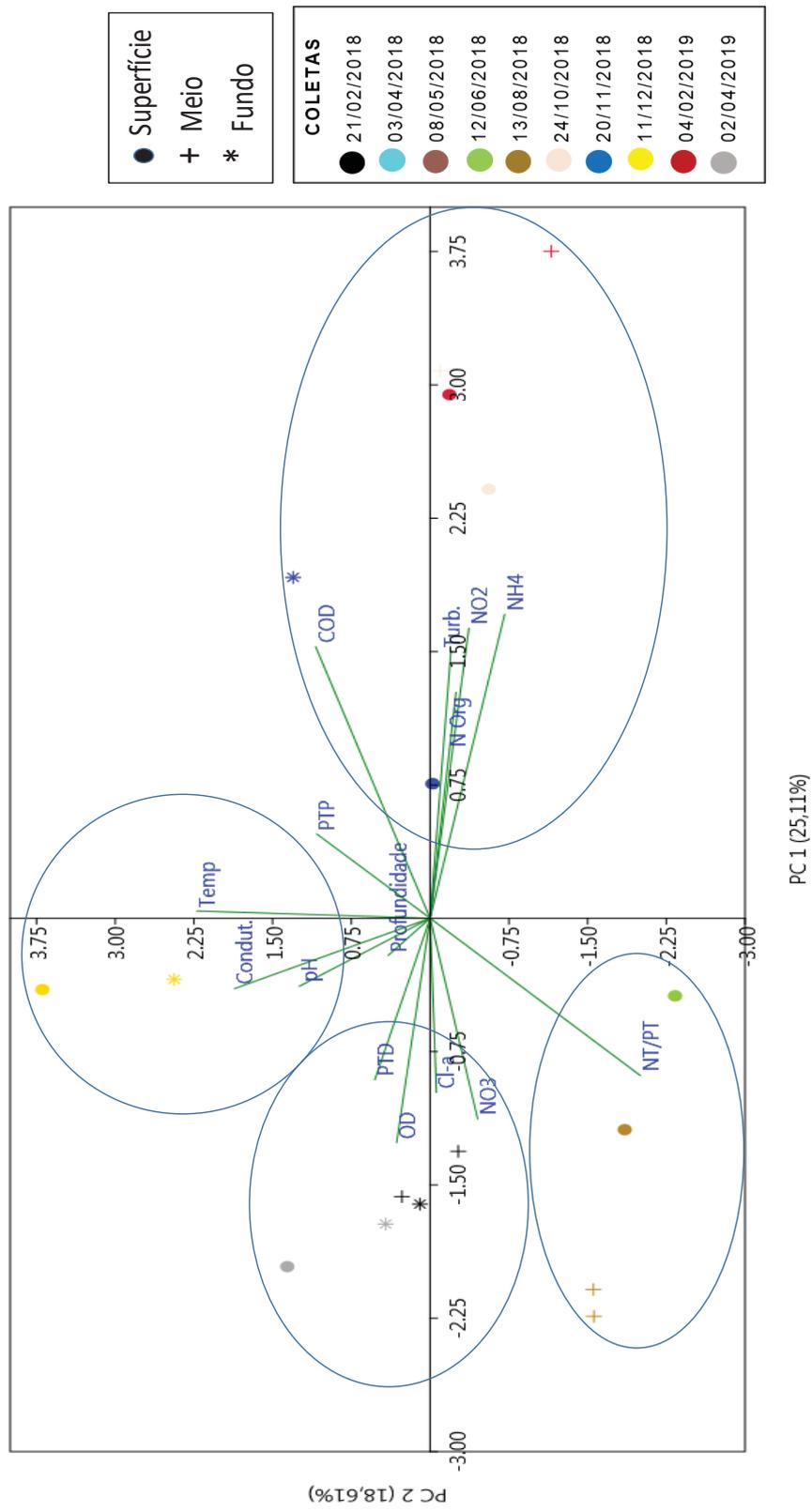
TABELA 6 - VARIÁVEIS COM MAIOR PESO NA DEFINIÇÃO DAS COMPONENTES PRINCIPAIS – PONTE FERRARIA

Componentes Principais	Autovalor	Variância explicada %	Variáveis com correlação $\geq 0,7$
1	4,19445	32,111	COD (+), NH ₄ (+), NO ₂ (+), OD (-)
2	2,43068	18,608	Temp. (+), Condu. (+), NT/PT (-)
3	1,66827	12,771	Nenhuma variável
4	1,52207	11,652	Nenhuma variável
5	1,02824	7,8717	Nenhuma variável

A primeira componente principal, que explica 32,11%, apresenta 4 variáveis de relevância, e pode representar o consumo da matéria orgânica, de maneira que o OD possui correlação negativa com o COD, NH₄ e NO₂.

A segunda componente principal, a qual explica 12,77%, apresenta 3 variáveis de relevância, com correlação superior a 0,7. Enquanto a temperatura e a condutividade possuem correlação positiva, a relação de nitrogênio e fósforo possui correlação negativa.

FIGURA 29 – CORRELAÇÃO ENTRE OS DADOS DE PROFUNDIDADE DO PONTO PONTE FERRARIA



Com base na FIGURA 29 é possível notar que junho e agosto de 2018, apresentaram correlação positiva com a relação de nitrogênio e fósforo (37,52 e 63,31, respectivamente), e uma correlação negativa com a temperatura, marcada pelas coletas de outono e inverno. Enquanto a coleta de dezembro possuindo altos valores de condutividade e temperatura, teve maior correlação com esses parâmetros.

As coletas de novembro de 2018 e fevereiro de 2019, as quais apresentaram temperatura em torno de 20°C, possuíram correlação com a série de nitrogênio, COD e turbidez.

As análises realizadas com as amostras de superfície e meio se relacionam com as mesmas variáveis, indicando uma ausência de estratificação química no ponto Ponte Ferraria. Apesar de haver uma diferença de temperatura entre pontos de superfície e fundo em algumas coletas, essas variações não foram consideravelmente altas a ponto de indicar tendência forte de estratificação.

Para o ponto Captação foi realizada uma análise similar. Dessa forma, na FIGURA 30 é apresentada uma avaliação qualitativa sobre a estratificação térmica, com base na diferença de temperatura da coluna d'água e o índice de estado trófico. Na FIGURA 31 são apresentados os dados diários de temperatura e OD, na superfície e fundo do ponto Captação, além das diferenças entre dados medidos na superfície e fundo, entre abril de 2018 e março de 2019.

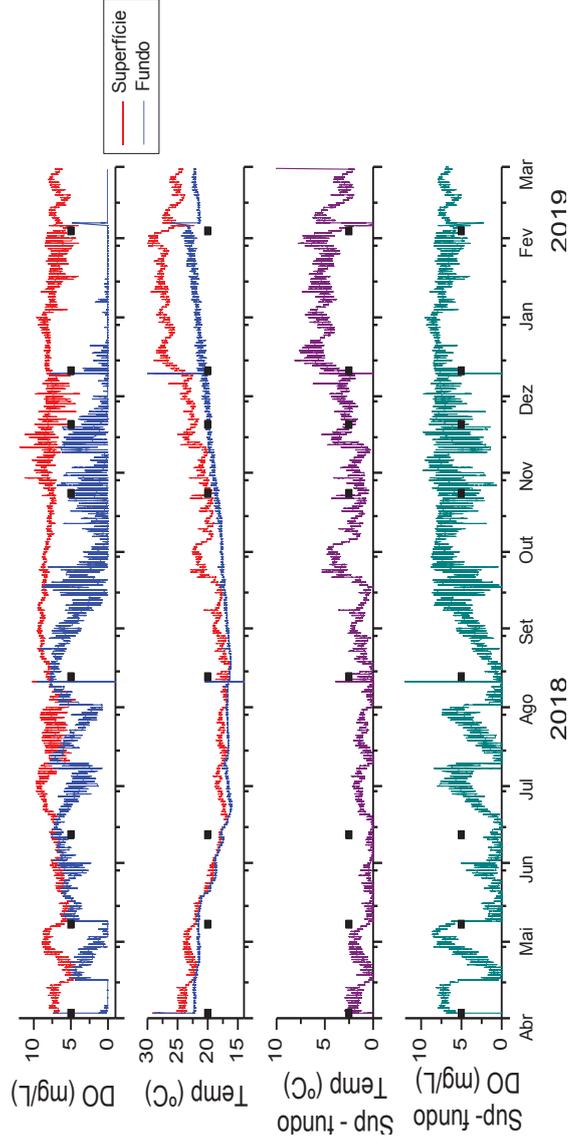
FIGURA 30 – ESTRATIFICAÇÃO QUALITATIVA PROFUNDIDADE DO PONTO CAPTAÇÃO

Meses de coleta	fev/18	mar/18	abr/18	mai/18	jun/18	jul/18	ago/18	set/18	out/18	nov/18	dez/18	jan/19	fev/19	mar/19	abr/19
Estratificação Térmica	2,0		2,5	0,3	0,3		1,1		1,7	3,6	5,2		5,2		3,3
IET MÉDIO	X								X	X	X				
IET PT															
IET CL-A									X	X	X				
IET S	X														

Varição de temperatura	> 5°	2° < T ≤ 5°	1° < T ≤ 2°	≤ 1°
Estratificação	alto grau	médio grau	baixo	misturado

LEGENDA: IET				
Ultra Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrotrófico
				Super eutrotrófico
				Hiper eutrotrófico

FIGURA 31 - VARIAÇÃO DE TEMPERATURA E OD MEDIDO POR MINIDOT ENTRE 2018 E 2019



Com base na FIGURA 30 é possível notar que o ponto Captação, representando a zona lacustre apresenta uma tendência à estratificação mais intensa no verão, e um ambiente com circulação da coluna d'água entre o fim de outono e início de inverno. A figura seguinte apresenta uma diminuição gradual da temperatura do fundo ocorrendo entre abril e meio de junho de 2018, a temperatura até meados de agosto permanece constante, e a partir daí começa a subir linearmente, em fevereiro de 2019 algo provoca uma mistura e uma queda na temperatura, mas novamente ela volta a subir.

Enquanto o fundo, profundidade com menor interferência da radiação solar e da temperatura do ar, apresenta um comportamento mais definido da temperatura, a superfície apresenta uma temperatura mais sensível sofrendo flutuações constantemente. Dessa forma, o ponto apresenta uma tendência parcial a estratificações, entre abril e setembro, mas ocorrem prováveis circulações da coluna d'água, capazes de provocar uma homogeneização.

Nota-se também uma possível tendência à estratificação química, com a variação do OD entre a superfície e fundo, variando entre 0, quando ocorre mistura, e próximo a 7,5, com tendência alta à estratificação química. Com ocorrências de OD nulo, no fundo.

A partir de setembro, que as temperaturas de superfície e fundo começam a subir, o reservatório apresenta uma provável tendência a estratificação térmica, e química. Nas coletas de outubro, novembro e dezembro nota-se um aumento gradual da diferença de temperatura iguais a 1,7, 3,58 e 5,16°C, respectivamente. Enquanto as concentrações de OD variam mais significativamente no fundo, com provável fornecimento e logo, consumo.

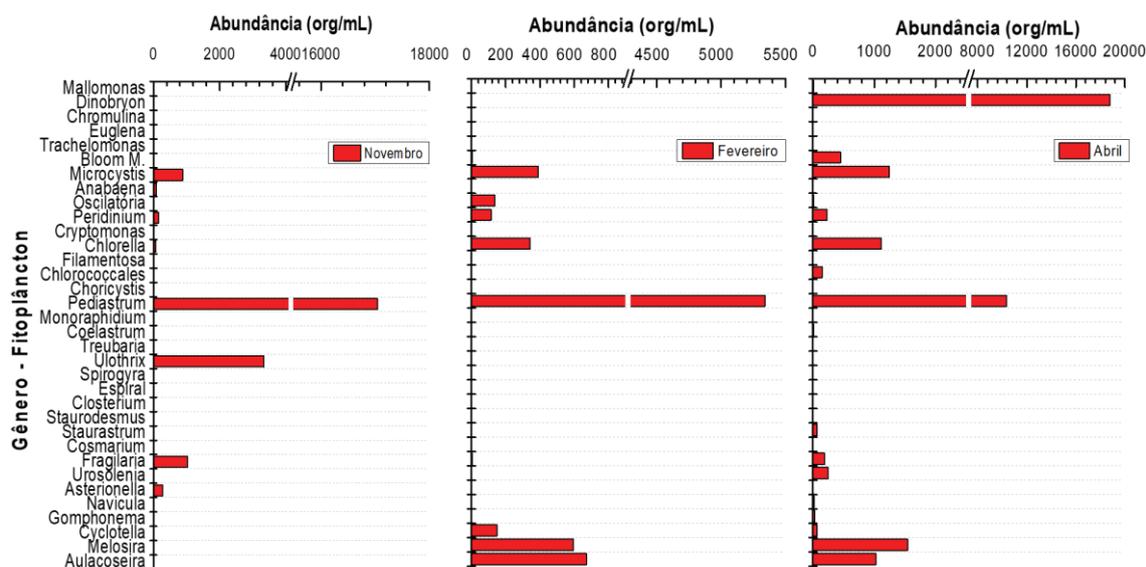
A partir da coleta realizada em dezembro de 2018, observa-se altas diferenças de temperatura e OD entre superfície e fundo, e constantes. O OD nulo, no fundo, pode representar uma provável estratificação química.

Coquemala (2005) classificou o Passaúna, assim como o Piraquara I, outro reservatório integrante do SAIC, como um reservatório monomítico quente, marcado com estratificação térmica e química durante primavera e verão, e circulação total durante outono e inverno.

Para o índice de estado trófico, o IET médio se manteve como mesotrófico em todas as coletas, com possibilidade de cálculo. Para os dados de fitoplâncton (FIGURA 32), foi observado uma maior abundância e dominância

de organismos do grupo de algas verdes (*Chlorophyta*) em novembro de 2018, enquanto o IET para o fósforo mostrou a menor classificação, possivelmente devido à baixa concentração, resultado do consumo pelos organismos. O IET dado pela transparência da coluna d'água, pode também ser resultado da dominância de *Pediastrum*.

FIGURA 32 - ABUNDÂNCIA DOS FITOPLÂNTONS NO PONTO CAPTAÇÃO



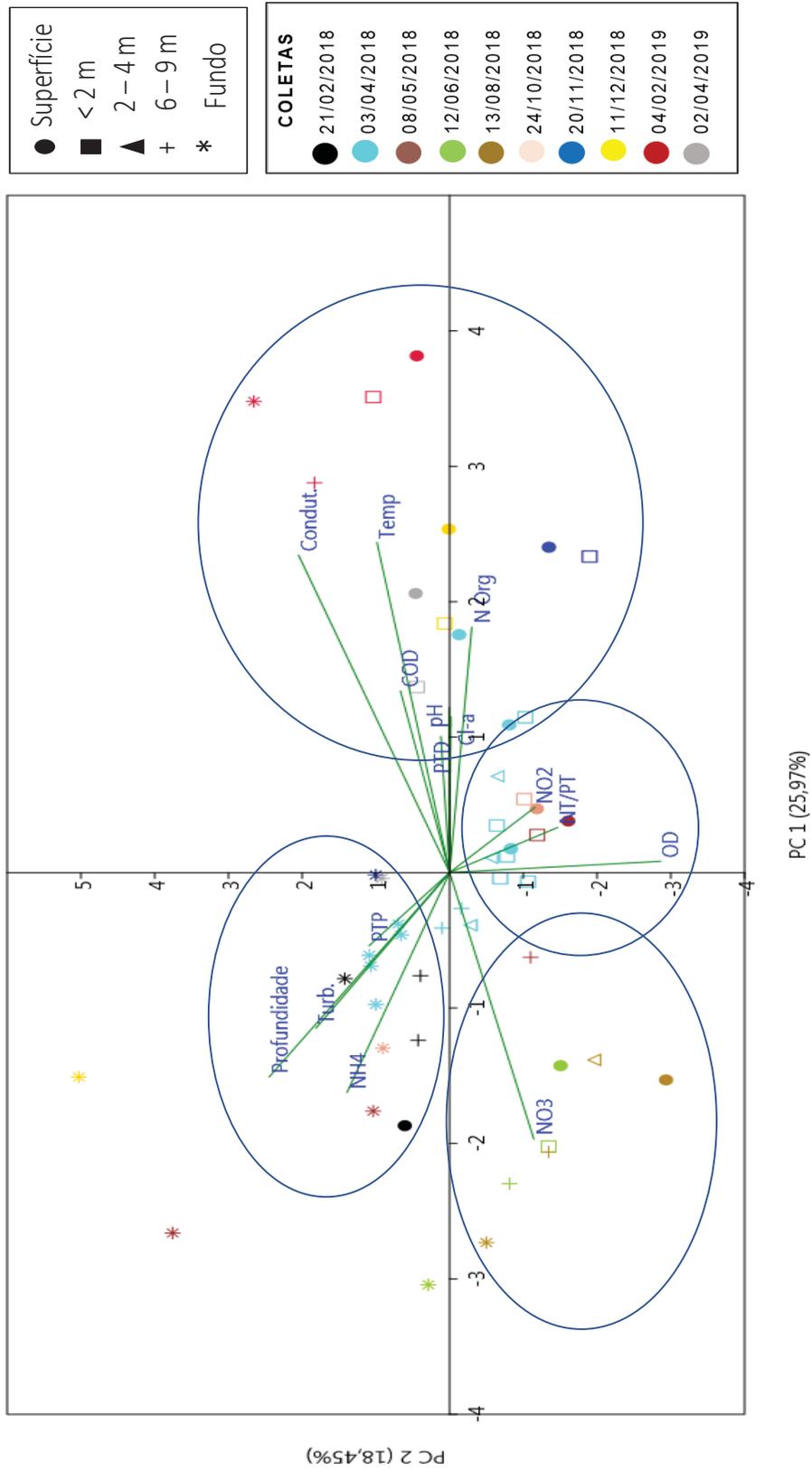
Por meio das FIGURAS 22 e 23, foi possível identificar a riqueza e diversidade presente na Captação, em abril. A figura acima apresentou as abundâncias dos gêneros identificados e quantificados, destacando os organismos do gênero *Dynobryon* (Grupo *Ochrophyta*).

A análise multivariada realizada para os dados de profundidade (FIGURA 33) apresentou quatro componentes principais, com autovalores acima de 1, conforme Critério de Kaiser, que explicam 68,77% (TABELA 7).

TABELA 7 - VARIÁVEIS COM MAIOR PESO NA DEFINIÇÃO DAS COMPONENTES PRINCIPAIS – CAPTAÇÃO

Componentes Principais	Autovalor	Variância explicada %	Variáveis com correlação $\geq 0,7 $
1	2,828	25,965	Temp. (+), Condu. (+), NO ₃ (-)
2	2,009	18,449	OD (-)
3	1,601	14,705	Nenhuma variável
4	1,047	9,610	Nenhuma variável

FIGURA 33 – CORRELAÇÃO ENTRE OS DADOS DE PROFUNDIDADE DO PONTO CAPTAÇÃO



A PC 1, que explica 25,97%, apresentou três variáveis com maior relevância, que apresentaram correlação maior que $|0,7|$. A temperatura e a condutividade apresentaram uma correlação positiva, enquanto o nitrato apresentou uma correlação negativa. Essa componente principal pode representar um ambiente estratificado, já que próximo à superfície a temperatura mais elevada e a condutividade menor, conforme aumenta-se a profundidade ocorre uma queda na temperatura e elevação na condutividade, e o nitrato é transformado em amônia.

A segunda componente principal, a qual explica 18,45%, apresentou apenas o OD, como variável de relevância. O qual pode representar sua produção versus consumo, ao longo da coluna d'água.

As componentes principais 3 e 4 não apresentaram variáveis de relevância.

Também com os resultados apresentados na FIGURA 33, sobre a distribuição dos pontos de superfície e profundidades, observa-se quatro principais zonas formadas. A primeira delas associada à componente principal 1, mostra os pontos próximo à superfície e os pontos coletados em fevereiro de 2019, coleta com as temperaturas e condutividades mais elevadas. Enquanto os pontos coletados em junho e agosto de 2018 apresentam maior correlação com o nitrato.

As coletas mais próximas ao fundo apresentaram maior correlação com NH_4 , PTP e turbidez.

4.3 ANÁLISE CRÍTICA

O objetivo dessa pesquisa de maneira geral foi avaliar o grau de eutrofização do reservatório, a ocorrência e a variação de fitoplânctons durante um ano hidrológico, observando os períodos de inverno, primavera, verão e outono, e, períodos de seca e cheia. Tendo o vista que este é um reservatório com principal uso o abastecimento público e, portanto, necessita atender diversos parâmetros de qualidade de água.

Com a finalidade de entender as principais características do reservatório foram criadas quatro questões de pesquisa. A primeira delas buscou analisar se ao longo do ano ocorrem variações na qualidade da água e nas diferentes zonas identificadas no reservatório.

Toda a Análise I serviu de base para o entendimento dessa questão de pesquisa. A Tabela 1 e a Figura 19 mostraram que ocorrem variações nas concentrações das frações dos nutrientes fósforo e nitrogênio, nas concentrações de clorofila-a e COD, assim como na profundidade da zona fótica de acordo com os pontos do reservatório, sendo possível classificar diferentes zonas, conforme apresentado no gráfico da PCA, da Figura 20.

Próximo à entrada do reservatório está localizada a primeira zona da área alagada, com características de ambiente lótico, ela apresentou valores mais elevados de turbidez e condutividade, menores profundidades e comprimentos da zona eufótica. E apesar de apresentar valores mais elevados de nutrientes equivalentes provavelmente das entradas dos rios, mas resultaram em altas concentrações de clorofila-a. A Figura 20 também mostrou diferenças ao longo do ano em um mesmo ponto, seja pelas flutuações na temperatura, ou pela época de cheia ou seca.

Uma outra questão de pesquisa buscava entender se os organismos são sensíveis à poluição nos corpos aquáticos, e a Análise I também auxiliou no entendimento. Foi possível constatar que ocorrem variações nos grupos de fitoplâncton em um mesmo ponto ao longo do ano, como observou na Captação. Apesar de se considerar que esse ponto sofre poucos efeitos de poluição e degradação ambiental, ele apresentou grupos distintos ao longo das coletas. Portanto, um ambiente aquático em equilíbrio ainda apresenta alterações ao longo do tempo, que provavelmente estão relacionados a fatores externos, como vento, precipitação ou variação da radiação solar.

Foram identificados grupos de fitoplânctons associados a ambientes com diferentes graus de trofia, como exemplo, na coleta de fevereiro, na Captação, destacando-se o gênero *Cosmarium*, fitoplâncton da ordem *Desmidiiales*, comumente associado a ambientes aquáticos oligotróficos.

A terceira questão de pesquisa busca entender se o processo de estratificação térmica é capaz de alterar a qualidade da água. Dessa forma, foi necessário conhecer a variação da temperatura na coluna d'água. A Análise II mostrou que apenas a zona lacustre sofre efeito de estratificação térmica e provável estratificação química durante o ano.

O ponto Ponte Ferrara, com profundidade média de 3,2 m apresentou maior variação térmica medida de superfície e fundo de 1,6° C, e o ponto Captação, com profundidade média igual a 12,1 m apresentou durante duas coletas uma diferença de 5,2° C entre superfície e fundo. Também foi medida a queda gradual da concentração de oxigênio dissolvido, chegando a zero próximo ao fundo do reservatório, o que caracteriza uma provável estratificação química. Apesar de identificadas estratificações, não se confirmou uma perda significativa na qualidade da água do reservatório.

Por fim, a quarta questão de pesquisa buscou tratar sobre a forma de monitoramento convencional para fins de gestão identificando significativas alterações na qualidade da água. Foi observado na Análise II que a dinâmica do reservatório não ocorre igualmente ao longo do tempo. E o monitoramento realizado uma ou duas vezes ao ano, torna difícil a identificação dos processos que ocorrem no reservatório, dando uma visão muito superficial da dinâmica da qualidade da água. No entanto, é importante ressaltar que além do monitoramento realizado para gestão, continuamente é feito coletas pela empresa responsável pelo reservatório para a previsão dos processos de tratamento da água bruta utilizada para abastecimento público.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com vista no monitoramento realizado entre 2018 e 2019, a fim de compreender o grau de trofia, e o risco de eutrofização, de um dos reservatórios de abastecimento público de Curitiba e região metropolitana, essa pesquisa avançou na avaliação da qualidade da água com base em diferentes indicadores durante um ano hidrológico. De um modo geral, o reservatório se mostrou durante todo o ano, para a zona lacustre, em condições mesotróficas, com maior ou menor variabilidade física, química e biológica em função da sazonalidade, localização e profundidade amostrada.

O emprego de análise multivariada, por meio da técnica de componentes principais, possibilitou a utilização de diversos parâmetros a fim de identificar as diferentes zonas do reservatório, e ainda definir as variáveis com maior correlação, seja para as diferentes zonas ou para as profundidades, nas épocas de estratificação ou mistura. Nesse sentido, recomenda-se uma maior utilização da técnica, de maneira a se escolher em um projeto de monitoramento quais os parâmetros que não devem ser deixados de lado em cada um dos pontos de amostragem.

A maior variabilidade que ocorre no reservatório se dá entre as zonas lótica e lêntica. Os pontos Buffer e Ponte Ferraria, localizados na zona lótica, apresentaram características de ambientes eutrofizados em algumas coletas de 2018. Um caso de eutrofização intensa nessa região poderia acarretar em aumento de trofia nas demais zonas (transição e lacustre). Dessa forma, toma-se a importância em se monitorar e compreender essa região, a qual se mostrou mais instável e sensível aos aportes do rio Passaúna.

Conforme a análise dos dados de nutrientes e clorofila-a, as concentrações de nitrogênio poderiam estar resultando em um ambiente eutrofizado, mas as concentrações do nutriente limitante, fósforo e possíveis características físicas, como a instalação do Buffer estão garantindo a preservação do reservatório e a ausência de eutrofização. A sub-bacia do rio Passaúna deve se manter monitorada e com uma gestão eficiente que garanta a permanência das baixas concentrações de fósforo total.

Como observado que os principais riscos de eutrofização se davam próximos a entrada, compreende-se que as margens do reservatório não vêm apresentando riscos de degradação, mas sim seu principal rio afluente. Dessa forma, sugere-se para

trabalhos futuros o monitoramento mais frequente dos rios afluentes para a identificação das fontes poluidoras.

Para a zona lacustre, notou-se pouca interferência de poluentes externos, como lançamentos de efluentes ou entradas de rios. Essa região apresenta uma dinâmica de nutrientes influenciada principalmente pela profundidade e temperatura. As baixas concentrações de nutrientes, principalmente fósforo, funcionam como limitante do processo de desenvolvimento do fitoplâncton, base da cadeia trófica e importante fornecedor de OD para a coluna d'água.

A análise de microscopia se mostrou de grande relevância na identificação dos principais grupos de fitoplâncton presentes no reservatório, apresentou a ocorrência de organismos que produzem substâncias causadoras de sabor e odor na água, e que geralmente não são identificados em um monitoramento convencional. Também, mostrou a dominância de organismos do gênero *Pediastrum*, e grupo *Chlorophyta*. Gênero associado a ambientes mais degradados e que pode apresentar uma maior correlação com a clorofila-*a*. Apesar de estar apresentando uma barreira ao desenvolvimento das cianobactérias, a sua falta de controle pode causar maior aumento da dominância e extinção de outros grupos mais sensíveis, dessa forma, é necessário um monitoramento dos grupos de fitoplânctons do reservatório.

Ainda, altas abundâncias, apesar de alta diversidade e riqueza de gêneros, podem acarretar em prejuízos na qualidade da água para abastecimento público, necessitando de tratamento diferenciado. Portanto, o monitoramento de organismos, principalmente em épocas de temperaturas mais elevadas indica a necessidade de medidas preventivas na captação e tratamento da água.

O estudo da estratificação térmica proporcionou melhor entendimento na dinâmica da coluna d'água e formação de compostos químicos, como a representação das frações de nitrogênio e fósforo. Ainda, foi possível identificar que o reservatório sofre com tendências a estratificações parciais, com variações nas diferenças de temperatura e OD, entre superfície e fundo.

O monitoramento realizado pelo órgão ambiental competente se mostrou pouco representativo no sentido de avaliar o grau de trofia do reservatório por meio da estratégia convencional, considerando apenas uma ou duas coletas anuais e ponto apenas próximo à barragem. Esse estudo mostrou que as condições do reservatório podem ser diferentes ao longo dos anos, e que um fator externo, como vento ou

precipitação pode afetar a mistura da água rapidamente, e toda a dinâmica da coluna d'água.

REFERÊNCIAS

ACEVEDO, L. E. D.; RAUEN, W. B.; DZIEDZIC, M. A systematic approach to river restoration. Em: 13th IWA Specialized Conference on Watershed and River Basin Management, San Francisco. 2014.

AESCHBACH-HERTIG, W.; HOLZNER, C.; HOFER, M.; SIMONA, M.; BARBIERI, A.; KIPFER, R. A time series of environmental tracer data from deep meromictic Lake Lugano, Switzerland. *Limnology and Oceanography*, v. 52, p. 257–273. 2007. <https://doi.org/10.4319/lo.2007.52.1.0257>.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Relatório de segurança de barragens 2016. Brasília/DF: ANA, 2017.

AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. *Megadiversidade*, v. 1, nº 1, p. 70–78. 2005.

ALMEIDA, V. L. S.; LARRAZABAL, M. E. L.; MOURA, A. N.; JUNIOR, M. M. Rotifera das zonas limnética do reservatório de Tapacurá, Pernambuco, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*. V. 96, n. 4. Museu de Ciências Naturais, Porto Alegre, 2006. <http://dx.doi.org/10.1590/S0073-47212006000400009>.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington, USA, 20 ed, 1998.

ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C. Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados. Curitiba: Sanepar, 500 p. 2005.

ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C.; GOBBI, E. F.; CUNHA, C. L. N. Eutrofização e estrutura dos estudos. Em: CUNHA, C. L. N.; CARNEIRO, C.; GOBBI, E. F.; ANDREOLI, C. V. Eutrofização em Reservatórios: Gestão preventiva. Estudo Interdisciplinar na Bacia do Rio Verde, PR. Editora: UFPR, Curitiba-PR, p. 27-38, 2011.

ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C.; PEGORINI, E. S. Projeto interdisciplinar de pesquisa sobre eutrofização de águas de abastecimento público na Bacia do Altíssimo Iguaçu: sub-projeto estudo das relações entre produção e composição do lodo gerado na estação de tratamento de água com parâmetros ambientais do lago Irai. FINEP CT HIDRO. Curitiba, 23 p. Relatório técnico. 2003.

ARAUCÁRIA, Prefeitura Municipal. Perfil Municipal. Secretaria Municipal de Planejamento SMPL, Departamento de Gestão do Conhecimento, 167 p. 2003.

ARAUJO, A. Diversidade específica e de hábitat dos Cosmarium de parede lisa (Zygnemaphyceae) do estado de São Paulo. Tese (doutorado) – Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro – Biologia Vegetal, 2006.

ARAUJO, D. R.; MENDONÇA, A. S. F.; REIS, J. A. T. Análise de variação e comparação de índices de estado trófico: reservatórios dos aproveitamentos

hidrelétricos de Rio Bonito e Suíça. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 23, nº1, p. 55-62. 2018.

ARAÚJO, J. A. F.; SALES, R. J. M.; SOUZA, R. O. Risco de eutrofização em reservatórios de regiões semiáridas com uso da teoria dos conjuntos difusos. *Revista de Gestão de Água da América Latina*, v. 10, nº 1. 2013.

ARRIGO, K. R. Marine microorganisms and global nutrient cycle. *Nature*, v. 437, p. 349–355. 2005.

AYOUB-HANNAA, W; HUNTLEY, J. W.; FÜRSICH, F.T. Significance of Detrended Correspondence Analysis (DCA) in palaeoecology and biostratigraphy: A case study from the Upper Cretaceous of Egypt. *Journal of African Earth Sciences*, v. 80, p. 48-59. 2013.

BAEK, S. H.; LEE, M.; KIM, Y. B. Spring phytoplankton community response to an episodic windstorm event in oligotrophic waters offshore from the Ulleungdo and Dokdo islands, Korea. *Journal of Sea Research*, v. 132. p. 1-14. 2018.

BARBOSA, C. C. Aplicação da modelagem ecológica com foco na dinâmica do fitoplâncton para avaliação da qualidade da água do Lago Paranoá – DF. Dissertação de Mestrado, Curso De Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Universidade de Brasília, Brasília-DF. 161 p. 2015.

BARROS, H. S.; FEARNSTIDE, P. M. Pedo-transfer functions for estimating soil bulk density in central Amazonia. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 39, nº 2, p. 397-407. 2015.

BAUSTIAN, M. M.; HANSEN, G. J. A.; KLUIJVER, A.; ROBINSON, K.; HENRY, E. N.; KNOLL, L. B.; ROSE, K. C.; CAREY, C. C. Linking the bottom to the top in aquatic ecosystems: mechanisms and stressors of benthic-pelagic coupling. *Association for the Sciences of Limnology and Oceanography. Eco-DAS X Chapter 4*, p. 38–60. 2014. Doi: 2014. 10.4319/ecodas.2014.978-0-9845591-4-5.38.

BEISNER, B. E.; PERES-NETO, P. R.; LINDSTRÖM, E. S.; BARNETT, A.; LONGHI, M. L. The Role of Environmental and Spatial Processes in Structuring Lake Communities from Bacteria to Fish. *Ecology*, v. 87, nº 12, p. 2985–2991. 2006. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[2985:TROEAS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[2985:TROEAS]2.0.CO;2).

BELLI, T. J.; CORAL, L. A.; RECIO, M. A. L.; VIDAL, C. M. S.; LAPOLLI, F. R. Total nitrogen removal in membrane sequencing batch bioreactor treating domestic wastewater. *Acta Scientiarum Technology*, v. 36, nº. 2, p. 221-227. 2014.

BEM, C. C. Determinação do estado de eutrofização de um lago raso: estudo de caso do lago Barigui – Curitiba. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental. Curitiba. 2009.

BEM, C. C.; BRAGA, M. C. B.; AZEVEDO, J. C. R. Avaliação de estado trófico de um lago urbano raso. *REGA*, v. 10, nº 1, p. 41-50, 2013.

BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições. 2º edição. Rima, São Carlos, 502 p., 2005.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Diário Oficial da União, Brasília, DF. Seção 1 - 9/1/1997, p. 470.

BRIGGS, J. C. Marine biogeography and ecology: invasions and introductions. *Journal of Biogeography*, v. 34, nº 2, p. 193–198. 2007.

BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita (SP). *Ambi-Agua*, Taubaté, v. 8, n. 1, p. 186-205. 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.930>>.

CARDOSO, E. T. S. Avaliação do grau de trofia e da qualidade da água de um braço do reservatório de Itaipu – Brasil. Dissertação de Mestrado. UFABC – Santo André. 144 p. 2011.

CARLSON, R.E. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, v. 22, nº 2, p. 361- 369, 1977.

CARLTON, J. T. Biological Invasions and Cryptogenic Species. *Ecology*, v. 77, nº 6, p. 1653-1655. 1996.

CARMEL, N.; TEL-OR, E.; CHEN, Y.; PICK, U. Iron uptake mechanism in the chrysophyte microalga *Dinobryon*. *Journal of Plant Physiology*, v171, Issue 12, pp 993-997, 2014. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.jplph.2014.03.014>>. Acesso em: 22 de outubro de 2019.

CARNEIRO, C; KELDERMAN, P; IRVINE, K. Assessment of phosphorus sediment water exchange through water and mass budget in Passaúna Reservoir (Paraná State, Brazil). *Environ. Earth Science*, v. 75. 2016.

COESEL, P. F. M. The significance of desmids as indicators of the trophic status of freshwaters. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie*, v. 45, p. 388–393. 1983. <https://doi.org/10.1007/BF02538128>.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo: Organizadores: São Paulo: CETESB. Brasília: ANA. 2011.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). L5.306: Determinação de Clorofila a e Feofitina a: método espectrofotométrico. São Paulo. 3ª Edição. 14 p. 2014.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo. Apêndice D - Índice de Qualidade das Águas. CETESB, São Paulo. 2019. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas->

interiores/wp-content/uploads/sites/12/2019/10/Ap%C3%AAndice-D-C3%8Dndices-de-Qualidade-das-%C3%81guas.pdf>.

COMPANHIA DE SANEAMENTO DO PARANÁ (SANEPAR). Plano Diretor SAIC: Sistema de Abastecimento de Água Integrado de Curitiba e Região Metropolitana. Curitiba: Sanepar, 2013.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Publicada no DOU nº 053, de 18/03/2005, p. 58-63.

COQUEMALA, V. Variação anual do fitoplâncton no reservatório Passaúna. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Botânica, 2005.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C.; LAMPARELLI, M. C. A Trophic State Index for Tropical/subtropical Reservoirs (TSI_{tr}). *Ecological Engineering*, v. 60, p. 126-134. 2013.

DIAS, L. N. Estudo integrado da bacia hidrográfica do reservatório Passaúna (Araucária-Paraná-Brasil), considerando a interrelação da ocupação dos solos com a qualidade das águas. 141 p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1997.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). Serviço Nacional de Levantamento e Conservação do Solo. Projeto Especial Levantamento de Solos. Levantamentos de reconhecimento dos solos do Estado do Paraná. Tomo I. Londrina, EMBRAPA - IAPAR. Boletim técnico, v.16. 413 p. 1984.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). Manual de métodos de análise de solo. Rio de Janeiro: Embrapa/CNPS. 2.ed. 212 p. 1997. Disponível em: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/104933/1/Manual-de-Mtodos-de-Anilise-de-Solo.pdf>>.

ESTEVEES, F. A. Fundamentos de Limnologia. Rio de Janeiro: Interciência. 2ª ed. 602 p. 1998.

ESTEVEES, F. A. Fundamentos de Limnologia. Rio de Janeiro: Interciência. 3ª ed. 826 p. 2011.

FERRARESI, A. C. S. Macroinvertebrados como indicadores de qualidade de água no Reservatório do Rio Passaúna, PR, Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade Positivo, Programa de Pós-Graduação em Gestão Ambiental. 2015.

FIGUEIRÊDO, M. C. B., TEIXEIRA, A. S., ARAÚJO, L. F. P., ROSA, M. F., PAULINO, W. D., MOTA, S., ARAÚJO, J. C. Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização. *Engenharia sanitária Ambiental*, v. 12, nº 4, p. 399-409. 2007.

FOLEY, B.; JONES, I. D.; MABERLY, S. C.; RIPPEY, B. Long-term changes in oxygen depletion in a small temperate lake: Effects of climate change and eutrophication. *Freshwater Biology*, v. 57, p. 278-289. 2012.

FONSECA, G. A. B. Contribuição antrópica na poluição de reservatórios hidrelétricos: O caso da Usina Hidrelétrica de São Simão-GO/MG. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Programa de Pós-Graduação em Planejamento Energético. 2010.

GIESKES, W. W. C.; KRAAY, G. W. Floristic and physiological differences between the shallow and the deep nanoplankton community in the euphotic zone of the open tropical Atlantic revealed by HPLC analysis of pigments. *Marine Biology*, v. 91, nº 4, p. 567-576. 1986.

GODINHO, A.L. Peixes do Parque Estadual do Rio Doce. Instituto Estadual de Florestas e Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brasil. 1996.

GODOY, R. F. B. Dinâmica da qualidade da água em reservatório de abastecimento público: estudo de caso do Passaúna – PR. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental. Curitiba. 2017.

GOMES, A. P. P.; GONTIJO, P. B.; SANTOS, T. R. M.; FRAGOSO-MOURA, E. N.; MAIA-BARBOSA, P. M.; BARBOSA, F. A. R. Efeitos de duas décadas de peixes exóticos na Lagoa Carioca, Parque Estadual do Rio Doce, MG. Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, Caxambu, MG. 2007.

GOTELLI, N. J.; ELLISON, A. M. Análise de dados multivariados. Em: *Princípios de Estatística em Ecologia*. Tradução: Miriam Plaza Pinto e Victor Lemes Landeiro. Porto Alegre. Artmed, p. 401-463. 2011.

GÜNTZEL, A. M.; PANARELLI, E. A.; SILVA, W. M.; ROCHE, K. F. Influence of connectivity on Cladocera diversity in oxbow lakes in the Taquari River floodplain (MS, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 22, p. 93-101. 2010.

GÜNTZEL, A.M.; MELO, I. K. M.; ROCHE, K. F.; SILVA, V. F. B.; POMPIANI, P. G. Cladocerans from gut contents of fishes associated to macrophytes from Taquari River Basin, MS, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 24, p. 97-102. 2012.

HOLMES, R. W. The Secchi disk in turbid coastal waters. *Limnology and Oceanography*, v. 15, p. 688-694, 1970. Disponível em: <<https://doi.org/10.4319/lo.1970.15.5.0688>>. Acesso em: 15 de setembro de 2019.

HORIBA. U-50. Multiparameter Water Quality Checker. Disponível em: <https://www.horiba.com/en_en/products/detail/action/show/Product/u-50-434/>. Acesso em 19 de setembro de 2019.

HORNE, A. J.; GOLDMAN, C. R. *Limnology*. New York, McGraw-Hill. 576 p. 1994.

HUNTLEY, J. W. Exploratory multivariate techniques and their utility for understanding ancient ecosystems. Em: LAFLAMME, M.; SCHIFFBAUER, J. D.; DORNBOS, S. Q. Quantifying the Evolution of Early Life: Numerical Approaches to the Evaluation of

Fossils and Ancient Ecosystems, Topics in Geobiology, v. 36. Springer, Heidelberg, p. 23–48. 2011.

INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ (IAP). Qualidade das águas dos reservatórios do estado do Paraná. IAP, Curitiba. 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Panorama. Curitiba – Paraná – Brasil. 2017. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pr/curitiba/panorama>>. Acesso em: 12 de setembro de 2019.

JORCIN, A.; NOGUEIRA, M. G.; BELMONT, R. Spatial and temporal distribution of the zoobenthos community during the filling up period of Porto Primavera reservoir (River Paraná, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, v. 69, p. 631-637. 2009.

KAISER, H. F. The varimax criterion for analytic rotation in factor analysis. *Psychometrika*, v. 23, n° 3, p. 187- 200. 1958.

KALFF, J. Limnology. Inland Water Ecosystems. Prentice Hall, Upper Saddle River. 592 p. 2002.

KARADŽIĆ, V.; SUBAKOV-SIMIĆ, C.; KRIZMANIĆ, J.; NATIĆ, D. Phytoplankton and eutrophication development in the water supply reservoirs Garaši and Bukulja (Serbia). *Desalination*, v. 255, p. 91–96. 2010.

KIRK, J. Light capture by aquatic plants. In *Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems*. Cambridge: Cambridge University Press. 3ª ed. p. 308-329. 2010. doi:10.1017/CBO9781139168212.012.

KNAPIK, H. G. Organic matter characterization and modeling in polluted rivers for water quality planning and management. Tese de Doutorado. Programa de pós-graduação em recursos hídricos e ambiental. Universidade Federal do Paraná. Curitiba-PR. 2014.

KNAPIK, H. G.; FERNANDES, C. V. S.; AZEVEDO, J. C. R. Aplicabilidade de técnicas de espectroscopia e da concentração de carbono orgânico dissolvido na caracterização da matéria orgânica em rios urbanos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v.19, n° 4. 2014.

KRATZER, C. R.; BREZONIK, P. L. A Carlson type trophic state index for nitrogen in Florida lakes. *Water Resources Bulletin*, v. 17, p. 713–714. 1981.

LABEAM. Manual de procedimentos analíticos aplicado ao monitoramento de parâmetros associados à qualidade da água em corpos aquáticos. Laboratório de Engenharia Ambiental Professor Francisco Borsarinetto (LABEAM), Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2016.

LAMPARELLI, M. C. Grau de Trofia em Corpos D'Água do Estado de São Paulo: Avaliação dos Métodos de Monitoramento. Tese de Doutorado. Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. 238 p. 2004.

LI, X.; YU, J.; GUO, Q.; LIU, T.; YANG, M.; ZHAO, Y. Source-water odor during winter in the Yellow River area of China: occurrence and diagnosis. *Environmental Pollution*, v. 218, p. 252-258. 2016.

LIBÂNIO, M.; VIANA, M.; GOMES, L. N. L.; OLIVEIRA, C. A. Avaliação do impacto da presença de sabor e odor no custo operacional de estações de tratamento de água. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande-MG. 2005.

LIU, M.; ZHANG, Y.; SHI, K.; ZHU, G.; WU, Z.; LIU, M.; ZHANG, Y. Thermal stratification dynamics in a large and deep subtropical reservoir revealed by high-frequency buoy data. *Science of the Total Environment*, v. 651, nº 1, p. 614-624. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.215>.

MAGBANUA, F. S., MENDOZA, N. Y. B., UY, C. J. C., MATTHAEI, C. D., ONG, P. S. Water physicochemistry and benthic macroinvertebrate communities in a tropical reservoir: the role of water level fluctuations and water depth. *Limnologia*, v. 55, p. 13–20. 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.limno.2015.10.002>>. Acesso em: 15 de julho de 2019.

MAGURRAN, A.E. Medindo a Diversidade Biológica. UFPR Editora. 262 pp ISBN: 9788573352788. 2011.

MATTAR NETO, J.; KRÜGER, C.M.; DZIEDZIC, M. Análise de indicadores ambientais no reservatório do Passaúna. *Engenharia Sanitária e Ambient.*, v. 14, nº 2, p. 205-214, 2009.

MCKINNEY, M. L., LOCKWOOD, J. L. Community composition and homogenization: Evenness and abundance of native and exotic plant species. Em: SAX, D. F.; STACHOWICZ, J. J. e GAINES, S. D. *Species invasions: insights into ecology, evolution and biogeography*. Sunderland, Massachusetts: Sinauer Associates, Inc., p. 365–380. 2005.

MEGER, D. G. Material particulado suspenso e macroconstituintes iônicos em um reservatório de abastecimento: o caso do rio Passaúna, Curitiba, Paraná, Brasil. Dissertação de Mestrado. Curso de Mestrado Profissional em Gestão Ambiental, Centro Universitário Positivo – UNICENP, Curitiba. 144 p. 2007.

MELO, A. S. O que ganhamos ‘confundindo’ riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotropica*. v8, nº3. pp 021-027. 2008. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/pt/abstract?point-of-view+bn00108032008>>.

MENDES, R. S.; EVANGELISTA, L. R.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L. C. A unified index to measure ecological diversity and species rarity. *Ecography*, v. 31, p. 450-456. 2008. Doi: 10.1111/j.2008.0906-7590.05469.x.

MIHELIC, J. R.; ZIMMERMAN, J. B. Engenharia ambiental: Fundamentos, sustentabilidade e projeto. LTC. 617 p. 2012.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria nº 2914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo

humano e seu padrão de potabilidade. Gabinete do Ministro. 2011. Disponível em: https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html.

MOBLEY, C. D. Light and water: radiative transfer in natural waters. San Diego: Academic Press. 593 p., 1994.

NASCIMENTO, F. L.; CATELLA, A. C.; MORAES, A. S. Distribuição espacial do tucunaré, *Cichla sp* (Pisces, Cichlidae), peixe amazônico introduzido no Pantanal, Brasil. Embrapa Pantanal. Boletim de Pesquisa, Corumbá, v. 24. 17 p. 2001.

NOGAROLLI, M. Evolução Climática do Estado do Paraná: 1970 – 1999. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Geografia, Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2007.

NOVÁKOVÁ, S. Ecological distribution patterns of desmid species in subalpine regions of the Krkonose Mts (Czech Republic). *Biologia*, Bratislava, v. 58, nº 4, p. 697-700, 2003.

OLMANSON, L. G.; BAUER, M. E.; BREZONIK, P. L. A 20-year Landsat water clarity census of Minnesota's 10.000 lakes. *Remote Sensing of Environment*, v. 112, nº 11, p. 4086–4097. 2008.

PARANÁ. Lei nº 12.726, de 26 de novembro de 1999. Institui a Política Estadual de Recursos Hídricos e adota outras providências. Publicada no Diário Oficial, Curitiba, PR, nº 5.628, 1999.

PEREIRA, D. G.; VELHO, L. F. M.; PAGIORO, T. A.; LANSAC-TÔHA, F. A. Abundância de nanoflagelados heterotróficos no plâncton de reservatórios com distintos graus de trofia. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, Maringá, v. 27, nº 1, p. 43-50. 2005.

PRADO, R. B. Geotecnologias aplicadas à análise espaço temporal do uso e cobertura da terra e qualidade da água do reservatório de Barra Bonita, SP, como suporte à gestão de recursos hídricos. 2004. 197 p. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

QIN, H. P.; KHU, S. T.; YU, X. Y. Spatial variations of storm runoff pollution and their correlation with land-use in a rapidly urbanizing catchment in China. *Science of the Total Environment*, v. 408, nº 20, p. 4613–4623. 2010.

QUEIROZ, M. T. A.; QUEIROZ, C. A.; QUEIROZ, F. A.; BENIGNO, G. F. Avaliação do Índice de Estado Trófico e parâmetros de qualidade da água no reservatório da Usina Hidrelétrica de Sá Carvalho, Minas Gerais, Brasil”, *Sistemas e Gestão*, v. 14, nº 1, p. 1-12. 2019. Disponível em: <http://www.revistasg.uff.br/index.php/sg/article/view/1363>.

RAWSON, D. S. Algal indicators of trophic lake: types. *Limnology and Oceanography*, v. 1, p. 18-25. 1956.

ROCHE, K. F.; QUEIROZ, E. P.; RIGHI, K. O.; SOUZA, G. M. Use of the BMWP and ASPT indexes for monitoring environmental quality in a neotropical stream. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 22, p. 105-108. 2010.

RODRIGUES, S. V., MARINHO, M. M., JONCK, C. C. A. C., CORREA, R. M., OLIVEIRA, A. C. L., GONÇALVES, E. S., SANTOS, M. C., BRANT, V. F., BRANDÃO, F. P. Composição do fitoplâncton a partir da avaliação de pigmentos marcadores (carotenoides e clorofilas). Em: FALCÃO, A. P. C., MOREIRA, D. L. Ambiente pelágico: caracterização ambiental regional da Bacia de Campos, Atlântico Sudoeste. Rio de Janeiro: Elsevier. *Habitats*, v. 5, p. 89-125. 2017.

RODRIGUES, A. R. J.; MEURER, B. C. Distribuição do fitoplâncton em relação às variáveis ambientais em quatro regiões do estado do Rio de Janeiro. *Revista BioUSU*, v. 2, p. 1–12. 2016.

RUDORFF, C. M. Estudo da composição das águas da Planície Amazônica por meio de dados de reflectância do sensor Hyperion/EO-1 e de espectrômetro de campo visando à compreensão da variação temporal dos seus constituintes opticamente ativos. 2006. 140 p. (INPE-14166-TDI/1083). Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2006. Disponível em: Acesso em: 07 de março de 2020.

SALAMUNI, E.; SALAMUNI, R.; EBERT, H. D. Contribuição à geologia da bacia sedimentar de Curitiba (PR). *Boletim Paranaense de Geociências*, Editora da UFPR, v. 47, p. 123-142, 1999.

SALAS, H. J.; MARTINO, P. A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. *Water Research*, v. 25, nº 3, 341–350. 1991. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(91\)90015-l](https://doi.org/10.1016/0043-1354(91)90015-l).

SHEELA, A. M.; LETHA, J.; JOSEPH, S.; RAMACHANDRAN, K. K.; SANALKUMAR, S. P. Trophic state index of a lake system using IRS (P6-LISS III) satellite imagery. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 177 nº 1-4, p. 575–592. 2011. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1658-2>.

SILVA, D. C. V. R.; QUEIROZ, L. G.; ALAMINO, D. A.; FERNANDES, J. G.; SILVA, S. C.; PAIVA, T. C. B.; POMPEO, M. L. M. Avaliação da eficiência de um índice de estado trófico na determinação da qualidade da água de reservatórios para abastecimento público. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 23, nº 4, p. 627-635. 2018.

SOUZA, K. F.; MELO, S. Levantamento taxonômico de desmídias (*Chlorophyta*) do lago Novo (Amapá, Brasil): Gêneros *Staurostrum*, *Staurodesmus* e *Xanthidium*. *Acta Amazonica*, v. 41, nº 3, p. 335 – 346. 2011.

SOUZA, R. C. C. L.; CALAZANS, S. H.; SILVA, E. P. Impacto das espécies invasoras no ambiente aquático. *Cienc. Cult*, São Paulo, v. 61 nº 1. 2019.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G. Diretrizes para o gerenciamento de lagos. Gerenciamento da Qualidade da água de represas. Série Gerenciamento da qualidade da água de represas. São Carlos: ILEC, v. 9, 258 p. 2000.

SUDERHSA. Disponibilidade hídrica quantitativa e qualitativa. Plano da bacia do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira. Relatório de diagnóstico. Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Curitiba. 29 p. 2007.

SULIS, A.; BUSCARINU, P.; SECHI, G. M. Using reservoir trophic-state indexes in optimisation modeling of water-resource systems. *Environmental Modelling & Software*, v. 26, nº 6, p. 731–738. 2011. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.01.001>.

TAMANINI, M. S. A. Diagnóstico Físico-Ambiental e determinação da fragilidade potencial e emergente da bacia do baixo curso do rio Passaúna em Araucária-Paraná. Dissertação de Mestrado em Geografia, Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná. 2008.

THOMANN, R. V.; MUELLER, J. A. Principles of surface water quality modeling and control. 1 ed. Harper & Row, New York. 1987.

TOLEDO Jr., A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E.G. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. 12º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Camboriú, 1983.

TRIPATHI, M.; SINGAL, S. K. Allocation of weights using factor analysis for development of a novel water quality index. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v183. 2019. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109510> >. Acesso em: 15 de setembro de 2019.

TUNDISI, J. G. Água no século 21: enfrentando a escassez. RIMA/IE. 247 p. 2003.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Limnologia. São Paulo: Oficina de Textos. 631 p. 2008.

VEIGA, B. V. Modelagem Computacional do processo de eutrofização e aplicação de um modelo de balanço de nutrientes a reservatórios de região metropolitana de Curitiba. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 140 p. 2001.

VEIGA, B. V.; DZIEDZIC, M. Estimating nutrient loads in the Passaúna reservoir with FLUX. Technical note. *Water International*, v. 35, nº 2, p. 210-222. 2010.

VIEIRAS, X; POULIQUEN, X.; SOTO, M. 12 indicadores ambientais: Galiza insustentável. Santiago de Compostela: Asociación para a defensa Ecolóxica de Galiza (ADEGA), 2005.

VITULE, J. R. S., SKÓRA, F., ABILHOA, V. Homogenization of freshwater fish faunas after the elimination of a natural barrier by a dam in Neotropics. *Diversity and Distributions*, v. 18, nº 2, 111-120. 2012.

VON SPERLING, E.; FERREIRA, A. C. S.; GOMES, L. N. L. Comparative eutrophication development in two Brazilian water supply reservoirs with respect to nutrient concentrations and bacteria growth". *Desalination*, v. 226, p. 169-174. 2008.

WETZEL, R. G. *Limnology*. 2º ed. United State of America – Philadelphia: Saunders College Publishing. 1983.

WETZEL, R.G. *Limnologia*. Lisboa: Fundação Calouste Goulbekian, 905 p. 1993.

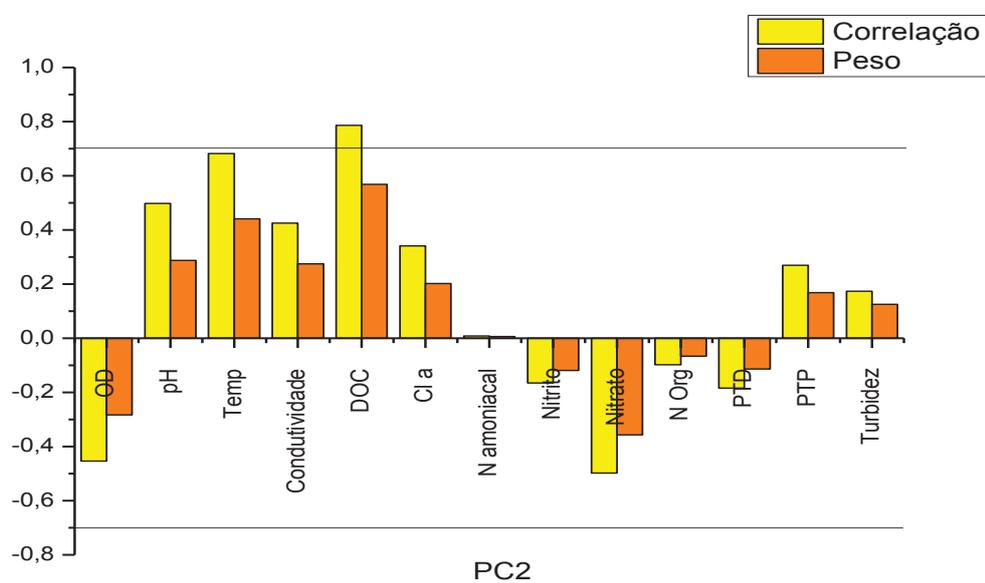
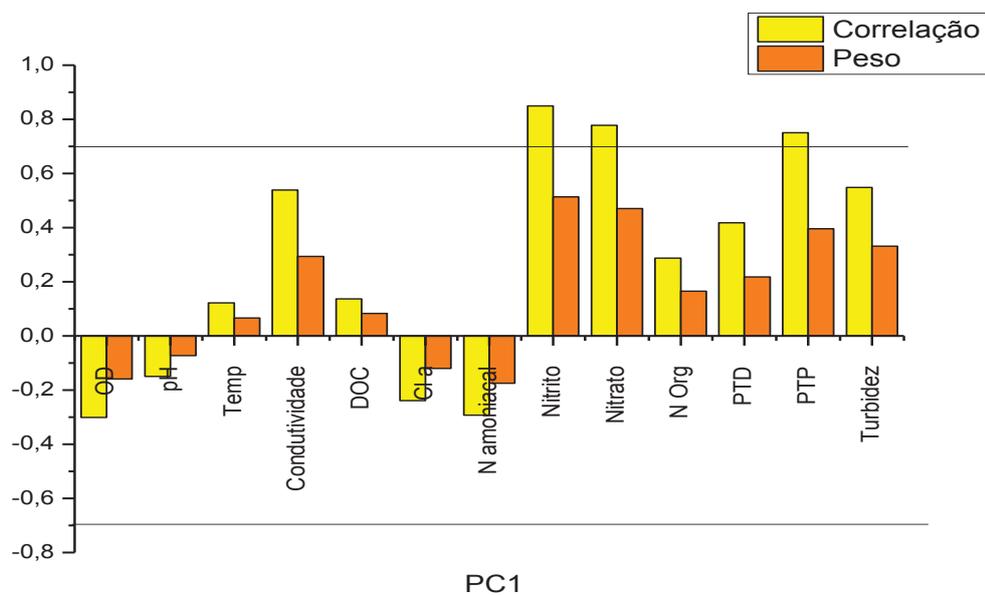
WHIGHAM, P.; RECKNAGEL, F. Predictive modelling of plankton dynamics in freshwater lakes using genetic programming. Congresso Internacional de Modelagem e Simulação - MODSIM'99, Hamilton, New Zealand, v. 3, p. 691–696. 1999.

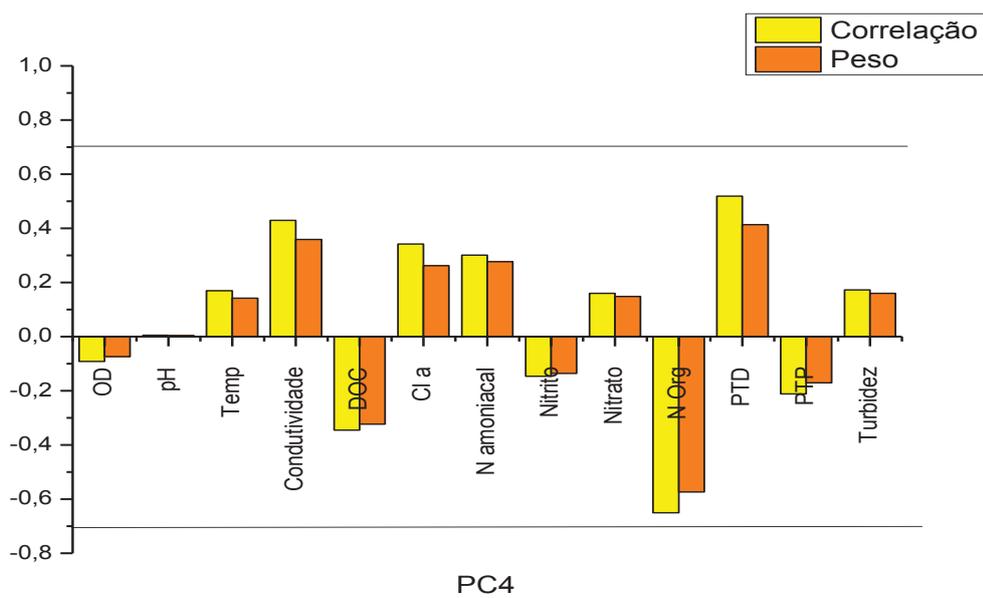
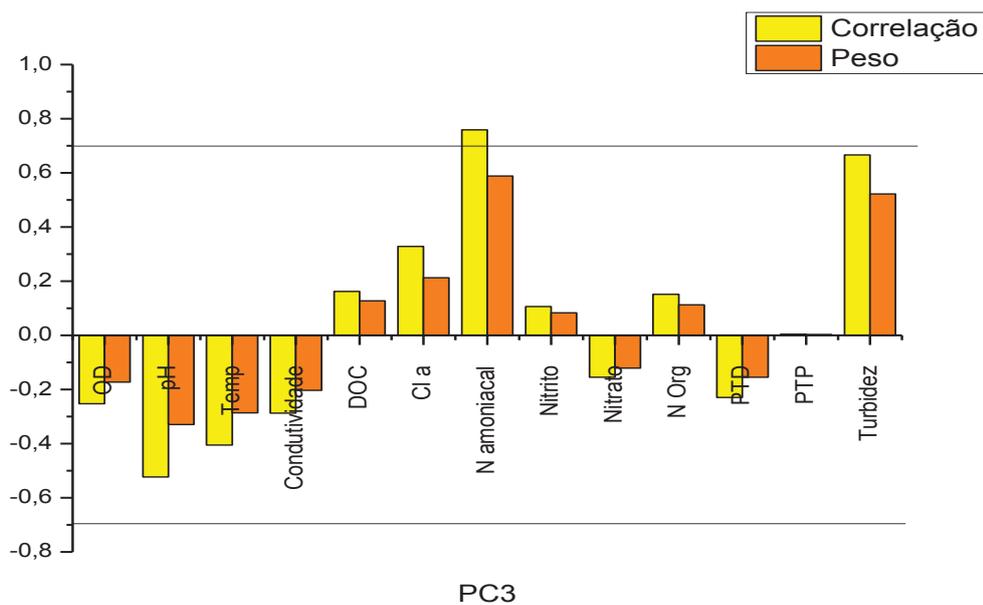
XAVIER, C. Avaliação da Influência do Uso e Ocupação do Solo e de Características Geomorfológicas sobre a Qualidade das Águas de dois Reservatórios da Região Metropolitana de Curitiba – Paraná. Universidade Federal do Paraná. Dissertação de Mestrado em Ciências do Solo. 2005.

YANG, X.; HUANG, T.; ZHANG, H. Effects of seasonal thermal stratification on the functional diversity and composition of the microbial community in a drinking water reservoir. *Water*, v. 7, p. 5525–5546. 2015.

ZHANG, Y.; WU, Z.; LIU, M.; HE, J.; SHI, K.; WANG, M.; YU, Z. Thermal structure and response to long-term climatic changes in Lake Qiandaohu, a deep subtropical reservoir in China. *Limnology and Oceanography*, v. 59, nº 4, p. 1193–1202. 2014.

ANEXO 1 – PESOS E CORRELAÇÕES OBTIDOS NA TÉCNICA DE COMPONENTES PRINCIPAIS EMPREGADA PARA OS DADOS DAS AMOSTRAS DE SUPERFÍCIE





04/02/2019	Barragem	14	38,150	9,35	0	19,2868	163,871	2,40	20,85	0,67	0,01	0,07	0,92	0,18	<LL D	<LQ	0,02	0,02	<LQ	10,1
04/02/2019	Barragem	0,2	50,115	8,5	2,56	26,5835	145,270	2,78	4,34	0,02	0,01	0,04	0,30	0,23	<LL D	<LQ	0,06	0,06	<LQ	1,7
21/02/2018	Buffer	0,2	30,610		-	22,4266	154,988	2,14	10,4247	0,04	0,01	1,21	1,57	0,30	0,00 7	0,02	0,05	0,03	0,01	20,9
21/02/2018	Buffer	1	29,168		-	21,2274	152,207	2,09	- 2,9403	0,04	0,01	1,21	1,46	0,17	0,00 6	0,01	0,05	0,04	<LL D	23,1
21/02/2018	Buffer	2	28,784		-	20,8018	151,476	2,45	3,4749	0,11	0,01	1,24	1,53	0,17	0,00 3	0,01	0,05	0,04	0,01	29,5
13/08/2018	Buffer	1	46,585	8,11	8,54	17,7704	162,611	2,25	3,9204	0,02	0,02	1,17	1,37	0,15	<LQ	<LQ	0,05	0,03	<LQ	4,48
13/08/2018	Buffer	0,2	58,911	7,87	7,86	17,2361	160,573	1,95	4,5441	0,01	0,02	1,19	1,45	0,22	<LQ	<LQ	0,04	0,02	<LQ	5,73
24/10/2018	Buffer	0,2	24,464		7,79	-	-	2,84	-	0,19	0,06	0,81	1,53	0,47	0,00 4	0,00	0,06	0,04	0,00	15,3
20/11/2018	Buffer	0,2	19,461	8,42	6,93	21,6561	175,657	2,92	-	0,08	0,03	0,72	1,37	0,55	0,01 8	<LL D	0,07	0,07	<LL D	24,0
11/12/2018	Buffer	0,2	17,594	9,01	7,21	25,1139	192,092	3,08	-	0,03	0,02	0,74	0,80	0,01	0,01	<LL D	0,03	0,05	<LL D	13,2
04/02/2019	Buffer	0,2	38,878	7,35	4,48	20,9587	145,961	3,55	2,08	0,22	0,05	0,96	1,54	0,31	0,01	<LL D	0,04	0,03	<LL D	48,0
21/02/2018	Captaço	0,2	57,020	-	-	23,1372	126,899	2,80	1,8711	0,74	0,07	0,33	0,83	- 0,25	<LL D	<LL D	0,03	0,15	<LL D	2,5
21/02/2018	Captaço	11	41,838	-	-	21,7005	142,651	3,14	1,3365	0,31	0,09	0,37	0,79	0,09	<LL D	0,01	0,02	0,01	0,01	2,3
21/02/2018	Captaço	6	45,813	-	-	23,1044	126,729	2,77	2,9403	0,15	0,07	0,33	0,61	0,13	<LL D	0,05	0,01	0,01	<LL D	2,8
21/02/2018	Captaço	9	53,566	-	-	22,3444	125,956	2,76	2,9403	0,13	0,07	0,33	0,50	0,02	<LL D	0,06	0,01	0,03	0,01	2,9
03/04/2018	Captaço	1,5	76,089		-	23,8545	123,176	2,74	5,8479	0,04	0,01	0,24	0,57	0,27	0,00 1	0,00	0,01	-	0,00	1,96
03/04/2018	Captaço	4	48,332		-	23,759	123,338	2,49	7,0663	0,03	0,01	0,24	0,48	0,18	0,00 3	0,00	0,01	0,02	0,00	2,14
03/04/2018	Captaço	0,2	41,207	-	-	24,1047	123,64	3,11	2,9240	0,04	0,01	0,03	0,49	0,18	0,00 1	0,00	0,01	-	0,01	1,69

03/04/2018	Captaç ão	10	70,91 1	-	22,39 52	133,7 30	2,4 5	2,924 0	0,25	0,0 1	0,2 9	0,7 6	0,2 0	0,01	0,0 1	0,0 1	0,0 1	0,0 02	-	5,74
24/04/2018	Captaç ão	4	-	6,8 6	22,16 7	121,5 91	2,8 3	5,21	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,79
24/04/2018	Captaç ão	2	-	7,0 7	22,48 2	122,7 72	2,4 0	4,16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,11
24/04/2018	Captaç ão	7	-	7,3 3	22,03 2	121,7 12	2,4 6	5,75	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,51
24/04/2018	Captaç ão	0,2	-	7,5 8	22,91 5	123,9 4	3,4 7	3,31	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,03
24/04/2018	Captaç ão	0,2	-	7,5 8	22,91 5	123,9 4	-	3,36	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
24/04/2018	Captaç ão	10	-	1,7 4	21,68 4	125,3 75	2,5 1	3,13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
24/04/2018	Captaç ão	10	-	1,7 4	21,68 4	125,3 75	-	3,47	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
24/04/2018	Captaç ão	7	-	7,3 3	22,03 2	121,7 12	-	4,95	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
24/04/2018	Captaç ão	12	-	-	21,51 4	128,0 38	2,4 7	5,77	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
24/04/2018	Captaç ão	12	-	-	21,51 4	128,0 38	-	5,83	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
24/04/2018	Captaç ão	4	-	6,8 6	22,16 7	121,5 91	-	4,81	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
24/04/2018	Captaç ão	2	-	7,0 7	22,48 2	122,7 72	-	5,04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
24/04/2018	Captaç ão	0,7	-	-	22,83 1	123,8 09	2,9 2	2,89	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
24/04/2018	Captaç ão	0,7	-	-	22,83 1	123,8 09	-	3,36	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
08/05/2018	Captaç ão	6	60,11 5	7,0 6	22,28 11	121,6 66	2,2 86	5,747 0	0,09	0,0 08	0,3 0	0,6 2	0,2 3	-	0,0 02	0,0 10	0,0 09	0,0 09	-	1,00
08/05/2018	Captaç ão	1,5	35,87 4	-	22,43 36	120,9 51	2,4 22	7,350 8	0,09	0,0 08	0,2 8	0,6 2	0,2 4	-	0,0 07	0,0 17	0,0 10	0,0 10	-	1,00
08/05/2018	Captaç ão	10	36,12 0	6,5 1	22,15 39	123,2 21	2,1 83	4,410 5	0,17	0,0 10	0,3 2	0,6 8	0,1 8	-	0,0 03	0,0 19	0,0 16	0,0 16	-	2,00
08/05/2018	Captaç ão	0,2	70,43 6	7,1 8	22,44 86	120,9 25	2,9 16	5,613 3	0,11	0,0 08	0,2 7	0,6 7	0,2 8	-	0,0 03	0,0 09	0,0 07	0,0 07	-	2,00

08/05/2018	Captaçã	12	10,353	6,4	0,13	-	-	2,079	4,1123	0,36	0,012	0,25	0,76	0,16	-	0,014	0,074	0,061	-	6,00
12/06/2018	Captaçã	6	44,631		4,86	18,1647	115,241	2,221	4,6778	0,23	0,01	0,28	0,56	0,04	<LLD	0,004	0,01	0,004	0,004	2
12/06/2018	Captaçã	12	26,774		4,35	17,9297	113,417	2,168	4,2768	0,26	0,01	0,27	0,58	0,04	<LLD	0,004	0,02	0,004	0,004	2,1
12/06/2018	Captaçã	1,5	44,430		5,75	18,191	115,219	2,248	5,0787	0,22	0,01	0,30	0,58	0,05	<LLD	0,005	0,01	0,004	0,004	2,7
12/06/2018	Captaçã	0,2	39,092		7,13	18,1918	115,207	2,563	4,8114	0,25	0,01	0,29	0,54	<LLD	0,005	0,001	0,004	0,004	0,004	3
13/08/2018	Captaçã	0,2	99,579	8,19	7,57	17,6457	116,492	2,269	3,0740	0,07	0,01	0,38	0,68	0,04	<LLD	0,004	0,01	<LQ	0,01	2,83
13/08/2018	Captaçã	4	61,090	7,89	6,89	16,6966	112,398	2,349	8,1527	0,08	0,01	0,33	0,65	<LQ	<LLD	0,001	0,01	0,001	0,01	3,12
13/08/2018	Captaçã	8	63,930	7,14	6,19	16,5792	113,296	2,328	6,8162	0,08	0,01	0,32	0,63	<LQ	<LLD	0,001	0,01	0,001	0,01	3,37
13/08/2018	Captaçã	10	38,178	7,14	5,41	16,5632	113,112	2,281	5,0787	0,06	0,01	0,32	0,61	<LLD	<LLD	0,004	0,02	0,008	0,01	4,36
24/10/2018	Captaçã	10	33,915	-	5,7	-	-	2,19	-	0,43	0,01	<LLD	0,61	0,18	<LQ	<LQ	0,02	0,02	<LQ	-
24/10/2018	Captaçã	0,2	50,273	-	6,66	-	-	2,52	-	0,04	0,01	0,22	0,44	0,18	<LQ	<LQ	0,01	0,008	<LLD	-
24/10/2018	Captaçã	1,5	27,013	-	7,9	-	-	2,27	-	0,03	0,01	0,16	0,45	0,26	<LQ	<LQ	0,02	0,01	<LQ	-
20/11/2018	Captaçã	10	-	-	0,33	19,6228	126,416	2,21	-	0,14	0,01	0,11	0,67	0,41	<LLD	-	-	-	-	1,5
20/11/2018	Captaçã	1,5	102,97	-	7,42	22,7275	130,461	2,43	-	0,01	0,01	0,13	0,81	0,67	<LLD	<LLD	0,008	0,01	0,01	1,8
20/11/2018	Captaçã	0,2	71,960	8,39	7,04	22,7313	131,584	2,46	-	0,01	0,01	0,13	0,66	0,31	<LLD	0,025	0,006	<LLD	0,04	1,5
11/12/2018	Captaçã	0,2	16,821	8,68	6,2	24,9206	142,177	2,51	-	0,03	0,01	0,17	0,37	0,17	<LQ	0,02	0,02	0,01	0,01	1,5
11/12/2018	Captaçã	1,5	21,463	8,72	6,11	24,7665	141,227	2,39	-	0,03	0,01	0,17	0,33	0,12	<LQ	0,01	0,02	0,007	0,007	1,8
11/12/2018	Captaçã	10	36,172	8	0,08	20,5639	133,655	3,01	-	0,48	0,00	0,08	0,67	0,11	<LQ	0,004	0,02	0,001	<LQ	7,6

04/02/2019	Captaçã	7	-	8,27	1,63	26,2768	147,875	2,75	7,36	0,02	0,01	0,15	0,50	0,32	<LL D	-	-	-	2,4
04/02/2019	Captaçã	10	-	7,96	0	22,3251	155,894	2,86	10,40	0,01	0,01	0,05	0,60	0,53	-	<LQ	<LQ	<LQ	2,5
04/02/2019	Captaçã	0,2	-	8,24	4,76	26,3595	147,836	2,79	8,11	0,01	0,01	0,14	0,62	0,46	<LL D	-	-	-	2,4
02/04/2019	Captaçã	11	-	-	-	22,7365	135,679	2,55	3,575	0,16	0,01	0,01	0,49	0,14	<LL D	<LL D	<LL D	<LL D	2,10
02/04/2019	Captaçã	1,5	46	-	-	24,1913	139,165	2,81	3,655	0,16	0,01	0,15	0,46	0,15	0,004	0,01	<LL D	0,01	2,20
02/04/2019	Captaçã	0,2	47	-	-	25,1057	141,306	2,62	3,968	0,16	0,01	0,06	0,47	0,23	<LL D	0,01	0,01	<LL D	2,10
13/08/2018	Centro	0,2	85,303	8,23	7,58	17,7784	118,352	2,329	3,6086	0,08	0,01	0,34	0,76	0,33	0,007	0,007	<LQ	<LL D	2,73
13/08/2018	Centro	4	47,240	7,52	7,39	16,8328	115,888	2,329	4,4105	0,07	0,01	0,34	0,60	0,19	0,004	0,005	0,01	<LQ	3,41
13/08/2018	Centro	8	35,439	7,25	5,27	16,4585	119,100	2,286	9,8901	0,06	0,01	0,36	0,64	0,21	0,004	0,004	0,02	<LL D	8,42
20/11/2018	Centro	0,2	-	8,76	7,21	22,9158	133,746	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
20/11/2018	Centro	8	-	8,15	4,31	20,3731	125,780	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
20/11/2018	Centro	4	-	8,93	7,56	22,5713	131,922	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
20/11/2018	Centro	6	-	8,83	7,81	21,4908	129,344	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11/12/2018	Centro	8	-	8,06	3,63	22,2209	132,138	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11/12/2018	Centro	3	-	8,73	6,09	23,4665	135,558	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11/12/2018	Centro	0,2	-	8,65	6,28	24,8462	144,443	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
04/02/2019	Centro	3	-	8,45	5,41	26,4805	148,790	2,75	5,74	0,01	0,01	0,12	0,34	0,20	<LQ	-	-	-	2,5
04/02/2019	Centro	9	-	8,39	1,89	24,1383	197,304	2,80	8,38	0,09	0,01	0,12	0,88	0,66	<LL D	<LL D	<LQ	<LL D	3,4
04/02/2019	Centro	0,2	74,908	8,41	5,92	26,4758	148,807	3,06	6,38	0,02	0,01	0,11	0,42	0,27	<LL D	<LQ	0,006	<LQ	2,9

12/06/2018	Ponte Ferrari ^a	0,2	37,519	7,38	4,72	16,71	-	1,853	4,2768	0,10	0,04	1,31	1,45	< LLD	<LQ	0,09	0,04	0,03	0,006	6,9
13/08/2018	Ponte Ferrari ^a	0,2	63,312	8,09	7,99	18,7285	138,458	2,406	4,0095	<LLD	0,01	0,50	0,78	0,27	<LQ	0,01	0,01	0,01	<LQ	4,34
13/08/2018	Ponte Ferrari ^a	1	41,336	7,75	7,93	17,4805	144,695	2,060	6,0143	0,02	0,01	0,87	1,05	0,14	0,06	0,03	0,02	0,02	<LLD	7,26
13/08/2018	Ponte Ferrari ^a	2	41,423	7,73	8,23	15,9207	153,663	2,099	7,5133	0,01	0,02	0,91	1,10	0,16	<LQ	0,03	0,02	0,02	0,005	7,81
24/10/2018	Ponte Ferrari ^a	0,2	28,369		5,21	-	-	2,77	-	0,21	0,05	0,60	1,35	0,49	0,07	0,05	0,04	0,04	<LQ	12,6
24/10/2018	Ponte Ferrari ^a	2	18,531		4,14	-	-	2,80	-	0,22	0,06	0,66	1,44	0,50	0,03	0,08	0,06	0,06	<LQ	24,7
20/11/2018	Ponte Ferrari ^a	0,2	19,722	7,54	7,04	20,8902	143,847	2,71	-	0,08	0,02	0,57	1,24	0,57	0,03	0,06	0,05	0,04	0,01	11,5
20/11/2018	Ponte Ferrari ^a	2,5	6,6731	7,95	6,04	20,3924	145,596	2,74	-	0,10	0,03	0,71	1,55	0,72	0,06	0,03	0,02	0,02	0,009	20,8
11/12/2018	Ponte Ferrari ^a	0,2	12,937	9,05	7,2	25,4588	193,196	3,19	-	0,02	0,02	0,74	0,94	0,15	<LQ	0,07	0,07	0,07	<LQ	11,3

11/12/2 018	Ponte Ferrari a	2,5	12,74 4	-	7,4 5	23,82 19	183,7 69	2,9 7	-	0,04	0,0 2	0,6 9	0,8 4	0,0 9	<LL D	0,0 1	0,0 7	0,0 5	0,01	15,4
04/02/2 019	Ponte Ferrari a	0,2	25,24 1	7,5 7	4,3 7	20,49 73	144,3 99	3,6 5	2,67	0,10	0,0 3	0,5 8	0,9 7	0,2 6	0,00 5	0,0 1	0,0 4	0,0 3	<LQ	83,1
04/02/2 019	Ponte Ferrari a	2	34,40 0	7,1 9	3,3 5	20,08 35	143,2 54	3,5 3	0,99	0,18	0,0 4	0,7 4	1,2 2	0,2 7	0,01	0,0 1	0,0 4	0,0 2	<LL D	90,3
02/04/2 019	Ponte Ferrari a	3,5	37,66 6	-	-	20,98 87	169,3 57	2,1 9	4,555	0,04	0,0 1	0,8 8	1,1 3	0,2 0	0,03	0,0 3	0,0 3	<LL D	<LL D	17,9 0
02/04/2 019	Ponte Ferrari a	0,2	27,25	-	-	25,16 25	166,1 87	2,3 1	6,170	0,02	0,0 2	0,9 8	1,0 9	0,0 7	0,03	0,0 4	0,0 4	<LL D	0,01	10,7 0
21/02/2 018	PPA	0,2	62,46 5	-	-	22,95 69	128,7 68	2,9 2	3,207 6	0,05	0,0 10	0,2 9	0,6 1	0,2 6	0,00 5	0,0 1	0,0 1	<LL D	0,01	3,7
13/08/2 018	PPA	0,2	62,56 2	8,2 2	7,9 9	18,36 65	132,5 44	2,0 46	3,875 9	<LL D	0,0 1	0,5 8	1,0 0	0,4 1	<LQ	<LQ	0,0 2	0,0 1	<LQ	3,93
13/08/2 018	PPA	2	38,03 5	8,3 1	8,1 9	17,14 21	133,8 52	2,1 41	10,15 74	0,01	0,0 1	0,4 7	0,7 3	<LL D	<LL D	<LQ	0,0 2	0,0 2	<LQ	5,65
13/08/2 018	PPA	1	39,41 2	8,1 6	8,4 4	17,50 07	127,9 91	2,2 22	4,276 8	<LL D	0,0 1	0,4 8	0,7 5	0,2 6	<LQ	<LQ	0,0 2	0,0 2	<LQ	6,25
24/10/2 018	PPA	0,2	22,65 5	-	4,9 3	-	-	2,8 0	-	0,20	0,0 3	0,4 3	1,0 1	0,3 4	0,00 4	0,0 08	0,0 4	0,0 4	0,00	12,5
24/10/2 018	PPA	2,5	20,68 0	-	4,1 9	-	-	2,8 1	-	0,24	0,0 6	0,6 7	1,4 9	0,5 2	0,00 8	0,0 1	0,0 7	0,0 6	0,00	21,7
20/11/2 018	PPA	0,2	37,49 2	7,9 7	6,2 5	23,22 3	158,4 53	2,6 0	-	0,07	0,0 2	0,3 9	0,9 4	0,4 6	<LL D	<LL D	0,0 2	0,0 3	0,01	4,7
20/11/2 018	PPA	2	23,12 9	8,3 5	5,8 5	22,17 53	157,9 59	2,7 0	-	0,08	0,0 2	0,5 4	1,3 7	0,7 2	0,00 3	0,0 1	0,0 6	0,0 5	0,00	13,3
11/12/2 018	PPA	0,2	6,990 4	8,9 2	6,7 8	24,63 89	170,4 90	2,7 5	-	0,02	0,0 1	0,2 5	0,3 1	0,0 3	<LL D	0,0 1	0,0 4	0,0 4	0,00	4,2
11/12/2 018	PPA	2	10,99 3	8,9 4	7,6 5	23,75 72	169,8 36	2,7 4	-	0,03	0,0 1	0,3 4	0,4 9	0,1 1	<LL D	0,0 1	0,0 4	0,0 3	0,01	8,3
04/02/2 019	PPA	1,5	44,59 9	7,9 6	4,2 7	22,23 2	145,4 75	3,1 3	7,95	0,04	0,0 2	0,3 9	1,1 1	0,6 6	<LQ	<LQ	0,0 25	0,0 2	<LL D	20,5

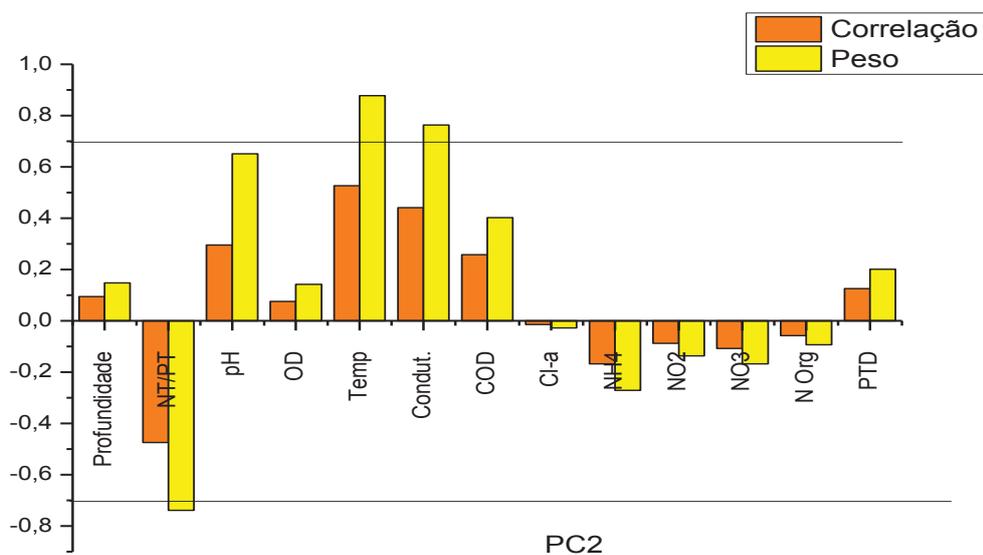
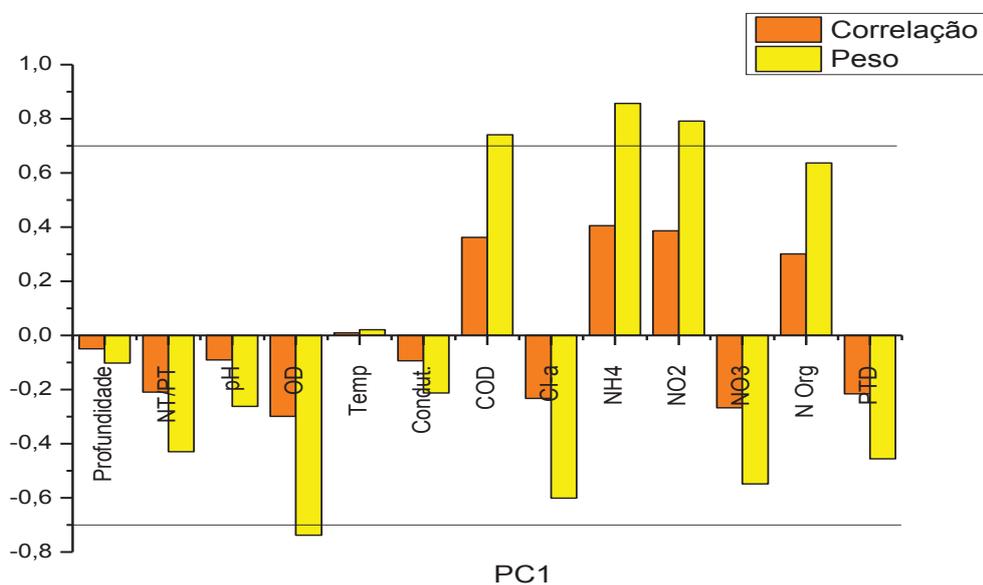
04/02/2 019	PPA	0,2	56,92 4	8,4 9	6,7 1	24,74 75	150,1 35	3,3 1	10,28	0,00	0,0 1	0,2 8	0,5 4	0,2 5	<LL D	0,0 06	0,0 1	<LQ	0,00 6	13,1
02/04/2 019	PPA	2,5	23,66 6	-	-	21,97 19	169,5 16	2,5 5	5,440	0,02	0,0 1	0,4 2	0,7 1	0,2 6	0,01	0,0 2	0,0 3	0,0 1	0,01	7,70
02/04/2 019	PPA	0,2	27,5	-	-	25,71 1	150,5 12	2,5 8	5,593	0,02	0,0 1	0,3 7	0,5 5	0,1 5	<LL D	0,0 2	0,0 2	0,0 2	<LL D	4,00
08/05/2 018	Saída	0,2	-	7,3	5,6 7	21,01 72	140,9 09	2,4 38	3,474 9	1,10	0,0 05	0,1 4	1,2 3	< LLD	-	0,0 10	-	-	-	25,0 0
12/06/2 018	Saída	0,2	41,91 1	-	-	18,16 59	114,6 18	2,1 84	4,811 4	0,28	0,0 1	0,3 0	0,6 5	0,0 6	<LL D	0,0 2	0,0 1	0,0 1	<LQ	2
24/10/2 018	Saída	0,2	53,26 5	7,6 5	6,4 5	-	-	1,9 5	-	0,48	<LL D	<LL D	0,6 8	0,2 0	<LQ	0,0 1	0,0 1	0,0 1	<LQ	7
20/11/2 018	Saída	0,2	-	8,2 4	7,5 7	18,93 53	127,3 09	2,2 4	-	1,03	0,0 1	0,0 5	1,9 1	0,8 2	<LL D	-	-	-	-	11,9
11/12/2 018	Saída	0,2	38,97 8	8,1 9	5,9 6	20,10 83	135,5 29	2,3 7	-	0,72	0,0 0	0,0 2	0,7 8	0,0 3	<LQ	0,0 09	0,0 2	0,0 1	0,00 5	24,8
04/02/2 019	Saída	0,2	237,8 84	7,1 1	5,7 9	20,24 13	144,4 53	2,3 4	22,41	1,12	0,0 1	0,0 7	1,2 7	0,0 7	<LL D	<LQ	0,0 05	<LQ	<LQ	33,7
02/04/2 019	Saída	0,2	227	-	-	-	-	2,2 3	11,13 8	1,96	0,0 02	0,0 8	2,2 7	0,2 3	<LL D	<LL D	0,0 1	0,0 1	<LL D	43,6 0
21/02/2 018	Saída	0,5	62,07 8	-	-	22,14 33	133,5 13	2,6 6	4,544 1	0,71	0,0 04	0,2 4	1,1 6	0,2 1	0,00 4	0,0 2	0,0 2	<LL D	0,02	4,2
03/04/2 018	Saída	0,2	-	-	-	23,05 08	131,5 18	2,5 0	4,142 3	0,51	0,0 1	0,2 0	0,8 1	0,0 8	0,00 4	-	-	-	0,00 03	8,47
13/08/2 018	Saída	0,2	51,41 2	7,6 9	7,6	16,43 78	112,9 04	2,1 62	3,341 3	0,10	0,0 1	0,3 3	0,5 5	0,1 1	<LQ	<LQ	0,0 1	0,0 1	<LQ	3,54

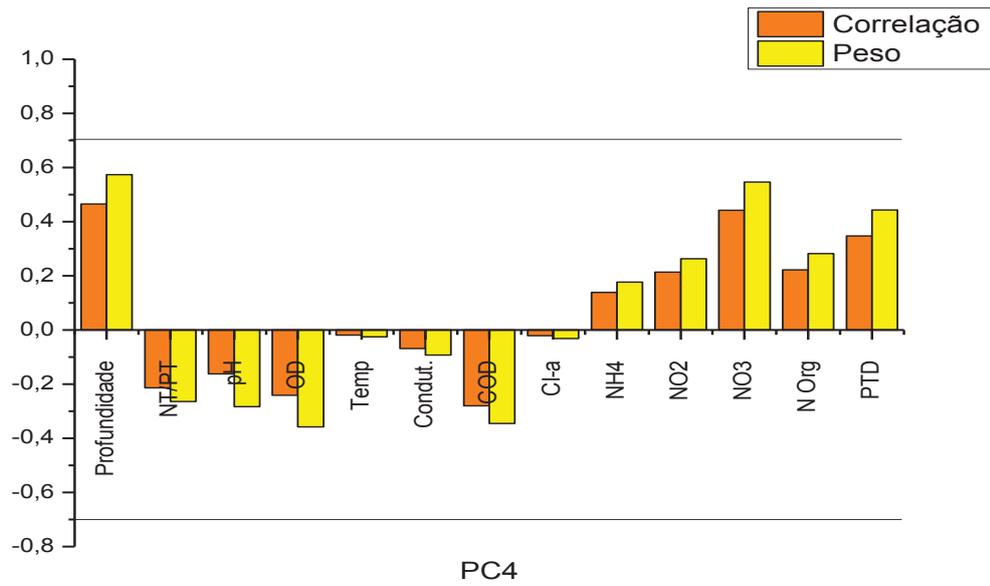
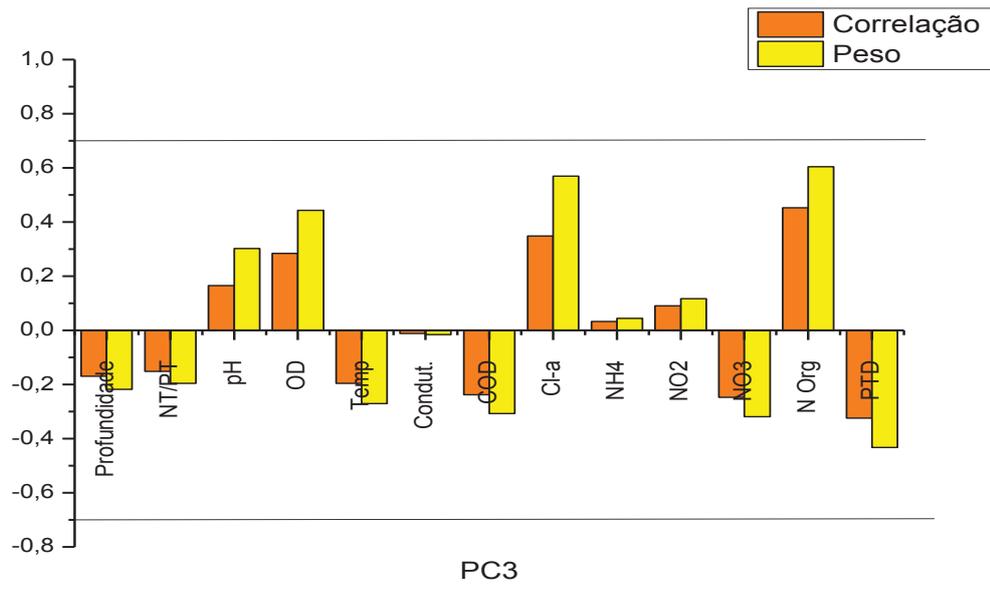
ANEXO 3 – CÁLCULO DO IET SEGUNDO MÉTODO DE LAMPARELLI (2004)

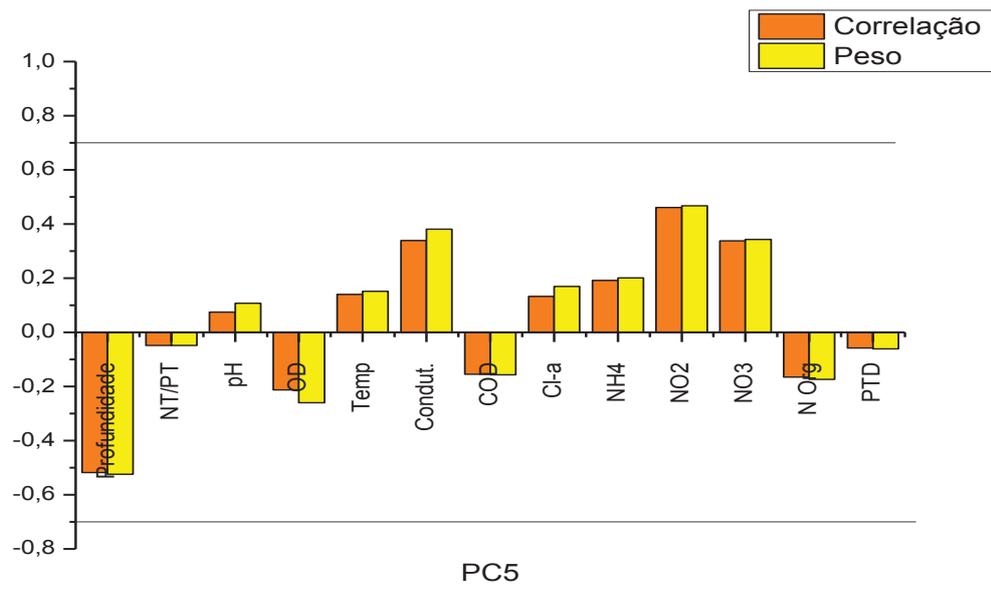
	Data	Fósforo Total (ug/L)	IET (PT)	Clorofila-a (ug/L)	IET (CI)	S (m)	IET (S)	IET	IET
ENTRADA	fev/18	71,25	Meso	0,80	Oligo	-	-	52,14	Meso
	abr/18	51,44	Meso	2,41	Meso	-	-	56,05	Meso
	mai/18	16,45	Oligo	0,27	Ultraoligo	-	-	43,58	Ultraoligo
	jun/18	45,48	Meso	1,20	Oligo	-	-	52,73	Meso
	ago/18	41,41	Meso	0,40	Ultraoligo	-	-	47,73	Oligo
	out/18	105,97	Meso	-	-	-	-	58,16	-
	nov/18	57,94	Meso	-	-	-	-	55,02	-
	dez/18	68,68	Meso	-	-	-	-	55,91	-
	fev/19	53,94	Meso	1,55	Meso	-	-	54,27	Meso
abr/19	66,71	Meso	0,63	Ultraoligo	-	-	50,93	Oligo	
BUFFER	fev/18	51,14	Meso	10,42	Meso	-	-	62,18	Eutrófico
	ago/18	24,53	Meso	4,54	Meso	1,25	Meso	57,92	Meso
	out/18	62,70	Eutrófico	-	-	-	-	-	-
	nov/18	70,44	Eutrófico	-	-	0,40	Hiper	-	-
	dez/18	45,35	Meso	-	-	0,90	Eutrófico	-	-
	fev/19	39,66	Meso	2,08	Oligo	0,20	Hiper	57,47	Meso
PONTE FERRARIA	fev/18	32,98	Meso	4,01	Meso	-	-	58,51	Meso
	jun/18	38,65	Meso	4,28	Meso	-	-	59,15	Eutrófico
	ago/18	12,32	Oligo	4,01	Meso	2,90	Ultraoligo	55,53	Meso
	out/18	47,53	Meso	-	-	-	-	-	-
	nov/18	62,84	Eutrófico	-	-	0,60	Hiper	-	-
	dez/18	72,52	Eutrófico	-	-	0,78	Super	-	-
	fev/19	38,52	Meso	2,67	Oligo	0,10	Hiper	57,99	Meso
	abr/19	40,80	Meso	6,17	Meso	0,83	Eutrófico	60,21	Eutrófico
PPA	fev/18	9,81	Oligo	3,21	Oligo	-	-	54,29	Meso
	ago/18	16,01	Oligo	3,88	Meso	1,60	Meso	56,24	Meso
	out/18	44,45	Meso	-	-	-	-	-	-
	nov/18	24,98	Meso	-	-	1,00	Eutrófico	-	-
	dez/18	44,42	Meso	-	-	1,80	Oligo	-	-
	fev/19	9,50	Oligo	10,28	Meso	0,40	Hiper	57,05	Meso
	abr/19	24,99	Meso	5,59	Meso	2,80	Ultraoligo	58,49	Meso
PARQUE	fev/18	13,49	Oligo	3,21	Oligo			55,25	Meso
	ago/18	12,35	Oligo	3,74	Meso	2,40	Oligo	55,36	Meso
	fev/19	5,40	Ultraoligo	8,90	Meso	1,30	Meso	54,99	Meso

	Data	Fósforo Total (ug/L)	IET (PT)	Clorofila-a (ug/L)	IET (CI)	S (m)	IET (S)	IET	IET
CAPTAÇÃO	fev/18	14,52	Oligo	1,87	Oligo	-	-	54,16	Meso
	abr/18	11,89	Oligo	2,92	Oligo	2,70	Ultraoligo	54,65	Meso
	mai/18	9,46	Oligo	5,61	Meso	2,40	Oligo	55,55	Meso
	jun/18	13,81	Oligo	4,81	Meso	1,95	Oligo	56,32	Meso
	ago/18	6,86	Ultraoligo	3,07	Oligo	3,05	Ultraoligo	53,10	Meso
	out/18	8,77	Oligo	-	-	2,70	Ultraoligo	-	-
	nov/18	6,38	Ultraoligo	-	-	2,40	Oligo	-	-
	dez/18	22,27	Meso	-	-	3,04	Ultraoligo	-	-
	fev/19	8,00	Oligo	8,11	Meso	2,70	Ultraoligo	55,95	Meso
	abr/19	13,59	Oligo	3,97	Meso	2,67	Ultraoligo	55,80	Meso
BARRAGEM	fev/18	13,99	Oligo	2,41	Oligo	-	-	54,66	Meso
	mai/18	-	-	-	-	2,60	Ultraoligo	-	-
	ago/18	9,25	Oligo	3,74	Meso	3,20	Ultraoligo	54,49	Meso
	out/18	-	-	-	-	2,60	Ultraoligo	-	-
	fev/19	6,04	Ultraoligo	4,34	Meso	2,40	Oligo	53,56	Meso
SAÍDA	fev/18	18,70	Oligo	4,54	Eutrófico	-	-	56,18	Meso
	abr/18	-	-	4,14	Eutrófico	-	-	-	-
	mai/18	-	-	3,47	Eutrófico	-	-	60,88	Eutrófico
	jun/18	15,47	Oligo	4,81	Super	-	-	55,93	Meso
	ago/18	10,67	Ultraoligo	3,34	Eutrófico	-	-	53,39	Meso
	out/18	12,77	Ultraoligo	-	-	-	-	-	-
	dez/18	20,07	Oligo	-	-	-	-	-	-
	fev/19	5,35	Ultraoligo	22,41	Hiper	-	-	59,83	Eutrófico
	abr/19	14,87	Oligo	11,14	Hiper	-	-	59,46	Eutrófico

ANEXO 4 – PESOS E CORRELAÇÕES DA PCA: AMOSTRAS DE PROFUNDIDADE - PONTE FERRARIA







ANEXO 5 – PESOS E CORRELAÇÕES DA PCA: AMOSTRAS DE PROFUNDIDADE - CAPTAÇÃO

