

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL**

SARAH MEIER LOPES

**AVALIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA QUALIDADE DA ÁGUA DO
RESERVATÓRIO DA UHE CAPIVARI-CACHOEIRA E CORPOS
HÍDRICOS RELACIONADOS: UMA ABORDAGEM DE LONGO
PRAZO**

DISSERTAÇÃO

**CURITIBA
2019**

SARAH MEIER LOPES

**AVALIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA QUALIDADE DA ÁGUA DO
RESERVATÓRIO DA UHE CAPIVARI-CACHOEIRA E CORPOS
HÍDRICOS RELACIONADOS: UMA ABORDAGEM DE LONGO
PRAZO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campus Curitiba, como requisito parcial para a obtenção do título de “Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental”.

Linha de pesquisa: Monitoramento e gestão ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Thomaz Aurélio Pagioro

Coorientadora: Prof. Dra. Nicole Machuca Brassac de Arruda

**CURITIBA
2019**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação

Lopes, Sarah Meier

Avaliação espaço-temporal da qualidade da água do reservatório da UHE Capivari-Cachoeira e corpos hídricos relacionados [recurso eletrônico] : uma abordagem de longo prazo / Sarah Meier Lopes.-- 2019.
1 arquivo texto (131 f.) : PDF ; 2,74 MB

Modo de acesso: World Wide Web

Título extraído da tela de título (visualizado em 15 mar. 2019)

Texto em português com resumo em inglês

Dissertação (Mestrado) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Curitiba, 2019

Bibliografia: f. 107-123

1. Tecnologia ambiental - Dissertações. 2. Água - Qualidade. 3. Água - Análise. 4. Água - Estações de tratamento. 5. Desenvolvimento de recursos hídricos. 6. Usinas hidrelétricas - Controle de qualidade. 7. Água - Controle de qualidade. 8. Fitoplâncton de água doce. 9. Limnologia. 10. Reservatórios - Controle de qualidade. I. Pagioro, Thomaz Aurélio. II. Arruda, Nicole Machuca Brassac. III. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental. IV. Título.

CDD: Ed. 23 – 363.7

TERMO DE APROVAÇÃO DE DISSERTAÇÃO Nº 113

A Dissertação de Mestrado intitulada: AVALIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RESERVATÓRIO DA UHE CAPIVARI-CACHOEIRA E CORPOS HÍDRICOS RELACIONADOS: UMA ABORDAGEM DE LONGO PRAZO, defendida em sessão pública pelo(a) candidato(a) **Sarah Meier Lopes**, no dia 22 de fevereiro de 2019, foi julgada para a obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental, área de concentração Tecnologias e Processos Ambientais, e aprovada em sua forma final, pelo Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental.

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. Thomaz Aurélio Pagioro - Presidente - UTFPR

Prof. Dr. Júlio César Rodrigues de Azevedo – UTFPR

Profa. Dra. Priscila Izabel Tremarin - Acqua Diagnósticos Ambientais Ltda

A via original deste documento encontra-se arquivada na Secretaria do Programa, contendo a assinatura da Coordenação após a entrega da versão corrigida do trabalho.

Curitiba, 22 de fevereiro 2019.

Carimbo e Assinatura do(a) Coordenador(a) do Programa

AGRADECIMENTOS

Ao professor Dr. Thomaz Aurélio Pagioro, pela confiança depositada em mim para a realização deste trabalho. Também agradeço pela orientação, conversas e oportunidades de aprendizado.

Agradeço à professora Dra. Nicole Machuca Brassac de Arruda, minha orientadora em vários sentidos, tanto acadêmicos quanto pessoais. Obrigada por toda, atenção, carinho, apoio, aprendizado, conversas, oportunidades e por sempre acreditar em mim.

Aos amigos do Lactec, Marianne e Ana por toda ajuda, sugestões e apoio para a realização deste trabalho. À Gheysa, Izadora e Leonardo, pelas conversas e ideias. Ao Neto, pela prontidão em ajudar e amizade. Também agradeço por todas as análises estatísticas que você pesquisou para poder me ajudar e pelo tempo que disponibilizou para realizar as mesmas comigo. Aos demais companheiros do Lactec que me ajudaram de alguma forma.

À COPEL – Companhia Paranaense de Energia Elétrica, pela cessão dos dados de qualidade da água e à equipe de campo.

À CAPES – Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, pela concessão da bolsa de mestrado.

Ao Nupélia – UEM, em especial à Natália Santana, pela hospitalidade, ideias e pelo aprendizado que tive durante minha semana em Maringá. À professora Dra. Susicley Jati, por todas as sugestões, carinho e ajuda.

Aos amigos do programa de pós-graduação, Rafael, Ana, Suelen, Emeline, Bárbara e aos colegas do laboratório, pelas conversas, risadas e apoio.

Agradeço aos meus pais, por todo suporte e incentivo que sempre me foi dado e por acompanharem todos os meus passos. Ao meu amado Thiago, pelo companheirismo, apoio e por me fazer rir nos momentos difíceis.

RESUMO

LOPES, Sarah Meier. **Avaliação espaço-temporal da qualidade da água do reservatório da UHE Capivari-Cachoeira e corpos hídricos relacionados: uma abordagem de longo prazo.** 131 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2019.

O crescimento populacional desencadeia uma ampla utilização da água para diversas finalidades, tais como: abastecimento público, irrigação, produção de energia elétrica. Exemplo disso, a formação de reservatórios pode causar modificações das condições naturais dos corpos hídricos, desencadeando uma série de alterações nas características limnológicas da água represada e a jusante dela. Assim, o objetivo do presente estudo foi analisar a qualidade da água do reservatório da Usina Hidrelétrica de Capivari-Cachoeira, localizada no estado do Paraná, bem como dos corpos hídricos relacionados com o empreendimento, a partir de dados de monitoramento de longo prazo. A área de estudo abrange o rio Capivari e o rio dos Patos a montante do reservatório, o reservatório da usina hidrelétrica Capivari-Cachoeira, além do rio Cachoeira, a jusante do reservatório. Para as análises foram utilizados os dados de monitoramento realizado ao longo de 11 anos, em cinco estações de amostragem. Para a avaliação destes dados foram aplicadas técnicas de análises estatísticas. As análises indicaram a influência das atividades antrópicas e do uso do solo do entorno bem como sinalizam a existência de fontes poluidoras a montante do reservatório. O rio Capivari e rio dos Patos são, possivelmente, afetados por poluição pontual e difusa, como foi visto na análise estatística descritiva das variáveis: coliformes termotolerantes, fósforo total, sólidos totais e turbidez que apresentaram durante o período estudado altos valores nestes rios. Os resultados demonstram que os corpos hídricos a montante do reservatório apresentaram qualidade de água mais degradada quando comparado ao reservatório e aos pontos a jusante. Este resultado está relacionado a atividades antrópicas do entorno, bem como as condições do reservatório que promovem uma maior sedimentação do fósforo e sólidos em suspensão, reduzindo seus valores também a jusante. A estação de amostragem do reservatório é a que mais difere espacialmente em relação às demais. As estações a montante localizadas no rio Capivari e rio dos Patos são mais similares entre si, bem como as a jusante. Todas as estações de amostragem, com exceção do reservatório, apresentaram as menores temperaturas e os maiores valores de oxigênio dissolvido no inverno. O reservatório apresenta características distintas, como processos de estratificação, fato que pode explicar seu padrão distinto. O reservatório apresentou um padrão de circulação monomítico quente, com mistura completa no inverno, interferindo nos elementos físicos, químicos e na comunidade fitoplanctônica. A dominância do grupo morfológico funcional representado pelas clorofíceas/cianobactérias grandes coloniais mucilaginosas permitiu concluir que este reservatório possui disponibilidade de nutrientes e luz. Além de que o padrão de circulação do reservatório, beneficia a dominância deste grupo de organismos.

Palavras-chave: Monitoramento limnológico. Análise Fatorial. Análise Fitoplanctônica. Estratificação.

ABSTRACT

LOPES, Sarah Meier. **Spatial and temporal assessment of water quality of the Capivari-Cachoeira HPP reservoir and related water bodies: A long-term approach.** 131 p. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2019.

Population growth triggers widespread use of water for a variety of purposes, such as: public supply, irrigation, and power generation. For example, the formation of reservoirs may cause changes in the natural conditions of the water bodies, triggering a series of changes in the limnological characteristics of the dammed water and downstream of it. Thus, the objective of the present study was to analyze the water quality of the Capivari-Cachoeira Hydroelectric Power Plant reservoir, located in the state of Paraná, as well as of the water bodies related to the project, based on long-term monitoring data. The study area covers the Capivari river and the Patos river upstream of the reservoir, the Capivari-Cachoeira reservoir, and the Cachoeira river, downstream of the reservoir. For the analyzes, the 11 years monitoring data was used, in five sampling stations located in the reservoir and in the rivers previously mentioned. Statistical analysis techniques were used to evaluate these data. The results showed that the water bodies upstream of the reservoir presented more degraded water quality when compared to the reservoir and the downstream points. This result is related to anthropic activities of the environment, as well as the conditions of the reservoir that promote a higher sedimentation of phosphorus and suspended solids, reducing their values also downstream. The sampling station of the reservoir is the one that differs more spatially in relation to the others. The upstream stations located on the Capivari River and Patos River are more similar to each other, as well as downstream. All sampling stations, with the exception of the reservoir, had the lowest temperatures and the highest values of dissolved oxygen in the winter. The reservoir has distinct characteristics, such as stratification processes, which may explain its distinct pattern. The reservoir presented a warm monomictic circulation pattern, with a complete winter mix, interfering with the physical, chemical and phytoplanktonic elements. The dominance of the functional morphological group represented by the large colonial mucilaginous chlorophytes/cyanobacteria allowed to conclude that this reservoir has availability of nutrients and light. In addition to the pattern of circulation of the reservoir, it benefits the dominance of this group of organisms.

Keywords: Limnological monitoring. Factor Analysis. Phytoplankton Analysis. Stratification.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Localização das estações de monitoramento.	39
Figura 2 – Estações de amostragem da área de estudo.	40
Figura 3 – Localização da bacia do Ribeira e do rio Capivari no estado do Paraná.	41
Figura 4 – Localização da bacia Litorânea e do rio Cachoeira no estado do Paraná.	43
Figura 5 - Fluxograma das etapas para a realização da análise fatorial.	48
Figura 6 – Fluxograma das etapas para a realização do teste de Kruskal-Wallis.	50
Figura 7 - Gráficos de caixa referentes a variável transparência da água nas estações de monitoramento estudadas.	56
Figura 8 - Gráficos de caixa referentes a variável coliformes termotolerantes nas estações de monitoramento estudadas.	57
Figura 9- Gráficos de caixa referentes a variável fósforo total nas estações de monitoramento estudadas.	59
Figura 10 - Gráficos de caixa referentes a variável nitrogênio total nas estações de monitoramento estudadas.	60
Figura 11 - Gráficos de caixa referentes a variável condutividade elétrica nas estações de monitoramento estudadas.	61
Figura 12 - Gráficos de caixa referentes a variável sólidos totais nas estações de monitoramento estudadas.	62
Figura 13 - Gráficos de caixa referentes a variável DBO nas estações de monitoramento estudadas.	63
Figura 14 - Gráficos de caixa referentes a variável turbidez nas estações de monitoramento estudadas.	65
Figura 15 - Gráficos de caixa referentes a variável temperatura da água nas estações de monitoramento estudadas.	66
Figura 16 - Gráficos de caixa referentes a variável oxigênio dissolvido nas estações de monitoramento estudadas.	67
Figura 17 - Gráficos de caixa referentes a variável pH nas estações de monitoramento estudadas.	68
Figura 18 – Escores das amostras plotados no plano definido pelos fatores 1 e 2.	70
Figura 19– Pesos das variáveis dos fatores plotados no plano fator 1 x fator 2.	70

Figura 20 - Escores das amostras plotados no plano definido pelos fatores 1 e 2 para cada estação de amostragem.	71
Figura 21 – Representação do resultado do teste de Kruskal-Wallis para as variáveis retidas no F1.	77
Figura 22 – Representação do resultado do teste de Kruskal-Wallis para as variáveis retidas no F2.	79
Figura 23 – Perfis de temperatura e oxigênio dissolvido do reservatório de Capivari-Cachoeira no ciclo 2005-2006.....	82
Figura 24 – Frequência relativa das classes do fitoplâncton ao longo do período estudado.....	88
Figura 25 – Densidade relativa dos grupos funcionais baseados na morfologia identificados no reservatório de Capivari-Cachoeira durante o período estudado. ...	94
Figura 26 – Relação da densidade celular e da clorofila-a nas coletas realizadas no reservatório de Capivari-Cachoeira durante o período estudado.....	97
Figura 27 - Diagrama do primeiro e segundo eixos da RDA com base na densidade dos MBFGs, incluindo todas as amostras de 2005 a 2016, e variáveis ambientais.	102

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Estações de amostragem.....	39
Tabela 2 – Dados hidráulicos e operacionais do reservatório da UHE Capivari-Cachoeira.....	42
Tabela 3 – Lista de variáveis selecionadas para o estudo com metodologia de análise laboratorial.....	44
Tabela 4 – Análise estatística descritiva dos dados de qualidade da água estudados.	55
Tabela 5 – Resultado da análise fatorial aplicada para os dados de todas as estações de amostragem.	69
Tabela 6 – Resultados do cálculo do tempo de residência e número de Froude densimétrico.	86
Tabela 7 – Classificação das espécies descritoras em grupos funcionais baseados na morfologia.....	91
Tabela 8 - Relação da dominância dos MBGF em relação as condições ambientais encontradas no reservatório de Capivari-Cachoeira.	98

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	10
2	OBJETIVOS	12
2.1	OBJETIVO GERAL	12
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	12
3	REFERENCIAL TEÓRICO	13
3.1	ÁGUA E SEUS USOS MÚLTIPLOS	13
3.2	MATRIZ ELÉTRICA BRASILEIRA	15
3.3	RESERVATÓRIOS HIDRELÉTRICOS	17
	3.3.1 Qualidade da água	18
	3.3.2 Processos de estratificação térmica e química	22
	3.3.3 Comunidade fitoplanctônica	24
3.4	MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA	29
3.5	ANÁLISE ESTATÍSTICA	32
	3.5.1 Análise estatística descritiva	32
	3.5.2 Análise estatística multivariada	33
4	METODOLOGIA	38
4.1	ÁREA DE ESTUDO	38
4.2	ESTAÇÕES DE AMOSTRAGEM DOS DADOS DE MONITORAMENTO LIMNOLÓGICO	38
4.3	ANÁLISE DOS DADOS DE MONITORAMENTO LIMNOLÓGICO	43
	4.3.1 Análise espaço-temporal	44
	4.3.1.1 Adequação dos dados à análise fatorial	45
	4.3.1.2 Análise fatorial aplicada aos dados de todas as estações de amostragem	46
	4.3.1.3 Teste de Kruskal-Wallis	49
4.4	ANÁLISES EXCLUSIVAS PARA O RESERVATÓRIO DA UHE CAPIVARI-CACHOEIRA	50
	4.4.1 Estratificação	51
	4.4.2 Comunidade Fitoplanctônica	52

5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	55
5.1	ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL	55
	5.1.1 Análise estatística descritiva	55
	5.1.1.1 Transparência da água (Disco de Secchi)	56
	5.1.1.2 Coliformes termotolerantes.....	56
	5.1.1.3 Fósforo Total.....	58
	5.1.1.4 Nitrogênio Total	59
	5.1.1.5 Condutividade.....	61
	5.1.1.6 Sólidos Totais	62
	5.1.1.7 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	63
	5.1.1.8 Turbidez.....	64
	5.1.1.9 Temperatura da água	65
	5.1.1.10 Oxigênio Dissolvido	66
	5.1.1.11 pH	67
	5.1.2 Análise fatorial aplicada aos dados de todas as estações de amostragem.....	68
	5.1.3 Teste de Kruskal-Wallis.....	76
5.2	ANÁLISES EXCLUSIVAS PARA O RESERVATÓRIO DA UHE CAPIVARI-CACHOEIRA	81
	5.2.1 Estratificação	82
	5.2.2 Comunidade fitoplanctônica.....	87
	5.2.2.1 Composição da comunidade	87
	5.2.2.2 Índice de diversidade e equitabilidade.....	89
	5.2.2.3 Grupos funcionais baseados na morfologia (KRUK et al. 2010).....	90
6	CONCLUSÃO	105
	REFERÊNCIAS.....	107
	APÊNDICE A – RESULTADOS DAS VARIÁVEIS ANALISADAS (DADOS BRUTOS).....	124
	APÊNDICE B – RESULTADO DO ÍNDICE DE DIVERSIDADE E EQUITABILIDADE.....	130

1 INTRODUÇÃO

A vida na Terra depende da água, recurso essencial para o equilíbrio dos ecossistemas e da sociedade humana. Com o crescimento populacional, aumenta gradativamente a demanda pela água, visando seus usos múltiplos, tais como, abastecimento público, irrigação, recreação, geração de energia elétrica (TUNDISI, 2006).

Os corpos hídricos, incluindo os rios e os reservatórios artificiais, vêm sofrendo a degradação da qualidade de suas águas devido a diversas atividades antrópicas. Dentre estas atividades, podem ser consideradas as mais problemáticas para a qualidade de água superficial, o lançamento de cargas nos sistemas hídricos, alterações do uso do solo e modificações nos sistemas fluviais. Estas atividades têm como consequência o assoreamento de corpos da água, eventos de eutrofização, contaminação, modificação das comunidades biológicas, que acabam por comprometer seus usos múltiplos assegurados por lei (BRASIL, 1997; TUNDISI, 2006).

Dentre as atividades que promovem modificações das condições naturais da água, está a formação de reservatórios, pois a mesma implica em alterações no fluxo das águas e do seu tempo de residência, o que desencadeia uma séria de alterações nas características limnológicas da água represada e a jusante dela (ZARFL et al., 2015; MAAVARA et al. 2015; LU et al. 2016).

No tocante a estes ambientes artificiais, o padrão de circulação das massas de água, sedimentação, transporte de nutrientes, temperatura da água e dinâmicas dos gases são influenciados pela sua formação, podendo desencadear alterações nas comunidades biológicas pré-existentes. Estas alterações refletem na qualidade da água pois, a dinâmica natural do ambiente foi alterada, modificando também a interação desta com a bacia de drenagem na qual está inserida (SILVA et al., 2009; ZARFL et al., 2015).

Uma característica de reservatórios hidrelétricos é o monitoramento constante da qualidade de água do lago, além de áreas a montante e jusante, em função de condicionantes constantes nas licenças ambientais deste tipo de empreendimento. Estes monitoramentos visam à avaliação do ecossistema, sendo os dados tratados em relatórios técnicos direcionados ao órgão ambiental (SIECIECHOWICZ et al., 2011; ARRUDA; RIZZI; MIRANDA, 2015; TRINDADE et al. 2017).

O reservatório da Usina Hidrelétrica de Capivari-Cachoeira, localizada no estado do Paraná, bem como o rio dos Patos, o rio Capivari a montante e o rio Cachoeira a jusante tem a qualidade de suas águas superficiais monitoradas desde 2005, por meio do programa de automonitoramento da Companhia Paranaense de Energia (COPEL), concessionária responsável pelo empreendimento.

Neste contexto, são extensas as matrizes de dados formadas a partir de monitoramento como estes, e o diagnóstico é ainda dificultado pela complexidade das variáveis analisadas, que apresentam sentidos e grandezas distintas. Além disto, a natureza das variáveis (físicas, químicas e biológicas) contribui para aumentar a dificuldade de interpretação das mesmas (SIECIECHOWICZ et al., 2011; LI et al. 2016; ARRUDA; KNOPIK; SOTTOMAIOR, 2017; MELO et al. 2017).

O uso de métodos de estatística multivariada pode facilitar o estudo destas matrizes, bem como sua interpretação, agrupando e sumarizando informações em conjuntos menores (CARDOSO-SILVA et al. 2014; FRASCARELI et al. 2015; SOUZA; BERTOSSI; LASTORIA, 2015; BORTOLETTO et al. 2015; YAMAMOTO et al. 2016; ABREU; CUNHA, 2017; ARRUDA; KNOPIK; SOTTOMAIOR, 2017; SANTANA et al. 2017; ALVES et al. 2018b; CALAZANS et al. 2018; LEITHOLD et al. 2018).

Estudos que avaliam reservatórios hidrelétricos, bem como a qualidade da água a montante e a jusante dos mesmos, por meio de dados de monitoramentos de longo prazo, são relevantes para a compreensão da dinâmica destes ecossistemas aquáticos. Além de propiciarem a melhor compreensão da influência da formação do reservatório e das atividades humanas para os corpos hídricos inseridos neste tipo de empreendimento. A análise espaço-temporal das variáveis limnológicas desses ambientes pode fornecer um diagnóstico consistente de suas condições ecológicas (ARRUDA; RIZZI; MIRANDA, 2015; ASSUNÇÃO; VIANA; IBRAHIM, 2016; MELO et al. 2017; TRINDADE et al., 2017; CARDOSO-SILVA et al. ,2018).

Desta forma, este estudo visa à caracterização espaço-temporal da qualidade da água do reservatório da usina hidrelétrica (UHE) Capivari-Cachoeira, bem como da água que aporta ao mesmo e a água restituída ao corpo hídrico, por métodos estatísticos, com base em dados pretéritos, advindos do programa de monitoramento realizado pela concessionária responsável pelo empreendimento.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Analisar, de forma espaço-temporal, a qualidade da água do reservatório da Usina Hidrelétrica de Capivari-Cachoeira, bem como dos corpos hídricos relacionados com o empreendimento, a partir de dados de monitoramento de longo prazo.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar a aplicabilidade das análises estatísticas aos dados de monitoramento limnológico do reservatório da Usina Hidrelétrica de Capivari-Cachoeira, do rio dos Patos e do rio Capivari, a montante e do rio Cachoeira a jusante do reservatório;
- Estudar os padrões espaciais e temporais dos dados, de maneira que se identifiquem similaridades e diferenças nas características da água entre os períodos e os locais estudados;
- Estudar aspectos limnológicos do reservatório da Usina Hidrelétrica Capivari-Cachoeira, de modo a caracterizar o ambiente e o comportamento da comunidade fitoplanctônica frente às variações temporais, bem como aos fatores físicos e químicos do reservatório.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 ÁGUA E SEUS USOS MÚLTIPLOS

A água é o recurso natural mais abundante na Terra, com um volume estimado de 1,36 bilhão de quilômetros cúbicos (km³) recobre 2/3 da superfície do planeta sob a forma de oceanos, calotas polares, rios e lagos (ANEEL, 2008).

Cerca de 70% da superfície da Terra é coberta por água, sendo que 97% por água salgada e 3% de água doce. Apenas 0,2% dos 3% do total de água doce do planeta Terra estão classificadas como água doce superficial. Os demais tipos estão congelados nas calotas polares, em forma gasosa na atmosfera e como águas subterrâneas. Desta forma, trata-se de um recurso limitado, que precisa suprir o atendimento das necessidades dos diferentes setores da sociedade (MISHRA; DUBEY, 2015).

A qualidade e quantidade dos recursos hídricos são essenciais à sobrevivência. A água é fundamental para o equilíbrio do metabolismo dos seres vivos, para os ciclos biogeoquímicos, funcionamento dos ecossistemas e manutenção da biodiversidade (TUNDISI, 2006; BACCI; PACATA, 2008).

A disponibilidade de água é determinante para a distribuição geográfica dos seres vivos, é o fator primordial para a sociedade humana. Em qualidade e quantidade adequadas permite o desenvolvimento das civilizações e o progresso de uma região (TUNDISI, 2006; BACCI; PACATA, 2008).

O Brasil é um país privilegiado quando se trata de recursos hídricos, pois apresenta cerca de 12% da água doce disponível no mundo. Entretanto, este recurso é distribuído de forma heterogênea de volume e disponibilidade pelo país, sendo que, 68% dos recursos hídricos estão localizados na porção norte do país, e a grande parte encontra-se na Amazônia. Esta diferença acarreta inúmeros problemas relacionados à sociedade, nos âmbitos, sociais, econômicos e de saúde pública (TUNDISI, 2014).

A sociedade humana vem explorando este recurso de forma não sustentável, ocorrendo o uso desenfreado e trazendo problemas relacionados à qualidade e quantidade deste recurso (ESTEVES, 2011; BUZELLI; CUNHA-SANTINO, 2013). Tais problemas se intensificaram pela crescente demanda que tem excedido a renovação da água (TUNDISI, 2006).

O conjunto de usos da água abrange diversas finalidades, tais como: abastecimento público, dessedentação de animais, irrigação, recreação, abastecimento industrial, navegação, geração de energia elétrica, conhecidos como usos múltiplos da água (TUNDISI, 2006).

Conforme a base legal do Brasil, o gerenciamento dos recursos hídricos deve sempre favorecer os usos múltiplos da água. A Lei Federal nº 9.433/97 (Lei das Águas) define que a água é um bem de domínio público, um recurso natural limitado e dotado de valor econômico, entre outras normativas a fim de promover a conservação deste recurso. Outra ferramenta instituída pela Lei das Águas, visando assegurar a qualidade dos corpos hídricos com os usos mais exigentes a que forem destinadas e a diminuição dos custos em relação ao combate à poluição dos mesmos, é o enquadramento dos corpos de água em classes segundo os usos preponderantes (BRASIL, 1997).

De acordo com Tundisi (2014), os diversos usos da água no Brasil são influenciados pela densidade populacional e grau de urbanização bem como pelo desenvolvimento social, industrial e agrícola de uma região. Com o aumento populacional e também com a urbanização, ocorrem maiores pressões sobre as águas superficiais e subterrâneas que estão relacionadas com os usos múltiplos.

Segundo Braga et al. (2008), os usos múltiplos da água podem ser classificados em usos consuntivos e os usos não consuntivos. Tal classificação é dada em função da demanda hídrica, e perdas geradas após o uso.

O uso consuntivo pode ser determinado quando há retirada de água das coleções hídricas (BRAGA et al., 2008). Tundisi (2014) afirmou que, no Brasil, 70% do uso consuntivo da água é destinado à irrigação, 11% são usadas no abastecimento urbano, 10% na dessedentação animal, 7% para uso industrial e para abastecimento rural 2%.

Quando a utilização da água ocorre no próprio manancial sem a necessidade da retirada pelo sistema de captação, não influenciando na quantidade da água o uso é denominado de uso não consuntivo (BRAGA et al., 2008). De acordo com a Agência Nacional da água (ANA), os principais usos não consuntivos da água no Brasil são para hidroeletricidade, navegação, pesca e turismo (ANA, 2013).

Reservatórios hidrelétricos visam à geração de energia, mas podem apresentar diversas finalidades, além do uso principal pretendido, como controle de cheias, abastecimento público, recreação, turismo, navegação, pesca esportiva,

sendo que sua qualidade deve ser adequada para suprir todos os usos pretendidos (TUNDISI; TUNDISI, 2008; TUNDISI, 2014;).

Como exemplos de reservatório hidrelétricos de uso compartilhado podem ser citados os reservatórios de Alagados (PCH São Jorge – Paraná) e de Itaipu. No caso da Pequena Central Hidrelétrica de São Jorge, localizada na Bacia Hidrográfica do Tibagi, no estado do Paraná, o reservatório, além do seu uso para a produção de eletricidade, é utilizado para o abastecimento público do município de Ponta Grossa e também como lazer, ocorrendo pesca esportiva e recreação (COPEL, 1999).

No caso de Itaipu, em Foz do Iguaçu, no estado do Paraná, a Usina de Itaipu contribui de modo significativo com a economia da região, por meio do turismo e lazer. Ademais programas de proteção da biodiversidade foram criados na área da usina, por meio da Usina Hidrelétrica Itaipu Binacional, auxiliando na preservação das espécies (ZIOBER; ZANIRATO, 2014).

Segundo Tundisi e Tundisi (2008), o gerenciamento dos reservatórios é uma tarefa complexa, que demanda equipes interdisciplinares com competências para diminuir os impactos, promover o aprimoramento dos usos múltiplos e gerenciar efetivamente o ecossistema artificial e sua evolução com a bacia hidrográfica.

3.2 MATRIZ ELÉTRICA BRASILEIRA

O aumento do crescimento demográfico, econômico e dos processos de industrialização resultou em um aumento da demanda por energia elétrica. Esta, que antes era expressivamente advinda de fontes como a lenha, foi substituída pelo petróleo e a água, devido a maior eficiência (NOGUEIRA; NEVES, NALIATO, 2012).

O Brasil começou a explorar as fontes de energia hidráulica de forma mais intensa a partir de 1960, com a construção de grandes reservatórios visando à produção de hidreletricidade, principalmente nas bacias hidrográficas do sudeste e do sul. Maior crescimento ocorreu entre 1970 e 2005 (NOGUEIRA; NEVES, NALIATO, 2012; KLIEMANN; DELARIVA, 2015).

Nos últimos 30 anos, a oferta de energia hidrelétrica aumentou apenas na Ásia, em particular na China, e América Latina, no Brasil, país em que a hidreletricidade responde pela maior parte da produção da energia elétrica. Nesse

mesmo período, os países desenvolvidos já haviam explorado todos os seus potenciais hidráulicos, o que fez com que o volume produzido fosse inferior ao de outras fontes, como gás natural e as usinas nucleares (ANEEL, 2008).

Aproximadamente sessenta e cinco por cento da energia elétrica gerada no Brasil é proveniente de Usinas Hidrelétricas (BRASIL, 2018). O Brasil possuía até 2015, 1219 usinas hidrelétricas instaladas em seu território, incluindo as Usinas Hidrelétricas (UHE), as Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCH) e as Centrais de Geração Hidrelétrica (CGH) (MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA, 2016).

O Brasil ocupa o terceiro lugar em relação aos 10 países com maior produção hidrelétrica no mundo, com 360,0 TWh, que equivale a 9,0% da produção total hidrelétrica mundial, ficando atrás da China com 1.130,0 TWh (28,4%) e Canadá com 381,06 TWh (9,4%) (BRASIL, 2018).

De acordo com o relatório anual do balanço energético nacional de 2018, quanto à geração total de energia elétrica, no ano base de 2017, foram produzidos no Brasil 587,89 TWh. Deste total, a geração hidrelétrica respondeu por 370,90 TWh. Devido às condições hidrológicas desfavoráveis, houve redução de 3,4% da energia hidráulica disponibilizada em relação ao ano anterior. Apesar da menor oferta hídrica, a participação de energias renováveis na matriz elétrica atingiu 80,4% em 2017, fato explicado pelo avanço da geração eólica (BRASIL, 2018).

Este valor é elevado quando comparado aos índices de outros países, possivelmente, pelo fato do Brasil possuir condições para o uso dos recursos hídricos, tendo em seu território rios de planaltos, alta pluviosidade e um total significativo de bacias hidrográficas, fazendo com que o Brasil seja considerado o país com maior potencial hidrelétrico do mundo (NEOENERGIA, 2013; ARRUDA; RIZZI; MIRANDA, 2015).

A geração de hidreletricidade é considerada de grande relevância no Brasil, em virtude de ser mais barata do que as demais, como a energia nuclear. Além do fato de ser uma energia renovável, pelos efeitos da energia solar e da força da gravidade, o líquido transforma-se em vapor que se condensa em nuvens, que retornam à superfície terrestre sob a forma de chuva (ANEEL, 2008).

A construção e operação de uma usina hidrelétrica proporcionam um crescimento socioeconômico para a região de instalação, pelo aumento de empregos e a presença, por exemplo, do turismo, da pesca esportiva, navegação, aquicultura (ARRUDA; RIZZI; MIRANDA, 2015).

Desta forma, apesar de existir a tendência do aumento de outras fontes sustentáveis (eólica, solar, por biomassa), a fim de investir em tecnologias que não geram significativos impactos, a energia elétrica obtida por fonte de origem hídrica ainda é muito explorada no Brasil, visto seu potencial de expansão (ANA, 2013).

Dentre as unidades da Federação, o estado do Paraná, devido as suas características geomorfológicas com a presença de altos desníveis, e um número significativo de bacias hidrográficas, 16 no total, contempla inúmeras usinas, enquadradas entre pequenas, médias e grandes centrais energéticas, sendo o estado brasileiro com a maior geração de eletricidade por fonte hidráulica. Quando se considera as usinas hidrelétricas localizadas na fronteira com o estado de São Paulo, a predominância de fontes hidráulicas é de 90% da geração total (KLIEMANN; DELARIVA, 2015; BRASIL, 2018).

3.3 RESERVATÓRIOS HIDRELÉTRICOS

Segundo Esteves (2011), com o objetivo de suprir diversas demandas populacionais, em priori de energia elétrica, grandes barragens foram construídas nos rios brasileiros, resultando na formação de um grande número de reservatórios artificiais, sendo que muitos rios tiveram grande parte do seu curso segmentado em represas.

Reservatórios hidrelétricos tendem a possuir características limnológicas intermediárias quando comparadas a rios e lagos, dependendo do tempo de residência da água. Reservatórios com alto tempo de residência são mais similares a ecossistemas lênticos, enquanto que os que possuem o menor tempo de residência com ambientes lóticos (NOGUEIRA; NEVES; NALIATO, 2012).

Como consequência da construção de barragens, a dinâmica do sistema aquático modifica-se, alterando a velocidade do fluxo das águas e dividindo o gradiente longitudinal do corpo de água em três zonas distintas: fluvial, intermediária e lacustre (RYCHTECKY; ZNACHOR, 2011; STRAŠKRABRA; TUNDISI, 2013).

A zona fluvial possui as características mais semelhantes a ambientes de rios. A zona intermediária é considerada a de maior produção fitoplanctônica, pois além de receber nutrientes vindos da zona de rio, o fluxo de água é mais baixo e com maior

tempo de retenção, promovendo, assim, uma maior sedimentação das partículas, e conseqüentemente uma ampliação da zona eufótica. E a zona lacustre é normalmente a mais próxima à barragem com características de ambientes lênticos, semelhantes a lagos, sendo a mais profunda, com alto tempo de residência (RYCHTECKY; ZNACHOR, 2011).

De acordo com Calijuri et al. (2002), nos reservatórios hidrelétricos existem ainda fatores adicionais devido a diferenças hidrodinâmicas decorrentes da localização, morfometria e dos tempos teóricos de retenção de água no sistema, que influenciam o material e nutrientes em suspensão, sua ciclagem e a biomassa fitoplanctônica.

Reservatórios são frequentemente limitados pela penetração da luz solar, estratificação térmica e química, ciclagem de nutrientes e pelos fatores hidrológicos e hidrodinâmicos, que influenciam sazonalmente a comunidade fitoplanctônica e a qualidade de suas águas (RYCHTECKY; ZNACHOR, 2011; STRAŠKRABRA; TUNDISI, 2013).

3.3.1 Qualidade da água

A qualidade da água pode ser definida de diferentes formas. Para Merten e Minella (2002), o termo qualidade da água não se restringe apenas ao grau de pureza da mesma e sim as características desejadas para manter seus usos múltiplos. Segundo Von Sperling (2007), é o resultado de fenômenos naturais, da ação do homem e do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica. De acordo com Lemos (2011), o conjunto de todas as características físicas, químicas e biológicas que a água apresenta determina a sua qualidade.

A qualidade da água pode ser influenciada naturalmente, por meio da geologia, clima, vegetação, solo da bacia hidrográfica em que o corpo hídrico está inserido, ou pela influência antrópica, através de atividades relacionadas ao crescimento populacional e industrial, nas margens de rios e tributários, que promovem modificações das condições naturais da água (TUNDISI; TUNDISI, 2008).

Dentre as atividades humanas que causam impactos na qualidade da água, cita-se: atividades industriais e agrícolas, construção de represas, drenagem de áreas alagadas, mineração, despejo de resíduos sólidos industriais e domésticos. Diante disso, os efeitos destas atividades nos corpos hídricos podem ser diretos e indiretos,

podendo ocorrer contaminação, assoreamento, eutrofização e acidificação dos mesmos (TUNDISI, 2006).

Desta forma entende-se como poluição toda alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas que cause desequilíbrio aos ecossistemas e prejudique os seres vivos (BRAGA et al., 2008). Os tipos de poluição que podem prejudicar a qualidade de água são divididos em fontes pontuais e difusas. As fontes pontuais são introduzidas através de lançamentos individualizados, de forma concentrada no espaço, com localização definida e geralmente regime contínuo de produção. Enquanto que as fontes difusas não têm um ponto específico de lançamento, são geradas em áreas extensas e chegam aos corpos hídricos de forma intermitente (BRAGA et al., 2008; LIMA, 2015).

As fontes pontuais têm predomínio de efluentes domésticos e industriais, enquanto as difusas são, na maioria, oriundas das atividades agrícolas, como fertilizantes, agrotóxicos e herbicidas (BRAGA et al., 2008; BUZELLI; CUNHA-SANTINO, 2013).

A identificação das fontes de poluição difusa requer uma compreensão de como o uso do solo influencia a qualidade da água dentro de uma bacia hidrográfica. Visto que, o uso do solo, associadas a atividades humanas e fatores naturais, interagem e afetam os corpos hídricos. Por exemplo, as matas ciliares convertidas em terras agrícolas ou urbanas podem promover o aumento da erosão, escoamento, assoreamento e inundações (CHU; LIU; WANG, 2013).

Empreendimentos que interferem no curso de água também podem causar danos ao ecossistema, como por exemplo, as usinas hidrelétricas, que desencadeiam alterações no ambiente pela implantação de barragens em rios e a inundação de áreas para a formação de reservatórios (TUNDISI, 2014; LIMA, 2015)

Mais de setenta mil grandes barragens foram construídas em todo o mundo, sendo que, até 2014, 3400 reservatórios hidrelétricos estavam em processo de construção (17%) e de planejamento (83%). Assim, espera-se que em duas décadas o número de reservatórios formados visando suprir as demandas principalmente elétricas, com capacidade maior que 1MW dobre (MAAVARA et al., 2015; ZARFL et al., 2015).

O represamento de rios pela construção de barragens modifica intensamente o funcionamento ecológico dos sistemas fluviais. Devido à mudança no fluxo das águas, de um ambiente lótico, um rio com corredeiras, para um ambiente lêntico ou

intermediário, de acordo com o tempo de permanência da água no local. Estas mudanças na velocidade e no tempo de permanência da água em um determinado local afetam as características físicas, químicas, morfométricas e as comunidades biológicas pré-existentes (RYCHTECKY; ZNACHOR, 2011; LIMA, 2015).

A bacia hidrográfica, o uso do solo do entorno, o clima, a vegetação e as atividades antrópicas influenciam a qualidade da água dos reservatórios, sendo que há uma relação desde a formação do reservatório com a bacia hidrográfica no qual está inserido. Desta forma, a entrada de materiais nos reservatórios é resultante da geoquímica da bacia hidrográfica e das atividades relacionadas à montante e ao entorno do reservatório (TUNDISI, 2014; LIMA, 2015).

A formação de reservatórios para geração de energia, muitas vezes requer a contribuição de vários rios, que apresentam diferentes composições químicas e biológicas, tanto relacionadas a sua origem natural e a antropogênica. Esses reservatórios podem também possuir usos múltiplos, sendo, portanto, necessário o estudo das águas destes tributários e dos reservatórios, que apresentam importantes papéis para a sociedade em que estão localizados (BARRETO et al., 2007).

Assim, estudos em reservatórios vêm sendo desenvolvidos visando a melhor compreensão deste ecossistema e também das modificações que os mesmos vêm apresentando, devido a diversas influências. Dentre os trabalhos desenvolvidos nesta área podem ser citados os estudos de Silva et al. (2009) que avaliaram as variáveis físicas e químicas do reservatório da UHE de Peti, em Minas Gerais, no período de estiagem e chuvoso.

Sieciechowicz et al. (2011) avaliaram a qualidade da água do reservatório da UHE Pitangui, localizada no estado do Paraná, através de técnicas estatísticas multivariadas. Os resultados demonstraram que os parâmetros mais relevantes para avaliação da qualidade da água do reservatório da UHE Pitangui foram: sólidos totais, turbidez, coliformes fecais, nitrogênio total, clorofila-a, demanda bioquímica de oxigênio, precipitação, oxigênio dissolvido e pH

Arruda et al. (2013) estudaram a qualidade da água do reservatório hidrelétrico da PCH Melissa, no Paraná, utilizando a análise fatorial. O estudo, através da avaliação da série histórica de monitoramento, concluiu que aportes de montante influenciam diretamente a qualidade da água do reservatório, e de jusante, tendo o tempo de retenção da água no reservatório pouca influência na qualidade da água de jusante.

A qualidade da água e o estado trófico do reservatório hidrelétrico de usos múltiplos da Barra Bonita, localizado em São Paulo, estudado por Buzelli e Cunha-Santino (2013). Por meio das análises dos índices utilizados e da elaboração do mapa de uso e ocupação do solo do entorno do reservatório de Barra Bonita os autores observaram que a principal categoria de uso do solo em seu entorno é a atividade agrícola, e que a mesma está contribuindo diretamente para a alteração das características físicas e químicas da água desse ambiente, incrementando a fertilização das águas.

Lobato et al. (2015) categorizaram o estado trófico do reservatório hidrelétrico da UHE Tucuruí, no Amazonas, Brasil. Para isso, os autores construíram um novo Índice do estado trófico e da qualidade da água a partir dos resultados das análises fatorial e de agrupamentos. Esta pesquisa, teve como conclusão que a categorização do estado trófico pelo método proposto mostrou ser mais confiável, uma vez que considera as especificidades da área de estudo.

Queiroz et al. (2016) estudaram a influência quanto ao uso e ocupação do solo na qualidade da água do reservatório da UHE Sá Carvalho, localizado em Minas Gerais. Os autores observaram que no período com maior precipitação pluviométrica parâmetros como turbidez e sólidos suspensos totais foram maiores, enquanto na estação seca, e à medida que se adentrava no reservatório (montante para jusante) indicadores físicos e químicos como condutividade elétrica foram mais elevados.

E Da Silva e Araújo-Neto (2016) analisaram as variáveis hidroquímicas relacionadas com a qualidade da água de 10 reservatórios pertencentes à sub-bacia do Alto Jaguaribe, Ceará, por meio da técnica estatística multivariada, análise de agrupamentos. De acordo com resultados, as águas dos reservatórios da sub-bacia do Alto Jaguaribe apresentam, moderado risco à salinidade de maneira geral. Os açudes Broco e Favelas obtiveram as maiores concentrações de sais dentre os estudados, com valores acima dos limites para consumo humano e irrigação, fato ocorrido pela baixa capacidade de retenção dos reservatórios, elevada taxa de evaporação e baixa pluviosidade, acarretando aumento da concentração de sais do corpo hídrico.

A série de dados de 2005 a 2013 do reservatório de Jucazinho, Pernambuco, foi estudada por Melo et al. (2017) utilizando a análise de componentes principais. O primeiro componente principal, explicou a relação entre o desenvolvimento de cianobactérias, a concentração de sólidos dissolvidos e a condutividade elétrica,

comparando-a com a variação no volume da barragem, níveis de fósforo total e turbidez. Enquanto o segundo componente principal, explicou a atividade fotossintética realizada por cianobactérias confrontando com a variação no volume da barragem.

Um estudo da heterogeneidade espacial do reservatório de Guarapiranga, São Paulo, foi realizado por Cardoso-Silva et al. (2018) a fim de melhor compreender a estrutura e comportamento deste ecossistema. Uma análise de componentes principais permitiu a diferenciação do reservatório em 6 áreas distintas. Em que as variáveis discriminatórias, nutrientes e metais, mostraram a existência de impactos antropogênicos no reservatório.

3.3.2 Processos de estratificação térmica e química

As diferenças de temperatura em lagos e represas geram camadas com diferentes densidades, formando uma barreira física que impede a circulação, especialmente quando a energia do vento não é suficiente para misturar as camadas, o calor não se distribui de maneira uniforme, gerando estratificação térmica duradoura (TUNDISI; TUNDISI, 2008; ESTEVES, 2011; MAGEE et al., 2017).

O epilímnio é a camada de água superior, mais aquecida e menos densa, sendo bastante homogênea pela ação do vento e aquecimento térmico diurno e resfriamento térmico noturno. O hipolímnio é a camada de água do fundo, mais densa e com temperaturas mais baixas. A camada de água entre o epilímnio e o hipolímnio é o metalímnio. A região do metalímnio que apresenta um gradiente de queda de temperatura de pelo menos 1°C é denominada termoclina (TUNDISI; TUNDISI, 2008; PADIAL et al., 2009). As camadas formadas estão frequentemente diferenciadas física, química e biologicamente (BENEDETTI; TUCCI, 2006; ESTEVES, 2011; PADIAL et al., 2009; CRUZ et al., 2015).

Na maioria dos corpos hídricos que apresentam estratificação térmica, há também a estratificação química, situação na qual o oxigênio e outros compostos dissolvidos podem, de forma geral, apresentar uma distribuição não homogênea na coluna da água (ESTEVES, 2011; MAGEE et al., 2017). A estratificação térmica é considerada a característica limnológica mais importante em lagos e reservatórios profundos, pois afeta desde a heterogeneidade e distribuição dos elementos químicos

na coluna d'água a composição de sua comunidade biológica (TUNDISI; TUNDISI, 2008; PADIAL et al., 2009; ESTEVES, 2011; CRUZ, 2015).

O estudo dos processos de estratificação em reservatórios é importante, pelo fato dos mesmos ocorrerem em conjunto com diversas alterações físicas e químicas no corpo hídrico, tais como, distribuição de gases dissolvidos e nutrientes na água, acúmulo de substâncias e elementos químicos no hipolímnio, como substâncias redutoras e a consequente desoxigenação do hipolímnio. Estas alterações podem favorecer eventos de eutrofização, por acúmulo de carga interna (BENEDETTI; TUCCI, 2006; TUNDISI, 2008).

O conhecimento da dinâmica de circulação de reservatórios é muito importante por refletir diretamente em suas características e qualidade de suas águas (MIRANDA et al., 2009).

O número de Froude densimétrico é um indicador, calculado por uma equação, que tenta prever a possibilidade de um reservatório ser estratificado (TUCCI, 1998; BENEDETTI; TUCCI, 2006). A equação do número de Froude densimétrico é baseada na comparação entre a força de inércia do fluxo através do reservatório e a força gravitacional que tende a manter a estabilidade de densidade conforme estabelecido por WRE (1969).

No intuito de modelar e realizar previsões sobre os eventos de estratificação em reservatórios o número de Froude densimétrico foi utilizado por Benedetti e Tucci (2006), como indicador desta tendência em 30 reservatórios de usinas hidrelétricas de pequeno e médio porte planejadas para a bacia hidrográfica dos rios Taquari-Antas. Os processos de estratificação também foram estudados em quatro reservatórios da Bacia do Iguaçu a partir da composição de perfis de oxigênio dissolvido (OD) e temperatura, bem como do cálculo do número de Froude densimétrico e o tempo de residência, por Miranda et al. (2009). Von Sperling (2009) utilizou também o cálculo do número de Froude densimétrico como modelo para determinar a tendência à estratificação e circulação na barragem de Santo Hipólito, em Minas Gerais.

O comportamento de estratificação física, química e biológica no reservatório Rio das Pedras, localizado em São Bernardo do Campo, São Paulo foi estudado por Padial et al. (2009). Ferreira e Cunha (2013) realizaram uma simulação numérica do comportamento térmico do reservatório do Rio Verde, Paraná, por meio do desenvolvimento e da aplicação de um modelo unidimensional de transferência de

calor. Identificaram que trata-se de um lago monomítico quente, que apresenta uma circulação completa por ano e estratificação térmica nos meses mais quentes. E os resultados mostram uma boa concordância entre os valores simulados e observados

Outros estudos também realizados no Brasil como o de Cruz et al. (2015), que estudaram um reservatório localizado no Pantanal brasileiro a fim de compreender as variações sazonais na estrutura vertical da coluna de água e quantificar a importância das forças físicas, radiação, vento e tempo de retenção hidráulica nos processos de mistura na coluna de água. Souza et al. (2016) estudaram o comportamento térmico do reservatório de São Pedro utilizado para abastecimento de água, localizado na cidade de Juiz de Fora, Minas Gerais, através de modelagem matemática para avaliar a temperatura da água superficial, com base em dados meteorológicos e hidrológicos. A estratificação da coluna de água do reservatório de Poxim também foi estudada por Neves et al. (2016) a partir dos perfis verticais de temperatura, condutividade, sólidos totais dissolvidos, oxigênio dissolvido e pH.

Colombo e Mannich (2017) caracterizaram a dinâmica térmica do reservatório Vossoroça, em Tijucas do Sul, no Paraná, através de medições de temperatura na coluna de água e de variáveis meteorológicas. Os resultados dos índices físicos mostraram que a estabilidade da estratificação é pequena durante o inverno, podendo ocorrer mistura. Assim, o reservatório Vossoroça pode ser classificado como monomítico quente, em que ocorre mistura uma vez por ano.

3.3.3 Comunidade fitoplanctônica

O aumento no tempo de residência da água, e conseqüentemente a maior penetração da luz solar e disponibilidade de nutrientes, faz com que os reservatórios hidrelétricos sejam ambientes mais propícios ao desenvolvimento da comunidade fitoplanctônica (LI et al., 2013; WATANEBE et al., 2015).

A comunidade fitoplanctônica sofre variações temporais e sazonais em sua estrutura, envolvendo diferentes espécies que compõe a sua diversidade, biomassa e dominância. Esta que é diretamente influenciada por fatores físicos, químicos biológicos e antropogênicos (CALIJURI et al., 2002; WATANEBE et al., 2015).

Os reservatórios diferem em muitos aspectos dos lagos, mesmo que espécies similares ocorram em ambos, em reservatórios a comunidade fitoplanctônica é mais

influenciada a mudanças do estado trófico das águas, pois, o processo de enriquecimento das águas ocorre de maneira mais rápida nestes ecossistemas (NOGUEIRA; NEVES; NALIATO, 2012)

Em particular, estes ecossistemas represados, funcionam como reservatórios de nutrientes e, portanto, reduzem a sua transferência a jusante (MAAVARA et al., 2015; LIMA, 2015; ZARFL et al., 2015).

Assim reservatórios hidrelétricos podem, ainda, apresentar problemas como a eutrofização, devido ao acúmulo excessivo de nutrientes no ambiente aquático, gerando desequilíbrio na cadeia alimentar, aumento da biomassa algal e a diminuição do oxigênio dissolvido na água, levando a morte dos organismos e gerando má qualidade de água (MAAVARA et al., 2015).

A eutrofização em reservatórios é caracterizada pelo aumento da biomassa fitoplanctônica, constante floração de algas, principalmente algas verdes e cianobactérias, com diária migração vertical na coluna da água, delimitada pela influência da penetração vertical de luz, gases dissolvidos e nutrientes (LI et al., 2013).

Este processo pode ser acelerado pelo aumento de nutrientes como o fósforo e o nitrogênio advindos de diferentes atividades humana, como o uso do solo na bacia de drenagem. A eutrofização está diretamente relacionada a produtividade primária de um corpo hídrico. Entre as consequências conhecidas estão a rápida proliferação de algas planctônicas, e das cianobactérias, em que algumas espécies são potenciais produtoras de toxinas que em determinadas densidades podem ser consideradas um problema para a saúde pública (WATANEBE et al., 2015).

As variáveis relacionadas a qualidade da água de reservatórios refletem rapidamente na heterogeneidade espaço temporal da comunidade de algas e cianobactérias daquele corpo hídrico (RYCHTECKY; ZNACHOR, 2011).

O conhecimento sobre a dinâmica da assembleia fitoplanctônica é relevante também pelo fato do mesmo ser um eficiente indicador de alterações naturais e antrópicas em ecossistemas aquáticos. De forma que, o estudo temporal destas comunidades, mesmo de um breve período, torna possível o entendimento de importantes processos ecológicos (MOURA et al., 2007).

Assim muitos estudos relacionam a composição fitoplanctônica de lagos e reservatórios, aos fatores antrópicos do entorno, como da descarga de efluentes domésticos, agrícolas e industriais e aos fatores naturais: vento, mistura de água, penetração da luz, temperatura, nutrientes, parasitas e herbívoros, que influenciam o

fitoplâncton e assim o estado trófico destes ambientes (CALIJURI et al., 2002; MOURA et al., 2007; WATANEBE et al., 2015). Segundo Li et al. (2013), a composição da comunidade fitoplanctônica pode ser considerada um biondicador da conservação e ou/degradação do habitat.

Uma boa ferramenta para a avaliação e gestão da qualidade das águas e da sua comunidade fitoplanctônica são os índices ecológicos que utilizam dados de variáveis que influenciam e representam o comportamento dessas comunidades biológicas (LIMA et al. 2013; SERPE, 2014).

Borges, Train e Rodrigues (2008a) estudaram a comunidade fitoplanctônica do reservatório de Capivari-Cachoeira e Segredo, no Paraná. As clorofíceas foram o grupo mais representativo em ambos reservatórios. Os resultados da análise de correspondência canônica demonstraram um gradiente espaço-temporal da biomassa do fitoplâncton. As espécies presentes no reservatório de Capivari-Cachoeira foram favorecidas pela alta estabilidade da coluna da água e altos valores de fósforo. Enquanto que no reservatório de Segredo pela zona de mistura e altos teores de nitrato.

Borges, Train e Rodrigues (2008b) também estudaram a comunidade fitoplanctônica de um braço do reservatório de Rosana, Rio Grande do Sul. As clorofíceas foram também o grupo com maior riqueza, sendo que os valores de riqueza, diversidade de espécies e equitabilidade fitoplanctônica foram baixos. Estes estão associados à dominância em biomassa de uma única espécie, indicando alta complexidade na organização do fitoplâncton, baixas flutuações em sua estrutura, bem como a ocorrência de um “estado estável” durante o período de estudo

Cassol et al. (2017) estudaram os padrões espaciais e temporais do fitoplâncton associado ao clima e características limnológicas dos reservatórios de água de Ernestina e Itaúba, localizados no Rio Grande do Sul. Foram identificadas 91 espécies fitoplanctônicas em Ernestina e 130 em Itaúba. Não houve diferença significativa entre os padrões vertical e horizontal, uma vez que a comunidade respondeu às mudanças sazonais e às características específicas de cada barragem.

Adloff et al. (2018) analisaram a comunidade fitoplanctônica e a influência das variáveis abióticas, considerando o eixo longitudinal em quatro reservatórios de hidrelétricas em cascata do rio Iguaçu, Paraná, destacando a importância das cianobactérias. Os resultados mostraram que os quatro reservatórios estão sujeitos a processos de eutrofização, apresentando intensas florações de cianobactérias.

Dentre as abordagens utilizadas para classificar e estudar a comunidade fitoplanctônica os grupos funcionais baseados na morfologia (MBFG) estabelecido por Kruk et al. (2010) é uma das mais recentes e mais recomendadas. Essa classificação funcional baseia-se exclusivamente na morfologia do fitoplâncton, supondo que ela reflita diferentes habilidades de absorção de nutrientes e de luz, crescimento e mecanismos de pastejo, sedimentação e defesa. As vantagens são: sua objetividade, independência das afiliações taxonômicas e a relativa facilidade de sua aplicação à maioria das espécies para as quais as características fisiológicas são desconhecidas e não são prontamente determinadas (KRUK et al. 2010; PACHECO et al. 2010).

Segundo Kruk e Segura (2012), a morfologia captura as preferências ecológicas de grupos fitoplanctônicos e fornece valores empíricos para descrever seu modelo de habitat. Os traços morfológicos representam melhor as características ecológicas, pois estão fortemente relacionados com a aquisição de recursos, afundamento e susceptibilidade ao pastoreio.

A formação de diferentes grupos facilita as previsões da composição da comunidade e as relações com determinadas condições ambientais. Entender os fatores que regulam a dinâmica do fitoplâncton é um pré-requisito para explicar como características da espécie influenciam suas respostas ao meio ambiente (BORTOLINI et al. 2015)

Pacheco et al. (2010) analisaram as alterações sazonais das comunidades fitoplanctônicas de cinco lagos rasos subtropicais, usando grupos funcionais baseados em morfologia para agrupar as espécies. Para investigar as relações entre MBFG e variáveis ambientais, foi realizado uma análise exploratória (RDA) usando o MBFG como variável de resposta e todas as variáveis explicativas disponíveis. As diferenças na disponibilidade de recursos e na abundância de zooplâncton entre os sistemas foram relacionadas com importantes mudanças na composição e estrutura do fitoplâncton. As conclusões do estudo validam o uso da classificação funcional do fitoplâncton baseado apenas em características morfológicas para avaliar a relação entre comunidades fitoplanctônicas e variáveis ambientais em lagos de diferentes estados tróficos.

Munoz-Lopez et al. (2014) avaliaram a relação entre características morfológicas da comunidade fitoplanctônica e a variação das condições físicas e químicas no lago Tota (Boyacá, Colômbia). Por meio da Análise de Correspondência Canônica, foi estabelecida a relação entre os MBGF e as variáveis ambientais. Em

conclusão, a resposta morfológica do fitoplâncton no lago Tota é regida, principalmente, pela variabilidade de curto prazo em transparência, fósforo, azoto, dureza e condutividade elétrica, que são afetadas por mudanças sazonais.

Bortolini et al. (2015) no estudo dos dados de 2000 a 2012 de um lago de várzea na parte superior da Planície de inundação do rio Paraná, utilizaram a análise de variância para identificar diferenças significativas nos valores médios do biovolume de cada grupo morfológico entre os períodos e entre os anos. Para investigar a relação dos MBFGs com a variabilidade ambiental, foi realizada uma análise de redundância (RDA). A abordagem MBFG representou bem as tendências de biovolume de cada grupo e sua ocorrência, bem como as tendências de funcionamento, de acordo com a variabilidade ambiental.

Beamud et al. (2015) aplicaram uma abordagem combinada incluindo características taxonômicas e agrupamento funcional de espécies com base na morfologia (MBFG) (Kruk et al. 2010) e grupos funcionais de Reynolds et al. (2002) para estudar a sucessão temporal do fitoplâncton em um reservatório subtropical argentino. Classificações taxonômicas e funcionais foram coincidentes, e as espécies dominantes e grupos foram explicadas pelas mesmas variáveis. A partir dos resultados, os autores concluíram que as classificações funcionais e taxonômicas são abordagens complementares e não opostas, e seus usos específicos dependem exclusivamente do objetivo do estudo e das características do ambiente sob avaliação.

Rangel et al. (2016) aplicaram os grupos funcionais baseados em morfologia para explicar as respostas da comunidade fitoplanctônica em relação as alterações ambientais na transição de um rio-reservatório (Funil) tropical brasileiro, com história de florações de cianobactérias. Foi testada a eficácia de duas abordagens funcionais diferentes: agrupamento funcional de espécies com base na morfologia (MBFG) (Kruk et al. 2010) e grupos funcionais de Reynolds et al. (2002). Foi aplicada uma RDA para identificar a relação das condições ambientais e dos grupos. Os resultados mostraram que a classificação funcional baseada na morfologia explicou a maior proporção da variância ambiental em escalas temporais e espaciais neste ambiente. Os autores concluíram que a morfologia captura eficientemente estratégias ecológicas de cianobactérias formadoras de florações e a abordagem MBFG pode ser usada para prever e monitorar o desenvolvimento de cianobactérias em escalas temporais e espaciais.

Santana, Nabout e Ferragut (2017) avaliaram a concordância e a resposta do grupo funcional de espécies com base na morfologia (MBFG) (Kruk et al. 2010) e grupos funcionais de Reynolds et al. (2002) e variáveis ambientais em reservatórios de diferentes estados tróficos. Os testes Procrustes e Mantel evidenciaram alta concordância entre as duas abordagens, exibindo distribuição espacial e temporal similar às condições ambientais. Assim, essas classificações ecológicas demonstraram serem ferramentas complementares, além de seus graus particulares de detalhamento, para elucidar as respostas funcionais de numerosas espécies fitoplanctônicas em reservatórios tropicais estudados.

Bohnenberger et al. (2018) estudaram como diferentes abordagens funcionais do fitoplâncton responderam à variabilidade ambiental em um lago raso de grande porte, no sul do Brasil. Os resultados mostraram que o fitoplâncton foi composto principalmente por cianobactérias, seguidas por algas de tamanho médio e taxa coloniais não flagelados. A maior porcentagem de biomassa total foi contabilizada por grandes colônias mucilaginosas. A maior correlação com variáveis abióticas foi observada para a estrutura da comunidade de grupos funcionais baseados na morfologia (MBFG), embora a composição do grupo funcional do fitoplâncton sensu Reynolds et al. (2002) demonstrou ser o sistema mais eficaz na descrição da variabilidade ambiental no Lago Mangueira a longo prazo.

Lobo et al. (2018) avaliaram quais das três abordagens funcionais do fitoplâncton (grupos funcionais, grupos morfofuncionais e grupos funcionais baseados na morfologia) apresentaram a maior relação com as variações ambientais na resposta ao aumento e queda dos períodos hídricos, utilizando dados dos sete lagos no sistema da planície de inundação de Curuaí, estado do Pará, Brasil. Foi utilizada a Análise de Redundância (RDA) para avaliar a relação entre abordagens funcionais e ambientais. Os MBFGs forneceram uma classificação relativamente simples e objetiva e foram os melhores na caracterização da dinâmica do fitoplâncton na planície de inundação de Curuaí. Portanto, os autores recomendam o uso desses grupos para estudar a ecologia do fitoplâncton em lagos.

3.4 MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA

Os indicadores físicos, químicos e biológicos, que influenciam a qualidade da água, apesar de serem bem conhecidos, sofrem grandes variações espaciais e temporais, além de que o resultado das interações entre estes, é difícil de ser generalizada.

Além disso, em casos onde reservatórios são formados por vários afluentes, o monitoramento se torna ainda mais necessário e também complexo. Entretanto, seria necessário o estudo dos parâmetros de qualidade da água de cada tributário do reservatório em questão, para o controle da qualidade das suas águas, sendo evidente a importância de se monitorar ao menos a influência de cada tributário na qualidade da água do reservatório (BARRETO et al., 2007).

Assim, o estudo dos corpos hídricos à longo prazo, por meio de programas de monitoramento, se torna necessário, para a compreensão das mudanças nas variáveis bióticas e abióticas, que influenciam o comportamento destes ecossistemas (FIGUEIREDO, 2012; LIMA, 2015; TRINDADE et al., 2017).

Programas de monitoramento avaliam de forma mais representativa as variações espaço-temporais na qualidade da água causadas por fatores antropogênicos e naturais sendo um importante recurso para o conhecimento das alterações que acarretam os corpos hídricos.

Cunha et al. (2013) avaliaram os dados de monitoramento da CETESB das variáveis enquadradas na legislação CONAMA 357/05 entre os anos de 2005 e 2009 de rios e reservatórios do estado de São Paulo, a fim de investigar se as mesmas estavam em desacordo com a legislação. Foi realizada também uma análise de variância a fim de investigar as estações de amostragem e os anos. Entre 2005 e 2009, não houve melhoria significativa em relação aos resultados desconformes para algumas variáveis. Há necessidade de investimentos no tratamento de esgotos em nível terciário e de medidas para atenuar a geração de cargas difusas.

Dentre os estudos que lançaram mão de dados de monitoramentos para avaliação ambiental pode ser citado o de Arruda, Rizzi e Miranda (2015), que utilizaram os dados do monitoramento sistemático realizado pela COPEL, para o estudo da qualidade da água do reservatório da UHE Foz do Areia, localizado no estado do Paraná. Para o estudo destes dados, os autores aplicaram a análise fatorial, uma análise multivariada para auxiliar na interpretação dos dados, obtendo como resultado os principais fatores que afetam a qualidade da água da área do estudo.

Assunção, Viana e Ibrahim (2016) analisaram a qualidade da água no período de 2012 a 2015 do reservatório de UHE Emborcação, localizada no curso superior do rio Paranaíba, entre Minas Gerais e Goiás, com base nos dados secundários advindos do programa de monitoramento limnológico da Companhia Energética de Minas Gerais. Como resultado foi identificada a influência da sazonalidade e do uso e ocupação do solo e sua composição geoquímica ao entorno da bacia na qualidade da água do reservatório. Concluíram que o monitoramento sistemático destes ecossistemas e o estudo científico dos dados gerados é muito relevante, como meio de se compreender e acompanhar os processos de modificação do ambiente ao entorno da bacia.

A análise de agrupamentos, análise de discriminantes e a fatorial foram utilizadas por Li et al. (2016) para analisar as variações sazonais e espaciais dos dados de qualidade da água coletados entre 1991 a 2011 nos principais rios que fluem para o reservatório de Miyun na China. As análises demonstraram que a qualidade da água poderia ser dividida em três grupos interanuais e dois sazonais. Os resultados indicaram também a importância do controle das atividades do entorno que interferem na qualidade da água.

Melo et al. (2017) estudaram, a partir de dados de monitoramento coletados entre 2005 e 2013, o reservatório de Jacuzinho, no nordeste no Brasil. A utilização de técnicas de análise estatística multivariada, sendo elas, análise fatorial, de agrupamentos e de componentes principais, possibilitou compreender que os parâmetros relacionados a qualidade da água deste reservatório são muito influenciados pela chuva, apresentando um período anual sazonal, padrão que pode ser usado como referência aos estudos comportamentais deste reservatório.

Trindade et al. (2017) analisaram os dados de monitoramento da qualidade das águas superficiais da porção mineira da bacia do rio São Francisco, obtidos pelo monitoramento do Programa Águas de Minas, para identificação e avaliação espaço-temporal da sub-bacia mais impactada. Para esta análise os autores utilizaram técnicas de estatística multivariada. Os resultados demonstram as características intrínsecas de cada sub-bacia avaliada, evidenciando os principais fatores que caracterizam cada uma, além da indicação dos aspectos que merecem mais atenção para a manutenção ou melhoria da qualidade da água.

Pinto et al. (2017) estudaram as tendências temporais das cargas e concentrações de qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Verde, no período

de 2008 a 2014. A análise das séries temporais foi realizada a partir do teste de correlação de Spearman, teste de Kruskal-Wallis para verificação de diferenças significativas entre as estações do ano e os testes de Mann-Kendall e Sazonal Mann-Kendall para análises de tendência temporal. As análises indicaram diferenças entre a distribuição espacial da carga e da concentração para a maioria dos parâmetros avaliados neste estudo.

Alves et al. (2018a) avaliaram a eficiência da rede de monitoramento de qualidade da água do rio Sergipe utilizando as análises de componentes principais e agrupamentos hierárquicos. As análises multivariadas foram uma importante ferramenta para a identificação dos parâmetros mais significativos para a rede de monitoramento e também quais os fatores que estão influenciando as estações de monitoramento.

Calazans et al. (2018) avaliaram os dados de 2008 a 2013 da rede de monitoramento da qualidade da água de águas doces superficiais na bacia do rio Paraopeba (Minas Gerais, Brasil), utilizando métodos estatísticos multivariados. A descarga de esgoto doméstico e de efluentes industriais, são as principais fontes de poluição responsáveis pela deterioração da qualidade da água superficial nesta bacia. Os autores concluíram que as análises multivariadas foram eficientes para avaliar a adequação da rede de monitoramento da qualidade da água da bacia do rio Paraopeba e podem ser utilizadas em outras bacias hidrográficas.

Como condicionantes de licenciamentos ambientais, programas de monitoramento auxiliam na avaliação da evolução da qualidade da água e do seu entorno, pois, o entendimento das variáveis que influenciam na qualidade dos recursos hídricos é imprescindível, pelo fato dos ambientes aquáticos serem o reflexo das ações que ocorrem em seu entorno, tornando possível a análise dos efeitos das atividades antrópicas e naturais (TUNDISI; TUNDISI, 2008).

3.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA

3.5.1 Análise estatística descritiva

Como ambientes aquáticos são sistemas complexos e altamente dinâmicos, sua análise inclui inúmeras variáveis indicadoras de qualidade de água. A utilização de ferramentas estatísticas pode auxiliar no tratamento destes dados, agrupando e resumindo informações em conjuntos menores, de modo a facilitar sua interpretação (FIGUEIREDO, 2012; ARRUDA; RIZZI; MIRANDA, 2015).

Em especial, a estatística descritiva aplica técnicas para descrever e sintetizar um conjunto de dados. Com a aplicação destas técnicas é possível identificar a variação dos valores, organizar e descrever os dados, utilizando tabelas, gráficos e medidas de dispersão e de variabilidade (GUEDES et al., 2010). As medidas de dispersão incluem: média, mediana e moda, enquanto as medidas de variabilidade incluem desvio padrão, variância, valor máximo e mínimo. A interpretação dos dados pode ser feita por meio de gráficos, como os de barras e de caixa, também conhecidos como *Box Plot* (GUEDES et al., 2010; TRINDADE et al., 2017).

3.5.2 Análise estatística multivariada

As técnicas de análise multivariada são métodos estatísticos que analisam simultaneamente múltiplas medidas em cada objeto de investigação (HAIR et al., 2009). Estas técnicas vêm sendo aplicadas em trabalhos que envolvem extensas matrizes de dados, por facilitar a interpretação destes dados, por meio de diversas técnicas, como a construção de variáveis alternativas que sintetizam as informações originais, a construção de grupos de elementos amostrais similares, possibilitando a identificação de padrões e tendências nos dados, técnicas que investigam a inter-relação e dependência entre as variáveis (FRANÇA, 2009).

No caso da avaliação da qualidade de água de rios e reservatórios, pela complexidade dos dados relacionada à grande quantidade de amostragens e variáveis e a interpretação de suas futuras relações, a aplicação de técnicas de estatística multivariada é frequente (PEJMAN et al., 2009; SIECIECHOWICZ et al., 2011; FIGUEIREDO, 2012; TRINDADE et al., 2017).

As análises de estatística multivariada são as mais adequadas para estudos de séries históricas, por serem ferramentas que facilitam as interpretações das relações espaciais e temporais das variáveis relacionadas ao objeto de estudo, como por exemplo, a influência antrópica e da sazonalidade em certo corpo hídrico (PEJMAN et al., 2009; FIGUEIREDO, 2012).

Para a análise de dados históricos de monitoramento da qualidade da água, a análise fatorial com a plotagem dos eixos, é utilizada para o estudo das variações espaciais e temporais dos dados, de maneira que se extraíam informações de similaridade e diferenças entre períodos e locais monitorados (SANTANA et al., 2017; TRINDADE et al., 2017).

Com o objetivo de reduzir a dimensão dos dados formados por um grande número de variáveis, e a melhor compreensão da relação destas variáveis, a análise Fatorial é muito aplicada nos estudos limnológicos (MINGOTTI, 2005; HAIR et al., 2009). Esta análise vem sendo frequentemente aplicada em estudos relacionados ao meio ambiente que contem grandes séries de dados. Bem como dados de monitoramento de corpos hídricos para o estudo espacial e temporal da qualidade da água (PEJMAN et al., 2009).

A AF reduz a dimensionalidade das informações originais, selecionando fatores latentes, não correlacionados, que possam expressar as interdependências ou a variância comum das variáveis originais. Com isso essa técnica procura identificar os processos latentes que poderiam produzir as interrelações das variáveis (BETARELLI-JUNIOR, 2016).

Segundo Siecechowicz et al. (2011), as variáveis são agrupadas de acordo com suas correlações, sendo que as que estão dentro de um grupo particular são fortemente correlacionadas entre si, e menos correlacionadas com as que pertencem a outro grupo. Esta redução ocorre uma vez que os fatores retidos pela análise fatorial representam as dimensões latentes (construtos) que resumem ou explicam o conjunto de variáveis observadas (SIECIECHOWICZ et al., 2011). Ao diminuir os conjuntos, a análise fatorial expressa os dados em um número menor de conceitos do que os individuais originais (HAIR et al., 2009).

Entre esses trabalhos, podem ser citados o de Varol et al. (2012) que aplicaram diferentes análises multivariadas para avaliar as variações espaço temporais dos dados de monitoramento de reservatórios da bacia do rio Tigris. Destacando a aplicação destas técnicas para a avaliação e interpretação de conjuntos complexos de dados de qualidade da água.

Viana et al. (2013), por meio da análise fatorial, determinaram os parâmetros de qualidade de água mais importantes em cada estação de monitoramento em uma sub-bacia da bacia do Paraíba.

O reservatório Orós, no Ceará, foi estudado de forma espaço temporal, por Lopes et al. (2014), a partir das análises de componentes principais e de agrupamentos. Como resultados a análise de componentes principais promoveu a redução das variáveis e a identificação dos processos que mais influenciam as águas deste reservatório. E a análise de agrupamentos a redução dos pontos de monitoramento.

A represa Billings, maior reservatório de água da região metropolitana de São Paulo, foi estudada por Cardoso-Silva et al. (2014), a partir das análises estatísticas multivariadas. As análises forneceram a nítida separação dos braços formadores da Represa Billings. Este resultado ocorreu principalmente devido à sua conformação dendrítica, associada às atividades antrópicas, sendo crucial reduzir a carga de nutrientes que aportam nesse ecossistema.

Souza, Bertossi e Lastoria (2015) também utilizaram as técnicas de análise estatísticas, para estudar de forma temporal e espacial a qualidade das águas superficiais do Córrego Bandeira, Mato Grosso do Sul. A aplicação destas análises estatísticas demonstrou a influência do conjunto de variáveis físicas e químicas na qualidade da água, bem como da sazonalidade.

Neves et al. (2015) utilizaram as análises de componentes principais e agrupamentos para estudar a qualidade da água do reservatório Jaime Umbelino, localizado em Sergipe, após seu enchimento. As análises demonstraram que as principais diferenças entre a qualidade da água do reservatório estão relacionadas ao período de enchimento, pois as diferenças mais significativas nas variáveis ocorreram nos períodos chuvoso de 2013 e seco de 2014, períodos subsequentes ao enchimento do reservatório.

Bortoletto et al. (2015) avaliaram a qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Pirapó, Paraná, a partir da aplicação da análise fatorial e de componentes principais nos parâmetros de qualidade da água monitorados. A análise fatorial indicou a influência da sazonalidade e do escoamento superficial na água. Enquanto a ACP indicou a redução de 9 para 5 pontos de amostragem, o que implica redução de custos associados ao monitoramento.

Carvalho et al. (2015) avaliaram a influência da área urbana na qualidade da água da bacia do rio Mourão, Paraná. Os dados coletados foram analisados com estatística descritiva, comparando as medidas de tendência central e dispersão, por análise de variância (ANOVA) e o teste de Tukey foi usado para comparar as médias.

A má qualidade da água dos rios da bacia apresenta um cenário preocupante para a região, já que esse rio é a principal fonte de abastecimento de água para o sistema público.

Rocha e Pereira (2016) utilizaram análises multivariadas, entre elas a análise fatorial para a seleção dos parâmetros mais relevantes para o monitoramento da represa Dr. João Penido, Minas Gerais. Com o resultado das análises foi possível eliminar cinco parâmetros que não apresentaram variância do programa de monitoramento.

Yamamoto et al. (2016) em seu estudo no rio Iguaçu a partir da análise fatorial e de componentes principais, identificaram a presença de produtos químicos perigosos nos cinco reservatórios do rio Iguaçu, sua bioacumulação no músculo dos peixes e as respostas biológicas mostraram os impactos das atividades humanas nessa área.

Arruda, Knopik e Sottomaior (2017) utilizaram a análise fatorial para avaliar a qualidade de água do Rio Tibagi, localizado no estado do Paraná, antes da construção da usina hidrelétrica de Mauá. De forma geral, os fatores retidos demonstraram a influência antrópica no recurso hídrico.

Medeiros et al. (2017) avaliaram a qualidade da água, as cargas poluidoras e o efeito de descargas de esgoto não tratadas em riachos da bacia do rio Piracicaba, Sudeste do Brasil. A partir da aplicação da carga de poluentes, de análises estatísticas descritivas e PCA os resultados revelaram a degradação química e biológica dos recursos hídricos e a vulnerabilidade dos córregos urbanos devido à liberação de esgoto não tratado nos cursos d'água

Abreu e Cunha (2017) em seu estudo quantificaram a variabilidade espacial-temporal de 20 parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da qualidade da água no Baixo Rio Jari, Amapá. Para isso os autores utilizaram a análise de agrupamentos e o teste de Kruskal-Wallis. Os mesmos mostraram que o único parâmetro que variou espacialmente foi o oxigênio dissolvido, devido à forte influência da reaeração no trecho. Por outro lado, os demais parâmetros apresentaram apenas variação temporal significativa.

Cinco rios da bacia do rio Paraná foram estudados por Barros et al. (2017). Foram aplicados os testes não paramétricos de Kruskal-Wallis seguido pelo teste de comparação múltipla de Dunn e a análise de componentes principais foi realizada para biomarcadores e parâmetros físicos e químicos. Os resultados permitiram a

classificação dos cinco locais em termos de impacto ambiental e revelou que os rios Xambrê e Pinhalzinhos apresentaram uma qualidade de água particularmente baixa.

Santana et al. (2017) estudaram por meio da PCA e análise de variância as variações limnológicas em um gradiente longitudinal do rio Paraná. Os resultados demonstram o incremento nas concentrações de nitrogênio e fósforo ao longo do gradiente longitudinal do rio Paraná, com redução na transparência da água à medida que os tributários se conectavam com a calha do rio Paraná. Nos pontos mais distantes da barragem de Porto Primavera, observaram-se valores de nutrientes próximos aqueles reportados antes da construção dessa barragem.

Alves et al. (2018b) avaliaram a qualidade da água da Bacia do Rio Pardo sob uma abordagem multivariada utilizando parâmetros limnológicos, concentrações de metais e bactérias. Em geral, os resultados sugerem a influência da chuva, possíveis descargas de esgoto no curso d'água e a entrada de matéria orgânica em alguns pontos de amostragem em ambas as estações, além da ausência de mata ciliar em grande parte do rio Pardo.

Wrublack et al. (2018) avaliaram os dados de 2012 a 2013 do monitoramento da qualidade da água na microbacia hidrográfica do rio Lontras, na região sudoeste do Estado do Paraná, a partir de sistemas de informação geográfica (SIG) e estatísticas multivariadas. As técnicas estatísticas agregadas aos produtos resultantes do SIG contribuíram para um melhor entendimento da variação da qualidade da água na microbacia.

O conjunto de dados resultante de um programa de monitoramento realizado durante um período de 2013 e 2015 no rio dos Sinos, localizado sul do Brasil foi estudado por Alves et al. (2018c) a partir de técnicas de estatística multivariada. Os resultados demonstram a contribuição proporcionada pelo uso de técnicas estatísticas integradas na interpretação e compreensão de grandes conjuntos de dados de qualidade da água, mostrando também que esta abordagem pode ser utilizada como uma metodologia eficiente para otimizar indicadores para avaliação da qualidade da água.

4 METODOLOGIA

4.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo abrange o reservatório da usina hidrelétrica Governador Pedro Viriato Parigot de Souza (também conhecida como UHE Capivari-Cachoeira), o rio Capivari e o rio dos Patos, a montante do reservatório, bem como o rio Cachoeira, onde ocorre a restituição da água turbinada, a jusante do reservatório (LACTEC, 2016).

A usina entrou em operação oficialmente em 1971, sendo a maior central subterrânea do sul do país (COPEL, 2016). A casa de máquina da usina está localizada no município de Antonina, e o reservatório nos municípios de Bocaiúva do Sul e Campina Grande do Sul, no estado do Paraná. Atualmente a usina apresenta potência efetiva de 260 MW, que abastece todos os municípios do litoral do Paraná e parte de Curitiba (COPEL, 2016; LACTEC, 2016).

Para a construção da UHE Capivari-Cachoeira foi realizada uma transposição entre a bacia do Ribeira, onde o rio Capivari, localizado no primeiro planalto paranaense, foi represado, para o rio Cachoeira localizado na bacia Litorânea. A transposição de águas ocorre por meio de um túnel de adução escavado no interior da Serra do Mar até a casa da força instalada a um desnível de 740 metros em relação ao ponto de captação no rio Capivari (COPEL, 2016; LACTEC, 2016).

4.2 ESTAÇÕES DE AMOSTRAGEM DOS DADOS DE MONITORAMENTO LIMNOLÓGICO

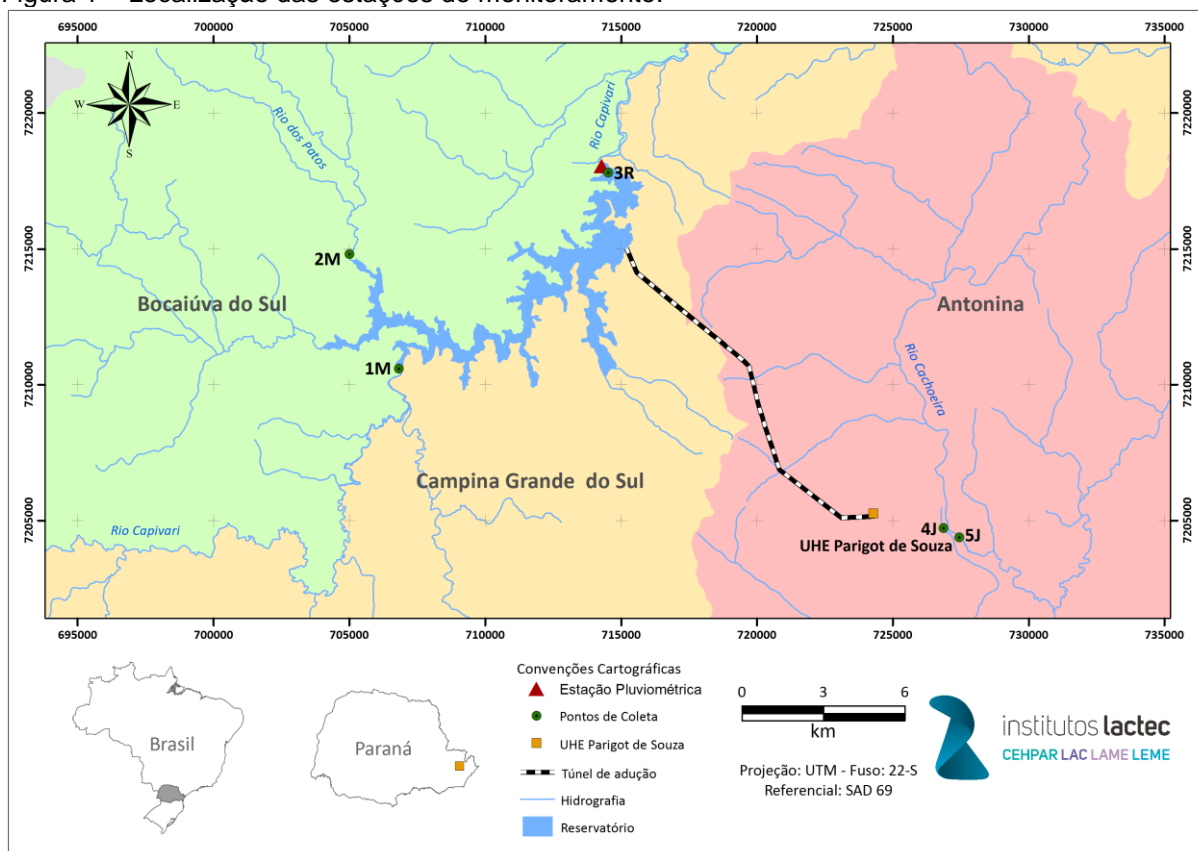
Os dados de monitoramento limnológico da região de estudo foram advindos do programa de automonitoramento do empreendimento, realizado pela COPEL. Estes dados foram coletados trimestralmente, entre os anos de 2005 e 2016, cinco estações de amostragem foram estabelecidas neste programa de monitoramento, conforme a Tabela 1 e a Figura 1. As estações de amostragem estão ilustradas na Figura 2.

Tabela 1 – Estações de amostragem

Estação	Localização	Coordenadas UTM	
		E	N
1M	Rio Capivari, a montante do reservatório, próximo à área da Imobiliária 2000	706826	7210590
2M	Rio dos Patos, na entrada do reservatório	705013	7214803
3R	Reservatório da UHE Capivari-Cachoeira, próximo à barragem e descarregador de fundo	714528	7217796
4J	Canal de restituição, a jusante da usina, na ponte para Antonina	726862	7204728
5J	Rio Cachoeira, a jusante do canal de restituição, na ponte da Vila Cachoeira	727444	7204380

Fonte: LACTEC, 2016.

Figura 1 – Localização das estações de monitoramento.

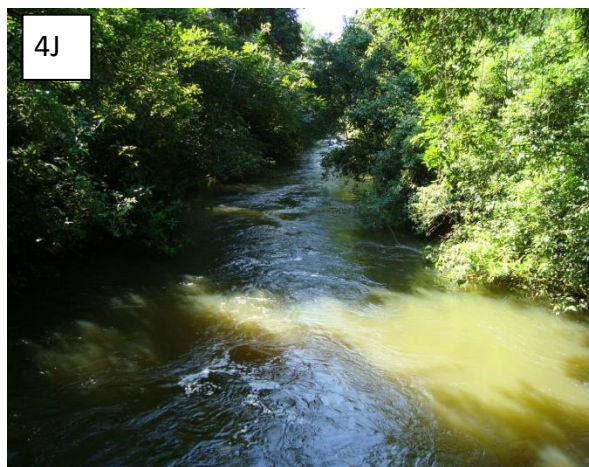


Fonte: LACTEC, 2016.

A metodologia utilizada para a coleta foi a do método da amostra do tipo “simples” estabelecido por Santos et al. (2001), bem como com base em dados coletados em campo, no momento da amostragem (dados registrados em fichas de campo). Após a coleta as amostras foram acondicionadas em caixas térmicas e encaminhadas para os laboratórios responsáveis pelas análises. Os procedimentos

laboratoriais seguiram literatura técnica específica (APHA, 1998; APHA, 2005) e normas da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), NBR-9898, NBR-126-14 (ABNT, 1987; 1992).

Figura 2 – Estações de amostragem da área de estudo.

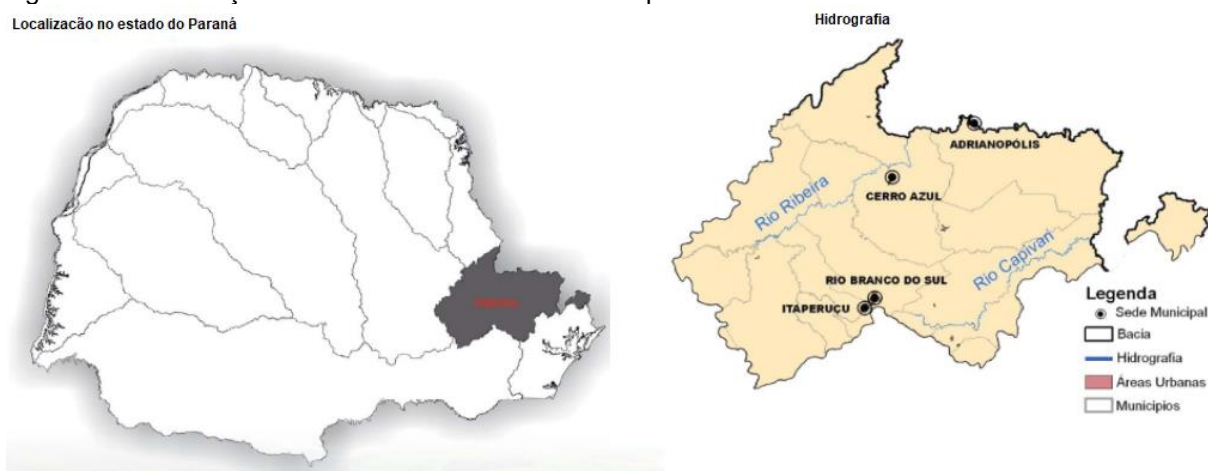


Fonte: Fotos César Dal Bosco – Equipe de Campo COPEL.

O rio Capivari, barrado para a formação do reservatório, onde está localizada a estação de amostragem 1M (Tabela 1), está inserido na bacia hidrográfica do Ribeira, na sub-bacia do rio Capivari (Figura 3). Esta bacia localiza-se na parte norte do primeiro planalto paranaense, possui uma área total de 9.736 Km² cerca de 5% da área do estado. A bacia do Ribeira possui uma população urbana de 126.124 habitantes e o índice de atendimento para abastecimento público de água é de 95%. Já o índice de atendimento de coleta de efluentes domésticos em torno de 23% (SEMA, 2013).

De acordo com a Sema (2013), em regiões rurais da bacia há uma grande vulnerabilidade de contaminação e em áreas urbanas, a baixa infraestrutura de esgotos e drenagem, juntamente com a predominância dos lixões como destino final dos resíduos sólidos domésticos são os principais potenciais contaminantes da bacia.

Figura 3 – Localização da bacia do Ribeira e do rio Capivari no estado do Paraná.



Fonte: Adaptado de Sema (2013).

O rio Capivari nasce na região oeste de Bocaiúva do Sul, na divisa com Colombo e Rio Branco do Sul, e desenvolve-se no sentido oeste-leste até a formação do reservatório. Na sub-bacia do Capivari, há um grande adensamento populacional, ocorrendo a formação de uma mancha urbana que conecta a sede municipal de Campina Grande do Sul, o setor industrial e a sede municipal de Quatro Barras (MIRANDA et al., 2010).

O rio Capivari encontra-se no plano de expansão dos mananciais que abastecem Curitiba, visando uso futuro, devido a sua localização próxima aos centros urbanos e a grande vazão disponível (17,1 m³/s) (SANEPAR, 2013).

O rio dos Patos onde está localizada a estação de amostragem 2M, ilustrada na Figura 2, encontra-se também a montante do reservatório da UHE Capivari-Cachoeira. Este corpo hídrico também está inserido na bacia hidrográfica do Ribeira na sub-bacia do rio dos Patos (MIRANDA et al. 2010).

Segundo Miranda et al. (2010), o rio dos Patos é um dos principais afluentes do rio Capivari, tem sua nascente no nordeste do município de Bocaiúva do Sul. Verifica-se a característica predominantemente rural da região, com atividades agropecuárias, com criação de animais significativa. Em Bocaiúva do Sul, até 2014, ainda não havia implantação de um sistema de coleta e tratamento de esgotos. A partir de 2014 começou a implantação do sistema de esgotamento sanitário, com a construção da ETE Tapera Bocaiúva e a execução de rede de esgoto (SANEPAR, 2014).

A estação de amostragem 3R está localizada no reservatório da UHE Capivari-Cachoeira, próxima a barragem. O reservatório possui uma área de aproximadamente 13,1 km², com um volume total de 178 milhões de m³ e área de drenagem do reservatório de 1.200 km². O reservatório também está localizado na bacia do Ribeira (Figura 3). Na Tabela 2 são apresentados os dados hidráulicos e operacionais do reservatório de Capivari-Cachoeira (LACTEC, 2016).

Tabela 2 – Dados hidráulicos e operacionais do reservatório da UHE Capivari- Cachoeira.

Característica	Reservatório UHE Capivari-Cachoeira
Altitude próximo à barragem (m)	837,50
Vazão média de longo período(m ³ .s ⁻¹)	19,40
Volume (hm ³)	186,00
Área de inundação (km ²)	13,20
Comprimento (km)	21,25
Profundidade média (m)	13,60
Profundidade máxima (m)	45,00

Fonte: COPEL/DGT/SPO/DRHI (comunicação pessoal).

A estação de amostragem 4J está localizada a jusante da usina hidrelétrica, no canal de restituição da água turbinada, já inserida na bacia Litorânea devido a transposição de bacias realizada pelo túnel de adução. A estação 5J localizada no rio Cachoeira onde ocorre a restituição da água turbinada pela UHE Capivari-Cachoeira, está inserida na bacia Litorânea (Figura 4) (SEMA, 2013). De acordo com a Sema

(2013), a usina utiliza águas do Rio Capivari (reservatório Capivari-Cachoeira) que integra a bacia do Rio Ribeira caracterizando, portanto, uma transposição de bacias (Ribeira para a Litorânea).

Com relação ao uso do solo na bacia Litorânea, em Paranaguá e Antonina situam-se os principais portos do estado. Além disto, a agropecuária é pouco desenvolvida, bem como as atividades industriais. De acordo com a Sema (2013), a bacia Litorânea possui uma população urbana de 238.134 habitantes e o índice de atendimento para abastecimento público de água é de 98%. Já o índice de atendimento de coleta de efluentes domésticos fica em torno de 48%.

Figura 4 – Localização da bacia Litorânea e do rio Cachoeira no estado do Paraná.

Localização no estado do Paraná



Fonte: Adaptado de SEMA (2013).

Segundo Gama (2009), o rio Cachoeira está localizado na porção centro-norte da planície litorânea do Estado do Paraná, nascendo na serra, no município de Antonina e desemboca no Oceano Atlântico, na baía de Antonina.

De acordo com Assis (2012), a bacia do rio Cachoeira tem como principal forma de vegetação a agricultura, mas ainda possui trechos de floresta preservada, ocorrendo também algumas atividades de pecuária no entorno.

4.3 ANÁLISE DOS DADOS DE MONITORAMENTO LIMNOLÓGICO

O conjunto de dados das variáveis limnológicas analisadas, composto pelos eventos de amostragem em cada estação de monitoramento, foi tabelado em planilhas eletrônicas no *software* Microsoft Excel (MICROSOFT, 2013) para organização e pré-tratamento das informações, a fim de buscar eventuais erros de digitação ou laboratoriais, ou ainda, falhas nas séries de dados. Após a consolidação do banco de dados, a avaliação dos dados de monitoramento limnológico foi embasada nas análises estatísticas.

As variáveis selecionadas para o presente estudo foram: temperatura da água (°C), transparência da água (m), oxigênio dissolvido (OD) (mg L^{-1}), pH, condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$), fósforo total (PT) (mg L^{-1}), nitrogênio total (NT) (mg L^{-1}), sólidos totais (ST) (mg L^{-1}), turbidez (NTU), coliformes termotolerantes (NMP 100mL^{-1}) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) (mg L^{-1}).

Dentre as variáveis selecionadas para o estudo, temperatura da água e oxigênio dissolvido foram medidas em campo, por meio de uma sonda multiparamétrica e a transparência da água pelo disco de Secchi. As demais variáveis e suas respectivas análises laboratoriais estão representadas na Tabela 3.

Tabela 3 – Lista de variáveis selecionadas para o estudo com metodologia de análise laboratorial.

Variável	Unidade	Metodologia	Referência	Limite de detecção
DBO	mg L^{-1}	Método 5210 NBR 12614	APHA, 2005. ABNT, 1992.	$1,0 \text{ mg L}^{-1}$
Condutividade	$\mu\text{S cm}^{-1}$	Método 2510 B	APHA, 1998.	-
Coliformes Termotolerantes	$\text{NMP } 100\text{mL}^{-1}$	Método 9221: parte 9000 Método 9223: parte 9000	APHA, 2005. APHA, 2005.	$<1,8\text{NMP } 100\text{mL}^{-1}$ $< 1,0 \text{ NMP } 100\text{mL}^{-1}$
Fósforo Total	mg L^{-1}	Método 4500-PD	APHA, 1998.	$< 0,01 \text{ mg L}^{-1}$
Nitrogênio Total	mg L^{-1}	Método 4500-Norg A e B	APHA, 2005.	$1,0 \text{ mg L}^{-1}$
pH	-	Método 4500H+ B	APHA, 2005.	-
Sólidos Totais	mg L^{-1}	Método 2540 E	APHA, 1998.	$< 200 \text{ mg L}^{-1}$
Turbidez	NTU	Método 2130 B	APHA, 1998.	-

Fonte: Adaptado de Lactec (2016).

4.3.1 Análise espaço-temporal

A fim de ilustrar o comportamento das variáveis, foi realizada estatística descritiva para cada variável estudada por estação de monitoramento, com os

cálculos de média, mediana, desvio padrão, valor mínimo e valor máximo. Em seguida, no intuito de auxiliar a análise dos dados, foram confeccionados gráficos de *Box Plot* para cada variável, por estação de monitoramento, por meio do software STATISTICA versão 11 (STATSOFT, 2012). Os dados foram então preparados para avaliação da estatística multivariada, visando analisar simultaneamente as variáveis e as unidades amostrais da área de estudo (MINGOTTI, 2005; HAIR et al., 2009).

4.3.1.1 Adequação dos dados à análise fatorial

Para eliminar os efeitos produzidos pelas diferentes escalas e unidades, transformaram-se os dados com exceção do pH, por $\log(x+1)$, onde x é o valor a ser transformado e a adição de 1 assegura que não se obtenha um logaritmo de 0, que não existe. A transformação dos dados é recomendada, pois melhora sensivelmente o poder de recuperação de padrões em análises multivariadas (THORNE; WILLIAMS; CAO, 1999; MELO; HEPP, 2008).

Para a aplicação da análise fatorial, foi necessário realizar um estudo prévio dos dados, a fim de verificar se os mesmos estavam adequados para a aplicação desta técnica.

Com o auxílio do *software SPSS* (IBM, 2013), foi realizado o cálculo da medida de adequação da amostra (MSA) aplicado ao modelo Kaiser-Meyer-Olkin (KMO). O resultado do valor de MSA no modelo KMO, mostra a proporção da variância que as variáveis apresentam em virtude de fatores comuns. Para que a aplicação da análise fatorial possa ser considerada adequada para o tratamento dos dados, o resultado deve ser superior a 0,5 (FRANÇA, 2009; HAIR et al., 2009).

Foi aplicado também um teste de esfericidade de Bartlett a partir do *software SPSS*. O teste de esfericidade de Bartlett indica se a matriz dos dados apresenta correlações significantes entre as variáveis, assim o resultado precisa ser inferior a 0,05, para os dados serem adequados na aplicação da análise fatorial (HAIR et al., 2009).

Diversos autores sugerem também o estudo da matriz anti-imagem, que representa o poder de explicação dos fatores em cada uma das variáveis analisadas, apresentando os valores de MSA para cada variável presente na amostra (HAIR et al., 2009; FRANÇA, 2009; ARRUDA; RIZZI; MIRANDA, 2015; FÁVERO; BELFIORE, 2015; BETARELLI-JUNIOR, 2016).

Desta forma, no intuito de realizar um ajuste mais adequado ao modelo fatorial, foi analisada a medida de adequação de amostra (MSA) individual de cada variável, por meio da matriz de correlações anti-imagem, a fim de se identificar os valores das variáveis e excluir aquelas em que o MSA fosse menor que 0,5. A diagonal principal da matriz anti-imagem gerada como *output* pelo *software SPSS* fornece os valores de MSA.

Primeiramente foi eliminada a variável com o menor MSA e então foi recalculada a análise fatorial. Esse processo de eliminar a variável com o menor MSA e recalcular a análise foi realizado até que todas as variáveis tivessem um valor aceitável, acima de 0,5. Uma vez que as variáveis individuais atingiram um nível aceitável, o MSA geral foi calculado e a partir disto, iniciou-se uma nova rodada da análise fatorial deste conjunto de variáveis mais reduzido (HAIR et al., 2009; ARRUDA; RIZZI; MIRANDA, 2015).

Após a avaliação inicial dos dados, os conjuntos com maior MSA foram tratados por análise fatorial.

4.3.1.2 Análise fatorial aplicada aos dados de todas as estações de amostragem

A análise fatorial foi aplicada aos dados de todas as estações de amostragem em conjunto, a fim de detectar possíveis padrões nas variáveis limnológicas e identificar características espaciais e temporais entre os corpos hídricos estudados. Com o objetivo de identificar também as influências das principais variáveis relacionadas tanto a atividades antrópicas e naturais sobre a qualidade da água.

A AF atribuí um escore (quantificação) a fatores, que não são diretamente observáveis. Este novo escore é uma representação parcimoniosa da informação presente nas diferentes variáveis e resumi esta informação em um número reduzido de fatores não diretamente observáveis (FÁVERO; BELFIORE, 2015). Para isso a AF identifica os fatores que melhor resumem o conjunto de dados, tais fatores formam novas variáveis. Assim a AF agrupa variáveis estudadas a partir de características em comum, identificando o padrão de correlações entre elas e gerando um número menor de novas variáveis latentes (não observáveis) (FRANÇA, 2009; ARRUDA; RIZZI; MIRANDA, 2015).

Após a avaliação inicial dos dados, a análise fatorial propriamente dita foi aplicada, utilizando o *software SPSS*. A extração dos fatores ocorreu pelo método de

componentes principais, objetivando resumir a maior parte da informação original a um número mínimo de fatores. Os fatores são extraídos na ordem de sua importância: o fator 1 tende a ser um fator geral e explica a quantia maior da variância dos dados. O segundo fator e os seguintes são então baseados na quantia residual de variância (HAIR et al., 2009).

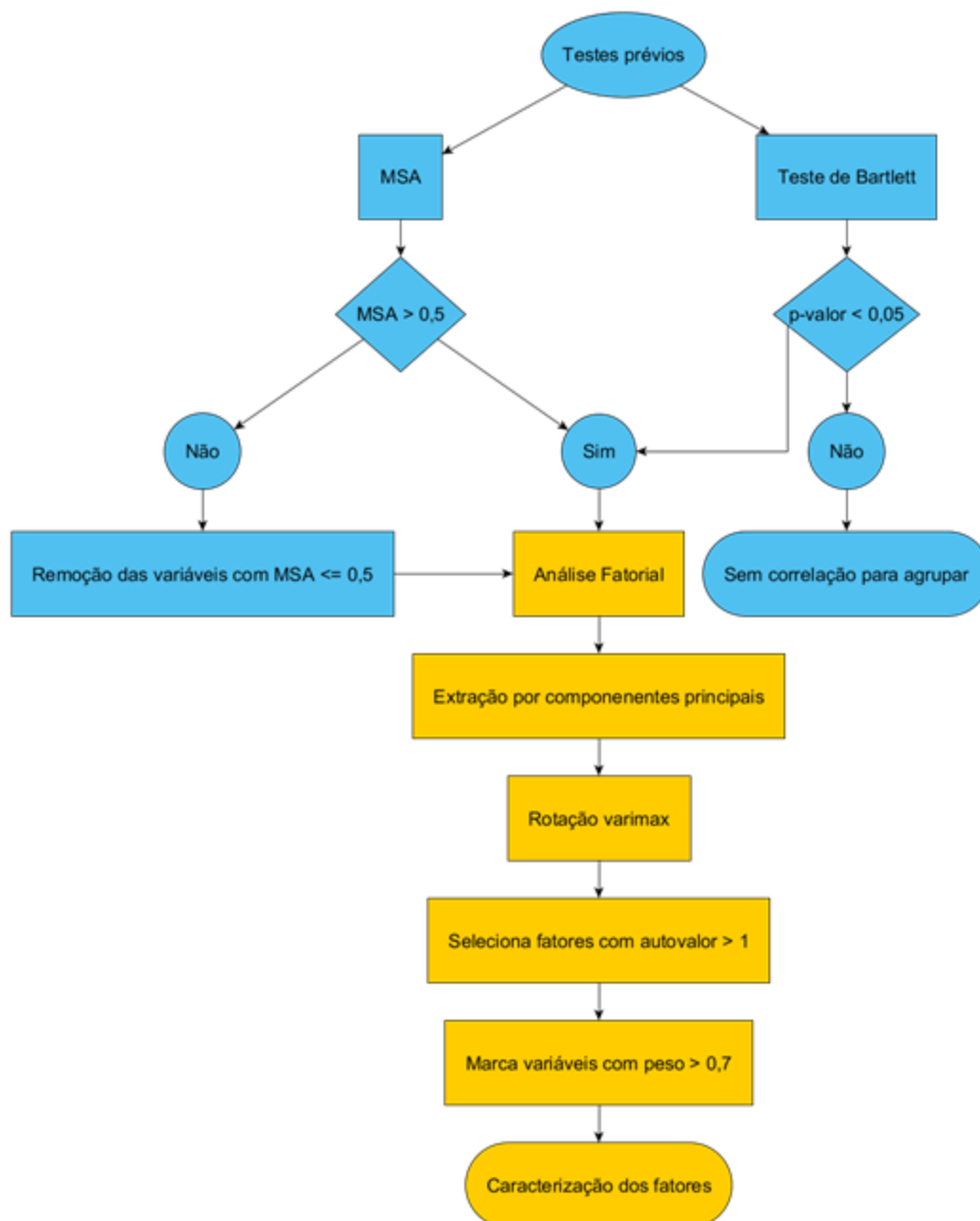
A transformação ortogonal foi utilizada visando facilitar a interpretação dos fatores que compuseram a matriz. A rotação Varimax foi aplicada, distribuindo as cargas dos fatores de forma que se obteve pesos altos para cada variável em um único fator e pesos baixos ou moderados nos demais fatores. Assim, um menor número de fatores se torna responsável por aproximadamente a mesma quantidade de informação que um conjunto muito maior de informações originais (FRANÇA, 2009; ROCHA; PEREIRA, 2016).

O método da raiz latente, estabelecido por Kaiser (1958) foi utilizado para a seleção dos fatores, em que todos os fatores com autovalores superiores a 1 foram considerados significantes. Os autovalores indicam a importância relativa de cada fator na explicação da variância associada ao conjunto de variáveis analisado (HAIR et al., 2009).

Para a caracterização dos fatores, foram consideradas as variáveis de qualidade de água com peso absoluto superiores ou igual a 0,70, pois segundo Hair et al. (2009), estas são consideradas indicativas de estruturas bem definidas e são a meta de qualquer análise fatorial.

Para a aplicação da AF foi utilizado o *software* SPSS (IBM, 2013). O *software* Statistica 10 (STATSOFT INC, 2012) e R Studio (R CORE TEAM, 2015) foram utilizados para a plotagem dos gráficos. A Figura 5 ilustra as etapas seguidas para a realização da análise fatorial.

Figura 5 - Fluxograma das etapas para a realização da análise fatorial.



Fonte: O Autor (2018).

Os fatores considerados significantes pela AF foram analisados e plotados (VEGA et al. 1998; ZHANG et al. 2010; SANTANA et al. 2017). O gráfico de escores representa os escores do segundo fator versus os escores do primeiro fator. Os escores dos fatores são calculados multiplicando os coeficientes dos escores dos fatores (o peso relativo de cada variável no fator) pelos dados após eles terem sido

escalados e centralizados subtraindo-se as médias. Então, os escores são as realizações das variáveis originais no modelo selecionado, podendo ser utilizados para classificar as observações em relação às interpretações práticas de cada fator (FÁVERO; BELFIORE, 2015; MINITAB, 2017).

Os gráficos de cargas fatoriais representam os coeficientes de cada variável para o primeiro fator versus os coeficientes para o segundo fator. O gráfico de cargas fatoriais ilustra quais variáveis têm o maior efeito em cada fator. As cargas fatoriais podem variar de -1 a 1. As cargas fatoriais próximas de -1 ou 1 indicam que a variável influencia fortemente o fator (MINITAB, 2017).

4.3.1.3 Teste de Kruskal-Wallis

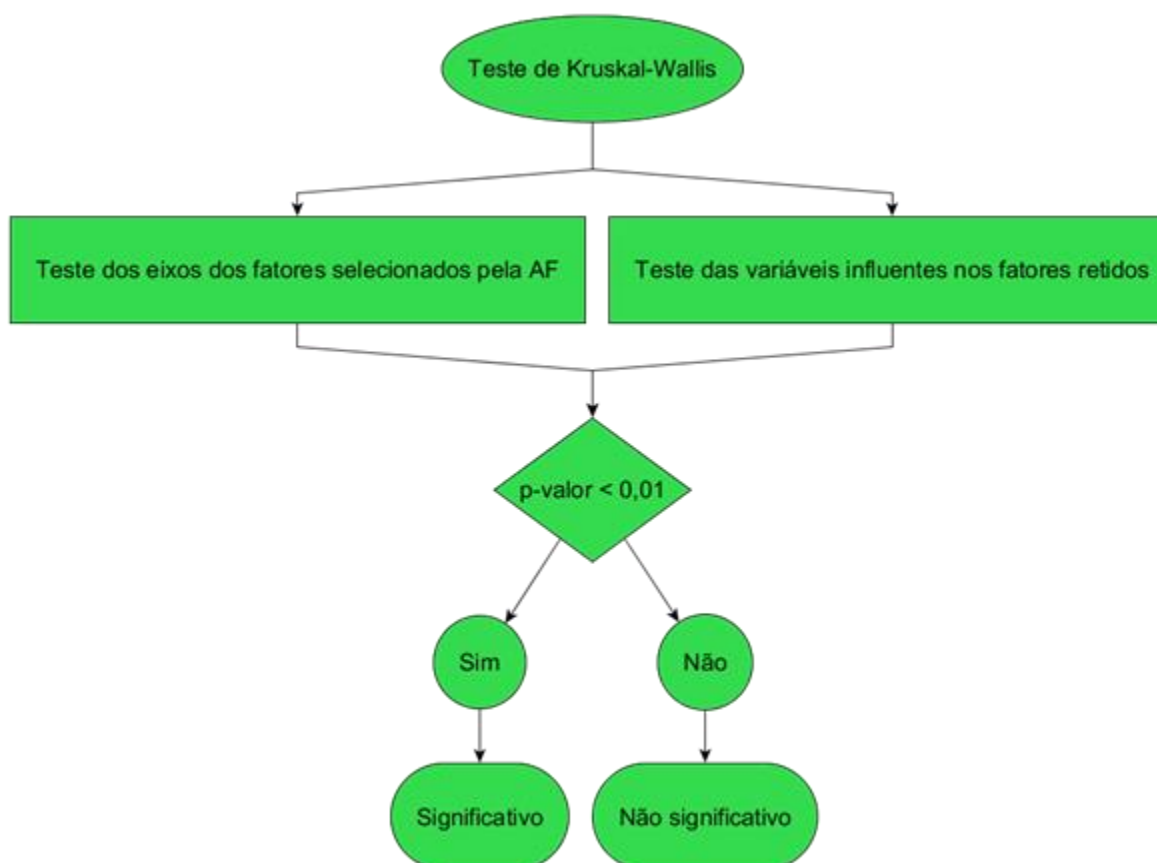
Quando testada a normalidade de cada variável separadamente (Shapiro-Wilk e gráfico de pontos) algumas variáveis, por exemplo, coliformes termotolerantes, não apresentaram distribuição normal. Desta forma, foi escolhido o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis para a investigação de diferenças entre os locais e os períodos estudados (ABREU; CUNHA, 2017; BARROS et al. 2017).

A AF foi seguida pelo teste de Kruskal-Wallis. O teste de Kruskal-Wallis é o teste não paramétrico utilizado na comparação de três ou mais amostras independentes. Ele indica se há diferença entre pelo menos duas de três ou mais variáveis. Se existirem apenas diferenças aleatórias entre as situações, como é postulado na hipótese nula, é de se esperar que ordens altas e baixas se distribuam de forma aproximadamente equivalente pelas diferentes situações. Mas se pelo contrário, houver uma preponderância de altos ou baixos resultados em qualquer uma das situações, é provável que tal fato reflita diferenças significativas devidas à variável independente (POCINHO, 2010).

O teste de Kruskal-Wallis realiza múltiplas comparações entre as distribuições espaciais e sazonais desses parâmetros ao nível significância $p < 0,001$ (ABREU; CUNHA, 2017). O teste de Kruskal-Wallis dos fatores selecionados foi realizado para identificar a contribuição da sazonalidade e localização para as variações da qualidade da água dos corpos hídricos estudados. Sendo as variáveis categóricas: tempo ou espaço e a dependente os escores dos primeiros eixos gerados na análise (VEGA et al. 1998; ZHANG et al. 2010; SANTANA et al. 2017).

As variáveis limnológicas que apresentaram maior explicação para a AF também foram testadas para se verificar a relação espaço-tempo, sendo essas variáveis utilizadas como categóricas e os dados empíricos como variáveis dependentes (VEGA et al. 1998; ZHANG et al. 2010; SANTANA et al. 2017). Para a aplicação do teste de Kruskal-Wallis foi utilizado o *software* SPSS (IBM, 2013). O *software* Statistica 10 (STATSOFT INC, 2012) e R Studio (R CORE TEAM, 2015) foram utilizados para a plotagem dos gráficos. A Figura 6 ilustra as etapas seguidas para a realização do teste de Kruskal-Wallis.

Figura 6 – Fluxograma das etapas para a realização do teste de Kruskal-Wallis.



Fonte: O Autor (2018).

4.4 ANÁLISES EXCLUSIVAS PARA O RESERVATÓRIO DA UHE CAPIVARI-CACHOEIRA

O conjunto de dados referentes ao reservatório, contempla, além das análises indicadas anteriormente, também as análises de clorofila-a ($\mu\text{g L}^{-1}$) e da comunidade fitoplanctônica. Após a coleta as amostras foram acondicionadas em caixas térmicas e encaminhadas para os laboratórios responsáveis pelas análises. As análises foram realizadas pelo método monocromático e tricromático para clorofila-a (LORENZEN, 1967; JEFFREY; HUMPHREY, 1975) e pelo método de Utermöhl para a densidade fitoplanctônica (UTERMÖH, 1958; HUSZAR; GIANI, 2004).

As variáveis relacionadas também com a estrutura térmica e a distribuição do oxigênio dissolvido na coluna da água foram coletadas na forma de perfis verticais, metro a metro, no reservatório.

4.4.1 Estratificação

As medições de oxigênio dissolvido e temperatura da água foram realizadas em campo por uma sonda multiparâmetros. Através destes dados, foram determinados os perfis de oxigênio e temperatura utilizando o *software* Microsoft Excel (MICROSOFT, 2013). Na Tabela 2 são apresentados os dados hidráulicos e operacionais do reservatório de Capivari-Cachoeira utilizados para as análises de estratificação (LACTEC, 2016).

A avaliação da tendência de estratificação de um reservatório pode ser realizada por vários índices e parâmetros. O tempo de residência é um dos mais simples, que classifica os reservatórios com base no tempo de detenção médio da água, ou seja, o tempo, em média, que um reservatório leva para renovar todo o seu volume (TUCCI, 1998; BENEDETTI; TUCCI, 2006; MIRANDA et al., 2009). É expresso pela Equação 1.

$$TR=11,57 \frac{V}{Q} \quad (1)$$

Onde TR= tempo de residência (dias); V= volume do reservatório (10 hm^3); Q= vazão média de longo período ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$).

A classificação adotada para o reservatório de Capivari-Cachoeira, foi a proposta por WRE (1969), o qual considera a relação volume do reservatório/vazão média afluente ao mesmo e o tempo de residência. Reservatórios com $TR > 1$ ano,

são observadas pequenas variações sazonais no armazenamento e a vazão de saída é retirada da superfície; 4 meses < TR < 1 ano, apresentam estratificação e grande variação no armazenamento; e reservatórios com TR < 4 meses, a estratificação é difícil de se formar e a variação longitudinal da temperatura pode ocorrer (TUCCI, 1998).

Também foi aplicado o método do cálculo do número de Froude densimétrico (Fd) que é considerado o melhor parâmetro para avaliar a tendência de estratificação térmica de um reservatório por reunir as principais características de estratificação e morfometria do mesmo. Sua expressão relaciona as forças da inércia responsáveis pela mistura da massa de água do reservatório e a força gravitacional, consequência da estratificação (Equação 2) (TUCCI, 1998; BENEDETTI; TUCCI, 2006)

$$Fd=0,322 \frac{L*Q}{H*V} \quad (2)$$

Onde Fd= número de Froude densimétrico; L= comprimento do reservatório (km); Q= vazão (m³ /s); H= profundidade média (m); V= volume (10 hm³).

A tendência à estratificação em um reservatório foi classificada como forte (Fd menor ou igual a 0,1), média em que ocorrerá estratificação, mas que poderão ocorrer gradientes horizontais de temperatura (Fd maior que 0,1 e menor que 0,3) e fraca (Fd maior ou igual a 0,3 e menor que 1,0). Valores de Fd maiores que 1,0 indicam regime misturado e, portanto, sem estratificação (TUCCI, 1998; BENEDETTI; TUCCI, 2006).

4.4.2 Comunidade Fitoplanctônica

A estação do reservatório contempla os dados referentes à comunidade fitoplanctônica. Dados qualitativos e quantitativos desta comunidade foram coletados pela equipe de campo da COPEL, na região da zona eufótica, conforme a fórmula da Profundidade I do método do IQAR, desenvolvido por IAP (2017).

A partir do levantamento da comunidade fitoplanctônica e dos dados relacionados a mesma realizados pelo laboratório responsável pelas análises fitoplanctônicas, foi analisada a composição da comunidade fitoplanctônica, a fim de avaliar a riqueza das classes, das espécies, bem como a densidade celular. Foram gerados gráficos da frequência relativa das classes do fitoplâncton ao longo do

período estudado e da densidade celular versus o valor de clorofila-a. Para a geração destes gráficos foram utilizados os dados de densidade celular das espécies identificadas, bem como da riqueza específica e por classes, considerando riqueza o número de espécies e classes registrados respectivamente. Para tal foi utilizado o *software* Microsoft Excel (MICROSOFT, 2013).

A variação da diversidade das espécies fitoplanctônicas foi determinada pelo Índice de Shannon (H') (SHANNON; WEAVER, 1963). O índice de diversidade de Shannon fornece uma ideia do grau de incerteza em prever, a qual espécie pertenceria um indivíduo retirado aleatoriamente da população. Quanto maior o grau de incerteza em prever de qual espécie seria um indivíduo retirado aleatoriamente de uma população maior a diversidade (SHANNON; WEAVER, 1963).

Para a classificação do índice foram usados os seguintes critérios: alta diversidade para os valores obtidos numa escala entre $<2,0 \text{ bits.ind}^{-1}$ e $>3,0 \text{ bits.ind}^{-1}$. Foram considerados baixa diversidade para os valores obtidos $<2,0 \text{ bits.ind}^{-1}$ (SERPE, 2014).

O índice de equitabilidade (PIELOU, 1975) também foi aplicado, considerando que o mesmo tende à zero quando a equitabilidade diminui em comunidades pobres em espécies. Para a classificação do índice foram usados os seguintes critérios: 0 a 0,5 foram considerados baixos, valores entre 0,5 e 0,7 médios e valores de 0,7 a 1,0 foram considerados alta equitabilidade (SERPE, 2014). Os índices de diversidade e equitabilidade foram obtidos através do *software* R Studio, pacote Vegan (R CORE TEAM, 2015).

As espécies do fitoplâncton também foram classificadas como dominantes e abundantes de acordo com os critérios de Lobo & Leighton (1986). Aquelas que contribuíram com mais de 50% da densidade total de cada amostra foram classificadas como dominantes e, as abundantes foram aquelas cuja densidade foi superior à densidade média da amostra.

As espécies fitoplanctônicas identificadas como dominantes e/ou abundantes em relação à biomassa total em cada evento de amostragem foram consideradas espécies descritivas, as quais foram classificadas nos grupos funcionais baseados na morfologia (MBFG), a partir da chave de classificação proposta por Kruk et al. (2010) e literatura específica (FONSECA et al. 2014).

A classificação funcional baseada na morfologia (MBFG) proposta por Kruk et al. (2010), considera a dimensão linear máxima (MLD), volume (V), razão da

superfície do taxa pelo volume (s/v), e a presença de flagelos, estruturas siliciosas, mucilagem e aerótopos.

Neste sistema de classificação, os autores resumiram as características funcionais e a variabilidade das espécies em sete grupos (MBFG I-VII), que refletem suas diferentes habilidades para absorver luz e nutrientes, crescimento e mecanismos para prevenir a sedimentação e a predação (BORTOLINI et al. 2015).

O MBFG I inclui pequenos organismos com alta s/v ; O MBFG II inclui pequenos organismos flagelados com estruturas exoesqueléticas siliciosas (crysófitas); O MBFG III grandes filamentosos com aerótopos; O MBFG IV inclui organismos de tamanho médio sem características especializadas; O MBFG V flagelados unicelulares de tamanho médio a grande; O MBFG VI inclui organismos não flagelados com exoesqueleto silicoso (diatomáceas) e o MBFG VII inclui grandes colônias mucilaginosas (KRUK et al. 2010).

A frequência de ocorrência dos diferentes grupos foi calculada de acordo com Gomes e Ferreira (2004), sendo os grupos com frequência constante, aqueles presentes em mais de 50% dos eventos de amostragem, grupos comuns aqueles presentes entre 25 e 50% das amostras e raros, os presentes em menos de 25% das amostras.

Para investigar a relação dos MBFGs com a variabilidade ambiental, foi realizada uma análise de redundância (RDA) utilizando a densidade (cél.mL^{-1}) de MBFGs como variável resposta e variáveis ambientais como variáveis explicativas. Para a aplicação da RDA foi utilizado o ambiente estatístico R Studio, pacote Vegan (R CORE TEAM, 2015), os dados foram transformados com exceção do pH, por $\log(x+1)$.

Segundo Borcard, Gillet e Legendre (2011), a RDA é um método que combina regressão e análise de componentes principais (PCA). É uma extensão direta da análise de regressão para um modelo de dados de resposta multivariada. A RDA é uma regressão linear múltipla multivariada, seguida de uma PCA de valores ajustados.

A RDA calcula os eixos que são combinações lineares das variáveis explicativas. Esse método busca, uma série de combinações lineares das variáveis explicativas que melhor explicam a variação da matriz de respostas. Os eixos definidos no espaço das variáveis explicativas são ortogonais entre si. Na RDA, os eixos explicam a variação da matriz dependente (BORCARD; GILLET; LEGENDRE, 2011).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL

5.1.1 Análise estatística descritiva

Os dados brutos estão apresentados no APÊNDICE A – **Resultados das variáveis analisadas (Dados brutos)**. A análise descritiva dos dados por estação de amostragem, no intuito de ilustrar o comportamento das variáveis está representada na Tabela 4. Foram gerados também gráficos de caixa para cada variável por estação de amostragem, incluindo os valores extremos representados pelo símbolo “*” e os *outliers* “o”.

Tabela 4 – Análise estatística descritiva dos dados de qualidade da água estudados.

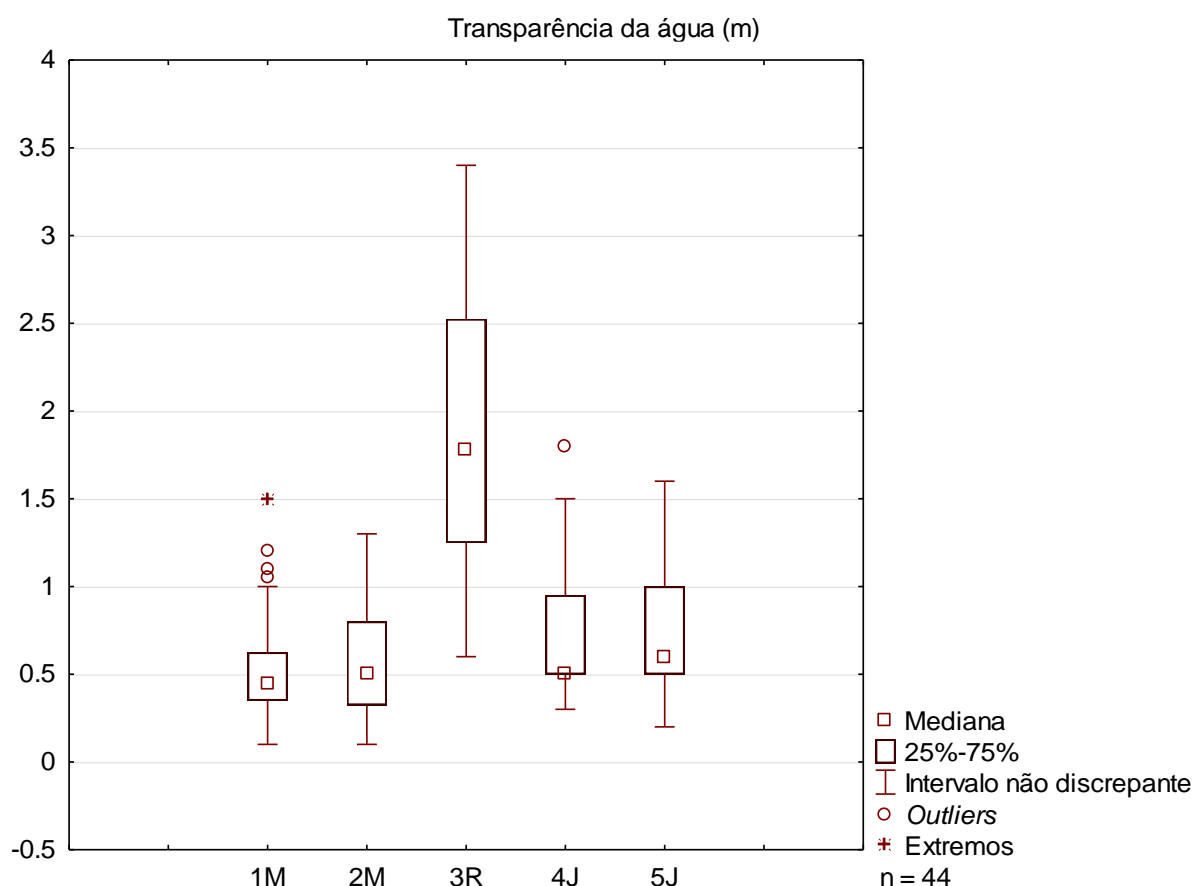
	1M	2M	3R	4J	5J		1M	2M	3R	4J	5J
	Transparência da água (m)						Turbidez (NTU)				
Média	0,53	0,56	1,86	0,72	0,71	Média	20,27	14,63	4,01	7,20	5,27
Mediana	0,45	0,50	1,78	0,50	0,60	Mediana	15,50	11,00	4,00	5,50	4,40
Desvio Padrão	0,30	0,29	0,70	0,35	0,33	Desvio Padrão	15,71	11,76	1,81	4,60	2,80
Máximo	1,50	1,30	3,40	1,80	1,60	Máximo	67,70	55,00	10,30	22,00	13,40
Mínimo	0,10	0,10	0,60	0,30	0,20	Mínimo	1,00	1,00	1,00	2,00	1,00
	Temperatura da água (°C)						Oxigênio dissolvido (mg L⁻¹)				
Média	18,24	18,05	21,91	19,23	19,43	Média	8,22	8,32	7,18	8,65	8,90
Mediana	18,60	18,80	22,25	19,70	19,85	Mediana	8,16	8,30	7,19	8,48	8,85
Desvio Padrão	3,18	3,50	3,35	2,07	2,07	Desvio Padrão	1,46	1,23	2,05	1,26	1,04
Máximo	22,60	27,60	28,30	23,30	24,00	Máximo	13,85	12,75	14,44	11,60	10,90
Mínimo	11,00	11,00	16,10	16,10	15,90	Mínimo	4,16	4,90	3,92	5,00	5,40
	pH						Condutividade (µS cm⁻¹)				
Média	7,40	7,57	7,73	7,03	7,13	Média	90	51	69	71	57
Mediana	7,45	7,55	7,65	7,10	7,20	Mediana	93	47	70	72	57
Desvio Padrão	0,34	0,43	0,47	0,30	0,30	Desvio Padrão	20	12	7	9	11
Máximo	7,90	8,70	9,10	7,60	7,70	Máximo	139	96	83	90	78
Mínimo	6,50	6,70	6,80	6,10	6,20	Mínimo	47	30	54	54	39
	Fósforo Total (mg L⁻¹)						Nitrogênio Total (mg L⁻¹)				
Média	0,072	0,057	0,023	0,024	0,030	Média	1,73	1,05	1,08	1,14	0,94
Mediana	0,060	0,039	0,020	0,020	0,030	Mediana	1,60	0,78	0,85	0,94	0,70
Desvio Padrão	0,035	0,059	0,042	0,017	0,011	Desvio Padrão	0,89	0,70	0,74	0,70	0,64
Máximo	0,150	0,300	0,290	0,110	0,070	Máximo	3,60	3,40	3,30	3,40	3,70
Mínimo	0,030	0,010	0,001	0,001	0,001	Mínimo	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50
	Sólidos Totais (mg L⁻¹)						Coliformes Termotolerantes (NPM 100mL⁻¹)				
Média	92	74	55	60	52	Média	2021	1467	24	107	219
Mediana	87	58	54	57	51	Mediana	785	355	2	2	22
Desvio Padrão	20	49	16	13	13	Desvio Padrão	4247	2643	120	415	558
Máximo	156	316	138	115	107	Máximo	25000	13000	780	2600	3100
Mínimo	63	30	26	30	29	Mínimo	1	1	1	1	1
	DBO (mg L⁻¹)										
Média	2,60	2,43	2,14	2,19	2,26						
Mediana	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00						
Desvio Padrão	1,97	2,09	1,24	1,44	1,37						
Máximo	10,15	12,90	7,60	9,15	6,06						
Mínimo	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00						

5.1.1.1 Transparência da água (Disco de Secchi).

A transparência da água indica a profundidade da atividade fotossintética do reservatório ou do rio, a partir da penetração vertical da luz solar na coluna da água (CETESB, 2009). Essa variável também é medida com o instrumento conhecido como Disco de Secchi, por isto, a visão do operador, pode influenciar os resultados.

Os maiores valores para esta variável foram observados na estação do reservatório (Tabela 4 e Figura 7). Isto ocorre devido à profundidade do reservatório, e ao seu tempo de residência de aproximadamente 110 dias (Tabela 6), que propicia a sedimentação de partículas e maior transparência da água.

Figura 7 - Gráficos de caixa referentes a variável transparência da água nas estações de monitoramento estudadas.



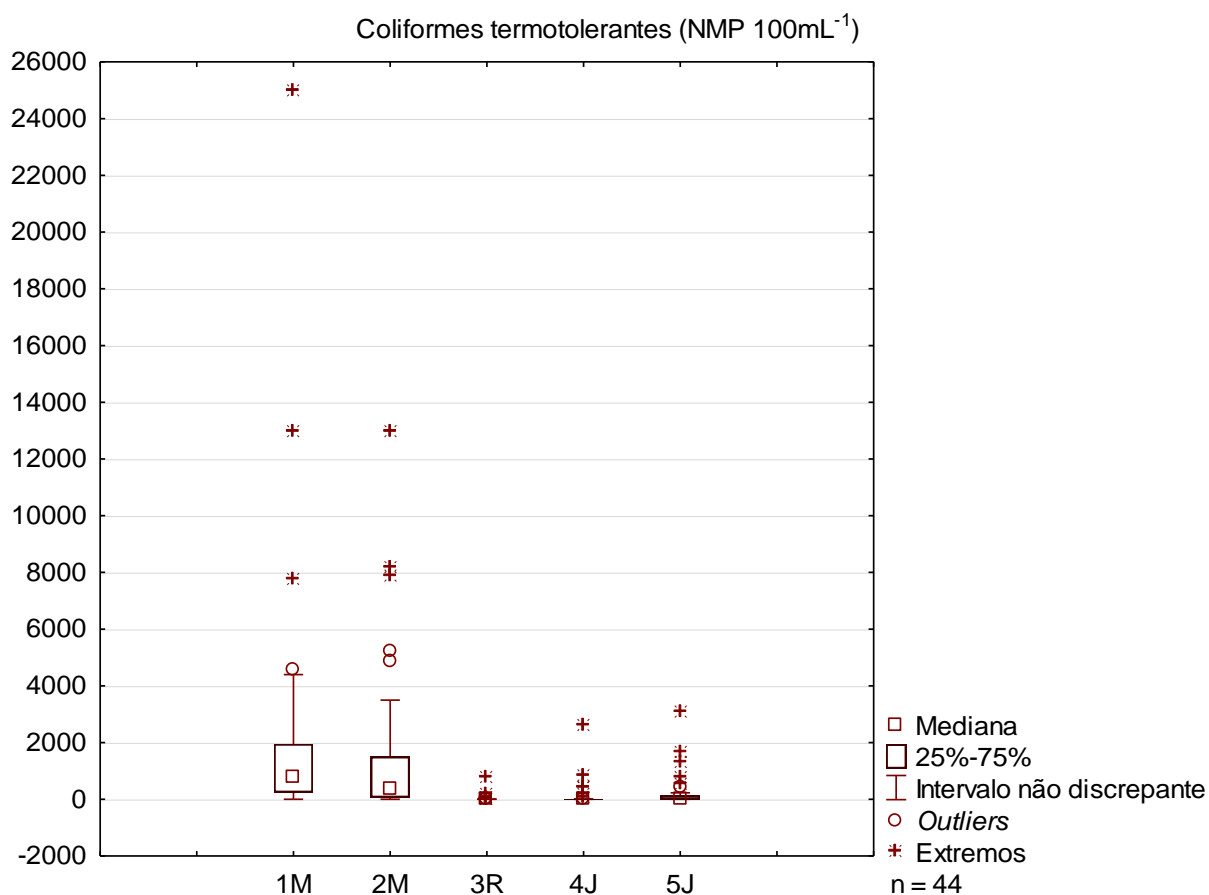
5.1.1.2 Coliformes termotolerantes

A variável coliformes termotolerantes pode ser um indicador de contaminação fecal, pois, a principal referência é a bactéria *Escherichia coli* que apresenta origem

exclusivamente por esta via. Entretanto nesta denominação também se encontram bactérias de origem não exclusivamente fecal, em menos quantidades do que em coliformes totais. Assim, esta variável também está relacionada a águas com enriquecimento de matéria orgânica, efluentes industriais, material vegetal, solos em decomposição e ainda esgotos domésticos (CETESB, 2009; FUNASA, 2014).

Conforme pode ser observado na Tabela 4 e Figura 8 as estações de monitoramento a montante do reservatório denominadas de 1M e 2M apresentaram as maiores médias e medianas para a variável coliformes termotolerantes. Os maiores valores de coliformes termotolerantes encontrados nas estações a montante, podem estar relacionados ao uso do solo desta região.

Figura 8 - Gráficos de caixa referentes a variável coliformes termotolerantes nas estações de monitoramento estudadas.



Segundo Miranda et al. (2010) ao entorno da bacia do rio Capivari, onde está localizado a estação de amostragem 1M, há um grande contingente populacional, que abriga também o setor industrial, além de estabelecimentos ligados com a piscicultura

e atividade agrícola. Esta bacia também tem a influência de estações de tratamento de esgoto, que fazem o tratamento parcial dos esgotos de Campina Grande do Sul, Quadro Barras e Colombo, lançando seus efluentes na bacia.

Em relação ao Rio dos Patos, onde está localizada a estação de amostragem 2M, o que pode estar influenciando a concentração de coliformes termotolerantes, é o fato do uso do solo na região ser em maioria rural, voltado especialmente a pecuária, podendo ocorrer à geração de cargas de poluição pelo despejo de dejetos dos animais no corpo hídrico. Além de que em Bocaiuva do Sul, o sistema de coleta e tratamento de esgoto começou a ser implantado apenas em 2014 (SANEPAR, 2014) podendo também ocorrer a contaminação por efluentes não tratados ou tratados de maneira ineficiente.

5.1.1.3 Fósforo Total

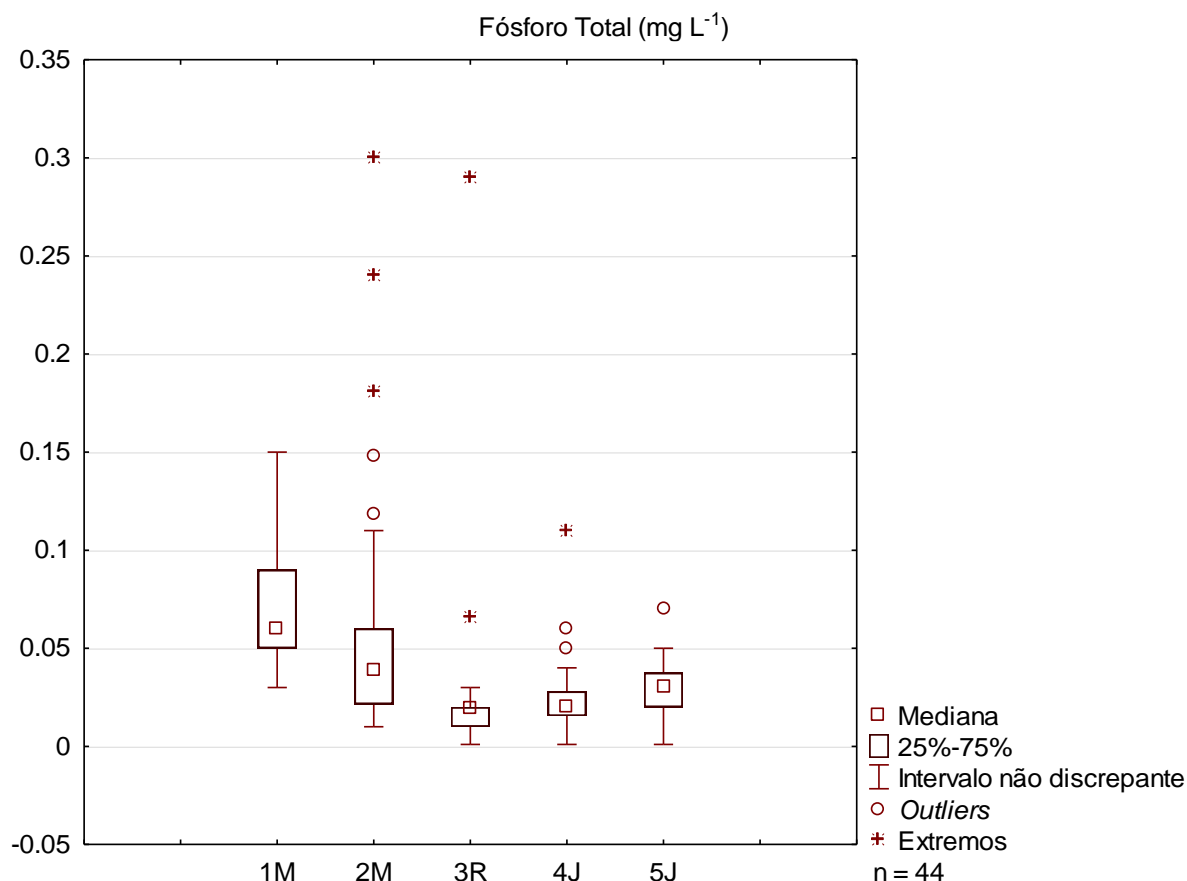
O fósforo nos ambientes aquáticos pode ser encontrado na sua forma orgânica ou inorgânica, solúvel ou particulada. A forma inorgânica é a que pode ser diretamente assimilada para o crescimento de produtores primários, como algas e macrófitas. O fósforo, em conjunto com o nitrogênio são os principais nutrientes limitantes nos ecossistemas aquáticos, pois suas concentrações podem limitar o crescimento dos produtores primários (ESTEVEZ, 2011; FUNASA, 2014; MAAVARA et al., 2015).

Durante o período estudado foram registrados valores elevados de fósforo total na estação de amostragem 1M (Figura 9) variando entre 0,030 mg L⁻¹ e 0,150 mg L⁻¹, sendo o valor médio (0,072 mg L⁻¹) e mediano (0,060 mg L⁻¹) (Tabela 4). E na estação 2M, valores ainda maiores, variando de 0,010 mg L⁻¹ a 0,300 mg L⁻¹ (Tabela 4). De acordo com IAP (2017) na maioria das águas naturais, o fósforo varia entre 0,005 e 0,020 mg L⁻¹, sendo que valores maiores que 0,1 mg L⁻¹ são indicativos de corpos hídricos mesotróficos. Esses resultados refletem o aporte de fósforo nestes corpos hídricos, advindos em parte, possivelmente do uso do solo nas regiões do entorno (MIRANDA et al. 2010).

A bacia do rio Capivari, onde está localizada a estação de amostragem 1M, a carga potencial de fósforo é de 475,2 kg/dia, com a pecuária responsável por 68,9% do potencial poluidor na região, seguido pelos efluentes domésticos com 22,1% (MIRANDA et al., 2010).

Em relação ao Rio dos Patos, onde está localizada a outra estação de amostragem a montante 2M, a carga potencial de fósforo é de 198,1 kg/dia, com a pecuária responsável por 83,23 % do potencial poluidor na região, seguido pelos efluentes domésticos com 6,7 % (MIRANDA et al.2010).

Figura 9- Gráficos de caixa referentes a variável fósforo total nas estações de monitoramento estudadas.



5.1.1.4 Nitrogênio Total

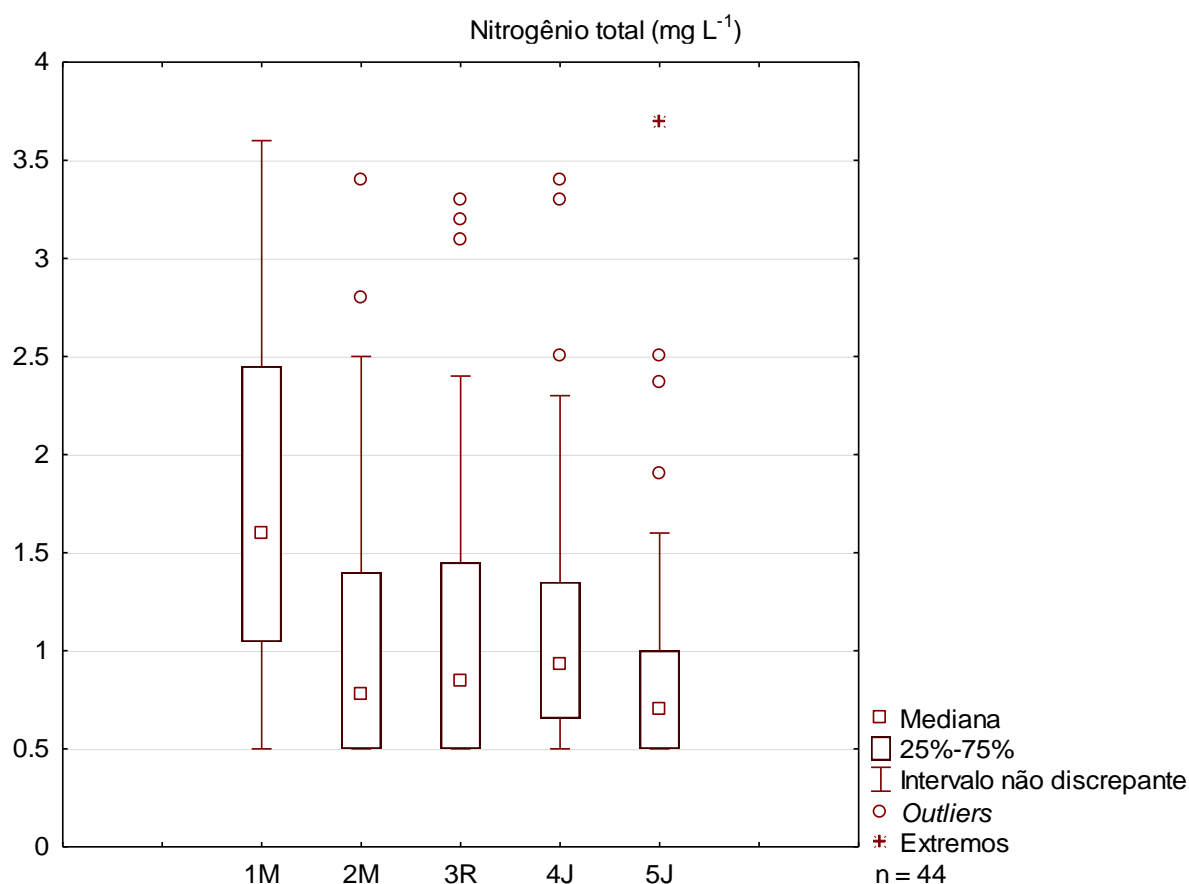
O nitrogênio total é soma da série nitrogenada encontrada no ambiente aquático, sendo ela: nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato. Assim o nitrogênio pode ser encontrado de diversas formas e advindo de diferentes fontes (CETESB 2009; FUNASA, 2014).

Quando em altas concentrações, em conjunto principalmente com o fósforo, por atuarem como fatores limitantes para os ecossistemas aquáticos, podem promover o enriquecimento do meio, eutrofizando-o. A eutrofização pode propiciar um favorecimento no crescimento principalmente de algas e macrófitas aquáticas, por

meio da maior disponibilidade de fontes nutricionais (CETESB, 2009; ESTEVES, 2011).

As concentrações de nitrogênio total mostraram-se maiores na estação a montante localizada no rio Capivari (1M) (Tabela 4 e Figura 10), contribuindo para o diagnóstico de aportes de nutrientes nas estações de montante, conforme observado na análise de outras variáveis, como fósforo total.

Figura 10 - Gráficos de caixa referentes a variável nitrogênio total nas estações de monitoramento estudadas.

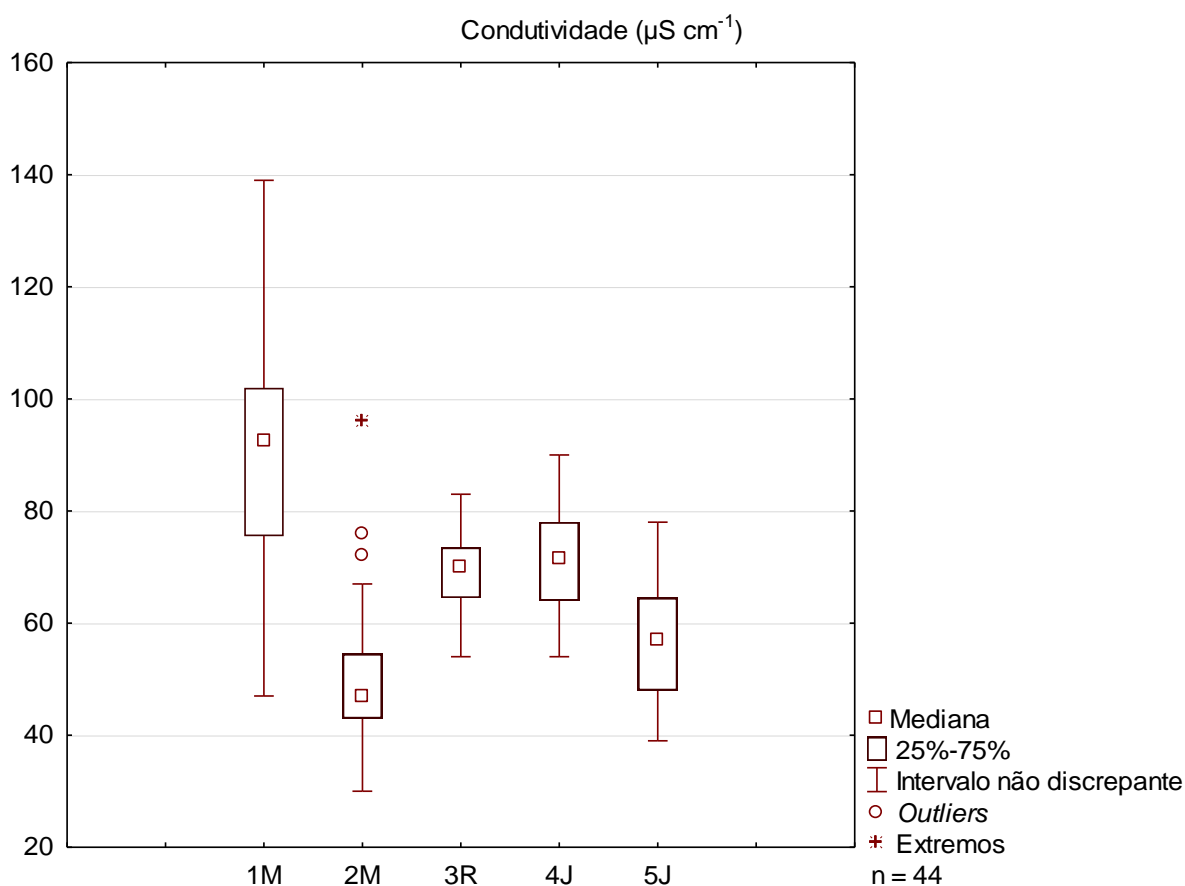


Este resultado pode estar relacionado ao uso do solo na região, como já foi anteriormente comentado, a região apresenta muitas indústrias, além de estabelecimentos ligados a piscicultura ao longo do rio Capivari, ocorrendo, portanto, um potencial de geração de cargas de nutrientes (MIRANDA et al., 2010). Segundo Miranda et al. (2010) a carga potencial de nitrogênio estimada para a região do rio Capivari é de 2.313,3 kg/dia, sendo que 50,8% das cargas são oriundas da pecuária e 29,4% das atividades rurais.

5.1.1.5 Condutividade

A condutividade elétrica indica a capacidade da água de transmitir a corrente elétrica, dependendo das concentrações dos íons e da temperatura pode indicar a quantidade de substâncias dissolvidas que se dissociaram em ânions e cátions na coluna da água. Águas naturais apresentam normalmente condutividade elétrica inferior a $100 \mu\text{S cm}^{-1}$, sendo que em geral ambientes com níveis superiores a este, indicam certo impacto ambiental (CETESB, 2009; FUNASA, 2014).

Figura 11 - Gráficos de caixa referentes a variável condutividade elétrica nas estações de monitoramento estudadas.



Segundo o que normalmente é encontrado em literatura, apenas a estação de monitoramento 1M (Tabela 4 e Figura 11) pode ser considerada impactada considerando os valores de condutividade elétrica, pois apenas nesta estação ocorreram valores superiores a $100 \mu\text{S cm}^{-1}$ (CETESB, 2009; FUNASA, 2014).

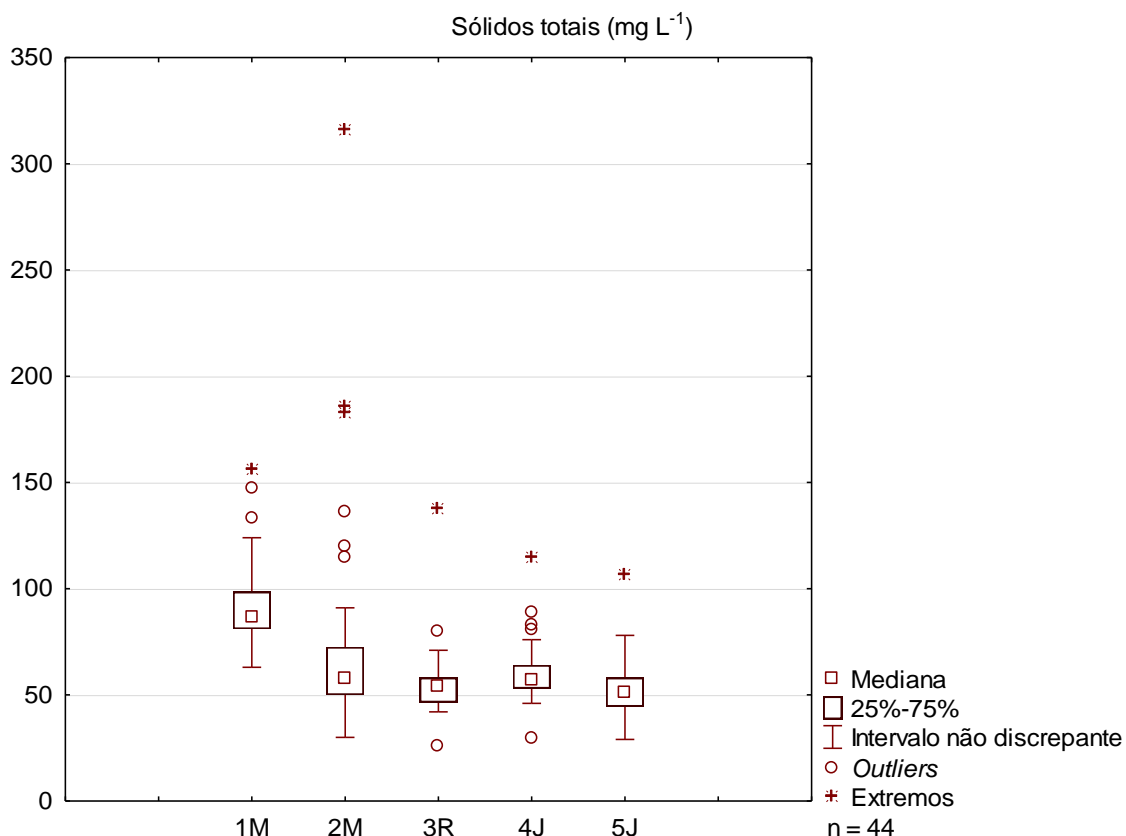
Estes resultados podem indicar que, possivelmente não está ocorrendo o transporte de sólidos dissolvidos nas estações de amostragem a jusante do rio

Capivari, pois o valor de condutividade está reduzindo ao longo das estações de monitoramento, de montante para jusante, com exceção da estação de monitoramento 2M localizada a montante do reservatório no rio dos Patos, que possui a menor mediana e variação dos dados (Figura 11).

5.1.1.6 Sólidos Totais

Os sólidos totais são caracterizados como toda matéria que permanece como resíduo após evaporação da água da amostra, em uma temperatura pré-estabelecida durante um tempo determinado. Dessa forma, os resíduos seriam o equivalente ao conteúdo de matéria suspensas e dissolvidas na água (CETESB, 2009). A determinação de sólidos totais nos corpos hídricos é importante, pois, esta variável está relacionada com a turbidez da água e conseqüentemente com a penetração da luz e assim, com as taxas fotossintéticas do ambiente. Os sólidos totais são reflexo também das condições do ambiente, com relação às atividades do uso do solo da região (BUZELLI; CUNHA-SANTINO, 2013).

Figura 12 - Gráficos de caixa referentes a variável sólidos totais nas estações de monitoramento estudadas.

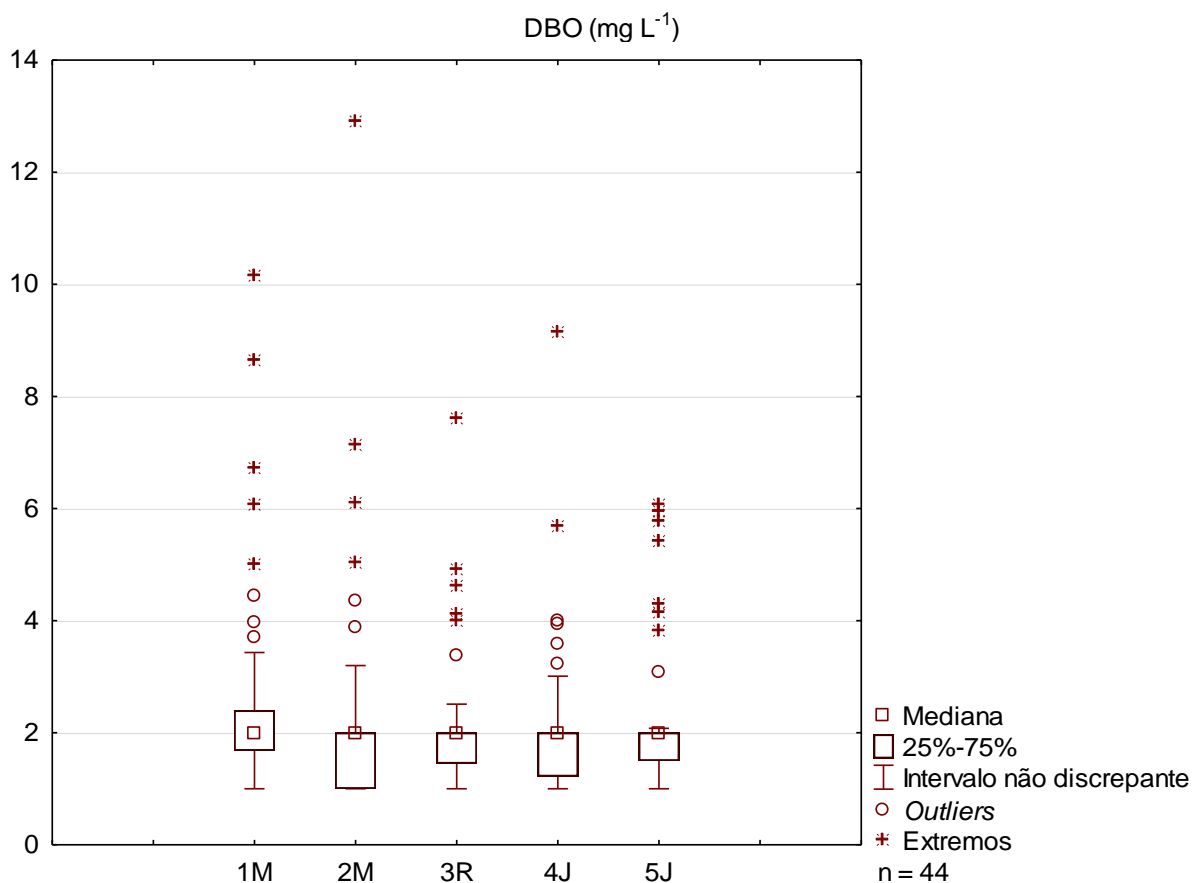


Segundo os resultados das análises estatísticas descritivas (Tabela 4 representados também na Figura 12, os valores, as médias e medianas foram maiores nos pontos a montante 1M e 2M. Como visto anteriormente, com os valores de condutividade e fósforo total, estes valores reduzem no reservatório, e após a passagem da água pelo mesmo, nas estações a jusante, quando comparado com os valores de montante. Isto ocorre devido ao maior tempo de residência das águas no reservatório, ocorrendo maior sedimentação das partículas, diminuindo a concentração na água.

5.1.1.7 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A variável DBO expressa a presença de matéria orgânica no corpo hídrico, pois, indica a quantidade de oxigênio dissolvido consumido pelas bactérias para a estabilização da matéria orgânica biodegradável presente em um corpo hídrico. Valores mais elevados de DBO estão geralmente relacionados com despejo de cargas orgânicas, em especial, esgotos domésticos (CETESB, 2009; FUNASA, 2014).

Figura 13 - Gráficos de caixa referentes a variável DBO nas estações de monitoramento estudadas.



Esta variável apresentou muitos valores extremos e *outliers*, possivelmente devido ao seu limite de detecção de 2 mg L^{-1} , o qual ocorreu predominantemente nos locais estudados (Figura 13). De acordo com as análises estatísticas descritivas, os maiores valores médios ocorrem nos pontos a montante do reservatório, 1M e 2M, bem como os maiores valores encontrados (Tabela 4). Segundo Miranda et al. (2010) a carga potencial de DBO gerada para a bacia do rio Capivari (1M) é de 6.049,7 kg/dia, sendo que deste total, a maioria é gerada pela atividade pecuária, por efluentes sanitários e atividade rural. E para o rio dos Patos a carga potencial gerada é de 3.474,7 kg/dia, gerados principalmente por pecuária, atividades rurais e efluentes sanitários.

5.1.1.8 Turbidez

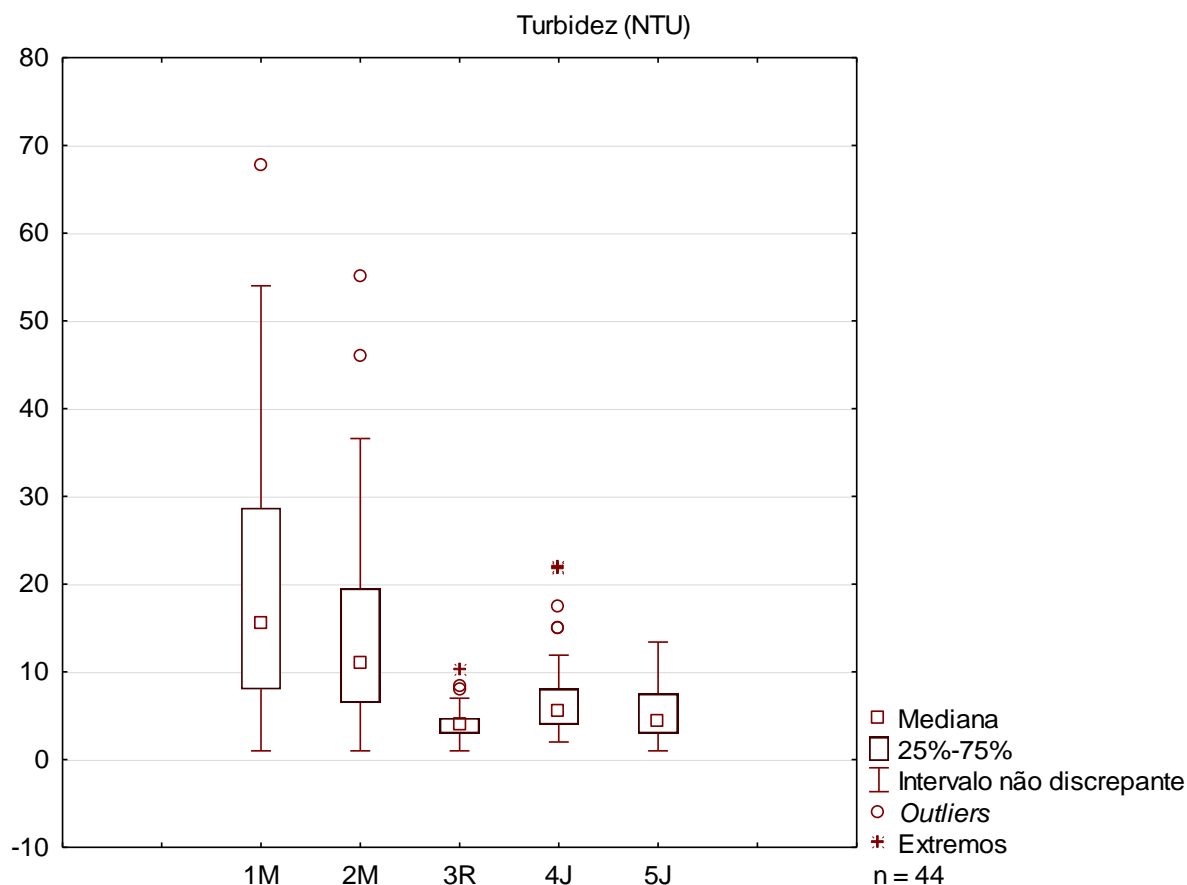
A turbidez é o grau de interferência que a passagem de um feixe de luz sofre ao ultrapassar a água, devido partículas suspensas. As partículas suspensas podem ser de origem orgânica ou inorgânica, as quais variam desde coloidais até sólidos de certas dimensões (CETESB, 2009).

A erosão proveniente das chuvas pode também ser um fator na alteração da turbidez, devido à movimentação de sedimentos do solo (BUZELLI; CUNHA-SANTINHO, 2013).

Segundo os resultados encontrados nas análises estatísticas descritivas (Tabela 4) a turbidez apresentou maiores valores e maior variação nas estações a montante, e os menores valores na estação de amostragem do reservatório. Como observado anteriormente, com outras variáveis que refletem na turbidez da água, como fósforo total, coliformes termotolerantes, sólidos totais, os valores médios e medianos foram maiores nos pontos a montante do reservatório, reduzindo após a passagem de água no mesmo (Figura 14).

Os maiores valores de turbidez nas estações a montante estão relacionados, possivelmente a aporte de nutrientes nestas estações que acarreta em maiores valores de turbidez. Estes aportes de nutrientes nas estações a montante do reservatório estão relacionados, como discutido anteriormente, ao uso do solo da região (MIRANDA et al., 2010).

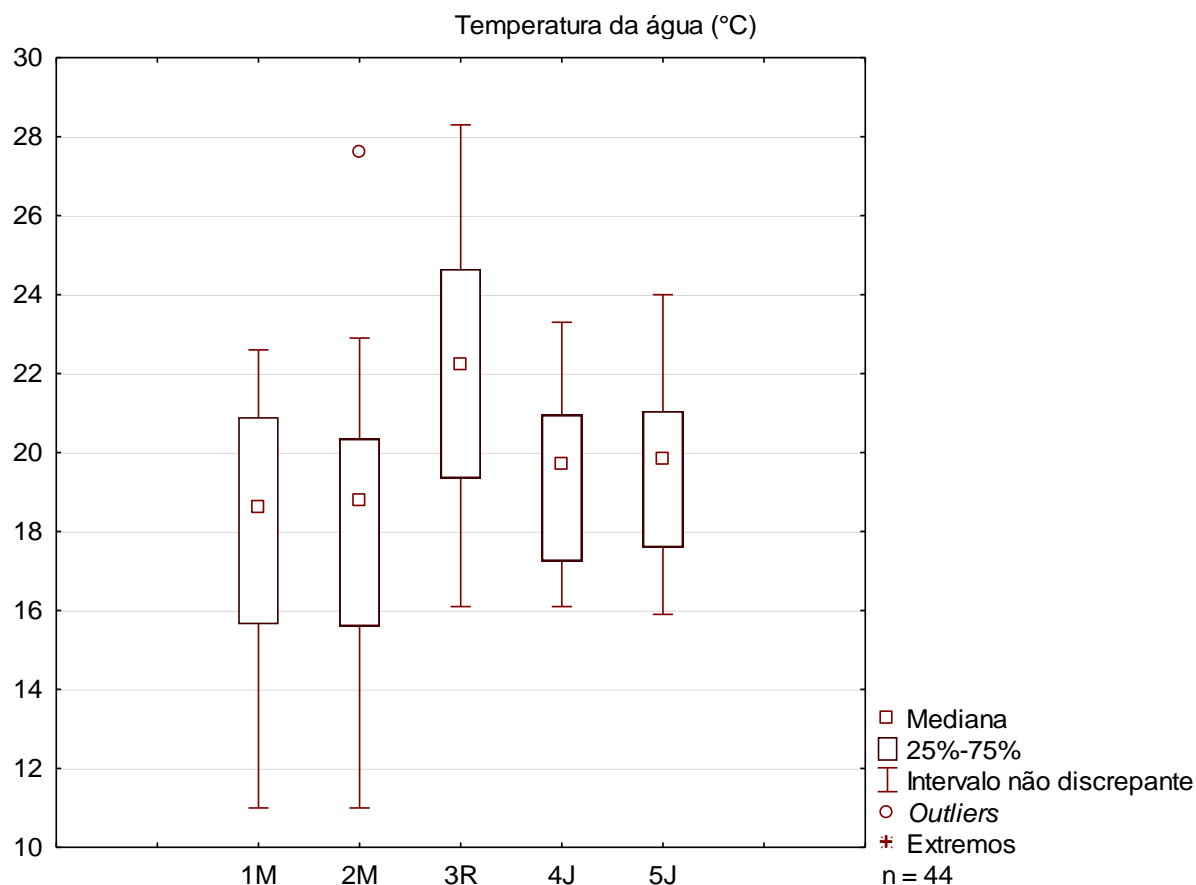
Figura 14 - Gráficos de caixa referentes a variável turbidez nas estações de monitoramento estudadas.



5.1.1.9 Temperatura da água

No presente estudo, observa-se que os valores medianos e médios de temperatura da água são mais elevados na estação de amostragem do reservatório (Tabela 4 e Figura 15), possivelmente devido as características distintas em relação aos corpos hídricos lóticos, como fluxo mais lento das águas, e maior tempo de residência. A grande amplitude dos dados, em todas as estações de monitoramento, ocorreu devido à sazonalidade dos períodos de coletas (quatro estações do ano).

Figura 15 - Gráficos de caixa referentes a variável temperatura da água nas estações de monitoramento estudadas.



5.1.1.10 Oxigênio Dissolvido

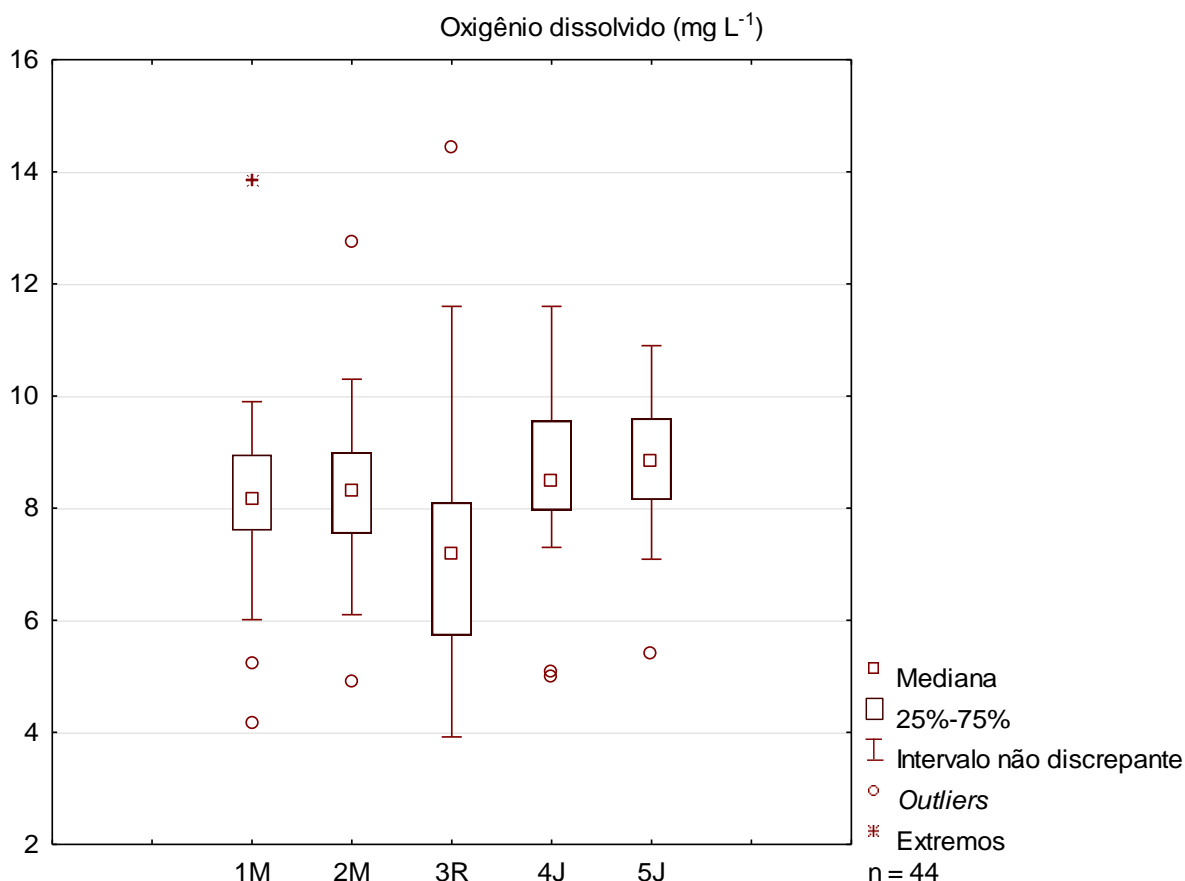
O oxigênio dissolvido em um corpo hídrico é um importante indicador do seu grau de poluição e autodepuração, entre os gases dissolvidos na água, é um dos mais importantes para a manutenção e equilíbrio da biota (VON SPERLING, 2007). A introdução do oxigênio atmosférico dissolvido em ambientes aquáticos ocorre devido à diferença de pressão parcial, sendo que a concentração de saturação deste gás é influenciada pela temperatura, pressão e salinidade da água (CETESB, 2009).

Conforme as análises estatísticas descritivas (Tabela 4), e representado na Figura 16 os pontos de rio apresentaram as maiores medianas para a variável oxigênio dissolvido e o reservatório a menor mediana e os menores valores.

Reduções de OD no reservatório podem estar relacionadas à menor reoxigenação em relação à porção fluvial devido ao fluxo intermediário do reservatório, e às demandas de OD requeridas à montante, para decomposição da matéria orgânica presente. A maior amplitude de valores também ocorreu na estação de

amostragem do reservatório, isto pode estar relacionado a eventuais eventos de proliferações de algas que proporcionam maior produção primária e assim picos de aumento da concentração de oxigênio dissolvido durante o dia (ARRUDA; RIZZI; MIRANDA, 2015).

Figura 16 - Gráficos de caixa referentes a variável oxigênio dissolvido nas estações de monitoramento estudadas.

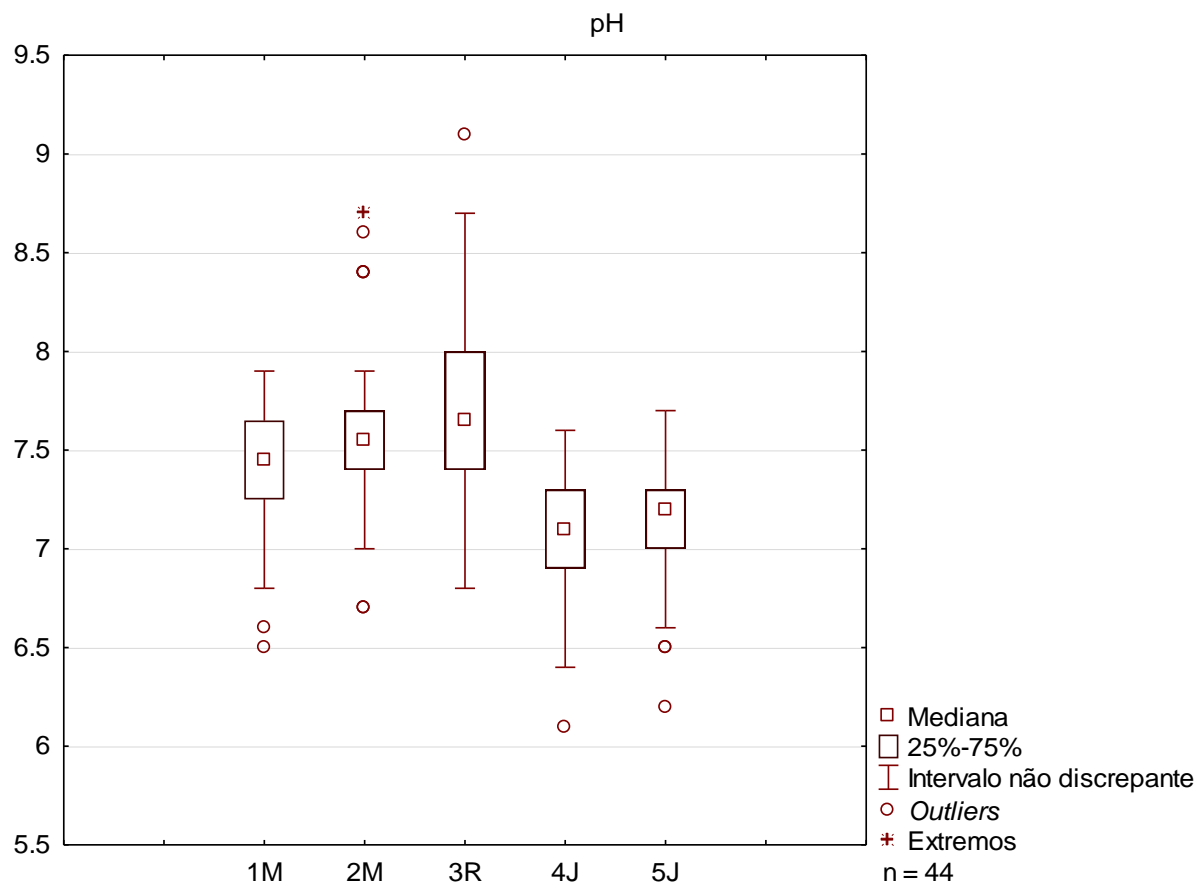


5.1.1.11 pH

O potencial hidrogênio (pH) por meio da presença de íons hidrogênio, através do balanço entre o dióxido de carbono, íons carbonato e bicarbonato, bem como, ácidos húmicos e fúlvicos, representa as condições ácidas ou básicas do meio. O pH é representado entre a faixa de 0 a 14, sendo inferior a 7 condições ácidas e superior a 7 condições básicas (CETESB, 2009; FUNASA, 2014).

Conforme o resultado das análises estatísticas descritivas (Tabela 4 e Figura 17), a estação de amostragem 3R apresentou a maior variação dos dados, mediana, média e o maior valor.

Figura 17 - Gráficos de caixa referentes a variável pH nas estações de monitoramento estudadas.



Valores mais altos na estação de reservatório correspondem a aqueles nos quais a concentração do fitoplâncton ultrapassou $100.000 \text{ cel mL}^{-1}$. Desta forma, valores mais elevados de pH podem estar relacionados à ocorrência de maior proliferação de algas no reservatório. Em eventos de proliferação de algas, ocorre uma demanda maior por CO_2 disponível em água para o processo de fotossíntese, gerando a elevação do pH.

5.1.2 Análise fatorial aplicada aos dados de todas as estações de amostragem

A análise fatorial foi aplicada ao conjunto completo de dados de todas as estações de amostragem visando identificar possíveis padrões nas variáveis limnológicas e identificar características espaciais e temporais entre os corpos hídricos estudados.

Os testes de MSA (0,58) e esfericidade de Bartlett ($p < 0,05$) demonstraram que os dados estavam adequados para a aplicação da análise fatorial. A adequação ao modelo fatorial de forma mais criteriosa, foi aplicada por meio da remoção das variáveis com MSA inferiores a 0,5. Desta forma removeu-se os dados de condutividade elétrica, DBO e pH que o valor do MSA individual era respectivamente: 0,38, 0,41 e 0,43, gerando o resultado do MSA geral = 0,71.

A análise fatorial explicou 59,7% da variabilidade total dos mesmos, sendo retidos os dois primeiros fatores. O F1 com 39,5% de explicação dos dados foi influenciado positivamente pelos teores de fósforo total, sólidos totais e turbidez. Enquanto o F2, explicou 20,2% sendo representando positivamente pela temperatura da água e negativamente pelo OD (Tabela 5).

Tabela 5 – Resultado da análise fatorial aplicada para os dados de todas as estações de amostragem.

Matriz de componente rotacionada		
Rotação Varimax		
	F1	F2
Transparência	-0,614	0,489
Temperatura da água	-0,102	0,741
OD	0,122	-0,831
NT	0,504	0,220
PT	0,797	-0,114
Turbidez	0,866	-0,130
ST	0,826	-0,209
Coliformes	0,673	-0,248
Autovalores	3,163	1,612
Variância %	39,500	20,200
Variância acumulativa %	39,500	59,700

Método de Extração: Análise de Componente Principal.

A Figura 18 mostra o gráfico de escores das amostras com o objetivo de analisar o comportamento espacial e temporal da série de dados. A Figura 19 exibe o gráfico de pesos para os dois primeiros fatores. A relação entre as variáveis pode ser observada no gráfico dos pesos. Com base nessas relações, é possível inferir inicialmente uma interpretação para os fatores (MELO et al. 2017).

Figura 18 – Escores das amostras plotados no plano definido pelos fatores 1 e 2.

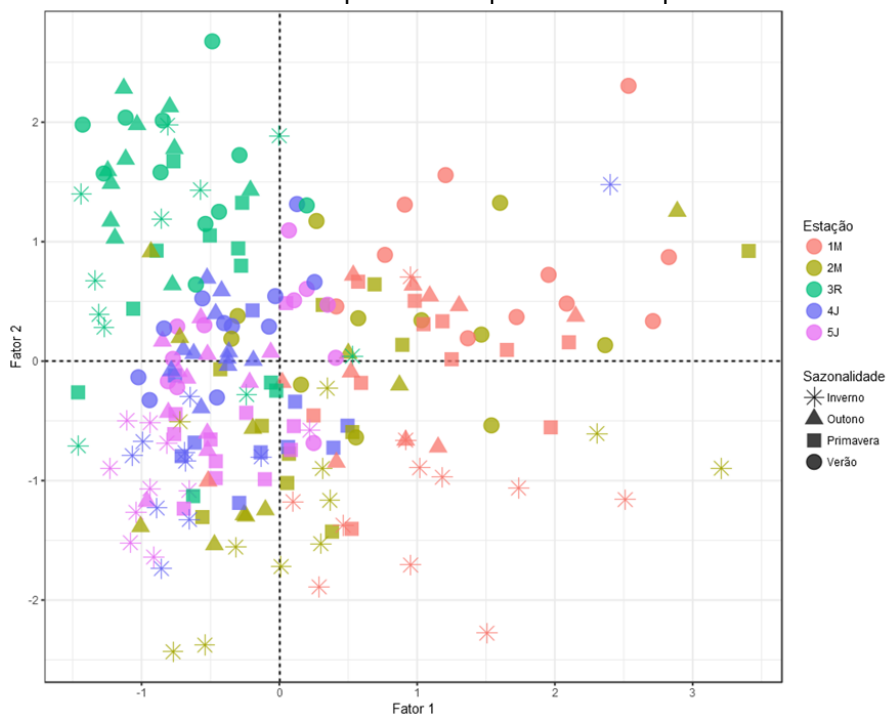
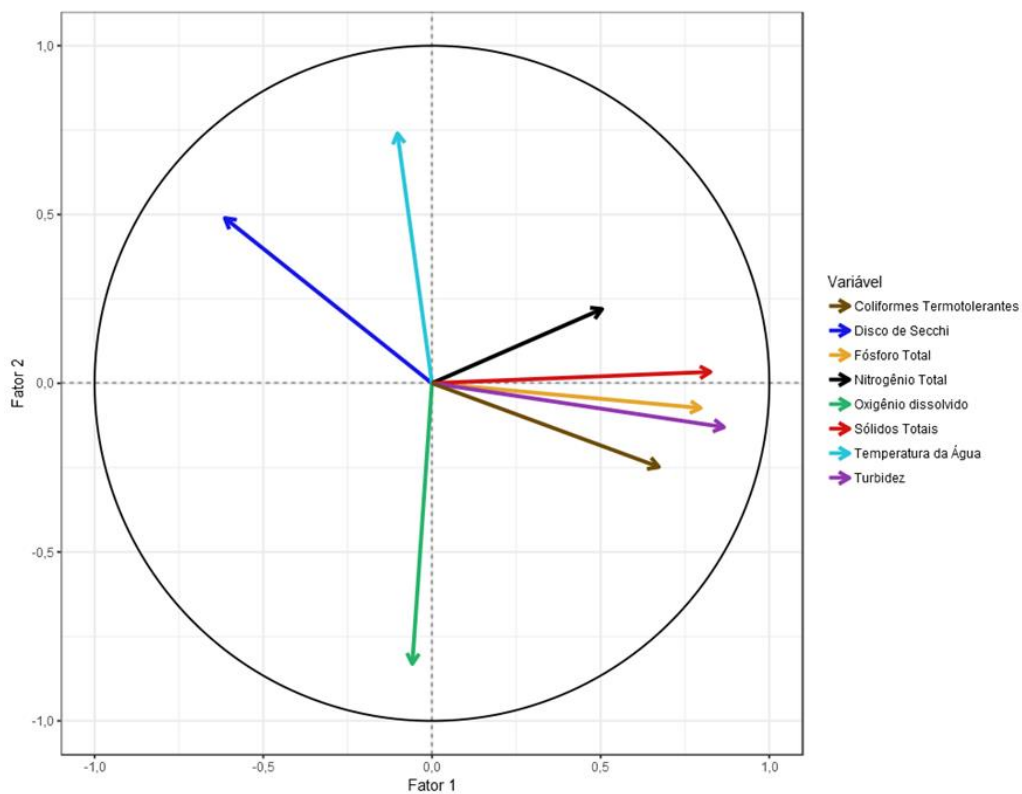
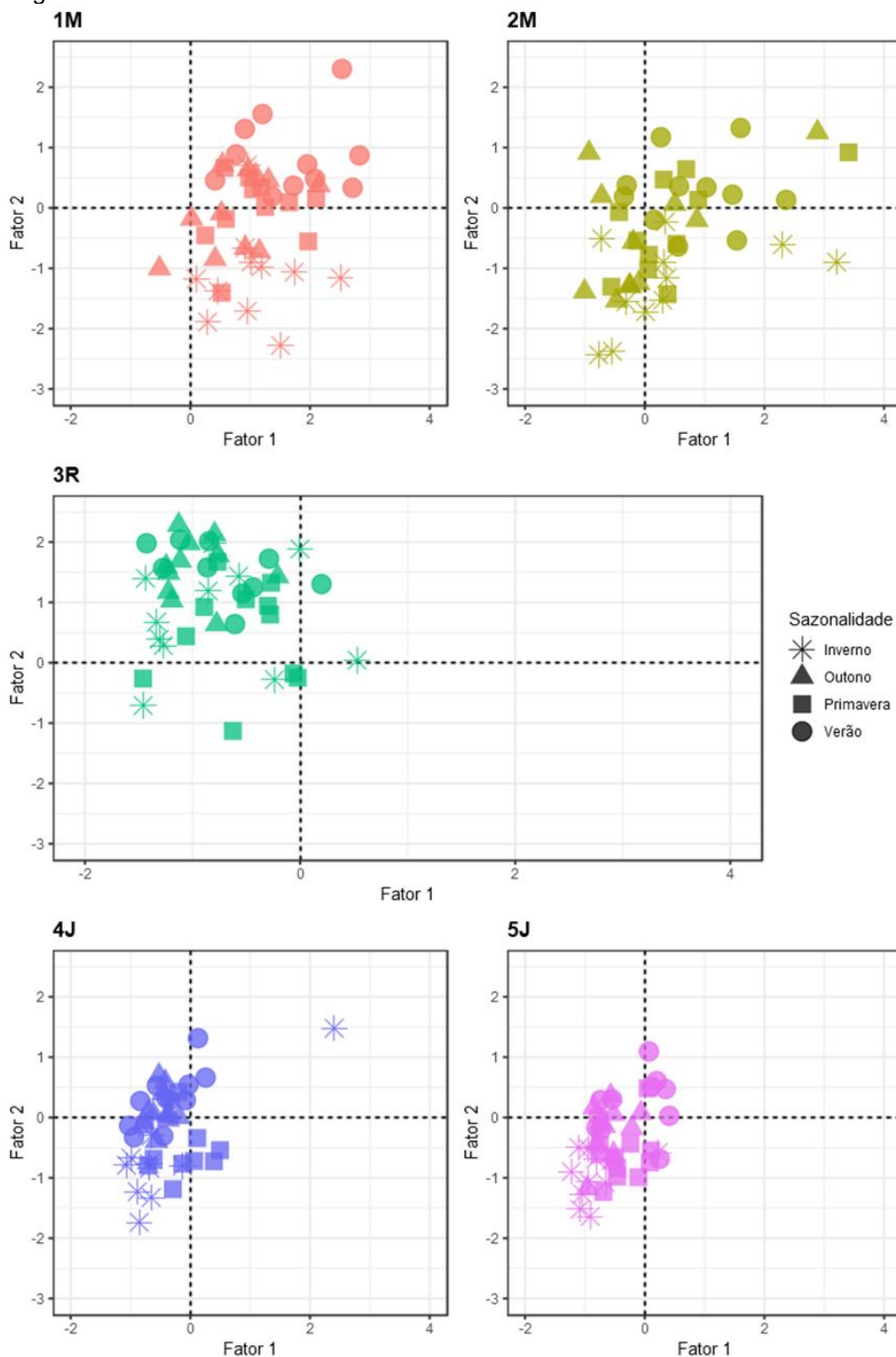


Figura 19– Pesos das variáveis dos fatores plotados no plano fator 1 x fator 2.



Para uma melhor visualização do padrão de cada estação de amostragem foi gerada a Figura 20 com os escores das amostras plotados pelos fatores 1 e 2 para cada estação de amostragem separadamente.

Figura 20 - Escores das amostras plotados no plano definido pelos fatores 1 e 2 para cada estação de amostragem.



O fator 1 (F1) reteve as variáveis fósforo total, sólidos totais e turbidez, demonstrando a influência das atividades antrópicas para a qualidade da água.

É possível identificar que as variáveis que compõe o F1, representam a influência das atividades antrópicas e do uso do solo do entorno bem como sinalizam a existência de fontes poluidoras a montante do reservatório. De acordo com os dados brutos APÊNDICE A – **Resultados das variáveis analisadas (Dados brutos)**- Tabela A 1 e Tabela A 2 e a análise descritiva (Tabela 4) as estações de amostragem 1M e 2M apresentaram, ao longo dos anos estudados, os maiores valores para estes parâmetros abióticos.

As coletas realizadas no rio Capivari foram mais influenciadas pelo primeiro fator (Figura 18 e Figura 20). Como discutido na análise descritiva, o rio Capivari apresenta em seu entorno um grande adensamento populacional que geram pressões ambientais diversas, como o despejo de efluentes não tratados de maneira apropriada, atividades agropecuárias nas margens do rio e desmatamento (FRITZSONS et al. 2003; MIRANDA et al. 2010).

A estação de amostragem localizada no rio Capivari apresentou uma variação sazonal do verão em relação às demais estações do ano. No verão, foram registrados, em geral, os maiores valores para as variáveis retidas no F1, fósforo total, sólidos totais e turbidez. Na estação de amostragem 4J é possível perceber que uma coleta realizada no inverno se distancia das demais, a coleta do inverno/2012 teve os maiores valores de fósforo, sólidos e turbidez (Figura 18 e Figura 20) fazendo com que esta ficasse mais similar às coletas realizadas no rio Capivari (1M) e das coletas com maiores valores para essas variáveis no rio dos Patos (2M) na primavera/2010 e outono/2012 (Figura 18 e Figura 20). As principais variações sazonais para as variáveis retidas neste fator foram encontradas entre as estações outono e inverno e outono e primavera para o reservatório e o canal de restituição (4J) e verão e inverno para as demais estações de amostragem.

Na estação do rio dos Patos (2M), observou-se uma maior dispersão dos pontos, que representam as coletas realizadas neste local (Figura 18 e Figura 20), conforme a estação do ano e possivelmente devido à entrada de material alóctone oriundo de ação antrópica neste corpo hídrico. O uso solo na região do rio dos Patos é, em maioria, rural, voltado especialmente à pecuária, podendo ocorrer à geração de cargas de poluição pelo despejo de dejetos dos animais no corpo hídrico (MIRANDA et al. 2010).

Este rio recentemente foi reenquadrado segundo o comitê das bacias do Alto Iguaçu e afluentes do Alto Ribeira de classe 2 para classe 4. Esta redução de classe, também restringe os usos múltiplos da água, visto que a qualidade exigida para classe 4 é inferior à classe 2 (BRASIL, 2005; COALIAR, 2013).

Segundo uma pesquisa realizada utilizando dados advindos de 2005 a 2009 de rios e reservatórios do estado de São Paulo, os ambientes de Classe 4 podem ser considerados como irrecuperáveis ou como destino final inevitável para efluentes domésticos ou industriais (CUNHA et al. 2013).

As variáveis que compõe este fator, fósforo total, sólidos totais e turbidez refletem este aumento progressivo da degradação deste corpo hídrico apresentando constantemente valores elevados nos anos monitorados (APÊNDICE A – **Resultados das variáveis analisadas (Dados brutos)**- Tabela A 2), assim como foi observado no rio Capivari. O rio dos Patos por ser um dos principais afluentes do rio Capivari interfere diretamente na qualidade deste rio, que por ser o rio barrado para a formação do reservatório, pode vir a interferir nas águas do mesmo também.

Assim o rio Capivari e rio dos Patos são afetados por poluição pontual, representada pelos possíveis efluentes que atingem o rio, como foi visto na análise estatística descritiva da variável coliformes termotolerantes que apresentou durante o período estudado altos valores nestes rios (Tabela 4). Esta variável devido à nota de corte (0,7) não compôs o primeiro fator na AF, mas sua influência é perceptível. Observa-se que também a poluição difusa advinda do uso do solo deve contribuir para os valores de fósforo e material em suspensão, sendo notória a existência de atividades industriais e rurais ao entorno destes corpos hídricos (FRITZSONS et al. 2003; CALIJURI; BOTTINO; CUNHA, 2010; MIRANDA et al. 2010).

É importante ressaltar que o rio Capivari se encontra no plano de expansão dos mananciais que abastecem Curitiba, visando uso futuro (SANEPAR, 2013). Assim, é importante, que ações sejam realizadas para o controle do aporte de nutrientes ao mesmo, pois, este aporte pode acarretar em problemas para os seus usos múltiplos, como o abastecimento público planejado.

Uma das consequências do crescimento urbano no Brasil é a vulnerabilidade dos recursos hídricos em regiões industrializadas e densamente povoadas, agravada com as mudanças do uso do solo e infraestrutura de saneamento deficiente (MEDEIROS et al. 2017)

Estudos anteriores realizados em corpos hídricos localizados também no estado do Paraná demonstram a influência e o risco de fontes difusas de poluentes ao entorno dos rios e da intensa descarga de efluentes não tratados ou tratados de modo ineficiente para a qualidade da água e seus usos múltiplos. Na bacia do Ribeira no rio Ribeira do Iguape (CALIJURI; BOTTINO; CUNHA, 2010), na bacia do rio do Campo (CARVALHO et al. 2015), do rio Pirapó (BORTOLETTO et al. 2015), do rio Mourão (PASSIG et al. 2015), na bacia do rio Paraná (PEDROSO et al. 2015; BARROS et al. 2017), do rio Tibagi (ARRUDA, KNOPIK; SOTTOMAIOR, 2017; LOPES; ARRUDA, 2017), do rio Barigui (GONÇALVES; KISHI; FERNANDES, 2016). e do rio Iguaçu (YAMAMOTO et al. 2016; LEITHOLD et al. 2017; IDE et al. 2017). Estas fontes estão diretamente relacionadas à intensificação de atividades agrícolas, desmatamento de matas ciliares e o aumento da urbanização ao entorno destes corpos hídricos.

As elevadas concentrações de fósforo afluentes ao reservatório de Capivari são preocupantes, uma vez que se espera que estas altas concentrações de fósforo, ao longo do tempo venham a enriquecer o reservatório, contribuindo para o estabelecimento do processo de eutrofização. Este fato ocorre uma vez que o fósforo ficaria, em parte, retido no reservatório, seja pela sedimentação do mesmo em função do longo tempo de residência, seja pela utilização do fósforo pelo fitoplâncton.

De acordo com Straškrabra e Tundisi (2013), as características limnológicas dos reservatórios fazem com que os mesmos funcionem como acumuladores de informações da bacia hidrográfica em que o mesmo está inserido, bem como o reflexo das atividades desenvolvidas ao entorno.

Diversos estudos realizados em reservatórios localizados no sul e sudeste brasileiro relatam a influência de rios a montante com águas degradadas na qualidade da água dos reservatórios, principalmente os com alto tempo de residência (CARDOSO-SILVA et al. 2014; FRASCARELI et al. 2015; ARRUDA; RIZZI; MIRANDA; 2015; ASSUNÇÃO; VIANA; IBRAHIN, 2016; MELO et al, 2017, CARDOSO-SILVA et al. 2018).

De acordo com Melo et al. (2017), os resíduos produzidos por atividades antrópicas, como o influxo de efluentes e o escoamento de áreas urbanas, quando descartados sem serem devidamente tratados, podem ser fonte de poluição para o rio e, conseqüentemente, para o reservatório.

Desta forma, o reservatório se torna um importante indicador das influências da bacia, podendo agir como um acumulador dessas alterações ocorridas a montante.

O fator 2 (F2) reteve positivamente a temperatura da água e negativamente oxigênio dissolvido, representando a sazonalidade. Tal fator demonstra a relação da solubilidade deste gás dissolvido no corpo hídrico com a temperatura do mesmo. O comportamento dos gases, incluindo o oxigênio dissolvido, tem relação com a temperatura, pois a elevação da mesma torna os gases menos solúveis (ARRUDA; RIZZI; MIRANDA, 2015).

De acordo com Tundisi e Tundisi (2008), a concentração de oxigênio dissolvido em um corpo hídrico depende dos coeficientes de troca de oxigênio entre a atmosfera e a superfície da água, a interface ar-água. Em rios, devido ao transporte vertical de oxigênio pela turbulência pode haver um aumento da saturação do oxigênio dissolvido.

A temperatura é um fator determinante na qualidade da água, pois pode interferir em reações químicas e bioquímicas, além de alterar processos biológicos que ocorrem na água (VON SPERLING, 2007; SOUZA; BERTOSSI; LATORIA, 2015).

De acordo com os resultados da AF (Figura 18 e Figura 20) foi possível identificar que as coletas do inverno e verão nas estações de amostragem dos ambientes lóticos apresentaram maiores distâncias entre si.

As coletas realizadas no inverno apresentaram as menores temperaturas e possuíram os maiores valores de OD. Além da solubilidade do oxigênio ser inversamente proporcional a temperatura da água, o aumento da temperatura da água propicia também o aumento das atividades metabólicas dos organismos, que acaba por elevar suas taxas respiratórias, desencadeando um aumento do consumo do oxigênio dissolvido da água (ESTEVES, 2011). As coletas realizadas no reservatório não seguem este padrão. Este resultado pode estar relacionado aos processos de estratificação deste reservatório, bem como a dinâmica de sua comunidade fitoplanctônica (BORGES; TRAIN; RODRIGUES, 2008a).

Arruda, Rizzi e Miranda (2015) em seu estudo na região da UHE Foz do Areia, Paraná, também identificaram a relação do OD e da temperatura da água nas estações de amostragem localizadas a montante e jusante do reservatório e a ausência da mesma no reservatório. Segundo os autores supracitados é possível que tal relação entre o OD e a temperatura não tenha sido registrada nas estações de reservatório, em função da influência dos processos de estratificação. A estratificação

térmica forma uma barreira física, com diferenças significativas na densidade da água. Assim, o calor não se distribui de forma homogênea na coluna de água, assim como o OD.

As coletas com os maiores valores de temperatura da água realizadas nas estações a jusante do reservatório e no rio dos Patos se encontram próximas às realizadas no reservatório (Figura 18 e Figura 20).

A sazonalidade teve um maior peso na definição da similaridade da qualidade das águas do que a variação espacial no estudo de Souza, Bertossi e Lastoria (2015) nas águas superficiais da bacia hidrográfica do Córrego Bandeira, Campo Grande.

5.1.3 Teste de Kruskal-Wallis

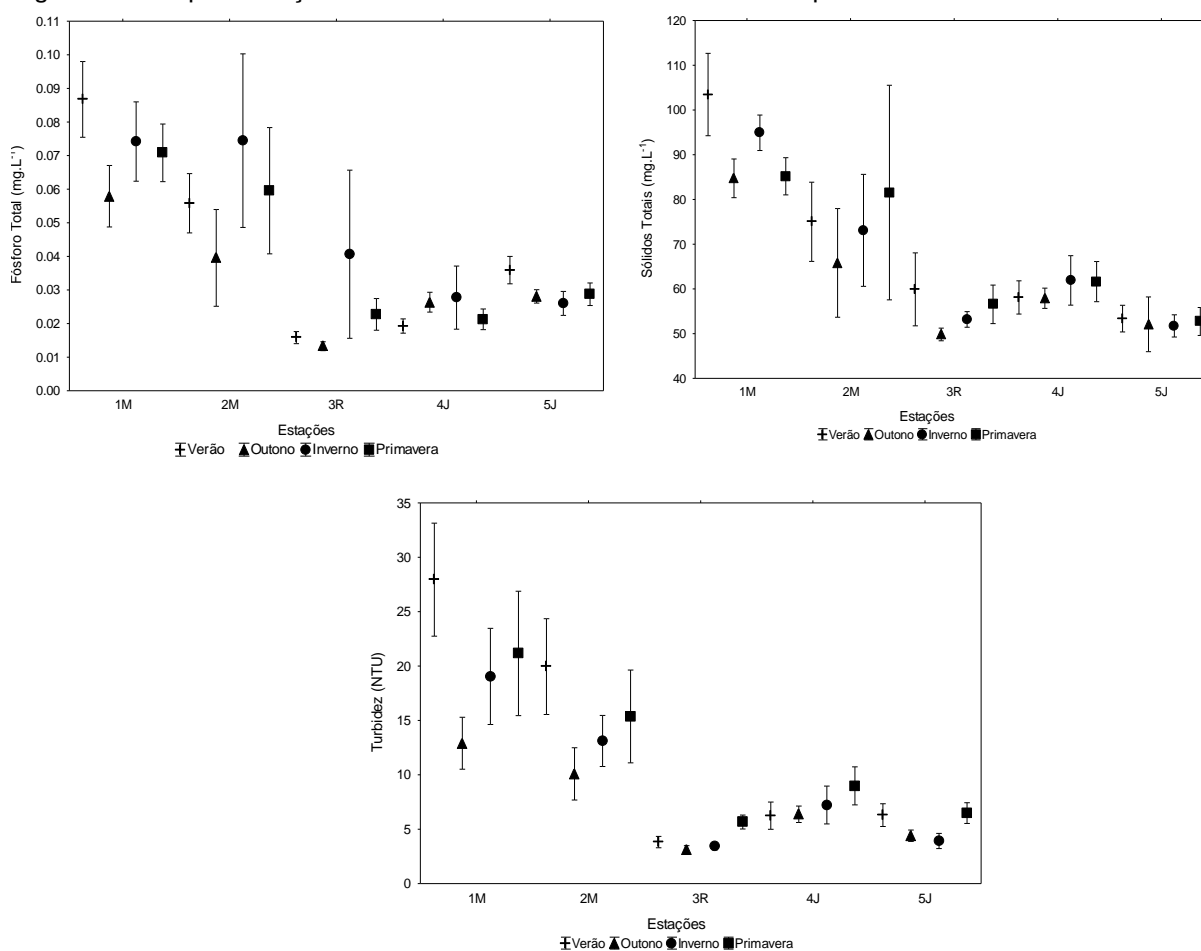
O teste de Kruskal-Wallis dos eixos dos fatores selecionados para a interpretação resultou, para o F1, diferenças significativas para o espaço ($p < 0,001$) e sazonalidade ($p < 0,001$). De forma geral, há clara diferença espacial, entre as estações de amostragem. A estação localizada no rio Capivari, rio barrado para a construção do reservatório (1M) é o local com maiores diferenças entre a estação do reservatório (3R) e jusante (4J e 5J) e um pouco mais similar a 2M, estação de amostragem localizada no rio dos Patos, também a montante do reservatório (Figura 20 e Figura 21).

O teste de Kruskal-Wallis das variáveis retidas na AF, no fator 1 resultou, diferenças significativas espaciais ($p < 0,001$) e sazonais ($p < 0,001$) para a turbidez, enquanto o fósforo total e sólidos totais apresentaram apenas diferença espacial significativa ($p < 0,001$).

Os resultados destas variáveis demonstraram as características do reservatório sobre as mesmas, pois a estação 3R e as estações localizadas a jusante do mesmo diferiram espacialmente das estações a montante (Figura 21).

No reservatório, a redução nos valores das variáveis que compõe o F1 sugere a sedimentação do fósforo e sólidos em suspensão, conseqüentemente reduzindo seus valores também a jusante (Figura 21). Assim foi possível identificar que as estações a montante localizadas no rio Capivari e rio dos Patos são mais similares entre si, bem como as a jusante no canal de restituição da água turbinada e do rio Cachoeira (Figura 20 e Figura 21).

Figura 21 – Representação do resultado do teste de Kruskal-Wallis para as variáveis retidas no F1.



A estação de amostragem 3R está localizada próxima à barragem do reservatório da UHE Capivari-Cachoeira, assim pode-se considerar que as coletas foram realizadas na zona lacustre deste reservatório. A zona lacustre, com características de ambientes lênticos, é normalmente a mais profunda, com alto tempo de residência e menor concentração de nutrientes devido ao processo de sedimentação que ocorre ao longo do eixo longitudinal do reservatório (BORGES; TRAIN; RODRIGUES, 2008a; RYCHTECKY; ZNACHOR, 2011).

Muitos fatores determinam as características limnológicas das águas, mas nos reservatórios hidrelétricos os tempos de retenção de água interferem diretamente nos materiais e nutrientes em suspensão, sua ciclagem e sedimentação (CALLIJURI et al. 2002; BORGES; TRAIN; RODRIGUES, 2008a; NOGUEIRA; NEVES; NALIATO, 2012).

O estudo realizado no reservatório da UHE Capivari-Cachoeira por Borges, Train e Rodrigues (2008a) identificou um acentuado processo de sedimentação de

nutrientes, ocorrendo desde a zona fluvial do reservatório, que apresenta uma contribuição alóctone de nutrientes importante.

Os reservatórios artificiais localizados em áreas urbanizadas que apresentam baixa velocidade de fluxo e um tempo de retenção de água maior que os rios, podem sofrer uma poluição particularmente grave em razão das atividades antropogênicas, por exemplo, aumento de nutriente, sedimentos e carregamentos de poluentes de sua bacia hidrográfica (SHEELA et al., 2012).

Uma grande quantidade de sedimentos e partículas podem ser transportados da bacia hidrográfica para reservatórios e uma fração significativa podem ser retidos devido ao fluxo reduzido dos mesmos (LU et al., 2016). As barragens atuam como sumidouro de nutrientes, podendo propiciar o acúmulo destes nos reservatórios, ocorrendo conseqüentemente a diminuições nas concentrações a jusante (MAAVARA et al. 2015; LU et al. 2016).

O estudo realizado por Borges, Train e Rodrigues (2008a), no reservatório da UHE Capivari-Cachoeira, identificou que os nutrientes analisados, entre eles fósforo total e nitrogênio total, apresentaram altas concentrações próximo a porção fluvial, ocorrendo a diminuição dos valores e da turbidez em direção à barragem, em que o reservatório de Capivari exibiu um gradiente longitudinal evidente.

Situação semelhante também foi observada por Macina e Mendonça (2013), onde a montante de reservatórios localizados na bacia do rio Santa Maria da Vitória a qualidade de água era mais degradada pela presença de esgotos domésticos lançados sem tratamento, melhorando a qualidade de água a jusante, devido à maior sedimentação promovida pelo reservatório.

Fantin-Cruz et al. (2016) identificaram que em relação a um local de referência a montante, o reservatório da UHE Ponte de Pedra, Pantanal, diminuiu significativamente a turbidez e concentrações de sólidos totais, fósforo total e nitrato. De maneira similar ao encontrado no presente estudo verificou-se que as alterações nem sempre foram negativas. Assim, na maioria das vezes, mas nem sempre, o reservatório causou reduções nessas variáveis em relação as estações de montante.

Montanher e Souza-Filho (2015), em seu estudo realizado no Alto rio Paraná, concluíram que os grandes reservatórios construídos foram responsáveis pela diminuição da carga de sedimentos do rio.

O estudo realizado por Santana et al. (2017), também no Alto Rio Paraná, identificou que a barragem de Porto Primavera retém mais de 70% do fósforo total do

rio Paraná. Ocorrendo de maneira similar ao encontrado baixos valores de fósforo total e nitrogênio e altos valores de transparência da água a jusante da barragem.

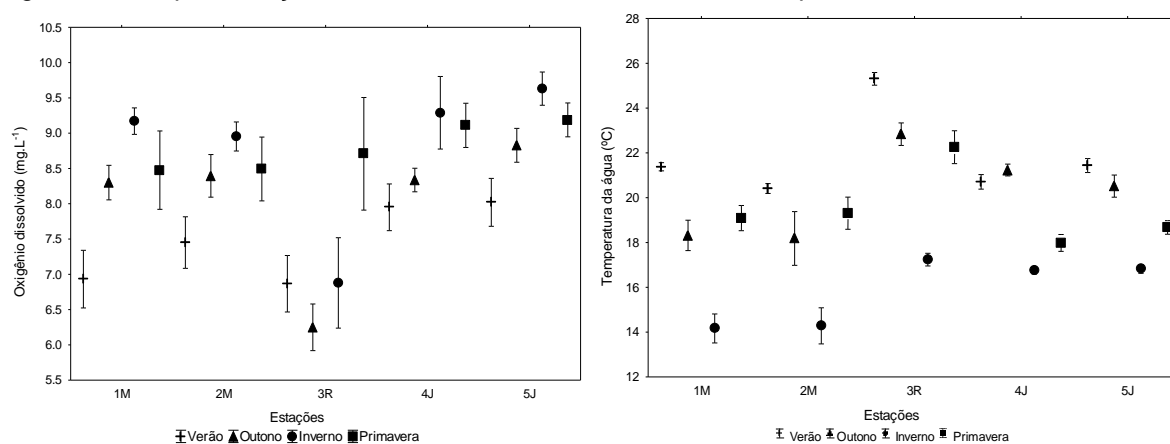
O teste de Kruskal-Wallis dos eixos dos fatores selecionados para a interpretação, no fator 2, resultou diferenças significativas espaciais ($p < 0,001$) e sazonais ($p < 0,001$).

Este resultado demonstra a diferença na influência da sazonalidade no reservatório em relação às estações de amostragem a montante e a jusante localizadas em ambientes lóticos. Como discutido anteriormente, todas as estações de amostragem, com exceção do reservatório, apresentaram as menores temperaturas e os maiores valores de oxigênio dissolvido no inverno, mostrando a relação da solubilidade do OD com a temperatura. O reservatório apresenta características distintas, como processos de estratificação, fato que pode explicar seu padrão distinto.

A sazonalidade variou em relação às estações de amostragem, o rio Capivari e rio dos Patos são mais semelhantes também em relação a sazonalidade, bem como o rio Cachoeira com o canal de restituição da água turbinada, em que as coletas apresentaram um padrão sazonal de maior similaridade do outono e inverno e da primavera e verão. O reservatório não segue esse padrão, sendo as coletas realizadas no verão e outono mais similares entre si (Figura 21)

Em relação às variáveis retidas no fator 2 o oxigênio dissolvido apresentou diferença espacial e sazonal significativa ($p < 0,01$) (Figura 22).

Figura 22 – Representação do resultado do teste de Kruskal-Wallis para as variáveis retidas no F2.



Os mecanismos que interagem no balanço do oxigênio dissolvido nos ambientes aquáticos são a reaeração atmosférica e a fotossíntese. Enquanto a

oxidação da matéria orgânica, a demanda bentônica e nitrificação, influenciam para o consumo do oxigênio dissolvido. A oxidação da matéria orgânica corresponde ao principal meio de consumo de oxigênio dissolvido na água (VON SPERLING, 2007).

Os pontos de rio apresentaram de maneira geral os maiores valores para a variável oxigênio dissolvido e o reservatório os menores valores e a maior oscilação (Figura 22). De acordo com Carvalho et al. (2015), em seu estudo na bacia do rio do Campo, e Passig et al. (2015), no rio Mourão, ambos no Paraná, a alta concentração de OD é explicada pelas características dos rios, o que provoca maior turbulência e conseqüentemente o aumento da transferência de oxigênio na interface ar-água.

As concentrações de oxigênio dissolvido na estação do reservatório (3R) foram as mais diversas em relação aos demais locais estudados, ocorrendo os maiores valores na primavera. O reservatório apresenta condições mais propícias ao desenvolvimento da comunidade fitoplanctônica além do acúmulo de nutrientes (CALIJURI et al., 2002). Assim, este resultado está relacionado possivelmente à comunidade fitoplanctônica que, devido aos processos de fotossíntese e respiração, causam alterações nas concentrações de OD que pode se alterar de maneira sazonal e até diária. A maior amplitude de valores também ocorreu na estação de amostragem do reservatório, isto pode estar relacionado a eventuais eventos de proliferação de algas que proporcionam maior produção primária e, assim, picos da concentração de oxigênio dissolvido durante o dia (ARRUDA; RIZZI; MIRANDA, 2015). Os menores valores de OD do reservatório podem também estar relacionados ao fluxo de águas mais lento em relação aos pontos de amostragem localizados em ambientes lóticos.

As estações a montante do reservatório 1M e 2M não apresentaram diferenças significativas entre si (Figura 22). Este resultado pode estar relacionado a existência de maiores influências antrópicas no entorno destes rios, que, por propiciam um aumento de material alóctone lábil, pode interferir nos valores de OD, devido aos processos de decomposição, que consomem oxigênio do ambiente aquático (VON SPERLING, 2007).

O OD no trecho do rio Paraná estudado por Pedroso et al. (2015) foi diretamente influenciado pelo despejo de esgoto, apresentando redução nos valores no trecho após a descarga de esgoto. Lopes e Arruda (2017), em seu estudo no rio Pitanguí, Paraná, também relacionaram os menores valores de oxigênio dissolvido à influência de esgotos domésticos e áreas agrícolas. Leithold et al. (2017) identificaram essa relação no rio Iguaçu na região metropolitana de Curitiba, na parte com maior

adensamento populacional, onde a grande deposição de matéria orgânica instável proveniente provavelmente de efluentes domésticos, causou consequente depleção de OD e degradação da qualidade da água.

Verificou-se maiores valores de oxigênio dissolvido nas coletas das estações de amostragem a jusante do reservatório (4J e 5J), este fator pode estar relacionado à vazão ter sido aumentada pela transposição de bacias do reservatório em que água é restituída após a geração de energia pelo canal de restituição da água turbinada em 4J e então ao rio Cachoeira (5J) (GAMA, 2009; ASSIS, 2012). As condições físicas são favorecidas em rios com maior turbilhonamento, assim maior reaeração, influenciando os valores de oxigênio dissolvido (ABREU; CUNHA, 2017).

A temperatura da água apresentou diferenças significativas espaciais e sazonais ($p < 0,001$) (Figura 22). A grande amplitude de variação dos dados, em todas as estações de monitoramento, ocorreu devido à sazonalidade dos períodos de coletas (quatro estações do ano).

A estação localizada no reservatório (3R) é a que mais difere espacialmente em relação às demais (Figura 22). As variações na temperatura da água ocorrem devido a fontes naturais, tais como latitude, altitude, estação do ano, período do dia, taxa de fluxo, profundidade e energia solar. Bem como por fatores antropogênicos. A temperatura da água também sofre variações sazonais e diurnas, além da estratificação vertical (CETESB, 2009; FUNASA, 2014).

No estudo realizado por Lopes e Arruda (2017), na região da PCH São Jorge, no Paraná, os resultados demonstram a influência espacial e da passagem da água pelo reservatório bem como da sazonalidade, em que coletas realizadas em uma mesma estação do ano tiveram a qualidade da água mais semelhante.

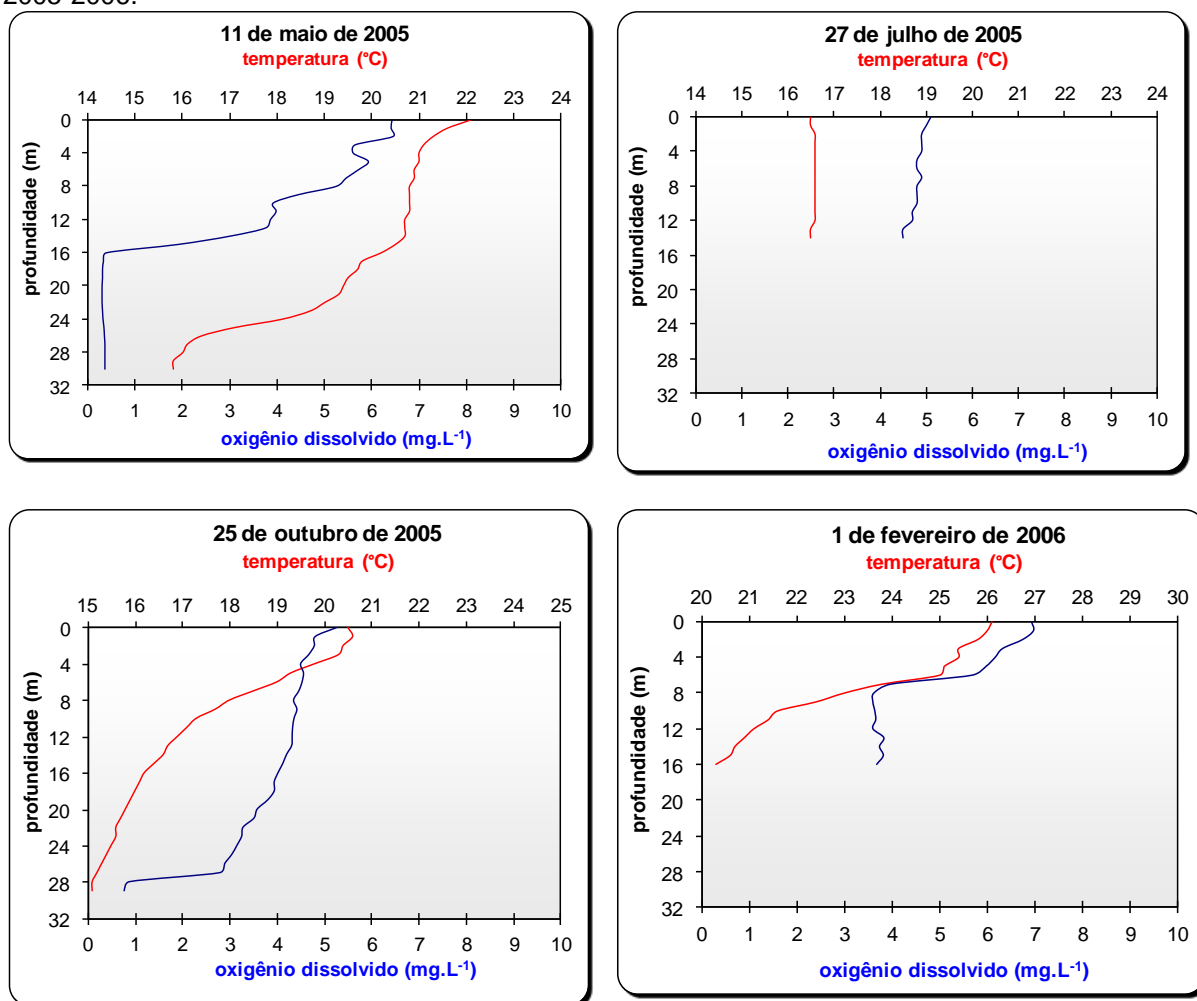
Arruda, Knopik e Sottomaior (2017) também encontraram em seu trabalho utilizando a análise fatorial como ferramenta de estudo do rio Tibagi, Paraná, os fatores descritivos da influência de centros urbanos bem como da sazonalidade na qualidade da água. Esses fatores também reteram as variáveis sólidos totais, fósforo totais e transparência da água em sentidos opostos, em outro fator os coliformes, representando o uso do solo, e o oxigênio dissolvido e temperatura da água, a sazonalidade.

5.2 ANÁLISES EXCLUSIVAS PARA O RESERVATÓRIO DA UHE CAPIVARI-CACHOEIRA

5.2.1 Estratificação

Os resultados do cálculo do tempo de residência e do número de Froude densimétrico são apresentados na Tabela 6, e foram comparados com os perfis de oxigênio dissolvido e temperatura dos anos analisados. Os perfis verticais destas variáveis para o ciclo de monitoramento 2005-2006 foram os que melhor demonstram o padrão de estratificação identificado no reservatório e, portanto, estão ilustrados na Figura 23.

Figura 23 – Perfis de temperatura e oxigênio dissolvido do reservatório de Capivari-Cachoeira no ciclo 2005-2006.



Fonte: Adaptado de Lactec (2016).

As medidas de oxigênio dissolvido e temperatura refletiram o comportamento destas variáveis no perfil vertical do reservatório da UHE Capivari-Cachoeira. Na avaliação dos perfis de temperatura pode-se observar que o reservatório se encontrou estratificado predominantemente nos meses mais quentes, com queda significativa de temperatura da superfície em direção ao fundo. Por outro lado, nos meses de temperaturas mais baixas, a estratificação térmica foi ausente ou pouco pronunciada, ocorrendo uma tendência à circulação no inverno. A alteração da densidade da molécula da água varia em função da temperatura, entretanto, esta alteração não é uniforme, sendo que com a elevação da temperatura da água, as diferenças da densidade da água se tornam maiores (ESTEVES, 2011).

Pode-se perceber um padrão em que a estratificação térmica ocorreu na maior parte do ciclo anual e a desestratificação e mistura ao longo da coluna de água, uma vez ao ano, em torno do mês de julho e agosto. Este comportamento caracteriza lagos com padrão de circulação monomítico quente. O processo de estratificação em lagos monomíticos quentes ocorre devido ao aquecimento térmico da superfície (TUNDISI, 2008). O padrão de circulação monomítico quente foi observado em diferentes reservatórios no estado do Paraná, onde a circulação ocorre uma vez por ano, predominantemente no inverno (MIRANDA et al., 2009; FERREIRA; CUNHA, 2013; COLOMBO; MANNICH, 2017).

Este padrão de estratificação foi considerado uma tendência por ocorrer em praticamente todos os anos monitorados. A exemplo, a termoclina foi superficial em outubro/05 e fevereiro/06, entre 4 m e 10 m, que reflete a profundidade de mistura da coluna de água nestes meses, ou seja, circulação superficial, nos primeiros 4 m. Em maio/05, a termoclina iniciou-se em 16 m, e apresentou uma segunda termoclina em 24 m aproximadamente, mostrando circulação das camadas superiores e em junho/05, não ocorreu estratificação (Figura 23). Comportamento semelhante também foi observado em um reservatório no Pantanal, Brasil, por Cruz et al. (2015). O reservatório de Ponte de Pedra apresentou um longo período de estratificação com mistura completa no inverno. A estrutura vertical mostrou que, durante o período de estratificação, as camadas superiores do reservatório são homogêneas e que a composição física e química só muda em profundidades maiores.

Avaliando perfis dos anos de 2005 a 2016, os meses mais quentes registraram quedas de temperatura entre 3,5°C a 10°C, sendo que as termoclinas iniciaram-se próximas à superfície com dimensões variando de 2 metros a 15 metros, que refletem

a profundidade de mistura (Z_{mix}) da coluna de água nestes meses. Como exemplo, os eventos de estratificação nos meses de outubro/06 e janeiro/07, registraram redução da temperatura da água de até 5°C, nos primeiros 15 m de profundidade do reservatório. Em outubro/10, a perda de temperatura da superfície até o fundo foi de aproximadamente 10°C. Em janeiro/11, valores bastante elevados de diferença entre a temperatura entre a superfície e o fundo também foram observados, chegando próximo aos 6°C.

Os períodos do ano com temperaturas mais elevadas apresentaram, normalmente uma grande diferença entre a temperatura de superfície e de fundo. Situação semelhante foi observada por Miranda et al. (2009) em três reservatórios paranaenses, sendo eles, o reservatório da UHE Jordão, Segredo e Foz do Areia, em que estratificações térmicas foram mais pronunciadas nos meses de temperaturas mais elevadas.

A estratificação térmica evidenciada do reservatório do Rio das Pedras, por Padiál et al. (2009), ocorreu principalmente devido a diferenças de temperatura, seguida de estratificação química e biológica.

Os reservatórios profundos geralmente formam estratificação térmica devido à distribuição de calor vertical desigual. A estratificação térmica pode dificultar a troca vertical de água, causando a estratificação da qualidade da água (MIRANDA et al., 2009).

A avaliação do perfil vertical de oxigênio dissolvido no reservatório de Capivari mostrou que o mesmo apresenta estratificação na maior parte do período anual, seguindo o padrão de estratificação térmica (Figura 23). Comportamento semelhante foi encontrado no reservatório da UHE Segredo, UHE Salto Caxias, no estudo de Miranda et al (2009). Similaridades entre os resultados atuais e de outras pesquisas também foram verificadas. No reservatório de Poxim, em Sergipe, no estudo de Neves et al. (2016) também foi identificada diminuição da temperatura ao longo da coluna de água, geralmente acompanhada de uma diminuição do oxigênio dissolvido, com maior estratificação ocorrendo em períodos com temperaturas mais altas.

Quanto à distribuição de oxigênio dissolvido no reservatório. Eventos de hipóxia hipolimnética, quando há déficits acentuados de oxigênio dissolvido na camada do fundo, foram registrados em diversos eventos de amostragem. Nos meses de maio/05 e outubro/05, houve hipóxia hipolimnética, registrando-se concentrações abaixo de 1,0 mg.L⁻¹, a partir de 15 m, no primeiro caso, e abaixo de 25 m, no segundo

(Figura 23). Também em outubro/07 e fevereiro/08, oxiclina foram registradas entre 2 m e 3 m de profundidade, com hipóxia a partir de 25 m e 12 m, respectivamente. A hipóxia na região de fundo pode estimular processos de eutrofização por carga interna, uma vez dificulta a retenção do fósforo nos sedimentos, fazendo com que o mesmo, fique disponível para a assimilação dos seres vivos (BENEDETTI; TUCCI, 2006; TUNDISI, et al., 2008).

Eventos de anóxia também foram observadas no reservatório de Capivari-Cachoeira, como em abril/07, em que a oxiclina foi registrada em 6 m, com diminuição de $5,5 \text{ mg.L}^{-1}$ na concentração de oxigênio dissolvido em direção ao fundo e observação de anóxia a partir de 9 m de profundidade. Em outubro/14, ocorreu anóxia a partir dos 10 m de profundidade com valores de OD abaixo de $0,7 \text{ mg.L}^{-1}$ e janeiro/15, a partir dos 8 m, foram observados valores de OD abaixo de $0,3 \text{ mg.L}^{-1}$.

No reservatório estudado por Elçi (2008) no verão a estratificação foi evidente, e as concentrações observadas de oxigênio dissolvido caíram bem abaixo do limite padrão na termoclina, levando ao desenvolvimento da anóxia.

Lagos de regiões tropicais tem seus perfis de oxigênio dissolvido influenciados principalmente pela morfometria do lago e por altas temperaturas, pois estas influenciadas pela ação dos ventos atuam na distribuição do oxigênio dissolvido no corpo hídrico. Assim, é comum que estes lagos apresentem forte déficit de oxigênio na coluna da água, principalmente na camada inferior (ESTEVES, 2011).

Os resultados do cálculo do tempo de residência e do número de Froude densimétrico são apresentados na Tabela 6, e foram comparados com os perfis de oxigênio dissolvido e temperatura dos anos analisados.

Os resultados do cálculo do tempo de residência, 110,9 dias considerando a classificação de WRE (1969) sugerem que o reservatório de Capivari-Cachoeira tem pouca possibilidade de estratificar, devido à grande relação fluxo / volume. Assim, como o reservatório de Capivari-Cachoeira apresenta um tempo de residência, considerado pequeno, segundo o estabelecido pela classificação de WRE (1969), menos de 4 meses, sugere-se que a estratificação é difícil de ser estabelecida (TUCCI, 1998).

Tabela 6 – Resultados do cálculo do tempo de residência e número de Froude densimétrico.

Reservatório	Tr (dias)	Fd
Capivari-Cachoeira	110,90	0,052

Legenda: Tr: Tempo de residência; Fd: Número de Froude densimétrico.

Entretanto, de acordo com o resultado do cálculo do número de Froude densimétrico, que foi igual a 0,052 (Tabela 6), o reservatório de Capivari-Cachoeira apresenta uma tendência a forte estratificação (TUCCI, 1998; BENEDETTI; TUCCI, 2006), pois para que a estratificação seja desenvolvida, baixas velocidades de fluxo são necessárias associadas à morfologia do reservatório (MAGEE et al. 2017). Reservatórios apresentam longos períodos de estratificação quando apresentam aproximadamente 8 a 10 meses de estratificação, e aqueles em que ocorre a desestratificação no inverno, ainda são classificados como monomíticos quente.

De acordo com as medidas de temperatura e oxigênio dissolvido efetuadas no reservatório da UHE Capivari-Cachoeira, durante o período estudado, o reservatório foi considerado estratificado durante quase todo o ano, com uma tendência de circulação nos meses mais frios, principalmente nos que compreendem o inverno, portanto, o resultado do cálculo de Froude densimétrico, correspondeu corretamente com o observado. Em relação ao tempo de residência, o mesmo não foi coerente com os resultados obtidos em campo e com o cálculo de Froude densimétrico, pois de acordo com o resultado (110,9 dias), e da classificação proposta por WRE (1969) seria difícil do reservatório se estratificar.

O cálculo do tempo de residência não leva em conta algumas características importantes, como a profundidade, permitindo assim uma visão geral do reservatório. O número de Froude densimétrico representa o ambiente com maior realidade, pois considera mais fatores (TUCCI, 1998). Assim, vários fatores devem ser levados em conta nos estudos dos processos de estratificação e mistura de colunas de água (TUCCI, 1998; BORICS et al., 2015; MAGEE et al., 2017). Por exemplo, já foi identificado que lagos com maior área de superfície têm uma mistura maior com o vento. Os lagos maiores tendem a ter mais variabilidade na temperatura e na estratificação do que os lagos menores, e essa variabilidade aumenta com velocidades de vento mais altas (MAGEE et al. 2017).

O estudo de Borics et al. (2015), em pequenos lagos temperados da bacia dos Cárpatos, concluiu que, dependendo da sua profundidade e abrigo do vento, os lagos

poderiam ser caracterizados por vários padrões de estratificação. Souza et al. (2016) identificaram que no reservatório de São Pedro, em Juíz de Fora, por ser um reservatório pequeno e raso, as temperaturas são mais limitadas aos fluxos dos afluentes, caracterizando, portanto, uma baixa capacidade deste reservatório em regularizar suas temperaturas.

Assim o padrão de estratificação térmica e de oxigênio dissolvido observado no reservatório da UHE Capivari-Cachoeira é o monomítico quente, em que ocorre estratificação durante praticamente todo o ano, com maior intensidade nos meses quentes, e tendência a circulação, desestratificação, nos meses que compreendem o inverno. Eventos de hipóxia e mesmo de completa anóxia tem sido recorrentes no reservatório, também característica de ambientes monomíticos quentes com períodos de circulação reduzido.

O número de Froude densimétrico calculado correspondeu corretamente com a tendência de estratificação verificada no monitoramento dos perfis de oxigênio e temperatura para o reservatório de Capivari-Cachoeira. Por outro lado, a classificação adotada para tempo de residência como indicativo da tendência de estratificação, não se mostrou coerente com os valores obtidos nos perfis de temperatura e oxigênio dissolvido e no cálculo do número de Froude densimétrico. Neste sentido, a utilização de diferentes metodologias e abordagens nas avaliações dos padrões de circulação em reservatórios deve, sempre que possível, ser utilizada a fim de que se possa tomar a melhor decisão de manejo.

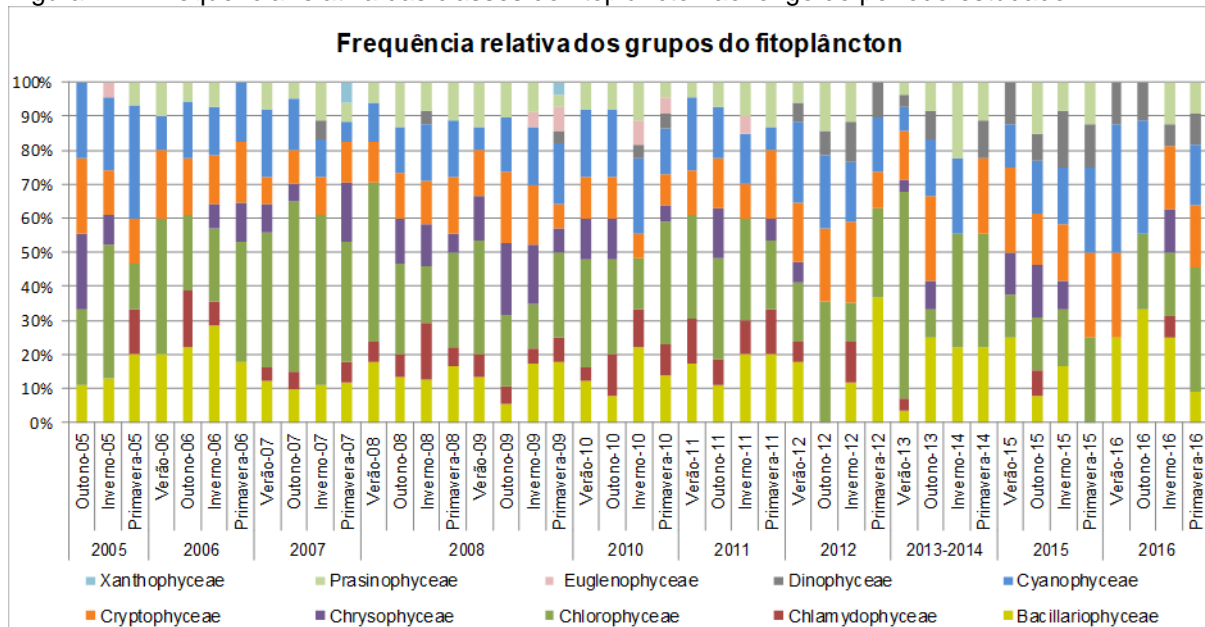
5.2.2 Comunidade fitoplanctônica

5.2.2.1 Composição da comunidade

Entre os anos de 2005 e 2016 foram inventariadas, no reservatório de Capivari, 150 espécies distribuídas em 70 gêneros. A Classe Chlorophyceae (algas verdes) foi o grupo com maior número de representantes, 49 espécies, seguido pelas classes Bacillariophyceae (diatomáceas) com 24, Cyanophyceae (cianobactérias) com 22 espécies, Chrysophyceae (algas douradas) com 14 espécies, Zygnematophyceae com 9 espécies, Chamydophyceae, Cryptophyceae e Euglenophyceae (euglenófitos) com 7 espécies cada, Dinophyceae (dinoflagelados)

6, Prasinophyceae com 3 e Xanthophyceae 2 espécies (Figura 24 – Frequência relativa das classes do fitoplâncton ao longo do período estudado.).

Figura 24 – Frequência relativa das classes do fitoplâncton ao longo do período estudado.



A riqueza de espécies foi considerada baixa, variando de 8 a 31 espécies registradas por observação. Borges, Train e Rodrigues (2008b) também encontraram valores considerados baixos de acordo com os autores, sendo o valor máximo de 24 e o mínimo 10 espécies coletadas por observação no reservatório de Rosana, Paraná. A quantidade de classes fitoplanctônicas por observação apresentou uma variação de 4 a 9 classes. O grupo das algas verdes (Chlorophyceae) foi o que apresentou maior riqueza nas coletas analisadas, chegando a 17 espécies, no verão/2013 (Figura 24).

A riqueza da comunidade fitoplanctônica não se alterou sazonalmente de forma evidente. As clorófitas tiveram a maior riqueza de espécies em todas as estações do ano, seguidas pelas cianobactérias, com exceção das coletas de primavera, as quais o grupo das diatomáceas (Classe Bacillariophyceae) foi o segundo com maior riqueza.

O estudo de Borges, Train, Rodrigues (2008a) no reservatório de Capivari-Cachoeira, também identificou que o grupo predominante foi Chlorophyceae, seguido por Bacillariophyceae e Cyanophyceae. Também IAP (2017) em levantamento entre os anos de 1998 e 2013 identificou as clorófitas como o grupo mais representativo no reservatório de Capivari-Cachoeira.

As clorofíceas são geralmente as maiores contribuintes para a riqueza de espécies planctônicas em ambientes de água doce. As mesmas são favorecidas por apresentarem alta variabilidade morfológica, podendo se desenvolver em diversos habitats (BICUDO et al. 1999; RODRIGUES et al. 2005; GENTIL;TUCCI; SANT' ANNA, 2008; ADLOFF et al. 2018). De acordo com Rodrigues et al. (2005), as clorofíceas são o grupo mais diverso de algas planctônicas também em lagos e reservatórios tropicais. Cassol et al. (2017), corroboram tal afirmação, em trabalho desenvolvido no reservatório de Ernestina, no Rio Grande do Sul. No entanto, em alguns casos, as clorofíceas podem ser um grupo secundário se comparado a biomassa das cianobactérias e diatomáceas.

5.2.2.2 Índice de diversidade e equitabilidade

A diversidade da comunidade fitoplanctônica no reservatório Capivari-Cachoeira, de acordo com o resultado do índice de diversidade de Shannon (APÊNDICE B – **Resultado do Índice de Diversidade e Equitabilidade.**), foi considerada baixa na maior parte do período estudado, apresentando resultados menores que 2,0 bits.ind⁻¹ (SERPE, 2014).

Os períodos de menor diversidade estão relacionados com a dominância das cianobactérias, devido, principalmente, às espécies coloniais que apresentaram alta densidade celular. A presença deste grupo em densidade elevada pode ter promovido a diminuição ou até a exclusão de algumas populações de outros grupos. Resultado similar foi encontrado por Serpe (2014) em reservatórios paranaenses, segundo a autora, as cianobactérias são melhor adaptadas a oscilações intensas nas condições ambientais dos reservatórios, pois possuem características evolutivas adaptativas que lhes conferem maior sucesso no desenvolvimento e, por isso, dominam facilmente em ambientes com disponibilidade de nutrientes.

Estes períodos de menor diversidade equivalem também a aqueles nos quais foram registradas eventos de superpopulações de microalgas, inclusive da clorofíceia *Pseudodydimocystis fina*, em que foi registrado valor superior a 173000 cél.mL⁻¹, fazendo com que neste período (primavera/2008) o índice de diversidade fosse 0,489 bits.ind⁻¹ (APÊNDICE B – **Resultado do Índice de Diversidade e Equitabilidade.**).

Em contrapartida, os períodos de maior diversidade foram aqueles em que não ocorreram superpopulações de microalgas e nem dominância de espécies,

compreendendo, na maior parte, coletas realizadas no inverno. Ressalta-se que as únicas coletas que apresentaram resultado maior que $2,0 \text{ ind.bits}^{-1}$ ocorreram no inverno de 2008, 2011 e 2012 (APÊNDICE B – **Resultado do Índice de Diversidade e Equitabilidade.**).

As coletas que apresentaram a riqueza de espécies melhor distribuída entre os grupos foram aquelas que também apresentaram maior diversidade. A diversidade ecológica é uma medida biológica que está relacionada com o grau de estabilidade da comunidade. A complexidade da comunidade está diretamente ligada com a estabilidade pois, quanto maior o número de espécies, menor as consequências caso ocorram interferências no meio (CALIJURI; CUNHA; MOCCELLIN, 2013).

A equitabilidade, como resposta a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies existentes apresentou comportamento similar à diversidade. Períodos com dominância ou maior abundância de espécies apresentaram menor equitabilidade, principalmente em períodos de floração de algas. Por exemplo, a coleta realizada na primavera/12 foi a com maior número de espécies coletadas, 31, entretanto nesta coleta a cianobactéria *Aphanocapsa delicatissima* foi dominante, apresentando densidade celular superior a 50% do total. Assim esta coleta apresentou um baixo resultado de equitabilidade 0,315 (APÊNDICE B – **Resultado do Índice de Diversidade e Equitabilidade.**).

Gentil, Tucci e Sant'Anna (2008) encontraram resultados similares, onde elevados valores de diversidade e baixos de dominância foram registrados nos meses de mistura da coluna d'água, que favoreceu o desenvolvimento de espécies capazes de sobreviver às condições de instabilidade térmica da coluna d'água.

No presente estudo, os maiores valores de equitabilidade, com resultados superiores a 0,7, foram aqueles relacionados a períodos com distribuição mais homogênea dos indivíduos por espécie no reservatório. Nestas coletas as espécies estão bem distribuídas entre os grupos fitoplânctônicos. Borges, Train e Rodrigues (2008b) também encontraram baixos valores de diversidade e equitabilidade para a comunidade fitoplanctônica do reservatório de Rosana no Rio Grande do Sul, relacionando-os a dominância de cianobactérias e eventos de floração

5.2.2.3 Grupos funcionais baseados na morfologia (KRUK et al. 2010)

Das espécies consideradas descritoras da comunidade (abundantes e dominantes), os sete grupos funcionais baseados na morfologia (MBFG) estabelecidos por Kruk et al. (2010) foram representados (Tabela 7).

Os grupos com frequência constante (> 50%), foram o MBFG V, representado por flagelados unicelulares: dinoflagelados, criptofíceas, clamydomonas e prasinofítas que mostrou 100% de frequência de ocorrência. MBFG VI, pelas diatomáceas e o MBFG VII, por grandes colônias mucilaginosas de cianobactérias e clorofíceas apresentaram 95,34% de frequência de ocorrência. O MBFG IV, representados por organismos de tamanho médio sem características especializadas: clorofíceas e zigomatofíceas apresentou frequência de 93,02 %.

Foram encontrados como apresentando frequência comum (< 50%) o MBFG II, representado por pequenos organismos flagelados com estruturas exoesqueléticas siliciosas, as crisofíceas (41,86 %), o MBFG III pelas cianobactérias filamentosas grandes com aerótopos (41, 86%) e o MBFG I, por pequenos organismos com alta superfície por volume: pequenas cianobactérias e clorofíceas (34,88 %).

Tabela 7 – Classificação das espécies descritoras em grupos funcionais baseados na morfologia.

MBFG	Classe	Espécie	Espécies dominantes e abundantes
I	Chlorophyceae	<i>Monoraphidium nanum</i> (Ettl) Hindák	ab.
I	Cyanophyceae	<i>Snowella lacustris</i> (Chodat) Komárek & Hindák	ab.
I	Chlorophyceae	<i>Tetranephris brasiliensis</i> (C.R.Leite & C.E.M.Bicudo) Hindák	ab.
I	Cyanophyceae	<i>Heteroleibleinia</i> sp.	ab.
I	Cyanophyceae	<i>Pseudoanabaena mucicola</i> (Naumann & Huber-Pestalozzi) Schwabe	ab.
II	Chrysophyceae	<i>Chrysamoeba</i> sp.	ab.
II	Chrysophyceae	<i>Dinobryon divergens</i> O.E.Imhof	ab.
II	Chrysophyceae	<i>Kephyrion</i> sp. 1	ab.
II	Chrysophyceae	<i>Synura uvella</i> Ehrenberg	ab.
II	Chrysophyceae	Chrysophyceae sp. 3	ab.
III	Cyanophyceae	<i>Dolichospermum spiroides</i> (Klebhan) Wacklin, L.Hoffmann & Komárek	ab.
III	Cyanophyceae	<i>Dolichospermum circinalis</i> (Rabenhorst ex Bornet & Flahault) P.Wacklin, L.Hoffmann & J.Komárek	dom. ab.
III	Cyanophyceae	<i>Raphidiopsis brookii</i> P.J.Hill	ab.

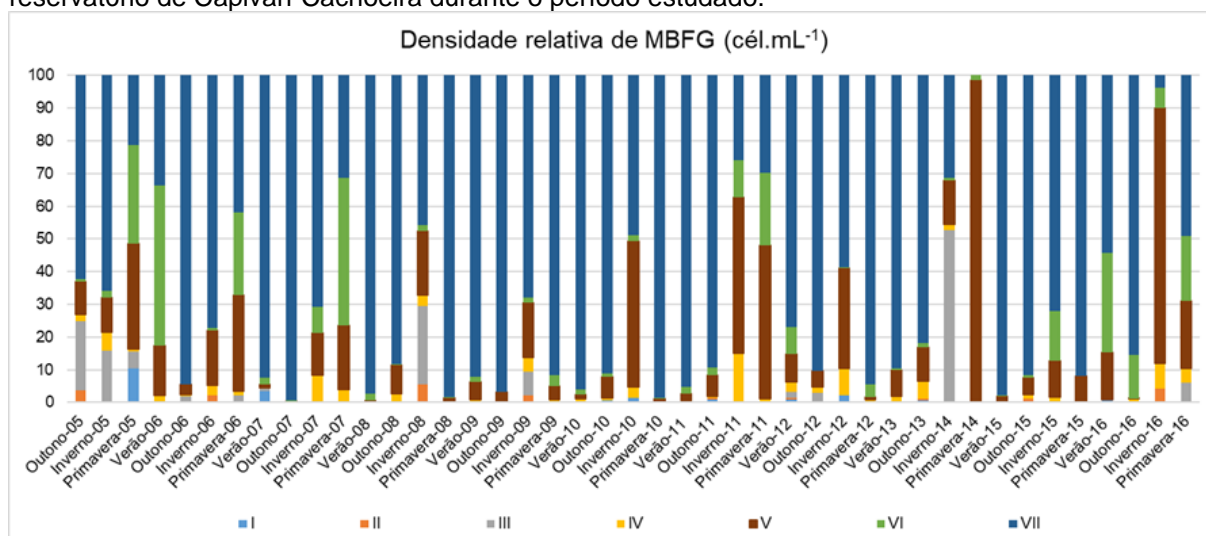
MBFG	Classe	Espécie	Espécies dominantes e abundantes
III	Cyanophyceae	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju	ab.
IV	Chlorophyceae	<i>Coelastrum reticulatum</i> (P.A.Dangeard) Senn	ab.
IV	Chlorophyceae	<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková-Legnerová	ab.
IV	Chlorophyceae	<i>Monoraphidium circinale</i> (Nygaard) Nygaard	ab.
IV	Chlorophyceae	<i>Monoraphidium minutum</i> (Nägeli) Komárková-Legnerová	ab.
IV	Chlorophyceae	<i>Stauridium tetras</i> (Ehrenberg) E.Hegewald	ab.
IV	Chlorophyceae	<i>Scenedesmus pseudo-helvicus</i> Kirjakov	ab.
IV	Chlorophyceae	<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehrenberg) Chodat	ab.
IV	Chlorophyceae	<i>Nephrochlamys</i> sp.1	ab.
IV	Zygnemaphyceae	<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i> (Lemmermann) Willi Krieger	ab.
IV	Zygnemaphyceae	<i>Teilingia granulata</i> (J.Roy & Bisset) Bourrelly	ab.
V	Chlamydomphyceae	<i>Volvox</i> sp.	ab.
V	Cryptophyceae	<i>Plagioselmis lacustris</i> Pascher & Ruttner	ab.
V	Cryptophyceae	<i>Cryptomonas brasiliensis</i> A.Castro, C.Bicudo & D.Bicudo	ab.
V	Cryptophyceae	<i>Rhodomonas minuta</i> Skuja	ab.
V	Dinophyceae	<i>Ceratium furcoides</i> (Levander) Langhans	ab.
V	Dinophyceae	<i>Peridinium</i> cf. <i>wisconsinense</i> Eddy	ab.
V	Dinophyceae	<i>Parvodinium africanum</i> (Lemmermann) Carty	ab.
V	Prasinophyceae	<i>Nephroselmis</i> sp.	ab.
V	Chlamydomphyceae	<i>Chlamydomonas</i> sp.2	ab.
V	Chlamydomphyceae	<i>Chlamydomonas</i> sp.5	ab.
V	Chlamydomphyceae	<i>Chlamydomonas</i> sp.4	ab.
V	Chlamydomphyceae	<i>Chlamydomonas</i> sp.8	ab.
V	Cryptophyceae	<i>Cryptomonas</i> sp.1	ab.
V	Cryptophyceae	<i>Cryptomonas</i> sp.2	ab.
V	Prasinophyceae	<i>Pedinomonas</i> sp.	ab.
V	Prasinophyceae	<i>Tetraselmis</i> sp.1	ab.
V	Dinophyceae	<i>Parvodinium umbonatum</i> (F.Stein) Carty	ab.
VI	Bacillariophyceae	<i>Aulacoseira pusilla</i> (F.Meister) A.Tuji & A.Houki	ab.
VI	Bacillariophyceae	<i>Asterionella formosa</i> Hassall	ab.
VI	Bacillariophyceae	<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	ab.

MBFG	Classe	Espécie	Espécies dominantes e abundantes
VI	Bacillariophyceae	<i>Discostella stelligera</i> (Cleve & Grunow) Houk & Klee	ab.
VI	Bacillariophyceae	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>gracilis</i> (Østrup) Hustedt	ab.
VI	Bacillariophyceae	<i>Fragilaria longifusiformis</i> (Hains & Sebring) Siver	ab.
VI	Bacillariophyceae	<i>Fragilaria</i> sp.1	ab.
VI	Bacillariophyceae	<i>Spicaticribra kingstonii</i> J.R.Johansen, Kociolek & R.L.Lowe	ab.
VI	Bacillariophyceae	<i>Urosolenia obesa</i> E.G.Freire, P.I.Tremarin & T.A.W.Ludwig	ab.
VI	Bacillariophyceae	<i>Ulnaria acus</i> (Kützing) Aboal	ab.
VII	Chlorophyceae	<i>Botryococcus protuberans</i> West & G.S.West	ab.
VII	Chlorophyceae	<i>Botryococcus braunii</i> Kützing	ab.
VII	Chlorophyceae	<i>Coenochuoris fottii</i> (Hindák) Komárek	ab.
VII	Chlorophyceae	<i>Oocystis lacustres</i> Chodat	ab.
VII	Chlorophyceae	<i>Ankistrodesmus bibraianus</i> (Reinsch) Korshikov	ab.
VII	Cyanophyceae	<i>Aphanocapsa delicatissima</i> West & G.S.West	dom. ab.
VII	Cyanophyceae	<i>Epigloeosphaera brasílica</i> Azevedo, Sant'Anna, Senna, Komárek & Komárková	ab.
VII	Cyanophyceae	<i>Merismopedia duplex</i> Playfair	ab.
VII	Cyanophyceae	<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmermann	dom. ab.
VII	Cyanophyceae	<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing	ab.
VII	Cyanophyceae	<i>Microcystis panniformis</i> Komárek, Komárková-Legnerová, Sant'Anna, M.T.P.Azevedo, & P.A.C.Senna	ab.
VII	Cyanophyceae	<i>Cyanogranis ferrugínea</i> (F.Wawrik) Hindák ex Hindák	ab.
VII	Cyanophyceae	<i>Sphaerocavum brasiliense</i> De Azevedo & C.L.Sant' Anna	ab.
VII	Chlorophyceae	<i>Elakatothrix gelatinosa</i> Wille	ab.
VII	Chlorophyceae	<i>Pseudodidymocystis fina</i> (Komárek) E.Hegewald & Deason	dom. ab.
VII	Chlorophyceae	<i>Dydimocystis</i> sp	ab.
VII	Chlorophyceae	<i>Coenococcus planctonicus</i>	ab.
VII	Chlorophyceae	<i>Quadrigula</i> sp.	ab.
VII	Chlorophyceae	<i>Sphaerocystis</i> sp.	ab.
VII	Cyanophyceae	<i>Aphanocapsa</i> sp.2	ab.

legenda: ab. (abundante); dom. (dominante).

O grupo VII (Chlorococcales e Chroococcales) foi o grupo que apresentou maior dominância (em densidade celular) (Figura 25). As algas representantes deste grupo que são grandes colônias mucilaginosas, são ótimas competidoras e apresentam maior adequação a diferentes condições ambientais (KRUK; SEGURA, 2012).

Figura 25 – Densidade relativa dos grupos funcionais baseados na morfologia identificados no reservatório de Capivari-Cachoeira durante o período estudado.



Este resultado está relacionado principalmente às espécies de cianobactérias recorrentes no reservatório, *Aphanocapsa delicatissima*, dominante em 12 amostragens: outono/05, outono/06, verão/07, outono/07, verão/08, outono/08, verão/09, outono/09, verão/10, verão/11, primavera/12 e outono/16. Ressalta-se também a ocorrência de *Merismopedia tenuissima*, dominante em 9 eventos de amostragem: primavera/10, verão/12, outono/12, verão/13, outono/13, verão, outono, inverno e primavera de 2015.

A dominância deste grupo pode ter sido favorecida pela alta transparência da água que o reservatório de Capivari-Cachoeira apresenta e consequente aumento da disponibilidade de luz no epilímnio onde as espécies pertencentes do grupo VII que, com alta capacidade reprodutiva, reciclam os nutrientes disponíveis (KRUK et al. 2010).

De acordo com Kruk e Segura (2012), as algas pertencentes ao MBFG VII dominam em águas com maior transparência, temperatura entre 24°C e 28°C com a coluna da água estratificada, visto que a mistura da água pode afetar negativamente estas espécies. Além disso, a mucilagem pode ajudar a manter um microambiente

adequado para as células e evitar a predação. A sobrevivência pode ser prolongada pela facilidade de permanecer como colônias em repouso no sedimento. As espécies deste grupo tendem a ser sensíveis à baixa oferta de recursos. Por outro lado, essas características, juntamente com o potencial para produzir toxinas e substâncias alelopáticas, podem promover a adequação dessas espécies e o potencial de competição (PACHECO et al. 2010; KRUK; SEGURA, 2012).

Assim, as algas coloniais mucilaginosas do grupo VII são beneficiadas com a estratificação térmica, visto que os aerótopos presentes em algumas espécies possibilitam a migração na coluna da água, ocupando a zona eufótica para melhor aproveitamento da luz e dos nutrientes (GENTIL; TUCCI; SANT' ANNA, 2008; HUSZAR et al., 2000). Desta forma, a dominância deste grupo bem como sua frequência constante, pode ter sido favorecida também pela estratificação do reservatório, que ocorre quase o ano todo.

Segundo Reynolds et al. (2002) e Padisák, Crossetti e Naselli-Flores (2009), as cianobactérias colônias como as do gênero *Aphanocapsa* e *Merismopedia* possuem a tendência a não afundar rapidamente na coluna da água, mas a serem persistentes, pelo menos enquanto permanecerem substancialmente não-desgastadas. Segundo os autores supracitados, estas ocorrem predominantemente no epilímnio de lagos ricos em nutrientes, profundos e de baixa latitude. As mesmas apresentam sensibilidade à baixa luminosidade e mistura profunda.

Munoz-Lopez et al. (2014) também identificaram a presença constante de algas do grupo VII em seu estudo em um lago tropical na Colômbia. Segundo os autores, a baixa relação superfície por volume das algas deste grupo, pode representar baixas taxas de renovação para organismos, em resposta ao baixo estresse devido a recursos limitados, esta característica foi relacionada principalmente ao enriquecimento de fósforo no ambiente estudado.

O reservatório de Capivari-Cachoeira apresenta uma alta transparência da água, o que permite uma maior penetração de luz solar, além de que recebe nutrientes advindos de montante, somado a um alto tempo de residência. Este reservatório também possui um padrão de mistura considerado monomítico quente, ocorrendo mistura, uma vez ao ano nos meses com temperaturas mais baixas, fatores que podem ter favorecido a dominância deste grupo morfológico.

De acordo com Bicudo et al. (1999), a estabilidade da coluna da água e a sua temperatura são fatores físicos determinantes para o crescimento das cianobactérias.

O estudo de Silva, Train e Rodrigues (2005) em reservatórios paranaenses, identificou que no período de maior temperatura e estabilidade hidráulica, a maior contribuição de biomassa foi de cianobactérias, entre as principais o gênero *Aphanocapsa*. No estudo de Gentil, Tucci e Sant'Anna (2008), durante o período de estratificação térmica da coluna da água foram registradas elevadas densidades de cianobactérias e algumas espécies foram classificadas como dominantes inclusive *Merismopedia tenuissima*. A dominância de cianobactérias no reservatório de Rosana, bem como a baixa diversidade e equitabilidade demonstraram para Borges, Train e Rodrigues (2008b) que a comunidade fitoplanctônica se apresenta em um estado estável. Segundo os autores supracitados, reservatórios tropicais com elevado tempo de retenção e impactados por ação antrópica podem propiciar o estado estável, que é caracterizado por baixa diversidade fitoplanctônica e florações de cianobactérias

Resultado similar foi encontrado por Wojciechowski (2017), em que as cianobactérias foram dominantes com base em números (densidades geralmente acima de 40% da densidade total do fitoplâncton) em todos os reservatórios estudados pela autora, embora elas representassem um menor número de espécies (riqueza). A espécie *Aphanocapsa delicatissima* também foi identificada entre as cianobactérias dominantes.

Bohnenberge et al. (2018) identificaram que as espécies do MBFG VII apresentaram maior biomassa, durante o período estudado em um lago subtropical localizado no Rio Grande do Sul. Este resultado apresentou relação positiva com maiores valores de condutividade, relacionada a influências a montante deste lago.

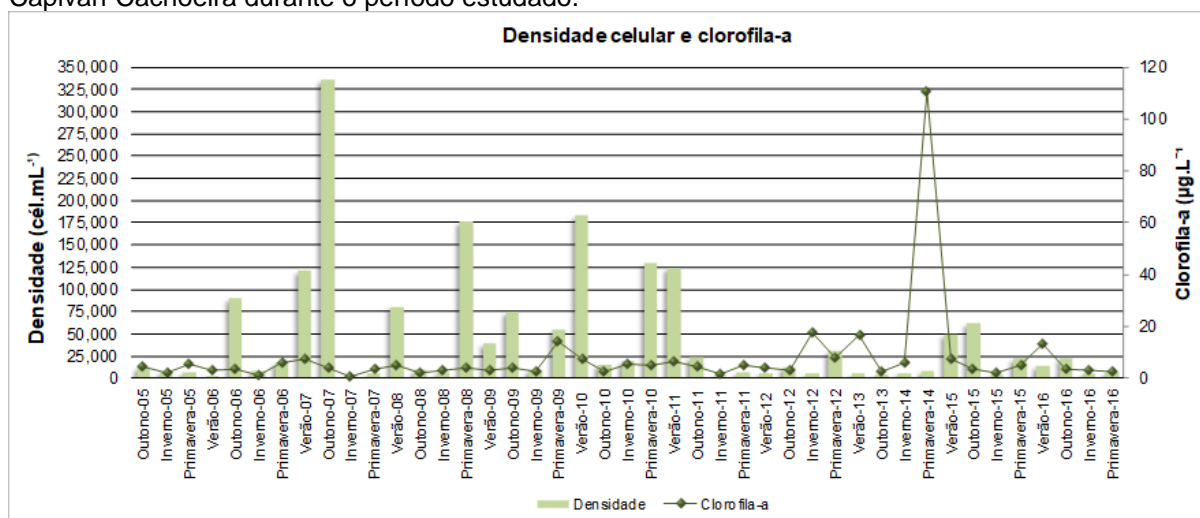
Além das cianobactérias potencialmente tóxicas *Aphanocapsa delicatissima* e *Merismopedia tenuissima*, o MBFG VII também apresentou as cianobactérias potencialmente produtoras de hepato e neurotoxinas *Microcystis panniformes* e *Microcystis aeruginosa*, sendo que a primeira em maior densidade celular na primavera/2009 (Figura 25). O maior tamanho celular e biovolume destas espécies quando comparada a *Aphanocapsa delicatissima* e *Merismopedia tenuissima*, que foram encontradas frequentemente com altas densidades neste reservatório, tem como consequência o aumento na concentração de clorofila-a no sistema (Figura 26). O mesmo não foi observado com *Aphanocapsa delicatissima* e *Merismopedia tenuissima*, possivelmente devido ao menor biovolume destas espécies.

Rangel et al. (2016) em seu estudo realizado no reservatório de Funil, identificaram que as espécies coloniais incluídas no MBFG VII são influenciadas por

misturas na coluna da água, sendo que colônias de *Microcystis* floraram durante os meses de verão, em que o reservatório estava fortemente estratificado.

Além das altas densidades celulares das cianobactérias presentes neste grupo, a alga verde *Pseudodydimocystis fina* foi dominante na coleta de primavera/2008 (Figura 26).

Figura 26 – Relação da densidade celular e da clorofila-a nas coletas realizadas no reservatório de Capivari-Cachoeira durante o período estudado.



As cianobactérias dominantes deste grupo, encontradas em maior densidade celular (*Aphanocapsa delicatissima* e *Merismopedia tenuissima*) não refletem nos valores de clorofila-a (Figura 26), bem como não formam florações com significativos impactos na trofia do reservatório como diminuição da transparência da água, mas produzem toxinas que podem influenciar a dinâmica da comunidade presente (PACHECO et al. 2010).

Os períodos em que o grupo VII não foi dominante apresentaram algumas condições ambientais distintas. Estas são apresentadas na Tabela 8, na qual constam os períodos e as condições ambientais que beneficiaram a definição dos grupos dominantes.

O grupo III, das cianobactérias filamentosas com aerótopos apresentou dominância no evento de amostragem em que foi registrada a maior concentração de fósforo total durante o período estudado (0,290 mg.L⁻¹), sendo que a mediana desta variável para este reservatório é 0,020 mg.L⁻¹. Este resultado está relacionado a maior densidade da cianobactéria *Dolichospermum circinalis*, potencial produtora de hepato e neurotoxinas, considerada dominante naquele evento de amostragem (Tabela 8).

De acordo com Kruk e Segura (2012), o fósforo total é determinante para a dominância das algas do grupo III, sendo que estas têm sucesso em ambientes com maior trofia. Além disto, as algas deste grupo possuem a capacidade de fixação de nitrogênio, que confere a oportunidade de dominar quando a diminuição do fornecimento de nitrogênio limitar o crescimento de outras algas (REYNOLDS; ELLIOTT; FRASSL, 2014).

Tabela 8 - Relação da dominância dos MBGF em relação as condições ambientais encontradas no reservatório de Capivari-Cachoeira.

Grupo	Períodos de dominância	Condições
III	inverno/2014	Altas concentrações de fósforo total [P] ≥ 0,290 mg.L ⁻¹
V	primavera/05, inverno/11, primavera/11 primavera/14, inverno/16.	Mistura na coluna da água; temperatura da água < 20°C; menor transparência da água
VI	verão/2006 e primavera/2007	Menor densidade dos grupos VII e III, especialmente das cianobactérias produtoras de cianotoxinas
VII	dominante nos demais períodos	Coluna da água estratificada; disponibilidade de nutrientes; alta transparência da água; temperatura da água entre 24°C e 28°C predominantemente
I, II, IV	ausência de dominância	-

Rangel et al. (2016) em seu estudo realizado no reservatório subtropical de Funil, no Rio Grande do Sul, identificaram que a zona lacustre foi co-dominada pelo grupo III e VII. Segundo os autores supracitados a zona lacustre de reservatórios, que apresentam características lênticas como menor turbulência, temperaturas mais altas e disponibilidade de luz beneficiam esses grupos morfológicos. Entretanto de forma similar ao encontrado o MBFG III atingiu elevada biomassa em determinados períodos, enquanto o MBFG VII, ocorreu durante todo o período do estudo.

Em relação também ao grupo III, a presença da cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii* no reservatório de Capivari-Cachoeira deve ser levada em consideração, pois é uma espécie potencialmente produtora de toxinas. Esta espécie é considerada uma das cianobactérias produtoras de hepato e neurotoxinas com maior frequência no Brasil. Sua alta distribuição é associada à sua plasticidade fisiológica (HUSZAR et al., 2000).

O grupo V (Volvocales, Cryptophyceae e Dinophyceae), representado pelas algas flageladas de tamanho médio a grande, dominaram em períodos de mistura da água, temperaturas mais baixas e menor transparência da água (Tabela 8) com abundância da prasinofíceia *Nephroselmis* sp., criptofíceas: *Plagioselmis lacustris* e *Cryptomonas brasiliensis*, dinoflagelado com *Ceratium furcoides* e das clamidomonas.

As algas flageladas representantes do grupo V são oportunistas e apresentam alta taxa de crescimento, eficiente dispersão e fácil migração da coluna d'água. A presença de fitoflagelados pode não estar relacionada às condições tróficas do ambiente, mas a maior ou menor condição de turbulência da água do sistema e a eventos que prejudicam o desenvolvimento de outras algas (BICUDO et al., 1999).

A dominância deste grupo em alguns eventos de amostragem em que houve mistura da coluna da água, que ocorre no inverno neste reservatório, foi evidenciada também por Kruk e Segura (2012). Segundo os autores supracitados o grupo V domina em ambientes misturados com a temperatura da água menor que 20°C. Munoz-Lopez et al. (2014) explicam que a presença de projeções semelhantes a espinhos em algumas algas deste grupo associa-se a ambientes influenciados pelo efeito de mistura. Estas modificações estruturais são um mecanismo que facilita o aumento da área de coleta de luz sem ser dispendioso em termos de energia.

Resultado similar foi encontrado por Lima et al. (2013), no lago Jeti, onde esses grupos apresentaram picos de desenvolvimento após períodos de perturbação (mistura na coluna de água por vento ou períodos de chuva), desde que adquiram

uma vantagem competitiva sobre outros grupos de algas. Assim são consideradas espécies oportunistas.

Este grupo apresenta ampla plasticidade fisiológica, organismos com alta motilidade o que os possibilita forragear por nutrientes, uma maior tolerância a predação e a limitação de luz. A presença de flagelos ajuda as algas a permanecerem na coluna de água e ainda há algumas espécies mixotróficas (KRUK; SEGURA, 2012). Estas características permitiram que este grupo apresentasse-se 100% de frequência de ocorrência e coexistisse com o grupo VII que foi o mais dominante neste reservatório, e em alguns eventos de amostragem, em que as condições ambientais não foram ótimas para o grupo VII, domina-se o ambiente (Tabela 8).

O grupo V também foi dominante no evento de amostragem (primavera/2014) em que não foram registradas ainda algas do MBFG III e VII representados predominantemente pelas cianobactérias. O grupo das criptofíceas foi a classe com maior densidade celular seguida dos dinoflagelados nesta campanha. Segundo Reynolds et al. (2002), as criptofíceas parecem tolerar ampla variedade de condições nutricionais, estando presentes na maioria dos lagos tropicais.

O único representante do grupo dos dinoflagelados na coleta de primavera/2014 foi a espécie *Ceratium furcoides*. A ocorrência de *C. furcoides* no reservatório de Capivari-Cachoeira no ano de 2012 foi descrita no estudo de Cavalcante et al. (2013), ano em que foi obtido o primeiro registro desta espécie neste reservatório. Devido ao seu elevado tamanho celular, sua ocorrência, mesmo que em densidades consideradas baixas, reflete diretamente nos valores de clorofila-a. Quando sua maior densidade foi registrada (1462 cél.mL^{-1}) também foi registrada a maior concentração de clorofila-a do período estudado, chegando a $110,8 \mu\text{g.L}^{-1}$ (Figura 26). A rápida expansão desta espécie em reservatórios brasileiros demonstra a sua capacidade de invasão (CAVALCANTE et al., 2016). O gênero *Ceratium* é considerado invasor na América do Sul e apesar de não apresentar toxicidade pode causar a diminuição do oxigênio dissolvido pela maciça decomposição das células, comprometendo a qualidade da água e aumentando os custos do tratamento (CAVALCANTE et al., 2016).

Reynolds, Elliott e Frassl (2014) identificaram uma fase de forte recrutamento pelos flagelados do Grupo V nos meses intermediários do ano, após o qual as colônias mucilaginosas do Grupo VII desenvolvem uma biomassa dominante. Padrão similar foi identificado no reservatório de Capivari-Cachoeira, pois após a dominância do

grupo V na primavera/2014 o grupo VII dominou, predominantemente com altas densidades da cianobactéria *Merismopedia tenuissima* durante os quatro eventos de amostragem seguintes realizados em 2015 (Figura 25).

O grupo funcional morfológico VI (Bacillariophyceae), representado por organismos não flagelados com exoesqueleto silicoso, as diatomáceas, foi dominante nos eventos de amostragem em que houve menor densidade dos grupos VII e III, especialmente das cianobactérias produtoras de cianotoxinas (Tabela 8). A disputa reduzida por recursos, permitiu, possivelmente que as diatomáceas construíssem uma maior biomassa. De acordo com Wojciechowski (2017), a diminuição na dominância de cianobactérias permite que espécies de outros taxa de fitoplâncton cresçam. Nos reservatórios paranenses estudados pelos autores supracitados outros grupos de algas foram menos favorecido e possivelmente excluído por cianobactérias.

Dentre as espécies deste grupo, a maioria são de diatomáceas cêntricas, cuja morfologia beneficia a permanência no plâncton de ambientes lênticos.

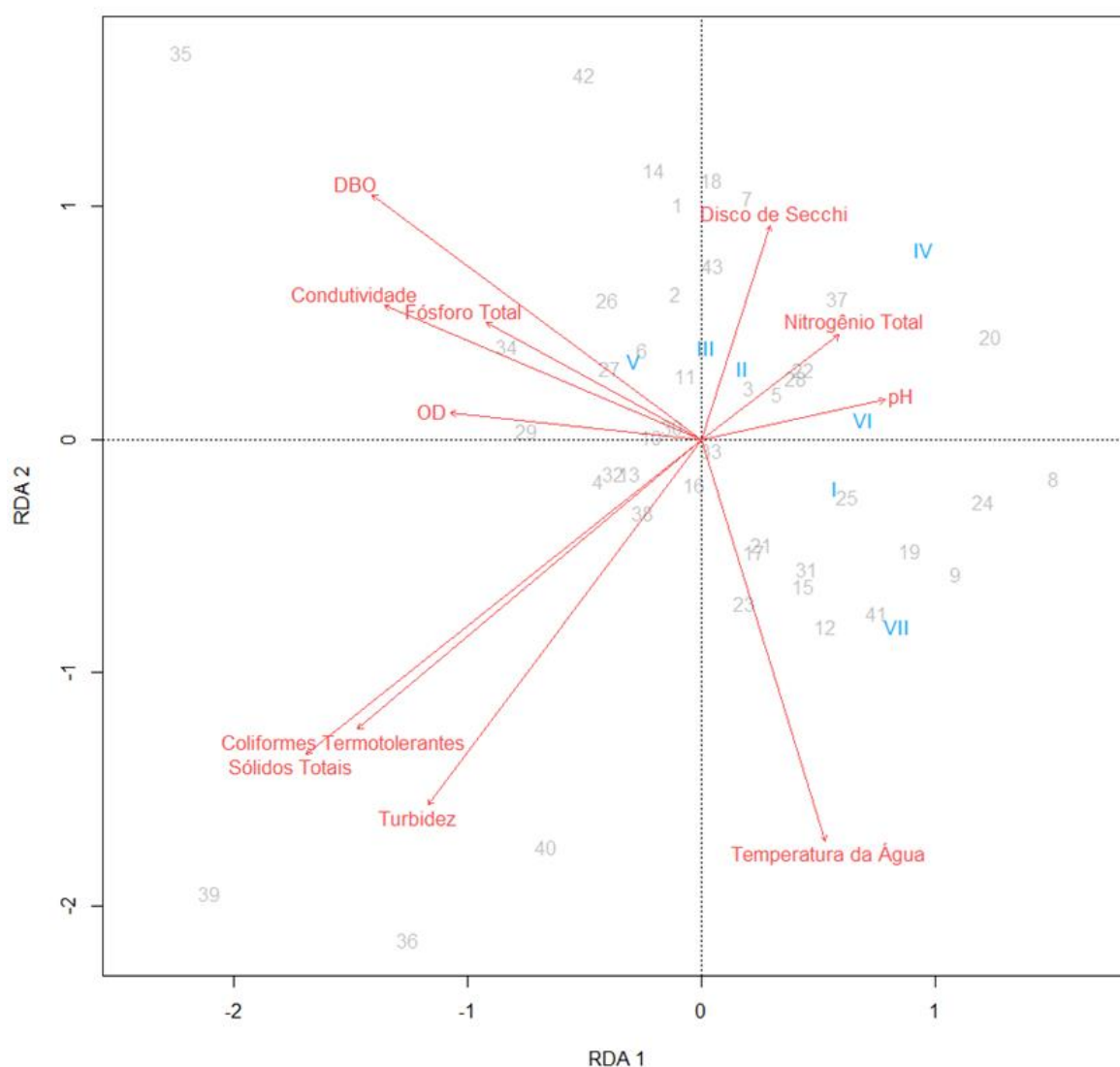
O grupo I (Oscillatoriales, Chlorococcales e Chroococcales), que são organismos pequenos com alta relação de superfície por volume e o grupo II (Chrysophyceae), as crisofíceas, não foram dominantes em nenhum período estudado (Figura 25 e Tabela 8). De forma similar ao encontrado por Bortolini et al. (2015) o pequeno tamanho corporal dos membros destes grupos pode ter contribuído para a sua baixa representação em biomassa nos períodos de amostragem, distinguindo-os de outros. Estes grupos, possivelmente tiveram sua densidade afetada pelas cianobactérias colônias maiores, pertencentes ao grupo VII e as filamentosas com aerótopos do grupo III. Segundo Pacheco et al. (2010), a presença de mucilagem e aerótopos, fornece a espécies do grupo VII e III, maior capacidades de flutuação e tolerância a predação, favorecendo a dominância destes em relação as demais.

O grupo IV (Chlorococcales e Zygnematophyceae) também não foi dominante em nenhum evento de amostragem (Figura 25). Este que inclui organismos unicelulares de tamanho médio a grande, taxa coloniais e filamentosos sem aerótopos, flagelos, heterocistos, mucilagem e estruturas exoesqueléticas siliciosas (KRUK et al., 2010), foram representadas principalmente por clorofíceas e zygematofíceas. Segundo Bortolini et al. (2015) este grupo é amplamente distribuído e registrado em ambientes com diferentes condições, fato que pode explicar sua frequência de 93,02 %, mas em baixa densidade celular. A menor densidade deste pode estar relacionada a predação, visto que as espécies deste grupo são suscetíveis

a altas perdas por pastagem, como consequência do seu tamanho e falta de atributos morfológicos (KRUK et al. 2010; PACHECO et al. 2010). Segundo Cruz et al. (2017), as clorófitas podem ser um grupo secundário se comparado a biomassa das cianobactérias e diatomáceas.

A RDA mostrou a variabilidade da densidade celular dos MBFGs durante os 11 anos do estudo e explicou 25% da variância dos dados. Bortolini et al. (2015) em seu estudo em um lago na planície de inundação do rio Paraná, também identificaram 25% de explicação da variância dos dados na RDA da biomassa dos MBRGs e as variáveis ambientais em 12 anos de estudo.

Figura 27 - Diagrama do primeiro e segundo eixos da RDA com base na densidade dos MBFGs, incluindo todas as amostras de 2005 a 2016, e variáveis ambientais.



Em relação aos grupos considerados dominantes no ambiente, o grupo III foi relacionado com o eixo 2, representado por valores acima da média de fósforo total, DBO e menores valores de turbidez (Figura 27). Como visto anteriormente, este grupo é favorecido por disponibilidade de fósforo total e é mais relacionado a condições de maiores trofias.

O grupo V, presente em todos os eventos de amostragem, de acordo com o resultado da RDA, foi relacionado com valores maiores de DBO, fósforo total, OD e condutividade elétrica (Figura 27). O reservatório de Capivari-Cachoeira recebe aportes de montante, o que pode explicar a presença deste grupo durante todo o período estudado.

Os períodos de dominância do grupo VI foram relacionados à menor densidade de cianobactérias, sendo que de acordo com a RDA (Figura 27) este grupo ocorreu em maiores densidades em períodos com valores mais baixos de DBO, condutividade e OD.

O grupo VII, que como visto anteriormente foi o grupo descritor da comunidade, mais representativo em relação à dominância durante o período estudado, está relacionado a maiores valores de temperatura da água (Figura 27). Este resultado corrobora a dominância deste grupo em períodos de estratificação que ocorrem neste reservatório durante os meses mais quentes.

Os grupos I, II e IV, não foram dominantes em nenhum evento de amostragem durante o período estudado. De acordo com o resultado da RDA a densidade do grupo I está mais relacionada com valores mais elevados de temperatura e do grupo II a correlação com os eixos da RDA é bem baixa, indicando valores próximos à média para os parâmetros que caracterizam os eixos. Enquanto o grupo IV que teve baixa densidade celular durante o período estudado, mas uma frequência considerada constante teve sua densidade correlacionada com altos valores de disco de Secchi, nitrogênio e pH, o que pode explicar esta frequência constante no reservatório (Figura 27)

Segundo identificado por Reynolds, Elliott e Frassl (2014), pequenos organismos (Grupos I, II e IV) são vulneráveis à exaustão respiratória se afundarem das camadas iluminadas e ao consumo pela predação. Ocorre, portanto, a seleção de pequenas algas sob condições de maior iluminação e abundância de recursos e seu subsequente colapso, especialmente como consequência do consumo pelo zooplâncton. Altera-se a vantagem para organismos maiores que escapam ao

pastoreio (III, V, VII, VII) e, dada a sua capacidade de se mover em relação ao meio, podem defender melhor sua biomassa contra essas perdas.

6 CONCLUSÃO

As análises utilizadas foram eficientes para identificar a influência significativa do uso do solo do entorno nos afluentes do reservatório. O rio Capivari e rio dos Patos são, possivelmente, afetados por poluição pontual como foi visto na análise estatística descritiva das variáveis: coliformes termotolerantes, fósforo total, sólidos totais e turbidez que apresentaram durante o período estudado altos valores nestes rios. A poluição difusa advinda do uso do solo deve contribuir também para os valores de fósforo e material em suspensão, sendo notória a existência de atividades industriais e rurais ao entorno destes corpos hídricos. Os resultados demonstram que os corpos hídricos a montante do reservatório apresentaram qualidade de água mais degradada quando comparado ao reservatório e aos pontos a jusante.

Foi possível identificar que a contribuição de aportes de nutrientes aos tributários, gera uma alta concentração de material suspenso que, no reservatório, devido ao fluxo mais lento e considerável tempo de retenção de água, faz com que este funcione como um sumidouro de nutrientes influenciando, portanto, as concentrações observadas a jusante da barragem, que reduzem conseqüentemente. Assim as estações a montante localizadas no rio Capivari e rio dos Patos são mais similares entre si, bem como as de jusante no canal de restituição da água turbinada e do rio Cachoeira.

A sazonalidade também foi um fator significativo para a qualidade da água, bem como para diferenciar o reservatório das outras estações de amostragem. A estação de amostragem localizada no reservatório foi a que mais diferiu em relação às demais. Este resultado pode estar relacionado aos processos de estratificação deste reservatório, bem como a dinâmica de sua comunidade fitoplanctônica.

O reservatório apresentou um padrão de circulação monomítico quente, com mistura completa no inverno, interferindo nos elementos físicos, químicos e na comunidade fitoplanctônica. O número de Froude densimétrico calculado correspondeu corretamente com a tendência de estratificação verificada. Por outro lado, a classificação adotada para tempo de residência, não se mostrou coerente com os valores obtidos nos perfis de temperatura e oxigênio dissolvido e no cálculo do número de Froude densimétrico.

A utilização da classificação funcional baseada na morfologia foi considerada uma ferramenta adequada para o estudo da comunidade fitoplanctônica do reservatório de Capivari-Cachoeira frente as condições ambientais do meio. O grupo V possui ampla plasticidade fisiológica, o que permitiu que este grupo apresenta-se 100% de frequência de ocorrência e coexiste-se com o grupo VII que foi o mais dominante neste reservatório. A dominância do grupo VII permitiu concluir que este reservatório possui disponibilidade de nutrientes e luz, condições ambientais exigidas pelas espécies de cianobactérias e clorofíceas do mesmo. Além de que o padrão de circulação do reservatório, beneficia a dominância deste grupo.

Os períodos em que o grupo VII não foi dominante, apresentaram algumas condições ambientais distintas, como mistura completa da coluna da água, menor transparência e ausência das cianobactérias produtoras de cianotoxinas. A ausência de dominância dos grupos I, II e IV, demonstra a prevalência dos organismos maiores e com mais motilidade (grupos III, V, VI e VII).

Assim, de acordo com os dados analisados, a causa de possíveis mudanças na qualidade da água do reservatório está relacionada às contribuições advindas de montante.

REFERÊNCIAS

- ABNT- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR12614:** Determinação da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) – Método da Incubação (20°C, cinco dias). Rio de Janeiro, 1992.
- ABNT- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9898:** Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro, 1987.
- ABREU, C. H. M; CUNHA, A. C. Qualidade da água e índice trófico em rio de ecossistema tropical sob impacto ambiental. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro , v. 22, n. 1, p. 45-56, 2017.
- ALVES, J. P. H. et al . Monitoring water quality of the Sergipe River basin: an evaluation using multivariate data analysis. **RBRH**, Porto Alegre , v. 23, n. 27, p. 1-12, 2018a .
- ALVES, D. D. et al. Avaliação sazonal e rateio da poluição das águas superficiais utilizando métodos estatísticos multivariados: Rio dos Sinos, sul do Brasil. **Environmental Monitoring Assessment**, v.190, n.7, p. 84. 2018b.
- ALVES, R. I. S. et al. Avaliação da Qualidade da Água da Bacia do Rio Pardo, Brasil: uma abordagem multivariada utilizando parâmetros limnológicos, concentrações de metais e bactérias indicadoras. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 75, n. 2, p.199. 2018c.
- ANA. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil**. 2013. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/institucional/spr/conjuntura/webSite_relatorioConjuntura/projeto/>. Acesso em: 22 abr. 2017.
- ANDRIETTI, G. et al. Índices de qualidade da água e de estado trófico do rio Caiabi, MT. **Ambiente & Água**, v.11, n.1, p.162-175, 2016.
- ANEEL – AGENCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (BRASIL). **Atlas de energia elétrica do Brasil / Agência Nacional de Energia Elétrica**. 3. ed. – Brasília : Aneel, 2008. 236 p
- APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**, 20 ed. Washington: American Public Health

Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 1998. 937 p.

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**, 21ed. Washington: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 2005.1200p.

ADLOFF, C. T. et al. Analysis of the phytoplankton community emphasizing cyanobacteria in four cascade reservoirs system of the Iguazu River, Paraná, Brazil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 23, n. 6, p. 1-14, 2018.

ARRUDA, N. M. B. et al. Qualidade de água de pequenas centrais hidrelétricas: estudo de caso PHC Melissa, Paraná. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 10., 2013, Bento Gonçalves. **Anais...** Bento Gonçalves: ABRH, 2013. p.1-12.

ARRUDA, N. M. B.; RIZZI, N. E.; MIRANDA, T. L. G. Análise multivariada na avaliação da qualidade de água do reservatório de Foz do Areia, estado do Paraná. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n. 37, p. 26-37, 2015.

ARRUDA, N. M. B; KNOPIK, J.; SOTTOMAIOR, F. H. Avaliação da qualidade da água do Rio Tibagi antes da formação do reservatório da UHE Mauá, por meio de análise fatorial. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 6, p. 1075-1083, 2017.

ASSUNÇÃO, M. ; VIANA, D. ; IBRAHIM, E. Análise da qualidade da água no período de 2012 a 2015 do reservatório da UHE Emborcação, Minas Gerais. **e-Scientia**, v. 9, n. 1, p. 1-13, 2016.

ASSIS. A. Q. S. Análise da dinâmica fluvial do rio Cachoeira (Antonina-PR), entre os anos de 1954 e 2005. **Geografia**, v. 21, n. 2, p. 85-111, 2012.

BACCI, D. D. L. C.; PATACA, E. M. Educação para a água. **Estudos Avançados**, v. 22 , n. 63, p. 1-16, 2008.

BARRETO, W. J . et al. Analysis of Physical and Chemical Parameters for Discrimination of Water Origin in a Hydroelectric Reservoir. **CLEAN – Soil, Air, Water**, v.35, n.3, p.239-245, 2007.

BARROS, I. T. et al. Environmental risk assessment in five rivers of Parana River basin, Southern Brazil, through biomarkers in *Astyanax* spp. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 19, p. 16228–16240, 2017.

BEAMUD, S. et al. Using trait-based approaches to study phytoplankton seasonal succession in a subtropical reservoir in arid central western Argentina. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, n.5, p.4519-, 2015.

BENETTI, A. D., TUCCI, C. E. M. Uso de indicadores para avaliação de usinas hidrelétricas em bacias hidrográficas com múltiplos aproveitamentos, **Revista de gestão de água da América Latina**, v.3. n. 1, p.73-83, 2006.

BETARELLI-JUNIOR, A. A. **Análise Multivariada: Análise Fatorial**. 2016. Disponível em:< http://www.ufjf.br/lates/files/2016/12/Conte%C3%BAdo-3-%E2%80%93-A_An%C3%A1lise-Fatorial-AF.pdf>. Acesso em: 03 ago. 2018.

BICUDO, C. E. M. et al. **Dinâmica de populações fitoplanctônicas em ambiente eutrofizado: O lago das Garças, São Paulo**. p.449-508. In: Henry, R. Ecologia de reservatórios: Estrutura, função e aspectos sociais. Botucatu: FUNDIBIO: FAPESP, 1999. 800P.

BORCARD, D.; GILLET, F.; LEGENDRE, P. **Numerical Ecology with R**. Use R! Series. Springer: New York. 2011.

BORGES ,P. A. F.; TRAIN, S.; RODRIGUES, L. C. Spatial and temporal variation of phytoplankton in two subtropical Brazilian reservoirs. **Hydrobiologia**, v. 607, p. 63-74, (2008a).

BORGES ,P. A. F.; TRAIN, S.; RODRIGUES, L. C. Estrutura do fitoplâncton, em curto período de tempo, em um braço do reservatório de Rosana (ribeirão do Corvo) e em outro braço do reservatório de Rosana (ribeirão do Corvo), Paraná, Brasil). **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v.30, n. 1, p. 57-65, (2008b).

BORTOLETTO, E. C. et al . Water quality monitoring of the Pirapó River watershed, Paraná, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos , v. 75, n. 4, p. 148-157, 2015 .

BORTOLINI, J. Functional approach based on morphology as a model of phytoplankton variability in a subtropical floodplain lake: a long-term study. **Hydrobiologia**, v. 767, n.1, 2015.

BORICS, G. et al. Lake stratification in the Carpathian basin and its interesting biological consequences. **Inland Waters**, v. 5, p. 173-186, 2015 .

BOHNENBERGER, J. E. et al. Environmental dissimilarity over time in a large subtropical shallow lake is differently represented by phytoplankton functional approaches. *Marine and Freshwater Research*, v. 69, n.1, p.95-104, 2018.

BRAGA, B. P. F. et al. Pacto federativo e gestão das águas: Dossiê Água. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 22, n. 63, p. 17-42, 2008.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, p. 470, 9 jan. 1997b. Seção 1.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, n. 53,p.58-63, 18 mar. 2005. Seção1.

BRASIL. Empresa de Pesquisa Energética. **Balanco Energético Nacional 2018. Ano Base 2017**. Empresa de Pesquisa Energética. Rio de Janeiro – EPE, 2018. 294p.

BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. D. Diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP. **Revista Ambiente & Água**, v. 8, n. 1, p. 186-205, 2013.

CALIJURI, M. C.; SANTOS, A. C. A.; JATI, S. Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP.—Brazil). **Journal of Plankton Research**, v. 24, n. 7, p. 617–634, 2002.

CALIJURI, M.C.; CUNHA, D. G. F.; BOTTINO, F. Land use influence on eutrophication-related water variables: case study of tropical rivers with different degrees of anthropogenic interference. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 2010, v. 22, n. 1, p. 35-45.

CALIJURI, M. DO C.; CUNHA, D. G. F.; MOCCELLIN, J. Ecossistemas aquáticos e terrestres. In: **Engenharia ambiental**. Rio de Janeiro: Elsevier Ltd, 2013. p. 129–177.

CALAZANS, G. M. et al. O uso de métodos estatísticos multivariados para otimização do monitoramento da rede de qualidade de águas superficiais na bacia

do rio Paraopeba, Brasil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.190, n.8, p. 491. 2018.

CARVALHO, K. Q. et al. Influence of urban area on the water quality of the Campo River basin, Paraná State, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 4, supl. 2, p. 96-106, 2015.

CAVALCANTE, K. P. et al. Towards a comprehension of *Ceratium* (Dinophyceae) invasion in Brazilian freshwaters: autecology of *C.furcoides* in subtropical reservoirs. **Hydrobiologia**, v.771, p.265–280, 2016.

CAVALCANTE, K.P. et al. First record of expansive *Ceratium* Schrank, 1793 species (Dinophyceae) in southern Brazil, with notes on their dispersive patterns in Brazilian environments. **CheckList**, v.9, p. 862–866, 2013.

COLOMBO, G. T., MANNICH, M. Estudo da estratificação térmica do reservatório Vossoroça por meio de índices físicos. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 22., 2017, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis – SC: ABRH, 2017, p. 1-8.

CARDOSO-SILVA, S. et al. Compartimentalização e qualidade da água: o caso da Represa Billings. **Revista Bioikos**, v. 28, n. 1, p. 31-43, 2014.

CARDOSO-SILVA, S. et al. Metals and limnological variables in an urban reservoir: compartmentalization and identification of potential impacted areas. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, p. 19-32, 2018.

CASSOL, A. P. V. et al. Climate factors and limnological conditions shaping phytoplankton community in two subtropical cascading reservoirs. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 29, n. 17, p. 1-13, 2017.

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Variáveis de qualidade de água**. São Paulo, 2009. Disponível em: <www.cetesb.sp.gov.br>. Acesso em: 05 mai. 2017.

COALIAR. **Resolução nº 04 do comitê das bacias do Alto Iguaçu e afluentes do Alto Ribeira**, de 11 de julho de 2013, p. 8. 2013.

CHU, H. J.; LIU, C. Y.; WANG, C. K. Identifying the Relationships between Water Quality and Land Cover Changes in the Tseng-Wen Reservoir Watershed of

Taiwan. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v.10, n. 2, p.478–489, 2013.

COPEL – Companhia Paranaense de Energia. **Relatório Ambiental COPEL – GERAÇÃO: Usina Hidrelétrica de São Jorge**, 1999. COPEL: Curitiba. 27p.

COPEL. **Usina Parigot de Souza**. 2016. Disponível em:<
<http://www.copel.com/hpcopel/root/nivel2.jsp?endereco=%2Fhpcopel%2Froot%2Fpagcopel2.nsf%2F044b34faa7cc1143032570bd0059aa29%2F08013ddc621f4eed03257412005ed73b>>. Acesso em: 19 abr. 2017.

CRUZ, I. F. et al. Key factor in vertical mixing processes in a reservoir bordering the Pantanal floodplain, Brazil, **Hydrological Sciences Journal**, v. 60, n. 9, p. 1508-1519, 2015.

CUNHA, D. G. F. et al. Resolução CONAMA 357/2005: análise espacial e temporal de não conformidades em rios e reservatórios do estado de São Paulo de acordo com seus enquadramentos (2005–2009). **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.18, n.2, p. 159-168, 2013.

DA SILVA, E. B.; ARAÚJO-NETO, J. R. Caracterização das variáveis hidroquímicas na sub-bacia do Alto Jaguaribe, Ceará utilizando análise multivariada e SIG. **Revista Engenharia na Agricultura; Viçosa**, v.24, n.5, p. 417-426, 2016.

ELÇI, Ş. Effects of thermal stratification and mixing on reservoir water quality. **Limnology**, v. 9, p. 135–142, 2008.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 802p.

FANTIN-CRUZ, I. et al. Changes in river water quality caused by a diversion hydropower dam bordering the Pantanal floodplain. **Hydrobiologia**, v. 768, n.1, p. 223-238, 2016.

FÁVERO, L. P.; BELFIORE, P. **Análise de dados: Técnicas multivariadas exploratórias**. 1ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2015. 368p.

FERREIRA, D. M., CUNHA, C. Simulação numérica do comportamento térmico do reservatório do Rio Verde. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n.1, p. 83-93, 2013.

FONSECA, M. F. et al. Biovolume de cianobactérias e algas de reservatórios tropicais do Brasil com diferentes estados tróficos. **Hoehnea**, v. 4, n.1, p. 9-30, 2014.

FIGUEIREDO, S. B. **Avaliação da qualidade da água da Sub-bacia do Rio Cuiabá-MT aplicando Análise Multivariada**. 2012. 140 f. Tese (Mestrado em Recursos Hídricos). Instituto de Ciências Exatas e da Terra, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2012.

FRASCARELI, D. et al. Heterogeneidade espacial e temporal de variáveis limnológicas no reservatório de Itupararanga associadas com o uso do solo na Bacia do Alto Sorocaba-SP. **Ambiente & Água**, v. 10, n. 4, p. 772-781, 2015,

FRANÇA, M. S. **Análise estatística multivariada dos dados de monitoramento da qualidade de água da Bacia do Alto Iguaçu: uma ferramenta para a gestão de recursos hídricos**. 2009. 150 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2009.

FRITZSONS, E. et al. Conseqüências da alteração da vazão sobre alguns parâmetros de qualidade de água fluvial. **Revista Floresta**, v. 33, n. 2, p. 201-214, 2003.

FUNASA – FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. **Manual de Controle da Qualidade da Água para Técnicos que Trabalham em ETAS**. Editora Printed in Brazil, Brasília, 2014. 112p.

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

GAMA, R. S. Gestão democrática das águas: o caso da microbacia do rio Cachoeira, Antonina - PR. **Emancipação**, v. 9, n. 2, p. 213-224, 2009.

GOMES, A. S.; FERREIRA, S. P. **Análise de dados ecológicos**. Universidade Federal Fluminense. Instituto de biologia: Centro de estudos gerais - Departamento de biologia marinha. 2004, 30p.

GONÇALVES, M. F.; KISHI, R. T.; FERNANDES, C. V. S. Poluição por metais pesados na bacia do rio Barigui, estado do Paraná. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, v. 13, n. 2,p. 175-185, 2016.

GUEDES, T. A. et al. **Estatística Descritiva**. Apostila. 49 p. 2010. Disponível em:< http://www.each.usp.br/rvicente/Guedes_et al_Estatistica_Descritiva.pdf>. Acesso em: 16 ago. 2017.

HAIR, J. R. et al. **Multivariate Data Analysis**. 6. ed. Upper Saddle River, NJ: Pearson Prentice Hall, 2009. 688 p.

HUSZAR, V. L. M.; GIANI, A. Amostragem fitoplanctônica em águas continentais: Reconhecimento de padrões espaciais e temporais. In BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. C. **Amostragem em Limnologia**. São Carlos: Ed. Rima. p. 133-147, cap. 8.

IBM. **IBM SPSS Statistics 22**. [S.l.]: IBM Corporation, 2013.

IDE, A. et al. Occurrence of pharmaceutical products, female sex hormones and caffeine in a subtropical region in Brazil. **CLEAN – Soil, Air, Water**, v. 45, n. 9, 2017.

IAP. **Qualidade das águas dos reservatórios do estado do Paraná**. 2017. Disponível em: <http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Qualidade_das_aguas/RElatoriofinal.pdf> . Acesso em: 02 abr. 2017.

JEFFREY, S.W.; HUMPHREY, G.F. New spectrophotometric equations for determining chlorophyll a, b c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. **Biochem Physiol. Pflanz**, v. 167, p.191-194, 1975.

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

KLIEMANN, B.C. K.; DELARIVA, R. L. Small hydro: Scenarios and prospects in the state of Paraná. **Ciência e Natura**, v. 37, n. 3, p. 274-283, 2015.

KRUK, C. et al. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. **Freshwater Biology**, v. 55, p.614–627, 2010.

KRUK, C.; SEGURA, A. M. The habitat template of phytoplankton morphology-based functional groups. **Hydrobiologia**, v. 698, p. 191–202, 2012.

LACTEC – INSTITUTO DE TECNOLOGIA PARA O DESENVOLVIMENTO.
Relatório Anual do Automonitoramento da Qualidade das Águas Superficiais do Rio Capivari, na região da Usina Governador Pedro Viriato Parigot De Souza (UHE Capivari-Cachoeira). Curitiba: Lactec, 2016. 41 p.

LEMOS, W. E. D. Monitoramento e gestão da qualidade da água em reservatórios incorporando processos hidrodinâmicos e climáticos de regiões tropicais semiáridas. 2011. 167 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil - Saneamento Ambiental) - Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011.

LEITHOLD, J. et al . Quali-quantitative characterization of organic matter in urbanized drainage basins as a basis for the application of Water Resources Management Instruments. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 22, n. 55, 2017.

LIMA, R. S. **Qualidade da água dos reservatórios situados na bacia hidrográfica dos rios Piauí – Real: uma avaliação com base em técnicas estatísticas multivariadas e razões iônicas.** 2015. 101f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos). Universidade Federal de Sergipe, 2015.

LIMA. P. L. S. C. et al. Phytoplankton diversity and physical-chemical aspects of water quality of Lake Jiqui, Rio Grande do Norte, Brazil. **Biota Amazônica**, v.3, n.3, p. 97-112, 2013.

LI, J. et al. Effects of cascading hydropower dams on the composition, biomass and biological integrity of phytoplankton assemblages in the middle Lancang-Mekong River. **Ecological Engineering**, v. 60, p. 316–324, 2013.

LI, D. et al. The spatial-temporal variations of water quality in controlling points of the main rivers flowing into the Miyun Reservoir from 1991 to 2011. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 188, n. 42, p.1-12, 2016.

LOBATO, T. C. et al. Categorization of the trophic status of a hydroelectric power plant reservoir in the Brazilian Amazon by statistical analyses and fuzzy approaches. **Science Total Environment**, v.506, n. 507 p. 613-620, 2015.

LOBO, E.; LEIGHTON, G. Estruturas de las fitocenosis planctónicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. **Revista de Biología Marinha**, v. 2, p. 1-29, 1986.

LOBO, M. T. M. P. S. et al. Morphology-based functional groups as the best tool to characterize shallow lake-dwelling phytoplankton on an Amazonian floodplain. **Ecological Indicators**, v. 95, p. 579–588, 2018.

LOPES, F. B. et al. Assessment of the water quality in a large reservoir in semiarid region of Brazil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v. 18, n. 4, p. 437-445, 2014.

LOPES, S. M.; ARRUDA, N. M. B. Caracterização limnológica do rio Pitanguí, na região da PCH São Jorge, por meio da análise de agrupamentos. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 22., 2017, Florianópolis: ABRH. **Anais...** p. 1-8.

LORENZEN, C. J. Determination of chlorophyll and pheo-pigments: Spectrophotometric equations. **Limnology and Oceanography**., v.12, p.343-346. 1967.

LU, T. et al. Hydrological controls on cascade reservoirs regulating phosphorus retention and downriver fluxes. **Environmental Science and Pollution Research International**, v. 23, n. 23, p. 24166-24177, 2016.

MAAVARA, T. et al. Global phosphorus retention by river damming. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 112, n. 51, p.15603–15608. 2015

MACINA, I. L. F.; MENDONÇA, A. S. F. Avaliação da Qualidade da Água a Montante e a Jusante de Reservatórios localizados na Bacia do rio Santa Maria da Vitória. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 27., 2013, Goiânia. **Anais...** p. 1-7.

MAGEE, M. R. et al. Response of water temperatures and stratification to changing climate in three lakes with different morphometry, **Hydrology Earth System Sciences**, v. 21, p. 6253-6274, 2017.

MEDEIROS, G. A. et al. Water quality, pollutant loads, and multivariate analysis of the effects of sewage discharges into urban streams of Southeast Brazil. **Energy, Ecology and Environment**, v.2, n. 4, p.259–276, 2017.

MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para sobrevivência futura. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, v. 3, n. 4, p. 33-38, 2002.

MELO, A.S.; HEPP, L.U. Ferramentas estatísticas para análise de dados provenientes de biomonitoramento. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n.3, p.463-486, 2008.

MELO, R. R. C et al. Influence of Extreme Strength in Water Quality of the Jucazinho Reservoir, Northeastern Brazil, PE. **Water**, v. 9, n. 955, p. 2-11, 2017.

MICROSOFT. **Microsoft Office Excel 2013**. [S.l.]: Microsoft Inc, 2013.

MINGOTTI, S. A. **Análise de dados através de métodos de estatística multivariada: uma abordagem aplicada**. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2005. 297p.

MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA. **Resenha Energética Brasileira: Exercício de 2015**. 2016. Disponível em: <[http://www.mme.gov.br/documents/10584/3580498/02++Resenha+Energ%C3%A9tica+Brasileira+2016++Ano+Base+2015+\(PDF\)/66e011ce-f34b-419e-adf1-8a3853c95fd4;version=1.0](http://www.mme.gov.br/documents/10584/3580498/02++Resenha+Energ%C3%A9tica+Brasileira+2016++Ano+Base+2015+(PDF)/66e011ce-f34b-419e-adf1-8a3853c95fd4;version=1.0)>. Acesso em: 23 abr. 2017.

MINITAB. **Interpretar todas as estatísticas e gráficos para Análise fatorial**. 2017. Disponível em:< <https://support.minitab.com/pt-br/minitab/18/help-and-how-to/modeling-statistics/multivariate/how-to/factor-analysis/interpret-the-results/all-statistics-and-graphs/>>. Acesso em: 03 ago. 2018.

MIRANDA, T. L. G. et al. Estudo dos processos de estratificação em grandes reservatórios da Bacia do Rio Iguaçu. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 18., 2009, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande – MS: ABRH, 2009. 1-12.

MIRANDA, T. L. G. et al. Mapeamento de uso e ocupação do solo de áreas a montante do reservatório de Capivari, para identificação de possíveis fontes de poluição. In: Seminário Brasileiro de Meio Ambiente e Responsabilidade Social do Setor Elétrico. 4., 2010. **Anais...CIGRÉ**, Curitiba, Paraná, 2010. p. 1-9.

MISHRA, R. S.; DUBEY, S. C. Fresh water availability and it's global challenge. **International Journal of Engineering Science Invention Research & Development**, v. 3, n. 6, p. 57, 2015.

MONTANHER, O.; SOUZA-FILHO, E.E. Estimating the suspended sediment concentration in the upper Paraná river using landsat 5 data: data retrieval on a large temporal scale and analysis of the effects of damming. **Geografia**, v.40, n.1, p.159-176, 2015.

MOURA, A. N. et al. Phytoplanktonic associations: a tool to understanding dominance events in a tropical Brazilian reservoir. **Acta Botanica Brasilica**, v. 21, n. 3, p. 641-648, 2007.

MUNOZ-LOPEZ, C. L.; ARANGUREN-RIANO, N. J.; DUQUE, S. R. Functional morphology of phytoplankton in a tropical high mountain lake: Tota Lake (Boyacá Colombia). **Revista de Biología Tropical**, v. 65, n. 2, p. 669-683, 2017.

NOGUEIRA, M. G.; NEVES, G. P.; NALIATO, D. A. O. **Limnology of Two Contrasting Hydroelectric Reservoirs (Storage and Run-of-River) in Southeast Brazil**. *Hydropower – Practice and Application*, p. 168-188. Intech. 2012. Disponível em: < <https://www.intechopen.com/books/hydropower-practice-and-application> >. Acesso em: 03 ago. 2017.

NEOENERGIA. **Histórico do setor elétrico**. 2013. Disponível em: <<http://www.neoenergia.com.br>>. Acesso em: 05 abr. 2017.

NEVES, M. A. et al. Qualidade da água do reservatório Jaime Umbelino – Barragem do Poxim/Sergipe. In: Congresso Internacional RESAG: Gestão de Água e Monitoramento Ambiental, 2., 2015, Sergipe... **Anais**: Aracajú: RESAG, 2015. p. 1-11.

NEVES, M. A. et al. A. Estratificação da coluna d'água do reservatório do rio Poxim, São Cristóvão – Sergipe. In : Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, 8., 2016. Aracajú. **Anais**... Aracajú-SE:ABRH, 2016, p. 1-9.

PACHECO, J. P. et al. Phytoplankton community structure in five subtropical shallow lakes with different trophic status (Uruguay): a morphology-based approach. **Hydrobiologia**, n. 646, p.187–197, 2010.

PADIAL, P.R. et al. Heterogeneidade espacial e temporal da qualidade da água do reservatório Rio das Pedras (Complexo Billings, São Paulo). **Revista Ambiente & Água**, v.4, n.3, p. 35-53, 2009.

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

PASSIG, F. H. et al . Monitoring of urban and rural basins: water quality of Mourão basin. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 4, p. 158-164, 2015 .

PEDROSO, D., et al. Environmental Implications of a Stabilization Pond Effluent Released in Paraná River at Ilha Solteira, Brazil: The Quality of Water and Sediment. **Orbital: The Electronic Journal of Chemistry**, v.7, n. 4, p. 348-357, 2015.

PEJMAN, A. H. et al. Evaluation of spatial and seasonal variations in surface water quality using multivariate statistical techniques. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 6, n. 3, p. 467-476, 2009.

PINTO, C. C. et al . Trend analysis of the load and concentration of physical, chemical and biological parameters in the Verde River Basin. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 22, n. 40, 2017 .

PIELOU, E.C. **Ecological diversity**. John Wiley& Sons, New York. 1975.

POCINHO, M. T. **Estatística II: Teoria e exercícios passo a passo**. 2010.
Disponível
em:<http://docentes.ismt.pt/~m_pocinho/Sebenta_estatistica_II_com_anexos_2010.pdf>. Acesso em: 03 mar. 2018.

QUEIROZ, M. T. A. et al. Estudo dos parâmetros físico-químicos, qualidade da água e trofia do reservatório da Usina Hidrelétrica de Sá Carvalho, Minas Gerais, Brasil. **Revista Gestão Industrial**, v. 12, n. 1, 2016.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>. 2015

RANGEL, L. M. Morphology-based functional groups as effective indicators of phytoplankton dynamics in a tropical cyanobacteria-dominated transitional river–reservoir system. **Ecological Indicators**, v. 64, p. 217-227, 2016.

REYNOLDS, C. S.; et al. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, v. 24, n. 5,p. 417-428, 2002.

REYNOLDS, C. S.; ELLIOTT, J. A.;FRASSL, A. A. Predictive utility of trait-separated phytoplankton groups: A robust approach to modeling population dynamics. **Journal of Great Lakes Research**, v. 40, n. 3, p.143-150, 2014.

RYCHTECKY, P.; ZNACHOR, P. Spatial heterogeneity and seasonal succession of phytoplankton along the longitudinal gradient in a eutrophic reservoir, **Hydrobiologia**, v. 663, p.175–186. 2011.

ROCHA, C. H. B.; PEREIRA, A. M. Análise multivariada para seleção de parâmetros de monitoramento em manancial de Juiz de Fora, Minas Gerais. **Revista Ambiente e Água**, v. 11, n. 1, p. 176- 187, 2016.

RODRIGUES, L. C. et al. **Assembléias fitoplanctônicas de trinta reservatórios do estado do Paraná**, p. 57-72. In: RODRIGUES, L. C. et al. Biocenoses em reservatórios: Padrões espaciais e temporais. São Carlos: Rima, 2005. 333p.

SANEPAR – Companhia de Saneamento do Paraná. **Plano diretor SAIC: Sistema de abastecimento de água integrado de Curitiba e região metropolitana**. Curitiba: SANEPAR. 2013. 142 p.

SANEPAR – Companhia de Saneamento do Paraná. **Sanepar faz grandes obras de água e de esgoto em Curitiba e região**. 2014. Disponível em:< <http://site.sanepar.com.br/noticias/sanepar-faz-grandes-obras-de-agua-e-de-esgoto-em-curitiba-e-regiao>>. Acesso em: 10 fev. 2018.

SANTANA, N. F. et al. Longitudinal gradient in limnological variables in the Upper Paraná River: a brief description and the importance of undammed tributaries. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 29, n.116, p., 2017.

SANTANA, L.M.; NABOUT, J.C.; FERRAGUT, C. Taxonomic and functional classifications of phytoplankton in tropical reservoirs with different trophic states. **Brazilian Journal of Botany**, v. 41, n.1, p. 1-12. (2017).

SANTOS, I. et al. **Hidrometria Aplicada**. Curitiba: Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento, 2001. 372 p.

SEMA - Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Bacias Hidrográficas do Paraná: Série Histórica**. 2 ed. 2013. 140p.

SHEELA, A. M. et al. Water quality assessment of a tropical coastal lake system using multivariate cluster, principal component and factor analysis. **Lakes & Reservoirs: Research and Management**, v. 17, p. 143-159, 2012.

SERPE, C. T. A. **Análise da composição e abundância da comunidade fitoplantônica em quatro reservatórios do rio Iguaçu**. 2014. 180 f. Dissertação (Pós-Graduação em Ciências e Tecnologia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba. 2014.

SIECIECHOWICZ, M. S. F. et al. Avaliação da qualidade da água do reservatório da UHE Pitangui (PR) através de técnicas estatísticas multivariadas. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 19., 2011, Maceió. **Anais...** Maceió: ABRH, 2011. p. 1-14.

SHANNON, C. E.; WEAVER, W. **The Mathematical Theory of Communication**. USA - University of Illinois Press: Urbana, 1949.

SILVA, A. P. S. et al. Qualidade de água do reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) de Peti, Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 33, n. 6, p. 1063-1069, 2009.

SILVA, S. C. et al. Compartimentalização e qualidade da água: o caso da Represa Billings. **Bioikos: Ecologia e Meio Ambiente**, v. 28, n. 1, p. 31-43, 2014.

SILVA, C. A.; TRAIN, S.; RODRIGUES, L. C. Phytoplankton assemblages in a Brazilian subtropical cascading reservoir system. **Hydrobiologia**, v. 537, p. 99–109, 2005.

SOUZA, F. F. C. et al. Modelagem do regime térmico de um reservatório tropical de abastecimento público, Juiz de Fora, MG, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v.11, n.1, p. 60-74, 2016.

SOUZA, A.; BERTOSSI, A. P. A.; LASTORIA, G. Diagnóstico temporal e espacial da qualidade das águas superficiais do Córrego Bandeira, Campo Grande, MS. **Revista Agro@ambiente On-line**, v. 9, n. 3, p. 227-234, 2015.

SOUZA, C. O; SÍGOLO, J. B. Determinação das variáveis físico-químicas e sua influência na qualidade da água em áreas antrópicas e de mata ciliar no reservatório de Biritiba-Mirim, Bacia do Alto Tiête – SP. In: Congresso Nacional de Meio Ambiente de Poços de Caldas, 12., 2015, Poços de Caldas. **Anais...** Minas Gerais: 2015. p. 1-9.

SOUZA-FILHO, E. E. The Porto Primavera dam and the fluvial transport on the Porto São José section, Parana river. **Mercator**, v. 15, n. 4, p.65-81, 2016.

STATSOFT INC. **STATISTICA** (data analysis software system), version 11. [SI]: StatSoftInc., 2012.

STRAŠKRABRA, M.; TUNDISI, J. G. **Gerenciamento da qualidade da água de represas**, v. 9, 3ª ed. São Paulo: Oficina de Textos. 2013, 300p.

TUCCI, C. E. M. **Modelos Hidrológicos**. Porto Alegre: ABRH, ed. UFRGS, 1998, ch11.

TUNDISI, J. G. Novas perspectivas para a gestão de recursos hídricos. **Revista USP**, n.70, p.24-35, 2006.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina dos Textos, 2008. 631p.

TUNDISI, J. G. **Recursos Hídricos no Brasil: problemas, desafios e estratégias para o futuro**. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 2014. 76 p.

TRINDADE, A. P. C. et al. Tendências temporais e espaciais da qualidade das águas superficiais da sub-bacia do Rio das Velhas, estado de Minas Gerais. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 1, p. 13-24, 2017.

THORNE, R. S.T.J.; WILLIAMS, W. P.; CAO, Y. The influence of date transformations on biological monitoring studies using macroinvertebrates. **Water Research**, v.33, p. 343-350, 1999.

UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplankton methodik. **Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie**, v.9, p. 1-38, 1958.

YAMAMOTO, F. et al. Bioavailability of pollutants sets risk of exposure to biota and human population in reservoirs from Iguazu River (Southern Brazil), **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 18, p. 18111–18128, 2016.

WATANABE, F. S. Y. et al. Estimation of Chlorophyll-a Concentration and the Trophic State of the Barra Bonita Hydroelectric Reservoir Using OLI/Landsat-8 Images. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 12, n. 9, 2015.

WOJCIECHOWSKI, J. et al. Temporal variation in phytoplankton beta diversity patterns and metacommunity structures across subtropical reservoirs. **Freshwater Biology**, v. 62, p. 751–766, 2017.

WRE. **Mathematical Model for Prediction of Thermal Energy Changes in Inpoundments** .US EPA 16130,1969.

WRUBLACK, S. C. et al . Variation of water quality along a river in agricultural watershed with support of geographic information systems and multivariate analysis. **Engenharia Agrícola**, v. 38, n. 1, p. 74-81. 2018.

VAROL, M. et al. Spatial and temporal variations in surface water quality of the dam reservoirs in the Tigris River basin, Turkey. **Catena**, v.92, p.11-21, 2012.

VEGA, M. et al. Assessment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis. **Water Research**, v. 32, p. 3581-3592, 1998.

VIANA, D. T. et al. Análise da Qualidade da Água no Reservatório da UHE Nova Ponte utilizando Ferramentas Estatísticas Multivariadas. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 20., 2013, Bento Gonçalves. **Anais...** Rio Grande do Sul: ABRH, 2013. p. 1-8.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte: DESA-UFMG. v. 7. Estudos e modelagem da qualidade da água de rios, 2007, 588 p.

VON SPERLING, E. **Estudo sobre influência na qualidade da água decorrente da implantação da barragem de Santo Hipólito, Rio Das Velhas-MG**. Belo Horizonte: Comitê da bacia hidrográfica do Rio das Velha, p 1-28, 2009.

ZARFL, C. et al. A global boom in hydropower dam construction. **Aquatic Science**, v. 77, n. 1, p.161–170, 2015.

ZHANG, Z. et al. Surface water quality and its control in a river with intensive human Impacts: a case study of the Xiangjiang River, China. **Journal of Environmental Management**, v. 91, p. 2483-2490, 2010.

ZIOBER, B. R.; ZANIRATO, S. H. Ações para a salvaguarda da biodiversidade na construção da Usina Hidrelétrica de Itaipu Binacional. **Ambiente & Sociedade**, v. 17, n. 1, p. 59-78, 2014.

APÊNDICE A – Resultados das variáveis analisadas (Dados brutos)

Tabela A 1 – Tabela de dados brutos referentes a estação 1M, no rio Capivari, a montante do reservatório de Capivari-Cachoeira, de 2005 a 2016.

Estação	Data da coleta	Disco de Secchi (m)	Temperatura água (°C)	OD (mg.L ⁻¹)	pH	Condutividade (µS.cm-1)	Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	Nitrogênio Total (mg.L ⁻¹)	Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	Turbidez (NTU)	Coliformes (NMP.100mL ⁻¹)	DBO (mg.L ⁻¹)
1M	01/02/2005	0,45	20,40	6,60	7,30	52,00	0,050	0,90	63,00	8,00	240	5,02
1M	12/05/2005	1,20	17,40	8,71	7,80	104,00	0,030	1,10	86,00	7,00	38	3,97
1M	27/07/2005	0,35	12,50	9,40	7,70	91,00	0,060	1,50	80,00	16,00	2300	3,71
1M	25/10/2005	0,45	18,00	7,80	7,50	82,00	0,140	2,10	98,00	30,00	1500	3,43
1M	31/01/2006	0,45	21,40	8,39	7,50	94,00	0,130	1,90	114,00	35,00	360	10,15
1M	10/04/2006	0,60	20,00	7,95	7,40	90,00	0,080	2,60	81,00	13,00	880	6,06
1M	04/07/2006	0,10	14,20	9,30	7,90	139,00	0,070	3,30	103,00	7,00	86	2,88
1M	17/10/2006	0,65	18,30	13,85	7,60	87,00	0,060	2,60	63,00	11,00	520	2,00
1M	30/01/2007	0,40	21,80	8,12	6,50	67,00	0,120	3,40	147,00	52,00	2900	8,66
1M	10/04/2007	0,90	19,70	7,13	7,30	112,00	0,040	1,90	81,00	6,00	250	2,00
1M	01/08/2007	0,70	11,00	9,70	7,90	115,00	0,060	1,20	87,00	8,00	70	2,00
1M	30/10/2007	0,40	20,60	7,89	6,90	110,00	0,040	1,90	99,00	13,00	1200	2,00
1M	12/02/2008	0,50	21,90	5,22	7,50	74,00	0,050	0,80	75,00	15,00	460	6,71
1M	07/05/2008	0,75	14,50	9,50	7,90	86,00	0,040	2,70	70,00	8,00	130	2,00
1M	21/08/2008	0,50	19,30	7,85	7,50	117,00	0,060	3,40	97,00	10,00	1	2,44
1M	13/11/2008	0,50	17,20	7,40	7,30	51,00	0,050	1,30	68,00	9,00	790	2,36
1M	04/02/2009	1,50	20,80	6,85	7,40	71,00	0,060	0,80	83,00	17,00	1400	2,00
1M	15/04/2009	0,90	18,70	7,21	7,80	89,00	0,050	2,80	70,00	12,00	1200	2,00
1M	14/07/2009	0,25	13,30	9,50	7,40	77,00	0,150	2,60	115,00	54,00	2900	2,00
1M	28/10/2009	0,50	17,30	8,20	7,60	94,00	0,060	2,50	90,00	24,00	62	1,20
1M	14/01/2010	0,25	21,50	4,16	7,30	59,00	0,100	3,30	84,00	48,00	1100	1,21
1M	08/04/2010	0,45	16,30	8,70	7,40	71,00	0,060	1,40	81,00	25,00	1700	1,00
1M	14/07/2010	0,35	15,20	8,40	7,30	87,00	0,100	0,50	118,00	33,00	25000	4,43
1M	28/10/2010	0,30	20,10	7,00	7,70	105,00	0,050	1,70	92,00	8,00	330	1,09
1M	11/01/2011	0,15	20,80	8,00	7,00	47,00	0,140	1,90	133,00	53,00	3000	2,32
1M	12/04/2011	0,45	17,80	8,50	7,40	95,00	0,070	0,50	86,00	22,00	840	1,00
1M	05/07/2011	0,20	12,10	9,90	7,50	81,00	0,140	0,50	86,00	32,00	4400	1,66
1M	05/10/2011	0,85	16,70	8,40	7,50	86,00	0,060	1,10	67,00	7,00	280	1,20
1M	17/01/2012	0,35	21,00	7,00	6,90	71,00	0,130	1,70	105,00	16,00	2200	1,78
1M	17/04/2012	0,20	19,90	8,00	7,50	100,00	0,137	2,30	124,00	19,00	250	1,70
1M	25/07/2012	0,35	14,50	9,20	7,20	96,00	0,059	2,40	98,00	11,00	120	1,30
1M	30/10/2012	0,30	21,60	7,70	7,70	106,00	0,064	2,00	87,00	6,00	1	1,00
1M	09/01/2013	0,60	21,20	6,01	7,00	84,00	0,060	3,60	85,00	6,00	330	1,00
1M	24/04/2013	1,00	16,10	9,40	7,80	100,00	0,041	0,50	81,00	1,00	460	1,00
1M	10/07/2014	0,50	14,70	9,60	7,70	98,00	0,040	1,03	87,00	8,56	5	2,00
1M	14/10/2014	0,40	22,00	8,30	7,10	119,00	0,075	1,28	89,00	16,00	87	2,00
1M	27/01/2015	0,35	22,00	8,00	7,20	99,00	0,047	1,00	156,00	29,90	1600	2,00
1M	14/04/2015	1,05	18,50	8,70	7,50	108,00	0,035	1,42	89,00	7,17	2200	2,00
1M	29/07/2015	0,50	14,70	9,40	7,40	94,00	0,040	0,77	78,00	16,00	440	2,00
1M	27/10/2015	0,30	18,00	8,60	6,60	69,00	0,077	1,09	103,00	67,70	13000	2,00
1M	13/01/2016	0,25	22,40	7,90	6,80	70,00	0,067	0,83	93,00	27,50	1100	2,00
1M	13/04/2016	0,50	22,60	7,50	7,80	98,00	0,054	1,06	83,00	21,80	780	2,00
1M	16/08/2016	1,10	14,30	8,63	7,20	112,00	0,037	1,79	95,00	14,00	7800	2,00
1M	25/10/2016	0,60	20,20	8,10	7,60	98,00	0,103	1,15	81,00	41,10	4600	2,00
Média		0,53	18,24	8,22	7,40	89,89	0,072	1,73	92,07	20,27	2021	2,60
Mediana		0,45	18,60	8,16	7,45	92,50	0,060	1,60	87,00	15,50	785	2,00
Desvio Padrão		0,30	3,18	1,46	0,34	19,55	0,035	0,89	20,26	15,71	4247,34	1,97
Mínimo		0,10	11,00	4,16	6,50	47,00	0,030	0,50	63,00	1,00	1	1,00
Máximo		1,50	22,60	13,85	7,90	139,00	0,150	3,60	156,00	67,70	25000	10,15

Tabela A 2 – Tabela de dados brutos referentes a estação 2M, no rio dos Patos, a montante do reservatório de Capivari-Cachoeira, de 2005 a 2016.

Estação	Data da coleta	Disco de Secchi (m)	Temperatura água (°C)	OD (mg.L ⁻¹)	pH	Condutividade (µS.cm-1)	Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	Nitrogênio Total (mg.L ⁻¹)	Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	Turbidez (NTU)	Coliformes (NMP.100 mL ⁻¹)	DBO (mg.L ⁻¹)
2M	01/02/2005	1,00	20,50	7,40	8,40	48,00	0,010	1,00	55,00	5,00	240	3,11
2M	12/05/2005	0,40	15,80	8,96	7,60	49,00	0,020	0,50	60,00	7,00	200	2,97
2M	27/07/2005	0,80	12,20	8,99	7,90	76,00	0,040	1,00	56,00	7,00	33	4,36
2M	25/10/2005	1,05	21,80	7,42	7,40	60,00	0,050	1,00	49,00	10,00	5200	5,04
2M	31/01/2006	0,25	19,40	9,19	7,50	40,00	0,100	1,00	91,00	33,00	990	12,90
2M	10/04/2006	0,70	19,20	7,93	7,40	48,00	0,020	1,90	55,00	14,00	1700	3,20
2M	04/07/2006	0,10	12,80	8,80	7,20	52,00	0,300	2,00	183,00	30,00	40	6,10
2M	17/10/2006	0,50	17,60	12,75	7,40	51,00	0,060	1,30	86,00	12,00	18	2,00
2M	30/01/2007	0,40	21,50	7,39	7,00	43,00	0,050	1,50	46,00	19,00	180	2,00
2M	10/04/2007	0,60	18,80	7,00	6,70	67,00	0,020	0,90	50,00	3,00	1	2,00
2M	01/08/2007	0,40	11,00	9,00	7,70	46,00	0,020	0,60	44,00	6,00	490	2,00
2M	30/10/2007	0,50	19,70	8,02	8,60	96,00	0,020	0,70	67,00	5,00	1	2,00
2M	12/02/2008	0,35	21,70	7,14	7,70	43,00	0,050	0,80	76,00	23,00	1300	7,14
2M	07/05/2008	0,80	13,50	9,70	7,80	45,00	0,020	1,30	45,00	7,00	110	2,00
2M	21/08/2008	0,60	18,30	8,15	7,60	46,00	0,020	0,50	50,00	4,00	16	2,00
2M	13/11/2008	0,65	17,20	7,91	7,50	40,00	0,030	0,60	56,00	9,00	140	2,00
2M	04/02/2009	1,00	20,02	7,13	7,60	44,00	0,030	0,50	50,00	5,00	580	2,00
2M	15/04/2009	0,45	17,40	7,59	7,60	47,00	0,040	1,50	63,00	24,00	1100	2,00
2M	14/07/2009	0,85	13,50	9,10	7,30	43,00	0,030	1,60	63,00	16,00	690	2,00
2M	28/10/2009	0,80	16,60	8,42	7,60	41,00	0,030	0,80	50,00	13,00	1700	1,69
2M	14/01/2010	0,30	20,30	4,90	7,40	37,00	0,060	1,80	67,00	26,00	4900	1,00
2M	08/04/2010	0,80	15,50	9,20	7,60	40,00	0,020	0,70	47,00	9,00	2200	1,00
2M	14/07/2010	0,30	14,10	8,10	7,40	45,00	0,030	0,50	54,00	14,00	8200	1,00
2M	28/10/2010	0,15	20,90	7,20	7,40	48,00	0,240	0,90	316,00	55,00	10	1,00
2M	11/01/2011	0,20	20,10	8,30	7,40	30,00	0,110	2,00	120,00	46,00	3000	2,68
2M	12/04/2011	0,70	16,20	9,40	7,80	46,00	0,040	0,50	56,00	9,00	820	1,00
2M	05/07/2011	0,50	11,90	10,30	7,50	46,00	0,030	0,50	43,00	7,00	30	1,00
2M	05/10/2011	0,30	15,70	8,80	7,70	43,00	0,020	1,00	38,00	4,00	230	1,00
2M	17/01/2012	0,50	19,70	8,00	8,70	56,00	0,070	0,60	69,00	4,00	230	3,87
2M	17/04/2012	0,20	22,90	6,80	7,40	64,00	0,181	1,80	186,00	25,00	470	1,00
2M	25/07/2012	0,20	14,50	8,70	7,10	53,00	0,148	3,40	115,00	19,00	1200	1,00
2M	30/10/2012	0,40	22,30	7,60	7,80	49,00	0,033	2,50	64,00	8,00	510	1,00
2M	09/01/2013	0,90	19,90	6,10	7,40	46,00	0,032	2,80	53,00	4,00	330	1,00
2M	24/04/2013	0,50	15,70	9,30	7,80	46,00	0,015	0,50	54,00	1,00	74	1,00
2M	10/07/2014	0,50	14,60	9,70	7,60	47,00	0,040	0,61	57,00	7,38	3500	2,00
2M	14/10/2014	0,30	22,60	8,30	7,20	67,00	0,070	0,76	82,00	20,00	66	2,00
2M	27/01/2015	0,30	21,00	7,50	7,10	72,00	0,054	0,50	136,00	36,60	280	2,00
2M	14/04/2015	1,00	17,40	8,47	7,30	59,00	0,036	0,50	60,00	8,95	170	2,00
2M	29/07/2015	0,70	19,90	8,20	7,00	51,00	0,043	0,50	63,00	18,90	380	2,00
2M	27/10/2015	0,55	19,20	8,40	6,70	40,00	0,038	0,50	59,00	20,40	7900	2,00
2M	13/01/2016	0,35	20,40	8,90	7,60	35,00	0,048	0,50	62,00	17,90	2300	2,00
2M	13/04/2016	1,00	27,60	8,00	8,40	60,00	0,023	0,50	48,00	3,06	2	2,00
2M	16/08/2016	1,30	14,30	9,45	8,40	67,00	0,118	0,75	76,00	15,00	2	2,00
2M	25/10/2016	0,40	18,80	8,60	7,70	50,00	0,064	0,50	30,00	12,70	13000	2,00
Média		0,56	18,05	8,32	7,57	50,50	0,057	1,05	73,86	14,63	1467	2,43
Mediana		0,50	18,80	8,30	7,55	47,00	0,039	0,78	58,00	11,00	355	2,00
Desvio Padrão		0,29	3,50	1,23	0,43	12,15	0,059	0,70	49,83	11,76	2643,03	2,09
Mínimo		0,10	11,00	4,90	6,70	30,00	0,010	0,50	30,00	1,00	1	1,00
Máximo		1,30	27,60	12,75	8,70	96,00	0,300	3,40	316,00	55,00	13000	12,90

Tabela A 3 – Tabela de dados brutos referentes a estação 3R, no reservatório de Capivari-Cachoeira, de 2005 a 2016.

Estação	Data da coleta	Disco de Secchi (m)	Temperatura água (°C)	OD (mg.L ⁻¹)	pH	Condutividade (µS.cm ⁻¹)	Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	Nitrogênio Total (mg.L ⁻¹)	Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	Turbidez (NTU)	Coliformes (NMP.100 mL ⁻¹)	DBO (mg.L ⁻¹)
3R	01/02/2005	2,70	23,50	6,40	7,80	63,00	0,010	0,50	47,00	3,00	1,80	3,39
3R	12/05/2005	3,10	21,30	6,45	7,60	60,00	0,010	0,70	52,00	3,00	1,00	4,00
3R	27/07/2005	2,00	16,50	5,00	7,30	74,00	0,010	1,50	53,00	5,00	1,80	1,92
3R	25/10/2005	1,45	20,60	4,80	7,90	70,00	0,010	0,60	48,00	5,00	1,00	2,51
3R	31/01/2006	1,85	26,00	6,98	8,00	73,00	0,010	0,80	55,00	4,00	1,00	4,92
3R	10/04/2006	2,40	23,10	5,70	7,30	72,00	0,020	1,60	47,00	3,00	1,00	4,63
3R	04/07/2006	2,35	17,30	5,86	7,40	77,00	0,020	1,20	55,00	3,00	1,00	4,11
3R	17/10/2006	1,05	20,70	14,44	8,20	79,00	0,010	1,50	63,00	7,00	3,10	2,00
3R	30/01/2007	1,00	24,90	7,70	7,70	71,00	0,020	2,40	46,00	4,00	1,00	2,00
3R	10/04/2007	2,25	24,20	6,40	6,80	64,00	0,010	0,90	45,00	3,00	1,00	2,00
3R	01/08/2007	2,70	16,10	3,92	7,20	65,00	0,010	0,80	56,00	4,00	1,00	2,00
3R	30/10/2007	1,70	23,00	7,60	7,70	83,00	0,010	0,70	57,00	4,00	2,00	2,00
3R	12/02/2008	2,00	24,70	5,76	8,30	70,00	0,010	1,00	48,00	4,00	1,00	2,00
3R	07/05/2008	2,75	21,10	4,58	7,50	66,00	0,010	0,90	45,00	2,00	2,00	2,00
3R	21/08/2008	3,40	19,20	8,31	7,80	69,00	0,020	0,90	56,00	2,00	1,00	2,00
3R	13/11/2008	1,00	21,10	6,35	7,80	65,00	0,020	1,10	55,00	4,00	1,80	2,00
3R	04/02/2009	2,90	24,96	5,92	7,90	64,00	0,010	0,50	44,00	2,00	1,00	2,00
3R	15/04/2009	2,60	23,80	5,96	7,60	62,00	0,010	1,00	49,00	3,00	1,00	2,00
3R	14/07/2009	1,75	17,00	4,82	7,20	70,00	0,020	3,30	58,00	4,00	11,00	2,00
3R	28/10/2009	1,20	20,60	7,60	8,30	63,00	0,020	1,90	54,00	8,00	1,00	1,89
3R	14/01/2010	1,40	25,40	4,47	8,20	65,00	0,010	1,60	46,00	3,00	4,00	1,01
3R	08/04/2010	1,70	21,30	4,90	7,10	58,00	0,010	0,70	45,00	5,00	4,50	1,00
3R	14/07/2010	2,50	17,70	7,40	7,50	61,00	0,020	0,50	50,00	3,00	1,00	1,10
3R	28/10/2010	1,40	21,70	7,70	8,50	72,00	0,020	1,50	67,00	6,00	1,80	1,40
3R	11/01/2011	1,15	26,20	7,70	8,70	67,00	0,020	1,20	50,00	4,00	10,00	1,00
3R	12/04/2011	2,60	22,20	6,90	7,50	65,00	0,020	0,50	46,00	3,00	4,10	1,00
3R	05/07/2011	2,75	16,60	4,70	7,40	79,00	0,010	0,50	42,00	2,00	1,00	1,00
3R	05/10/2011	1,70	19,50	7,80	8,00	69,00	0,030	1,00	43,00	3,00	1,00	1,00
3R	17/01/2012	2,55	24,60	5,70	7,70	70,00	0,020	0,50	55,00	2,00	1,00	1,39
3R	17/04/2012	0,70	24,20	6,50	7,60	73,00	0,019	1,90	54,00	4,00	2,10	1,00
3R	25/07/2012	0,90	16,20	9,10	7,70	67,00	0,022	3,10	58,00	4,00	5,20	1,50
3R	30/10/2012	0,90	28,30	8,00	8,60	79,00	0,020	1,40	62,00	5,00	1,80	2,18
3R	09/01/2013	1,60	25,70	7,80	7,60	75,00	0,024	3,20	59,00	3,00	1,80	1,60
3R	24/04/2013	2,10	21,10	5,50	7,30	66,00	0,010	0,50	58,00	1,00	1,00	1,00
3R	10/07/2014	1,70	17,20	8,50	7,60	61,00	0,290	0,65	56,00	3,33	1,80	2,00
3R	14/10/2014	0,60	24,50	11,60	7,70	81,00	0,066	0,95	80,00	6,00	1,00	7,60
3R	27/01/2015	1,40	27,00	8,20	8,00	75,00	0,016	0,60	138,00	8,35	6,30	2,00
3R	14/04/2015	1,15	22,60	7,55	7,60	64,00	0,015	0,53	56,00	4,75	1,80	2,00
3R	29/07/2015	1,80	18,40	10,40	8,10	79,00	0,001	0,50	43,00	4,75	2,00	2,00
3R	27/10/2015	1,15	22,50	9,80	6,90	72,00	0,020	0,59	67,00	10,30	780,00	2,00
3R	13/01/2016	1,30	25,40	8,90	7,40	71,00	0,024	0,50	71,00	4,67	1,80	2,00
3R	13/04/2016	2,00	26,30	8,30	7,30	54,00	0,012	0,50	51,00	2,86	1,80	2,00
3R	16/08/2016	2,55	17,40	7,65	7,60	71,00	0,024	0,50	58,00	2,39	1,80	2,00
3R	25/10/2016	2,20	22,30	10,10	9,10	79,00	0,024	0,50	26,00	3,98	200,00	2,00
Média		1,86	21,91	7,18	7,73	69,39	0,023	1,08	54,86	4,01	24,98	2,14
Mediana		1,78	22,25	7,19	7,65	70,00	0,020	0,85	54,00	4,00	1,80	2,00
Desvio Padrão		0,707	3,350	2,058	0,471	6,665	0,042	0,743	15,653	1,814	121,693	1,244
Mínimo		0,60	16,10	3,92	6,80	54,00	0,001	0,50	26,00	1,00	1,00	1,00
Máximo		3,40	28,30	14,44	9,10	83,00	0,290	3,30	138,00	10,30	780,00	7,60

Tabela A 4 – Tabela de dados brutos referentes a estação 4J, a jusante do reservatório de Capivari-Cachoeira, de 2005 a 2016.

Estação	Data da coleta	Disco de Secchi (m)	Temperatura água (°C)	OD (mg.L ⁻¹)	pH	Condutividade (µS.cm ⁻¹)	Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	Nitrogênio Total (mg.L ⁻¹)	Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	Turbidez (NTU)	Coliformes (NMP.100mL ⁻¹)	DBO (mg.L ⁻¹)
4J	01/02/2005	1,20	20,50	7,90	7,10	58,00	0,030	1,30	52,00	5,00	1	3,99
4J	12/05/2005	1,50	20,70	9,60	7,30	69,00	0,020	1,00	65,00	5,00	1	3,01
4J	27/07/2005	1,00	16,90	9,90	7,30	77,00	0,020	1,20	54,00	5,00	4	3,95
4J	25/10/2005	0,90	16,90	9,35	6,90	69,00	0,020	1,00	53,00	8,00	1	3,57
4J	31/01/2006	1,30	20,60	9,52	7,00	75,00	0,010	0,70	55,00	4,00	1	2,86
4J	10/04/2006	1,80	21,50	8,39	6,80	65,00	0,050	1,20	53,00	6,00	1	5,70
4J	04/07/2006	0,50	17,60	9,81	7,40	78,00	0,010	1,20	57,00	4,00	1	3,24
4J	17/10/2006	0,50	17,90	10,47	7,20	84,00	0,010	2,50	83,00	6,00	420	2,19
4J	30/01/2007	0,60	20,20	8,23	6,10	64,00	0,020	2,10	54,00	4,00	1	2,00
4J	10/04/2007	1,00	21,60	7,93	6,70	59,00	0,020	1,40	50,00	8,00	1	2,00
4J	01/08/2007	1,40	16,30	10,13	7,50	78,00	0,010	1,50	55,00	3,00	1	2,00
4J	30/10/2007	1,00	18,10	8,35	6,50	90,00	0,010	1,00	59,00	4,00	1	2,00
4J	12/02/2008	1,30	20,00	7,90	7,00	54,00	0,020	0,80	47,00	5,00	3	2,00
4J	07/05/2008	0,80	19,70	8,28	7,60	71,00	0,020	0,90	57,00	7,00	10	2,00
4J	21/08/2008	1,30	16,20	9,65	7,40	82,00	0,010	0,70	63,00	3,00	1	2,00
4J	13/11/2008	0,50	17,40	8,74	7,10	63,00	0,020	0,50	56,00	5,00	2	2,00
4J	04/02/2009	0,50	19,80	8,21	6,90	64,00	0,010	0,50	47,00	4,00	1	2,00
4J	15/04/2009	0,50	21,70	8,10	6,90	60,00	0,020	0,60	54,00	5,00	1	2,00
4J	14/07/2009	0,50	16,40	11,60	7,30	72,00	0,020	0,50	61,00	4,00	3	2,00
4J	28/10/2009	0,80	16,90	9,10	7,10	63,00	0,030	2,00	62,00	15,00	2	9,15
4J	14/01/2010	0,50	21,50	5,09	7,00	61,00	0,020	1,20	47,00	8,00	86	1,00
4J	08/04/2010	0,50	21,30	7,90	7,00	59,00	0,030	0,50	51,00	10,00	2	1,49
4J	14/07/2010	0,75	16,40	7,60	7,30	72,00	0,020	0,90	53,00	5,00	1	1,00
4J	28/10/2010	0,50	17,60	9,80	7,20	78,00	0,020	1,40	81,00	7,00	17	1,00
4J	11/01/2011	0,50	19,70	8,70	6,60	63,00	0,010	0,90	55,00	8,00	2	1,24
4J	12/04/2011	0,45	20,60	8,60	6,90	66,00	0,030	0,50	46,00	7,00	5	1,00
4J	05/07/2011	0,50	16,10	9,20	7,30	79,00	0,020	0,50	51,00	3,00	10	1,00
4J	05/10/2011	0,50	16,30	10,90	7,20	73,00	0,040	1,60	60,00	6,00	1	1,00
4J	17/01/2012	0,50	19,70	7,40	7,10	71,00	0,020	1,30	63,00	3,00	1	1,78
4J	17/04/2012	0,50	21,50	8,40	7,30	84,00	0,036	0,70	66,00	5,00	10	1,20
4J	25/07/2012	0,30	17,80	5,00	6,70	84,00	0,110	3,40	115,00	22,00	850	1,00
4J	30/10/2012	0,60	20,60	8,11	7,00	86,00	0,014	2,30	64,00	3,00	8	1,00
4J	09/01/2013	0,50	21,30	8,50	7,10	74,00	0,022	3,30	64,00	3,00	2	1,00
4J	24/04/2013	0,50	20,30	8,00	7,10	70,00	0,021	0,50	64,00	2,00	1	1,00
4J	10/07/2014	0,85	17,10	10,00	7,30	64,00	0,060	0,98	59,00	11,90	2	3,00
4J	14/10/2014	0,40	18,10	9,40	6,80	81,00	0,036	0,92	54,00	15,00	1	2,00
4J	27/01/2015	0,70	23,30	7,80	7,00	75,00	0,030	0,61	89,00	17,50	1	2,00
4J	14/04/2015	1,00	21,70	8,90	7,10	66,00	0,026	0,50	67,00	10,60	2	2,00
4J	29/07/2015	0,35	16,80	10,00	7,00	82,00	0,001	0,79	48,00	8,96	4	2,00
4J	27/10/2015	0,50	18,30	8,70	6,60	75,00	0,022	0,82	76,00	21,80	200	2,00
4J	13/01/2016	0,50	21,20	8,20	6,40	68,00	0,020	1,44	66,00	7,23	2	2,00
4J	13/04/2016	0,50	23,00	7,60	6,70	60,00	0,017	0,50	64,00	4,54	2	2,00
4J	16/08/2016	0,50	19,42	8,46	7,20	77,00	0,024	0,93	65,00	9,65	450	2,00
4J	25/10/2016	0,50	19,70	7,30	7,30	75,00	0,012	0,94	30,00	8,10	2600	2,00
Média		0,72	19,23	8,65	7,03	71,32	0,024	1,14	59,89	7,21	107	2,19
Mediana		0,50	19,70	8,48	7,10	71,50	0,020	0,94	57,00	5,50	2	2,00
Desvio Padrão		0,35	2,07	1,26	0,30	8,79	0,017	0,70	13,49	4,72	414,95	1,44
Mínimo		0,30	16,10	5,00	6,10	54,00	0,001	0,50	30,00	2,00	1	1,00
Máximo		1,80	23,30	11,60	7,60	90,00	0,110	3,40	115,00	22,00	2600	9,15

Tabela A 5 – Tabela de dados brutos referentes a estação 5J, no rio Cachoeira, a jusante do reservatório de Capivari-Cachoeira, de 2005 a 2016.

Estação	Data da coleta	Disco de Secchi (m)	Temperatura água (°C)	OD (mg.L ⁻¹)	pH	Condutividade (µS.cm-1)	Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	Nitrogênio Total (mg.L ⁻¹)	Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	Turbidez (NTU)	Coliformes (NMP.100mL ⁻¹)	DBO (mg.L ⁻¹)
5J	01/02/2005	1,00	21,00	7,40	7,20	48,00	0,030	0,50	45,00	4,00	22	4,16
5J	12/05/2005	1,30	20,80	9,80	7,40	61,00	0,020	0,90	58,00	5,00	10	2,00
5J	27/07/2005	1,00	16,90	10,20	7,50	68,00	0,030	0,60	51,00	4,00	5	3,82
5J	25/10/2005	0,90	17,90	9,28	7,00	63,00	0,020	0,80	52,00	8,00	22	4,29
5J	31/01/2006	1,00	21,40	9,52	7,10	60,00	0,020	0,80	51,00	4,00	6	5,95
5J	10/04/2006	1,60	20,90	8,78	7,00	55,00	0,030	0,70	48,00	5,00	7	5,77
5J	04/07/2006	0,40	17,60	10,13	7,50	70,00	0,020	1,10	53,00	3,00	8	2,00
5J	17/10/2006	0,60	17,80	10,01	7,30	43,00	0,040	1,60	34,00	5,00	150	2,00
5J	30/01/2007	1,00	21,10	8,77	6,20	52,00	0,020	1,90	50,00	3,00	10	2,00
5J	10/04/2007	1,20	20,60	8,06	6,60	48,00	0,020	1,20	49,00	5,00	13	2,00
5J	01/08/2007	1,30	15,90	9,79	7,60	65,00	0,020	0,80	53,00	2,00	1	2,00
5J	30/10/2007	0,80	19,10	9,47	6,70	78,00	0,020	0,90	57,00	4,00	1	2,00
5J	12/02/2008	1,00	21,20	7,09	7,00	42,00	0,040	0,90	51,00	8,00	1300	2,00
5J	07/05/2008	1,00	16,30	10,30	7,70	43,00	0,030	1,30	37,00	2,00	120	2,00
5J	21/08/2008	1,50	17,40	9,28	7,40	74,00	0,020	0,50	61,00	3,00	1	2,00
5J	13/11/2008	0,50	18,50	8,27	7,20	39,00	0,020	0,60	44,00	3,00	49	2,00
5J	04/02/2009	0,80	21,00	7,94	7,00	43,00	0,070	0,50	63,00	10,00	1700	2,00
5J	15/04/2009	0,50	21,40	8,10	7,10	51,00	0,020	0,50	49,00	4,00	5	2,00
5J	14/07/2009	0,50	16,20	10,90	7,30	62,00	0,030	0,50	54,00	3,00	5	2,00
5J	28/10/2009	1,00	17,70	8,80	7,20	50,00	0,040	1,00	51,00	9,00	39	6,06
5J	14/01/2010	0,60	21,70	5,40	7,00	45,00	0,030	1,00	42,00	7,00	530	1,00
5J	08/04/2010	0,50	19,40	8,60	7,10	44,00	0,030	0,60	43,00	5,00	100	1,00
5J	14/07/2010	0,70	17,20	8,10	7,30	60,00	0,030	0,70	41,00	4,00	1	1,00
5J	28/10/2010	0,30	18,60	9,60	7,20	66,00	0,020	0,70	69,00	5,00	230	5,41
5J	11/01/2011	0,30	20,50	9,00	6,50	44,00	0,040	0,70	53,00	9,00	3100	1,00
5J	12/04/2011	0,55	20,60	9,60	7,00	56,00	0,040	0,50	44,00	5,00	130	1,00
5J	05/07/2011	0,50	15,90	9,40	7,40	65,00	0,030	0,60	44,00	3,00	1	1,00
5J	05/10/2011	0,50	17,50	10,80	7,30	63,00	0,050	1,00	43,00	5,00	1	1,00
5J	17/01/2012	0,80	20,10	8,00	7,10	56,00	0,040	< 0,5	55,00	3,00	1	2,08
5J	17/04/2012	0,50	21,30	8,30	7,30	72,00	0,037	1,10	62,00	4,00	51	1,00
5J	25/07/2012	0,50	17,60	8,60	7,50	39,00	0,031	1,30	39,00	1,00	100	1,00
5J	30/10/2012	0,65	20,80	7,94	7,20	75,00	0,019	2,50	60,00	3,00	130	3,08
5J	09/01/2013	0,50	21,50	8,20	7,10	57,00	0,039	3,70	53,00	3,00	33	1,00
5J	24/04/2013	0,50	20,10	8,67	7,20	59,00	0,026	0,60	107,00	2,00	10	1,00
5J	10/07/2014	0,90	17,00	10,10	7,30	57,00	0,050	2,37	61,00	8,41	49	2,00
5J	14/10/2014	0,20	19,90	9,20	7,00	72,00	0,038	0,92	65,00	11,00	4	2,00
5J	27/01/2015	0,60	24,00	8,00	7,10	64,00	0,036	0,60	78,00	13,40	53	2,00
5J	14/04/2015	0,60	21,60	9,10	7,30	57,00	0,030	0,71	29,00	8,27	15	2,00
5J	29/07/2015	0,25	16,40	9,90	7,40	52,00	0,001	0,50	48,00	3,57	1	2,00
5J	27/10/2015	0,50	19,10	8,90	6,70	55,00	0,027	0,50	58,00	12,30	780	2,00
5J	13/01/2016	0,50	22,30	8,90	7,40	48,00	0,030	0,50	46,00	4,88	2	2,00
5J	13/04/2016	0,50	22,70	7,80	6,50	58,00	0,026	0,50	47,00	3,18	200	2,00
5J	16/08/2016	0,50	19,81	8,80	7,00	76,00	0,024	0,65	64,00	8,11	450	2,00
5J	25/10/2016	0,50	18,50	8,80	7,10	59,00	0,022	0,50	47,00	6,04	200	2,00
Média		0,71	19,43	8,90	7,14	57,14	0,030	0,94	52,48	5,28	219	2,26
Mediana		0,60	19,85	8,85	7,20	57,00	0,030	0,70	51,00	4,44	22	2,00
Desvio Padrão		0,33	2,07	1,04	0,31	10,66	0,011	0,64	12,64	2,89	558,35	1,37
Mínimo		0,20	15,90	5,40	6,20	39,00	0,001	0,50	29,00	1,00	1	1,00
Máximo		1,60	24,00	10,90	7,70	78,00	0,070	3,70	107,00	13,40	3100	6,06

APÊNDICE B – Resultado do Índice de Diversidade e Equitabilidade.

Tabela B 1 – Resultado do Índice de diversidade de Shannon e Equitabilidade de Pielou.

Observação	Shannon	Pielou
Outono-05	1,147	0,522
Inverno-05	1,355	0,432
Primavera-05	1,861	0,671
Verão-06	1,758	0,763
Outono-06	0,475	0,164
Inverno-06	1,456	0,552
Primavera-06	1,591	0,562
Verão-07	0,823	0,256
Outono-07	0,137	0,046
Inverno-07	1,743	0,643
Primavera-07	1,947	0,639
Verão-08	0,724	0,282
Outono-08	1,268	0,468
Inverno-08	2,166	0,673
Primavera-08	0,470	0,162
Verão-09	1,079	0,409
Outono-09	0,489	0,169
Inverno-09	1,962	0,577
Primavera-09	1,472	0,433
Verão-10	1,273	0,395
Outono-10	1,683	0,545
Inverno-10	1,957	0,576
Primavera-10	0,156	0,051
Verão-11	1,235	0,384
Outono-11	1,583	0,492
Inverno-11	2,165	0,764
Primavera-11	1,769	0,653
Verão-12	1,540	0,523
Outono-12	1,067	0,445
Inverno-12	2,121	0,708
Primavera-12	1,082	0,315
Verão-13	0,986	0,397
Outono-13	1,165	0,442
Inverno-14	1,227	0,559
Primavera-14	1,259	0,647
Verão-15	0,196	0,089
Outono-15	1,050	0,409
Inverno-15	1,496	0,602
Primavera-15	0,923	0,515
Verão-16	1,455	0,632
Outono-16	0,963	0,418
Inverno-16	1,897	0,670
Primavera-16	1,654	0,690