

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO,
MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DA
SUB-BACIA DO RIO PIRACICABA E DA SUA
ÁREA DE INFLUÊNCIA NO RESERVATÓRIO
DA USINA HIDRELÉTRICA DE SÁ
CARVALHO,
ANTÔNIO DIAS, MG, BRASIL.

Marluce Teixeira Andrade Queiroz

Belo Horizonte
2017

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DA
SUB-BACIA DO RIO PIRACICABA E DA SUA
ÁREA DE INFLUÊNCIA NO RESERVATÓRIO
DA USINA HIDRELÉTRICA DE SÁ
CARVALHO,
ANTÔNIO DIAS, MG, BRASIL.**

Marluce Teixeira Andrade Queiroz

Marluce Teixeira Andrade Queiroz

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DA
SUB-BACIA DO RIO PIRACICABA E DA SUA
ÁREA DE INFLUÊNCIA NO RESERVATÓRIO
DA USINA HIDRELÉTRICA DE SÁ
CARVALHO,
ANTÔNIO DIAS, MG, BRASIL.**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor, em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Meio ambiente.

Linha de pesquisa: Avaliação e mitigação de impactos ambientais.

Orientador: Prof. Dra. Monica Maria Diniz Leão

Q3a

Queiroz, Marluce Teixeira Andrade.

Avaliação da qualidade da água da sub-bacia do Rio Piracicaba e da sua área de influência no reservatório da Usina Hidrelétrica de Sá Carvalho, Antônio Dias, MG, Brasil [manuscrito] / Marluce Teixeira Andrade Queiroz. - 2017.

123 p., enc.: il.

Orientadora: Mônica Maria Diniz Leão.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

Inclui bibliografia.

1. Engenharia sanitária - Teses. 2. Meio ambiente - Teses. 3. Água - Poluição - Teses. 4. Águas superficiais - Teses. 5. Piracicaba, Rio, Bacia (MG) - Teses. I. Leão, Mônica Maria Diniz. II. Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia. III. Título.

CDU: 628(043)



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
Escola de Engenharia
Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos
Avenida Antônio Carlos, 6627 - 4º andar - 31270-901 - Belo Horizonte - BRASIL
Telefax: 55 (31) 3409-1882 - posgrad@desa.ufmg.br
<http://www.smarh.eng.ufmg.br>

FOLHA DE APROVAÇÃO

Avaliação da qualidade da água da sub-bacia do Rio Piracicaba e da sua
área de influência no reservatório da usina hidrelétrica de
Sá Carvalho, Antônio Dias, MG, Brasil

MARLUCE TEIXEIRA ANDRADE QUEIROZ

Tese defendida e aprovada pela banca examinadora constituída pelos Senhores:

Profª MÔNICA MARIA DINIZ LEÃO - Orientadora

Profª. CÂMILA COSTA DE AMORIM -

Profª. SÍLVIA MARIA ALVES CORRÊA OLIVEIRA

Profª. MARIA ÂNGELA DE BARROS CORREIA MENEZES

Profª. MARIA ADELAIDE RABELO VASCONCELOS VEADO

Aprovada pelo Colegiado do PG SMARH -

Versão Final aprovada por

Prof. Nilo de Oliveira Nascimento
Coordenador

Profª. Mônica Maria Diniz Leão
Orientadora

Belo Horizonte, 06 de março de 2017.

DEDICATÓRIA

À minha mãe, Marlene Teixeira de Andrade, que sempre me apoiou e contribuiu como suporte para os meus filhos durante as minhas ausências.

Esse trabalho não teria alcançado sua finalização sem a ajuda constante e apoio recebido da minha família, em especial, meu marido Cléber, e filhos Carolina, Felipe e Vinícius.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Prof. Dra. Mônica Maria Diniz Leão que com sua orientação zelosa, ensinamentos, confiança e empenho durante todo o nosso convívio, possibilitaram a realização desse trabalho.

Agradeço a Prof. Dra. Camila Costa Amorim por seu exemplo, sempre atenta às peculiaridades inerentes ao processo de ensino-aprendizagem, disponibilidade, comentários e correções que muito contribuíram para a minha aprendizagem.

Agradeço a Prof. Dra. Sílvia Maria Alves Corrêa Oliveira por sua visão e experiência na construção do conhecimento com orientações preciosas que contribuíram para transformar os dados experimentais em conhecimento científico crítico com características analíticas e específicas.

Agradeço à Prof. Dra. Wanderlene Ferreira Nacif por gentilmente aceitar em participar do exame de qualificação oportunizando interação profícua em relação ao conhecimento científico e rede de relacionamento entre instituições de ensino superior.

Agradeço à Prof. Dra. Maria Ângela de Barros Correia Menezes pela oportunidade de contar com a sua contribuição como examinadora no mestrado e doutorado. Tenho muito respeito e admiração por sua postura ética, conhecimento científico, transmitindo a sua experiência com simplicidade, compreensão e competência. Enfim, eternamente agradecida por sua grande contribuição.

Agradeço à Prof. Dra. Maria Adelaide Rabelo Vasconcelos Veado por sua disponibilidade e contribuição que também atuou como examinadora no mestrado e doutorado. Tenho grande respeito por seu desempenho acadêmico contribuindo para formar novos pesquisadores. Além disso, enorme apreço por sua amizade, sempre me encorajando e apontando soluções com otimismo e sabedoria.

Ao Prof. Dr. Leonardo Rodrigues Lima pelo apoio recebido e participação na coleta das amostras ambientais e análises laboratoriais dos dados pertinentes aos teores dos metais tóxicos, elementos-traço e parâmetros físico-químicos que foram de extrema importância para o desenvolvimento desse projeto.

À Prof. Dra. Tânia Gonçalves dos Santos e Prof. Dr. Millôr Godoy Sabará pela colaboração, disponibilidade e estímulos persistentes quando prontamente me atenderam em diversas oportunidades.

Ao Prof. Dr. Marcelo Vieira Corrêa pelo apoio recebido durante todo o período da minha reabilitação funcional após acidente e confiança possibilitando a minha reinserção como docente pesquisadora no Centro Universitário do Leste Mineiro de Minas Gerais (UNILESTE-MG) e desse modo agindo de forma proativa contribuindo com novas alternativas gerenciais, que favorecem a inclusão de todos os portadores de necessidades especiais, de uma forma incondicional, o que, implica na atualização e desenvolvimento de conceitos e em aplicações educacionais compatíveis com esse grande desafio e evitando a marginalização social.

Aos funcionários, alunos e pesquisadores do Laboratório de Análises Ambientais (LPA), Centro Universitário do Leste de Minas Gerais (UNILESTE-MG), pelo apoio recebido e disponibilização do equipamento de microanálises de metais.

A todos os professores, colegas e funcionários do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais (DESA/UFMG) que contribuíram para o meu desempenho acadêmico e pessoal.

Ao apoio financeiro do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG).

RESUMO

Os recursos hídricos desempenham papel fundamental para o atendimento dos princípios e objetivos da Política Nacional de Meio Ambiente, Política Nacional de Recursos Hídricos do Plano Nacional de Energia e do grau de susceptibilidade em termos de qualidade e quantidade, para o adequado planejamento e conservação que representam o alicerce primordial na perspectiva das bacias hidrográficas brasileiras.

O presente trabalho objetivou avaliar a influência do reservatório da Usina Hidrelétrica– Sá Carvalho, em Antônio Dias, Minas Gerais, Brasil, nas águas superficiais da sub-bacia do Rio Piracicaba, MG, a qual está inserida na Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD). Foram coletadas amostras do reservatório da UHE – Sá Carvalho e em cinco pontos, localizados em diferentes municípios, ao longo da Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba (BHRP) em P1: Fonseca; P2: Rio Piracicaba; P3: Nova Era; P4: Antônio Dias e P5: Ipatinga), em períodos chuvosos, intermediários e secos.

Os parâmetros limnológicos, físico-químicos, bacteriológicos, série de metais (Al, As, Ca, Co, Cr, Fe, Mn, Na, K, Th, V e Zn) e os Índices de Qualidade da Água (IQAs) foram analisados de acordo com a CETESB (2006) e APHA (2005) e comparados com os Valores Máximos Permitidos (VMP) estabelecidos para os ecossistemas lóticos Classe 2 (dois) conforme a resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) n.º 357 de 17/03/2005 (BRASIL, 2005).

A deterioração do corpo aquático mostrou relação de elevadas cargas poluidoras com a exploração dos recursos naturais e a existência ao longo da BHRP de grandes empresas de extração de minério, metalúrgicas, extrativistas, fazendas agropastoris e ausência de Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs), com exceção de P5 (Ipatinga). Os resultados repercutiram negativamente na qualidade das águas.

A qualidade da água na área de influência da UHE - Sá Carvalho se diferenciou entre as localidades abrangidas nesse estudo apresentando correlação com o uso e ocupação do solo em função da carga de nutrientes inseridas na BHRP, porém não se observou risco a vida aquático no reservatório da UHE.

Palavras-Chave: Poluição, Água superficial, UHE – Sá Carvalho, BHRP– MG.

ABSTRACT

The water resources play a fundamental role in the treatment of the principles and objectives of the National Environment Policy, National Water Resources Policy of the National Energy Plan and the degree of susceptibility in terms of quality and quantity, for the adequate planning and conservation that represent the foundation of prime importance in the context of river basins in Brazil.

The objective of this study was to evaluate the influence of the reservoir of the Hydroelectric Power Plant (UHE- Sá Carvalho), located in Antonio Dias, Minas Gerais state, Brazil, in the surface waters of the Piracicaba sub-basin, MG, which is inserted in Doce River Hydrological Basin(BHRD).Surface water samples were collected from the reservoir of the UHE – Sá Carvalho and in five points, located in different municipalities, along the Piracicaba River Hydrological Basin (BHRP) at P1: Fonseca; P2: Piracicaba river; P3: Nova Era; P4: Antônio Dias and P5: Ipatinga, in rainy, intermediaries and dry seasons.

It was evaluates the parameters limnological, physical-chemical, bacteriological, series of metals (Al, As, Ca, Co, Cr, Fe, Mn, Na, K, Th, V e Zn) and Water Quality Index (WQI or IQA) were analyzed according to the CETESB (2006) and APHA (2005) and compared with the Maximum Allowable Concentration (MAC or MVP) established for lotic ecosystems Class 2 as the resolution of the National Environment Council (CONAMA) n.º 357 de 17/03/2005 (BRASIL, 2005).

The deterioration of the aquatic body showed the relationship of high loads of pollution with the exploitation of natural resources and the existence along the BHRP of large companies to extract iron ore, metallurgical, extractive industries, agropastoral farms and absence of Sewage Treatment Stations (ETEs), with the exception of P5. The results reflected negatively in the quality of water.

The waters quality in the area of influence of the UHE – Sá Carvalho differed between localities covered in this study (BHRP) showing correlation with the use and occupation of the soil as a function of the nutrients load discharged. However not observed risk for aquatic life in the reservoir of the UHE – Sá Carvalho.

Keywords: Pollution, Surface water, UHE – Sá Carvalho, BHRP – MG.

LISTA DE SIGLAS

ACP	Análise dos Componentes Principais
ANA	Agência Nacional das Águas
ANEEL	Agência Nacional de Energia Elétrica
ANOVA	Análise de Variância
APA	Área de Proteção Ambiental
APHA	<i>American Plubic Health Association</i>
APP	Área de Proteção Ambiental Permanente
ASAS	Anticiclone Subtropical do Atlântico Sul
CBH-DOCE	Comité da Bacia Hidrográfica do Rio Doce
CE	Condutividade Elétrica
CEMIG	Companhia Energética de Minas Gerais
CERH-MG	Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Minas Gerais
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CMVA	Colar Metropolitano do Vale do Aço
CNEN	Conselho Nacional de Energia Nuclear
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COPAM	Conselho Estadual de Política Ambiental
COPASA	Companhia de Saneamento de Minas Gerais
CTC	Capacidade de Troca de Cátions
CVRD	Companhia Vale do Rio Doce
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
EAA	Espectrofotometria de Absorção Atômica
EAA	Espectrofotometria de Absorção Atômica de Chama
EAA-GH	Espectrofotometria de Absorção Atômica com Geração de Hidreto
ETA	Estação de Tratamento de Água
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
GEE	Gases do Efeito Estufa
IEE	Instituto Internacional de Ecologia
IET	Índice de Estado Trófico
IET (PT)	Índice de Estado Trófico para Fósforo Total
IGAM	Instituto Mineiro de Gestão das Águas
LPA	Laboratório de Análises Ambientais
MG	Minas Gerais

MMA	Ministério do Meio Ambiente
MME	Ministério de Minas e Energia
MO	Matéria Orgânica
NTU	Unidade Nefelométrica de Turbidez
OD	Oxigênio Dissolvido
OMS	Organização Mundial da Saúde
PC	Componente Principal
pH	Potencial Hidrogeniônico
PIB	Produto Interno Bruto
RMVA	Região Metropolitana do Vale do Aço
SF	Sólidos Fixos
SIH-SUS	Sistema de Internações Hospitalares do Sistema Único de Saúde
ST	Sólidos Totais
STD	Sólidos Totais Dissolvidos
SV	Sólidos Voláteis
UHE	Usina Hidrelétrica
UNILESTE-MG	Centro Universitário do Leste de Minas Gerais
VMP	Valor Máximo Permitido

LISTA DE SÍMBOLOS

%	Por cento
μg^{-1}	Partes por Milhão
μm	Micrômetro
μS	Micro Siemes
Al	Alumínio
As	Arsênio
Ba	Bário
Ca	Cálcio
Cm	Centímetro
cm^3	Centímetros cúbicos
Co	Cobalto
Cr	Cromo
dm^3	Decímetros cúbicos
Fe	Ferro
ind.mL^{-1}	Indivíduo por mililitro
K	Potássio
kg	Quilogramas
km	Quilômetro
km^2	Quilômetro quadrado
L	Litro
m^3	Metros cúbicos
mg	Miligramas
mL	Mililitros
mm^3	Milímetro cúbico
Mn	Manganês
N.A.Máx.	Nível de Altura Máximo
N.A.Mín.	Nível de Altura Mínimo
$^{\circ}\text{C}$	Graus Celsius
ppb	Partes por Bilhão
Th	Tório
V	Vanádio
W	Watt
Zn	Zinco

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	19
2	OBJETIVOS	21
2.1	OBJETIVO GERAL	21
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	21
3	JUSTIFICATIVA E ASPECTOS RELEVANTES	22
4	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	23
4.1	HIDRELÉTRICAS E IMPACTOS AMBIENTAIS	23
4.1.1	<i>Efeito da hidrodinâmica de reservatórios nos parâmetros físico-químicos da água e relação com o controle das emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE)</i>	25
4.2	BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE (BHRD).....	32
4.2.1	<i>Importância econômica da BHRD</i>	33
4.2.2	<i>Influência antrópica na BHRD</i>	33
4.2.3	<i>Características climáticas e pluviométricas da BHRD</i>	35
4.2.4	<i>Potencial Hidrelétrico da Bacia Hidrográfica do Rio Doce e Formação de Reservatórios</i>	36
4.2.5	<i>UHE - Sá Carvalho instalada na BHRP</i>	25
4.3	PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BIOLÓGICOS DA ÁGUA	32
4.3.1	<i>Temperatura</i>	33
4.3.2	<i>Potencial Hidrogeniônico (pH)</i>	33
4.3.3	<i>Condutividade Elétrica (CE)</i>	33
4.3.4	<i>Oxigênio Dissolvido (OD)</i>	34
4.3.5	<i>Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)</i>	34
4.3.6	<i>Carbono Orgânico Dissolvido (COD)</i>	35
4.3.7	<i>Turbidez</i>	35
4.3.8	<i>Cor verdadeira (CV)</i>	35
4.3.9	<i>Sólidos Totais Dissolvidos (STD)</i>	36
4.3.10	<i>Sólidos Suspensos Totais (SST)</i>	37
4.3.11	<i>Coliformes Fecais (CF)</i>	37
4.3.12	<i>Nutrientes</i>	38
4.3.13	<i>Fosfato e fósforo total</i>	38
4.3.14	<i>Clorofila a</i>	39
4.3.15	<i>Índice de Estado Trófico (IET)</i>	39
4.4	ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA (IQA).....	39
4.4.1	<i>Classificação das águas doces</i>	41
5	MATERIAIS E MÉTODOS	42
5.1	ÁREA DE ESTUDO	42
5.2	PERÍODOS DE COLETA	44
5.3	VARIÁVEIS CLIMÁTICAS	44
5.4	CONDIÇÕES GEOFÍSICAS E ECONÔMICAS NOS PONTOS DE COLETA NA BHRP	46
5.5	EQUIPAMENTOS UTILIZADOS NAS ANÁLISES	47
5.6	METODOLOGIA DE COLETA	47
5.7	ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO (IET)	48
5.8	METAIS E ELEMENTOS-TRAÇO	50
5.9	PLUVIOMETRIA DO RESERVATÓRIO DA UHE - SÁ CARVALHO	50
5.10	MÉTODOS ESTATÍSTICOS PARA ANÁLISE DE DADOS AMBIENTAIS	50

5.10.1	<i>Gráfico estatístico boxplot</i>	51
5.10.2	<i>Teste não paramétrico de Kruskal-Wallis</i>	52
6	RESULTADOS E DISCUSSÃO	53
6.1	TEMPERATURA DA ÁGUA	53
6.2	POTENCIAL HIDROGENIÔNICO (pH)	55
6.3	CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (CE)	57
6.4	OXIGÊNIO DISSOLVIDO (OD).....	59
6.5	CARBONO ORGÂNICO DISSOLVIDO (COD).....	60
6.6	TURBIDEZ (NTU).....	61
6.7	COR VERDADEIRA (CV).....	63
6.8	SÓLIDOS TOTAIS DISSOLVIDOS (STD).....	65
6.9	SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS (SST).....	68
6.10	COLIFORMES FECAIS (CF).....	69
6.11	NUTRIENTES	70
6.11.1	<i>Nitrato, Nitrito e N-amoniacal</i>	70
6.12	FÓSFORO TOTAL E FOSFATO	75
6.13	CLOROFILA A	78
6.14	ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO (IET).....	79
6.15	DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO (DBO)	87
6.16	ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA (IQA).....	88
6.17	METAIS NAS ÁGUAS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PIRACICABA (BHRP).....	93
6.17.1	<i>Metais nas águas do reservatório da UHE – Sá Carvalho</i>	99
7	CONCLUSÃO	106
8	REFERÊNCIAS	108

LISTA DE FIGURAS

Figura 4. 1. Matrizes energéticas do Brasil	23
Figura 4. 2. Características de áreas alagadas dos maiores Reservatórios Hidrelétricos Brasileiros.....	27
Figura 4. 3. Nível de altura máximo dos maiores Reservatórios Hidrelétricos Brasileiros.	27
Figura 4. 4. Hidrelétricas brasileiras, área e índice de emissão de CO ₂	28
Figura 4. 5. Hidrelétricas brasileiras, altura e índice de emissão de CH ₄	29
Figura 4. 6. Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD).	33
Figura 4. 7. Uso do solo da Bacia Hidrográfica do Rio Doce.	34
Figura 4. 8. Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba (BHRP).....	24
Figura 4. 9. Barragem da UHE - Sá Carvalho.	26
Figura 4. 10. Representação do funcionamento de uma UHE (grades em destaque).....	29
Figura 4. 11. Espécies comerciais de peixes do reservatório da UHE – Sá Carvalho.....	32
Figura 5. 1. Localização dos pontos de coleta na BHRP.....	43
Figura 5. 2. Valores de precipitação acumulada no período entre julho/2007 até julho/2012.	45
Figura 6. 1. Resultados da Temperatura da água no período de jul/2007 a jul/2012.	54
Figura 6. 2. Resultados do pH nas estações amostrais.	56
Figura 6. 3. Resultados da Condutividade Elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	58
Figura 6. 4. Resultados da concentração de Oxigênio Dissolvido (OD) (O ₂ mg.L ⁻¹).	59
Figura 6. 5. Resultados do Carbono Orgânico Dissolvido (COD) (mg.L ⁻¹).....	61
Figura 6. 6. Resultados de Turbidez (NTU)	62
Figura 6. 7. Resultados da Cor verdadeira (mgPt/L).....	64
Figura 6. 8. Resultados de Sólidos Totais Dissolvidos (STD) (mg.L ⁻¹).....	66
Figura 6. 9. Resultados de Sólidos Suspensos Totais (SST) (mg.L ⁻¹).....	68
Figura 6. 10. Resultados do teor de Coliformes Fecais	70
Figura 6. 11. Resultados de Teor de Nitrato na BHRP (mg.L ⁻¹)	72
Figura 6. 12. Resultados de Teor de N-Amoniacal na BHRP (mg.L ⁻¹).....	72
Figura 6. 13. Resultados de Teor de Nitrito na BHRP (mg.L ⁻¹).....	72
Figura 6. 14. Resultados de Teor de Fósforo Total, (mg.L ⁻¹).....	75
Figura 6. 15. Resultados de Teor de Fosfato (mg.L ⁻¹).....	76
Figura 6. 16. Resultados do Teor de Clorofila a.....	78
Figura 6. 17. Resultados do Índice de Estado Trófico (IET).....	81
Figura 6. 18. Gráfico Boxplot para Índice de Estado Trófico	82
Figura 6. 19. Hipsometria da BHRP.....	86

Figura 6. 20. Resultados da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), mg.L ⁻¹	87
Figura 6. 21. Categorias IQA e seus respectivos níveis (IGAM, 2015)	89
Figura 6. 22. Resultados do Índice de Qualidade da Água (IQA).....	89
Figura 6. 23. Gráfico <i>boxplot</i> do IQA nos pontos de coleta na BHRP.....	91
Figura 6. 24. Resultados das concentrações de As, Co e Cr (μ.g ⁻¹).	95
Figura 6. 25. Resultados das concentrações de Al, Fe e Mn (μ.g ⁻¹)......	95
Figura 6. 26. Resultados das concentrações de Na e K (μ.g ⁻¹)......	95
Figura 6. 27. Resultados das concentrações de Th, V, Zn e Ca (μ.g ⁻¹).	96
Figura 6. 28. Gráficos <i>boxplot</i> para os metais analisados na BHRP.	96

LISTA DE TABELAS

Tabela 4. 1. Características das Usinas Hidrelétricas da BHRD.....	22
Tabela 4. 2. Características do reservatório da UHE – Sá Carvalho.....	28
Tabela 4. 3. Características dos pontos amostrais da CEMIG, na BHRP.	31
Tabela 4. 4. Parâmetros do Índice da Qualidade da Água (IQA) e respectivos pesos	40
Tabela 4. 5. Faixas do IQA, Minas Gerais.	40
Tabela 4. 6. Classe das águas doces e suas respectivas destinações (CONAMA), 2005.....	41
Tabela 5. 1.Dados dos pontos de coleta.....	42
Tabela 5. 2. Condições Geofísicas e Econômicas dos Pontos de Coleta na BHRP	47
Tabela 5. 3. Classificação do estado trófico para rios - Índice de Carlson Modificado	49
Tabela 5. 4. Classificação do estado trófico para reservatórios - Índice de Carlson.....	50
Tabela 6. 1. Resultados obtidos da temperatura da água (°C).....	53
Tabela 6. 2. Temperatura da água (°C) no reservatório da UHE – Sá Carvalho	55
Tabela 6. 3. pH da água no reservatório da UHE – Sá Carvalho	56
Tabela 6. 4. CE ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) no reservatório da UHE – Sá Carvalho.	58
Tabela 6. 5. OD ($\text{O}_2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) no reservatório da UHE – Sá Carvalho.....	60
Tabela 6. 6. Turbidez (NTU) no reservatório da UHE – Sá Carvalho.	63
Tabela 6. 7. Cor verdadeira (mgPt/L) no reservatório da UHE – Sá Carvalho	65
Tabela 6. 8. STD no reservatório da UHE – Sá Carvalho.	67
Tabela 6. 9. Teores de Sólidos Suspensos Totais ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) nas estações amostrais do reservatório da UHE – Sá Carvalho	68
Tabela 6. 10. Teores de Nitrato ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) no reservatório da UHE – Sá Carvalho.	73
Tabela 6. 11. Teores de Nitrogênio amoniacal ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) no reservatório da UHE – Sá Carvalho.	74
Tabela 6. 12. Teores de Fósforo Total no reservatório da UHE – Sá Carvalho.	76
Tabela 6. 13. Clorofila a ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) no reservatório da UHE- Sá Carvalho.....	79
Tabela 6. 14. Índice de Estado Trófico no reservatório da UHE – Sá Carvalho.....	84
Tabela 6. 15. Relação N:P nas estações de monitoramento do reservatório da UHE - Sá Carvalho.	85
Tabela 6. 16. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) no reservatório da UHE – Sá Carvalho	87
Tabela 6. 17. Índice de Qualidade da Água do reservatório da UHE - Sá Carvalho.....	92
Tabela 6. 18. Teores de metais na água superficial na BHRP ($\mu\cdot\text{g}^{-1}$).....	94

Tabela 6. 19. Alumínio total (mg.L^{-1}) nas estações de monitoramento do reservatório da UHE – Sá Carvalho.	101
Tabela 6. 20. Boro (mg.L^{-1}) nas estações de monitoramento do reservatório da UHE – Sá Carvalho	102
Tabela 6. 21. Cálcio (mg.L^{-1}) nas estações de monitoramento do reservatório da UHE – Sá Carvalho.	103
Tabela 6. 22. Ferro total dissolvido (mg.L^{-1}) nas estações de monitoramento do reservatório da UHE – Sá Carvalho.	104
Tabela 6. 23. Manganês solúvel dissolvido (mg.L^{-1}) nas estações de monitoramento do reservatório da UHE – Sá Carvalho.	105

1 INTRODUÇÃO

A matriz energética do Brasil se apoia em fontes não renováveis (petróleo, carvão e gás natural) e renováveis (hidrelétrica, eólica, solar, biomassa e nuclear) visando o atendimento da demanda em suas diversas localidades, inserindo em escala crescente relacionando diretamente com a densidade demográfica que se apresenta como fator desafiador importante frente ao desenvolvimento sustentável (PIZELLA e DE SOUZA, 2012).

O paradoxo é que as mesmas forças que promovem a necessidade do aumento da oferta de energia hidrelétrica demandam a proteção da qualidade e quantidade de água em ambientes fluviais, pois, não existe nenhuma forma de produção que dispense o uso de água doce em pelo menos uma etapa de seu processo (QUEIROZ *et al.*, 2016). Andrade *et al.* (2013) alertam quanto à relevância de diagnóstico dos fatores que afetam a qualidade da água, bem como prognósticos dos impactos futuros decorrentes da probabilidade de determinados eventos ou condições específicas, para melhor auxiliar a administração dos recursos hídricos com ações concretas e eficientes.

Nesse contexto, destaca-se a relevância do potencial hidráulico nacional usado principalmente na produção de energia em hidrelétricas que abastecem 90% do consumo de eletricidade ao nível nacional conforme a Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL) (ANEEL, 2015).

As hidrelétricas utilizam como matéria-prima principal um recurso renovável, mas ambientalmente vulnerável, que é a água fluvial, se qualificando como opção menos impactante para o ambiente, em especial para a atmosfera, pela baixa relação da emissão de Dióxido de Carbono por potência gerada em Watt, $[\text{CO}_2]\text{W}^{-1}$, em comparação com uso de combustível fóssil e mais seguro que a energia nuclear (COTRIM, 2006).

Contudo, a geração de eletricidade a partir de barramento implica em impactos ambientais negativos nas dimensões ecológicas e sociais, exigindo a adoção de medidas mitigadoras. As distorções estão presentes em todas as fases dos projetos hidrelétricos, os ecossistemas se submetem a grande diversidade de riscos afetando as comunidades que dele são dependentes (PIZELLA e DE SOUZA, 2012).

Os aspectos positivos relacionados com a construção de reservatórios das hidrelétricas são a regularização da hidrologia dos rios, minimizando riscos de enchentes e vazões muito baixas, favorecendo a implantação de corredores hidroviários e de projetos de irrigação. Além disso, identifica-se o uso múltiplo dos recursos hídricos, tais como, esporte e turismo (ALBUQUERQUE FILHO *et al.* 2010).

Dentre os possíveis problemas ambientais, são mais conhecidos, a inundação de áreas de flora nativa, terras cultiváveis e patrimônio histórico e cultural, além do deslocamento de populações, ocorrem alterações nas características ecológicas (interações entre a biota e o ambiente aquático), alteração nos parâmetros físico-químicos da água; elevação nos teores de metais; perda de habitat; erosão; decaimento nos valores recreativos e estéticos do rio (TUCCI e MENDES, 2006). Além disso, os ecossistemas fluviais barrados e usados para geração de energia elétrica são afetados tanto a jusante, quanto a montante das barragens e com reflexos em toda a bacia de captação (ALBUQUERQUE FILHO *et al.*, 2010).

Pode-se afirmar que a biodiversidade é afetada principalmente pelo ciclo migratório de diversas espécies em função das barreiras físicas, modificações na temperatura da água e concentração de poluentes capaz de contribuir para a proliferação de patologias na fauna aquática (SILVA *et al.*, 2013). Além disso, muitas vezes, ocorre a inclusão de espécies exóticas que podem entrar em competição com as nativas sujeitando, muitas vezes, as últimas à extinção (FRANKLIN *et al.*, 2013).

Em relação aos recursos hídricos, outro grave problema se refere à redução do teor de Oxigênio Dissolvido (OD) notadamente na estação seca (sem chuvas e ventos). A grande estabilidade climática redundando em pouca movimentação da água do reservatório diminuindo sua aeração, afetando assim a qualidade da água no entorno da barragem (NORIEGA *et al.*, 2013).

Nesse contexto, a mensuração dos impactos assume especial importância na descrição das condições aquáticas e possibilitando a proposição de medidas mitigadoras auxiliando o planejamento ambiental em bacias hidrográficas (RODRIGUES *et al.*, 2014).

A pesquisa baseia-se na avaliação da qualidade da água da sub-bacia do rio Piracicaba e da sua área de influência no reservatório da Hidrelétrica de Sá Carvalho (UHE – Sá Carvalho), no município de Antônio Dias, localizado no leste do estado de Minas Gerais, Brasil. A Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba (BHRP), localiza-se no leste do estado de Minas Gerais, sendo o rio principal o Piracicaba, um dos principais afluentes da (BHRD).

Destaca-se que a região exibe conjunto expressivo de atividades econômicas, tais como a siderurgia, extração florestal e agropecuária, visando à sustentação do desenvolvimento regional (PEREIRA *et al.*, 2013). Além disso, a BHRP, apresenta a economia mais desenvolvida e industrializada em comparação com as demais regiões brasileiras, nela se concentrando mais da metade da produção nacional (PROUS, 2013).

Nesse trabalho, foram utilizados dados pertinentes aos parâmetros físicos, químicos, bacteriológicos de um estudo de caso, em escala real. Trata-se de pesquisa com caráter investigativo e descritivo tendo como hipótese norteadora que o uso e ocupação do solo interferem no desempenho ambiental da BHRP, sendo as repercussões negativas, e se propõe a estabelecer padrões de referência de qualidade da água para o corpo aquático abrangendo a área de influência do reservatório da UHE- Sá Carvalho.

Os recursos hídricos desempenham papel fundamental para o atendimento dos princípios e objetivos da Política Nacional de Meio Ambiente (PNMA), Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) e o grau de susceptibilidade em termos de qualidade e quantidade, o adequado planejamento e conservação representam o alicerce primordial na perspectiva da bacia hidrográfica. Nessa premissa, a informação conceitual adquirida se constitui em subsídio que poderá auxiliar os processos decisórios na implantação de políticas públicas que garantam o uso das ecotecnologias mais apropriadas visando o desenvolvimento suportado (ARAGÓN e CLUSENER-GODT, 2013).

2 OBJETIVOS

2.1 *Objetivo geral*

Avaliar a influência do reservatório da Hidrelétrica de Sá Carvalho (UHE – Sá Carvalho) localizado no município de Antônio Dias, no leste do estado de Minas Gerais, Brasil na qualidade da água da sub-bacia do rio Piracicaba, Minas Gerais.

2.2 *Objetivos específicos*

- Estudar a contribuição qualitativa e quantitativa da água superficial, na Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba (BHRP) em cinco pontos amostrais quanto as variáveis físico-químicas, biológicas, imunológicas, metais e elementos traços;
- Avaliar a qualidade da água da Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba (BHRP) por meio de parâmetros físicos, químicos e biológicos (Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), coliformes termo tolerantes, etc.), com ênfase naqueles que indiquem entrada de efluentes domésticos que oferecem risco à saúde humana;
- Obter informações espaciais temporais e espaciais sobre a presença de metais e elementos-traço na BHRP e no reservatório da UHE – Sá Carvalho;
- Caracterizar espacial e sazonalmente a comunidade de clorofila a da BHRP e de sua área de influência no reservatório da UHE – Sá Carvalho, em relação à abundância;
- Realizar uma comparação quanto à qualidade da água da BHRP em função dos parâmetros analisados e seu enquadramento com base na Resolução CONAMA n. 357 de 17 de março de 2005 (BRASIL, 2005) e Deliberação Normativa Conjunta do Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM) e do Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Minas Gerais (CERH-MG) n. 1, de 05 de Maio de 2008 (CONAMA, 2005).

3 JUSTIFICATIVA E ASPECTOS RELEVANTES

A pesquisa baseia-se na avaliação da qualidade da água da sub-bacia do rio Piracicaba e da sua área de influência no reservatório da Hidrelétrica de Sá Carvalho (UHE – Sá Carvalho), no município de Antônio Dias, localizado no leste do estado de Minas Gerais, Brasil.

A Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba (BHRP), localiza-se no leste do estado de Minas Gerais, sendo o rio principal o Piracicaba, um dos principais afluentes da Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD).

Este estudo apresenta caráter regional relacionado ao corpo hídrico da BHRP com significativa extensão territorial e grande diversificação em sua exploração econômica (mineração, siderurgia, extrativismo vegetal entre outras).

A avaliação das águas superficiais através das variáveis obtidas em um período de cinco anos com atividades de campo e desse modo fundamentando a proposição das medidas mitigadoras visando o desenvolvimento suportado, asseverando o compromisso com as ciências e sociedade contemporânea.

4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

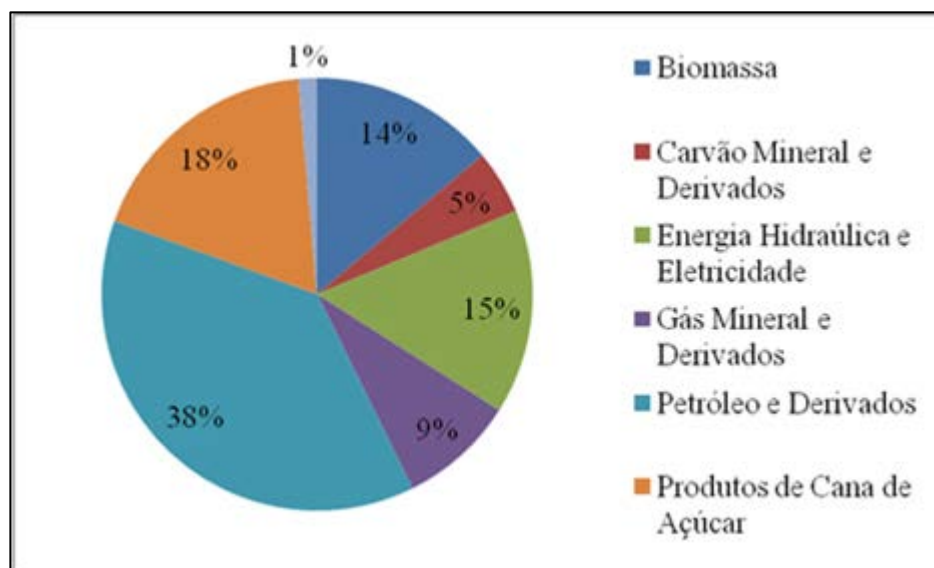
4.1 Hidrelétricas e impactos ambientais

As atividades pertinentes à produção energética constituem em quesitos importantes na perspectiva do desenvolvimento econômico global. As fontes de energia servem para viabilizar as atividades domésticas (iluminar, cozinhar, lavar, secar, etc.) e industriais (movimentar máquinas, veículos, fornos, etc.) entre outras necessidades cotidianas conduzindo ao uso intensivo dos recursos naturais (BARROS *et al.*, 2015).

Nesse sentido pode-se entender a relação entre o incremento no consumo de energia e distúrbios socioambientais. O paradoxo se agrava em função da sociedade moderna continuar priorizando o uso dos recursos energéticos fósseis em detrimento de outras fontes renováveis implicando em degradação acelerada e atingindo a biosfera em seus diversos compartimentos ambientais (PINTO *et al.*, 2014).

A matriz energética do Brasil (Figura 4.1) inclui fontes não renováveis (petróleo, carvão e gás natural) e renováveis (energia eólica, energia solar e biomassa). Destaca-se a relevância do seu potencial hidráulico (15%) usado principalmente na produção de energia em hidrelétricas responsáveis por atenderem cerca de noventa por cento (90%) do consumo de eletricidade a nível nacional de acordo com a ANEEL vinculada ao Ministério das Minas e Energia (MME)(MME, 2015).

Figura
Matrizes



4. 1.

energéticas do Brasil

Fonte: Ministério das Minas e Energia (MME), 2015.

No Brasil, as condições geográficas são extremamente favoráveis à produção da energia hidráulica, tais como, grande número de rios caudalosos localizados em planaltos, elevada precipitação pluviométrica (acima de 1.000mm anuais) possibilitando a existência de diversas centrais geradoras. Tais condições permitem ao país ocupar a posição como detentor do terceiro maior potencial hidráulico do mundo (atrás apenas de Rússia e China). Apesar disso, o Brasil importa parte da energia hidrelétrica que consome em função da 2ª maior hidrelétrica do mundo, a Usina de Itaipu, apresenta cinquenta por cento (50%) proveniente do Paraguai. O empreendimento encontra-se localizado na divisa entre os dois países com capacidade instalada correspondente a 14.000MW, localizada no rio Paraná, estado do Paraná, região sudeste (MME, 2015).

Os reservatórios hidrelétricos se caracterizam como sistemas intermediários entre rios e lagos em função do gradiente detectado em seu eixo longitudinal. Diante dessa condição se constituem em acumuladores de volumes d'água e suas repercussões nas bacias hidrográficas (FROEHNER *et al.*, 2012). Os impactos ambientais são fortemente incrementados provocando fenômenos, intrínsecos biológicos, físicos e químicos bem como os resultados daqueles eventos no interior dos reservatórios (FONSECA *et al.*, 2014).

Uma vez implantados os empreendimentos hidrelétricos, com a formação de grandes reservatórios, os municípios abrangidos, apesar de terem seus recursos ambientais e parte de sua população duramente afetada, passam a almejar, além do recebimento de compensações financeiras, expectativas de desenvolvimento local e regional por meio da exploração dos usos múltiplos de suas águas, como turismo, pesca (artesanal e esportiva), aquicultura, navegação e irrigação, entre outros (SANCHEZ DALOTTO, 2007; PAES e BRANDÃO, 2013).

A obtenção de energia através das hidrelétricas configura-se como um sistema gerador de energia que produz quantidades reduzidas de poluentes gasosos, principalmente os chamados Gases de Efeito Estufa (GEE), tais como: dióxido de carbono (CO₂), o metano (CH₄), o óxido nitroso (N₂O), Perfluorcarbonetos (PFC's) e também o vapor de água (FONSECA *et al.* 2014). Tal característica intrínseca se mostra como ponto extremamente positivo ao perfil desse tipo de empreendimento (PIZELLA e DE SOUZA, 2012). Com relação à emissão de outros gases poluentes, as hidrelétricas promovem impactos muito menores em comparação com as indústrias de siderurgia, refinarias de petróleo, cimento, termelétricas, dentre outras (BENEVIDES, 2010; NOGUEIRA *et al.*, 2015).

No entanto, nas fases de instalação, funcionamento e fechamento, promovem remoção da mata ciliar, inundação de áreas verdes, prejuízos a fauna e flora, degradação do patrimônio histórico e cultural. Os efeitos cumulativos destas atividades resultam em mudanças significativas, não somente nos corredores dos rios, mas também nos ecossistemas que dele são dependentes. Nestas mudanças estão incluídas: alteração nos parâmetros físico-químicos das águas superficiais e subterrâneas; perda do habitat para peixes, animais selvagens, valores recreativos e estéticos do meio ambiente diminuídos. Sendo assim, os ecossistemas são afetados por uma grande diversidade de riscos, agravado pelos reflexos negativos a jusante e montante do seu entorno que se perenizam ao longo do tempo (SOUZA *et al.*, 2012; SILVA *et al.*, 2013).

Pode-se afirmar que a biodiversidade é afetada principalmente pelo ciclo migratório de diversos espécimes em função das barreiras físicas e modificações na temperatura da água e concentração de poluentes capaz de contribuir para a proliferação de patologias na fauna aquática. Outro problema se relaciona com a inclusão de espécimes exótica que podem entrar em competição com as nativas sujeitando, muitas vezes, as últimas à extinção (SÁNCHEZ *et al.*, 2015). Além disso, ocorre o incremento na concentração de metais, que são as principais fontes de contaminação das águas dos rios e relacionam-se principalmente com o despejo industriais metalúrgicos, de tintas, cloro, plástico polivinilcarbonetos (PVC), dentre outros, que utilizam mercúrio e diversos metais tóxicos em suas linhas de produção e acabam lançando parte deles nos cursos de água (SILVA *et al.*, 2015).

Os danos relacionados com esses elementos incluem qualquer atividade biológica existente e, por isso, há, teoricamente, tantos tipos de respostas quantas forem os níveis de absorção. No entanto, certos tipos de resposta predominam por haver grande variedade de acesso dos componentes biológicos aos órgãos, tecidos, células e moléculas. Sendo assim, os agravos à saúde da população são os mais variados, podendo citar as alterações no sistema formador do sangue e sistema nervoso central, trazendo em consequência dano irreversível, tais como as lesões incapacitantes de caráter permanente e óbitos (BERTAGNOLLI *et al.*, 2014; OLIVEIRA *et al.*, 2013).

Nessa perspectiva, a qualidade da água e o controle dos impactos ambientais assumem especial importância. O reuso da água pode ser comprometido pela excessiva carga poluidora, em função do grande aporte de resíduos e rejeitos oriundos das atividades agrícolas e industriais (VERGARA *et al.*, 2013). A totalidade e abrangência desses quesitos explicitam a importância do monitoramento sistemático nas bacias hidrográficas, em especial, aquelas impactadas por processos de geração de energia, tal como, as hidrelétricas.

4.1.1 Efeito da hidrodinâmica de reservatórios nos parâmetros físico-químicos da água e relação com o controle das emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE)

De acordo com a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) as repercussões dos reservatórios hidrelétricos abrangem as interações existentes entre a poluição hídrica e atmosférica, tendo em vista a precipitação de poluentes dispersos na fase gasosa. Sendo assim, verifica-se a importância da análise do conjunto de dados de tal forma que seja possível detectar os padrões e as alterações na ocorrência de múltiplos eventos, em apoio à vigilância ambiental com base territorial (CETESB, 2015).

Em reservatórios hidrelétricos, ocorre o lançamento de GEE com diferentes níveis de intensidade relacionados com o dinamismo espaço-temporal. Os compostos químicos emitidos são oriundos dos seguintes insumos: - biomassa natural inundada; - biomassa derivada da fotossíntese nas águas represadas; - matéria orgânica proveniente da bacia de drenagem. Uma parte do metano (CH₄) é liberada por ebulição e difusão através da superfície do reservatório, enquanto a outra parte é liberada através da água que passa pelas turbinas e pelos vertedores. Trata-se de fenômeno caracterizado por muitas ocorrências com valores pequenos de emissão e alguns eventos com níveis mais elevados (NOGUEIRA *et al.*, 2015).

A degradação diminui progressivamente e proporcionalmente a quantidade de massa inundada, e, portanto, decaem as repercussões antrópicas pertinentes ao efeito estufa, em outras palavras, quanto mais antigo, menores são os níveis dos gases emitidos. Em geral, nos três primeiros anos, a contribuição se mostra mais significativa sendo necessária, em qualquer estágio, a definição quanto à destinação da matéria orgânica biodegradável após a inundação da biomassa terrestre (KASPER *et al.*, 2014).

A decomposição do material autóctone e alóctone se apresenta como fonte de CH₄, enquanto o CO₂ é produzido em condições aeróbias e anaeróbias, frequentemente na coluna d'água, ao passo, que a metanogênese ocorre exclusivamente nos sedimentos anóxicos e altamente reduzidos do fundo do lago e interior dos sedimentos flutuantes de bancos de plantas (CAMARGO *et al.*, 2013).

Lagos e reservatórios estratificados tendem a acumular CO₂ e CH₄ no hipolímnio (região onde já não se faz sentir a ação da luz solar). Em função disso, as emissões em reservatórios mostram relação com a área e profundidade. Os volumes gasosos emitidos apresentam grande oscilação dependendo das características intrínsecas do empreendimento (MARCELINO *et al.*, 2015). Em geral, à medida que a profundidade decai, as emissões tendem a ser mais elevadas. Destaca-se que os teores de gases

dispersados na atmosfera alcançam patamares regularizados em função do envelhecimento do empreendimento (PINTO *et al.*, 2013).

Unsihuay Vila e Perondi (2016) informam que o princípio básico norteador para o dimensionamento de uma usina hidrelétrica é a busca por parâmetros de projeto que maximizem a diferença entre os benefícios e os custos do empreendimento. Existem alguns parâmetros principais que definem o dimensionamento energético em áreas alagadas de usina hidrelétrica (CANELLAS *et al.*, 2016), descritos abaixo:

- **Níveis de altura máximos (N.A.Máx.);**
- **Níveis de altura mínimos (N.A.Mín.);**
- **Potência instalada;**
- **Alturas de queda de referência e**
- **Projeto das turbinas.**

Considerando esses parâmetros, as dez maiores hidrelétricas do país são as usinas de Itaipu binacional (Rio Paraná), de Belo Monte (Rio Xingú), de Tucuruí (Rio Tocantins), de Jirau (Rio Madeira), de Santo Antônio (Rio Madeira), de Ilha Solteira (Rio Paraná), de Xingó (Rio São Francisco), de Paulo Afonso (Rio São Francisco), de Itumbiara (Rio Paranaíba), Teles Pires (Rio Tele Pires).

Esses empreendimentos em função da área alagada (Figura 4.2) e nível de altura máxima (Figura 4.3) são importantes para estudo da sazonalidade climática evidenciando a necessidade de estudos hidrológicos e fornecendo informações a respeito do regime de chuvas evitando que os corpos hídricos transbordem em suas margens, proporcionando represar a água e possibilitar a produção da energia elétrica (VERGARA *et al.*, 2013; ANEEL, 2015).



Figura 4. 2. Características de áreas alagadas dos maiores Reservatórios Hidrelétricos Brasileiros.

Fonte: Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL), 2015.

Fonte: Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL), 2015.

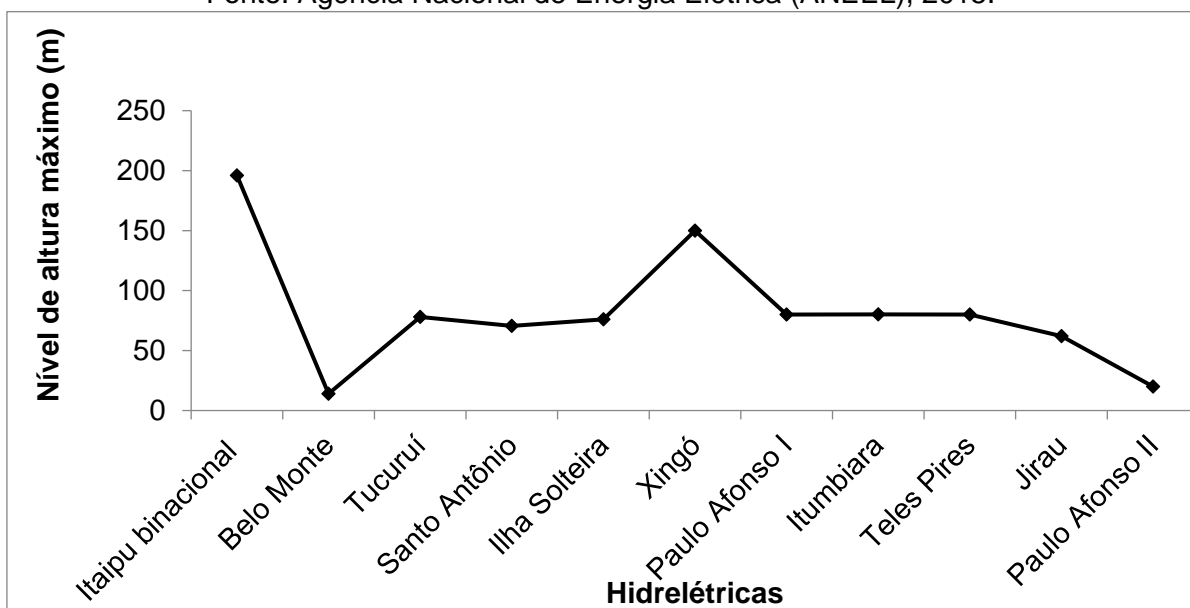


Figura 4. 3. Nível de altura máximo dos maiores Reservatórios Hidrelétricos Brasileiros.

A emissão de CO₂ se mostra preocupante (Figura 4.4) no que tange a variabilidade em função da combinação ambiental. Exemplificando, UHE – Tucuruí com área correspondente a 2.430km², nível médio de profundidade de 17,5m, índice de emissão do gás carbônico 8.475kg/km²/dia, enquanto para UHE – Samuel com 529km², nível médio de profundidade de 0,40m o mesmo indicador atinge níveis de 7.448 kg/km²/dia, ou seja, inferior em apenas 12,12% conforme informações ANEEL (ANEEL, 2015).

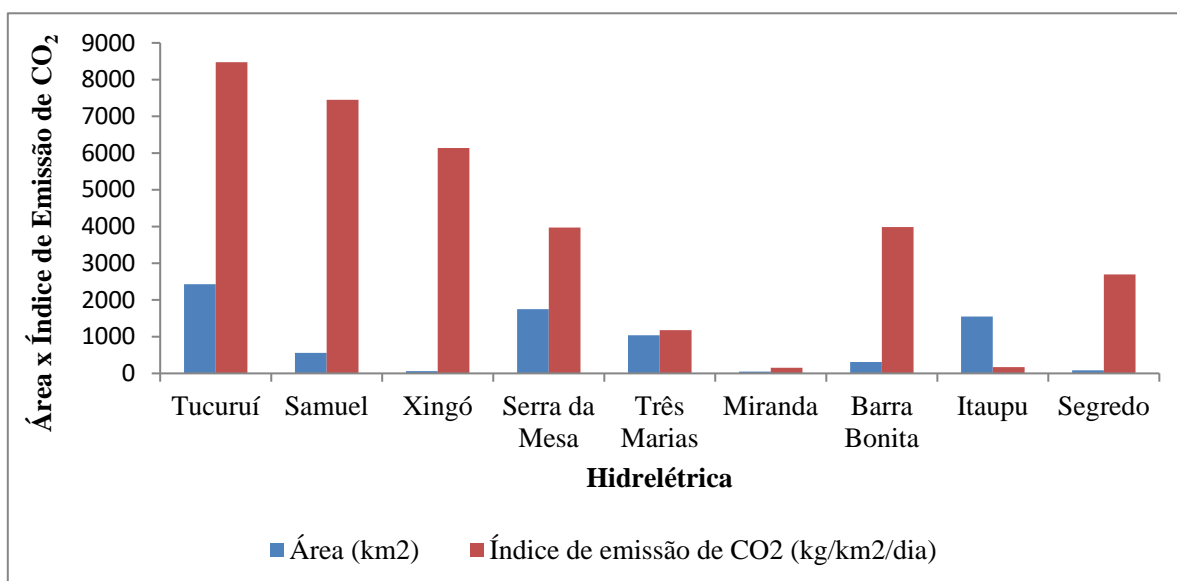


Figura 4. 4. Hidrelétricas brasileiras, área e índice de emissão de CO₂.

Fonte: Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL), 2015.

Nas últimas duas décadas têm sido pesquisadas, de forma mais intensa, sobre a emissão dos GEE pelos reservatórios de usinas hidrelétricas, com maior enfoque nas emissões de metano (CH₄).

O CH₄ obtido por decomposição de matéria orgânica no fundo dos lagos das usinas, onde a presença de oxigênio é nula ou muito pouco, insolúvel no meio aquoso, alcança a superfície do reservatório através da formação de micro-bolhas. Sendo assim, em reservatórios com profundidade maior que 40m, a pressão da água impede o gás de atingir a superfície (Figura 4.5). Exemplificando, o reservatório de Itaipu com profundidade de 196m e com grande potência energética 4.240MW, emite baixos teores do poluente (FEARNSIDE, 2014).

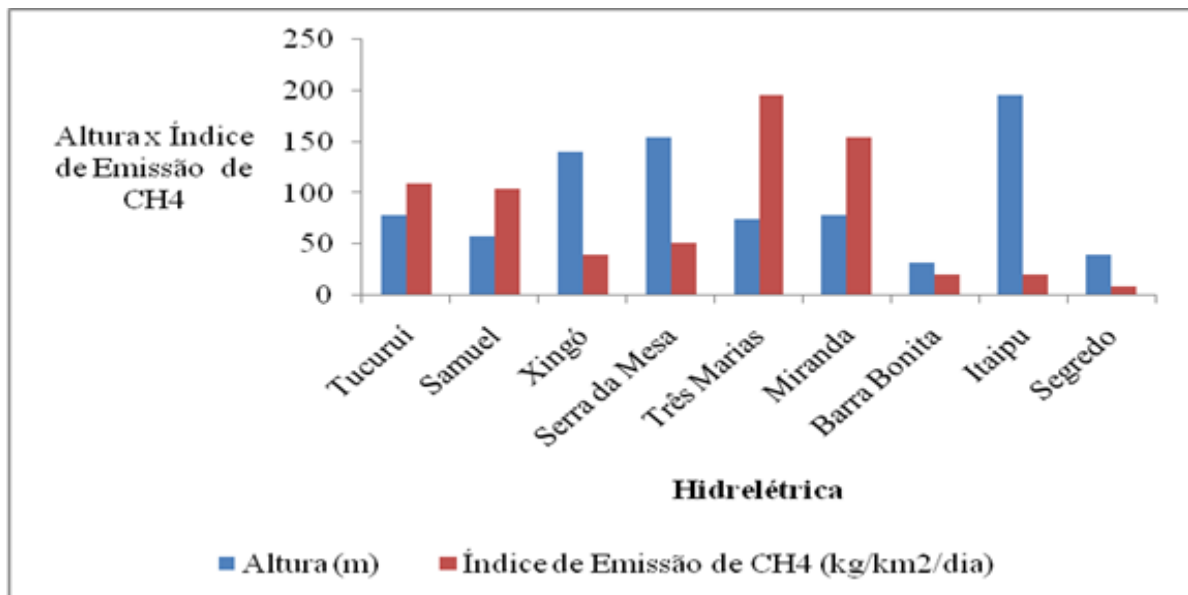


Figura 4. 5. Hidrelétricas brasileiras, altura e índice de emissão de CH₄.

Fonte: Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL), 2015

Destaca-se que a degradação da vegetação nativa inundada origina grande variedade de compostos químicos orgânicos, tais como, ácidos fúlvicos e húmicos. Trata-se de polímeros oriundos principalmente da lignina constituinte da madeira, ocorrendo entre 25% a 35% do seu peso. Lima-Tenório *et al.* (2015) relatam que a degradação da lignina é realizada principalmente por fungos que apresentam um sistema complexo de enzimas denominado ligninases que atuam principalmente nos grupos metoxi (-OCH₃) e éster (-C-O-C) causando uma degradação parcial da sua estrutura e formação de produtos mais solúveis.

Os pesquisadores reforçam que a etapa final deve envolver a ruptura do anel aromático com exigência de enzimas mais especializadas. A complexidade do fenômeno bioquímico é uma das razões da recalcitrância da molécula de lignina. Nessa condição, parte do carbono oxidado CO₂ é emitida na forma gasosa, enquanto, os ácidos complexos, em função da estrutura molecular, permanecem no reservatório. Diferentes aspectos relacionados com a polaridade das ligações e momento dipolo das moléculas orgânicas conferem graus de solubilidades distintos e consoantes com a temperatura ambiental (MARTINS *et al.*, 2013).

A parte insolúvel e inerte dos resíduos fenólicos permanece no fundo do reservatório como sedimento, afetando o ecossistema. A decomposição da vegetação submersa continua ocorrendo gradativamente, desoxigenando o reservatório e incrementando a produção dos compostos orgânicos, muitos dos quais baixam o potencial redox da água. Tais condições favorecem diversas reações biológicas, principalmente a redução do sulfato a sulfeto através da ação bacteriana (*Desulfovibrio*), incrementando a concentração do gás sulfídrico nas águas até atingir nível tóxico para biota aquática e ser humano. Além disso, os produtos com baixos coeficientes de solubilidade derivado de reações químicas, implicando na produção de sulfetos metálicos (ex. cobre) insolúveis interferentes na operação de turbinas e incrementando inexoravelmente a corrosão dos materiais (FONSECA *et al.*, 2014).

Fonseca *et al.* (2014) destacam que os reservatórios são sistemas intermediários entre rios e lagos por apresentarem gradientes distintos quanto à concentração de matéria orgânica ao longo do seu eixo longitudinal. Nessa premissa, se constata a relevância quanto ao aprofundamento dos estudos sobre o fenômeno, identificando a real contribuição dos reservatórios visando o desenvolvimento das ferramentas de controle (ANEEL, 2015).

A degradação da vegetação submersa associada ao material alóctone procedentes dos solos lixiviados das áreas agriculturáveis (ricos em P, N devido a fertilizantes), favorecem a proliferação de macrófitas aquáticas. Além disso, o grau de erosão da área drenada do reservatório pode alterar grandemente a razão de sedimentação, sendo fator decisivo para a longevidade e a qualidade da água do reservatório (SHAN *et al.*, 2012).

A biota do reservatório sofre efeitos em função do transporte de sedimentos. A elevada turbidez afeta a produção primária da vegetação enraizada submersa e algas com repercussões supressoras em relação aos peixes. Sendo assim, a turbidez pode influenciar na distribuição das comunidades biológicas aquáticas, uso doméstico, industrial e recreativo do corpo d'água (MARCELINO *et al.*, 2015).

Em relação ao estado trófico do ecossistema se reconhece que o fluxo de GEE em lagos e reservatórios, na interface sedimento e água e através da superfície da água para a atmosfera apresentam uma correlação positiva. A eutrofização se caracteriza por ser uma reação em cadeia, de causas e efeitos característicos, que têm como resultado final a quebra do equilíbrio ecológico, pois ocorre mais produção de matéria orgânica extrapolando a capacidade de decomposição do sistema (GÜNTZEL *et al.*, 2012).

Güntzelet *al.* (2012) pontuam que as condições quanto ao uso e ocupação do solo afetam as concentrações de nutrientes. Fósforo e nitrogênio, em suas formas inorgânicas dissolvidas ($P-PO_4^{3-}$, $N-NO_2^-$, NO_3^- , NH_4^+) são os macros nutrientes essenciais para fotótrofos aquáticos. Em excesso, entretanto, podem aumentar exponencialmente as populações das algas, briófitas, pteridófitos e macrófitas. Trata-se de fenômeno biológico bem conhecido e estudado denominado eutrofização, havendo ciência quanto a suas causas e consequências, ainda que pouco se saiba quais as concentrações críticas dos nutrientes citados acima, que deflagram o processo (ROLAND *et al.*, 2012).

O fenômeno, em geral, culmina com a prevalência das cianobactérias em detrimento de outras espécies. Destaca-se o fato que diversos gêneros daquelas algas são dotados com capacidade de produzir neurotoxinas e/ou hepatotoxinas que afetam a saúde humana e constituindo-se, portanto, em grande obstáculo para as companhias de tratamento de água principalmente quando é observada ocorrência das condições ambientais propícias para a proliferação daqueles organismos aquáticos (EILERS *et.al.*, 2011).

Além desses problemas existe ainda a probabilidade da morte rápida do fitoplâncton que também se apresenta como entrave, pois conduz ao esgotamento do oxigênio gasoso dissolvido na coluna de água desencadeando a morte de peixes e demais organismos aeróbios. Observa-se também a elevação da concentração hidrogeniônica, conduzindo ao predomínio das condições

reduzidas, aumentando a toxicidade de muitos elementos químicos, que assim tornam-se mais solúveis, tal como, os metais tóxicos, e a diminuição da capacidade de reciclar a matéria orgânica, levando à acumulação de detritos e sedimentos (SANTOS *et al.*, 2014).

Um exemplo de eutrofização se encontra no Rio Piracicaba, Minas Gerais, o qual recebe aporte de efluentes contendo quantidades expressivas de nutrientes, Nitrogênio (N) e Fósforo (P), nas formas totais e dissolvidas, documentado pela Agência Nacional de Águas (ANA). Este fenômeno é resultante da poluição das águas por ejeção de adubos, fertilizantes, detergentes e esgoto doméstico sem tratamento prévio que provocam o aumento de minerais e, conseqüentemente, a proliferação de algas microscópicas que se localizam na superfície. Estes processos podem ocorrer naturalmente, como consequência da lixiviação da serrapilheira acumulada numa bacia de drenagem por fortes chuvas ou por ação do homem, através da descarga de efluentes agrícolas, urbanos ou industriais, chamada "eutrofização cultural" (ANA, 2015).

4.2 Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD)

Sabe-se que as características topográficas, geológicas, geomorfológicas, pedológicas e térmicas, bem como o tipo de cobertura e o uso de uma bacia, desempenham papel essencial no comportamento hidrológico, sendo importante mensurar algumas dessas influências (ZOLIN *et al.*, 2014). A tendência da ocupação, cada vez mais acentuada, numa bacia, contribui para que o tipo de cobertura do terreno se modifique, alterando as características da bacia no tempo (RODRIGUES *et al.*, 2014).

De acordo com o Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Doce (CBH-DOCE), O rio Doce, tem como formadores os rios Piranga e Carmo, cujas nascentes estão situadas nas encostas das serras da Mantiqueira e Espinhaço, onde as altitudes atingem cerca de 1.200m. Seus principais afluentes são: pela margem esquerda os Rios Piracicaba, Santo Antônio e Suaçuí Grande, em Minas Gerais (Figura 4.6), Pancas e São José no Espírito Santo; pela margem direita os rios Casca, Matipó, Caratinga-Cuité e Manhuaçu, em Minas Gerais, e Guandu, no Espírito Santo (CBH – DOCE, 2015).

Percebe-se, pelo número de municípios e regiões nos estados de Minas Gerais e Espírito Santo, que a bacia do rio Doce abrange uma região com rica base de recursos naturais. Ainda assim, de um lado observa-se a presença de um grande número de municípios de pequeno porte com baixo desenvolvimento e que têm na administração pública e agropecuária suas principais fontes de renda; de outro, estão os municípios de maior porte com atividade industrial desenvolvida e que constituem polos econômicos regionais.

Devido às características geográficas e físicas, e por coexistirem na região da bacia do rio Doce, sérias desigualdades econômicas e sociais entre regiões que a integram e seus municípios, a relevância do papel desempenhado pelo estado e pelos atores sociais na formulação de políticas públicas em favor da equalização da renda concomitante ao desenvolvimento econômico é primordial. Entretanto, são impostos grandes desafios aos governos para elaboração de políticas públicas e de seu gerenciamento de forma a também estimular a participação do setor privado, promovendo o desejável desenvolvimento regional sustentável.

Nesse estudo a investigação se relacionou com a Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD) (Figura 4.6) que apresenta uma significativa área territorial, cerca de 83.400 km², dos quais 86% pertencem a Minas Gerais e o restante ao Estado do Espírito Santo. Abrange, total ou parcialmente, áreas de 228 municípios, sendo 202 em Minas Gerais e 26 no Espírito Santo e possui uma população total da ordem de 3,1 milhões de habitantes (IGAM, 2015).

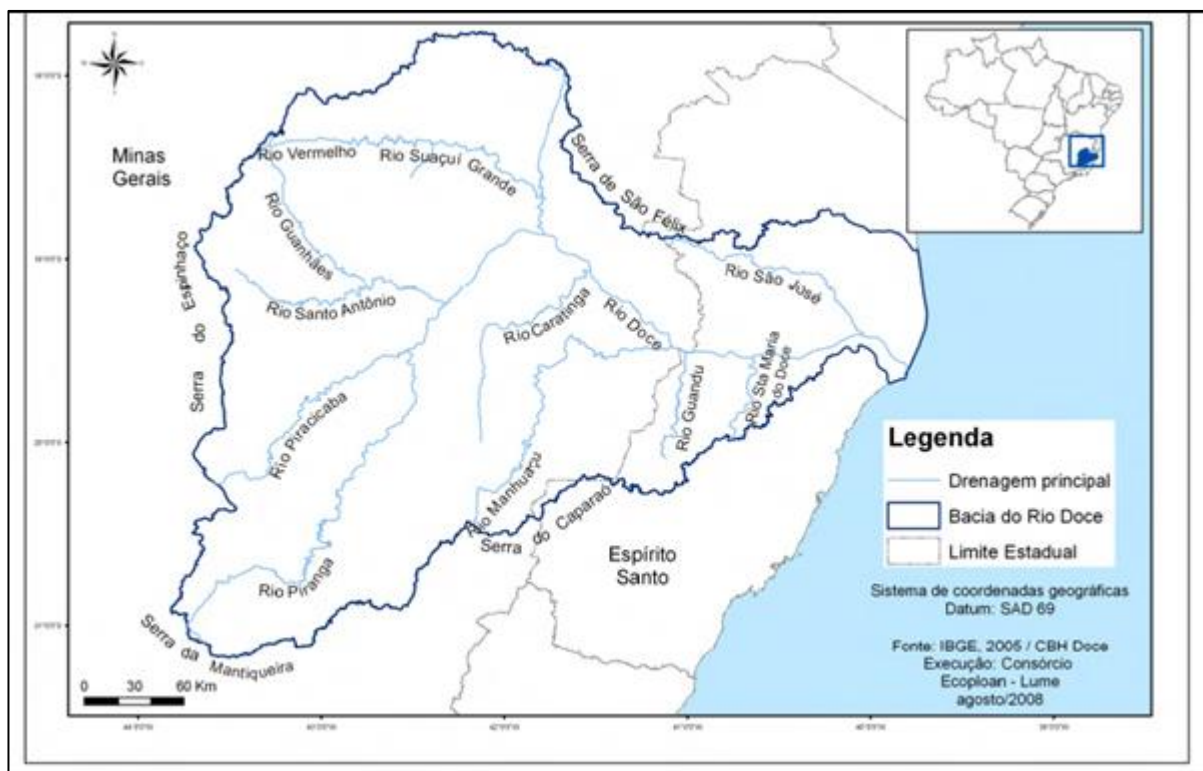


Figura 4. 6. Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD).

Fonte: Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), 2015.

Os rios Piranga e Carmo estão entre as formações rochosas do Estado de Minas Gerais. Trata-se da serra do Espinhaço (altitude entre 1.772m até 2.072m) e serra da Mantiqueira (altitude entre 1.700m até 2.798m). Os recursos pedológicos são formados por jazidas de ferro, manganês, bauxita e ouro, sendo submetidos ao intemperismo físico, químico e biológico.

4.2.1 Importância econômica da BHRD

O Produto Interno Bruto (PIB) dos municípios inseridos na BHRD representa em torno de 15% do PIB do estado de Minas Gerais (estimado em 152 bilhões em 2012), sendo que somente o município de Ipatinga contribui com 5,4% daquele valor. Sua importância econômica deve-se ao fato que a BHRD abriga o maior complexo siderúrgico da América Latina, podendo ser citadas, Arcelor Mittal Brasil, Usiminas e Gerdau Açominas (AMARAL *et al.*, 2014).

Além disso, se encontra a maior mineradora a céu aberto do mundo, até 2007 a Companhia Vale do Rio Doce (CVRD) atualmente VALE. Tais empreendimentos industriais apresentam níveis de qualidade e produtividade industrial que estão entre os maiores do mundo, desempenham papel significativo nas exportações brasileiras de minério de ferro, aço e celulose. A Bacia também contribui na geração de divisas pelas exportações de café (Minas Gerais e Espírito Santo), polpa de frutas (Espírito Santo) e produtos agropecuários (IGAM, 2015).

A economia da bacia do rio Doce está baseada principalmente nas atividades de agricultura (fruticultura, café, cana-de-açúcar, cacau, eucalipto), pecuária de leite e corte, suinocultura, hortifrutigranjeiros, indústrias, mineração e geração de energia.

4.2.2 Influência antrópica na BHRD

Originalmente a BHRD era coberta pelo bioma Mata Atlântica. A intensa devastação restringiu o revestimento florístico originário, basicamente à área do Parque Estadual do Rio Doce (PERD) em

Minas Gerais. As demais matas correspondem a uma vegetação que sofreu influência antrópica intensa, constituindo-se em vegetação secundária. Na bacia encontram-se vastas áreas em estado avançado de desertificação, lagoas eutrofizadas, nascentes desprotegidas e processos erosivos. Da cobertura vegetal original, mais de 90% foi extinta, do restante, menos de 1%, encontra-se em estágio primário (BARRETO-NETO, ZAMPROGNO e REIS *apud* FONSECA, 1985).

Uma análise dos processos de ocupação e crescimento econômico da BHRD, concentrados principalmente nos últimos 50 anos, mostra que aconteceram de uma forma totalmente desordenada, sem levar em conta os possíveis reflexos futuros. Tais condições foram capazes de potencializarem as distorções detectadas na área de abrangência do corpo aquático (AMARAL *et al.*, 2014).

Quanto ao uso do solo da BHRD (Figura 4.7), observa-se que a vegetação nativa foi bastante pressionada ao longo da ocupação humana na bacia.

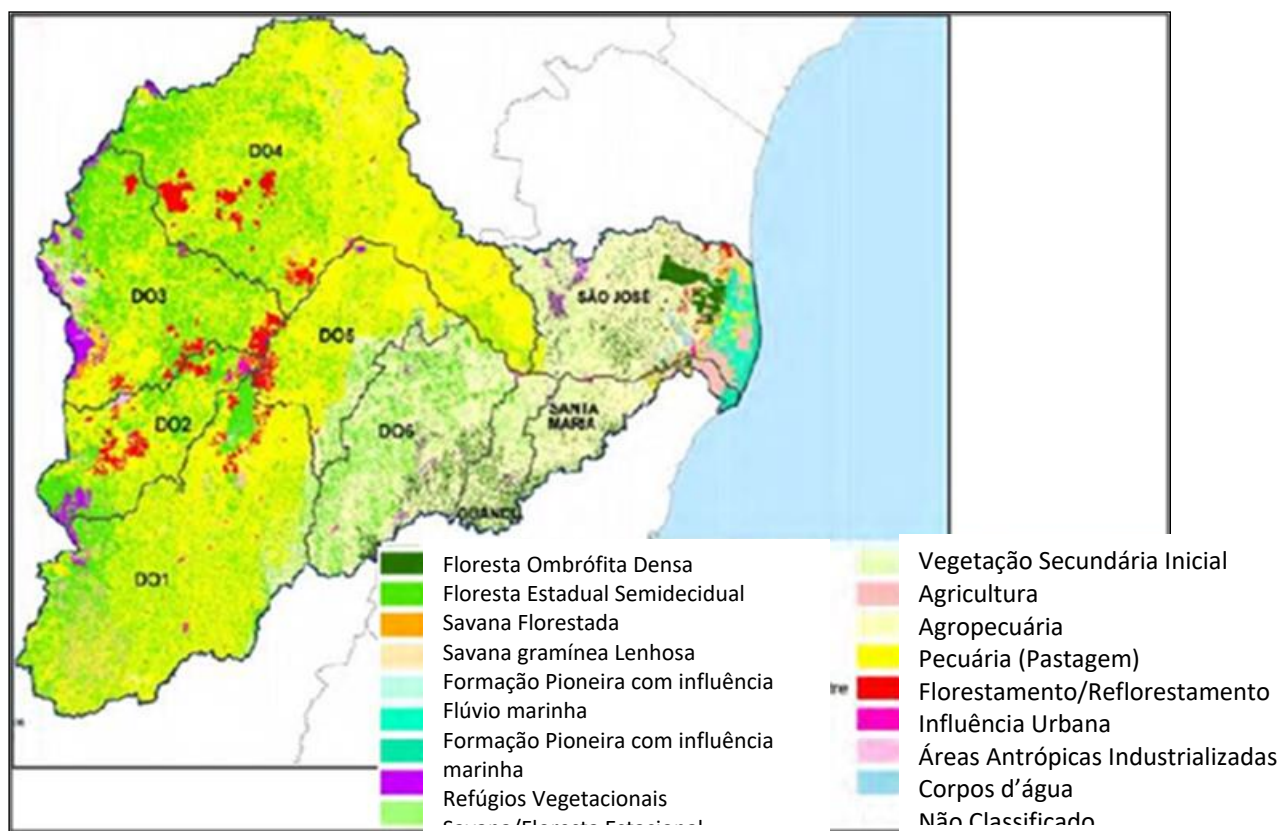


Figura 4. 7. Uso do solo da Bacia Hidrográfica do Rio Doce.

Fonte: Comitê da Bacia hidrográfica do Rio Doce (CBH- DOCE), 2010.

A mata ciliar dos principais cursos d'água foi bastante alterada, pelo fato das áreas marginais aos talwegues serem mais propícias à implantação de lavouras, pastagens e ocupação urbana. Os remanescentes florestais da bacia ficaram restritos às áreas mais declivosas do terreno.

Nas cidades, praticamente todo o esgoto e lixo são lançados nos cursos de água ou em suas margens. Associadas àqueles fatores, concentrações pontuais de grandes indústrias - siderurgia e celulose, no Colar Metropolitano do Vale do Aço (CMVA), suinocultura e beneficiadoras de cana-de-açúcar, em Ponte Nova, e mineração, em Itabira - podem comprometer tanto qualitativa quanto quantitativamente os usos múltiplos dos recursos.

Outro agravante se relaciona com o transporte de cargas realizado majoritariamente através das rodovias, atingindo 59% em detrimento do ferroviário. Dentre os principais fatores contributivos podem ser apontados como preponderantes a extensa malha viária e baixo custo de instalação em comparação aos outros modais (ALVES *et al.*, 2013).

Entretanto, os riscos envolvidos são grandes em função das cargas perigosas, sendo a gravidade da ocorrência relacionada com as propriedades das substâncias envolvidas, qualidade da malha viária, à presença de áreas densamente povoadas na região de entorno, pedestres na via, entre outros, redundando em inúmeros efeitos adversos (NUNES *et al.*, 2014).

4.2.3 Características climáticas e pluviométricas da BHRD

A Bacia Hidrográfica abarca toda área de captação natural da água de chuva que proporciona escoamento superficial para o canal principal e seus tributários, sendo condições importantes para a sua perenidade. Em relação à sua dinâmica, enquanto sistema físico se identifica a relação da entrada com o volume de água precipitado e saída com o volume de água escoado pelo enxutório. Além disso, ocorrem perdas intermediárias relacionadas com os volumes evaporados/transpirados e também dos infiltrados profundamente (TUCCI e MENDES, 2006).

Em geral, as temperaturas médias não alcançam patamares reduzidos em função da grande quantidade de energia solar, que atinge a região durante todo o ciclo anual, repercutindo em inverno ameno. Nessa estação, a região sofre a ação das frentes frias relacionadas com Anticiclone Subtropical do Atlântico Sul (ASAS). O fenômeno alcança o Estado de Minas Gerais com pouca atividade convectiva, ou seja, baixa pluviometria, função do baixo teor de umidade do ar. Nessa condição, a região da BHRD experimenta um inverno com temperaturas ameno, mais seco, ocorrendo chuvas com curta duração (TIBA *et al.*, 2014).

Segundo a classificação climática de Köppen-Geiger identificam-se basicamente três tipos climáticos na BHRD (KOTTEK, *et al.*, 2006):

- Clima tropical de altitude com chuvas de verão e verões frescos presente nas vertentes das Serras da Mantiqueira e do Espinhaço e nas nascentes do Rio Doce;
- Clima tropical de altitude com chuvas de verão e verões quentes, presente nas nascentes dos seus afluentes e
- Clima quente com chuvas de verão, presente nos trechos do médio e baixo do rio Doce e de seus afluentes (CBH- DOCE, 2010).

A região sofre com problemas de inundação, que tem sua origem natural agravada por ações antrópicas. O desmatamento indiscriminado e o manejo inadequado do solo criaram condições favoráveis à formação do processo erosivo, que somado aos despejos inadequados advindos da

mineração e de resíduos industriais e domésticos, deram origem ao contínuo processo de assoreamento dos leitos dos rios da BHRD. Além disso, algumas cidades ocuparam a planície de inundação dos rios com extensas áreas ocasionalmente alagadas pelo extravasamento das águas dos rios (BAGGIO *et al.*, 2014). De tempos em tempos, eventos chuvosos mais severos provocam o alagamento de parte destas planícies, podendo ocorrer o alagamento durante horas, dias ou até mesmo meses. A amplitude da área alagada está ligada, dentre outros fatores, à ocorrência do evento chuvoso, ou seja, eventos raros (menos frequentes) alagam grandes áreas e eventos mais comuns (mais frequentes) alagam áreas menores (CBH- DOCE, 2015).

As chuvas do tipo frontal (ou ciclônica) e orográfica, no que se refere às extensões de áreas, atingem todos os tipos de bacias, com grande duração e fraca intensidade, sendo importantes para o estudo de grandes e pequenas Bacias Hidrográficas. Já a chuva de convecção térmica é de forte intensidade e pequena duração, sendo restrita a pequenas áreas (TUCCI e BELTRAME, 2000). Tucci e Mendes (2006) consideram a bacia hidrográfica, como um sistema físico onde relacionam a entrada como um volume de água precipitado e a saída um volume de água escoado pelo exutório, considerando-se como perdas intermediárias os volumes evaporados e transpirados e também os infiltrados profundamente.

Minas Gerais apresenta condições termodinâmicas específicas implicando em regime pluviométrico marcado por estação seca, chuvosa e intermediária. Trata-se das repercussões relacionadas com a localização geográfica, relevo, biomas, entre outros. Tais características naturais imprimem ao estado um aspecto de transição climática, onde a porção centro-sul é mais úmida e a porção norte, mais árida (MINAS GERAIS, 2015). A precipitação pluviométrica pode alterar significativamente a qualidade da água, repercutindo em suas características físico-químicas e biológicas, em função do transporte de material alóctone, promovendo modificações pertinentes aos teores dos compostos químicos na coluna d'água.

A contribuição biológica ocorre, principalmente, através dos líquens que são organismos resistentes capazes de sobreviver com quantidade de água reduzida e extraem nutrientes dos minerais rochosos através da troca catiônica (SILVA *et al.*, 2007). Nessas formações, os efeitos dos agentes químicos são agravados por fatores associados à dissolução da água redundando em fraturas notadamente em temperaturas mais baixas em função da formação do gelo, em outro ângulo, temperaturas mais elevadas promovem a cristalização de sais que precipitam aumentando o volume em fissuras naqueles componentes geológicos (NUNES *et al.*, 2014).

4.2.4 Potencial Hidrelétrico da Bacia Hidrográfica do Rio Doce e Formação de Reservatórios

Diversas empresas optam por administrar a sua própria UHE Na BHRD são encontrados cinco grandes empreendimentos, ArcelorMittal Brasil, OPM – Empreendimentos S.A, NOVELIS do Brasil Ltda. e SPE Cocais Grande Energia S.A. que totalizam 34,39KW em potência declarada. Tais UHE estão localizadas em corpos de água (Piracicaba, Gualaxo do Norte, Gualaxo do Sul, Maynard, Ribeirão Grande) que percorrem importantes municípios mineiros. Dentre esses, João Monlevade, Mariana, Ouro Preto e Antônio Dias que fazem parte da região da Mata Atlântica (CEMIG, 2014).

As características da BHRD possibilitaram a implantação de dez Usinas Hidrelétricas (UHE) totalizando vinte e uma Unidades Geradoras (UG) e potência declarada correspondente a 646,20MW, sendo encontradas também 4 usinas a “fio d’água” (aquelas que não dispõem de reservatório de água) e 17 usinas com reservatórios mostrando a integração do sistema gerador (Tabela 4.1).

Nas hidrelétricas instaladas a montante os reservatórios contribuem para regular o fluxo de água pelas usinas à jusante daquelas instalações. Trata-se de uma combinação hidrológica eficiente e peculiar às bacias brasileiras análogas a BHRD que apresenta a sua usina a fio de água com menor potência declarada em Bom Jesus do Galho no rio Sacramento que alcança apenas 0,36MW (Tabela 4.1).

Tabela 4. 1. Características das Usinas Hidrelétricas da BHRD.

Empreendimento UHE	Localização	Unidade Geradora (UG)	Corpo d'água	Início de Operação	Potência (MW)	Volume Útil do Reservatório (m³)
Aimorés	Aimorés, Itueta, Resplendor (MG) e Baixo Guandu (ES)	03	Rio Doce	2005	30	185,11 milhões
Bom Jesus do Galho	Bom Jesus do Galho (MG)	01	Rio Sacramento	1931	0,6	Usina a fio d'água
Dona Rita	Santa Maria de Itabira (MG)	02	Rio Tanque	1952	2,1	Usina a fio d'água
Peti	São Gonçalo do Rio Abaixo (MG)	02	Rio Santa Bárbara	1946	9,0	43,58 milhões
Poquim	Itamabacuri (MG)	02	Rio Poquim	1942, reativada 01/2002	1,1	Usina a fio d'água
Porto Estrela	Joanésia e Açucena (MG)	02	Rio Santo Antônio	2001	112,00	33,12 milhões
Sá Carvalho	Antônio Dias (MG)	04	Rio Piracicaba	1951	78,00	0,05 milhão
Salto Grande	Braúnas (MG)	04	Rio Guanhões e Santo Antônio	1956	102,00	Guanhões: 47 milhões Santo Antônio: 7,15 milhões
Sumidouro	Bom Jesus do Galho (MG)	01	Sacramento	1954	2,12	Usina a fio d'água
Tronqueiras	Coroaci (MG)	03	Tronqueiras	1955	8,50	1,0 milhão
Totalizadores	10 UHE	21			646,20	

Fonte: Companhia Energética de Minas Gerais (CEMIG), 2015.

Destaca-se que a usina a fio de água tem como vantagem a redução de áreas alagadas o que, por consequência, reduz o desmatamento e protege a fauna, com o intuito de preservar o meio ambiente. A desvantagem é a menor geração de energia ao longo do ano, fora da estação de chuvas, já que o armazenamento de energia limpa em forma de água é muito menor que nas grandes barragens (SILVA *et al.*, 2016).

Os diversos empreendimentos hidrelétricos apresentam diferentes estágios quanto ao planejamento e desenvolvimento configurando um significativo aporte energético capaz de contribuir para o aperfeiçoamento do sistema econômico na região da BHRD. O panorama apresentado reforça a necessidade quanto ao aperfeiçoamento das medidas de contenção dos danos relativos aos reservatórios hidrelétricos visando à proteção da qualidade da água. Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba (BHRP)

A Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba (BHRP) está localizada no leste do estado de Minas Gerais, sendo o rio principal o Piracicaba, um dos principais afluentes do Rio Doce. Área total da bacia do rio Piracicaba é de seis mil km² e abrange 21 municípios, total ou parcialmente inseridos em seus limites(Figura 4.8).

O rio Piracicaba é afluente da margem esquerda do rio Doce e estende-se por cerca de 240 km. A pequena área incremental a jusante da confluência do rio Piracicaba com o rio Doce, incluindo um trecho deste, tem uma superfície de 216,13 km², sendo o principal curso d'água o ribeirão Ipanema.

O uso do solo da BHRP implica em alto grau de impactos antrópicos, sendo identificada elevada concentração urbana e massivos reflorestamentos por monocultura de eucaliptos (carvão vegetal e celulose) constituindo importante nicho socioeconômico (QUEIROZ *et al.*, 2015).

Tais condições afetam a resposta fisiológica das espécies vegetais nativas e retorno hidráulico na região (DALMAGRO *et al.*, 2014). O desmatamento interfere na drenagem e aumenta o escoamento superficial, diminuindo a capacidade de reserva de água na superfície e nos aquíferos. A exploração do solo promove modificações relativas às quantidades de água que infiltram, escoam e evaporam alterando o comportamento hidrológico (DALMAGRO *et al.*, 2013).

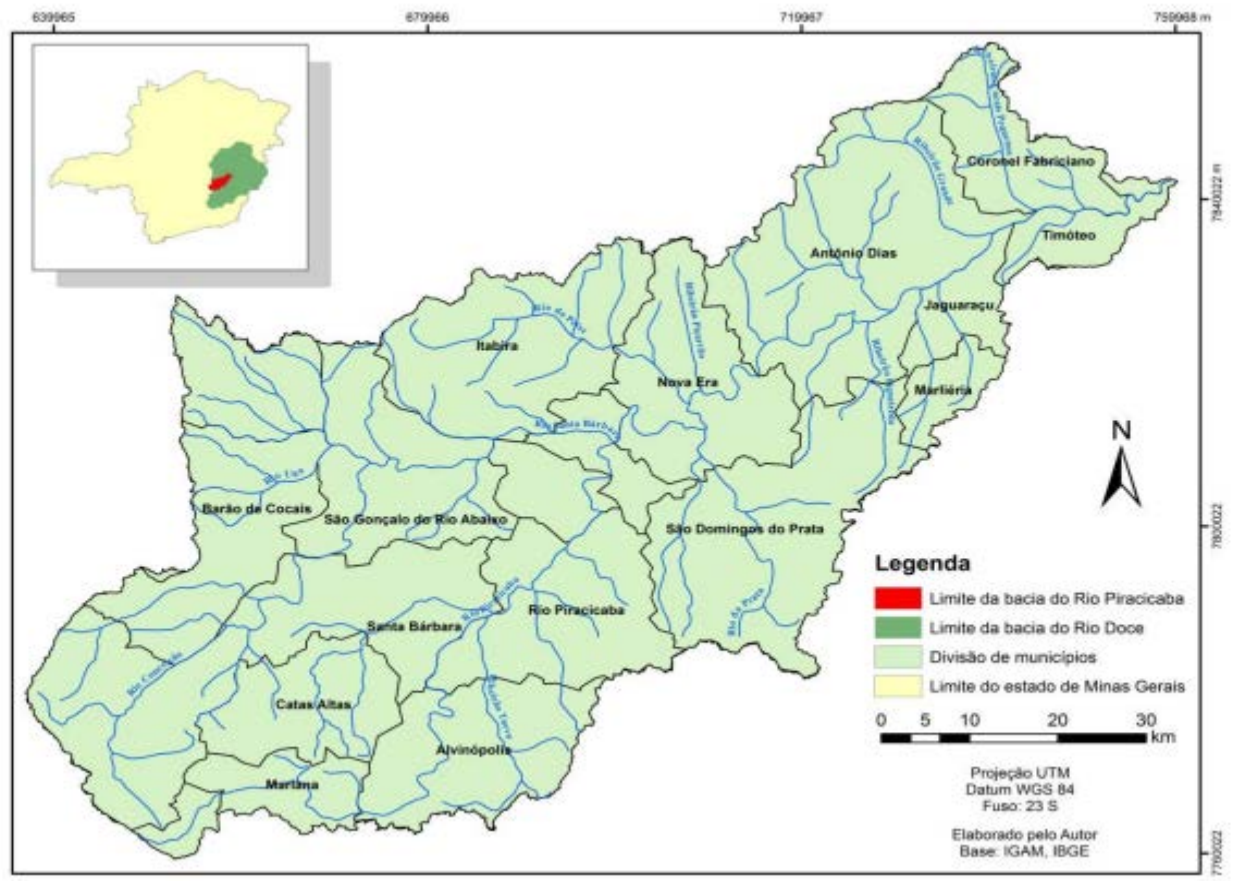


Figura 4. 8. Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba (BHRP).

Fonte: Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Doce (CBH- DOCE), 2010.

A climatologia na BHRP apresenta comportamento pluviométrico que evidencia ciclo anual marcada por estação chuvosa, que ocorre nos meses de novembro a março, e estação seca nos meses de maio a setembro. Os meses de abril e outubro são de transição apresentando valores compatíveis com ambas às estações, oscilando entre períodos mais secos e mais chuvosos (AMORIM, 2005).

A problemática deverá ser agravada com a conclusão das obras de duplicação da BR-381, entre Belo Horizonte e Governador Valadares, iniciadas em maio/2014. A obra pretende facilitar o fluxo dos veículos e também deverá contribuir para diminuir os acidentes de trânsito envolvendo o transporte de pessoas e artefatos. Tais eventos, em diversas ocasiões, implicam no derramamento de produtos /cargas perigosas em áreas pavimentadas dificultando a absorção dos compostos químicos na terra, o que pode implicar na contaminação das águas superficiais, intensificando os riscos para a saúde pública e meio ambiente (WALBER *et al.*, 2014). Trata-se de agravos potencialmente modificadores dos parâmetros físico-químicos das águas da BHRP. Em relação ao trânsito, as referidas obras incrementam a circulação de máquinas, caminhões e outros equipamentos aumentando a probabilidade quanto à ocorrência de acidentes veiculares. Observa-se que diversos prognósticos apontam para o aumento do número de caminhões transportando cargas e produtos perigosos favorecendo o derramamento daqueles manufaturados nos córregos e rios próximos da estrada quando da ocorrência dos sinistros (BUCHARLES *et al.*, 2013).

O Departamento Nacional de Infraestrutura e Transporte (DNIT) informa que será necessária a retirada da vegetação, alteração do relevo (corte em morros) e construção de aterros. As condições de intempéries (chuvas e ventos), exercendo pressões naqueles locais desprotegidos arrastam parte da

terra para os córregos e rios causando o assoreamento em função da deposição de terra e entulho no fundo do corpo aquático diminuindo sua profundidade. Além disso, altera os padrões de drenagem, inibindo a recarga dos aquíferos se qualificando como gerador de impactos adversos para a totalidade das atividades econômicas que dependem dos serviços dos ecossistemas aquáticos (TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2014).

Um exemplo de eutrofização se encontra no Rio Piracicaba, Minas Gerais, que recebe amplo aporte de efluentes contendo quantidades expressivas de nutrientes, tendo sido documentado um elevado nível desses elementos, nas formas totais e dissolvidas (ANA, 2015).

4.2.5 UHE- Sá Carvalho instalada na BHRP

A UHE - Sá Carvalho foi inaugurada em setembro de 1951 com duas unidades de 15MW de potência unitária, composta por geradores e turbinas do tipo Francis. Era a usina de maior capacidade instalada no território mineiro e, desse modo, contribuindo também de imediato para o reforço do abastecimento de Belo Horizonte (CEMIG, 2016).

Esse estudo analisou a qualidade da água em localidades posicionadas em diferentes distâncias em linha reta da UHE - Sá Carvalho instalada na BHRP. A Figura 4.9 mostra a barragem da UHE - Sá Carvalho.

O empreendimento hidrelétrico faz parte do planejamento pertinente ao desenvolvimento do sistema energético integrado regional afetando, portanto, o ciclo hidrológico da BHRP com repercussões socioeconômicas consideráveis para a região (ELS *et al.*, 2012).



Fonte:

estado
Gerais

Companhia
Energética do
de Minas
(CEMIG), 2015.

Em relação à UHE - Sá Carvalho as obras incluem a existência de dois túneis, próximo a Antônio Dias, na Região Metropolitana do Vale do Aço (RMVA), buscando propiciar infraestrutura (transporte e hidreletricidade) adequada para exploração intensiva do ecoturismo. Detecta-se aí cenário conflituoso. Certamente os recursos naturais são afetados pelo intenso programa econômico englobando indústria, extrativismo e agropecuária, demandando a adoção de medidas mitigadoras visando o desenvolvimento suportado (BLANK et al., 2014).

Em 1955, Sá Carvalho atingiu a capacidade de 48MW com a entrada em operação de sua terceira unidade geradora, constituída por gerador de fabricação *Westinghouse* e turbina do tipo Francis. Nos anos seguintes, a usina chegou a contribuir para o atendimento de 35% da demanda de energia de Belo Horizonte (CEMIG, 2016). No ano de 1998, a UHE foi efetivamente ampliada com a entrada em operação de sua quarta unidade geradora, atingindo a capacidade de 78MW. A ampliação exigiu a construção de um novo círculo de adução e nova casa de força, independentes das instalações originais, além de uma chaminé de equilíbrio. A UHE Sá Carvalho está interligada ao sistema de transmissão da Cemig através de uma linha de 230KW proveniente da subestação Ipatinga. Atualmente possui duas barragens: Antônio Dias e Severo (CEMIG, 2016).

A construção da UHE - Sá Carvalho implicou em significativa perda de solo agravada pelo extrativismo mineral (ouro), pecuária e exploração florestal. A principal formação florestal impactada se apresenta no bioma Mata Atlântica, degradado e ameaçado. Sua cobertura vegetal que atua como elemento responsável pela estruturação do solo através do sistema radicular, que se constitui em defesa eficiente contra a ação da água. Entretanto, se observa o aumento excessivo em resposta à exacerbação da erosão laminar conhecida pela retirada das camadas mais finas do solo, implicando também no incremento da densidade das raízes. Nota-se em pontos com maior declividade a erosão em sulco, em função da ausência da cobertura vegetal explicitando a existência com pontos de menor desgaste

(RODRIGUES *et al.*, 2007). O bioma tem sido alvo da megasilvicultura com taxa de desmatamento da ordem de 457km²/ano, sendo a vegetação remanescente em torno de 22,25% e fator coadjuvante preponderante em relação aos efeitos sinérgicos e cumulativos provenientes do aproveitamento hidrelétrico (NOGUEIRA *et al.*, 2015).

A condição trófica da BHRP, ou seja, a carga dos nutrientes foi prejudicada através da decomposição do material vegetal após o enchimento do reservatório. A partir da estabilização do sistema, essa condição passou a ocupar posição secundária. Para o sistema consolidado, a contribuição de cada

tributário passa a ser ainda mais destacada. Trata-se de corpos d'água distintos que recebem influência ininterrupta da bacia de formação e ocupação do solo (agropecuária, indústrias, densidade demográfica, conservação das margens e pluviometria) agregando valores aos seus parâmetros físico-químicos, afetando desse modo a qualidade da água superficial e subterrânea (ELS, 2012).

A profundidade do reservatório da UHE – Sá Carvalho foi afetada em função da vazão média afluente e volume de sedimento retido. Os sedimentos são provenientes da precariedade das práticas conservacionistas pertinentes ao solo. As técnicas de cultivo ainda fazem uso das queimadas principalmente entre produtores com menor poder aquisitivo. A coivara elimina nutrientes essenciais para plantas, tais como, fósforo, nitrogênio e potássio, contribuindo para o esgotamento do solo e extermínio de grandes áreas nativas.

Vale destacar que atualmente a agricultura apresenta uma participação na economia nacional da ordem de 26,5%, colocando o País em posição evidenciada como exportador ao nível da realidade global. Além disso, a eficiência energética, em torno de 95%, depende da série de vazões naturais e da vazão média de longo termo, relacionadas com os índices pluviométricos na região (TIBA *et al.*, 2014). As principais características do reservatório da UHE – Sá Carvalho são apresentadas na Tabela 4.2.

Tabela 4. 2.Características do reservatório da UHE – Sá Carvalho.

Parâmetros Técnicos	Reservatório Antônio Dias	Reservatório Severo
Nível máximo no topo da comporta	373,03m	370,5m
Nível máximo normal	372,93m	369,50m
Nível mínimo operativo	371,43m	366,00m
Cota da soleira da comporta	375m	371,35m
Volume de reservação no nível máximo	1,80hm ³	0,098hm ³
Volume de reservação no nível normal	1,73hm ³	0,0793hm ³
Volume mínimo operativo	0,77hm ³	0,0326 hm ³
Volume útil	1,73 – 0,77 = 0,96hm ³	0,0793-0,0326=0,0467hm ³
Considerando 0% do volume útil (volume morto)	1,73 – 0,96 = 0,7hm ³	0,0793-(0,0793 – 0,0326) = 0,0326 hm ³

Fonte: Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL), 2015.

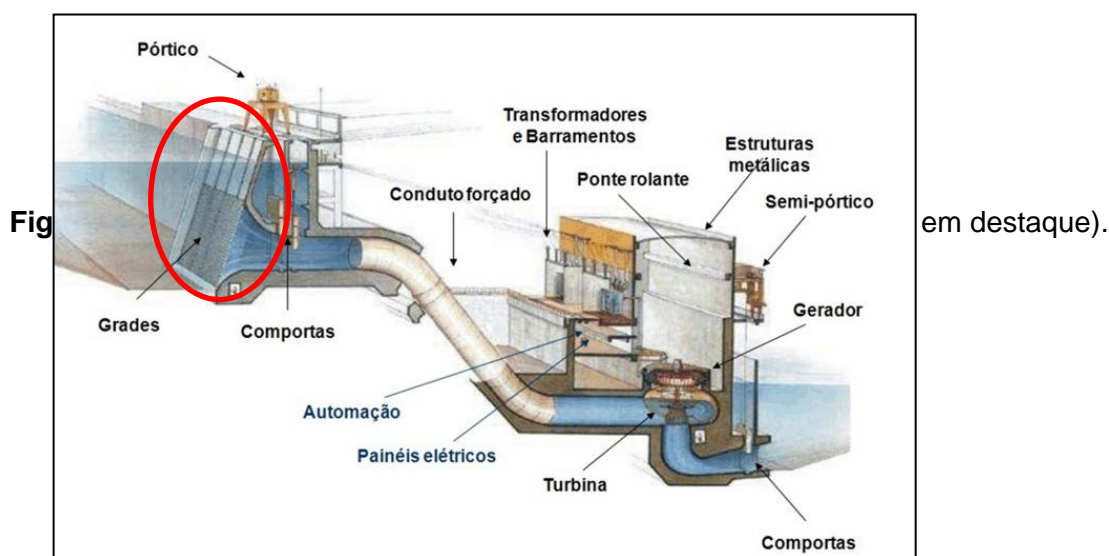
A avaliação do assoreamento do volume total do reservatório e vida útil do aproveitamento hidrelétrico é fundamental para os estudos sobre a formação do lago e também para operação do aproveitamento. O final de vida útil, do ponto de vista sedimentológico, é considerado quando os depósitos se tornam interferentes na operação rotineira da usina ou para finalidade a que se destina (MOREIRA e LENZI, 2014). Nesse contexto, o acúmulo de sedimentos no reservatório da UHE – Sá Carvalho ocorre em período que extrapola os cinquenta anos, porém, o empreendimento continua operando ininterruptamente (CEMIG, 2015).

As defluências da UHE – Sá Carvalho afetam os consumidores. Dentre esses, as siderúrgicas USIMINAS e APERAN encontram dificuldades para manutenção dos processos industriais que a vazão do reservatório se encontra na faixa de 20m³.s⁻¹. Em contraposição, vazões superiores a 55 m³.s⁻¹ causam inundações em Timóteo e Coronel Fabriciano. Além disso, caso o nível de água atinja de 254,52m haverá danos aos equipamentos em função da inundação da hidrelétrica. Outra preocupação se relaciona com a vazão afluyente à barragem de Antônio Dias que, sendo maior ou igual a 600m³.s⁻¹, determina o processo de abertura das comportas, sendo obrigatoriamente precedido por acionamento imediato da Defesa Civil (ONS, 2015).

A profundidade e tempo de residência do reservatório da UHE -Sá Carvalho associados à contribuição do Rio Piracicaba e seus tributários funcionam como elemento complexo espacial, ocasionando o processo de eutrofização. A ocorrência de cianobactérias pode ser atribuída à característica lântica do reservatório, baixos níveis de água, estratificação térmica da coluna de água, além de elevadas concentrações de fósforo. Tais florações ocasionam problemas operacionais, tais como, entupimento de filtros, paralisação de máquinas para manutenções antecipadas, elevando desse modo os custos operacionais (BRANDÃO e SEBASTIEN, 2013). O crescimento exponencial da massa das macrófitas aquáticas pode suscitar outros problemas, exemplificando o aparecimento de doenças (*Schistosomíasis*), a deterioração da qualidade da água pela grande produção e a decomposição de matéria orgânica, o

impedimento da pesca e do tráfego, o entupimento de canais de irrigação, a interferência em plantações, aumento da evapotranspiração, o impedimento de atividades turísticas, etc. (BITTENCOURT-OLIVEIRA *et al.*, 2014).

O canal de fuga do reservatório de uma UHE apresenta grades (Figura 4.10), que são destinadas a evitar o fluxo dos espécimes aquáticos e sua entrada nas turbinas. Vale destacar que os estudos mais recentes sobre a ictiofauna no reservatório mostraram a existência de diversos indivíduos agrupados em 4 (quatro) ordens (*Characiformes*, *Perciformes*, *Gymnotiformes* e *Siluriformes*), 07 (sete) famílias e 14 (quatorze) espécies favorecendo a pesca (amadora e profissional). Entretanto, o mesmo estudo com base nas entrevistas realizadas junto aos pescadores apontou a necessidade de introdução de alevinos (ovíparos recém-nascidos) visando o repovoamento do reservatório (CEMIG, 2015).



Em outro ângulo, a proliferação dos cardumes aumenta o risco quanto ao acesso dos espécimes através dos canais (mesmo com a grade de retenção) o que pode comprometer o funcionamento da turbina. Estudos recentes indicam que a eletro sensibilidade pertinente às espécies aquáticas pode ser usada de forma eficaz como medida protetiva. A aplicação do campo elétrico pode garantir o nível de tensão necessária para repelir e paralisar os indivíduos sem comprometer a sua longevidade (FARIA *et al.*, 2014).

As estações para amostragens no reservatório foram determinadas em função do conhecimento da estrutura vertical da coluna d'água mediante a mensuração dos parâmetros físico-químicos (temperatura da água, oxigênio dissolvido e saturação de oxigênio), além da medição da transparência da água com disco de *Secchi* (CEMIG, 2015). Essas medições determinaram a profundidade das coletas de água em cinco seções desse compartimento hídrico (SC 01, SC 02, SC 03, SC 04 e SC 05) (Tabela 4.3).

Os pontos de amostragens localizados em cada compartimento mostraram relação com a luz incidente em profundidade conforme mensuração através do disco de *Secchi*. Desse modo, foram identificadas a zona eufótica ou zona fótica que corresponde à parte do ecossistema aquático que recebe luz solar suficiente para que ocorra a fotossíntese com 40% da luz incidente (SC 01, SC 02, SC 03, SC 04, SC 05) (Tabela 4.3), onde é esperada uma produção primária de fitoplâncton representativa da camada trofogênica (SCHÄFER, 1985).

As estações de amostragens também incluíram as seções no reservatório correspondentes a zona afótica que é a camada mais profunda do ecossistema aquático e onde não ocorre a ação direta da radiação solar, ou seja, não se desenvolvem nesta região os seres fotoautotróficos (SCHÄFER, 1985) como as algas (SC 02F, SC 04F e SC 05F) (Tabela 4.3).

O monitoramento abrangeu também a metade da zona afótica onde, independentemente da ocorrência de estratificação térmica, a respiração e a decomposição são predominantes sobre a produção autotrófica (SCHÄFER, 1985). Especificamente para o reservatório da UHE – Sá Carvalho são representados por SC 02 ½ ZF (Tabela 4.3).

Com base nos relatórios da CEMIG foram apurados os dados pertinentes à qualidade da água do reservatório em campanhas realizadas em agosto (estação seca) e novembro (estação chuvosa) para o período compreendido entre julho/2007 até julho/2012. As coletas e análises ocorreram em treze pontos distintos denominados S 01, SC 02S, SC 02 ½ ZF, SC 02 F, SC 03 SC, sendo ambiente lótico e dez deles localizados no Rio Piracicaba, MG (Tabela 4.3).

Tabela 4. 3. Características dos pontos amostrais da CEMIG, na BHRP.

Estação	Descrição	Curso d'água*	Coordenadas
S 01	Montante do reservatório Antônio Dias, no início do mesmo. Localizado em área urbana, próximo a ponte central da cidade.	Rio Piracicaba**	19°39'48.60"S 42°52'46.00"O
SC 02 SC 02 ½ ZF SC 02F	Reservatório Antônio Dias acerca de 500m do barramento localizado em área urbana	Rio Piracicaba**	19°38'39.70"S 42°50'59.30"O
SC 03	Reservatório Severo a cerca de 300m do barramento	Ribeirão Severo**	19°38'15.40"S 49°22'60"O
SC 04 SC 04½ ZF SC 04F	Trecho de vazão reduzida a montante da casa de força	Rio Piracicaba**	19°38'11.30"S 48°18'60"O
SC 05 SC 05½ ZF SC 05F	Jusante da casa de força	Rio Piracicaba**	19°38'2.20"S 42°48'19.80"O

*Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba (BHRP), Minas Gerais, Brasil.

**Curso d'água lótico.

Fonte: Companhia Energética do estado de Minas Gerais (CEMIG), 2015.

Aspectos ecológicos relevantes foram constatados denotando a importância do reservatório para a comunidade pela existência de grande diversificação nos espécimes pertinentes à composição da fauna aquática. Vale destacar que as espécies remanescentes em barramentos hidrelétricos são aquelas com maior capacidade adaptativa às condições apresentadas pelo represamento. As condições pertinentes à flexibilidade alimentar e reprodutiva são considerados atributos intrínsecos às espécies ictiofaunísticas mais abundantes em reservatórios (ABELHA *et al.*, 2012).

No reservatório da UHE – Sá Carvalho são encontrados espécies comerciais de peixes, tais como, *Geophagus brasiliensis* (conhecido popularmente como Acará Topete, Papa-Terra, ou Cará) e *Tilapia rendalli* (conhecido popularmente com o mesmo nome, Tilápia) ilustrados na Figura 4.11, dentre outros espécimes, constituindo-se em objeto de interesse para pescadores profissionais (BRANDÃO e SÉBASTIEN, 2013; TUNDISI *et al.*, 2010).

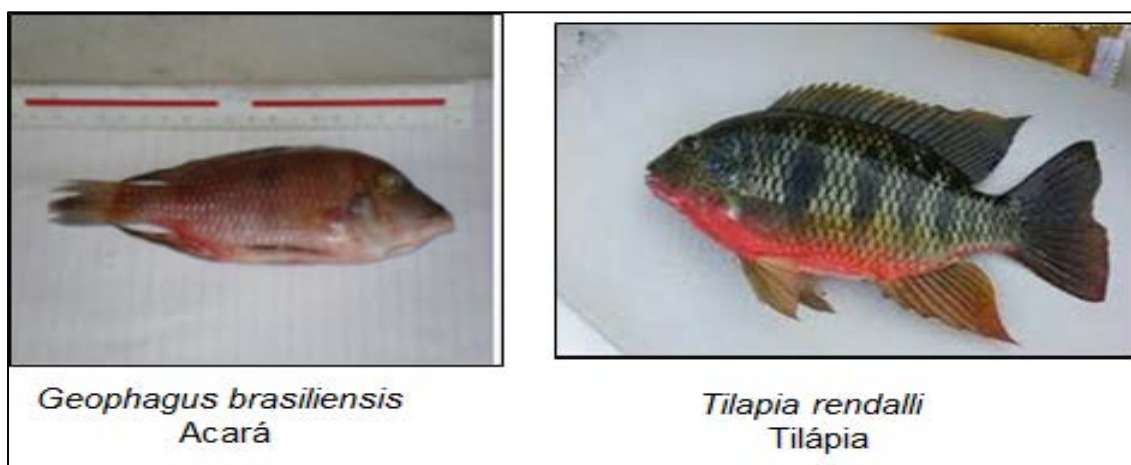


Figura 4. 11. Espécies comerciais de peixes do reservatório da UHE – Sá Carvalho
Fonte: O autor(2016)

Entretanto, a diversidade da ictiofauna se encontra em condições restritivas. O assoreamento do Rio Piracicaba, e também ao longo da Bacia do Rio Doce, se coloca como fator determinante para extinguir as corredeiras e fundos cavernosos que abrigam espécies raras e ameaçadas de extinção (LOPES *et al.*, 2008). Exemplificando, o surubim do Rio Doce, teve sua população dizimada, redundando em inexistência do mesmo em grandes extensões da BHRD. Os fatores determinantes se relacionam com o desmatamento e remoção da mata ciliar e vegetação primária da bacia de drenagem em trechos extensos. O assoreamento potencializado pela mineração culmina na redução acelerada da quantidade de água desses mananciais (COELHO *et al.*, 2008).

A água é um componente que deve ser monitorado antes, durante e após a conclusão do empreendimento, oportunizando diagnóstico quanto aos impactos ecológicos e medidas mitigadoras cabíveis. Parâmetros como turbidez, temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade e pH, devem ser mensurados *in loco*, enquanto outros indicadores como metais tóxicos e poluentes orgânicos persistentes devem ser analisados em laboratório viabilizando a implementação do plano de contenção (GÜNTZEL *et al.*, 2012).

Em geral, as temperaturas médias não alcançam patamares reduzidos em função da grande quantidade de energia solar, que atinge a região durante todo o ciclo anual, repercutindo em inverno ameno. Nessa estação, a região sofre a ação das frentes frias relacionadas com Anticiclone Subtropical do Atlântico Sul (ASAS). O fenômeno alcança o Estado de Minas Gerais com pouca atividade convectiva, ou seja, baixa pluviometria, função do baixo teor de umidade do ar. Nessa condição, a região da BHRP experimenta um inverno com temperaturas amenas, mais seco ocorrendo chuvas com curta duração (TIBA *et al.*, 2014).

4.3 Parâmetros Físico-químicos e biológicos da água

O grau de poluição das águas é medido através de características físicas, químicas e biológicas das impurezas existentes, que, por sua vez, são identificadas como parâmetros de qualidade das águas, que definem os limites de concentração a que cada substância presente na água deve obedecer. De maneira geral, as características físicas são analisadas sob o ponto de vista de sólidos (suspensos, coloidais e dissolvidos na água) e gases. As características químicas, nos aspectos de substâncias orgânicas e inorgânicas e, as biológicas sob o ponto de vista da vida animal, vegetal e organismos unicelulares (CETESB, 2005).

4.3.1 Temperatura

A temperatura atua em muitos equilíbrios físicos e químicos, sendo importante fator ecológico. Assim, as variações da temperatura influenciam as concentrações de O₂ e CO₂ da água, o teor de carbonato e os valores de pH (PATEMIANI e PINTO, 2001).

A temperatura da água é fator ecológico universalmente importante, se constituindo muitas vezes, como limitante à fauna aquática. Exemplificando, as tilápias, peixes ciclídeos de água doce, podem resistir a temperaturas acima de 35°C, mas não resistem à exposição prolongada em temperaturas abaixo de 10°C. Já as trutas vivem em águas mais frias, sendo o ideal para essa espécie temperaturas entre 10 e 20°C (LÁZARO *et al.*, 2015).

A variável ambiental mostra relação com o nível de absorção da radiação luminosa que se constitui no principal fator para a sua elevação. Caso exista obstáculo em relação à penetração da radiação luminosa, este aquecimento será realmente significativo somente nos primeiros metros da coluna de água (VARGAS-PINEDO *et al.*, 2015). Além disso, a temperatura de águas superficiais é afetada pela latitude, altitude, estação do ano, circulação do ar, cobertura de nuvens, vazão e profundidade do corpo hídrico (VARGAS-PINEDO *et al.*, 2015).

4.3.2 Potencial Hidrogeniônico (pH)

Amaral *et al.* (2008) informam que a origem natural da concentração hidrogeniônica em corpos hídricos está associada à dissolução de rochas, absorção de gases atmosféricos, oxidação da matéria orgânica e a fotossíntese, enquanto a origem antrópica se relaciona com despejos domésticos e industriais.

Lavandieret *al.* (2016) ponderam que os organismos aquáticos estão geralmente adaptados às condições de neutralidade e, em consequência, a alteração brusca dessa variável ambiental pode alterar diretamente as taxas de crescimento de microrganismos e resultar na eliminação de alguns espécimes.

Bordon *et al.* (2016) destacam o efeito da elevação do pH como fator contributivo para precipitação de elementos químicos tóxicos como metais e exercendo papel importante quanto ao coeficiente de solubilidade de nutrientes. Desta forma, as restrições de faixas de pH são estabelecidas para as diversas classes de águas naturais.

Especificamente para a BHRP a resolução CONAMA 357/2005, estabelece como padrão para o pH variabilidade entre 6,0 até 9,0 para águas Classe 2 (CETESB, 2015).

4.3.3 Condutividade Elétrica (CE)

As características geoquímicas da bacia de drenagem e os períodos hidrológicos influenciam na maior ou menor diluição dos íons responsáveis pela condutividade elétrica da água natural (SOUZA LIMA *et al.*, 2011).

Segundo Tundisi e Matsumura-Tundisi (2014), os rios são afetados, como todos os outros ecossistemas aquáticos e terrestres, pelas inúmeras atividades humanas, drenagens de regiões agrícolas e urbanas (contaminada por resíduos industriais e domésticos) que são as duas maiores ameaças aos sistemas lóticos afetando significativamente a condutividade elétrica do corpo aquático. Locket *al.* (2007) reforçam que os processos de escoamento superficial e de lixiviação são responsáveis pela modificação da carga em íons dissolvidos, tais como, cloretos, sulfatos, dentre outros.

Esteves (1998) reforça que a condutividade elétrica também pode ser influenciada diretamente pelo volume de chuvas. Em condições com baixa precipitação e predominância de rochas magmáticas na bacia de drenagem, a composição da água é geralmente determinada por produtos de intemperismo destas rochas. Em períodos com chuva (principal agente regulador dos cursos de água) ocorre também o arraste de óxidos gasosos derivados de processos industriais, tal como, óxidos de enxofre e nitrogênio, que podem solubilizar-se no corpo hídrico como ácidos e favorecer a elevação da condutividade elétrica (ZULIANI *et al.*, 2016).

4.3.4 Oxigênio Dissolvido (OD)

Oxigênio Dissolvido (OD) se apresenta como um dos gases mais abundantes em águas doces e marinhas. As fontes naturais do OD predominantes são a atmosfera, todavia pode ser produzido pela ação fotossintética das algas. Os processos metabólicos dos organismos e comunidades são regulados em função daquele componente vital para vida aquática. Além disso, os processos de autodepuração em sistemas aquáticos e Estações de Tratamento de Esgotos (ETE) são limitados pelos teores de OD. Bactérias utilizam o gás nos processos respiratórios, podendo redundar em sua depleção (KOENING *et al.*, 2014).

A mortalidade de espécimes aquáticos se relaciona com a diminuição da concentração de oxigênio em corpos d'água. O valor mínimo de oxigênio dissolvido (OD) para a preservação da vida aquática, estabelecido pela resolução CONAMA 357/05 corresponde a $5,0 \text{ mg.L}^{-1}$, mas existe uma variação na tolerância de espécie para espécie. OD, e em qualquer amostra, não inferior a $6,0 \text{ mg.L}^{-1}$ de O_2 .

As carpas, por exemplo, conseguem suportar concentrações de OD de $3,0 \text{ mg.L}^{-1}$, sendo que a carpa comum chega até mesmo a sobreviver por até seis meses em águas frias e com concentrações inferiores ao mínimo aceitável ou até mesmo anóxicas. Tais valores seriam fatais para as trutas, já que se tratam de espécimes exigentes, devendo a concentração de OD para garantir a sobrevivência em torno de $8,0 \text{ mg.L}^{-1}$. O peixe Dourado sobrevive por até 22 horas em águas anóxicas a 20°C , enquanto que as larvas destes peixes são menos tolerantes que os adultos. Isto porque os valores letais dependem do estágio de vida dos organismos, sendo geralmente mais exigentes os estágios mais jovens. De maneira geral, valores de oxigênio dissolvido menores que 2 mg.L^{-1} condizem com condição perigosa, hipóxia, ou seja, baixa concentração de OD na água (CETESB, 2015).

Granjeiro *et al.* (2014) informam que a concentração de oxigênio presente na água vai variar de acordo com as condições ambientais notadamente a pressão atmosférica, temperatura e salinidade. A diminuição da pressão atmosférica, elevação da temperatura e salinidade pode diminuir a solubilidade do O_2 na água. Silva *et al.* (2010) alertam que tais condições promovem oscilações nos teores dos gases dissolvidos e em sua utilização na oxidação da carga de matéria orgânica e na regulação dos processos que ocorrem nos ciclos biogeoquímicos. Além disso, o aumento da matéria orgânica resulta na maior taxa de respiração de microrganismos, dando origem à elevação das quantidades de CO_2 e CH_4 (o último produzido apenas por degradação anaeróbica) e, principalmente, em uma demanda de oxigênio, cuja disponibilidade é pequena devido à sua solubilidade bastante limitada na água. A conjunção desses atributos mostra a relevância do O_2 para o controle da poluição exigindo a adoção das medidas cabíveis visando à manutenção das condições aeróbicas para atender as possíveis destinações do corpo aquático (ARAÚJO *et al.*, 2013).

4.3.5 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) é a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar a matéria orgânica. Corresponde ao oxigênio consumido na degradação da matéria orgânica, a uma temperatura média de 20°C durante 5 dias (CBO_5^{20}). Quanto menor o nível de DBO, menos poluente é o efluente.

Demanda Bioquímica de Oxigênio é o parâmetro mais utilizado para a medida do consumo de oxigênio na água. Representa a quantidade de oxigênio do meio que é consumido pelos peixes e outros organismos aeróbicos e que gasta de oxidação de matéria orgânica presente na água.

A água pura tem 10 ml.L⁻¹ de oxigênio dissolvido, os peixes sensíveis precisam de 5 a 6 ml.L⁻¹ de oxigênio para sobreviverem, enquanto que peixes mais resistentes, como o Bagre, sobrevivem em 2 a 3 ml.L⁻¹ de oxigênio dissolvido na água. O valor da DBO é usado para estimar a carga orgânica dos efluentes e dos recursos hídricos.

4.3.6 Carbono Orgânico Dissolvido (COD)

O Carbono Orgânico Dissolvido (COD) origina-se principalmente da decomposição de plantas e animais e a partir de produtos de excreção destes organismos (carboidratos, lipídios, proteínas, enzimas, peptídeos, aminoácidos, vitaminas, antibióticos e toxinas). Esses compostos são complexos e possuem estruturas heterogêneas, encontram-se nesse grupo os ácidos húmicos, ácidos fúlvicos e a humina, sendo a maior parcela destes compostos são dos ácidos fúlvicos por serem solúveis em água (SOUTO *et al.*, 2015).

São compostos de extrema importância por serem encontrados em maior abundância e também por possuírem uma característica peculiar apresentando-se em coloração amarelada, sendo amplamente aceito que a matéria orgânica dissolvida representa um componente dinâmico na interação entre geosfera, hidrosfera e biosfera e como tal, tem o potencial para influenciar o ciclo global do carbono (PANHOTA, 2007).

4.3.7 Turbidez

A turbidez indica o grau de atenuação que um feixe de luz sofre ao atravessar a água. Esta atenuação ocorre pela absorção e espalhamento da luz causada pelos sólidos em suspensão (silte, areia, argila, algas, detritos, etc.). A principal fonte de turbidez é a erosão dos solos, quando na época das chuvas as águas pluviais trazem uma quantidade significativa de material sólido para os corpos d'água. A unidade matemática utilizada na medição da turbidez é o NTU, sigla que provém do inglês *Nephelometric Turbidity Unit* e em português, Unidade Nefelométrica de Turbidez.

Atividades de mineração, assim como o lançamento de esgotos e de efluentes industriais, também são fontes importantes que causam uma elevação da turbidez das águas. O aumento da turbidez faz com que uma quantidade maior de produtos químicos (ex: coagulantes) sejam utilizados nas estações de tratamento de águas, aumentando os custos de tratamento. Além disso, a alta turbidez também afeta a preservação dos organismos aquáticos, o uso industrial e as atividades de recreação.

Esteves (1998) e Doods (2002) se referem à turbidez como sendo uma variável limnológica que mede a capacidade do corpo líquido dispersar a radiação. Furtado *et al.* (2015) destacam que a turbidez pode atenuar a penetração da luz solar na coluna d'água reduzindo sua transparência, prejudicando a fotossíntese das algas e plantas aquáticas submersas. Ferreira-Ferreira *et al.* (2015) afirmam que no ambiente aquático por alterações quanto à capacidade de penetração da luz solar são as partículas suspensas (bactérias, fitoplâncton, detritos orgânicos e inorgânicos) e em menor escala os compostos dissolvidos.

4.3.8 Cor verdadeira (CV)

A Cor da água é uma característica física devido à existência de substâncias dissolvidas, ou em estado coloidal, na maioria dos casos de natureza orgânica. Pode originar-se de minerais ou vegetações naturais, ou ainda de despejos industriais que incluem minas, refinarias, explosivos, papelarias, etc. A cor verdadeira da água é geralmente um indicador da presença dos metais Fe e Mn, húmus (matéria

orgânica oriunda da degradação de matéria de origem vegetal), plâncton (conjunto de plantas e animais microscópicos em suspensão nas águas) dentre outras substâncias dissolvidas na água (CETESB, 2009).

4.3.9 Sólidos Totais Dissolvidos (STD)

Corazza *et al.* (2014) relatam que os sólidos presentes nos cursos d'água podem ser oriundos dos processos erosivos naturais ou acelerados do solo, lançamento de efluentes domésticos e industriais, disposição de resíduos sólidos, carregados pelas chuvas através da drenagem superficial ou, ainda, através de processos de urbanização de bacias hidrográficas.

Machado *et al.* (2015) alertam que os teores de sólidos interferem no comportamento aquático de modo similar à turbidez, e destacam que o excesso de sólidos pode afetar a comunidade aquática, por interferirem nas condições de luminosidade da água e desse modo no metabolismo dos organismos autotróficos submersos, dificultando a realização da fotossíntese, conseqüentemente prejudicando os organismos heterotróficos.

Alves *et al.* (2014) destacam que a sedimentação também pode danificar o leito dos rios que servem como substrato para o habitat de diversas espécies e incrementando os teores dos detritos orgânicos e pode causar o assoreamento, gerando problemas para a navegação e aumentando o risco de enchentes por diminuição da calha do rio.

Em síntese, a variável físico-química, Sólidos Totais Dissolvidos (STD) se constitui em medida da quantidade total de substâncias dissolvidas contidas em água ou efluente, incluindo matéria orgânica, minerais e outras substâncias inorgânicas (MOURA *et al.*, 2013).

Os sólidos presentes nos cursos d'água podem ser originados através de processos erosivos naturais ou acelerados do solo, lançamento de efluentes domésticos e industriais, disposição de resíduos sólidos no ambiente, carregados pelas chuvas através da drenagem superficial ou, ainda, através de processos de urbanização de bacias hidrográficas (BASSO e SILVA, 2013).

Desta forma, as principais fontes de sólidos na água estão associadas à intervenção humana ao meio ambiente. A urbanização promove a alteração da cobertura do solo através da colocação de pavimentos impermeáveis e implantação de dutos subterrâneos de escoamento pluvial. Essas mudanças acarretam uma redução da infiltração do solo, aumentando o escoamento superficial podendo redundar em inundações de áreas densamente povoadas (RANDOLPH, 2014).

Cardoso *et al.* (2016) informam que o excesso de sólidos pode causar danos aos peixes e à vida aquática em função da sedimentação que pode destruir organismos que fornecem alimentos, ou também danificar os leitos de desova de peixes. Os sólidos podem reter bactérias e resíduos orgânicos no fundo dos rios, promovendo decomposição anaeróbia. Além disso, afetam o orçamento dos sistemas de distribuição em função do incremento da corrosão decorrente dos altos teores de sais minerais, particularmente sulfato e cloreto, implicando em frequência mais exigida das manutenções preventivas e corretivas, além de conferir sabor às águas (CETESB, 2015).

Além disso, teores elevados de STD implicam em maior complexidade do tratamento da água para fins de abastecimento público e por consequência o custo do tratamento, pode ser tão alto justificando a troca de manancial visando atender a Portaria nº 2914 /2011 do Ministério da Saúde que estabelece valor máximo permitido de 1000 mg.L⁻¹ de STD para águas para consumo humano (CETESB, 2015). Marques (2011) afirma que o monitoramento da carga de STD permite inferências sobre o aumento de erosão em bacias hidrográficas e prognóstico quanto ao seu uso.

Em relação às condições hidro geoquímicas associadas ao aumento do volume e velocidade da água notadamente na estação chuvosa, obstruções encontradas no caminho, geram inundações cada vez mais frequentes, em localidades antropizadas (ZOLIN *et al.*, 2014).

4.3.10 Sólidos Suspensos Totais (SST)

Estudos sobre a qualidade da água em cursos naturais se revestem de elevada importância principalmente em relação às determinações pertinentes aos níveis de concentração dos sólidos distribuídas em frações fornece informações importantes para a caracterização das águas naturais (CETESB, 2015).

O parâmetro, Sólidos Suspensos Totais (SST), não tem limite empregado por leis vigentes no Brasil. Silva (1990), estabelece o valor de referência correspondente ao teor máximo de 100mg.L^{-1} em função da sua relação direta com a turbidez. Em relação ao incremento dessa variável tem sido apontado como causa principal o assoreamento do leito do rio, associado às atividades agropecuárias em bacias hidrográficas. O uso indiscriminado do solo, sem técnicas adequadas de conservação, promove o aumento da carga de sólidos suspensos, perda de nutrientes, alterações na flúvio-morfologia e qualidade da água (CAVALHEIROS *et al.*, 2013).

4.3.11 Coliformes Fecais (CF)

O propósito primário para a exigência de qualidade da água é a saúde pública. As morbidades relacionadas com a água podem ser distribuídas em:

- Patologias relativas à ingestão de água contaminada por agentes biológicos (vírus, bactérias e parasitas), através de contato direto ou por meio de insetos vetores que necessitam da água em seu ciclo biológico;
- Enfermidades associadas aos poluentes químicos provenientes de efluentes de esgotos domésticos e industriais e possibilidade de contaminar organismos de outros ambientes por meio da cadeia alimentar, uma vez que estes poluentes podem se acumular nos organismos.

Da totalidade de internações hospitalares no Brasil 32,22% são provenientes de doenças de veiculação hídrica descritas como doenças do trato intestinal, segundo dados do Sistema de Informações Hospitalares do Sistema Único de Saúde (SIH-SUS). Os resultados encontrados justificam os índices apontados de morbidade referentes a enfermidades de veiculação hídrica, fornecidas pela Organização Mundial da Saúde (OMS, 2008) no que diz respeito à relação de doenças diarreicas.

A OMS (2008) afirma que estas doenças constituem uma das principais causas de morbimortalidade em crianças na faixa de 0 a 5 anos nos países em desenvolvimento; desses, 3 a 4% redundaram em óbito. Esta realidade se expressa nos dados nacionais obtidos através percentual dos óbitos informados e pelas proporções calculadas a partir do Sistema de Informações de Mortalidade (SIM, 2007) referentes à mortalidade proporcional por doença diarreica aguda em menores de 5 anos de idade, com índice de 4,13% ao nível nacional e 2,05% ao nível do estado de Minas Gerais.

Sendo assim, o estado apresenta-se com 60,5% da média da taxa bruta padronizada pelo Ministério da Saúde, sendo este um valor relevante e reflexivo. No Brasil, a gastroenterite e outras doenças diarreicas, ocupam o primeiro lugar como causa de morbidade em todas as idades. De acordo com SIM

(2007) a taxa bruta de número de óbitos/1000 habitantes para o País é de 6,22, para Minas Gerais a mesma taxa é de 5,60. Os resultados sinalizam a existência de condições favoráveis ao desenvolvimento de acometimentos diarreicos na população mineira, sobretudo nas crianças, já que o sistema imunológico, nesta fase da vida, não apresenta resistência a estas infestações, razão pela qual, quando contaminadas, a doença se apresentará com maior severidade.

O Coliforme Fecal (CF) vem sendo aceito mundialmente, como bioindicador de poluição da água por microrganismos patogênicos. Trata-se das bactérias que vivem no sistema digestivo dos animais e não são organismos patogênicos, mas sua presença está associada a patologias por bactérias e vírus, como exemplo, febre amarela, hepatite A, gastroenterite e o cólera.

4.3.12 Nutrientes

4.3.12.1 Nitrato, Nitrito e Nitrogênio amoniacal.

O nitrogênio orgânico que toma parte no tecido de uma planta pode ser incorporado em tecidos animais pelo processo nutricional destes. A morte, seguida de decomposição, de animais e vegetais e, principalmente, as transformações sofridas pelos compostos orgânicos presentes nos esgotos, levam à formação de nitrogênio amoniacal nas águas, nas formas de amônia gasosa (NH_3) ou do íon amônio (NH_4^+).

Nas águas, o processo de oxidação biológica sofrida pela amônia, que é convertida a nitrito (NO_2^-) por um grupo de bactérias nitrificadoras chamadas *Nitrossomonas* e, posteriormente, a nitrato (NO_3^-) por outro grupo conhecido por *Nitrobacter*, chama-se nitrificação.

Nas águas naturais são identificadas diversas fontes de nitrogênio que pode ser encontrado nas formas de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato. As duas primeiras são formas reduzidas e as duas últimas, oxidadas. Tais compostos estão diretamente relacionados com processos de produção e decomposição influenciados pelo comportamento térmico da água (CETESB, 2015).

Silva *et al.* (2015) afirmam que as espécies de nitrogênio podem ser associadas às etapas de degradação da poluição orgânica. Sendo assim, nas zonas naturais de autodepuração são encontradas presenças de nitrogênio orgânico na zona de degradação, amoniacal na zona de decomposição ativa, nitrito na zona de recuperação e nitrato na zona de águas limpas. Ou seja, se for coletada uma amostra de água de um rio poluído e as análises demonstrarem predominância das formas reduzidas significa que o foco de poluição se encontra próximo; a prevalência do nitrito e nitrato denota que as descargas de esgotos se encontram distantes das localidades de amostragens (CETESB, 2015).

4.3.13 Fósforo e fósforo total

Passos *et al.* (2014) pontuam que as condições quanto ao uso e ocupação do solo afetam as concentrações de nutrientes. Fósforo e nitrogênio, em suas formas inorgânicas dissolvidas (P-PO_4^{3-} , N-NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+) são os macronutrientes essenciais para fotótrofos aquáticos. Em excesso, entretanto, podem aumentar exponencialmente as populações das algas, briófitas, pteridófitos e macrófitas. Trata-se de fenômeno biológico bem conhecido e estudado denominado eutrofização, havendo ciência quanto a suas causas e consequências, ainda que pouco se saiba quais as concentrações críticas dos nutrientes citados acima, que deflagram o processo (ABE *et al.*, 2009).

A Resolução CONAMA 357/2005 e a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG 01/2008 estabelece, para águas de Classe 2, Valor Máximo Permitido (VMP) de 75mgPt/L.

4.3.14 Clorofila a

A clorofila a é uma importante variável nos ecossistemas aquáticos, sendo o principal pigmento responsável pelo processo de fotossíntese. Pode ser considerada como um indicador do estado trófico dos ambientes aquáticos, pois indica a biomassa de algas presente no corpo hídrico (ESTEVES, 1998). A clorofila a é o tipo mais abundante, representando cerca de 75% de todos os pigmentos verdes encontrados nas plantas. É encontrada em praticamente todos os organismos que realizam fotossíntese, excetuando-se algumas bactérias fotossintetizantes que possuem pigmentos especializados. Ela possui papel fundamental no processo de fotossíntese, atuando ativamente na produção de substâncias orgânicas.

4.3.15 Índice de Estado Trófico (IET)

O conceito de estado trófico engloba diversos componentes, tais como, a carga e transporte de nutrientes, concentração de nutrientes, produtividade, número de espécimes e diversidade biológica, desse modo retrata condição fundamental em relação à qualidade da água em ambientes lóticos e lênticos (FERREIRA *et al.*, 2015). O estado trófico de um manancial é um conceito híbrido. Refere-se ao estado nutricional (especialmente devido ao fósforo) de um lago ou reservatório, mas é sempre descrito em termos da atividade biológica que ocorre como resultado dos níveis nutricionais.

4.4 Índice de Qualidade da Água (IQA)

O Índice de Qualidade das Águas foi criado em 1970, nos Estados Unidos, pela *National Sanitation Foundation*. A partir de 1975 começou a ser utilizado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Nas décadas seguintes, outros Estados brasileiros adotaram o IQA, que hoje é o principal índice de qualidade da água utilizado no país.

O IQA foi desenvolvido para avaliar a qualidade da água bruta visando seu uso para o abastecimento público, após tratamento. Os parâmetros utilizados no cálculo do IQA são em sua maioria indicadores de contaminação causada pelo lançamento de esgotos domésticos.

Os parâmetros utilizados no cálculo do IQA são em sua maioria indicadores de contaminação causada pelo lançamento de esgotos domésticos, portanto apresenta limitações relacionadas com o diagnóstico de vários indicadores importantes para o abastecimento público, tais como substâncias tóxicas (ex: metais, pesticidas, compostos orgânicos), protozoários patogênicos e substâncias que interferem nas propriedades organolépticas da água (ANA, 2015).

O IQA é composto por nove parâmetros, com seus respectivos pesos (w), que foram fixados em função da sua importância para a conformação global da qualidade da água. O IQA se baseia nos parâmetros da temperatura d'água de pH, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, coliformes fecais, nitrogênio total, fósforo total, resíduo total e turbidez.

IQA trata-se de balizador determinado por meio de resultados de análises das características físicas, químicas e biológicas da água resultante da composição dos seus parâmetros: Coliformes Termotolerantes (CT); pH; Demanda Bioquímica de Oxigênio ($DBO_{5,20}$); Fósforo Total (PTotal); Nitrogênio Total (NTotal); Oxigênio Dissolvido (OD); Resíduo Total (RTotal), Temperatura ($T^{\circ}C$) e Turbidez (NTU), sendo ponderados através dos seus respectivos pesos (w) fixados em função da sua importância (Tabela 4.4) para conformação global do IQA de acordo com as diretrizes da Agência Nacional das Águas (ANA) (ANA, 2015).

Os valores de IQA variam de 0 a 100 sendo o nível de qualidade da água validado como excelente, bom, médio, ruim e muito ruim. Para os diversos estados do Brasil são apresentados os seus respectivos valores. No o estado de Minas Gerais ao qual pertence à BHRP, os valores estão indicados na Tabela 4.5(CONAMA, 2005).

Tabela 4. 4. Parâmetros do Índice da Qualidade da Água (IQA) e respectivos pesos

Parâmetro	Peso (w)
Oxigênio Dissolvido (OD)	0,17
Coliformes Termotolerantes (CT)	0,15
Potencial Hidrogeniônico (pH)	0,12
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO _{5,20})	0,10
Temperatura da Água (T _{Água})	0,10
Nitrogênio Total (N _{Total})	0,10
Fósforo Total (P _{Total})	0,10
Turbidez (T _{NTU})	0,08
Potencial Hidrogeniônico (pH)	0,12
Resíduo Total (R _{Total})	0,08

Fonte: Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), 2005.

Tabela 4. 5. Faixas do IQA, Minas Gerais.

Faixa do IQA	Avaliação da qualidade da água
90 < IQA ≤ 100	Excelente
70 < IQA ≤ 90	Boa
50 < IQA ≤ 70	Média
30 < IQA ≤ 50	Ruim
0 < IQA ≤ 25,	Muito ruim

Fonte: Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), 2005.

4.4.1 Classificação das águas doces

A Resolução (CONAMA) nº 357/2005 estabelece que as águas doces sejam aquelas com salinidade \leq a 0,5%. A referida legislação estabelece classes de qualidade para água fluvial. Trata-se do conjunto das condições e padrões de qualidade de água necessários ao atendimento dos usos preponderantes, atuais ou futuros. Em observância a essas diretrizes são encontradas as seguintes classes que são apresentadas na Tabela 4.6.

Tabela 4. 6. Classe das águas doces e suas respectivas destinações (CONAMA), 2005.

Classe	Destinação
Especial	a) ao abastecimento para consumo humano, com desinfecção; b) a preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; e, c) a preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral
1	a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; b) a proteção das comunidades aquáticas; c) a recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme CONAMA nº 274/2000; d) a irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; e) e a proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.
2	a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; b) a proteção das comunidades aquáticas; c) a recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA nº 274/2000; d) a irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e) e a aquicultura e a atividade de pesca.
3	a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; b) a irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; c) a pesca amadora; d) a recreação de contato secundário; e) e a dessedentação de animais.
4	a) a navegação; b) e a harmonia paisagística

5 MATERIAIS E MÉTODOS

5.1 Área de estudo

Para avaliação da qualidade da água da BHRP e sua relação com a UHE – Sá Carvalho foram realizadas coletas em cinco localidades, a jusante de fontes poluidoras estacionárias e difusas.

Na seleção das estações amostrais foram adotados como critérios:

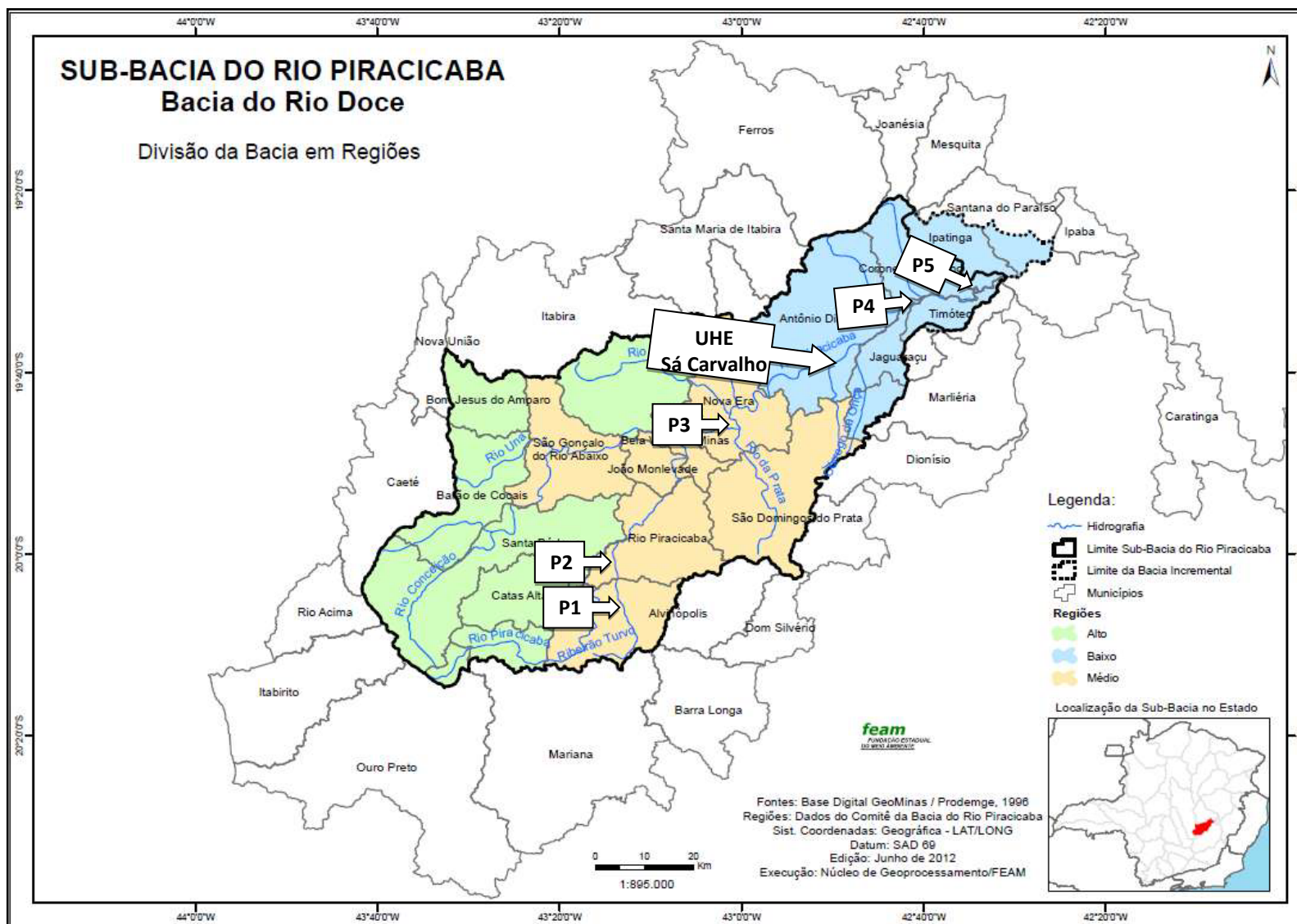
- **Incidência de lançamentos de efluentes ao longo da área de drenagem;**
- **Tributários na rede;**
- **Possíveis fontes de poluição consideradas pela avaliação do uso e ocupação do solo e acessibilidade.**

Os cinco (5) locais de coleta, as suas respectivas coordenadas geográficas, distâncias entre os pontos (em linha reta) e ocupação do solo à montante; são mostrados na Tabela 5.1.

Tabela 5. 1. Dados dos pontos de coleta

Pontos de Coleta	Coordenadas Geográficas	Distância (linha reta) km	Ocupação do Solo à Montante
P1 (Fonseca)	S 20° 09'26,4 WO 43° 17'47,3	157	Agropecuária e mineração.
P2 (Rio Piracicaba)	S 19° 55'54,2" WO 43° 10'26,2"	48	Agricultura de subsistência, pecuária e mineração.
P3 (Nova Era)	S 19° 43'50,0" WO 43° 00'51,0"	23	Agropecuária, exploração florestal, indústrias extrativas e silvicultura.
P4 (Coronel Fabriciano)	S 19° 31' 0" WO 42° 37' 0"	28	Comércio, ocupação urbana em área de risco.
P5 (Ipatinga)	S 19° 30'42,8" WO 42° 33'22,9"	39	Indústria siderúrgica e intensa aglomeração urbana.

A figura 5.1 mostra as posições geográficas dos cinco pontos de coleta na BHRP e a localização da UHE Sá-Carvalho, no município de Antônio Dias, Minas Gerais.



O ponto P1 está localizado nas proximidades da nascente do Rio Piracicaba no distrito de Fonseca em Alvinópolis a 157 km da UHE - Sá Carvalho onde o corpo aquático perde vazão em função do encontro com o barramento do reservatório. O ponto P5, em Ipatinga, é a foz do Rio Piracicaba apresentando distância correspondente a 39 km do aproveitamento hidrelétrico. As menores distâncias à UHE estão nos municípios de Nova Era (P3) e Coronel Fabriciano (P4) posicionadas respectivamente a 23 km e 28 km e na cidade de Rio Piracicaba onde estação amostral se distanciou a 48 km.

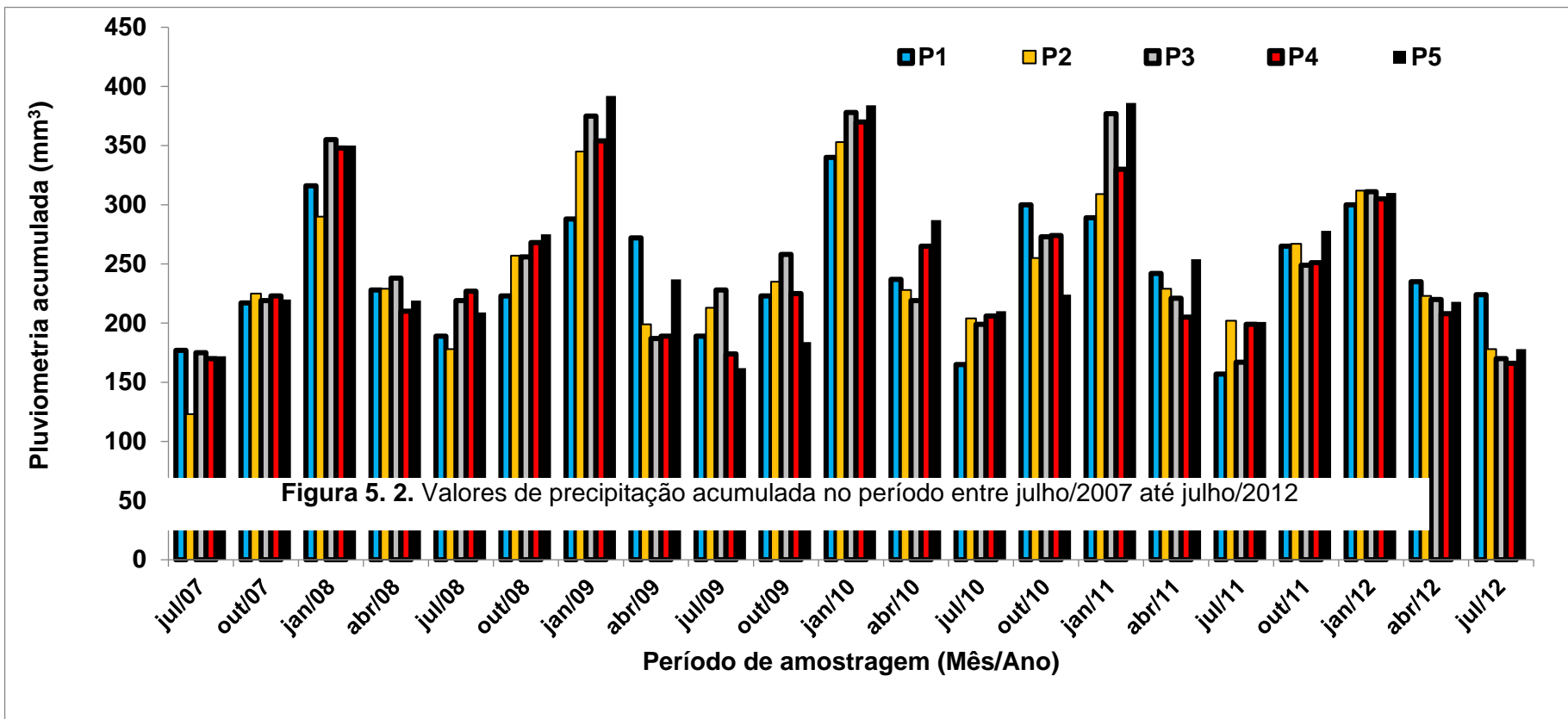
5.2 *Períodos de coleta*

Os resultados do monitoramento abrangeram períodos de estiagem, intermediário e chuvas entre julho/2007 até julho/2012 descritos abaixo:

- Períodos Chuvosos: Janeiro/(2008, 2009, 2010, 2011 e 2012);
- Períodos Secos: Julho/(2008, 2009, 2010, 2011, 2012) e
- Períodos Intermediários: Abril(2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012) e Outubro/(2007, 2008, 2009, 2010, 2011).

5.3 *Variáveis climáticas*

Com base nos dados do Instituto Nacional de Pesquisa Espacial (INPE) são apresentados na Figura 5.2 os valores de precipitação acumulada no período entre julho/2007 até julho/2012.



Fonte: Instituto Nacional de Pesquisa Espacial (INPE), 2014

Nesse contexto, foi analisada a relação entre a pluviometria e os atributos físico-químicos (OD, pH, CE, STD, etc.) em diferentes períodos para a BHRP nas localidades contempladas nesse estudo. Para cada uma das estações amostrais explicitando que existe uma grande redução na precipitação pluviométrica acumulada na estação seca em todas as estações de amostragens em função da escassez de chuvas.

5.4 Condições geofísicas e econômicas nos pontos de coleta na BHRP

Na Tabela 5.2 são apresentados os dados relativos às condições geofísicas, número de habitantes, tratamento de água e geração de esgoto nas localidades, selecionados para esse estudo. A análise dos dados explicitou a relação entre o crescimento do Produto Interno Bruto (PIB), a densidade demográfica, o consumo de água e produção de esgoto. Exemplificando, em Ipatinga (P4) se apurou que a população atingia 1.452,34 hab./km² correspondendo ao consumo 1.366.729 m³ de água superando em 1.305,94 % a demanda do município de Nova Era (P4) com apenas 48,43 hab./km². Outra questão inserida nessa problemática se refere ao possível lançamento do esgoto residencial diretamente no corpo hídrico por ligações clandestinas (ZIMMERMANN *et al.*, 2008).

Tabela 5. 2. Condições Geofísicas e Econômicas dos Pontos de Coleta na BHRP

Indicador	P1	P2	P3	P4	P5
Altitude (m)	796	639	529	250	240
Área (km ²)	240.042	337.037	361.925	221	253.098
População*	5.136	14.479	18.002	104.852	253.098
PIB** (milhões)	28.036	78.220	136.329	350.461	5.065.902
Água (m ³)***	27.734,4	78.196,00	97.211	566.201	1.336.729
Esgoto (m ³)****	22.187	65.549	77.768	112.788	1.093.383

*Estimativa do número de habitantes.

**Estimativa do PIB anual

***Estimativa do consumo de água em função do número de habitantes.

****Estimativa da geração de esgoto residencial

Fonte: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) 2015.

Outro aspecto relevante se referiu à atenção com a precipitação pluviométrica, sendo adotados ciclos pertinentes à sazonalidade climática (julho/2007 até julho/2012): estiagem, intermediário e chuvoso em todas as estações de monitoramento, em regime quadrimestral. Sendo assim, o estudo incorporou as anomalias pertinentes aos azares climáticos, como as geadas, precipitações nas formas de granizo, ventos com alta velocidade, as secas, dentre outros. Tais intempéries afetam diretamente a BHRP com repercussões na qualidade da água, valores estéticos e segurança ambiental (FARIA FILHO *et al.*, 2014).

5.5 Equipamentos utilizados nas análises

Para variáveis ambientais amostradas *in situ* (O.D., temperatura, pH, condutividade elétrica, potencial redox e STD) foram medidas utilizando uma sonda ligadas a um leitor de dados HACH HQ 40d em todas as amostragens, nas cinco estações de coleta.

Os nutrientes inorgânicos dissolvidos (N -NO₂⁻, N-NO₃⁻, N-NH₄⁺ e N – Total), tiveram suas concentrações medidas através do método complexo métrico clássico adaptado por Strickland e Parsons (1972). A leitura das absorvâncias foi feita num Espectrofotômetro MERCK modelo NOVA 400.

Para o PO₄³⁻ e P-Total foi utilizado o kit MERCK ESPECTROQUANT que é compatível com a norma alemã DIN 14848 ou APHA 1995.

Para análises dos metais: Alumínio (Al), Arsênio (As), Cálcio (Ca), Cobalto (Co), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Sódio (Na), Potássio (K), Tório (Th), Vanádio (V) e Zinco (Zn), utilizou-se a Espectrofotometria de Absorção Atômica com Geração de Hidreto (EAA-GH-VARIAN-ZEEMAN/modelo AA-200) e Espectrofotometria de Absorção Atômica de Chama (EAA-Chama-VARIAN/modelo AA-55), instalados no Laboratório de Análises Ambientais (LPA) do Centro Universitário do Leste de Minas gerais (UNILESTE-MG).

5.6 Metodologia de coleta

Para os cinco (5) pontos amostrais, foram coletadas amostras de água superficial, nas bordas do rio Piracicaba, em quadruplicata. Logo depois, misturadas em frascos de polietileno com capacidade de um litro (1,0 L). Antes da coleta os frascos foram ambientados em quatro repetições com a água do rio. Os frascos eram mergulhados no rio e virados lentamente no sentido contra a corrente até ser, completamente, preenchidos com o líquido, trabalhando-se

sempre com luvas látex para evitar a contaminação acidental. Após a coleta, foram identificadas e mantidas refrigeradas à 4°C em caixa térmica, contendo blocos de gelo (APHA, 2005).

Para higienização dos frascos, foram realizadas operações prévias de lavagem em água corrente e destilada em três repetições, logo em seguida foram submersos em banho de ácido sulfúrico (H₂SO₄) com concentração de 10 g. L⁻¹, durante vinte e quatro (24) horas. Decorrido esse tempo, os recipientes foram novamente higienizados com água destilada.

Ocorreram análises mediatas para os parâmetros físico-químicos: Cor, Sólidos Totais Suspensos (STS), Turbidez (T_{NTU}), Coliformes Termo tolerantes (CT), Demanda Bioquímica de Oxigênio com período de incubação de cinco (5) dias a 20°C (DBO_{5,20}), Fósforo Total (P_{Total}), Nitrogênio Total (N_{Total}), Oxigênio Dissolvido (OD), pH, Sólidos Totais Dissolvidos (STD), Tubidez (T_{NTU}). Além disso, nutrientes orgânicos (nitrato, nitrito, amônia, nitrogênio total e ortofosfato), série de sólidos e clorofila – a sendo observado para todos os parâmetros com metodologias propostas por APHA (2005).

Sólidos Totais em Suspensão (STS) foram determinados por gravimetria. As amostras eram analisadas tipicamente em 12 a 36 horas após a coleta.

O método utilizado na determinação da concentração de “Clorofila a”foia técnica espectrofotometria *in vitro*, descrito por Jones *et al.* (1962), onde o pigmento é extraído com um solvente orgânico. Para a extração foi utilizada 1,0 g da biomassa, fresca, em 50 mL de acetona sob maceração, durante 24 h a 5,0± 0,5°C, sob abrigo da luz, para evitar danos fotooxidativos. Em seguida, os extratos foram centrifugados a 2.000 rpm (rotações por minuto), em um centrifugador da marca Fanem, modelo 204, durante 5 minutos e o sobrenadante analisado em espectrofotômetro em comprimento de onda de 662 nm, para clorofila *a* e 646 nm para clorofila *b*. Os valores de coeficientes de extinção E_{cm}^{1%}, para clorofilas *a* e *b* em acetona, foram citados por Jones *et al.* (1962)

Para os metais as amostras foram filtradas em filtros de membrana de éster de celulose com porosidade de 0,2µm Merck Millipore. Previamente os filtros foram lavados com solução a 2% de ácido nítrico "P.A." (Pureza Analítica) e seu peso determinado. O filtrado foi armazenado em tubos tipo “falcon” de polietileno preservados com ácido nítrico de Puro (P.A.) para Análise concentrado até pH ≤ 2. Tanto o filtrado quanto o filtro foram analisados para determinação da concentração de metais por espectrofotometria de emissão atômica. Os achados permitiram avaliar o Índice de Qualidade da Água (IQA) e o Estado Trófico (IET) da BHRP no período e localidades contempladas nesse estudo.

5.7 Índice de Estado Trófico (IET)

Com base nos dados limnológicos (fósforo e clorofila a) obtidos nas análises da água foram calculados os valores relativos à relação entre o nitrogênio e o fósforo (N: P) para determinação do nutriente limitante em observação à Razão de Redfield (16N:1P), o Índice de Estado Trófico modificado para o Fósforo total (IET_{Ptotal}) e o Índice de Estado Trófico para Clorofila a (IET - Cl). O IET_{Ptotal} foi obtido a partir da Equação 1:

$$IET_{Ptotal} = 10 \times [6 - [(0,42 - 0,36 \times (\ln P_{total}) / \ln 2)] - 20 \quad (\text{Equação 1})$$

Sendo: P_{total} = concentração de fósforo total (mgL⁻¹) na superfície da água.

Além disso, foi mensurado o Índice de Estado Trófico – Clorofila a (IET – Cl) conforme apresentado na Equação 2:

$$IET (Cl) = 10x [6 - ((-0,7 - 0,6x(\ln Cl)) / \ln 2)] - 20 \quad (\text{Equação 2})$$

Sendo: Cl= Concentração de Clorofila a (mg.L^{-1}) na superfície da água.

Destaca-se que os resultados pertinentes ao IET_{Total} devem ser entendidos como uma medida do potencial de eutrofização, considerando que o nutriente se apresenta como desencadeador do fenômeno bioquímico. Em outro ângulo da problemática a mensuração do IET-Cl por sua vez, se constitui em indicador probabilístico da resposta do corpo hídrico quanto à proliferação de algas (FERREIRA *et al.*, 2015). Nesse contexto a mensuração daqueles parâmetros assume papel relevante para investigação sobre o estado trófico nas localidades desse estudo pertencentes à BHRP. Os achados foram avaliados com base na classificação do Estado Trófico para rios segundo Índice de Carlson Modificado (Tabela 5.3). Os parâmetros de interpretação dos resultados analíticos incluíram a comparação com os parâmetros estabelecidos para os ecossistemas lóticos Classe 2 (dois) conforme a Resolução Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) n.º. 357 de 17/03/2005.

Tabela 5. 3. Classificação do estado trófico para rios- Índice de Carlson Modificado

Estado Trófico	IET	IET_{Total} (mg.m^{-3})	IET – Cl (mg.m^{-3})
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$	$P \leq 13$	$Cl \leq 0,74$
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$	$13 < P \leq 35$	$0,74 < Cl \leq 1,31$
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$	$35 < P \leq 137$	$1,31 < Cl \leq 2,96$
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$	$137 < P \leq 296$	$2,96 < Cl \leq 4,70$
Supereutrófico	$63 < IET \leq 67$	$296 < P \leq 640$	$4,70 < Cl \leq 7,46$
Hipereutrófico	$IET > 67$	$640 < P$	$7,46 < Cl$

Fonte: Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), 2015.

Baseando-se nos dados disponibilizados pela CEMIG (2014) também foi possível reconhecer a qualidade da água para o reservatório da UHE – Sá Carvalho. Tais resultados foram utilizados para embasar o diagnóstico priorizando-se as externalidades com repercussões na segurança ambiental da BHRP que apresenta quadro de substancial atratividade econômica contributivo nos aspectos inerentes à sua qualidade ecológica.

Para investigar a trofia do barramento foram observados os limites segundo o Índice de Estado Trófico – Fósforo Total ($IET - P_{\text{Total}}$) e Índice de Estado Trófico- Clorofila a ($IET - Cl$) conforme Carlson (CETESB, 2015) apresentados na Tabela 5.4.

Tabela 5. 4. Classificação do estado trófico para reservatórios - Índice de Carlson

Estado Trófico	IET	Secchi-S (m)	IETP_{Total} (mg.m⁻³)	IET – Cla (mg.m⁻³)
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$	$S \geq 2,4$	$P \leq 8$	$CI \leq 1,17$
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$	$2,4 > S \geq 1,7$	$8 < P \leq 19$	$1,17 < CI \leq 3,24$
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$	$1,7 > S \geq 1,1$	$19 < P \leq 52$	$3,24 < CI \leq 11,03$
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$	$1,1 > S \geq 0,8$	$52 < P \leq 120$	$11,03 < CI \leq 30,55$
Supereutrófico	$63 < IET \leq 67$	$0,8 > S \geq 0,6$	$120 < P \leq 233$	$30,55 < CI \leq 69,05$
Hipereutrófico	$IET > 67$	$0,6 > S$	$233 < P$	$69,05 < CI$

Fonte: Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), 2015.

5.8 Metais e elementos-traço

O método quali-quantitativo utilizado nesse estudo, para determinar as concentrações dos metais e elementos-traço envolveu procedimentos específicos pertinentes à coleta das amostras *in loco*. Foram utilizadas luvas látex para evitar a contaminação acidental. As amostras foram recolhidas através de provetas e transferidas para recipientes de vidro de cor âmbar com capacidade de 1L. Naqueles recipientes as amostras foram acidificadas com ácido nítrico (HNO₃) P.A. visando à preservação das mesmas sendo devidamente etiquetadas e embaladas (CETESB, 2015).

Posteriormente as amostras foram filtradas, sendo analisados os teores dos elementos químicos, após ataque ácido a quente, segundo a metodologia da CETESB (2015).

5.9 Pluviometria do reservatório da UHE - Sá Carvalho

Os dados sobre precipitação pluviométrica na área da bacia de drenagem do reservatório da UHE - Sá Carvalho foram obtidos pelo Sistema de Meteorologia e Recursos Hídricos de Minas Gerais (SIMGE), referentes aos períodos em que ocorreram as coletas.

5.10 Métodos estatísticos para análise de dados ambientais

Ratcliff II *et al.* (2009) pontuam que a análise estatística pertinente a um conjunto de dados ambientais busca encontrar o melhor valor para este conjunto. Mingoti (2005) alerta quanto à dificuldade para se analisar dados ambientais em função dos valores perdidos. Essa condição específica pode ocorrer por diversas razões, como volume de amostra insuficiente para todas as análises, erro na transcrição de resultados, dentre outros, desse modo, a análise estatística mostra relação intrínseca com a precisão na coleta e técnicas instrumentais utilizadas.

A realidade atual relativa à poluição hídrica evidencia a necessidade de enfrentamento da dicotomia frente às abordagens com caráter qualitativo-quantitativo e desse modo embasar adequadamente o diagnóstico ambiental abrangente dos problemas que devem ser superados pela coletividade (CORDEIRO *et al.*, 2016). Nessa perspectiva, os dados relativos aos parâmetros físico-químicos que influenciam a qualidade da água da BHRP, a estatística descritiva e inferencial, foi utilizada.

Ratcliff II *et al.* (2009) pontuam que a análise estatística pertinente a um conjunto de dados ambientais busca encontrar o melhor valor para este conjunto. Mingoti (2005) alerta quanto à dificuldade para se analisar dados ambientais em função dos valores perdidos. Essa condição

específica pode ocorrer por diversas razões, como volume de amostra insuficiente para todas as análises, erro na transcrição de resultados, dentre outros, desse modo, a análise estatística mostra relação intrínseca com a precisão na coleta e técnicas instrumentais utilizadas.

Atualmente é grande a variedade de recursos computacionais voltados para a análise estatística, sendo imprescindíveis para o desenvolvimento do estudo das inúmeras variáveis interferentes nos ecossistemas, tendo em vista o diagnóstico das condições atuais e concepção das possíveis medidas mitigadoras (ARAÚJO *et al.*, 2014). Desse modo, ocorre a ampliação das experiências associando o conhecimento ambiental, matemático e estatístico (MORGADO *et al.*, 2016).

Para análise estatística, foi utilizado o software, *Statistical Package for the Social Sciences* (SPSS), versão 20.0. Este programa auxilia o usuário na identificação e determinação de parâmetros estatísticos. Para determinar o agrupamento das estações analisadas e chegar a uma conclusão sobre a possível homogeneidade ou heterogeneidade da variância dos dados analisados, foram determinados, antes do teste de ajustamento, os parâmetros de média, mediana, moda, quartil, assimetria e curtose.

5.10.1 Gráfico estatístico boxplot

O boxplot (gráfico de caixa) é um gráfico utilizado para avaliar a distribuição empírica de dados. O boxplot é formado pelo primeiro e terceiro quartil e pela mediana. As hastes inferiores e superiores se estendem, respectivamente, do quartil inferior até o menor valor não inferior ao limite inferior e do quartil superior até o maior valor não superior ao limite superior. Os limites são calculados da forma abaixo

O boxplot, ou diagrama de caixa, é um gráfico que capta importantes aspectos de um conjunto de dados através do seu resumo dos cinco números, formado pelos seguintes valores:

- Valor mínimo;
- Primeiro quartil;
- Segundo quartil;
- Terceiro quartil e
- Valor máximo.

O Boxplot é usado para avaliar a existência de *outliers* (valores extremamente altos ou baixos). A existência de *outliers* pode tanto indicar dados incorretos como dados válidos que necessitam de uma atenção especial, dependendo da análise é possível que justamente os *outliers* sejam os pontos de interesse.

Para construir um Boxplot são necessários alguns poucos dados: Primeiro Quartil, Mediana (ou Segundo Quartil), o Terceiro Quartil e o Intervalo Interquartil. Os quartis são estatísticas que dividem os seus dados ordenados em quatro conjuntos com a mesma quantidade de dados.

O gráfico de Boxplot interpreta-se da seguinte forma: A caixa (box) propriamente contém a metade 50% dos data. O limite superior da caixa indica o percentil de 75% dos dados e o limite inferior da caixa indica o percentil de 25%. A distancia entre esses dois quartis é conhecida como interquartil. A linha na caixa indica o valor de mediana dos dados.

Se a linha mediana dentro da caixa não é equidistante dos extremos, diz-se então que os dados são assimétricos. Os extremos do gráfico indicam os valores mínimo e máximo, a menos que valores *outliers* estejam presentes, nesse caso o gráfico de estende ao máximo de 1.5 vezes da distância interquartil.

Utilizando o Boxplot para cada variável categórica de lado-a-lado no mesmo gráfico, pode-se facilmente comparar os dados. Um ponto a se observar do Boxplot é a tendência em enfatizar as pontas da distribuição, os extremos dos dados.

5.10.2 Teste não paramétrico de *Kruskal-Wallis*

Em estatística, o teste de *Kruskal-Wallis* (nomeado após *William Kruskal* e *W. Allen Wallis*) é um método não paramétrico usado para testar se um conjunto de amostras que provém da mesma distribuição, sendo uma extensão do Teste de Mann-Whitney para mais de duas amostras. Ele é usado para testar a hipótese nula de que todas as populações possuem funções de distribuição iguais contra a hipótese alternativa de que ao menos duas das populações possuem funções de distribuição diferentes.

O equivalente paramétrico ao teste de *Kruskal-Wallis* é o teste F utilizado na ANOVA 1 fator. Enquanto a análise de variância dos testes depende da hipótese de que todas as populações em confronto são independentes e normalmente distribuídas, o teste de *Kruskal-Wallis* não coloca nenhuma restrição sobre a comparação. Quando o teste de *Kruskal-Wallis* conduz a resultados significativos, então pelo menos uma das amostras é diferente das restantes. O teste não identifica onde ocorrem e quantas são as diferenças (HELSEL e HIRSCH, 1992)

O equivalente paramétrico ao teste de *Kruskal-Wallis* é o teste F utilizado na ANOVA 1 fator. Enquanto a análise de variância dos testes depende da hipótese de que todas as populações em confronto são independentes e normalmente distribuídas, o teste de *Kruskal-Wallis* não coloca nenhuma restrição sobre a comparação. Quando o teste conduz a resultados significativos, então pelo menos uma das amostras é diferente das restantes. O teste não identifica onde ocorrem e quantas são as diferenças (HELSE eHIRSCH1992).

Conaginet *al.* (2008) reforçam que os testes de comparações múltiplas entre médias de tratamento são de grande importância na pesquisa aplicada. Os pesquisadores reforçam que a utilização de um teste é realizada quando a análise de variância identifica existência de efeito significativo dos tratamentos a um determinado nível de significância, de modo que se decide rejeitar a hipótese de nulidade (pelo menos um contraste ortogonal entre tratamentos diferente de zero).

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Temperatura da água

Nas localidades desse estudo da BHRP a temperatura da água foi medida *in situ* às suas margens em todos locais de amostragens, indicados na tabela 6.1 e Figura 6.1.

Tabela 6. 1. Resultados obtidos da temperatura da água (°C)

Período de coleta	Estação Amostral				
	P1	P2	P3	P4	P5
jul/07	18,1	18,5	19,8	22,1	23,5
out/07	22,4	23,7	28,3	27,1	27,4
jan/08	23,4	24,1	27,7	29,8	29,6
abr/08	22,8	23,7	26,9	28,4	28,7
jul/08	20,3	20,6	21,1	21,4	21,5
out/08	25,4	25,9	26,3	27,4	25,5
jan/09	27,4	25,9	26,7	27,6	26,9
abr/09	26,7	21,1	21,4	26,7	26,2
jul/09	17,5	19,6	20,8	20,5	25,7
out/09	26,7	26,8	26,8	26,7	26,8
jan/10	28,4	28,3	27,5	28,4	28,3
abr/10	29,1	30,8	31,2	29,1	30,8
jul/10	18,5	18,8	18,9	19,1	19,3
out/10	26,6	29,1	29,2	27,7	29,1
jan/11	27,1	29,8	30,1	29,1	30,8
abr/11	22,6	23,5	25,5	25,8	26,1
jul/11	19,7	19,4	19,2	19,7	19,4
out/11	24,3	27,6	28,7	24,3	27,6
jan/12	23,1	23,8	27,4	29,1	29,4
abr/12	26,9	28,4	25,7	26,9	28,4
jul/12	21,2	19,4	19,7	21,2	19,4

Constatou-se que as temperaturas da água variaram em valor médio mínimo correspondente a 17,5 °C em P1 (julho/2009) até o valor médio máximo de 31,2 °C em P3 (março/2011). Além disso, nas demais localidades desse estudo os menores valores médios foram em P1=17,5°C; P2=18,5°C; P4 = 19,1°C; e P5= 19,3°C. O CONAMA 357/05 (CONAMA, 2005), estabelece como limite o valor de 40°C. Desta forma, os valores encontrados neste estudo estão de acordo com a legislação consultada. (Figura 6.1).

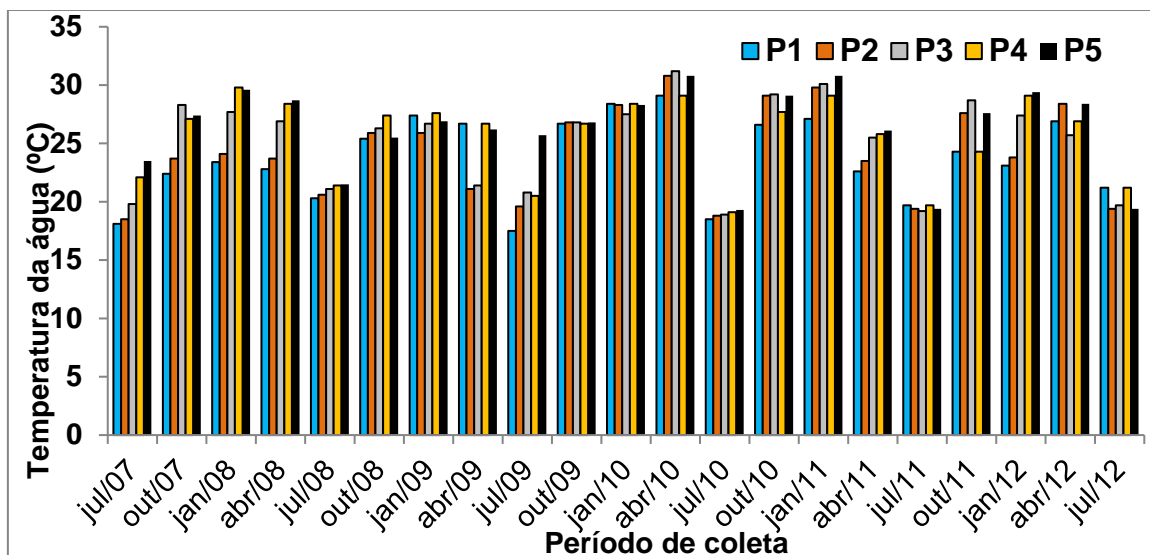


Figura 6. 1. Resultados da Temperatura da água no período de jul/2007 a jul/2012.

Nos reservatórios a temperatura decresce da superfície para o fundo. O lago apresenta então, gradiente vertical de temperatura, equivalente a uma estratificação em camadas de água com uma densidade crescente de acordo com a profundidade. Os fenômenos da estratificação não são permanentes e dependem das estações do ano. Tais condições podem afetar o equilíbrio biológico do ecossistema. Especificamente, na camada superior a produção de oxigênio durante a fotossíntese por organismos autotróficos é maior do que na camada profunda onde a atividade biológica é fraca (PRITCHARD *et al.*, 2014).

De modo geral, as temperaturas da água nas estações de amostragens da BHRP ficaram abaixo daquelas detectadas no reservatório da UHE – Sá Carvalho (Tabela 6.2) (CEMIG, 2016). Além disso, os achados indicaram a ocorrência de um perfil de estratificação térmica na água represada em todos os períodos de amostragens.

Alcântara *et al* (2010) pontuam que essa diferença de temperatura em águas de reservatórios se deve, principalmente, à radiação de onda curta identificada no espectro solar e temperatura do ar. Em período de estiagem, a temperatura da água é menor devido a menor radiação de onda curta. Além disso, nesse período seco, o reservatório pode sofrer influência de frentes frias (ALCÂNTARA *et al.*, 2010). Os resultados desse estudo mostram concordância com os achados de Marques (2011) para UHE – Lajeado na divisa dos municípios de Miracema do Tocantins e Palmas (TO).

Tabela 6. 2. Temperatura da água (°C) no reservatório da UHE – Sá Carvalho

Reservatório	Junho/2007	Novembro/2007	Junho/2008	Novembro/2008
SCLI 01	22,4	27,9	22,4	27,9
SCLI 02S	21,4	26,7	21,4	26,7
SCLI02 ^{1/2} ZF	-	26,7	-	26,7
SCI02F	-	26,6	-	26,6
SCLI 03S	20,0	26,9	20,0	26,9
SCLI03F	18,9	32,9	18,9	32,9
SCLI 04S	18,0	29,2	18,0	29,2
SCLI 05S	19,9	29,2	19,9	29,2
Reservatório	Junho/2009	Novembro /2009	Junho/2010	Novembro /2010
SCLI 01	18,4	27,8	22,5	27,5
SCLI 02S	20,8	26,9	21,6	26,9
SCLI02 ^{1/2} ZF	20,7	27,4	-	27,3
SCI02F	20,5	27,6	-	26,9
SCLI 03S	19,8	28,6	20,3	33,4
SCLI03F	18,7	31,6	19,3	32,8
SCLI 04S	18,4	29,5	19,0	28,7
SCLI 05S	19,3	29,7	19,1	28,8
Reservatório	Junho/2011	Novembro /2011	Junho/2012	Novembro /2012
SCLI 01	18,1	27,3	20,8	22,2
SCLI 02S	21,4	33,2	22,1	23,7
SCLI02 ^{1/2} ZF	21,4	27,3	20,9	23,2
SCI02F	21,0	22,3	20,7	22,9
SCLI 03S	21,4	26,3	22,2	23,5
SCLI03F	20,8	25,9	22,1	24,6
SCLI 04S	20,7	25,7	22,0	24,7
SCLI 05S	21,2	26,1	22,2	24,8

Fonte: Companhia Energética do estado de Minas Gerais (CEMIG), 2016.

6.2 Potencial Hidrogeniônico (pH)

Os resultados obtidos de pH das águas na BHRP, para estações amostrais, são apresentados na Figura 6.2. Os valores medidos dos pontos P1, P2 e P3 estão em média, dentro da faixa estabelecidos pela resolução CONAMA 357/2005, para águas classe 2, entre 6 e 9. Em P3 e P5 no mês de julho/2008, ocorreram valores de pH abaixo de 6, provavelmente decorrente aos valores de baixa precipitação acumulada neste período, P4 = 227 mm³ e P5 = 227 mm³ (Figura 6.2).

Para Sabará (1999) o pH se apresenta mais elevado em regiões com drenagem de atividades agropastoris, não sendo evidenciada essa condição em P1 localidade onde a economia se sustenta em função da produção de eucalipto e outras atividades agrícolas.

O aumento do pH em P5 na estação chuvosa pode ser atribuído ao escoamento superficial em áreas urbanizadas, bem como a introdução de metais alcalinos provenientes das soluções utilizadas na limpeza de sanitários, desengraxantes e outros produtos utilizados comumente pela população. Em P5, município de Ipatinga, existe uma densidade populacional elevada e maior conglomerado industrial, conforme mencionado QUEIROZ *et al.* (2015).

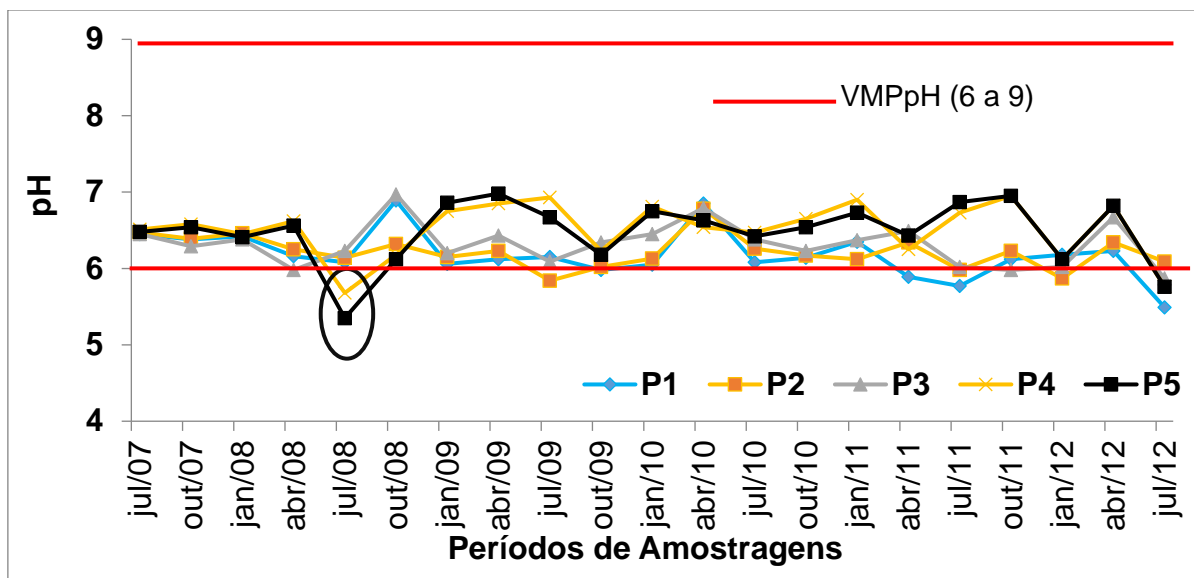


Figura 6. 2. Resultados do pH nas estações amostrais.

O pH encontrado para as águas do reservatório apresentou preponderantemente caráter levemente ácido ou próximo ao neutro (Tabela 6.3) exibindo adequação aos limites estabelecidos no CONAMA 357/2005. Além disso, evidenciando relação com as características geológicas do solo onde foi instalada a UHE - Sá Carvalho (CEMIG, 2016).

Trata-se de solo com embasamento cristalino granito-gnáissico, muito ácido, desse modo, apresentam baixos teores de cálcio, magnésio e potássio. Em consequência, o solo apresenta baixa Capacidade de Troca de Cátions (CTC) a decomposição da matéria orgânica é mais rápida e a absorção de água pelas plantas é maior em comparação com os alcalinos (FINATO *et al.*, 2015).

Os resultados do pH nas águas do reservatório da UHE – Sá Carvalho (Tabela 6.3) exibiram valor médio mínimo correspondente a 6,54 na estação seca e 6,89 na estação chuvosa em SCLLI03F. Os achados para o pH da água do reservatório são concordantes aos identificados por Nascimento *et al.* (2013) para o reservatório da UHE – Itumbiara, no triângulo mineiro, com valores de pH em média 7,63 (mais próximo do rio) e 6,99 (mais próximo da barragem).

Novamente as condições físico-químicas no reservatório se mostraram apropriadas constituindo-se em fator tolerável para diversas espécies aquáticas. Silveira *et al.* (2014) informam que pH entre 7 e 8 são, geralmente, considerados adequados para o desenvolvimento dos peixes de água doce.

Tabela 6. 3. pH da água no reservatório da UHE – Sá Carvalho

Reservatório	Junho/2007	Novembro/2007	Junho/2008	Novembro/2008
SCLI 01	7,31	7,12	7,42	7,49
SCLI 02S	7,43	8,00	7,65	7,75
SCLLI02 ^{1/2} ZF	7,22	7,02	7,17	7,54
SCI02F	6,84	7,25	7,08	7,36
SCLI 03S	6,87	7,54	7,48	7,47
SCLLI03F	6,54	6,89	7,54	7,59
SCLI 04S	6,69	7,01	7,38	7,43
SCLI 05S	6,75	6,97	7,27	7,52

Reservatório	Junho /2009	Novembro/2009	Junho /2010	Novembro/2010
SCLI 01	7,66	7,29	6,79	6,95
SCLI 02S	6,87	6,95	6,87	7,15
SCLI02 ^{1/2} ZF	6,85	7,15	6,85	7,40
SCI02F	6,78	7,32	6,94	7,32
SCLI 03S	6,75	7,34	6,92	7,37
SCLI03F	6,94	7,37	6,94	7,53
SCLI 04S	7,11	7,46	7,05	7,33
SCLI 05S	6,99	7,24	6,99	7,35
Reservatório	Junho/2011	Novembro/2011	Junho /2012	Novembro/2012
SCLI 01	7,66	7,29	6,79	7,37
SCLI 02S	8,03	6,95	6,87	7,33
SCLI02 ^{1/2} ZF	7,4	7,15	6,85	7,42
SCI02F	6,72	7,53	6,78	7,32
SCLI 03S	6,75	7,32	6,94	6,75
SCLI03F	-	-	-	-
SCLI 04S	7,2	7,46	6,99	7,03
SCLI 05S	7,05	7,33	7,04	7,11

Fonte: Companhia Energética do estado de Minas Gerais (CEMIG), 2016

6.3 Condutividade Elétrica (CE)

Em relação à condutividade elétrica (Figura 6.3) se constatou que em P1 foram identificados os menores resultados, enquanto que P5 apresentou os valores mais elevados. Os achados sugeriram relação com a carga de efluentes industriais. Além disso, os dados mensurados apresentaram conformidade com a Resolução CONAMA nº 357/2005 que estabelece que a condutividade elétrica da água bruta não deve ultrapassar $100\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

Os resultados sugeriram possibilidade da intensificação da salinização da água subterrânea condicionada pela estrutura hidro geoquímica, tal como, tipo de solo e carga de Sólidos Totais Dissolvidos (STD) no corpo aquático (MELO *et al.*, 2007).

Constataram-se fortes oscilações sendo encontrado na estação chuvosa o valor mínimo correspondente a $24,8\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ em SCLI03F até o máximo de $43,6\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ em SCLI 03S, enquanto na estação seca foram identificados os valores mais elevados $83,4\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ em SCLI03S até $92,0\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ em SCLI 05S (Tabela 6.4).

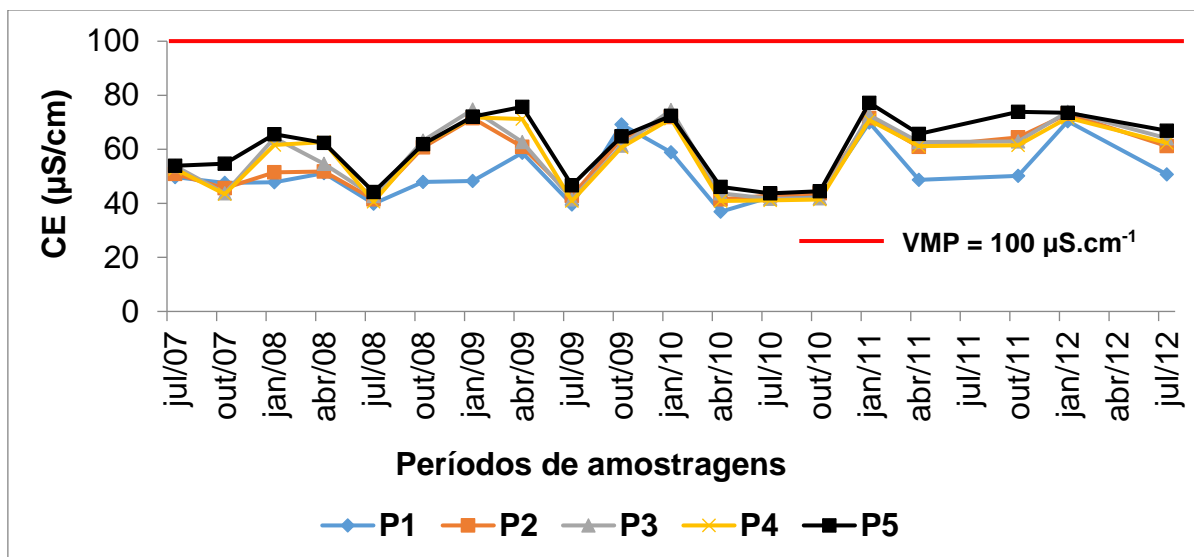


Figura 6. 3. Resultados da Condutividade Elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$)

Tabela 6. 4. CE ($\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$) no reservatório da UHE – Sá Carvalho.

Reservatório	Junho/2007	Novembro/2007	Junho /2008	Novembro/2008
SCLI 01	56,4	36,5	54,8	41,1
SCLI 02S	57,5	37,3	57,9	39,6
SCLI02 ^{1/2} ZF	53,1	38,5	58,5	39,2
SCI02F	51,5	36,7	52,3	42,3
SCLI 03S	58,4	41,2	55,8	43,6
SCLI03F	52,8	28,9	51,8	24,8
SCLI 04S	45,5	32,2	47,6	33,6
SCLI 05S	48,0	32,6	48,4	27,6
Reservatório	Junho /2009	Novembro/2009	Junho /2010	Novembro/2010
SCLI 01	55,6	41,8	51,4	41,0
SCLI 02S	57,8	47,4	60,2	37,2
SCLI02 ^{1/2} ZF	54,4	41,6	58,7	36,5
SCI02F	56,5	36,9	59,2	34,8
SCLI 03S	50,6	38,8	63,8	42,3
SCLI03F	48,8	33,5	52,8	32,4
SCLI 04S	52,7	29,8	46,3	35,8
SCLI 05S	48,7	30,8	44,0	36,4
Reservatório	Junho /2011	Novembro/2011	Junho /2012	Novembro/2012
SCLI 01	51,8	41,9	50,8	42,3
SCLI 02S	59,4	38,7	56,7	39,7
SCLI02 ^{1/2} ZF	68,3	39,5	61,1	38,7
SCI02F	71,1	36,7	64,7	32,9
SCLI 03S	73,3	37,8	83,4	36,2
SCLI03F	52,9	29,6	82,4	29,5
SCLI 04S	54,8	39,7	80,5	42,0
SCLI 05S	58,0	33,2	92,0	41,5

Fonte: Companhia Energética do estado de Minas Gerais (CEMIG), 2016

As águas do reservatório da UHE- Sá Carvalho com influência do rio Piracicaba se apresentaram heterogêneas em relação à condutividade, e mostrando significativa influência da precipitação pluviométrica. Os maiores valores de condutividade elétrica sugerem relação com a lavagem de sais da zona não saturada, resultante de chuvas em períodos anteriores. Vale destacar que o comportamento sazonal da condutividade elétrica em reservatórios hidrelétricos foi observado por outros autores, podendo ser citados Marques (2011), Lemos *et al.* (2010), Zaccaria *et al.* (2010) e Burle *et al.* (2011).

6.4 Oxigênio Dissolvido (OD)

O Rio Piracicaba apresentou em todos os pontos de amostragens boas condições de oxigenação (Figura 6.4) sendo encontrados valores médios em P1 de 5,95 mg.L⁻¹O₂; P2 de 5,58 mg.L⁻¹ O₂, P3 de 5,56 mg.L⁻¹ O₂, P4 de 5,36 mg.L⁻¹ O₂ e P5 de 5,21 mg.L⁻¹ O₂ apresentando assim valores mais elevados que o valor correspondente à 5,00 mg.L⁻¹ O₂ exigido para rios de classe 2 conforme CONAMA 357/2005. Quanto à variação espacial os menores valores de OD foram registrados em P5 e os maiores em P1, e sazonalmente foram menores durante o período de estiagem do que no período chuvoso.

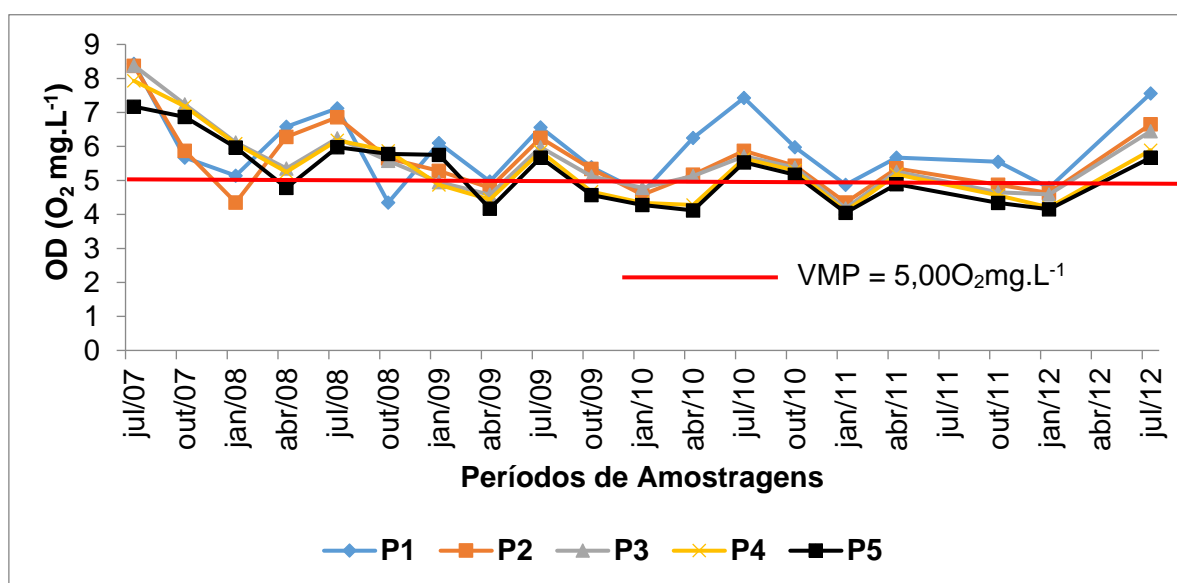


Figura 6. 4. Resultados da concentração de Oxigênio Dissolvido(OD) (O₂ mg.L⁻¹).

Os menores valores de OD foram detectados em P2 estação amostral mais próxima da UHE – Sá Carvalho. Assim, pode-se associar esse perfil ao fato de que a água com baixa turbulência nos lagos das usinas hidrelétricas promove a estratificação térmica e eutrofização e deste modo, diminuem o OD. Em paralelo foram detectadas condições agravantes, tais como, utilização de fertilizantes na agricultura, poluição hídrica oriunda das indústrias e residências. Trata-se de fatores contributivos que levam à alteração no OD e da qualidade da água (GARNIER *et al.*, 2013).

Em geral os sítios de amostragem no reservatório mostraram teores adequados de oxigênio sendo superiores a 5,00 mg.L⁻¹ de O₂, conforme apresentado na Tabela 6.5. Detectou-se condição contrária ao padrão ambiental somente em SC-L105S sendo apurado o valor de 4,00 mg.L⁻¹ de O₂ na estação chuvosa, possivelmente associada ao incremento nas reações de

oxidação da matéria orgânica dissolvida e presente no sedimento (demanda bentônica) e a nitrificação em função das temperaturas mais elevadas (ZELANO *et al.*, 2013). As boas condições de oxigenação favoreceram o desenvolvimento dos espécimes aquáticos e sendo assim no monitoramento da ictiofauna não foram evidenciados impactos significativos que apresentassem ligação direta com as atividades desenvolvidas na UHE - Sá Carvalho (CEMIG, 2015).

Tabela 6. 5. OD (O₂ mg.L⁻¹) no reservatório da UHE – Sá Carvalho

Reservatório	Junho/2007	Novembro /2007	Junho/2008	Novembro /2008
SCLI 01	4,37	6,61	5,43	6,81
SCLI 02S	-	-	-	-
SCLI02 ^{1/2} ZF	5,55	7,09	5,73	6,43
SCI02F	5,43	5,83	5,69	6,68
SCLI 03S	5,79	7,32	5,88	6,52
SCLI03F	-	-	-	-
SCLI 04S	5,81	7,58	7,21	7,49
SCLI 05S	5,13	7,53	7,28	7,30
Reservatório	Junho/2009	Novembro /2009	Junho/2010	Novembro /2010
SCLI 01	5,10	6,66	5,50	6,77
SCLI 02S	-	-	-	-
SCLI02 ^{1/2} ZF	5,38	7,07	5,7	6,39
SCI02F	5,64	5,43	5,65	6,59
SCLI 03S	5,75	7,32	5,85	6,57
SCLI03F	-	-	-	-
SCLI 04S	5,74	7,52	7,08	7,47
SCLI 05S	5,18	7,56	7,15	7,38
Reservatório	Junho/2011	Novembro /2011	Junho/2012	Novembro /2012
SCLI 01	5,40	6,79	5,60	6,63
SCLI 02S	-	-	-	-
SCLI02 ^{1/2} ZF	5,58	7,15	5,6	6,47
SCI02F	5,46	5,22	5,54	6,34
SCLI 03S	5,38	7,17	5,75	6,56
SCLI03F	-	-	-	-
SCLI 04S	5,70	7,42	7,05	7,42
SCLI 05S	5,22	7,46	7,11	7,33

Fonte: Companhia Energética do estado de Minas Gerais (CEMIG), 2016.

6.5 Carbono Orgânico Dissolvido (COD)

Os resultados obtidos do Carbono Orgânico Dissolvido (COD), Figura 6.5, evidenciaram variações significativas. Parte da matéria orgânica natural com partículas menores que 0,45µm, principalmente entre as estações com diferentes índices de precipitação pluviométrica, explicitando a importância da autodepuração do corpo aquático, conforme enfatizado por Noriega *et al.* (2013). A capacidade natural de autodepuração pode ser comprometida pelo decaimento do Oxigênio Dissolvido (OD) em função do grau de poluição orgânica (IGAM, 2015).

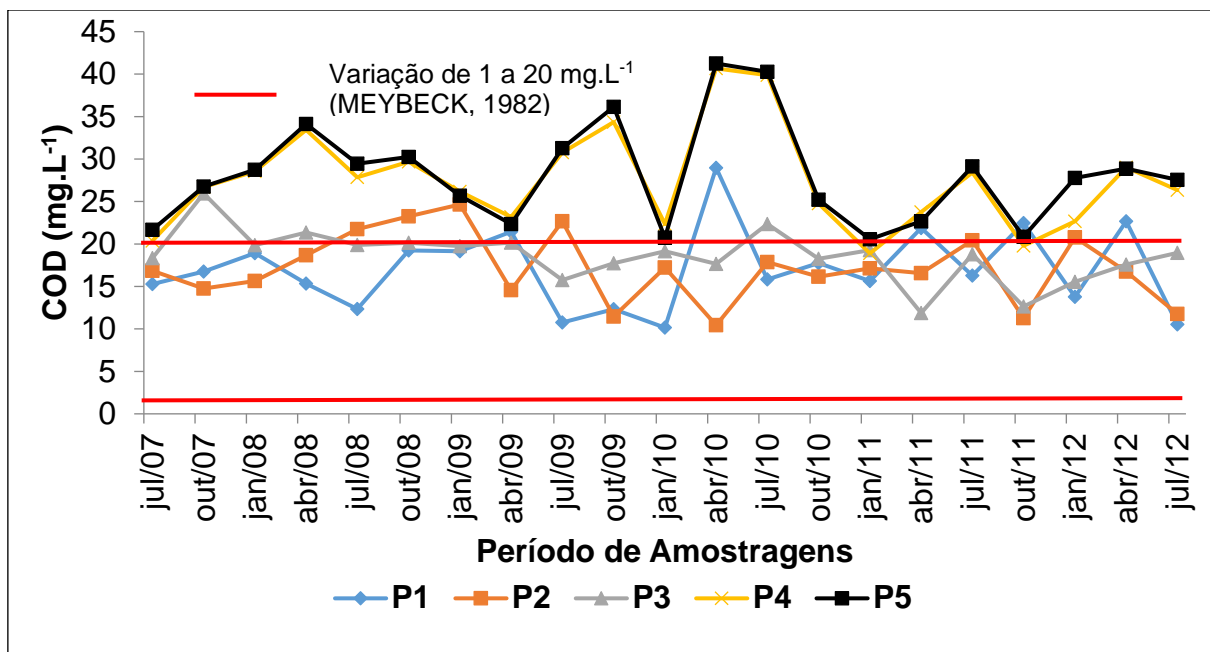


Figura 6. 5. Resultados do Carbono Orgânico Dissolvido (COD) (mg.L⁻¹)

Segundo Meybeck (1982), a concentração de carbono orgânico dissolvido na água de rio naturais mundiais é geralmente entre 1 e 20 mg.L⁻¹. Nas variações geográficas é notável que os níveis de COD sejam ligados a características climáticas: rios de região de taiga podem apresentar um COD relativamente com maior valor (10 mg.L⁻¹) do que aqueles das regiões tropicais úmidas (6 mg.L⁻¹), e de zonas temperadas (3 mg.L⁻¹), enquanto quantidades inferiores podem ser encontrados nos rios de regiões de tundra.

Os resultados obtidos de COD na BHRP, identificou-se relação positiva entre o crescimento no aporte dos substratos orgânicos pigmentados, relacionados com a heterotrofia aquática (BIANCHINI Jr. *et al.*, 2014) e incremento na disponibilidade do gás carbônico lixiviado no rio Piracicaba. Vale destacar que diversos estudos confirmam forte interação entre a COD e íons de metálicos com produção de quelantes solúveis, favorecendo os mecanismos de transporte daqueles poluentes na coluna d'água (BEZERRA *et al.*, 2009; Kuerten *et al.*, 2013).

Entretanto, o monitoramento da qualidade da água realizado para o reservatório da UHE – Sá Carvalho não incorporou resultados quanto à mensuração do COD. Destaca-se que a Resolução CONAMA 357/2005 não apresenta valores limites específicos para aquela variável ambiental.

6.6 Turbidez (NTU)

Os resultados obtidos para Turbidez, da água estão mostrados na Figura 6.6, expresso em Unidades Nefelométricas de Turbidez (NTU), com medição a 90°. Os menores valores de turbidez ocorreram em P1 explicitando relação com a maior preservação da mata ciliar em comparação com as demais estações amostrais. A turbidez demonstrou nítida relação com elevação da pluviometria sendo detectados valores bastante elevados em P5 possivelmente por se tratar de braço de rio, onde a carga de material em suspensão é maior do que nos demais pontos.

Os maiores valores na estação chuvosa podem estar associados ao aporte de material alóctone nas microbacias pelo escoamento superficial. Vale destacar que a elevada turbidez e a correnteza da água, possivelmente não permitiram a formação de florações.

Nesse estudo, constatou-se o atendimento da Resolução CONAMA 357/2005 e Deliberação Normativa do Conselho de Política Ambiental (COPAM) conjunta COPAM/CERH-MG 01/2008, estabelecem o Valor Máximo Permitido (VMP) correspondente a 100 NTU para as águas doces de Classe 2 (Figura 6.6) nos períodos de amostragens.

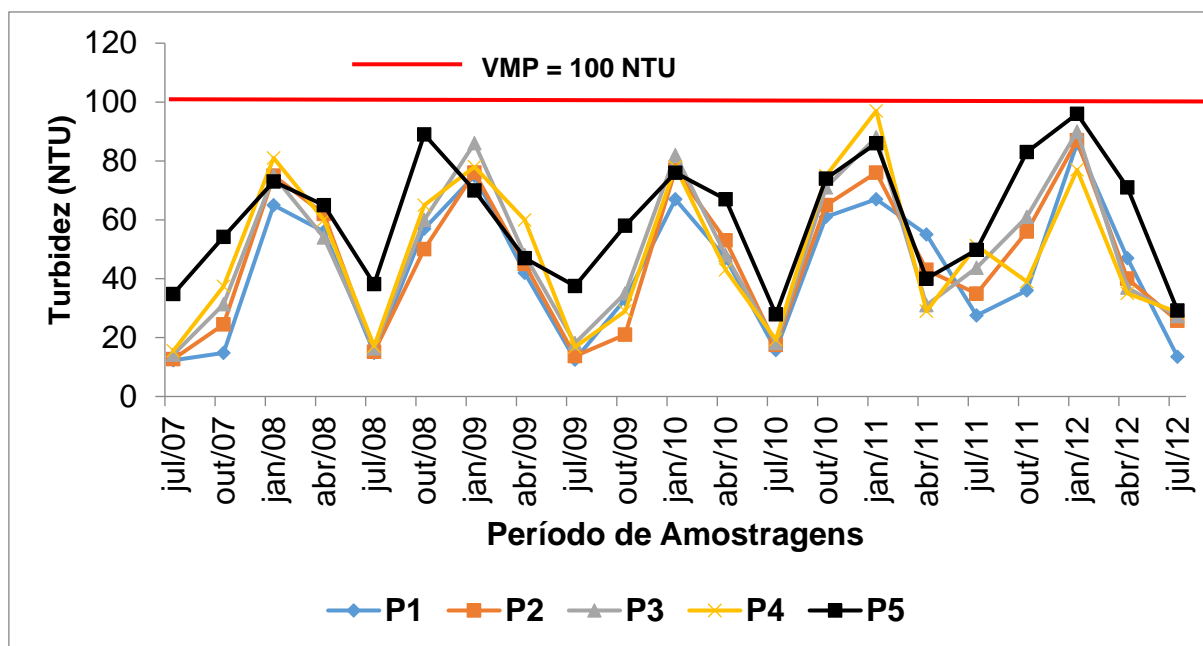


Figura 6. 6. Resultados de Turbidez (NTU)

Em relação ao reservatório da UHE – Sá Carvalho é importante ressaltar que as barragens geram uma redução das velocidades da corrente provocando a deposição gradual dos sedimentos, carregados pelo curso de d’água, ocasionando o assoreamento, diminuindo gradativamente a capacidade de armazenamento desse compartimento ambiental e podendo inviabilizar as operações inerentes ao seu aproveitamento, além de ocasionar outros transtornos ambientais (CARVALHO e CUERVO, 2013). Nesse contexto, foi possível mediante a análise dos resultados da turbidez constatar que as mais amplas variações e picos de turbidez são bem amortecidos por efeito de sedimentação notadamente na estação seca. Os períodos com chuva favorecem o arraste de partículas para dentro do corpo d’água e desse modo aumentando os valores de turbidez (Tabela 6.6).

Tabela 6. 6. Turbidez (NTU) no reservatório da UHE – Sá Carvalho.

Reservatório	Junho/2007	Dezembro/2007	Junho 2008	Dezembro/2008
SCLI 01	16,4	96,5	14,8	41,1
SCLI 02S	7,5	97,3	17,9	39,6
SCLI02 ^{1/2} ZF	8,1	98,5	28,5	39,2
SCI02F	31,5	96,7	22,3	42,3
SCLI 03S	38,4	91,2	35,8	43,6
SCLI03F	12,8	98,9	31,8	24,8
SCLI 04S	4,5	92,2	7,6	33,6
SCLI 05S	5,8	92,6	8,4	27,6
Reservatório	Junho /2009	Novembro/2009	Junho /2010	Novembro/2010
SCLI 01	15,6	91,8	31,4	81,0
SCLI 02S	17,8	87,4	30,2	97,2
SCLI02 ^{1/2} ZF	14,4	81,6	48,7	86,5
SCI02F	16,5	86,9	49,2	74,8
SCLI 03S	10,6	88,8	43,8	72,3
SCLI03F	8,8	83,5	52,7	82,4
SCLI 04S	12,7	79,8	46,3	85,8
SCLI 05S	14,5	80,8	44,0	86,4
Reservatório	Junho /2011	Novembro/2011	Junho /2012	Novembro/2012
SCLI 01	21,8	91,9	30,8	92,3
SCLI 02S	29,4	88,7	36,7	89,7
SCLI02 ^{1/2} ZF	28,3	89,5	31,1	88,7
SCI02F	31,1	86,7	34,7	82,9
SCLI 03S	33,3	87,8	33,4	86,2
SCLI03F	32,9	89,6	32,4	89,5
SCLI 04S	34,8	89,7	30,5	82,0
SCLI 05S	28,0	93,2	32,0	81,5

Fonte: Companhia Energética do estado de Minas Gerais (CEMIG), 2016.

6.7 Cor verdadeira (CV)

A cor verdadeira das águas analisadas, nas estações amostrais, é indicada na Figura 6.7. O monitoramento da BHRP indicou que os resultados obtidos para a cor da água podem ser atribuídos à intensificação dos usos do solo na bacia de drenagem (atividades agropecuárias, extrativismo mineral, ocupação urbana, manejo inadequado do solo, etc.), ao longo do tempo, associados, ainda, à influência da elevação da precipitação pluviométrica conforme observado por Miranda *et al.* (2016). Além disso, foram mensurados valores acima do VMP em todas as estações de monitoramento no período chuvoso.

A Resolução CONAMA 357/2005 e a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG 01/2008 estabelece, para águas de Classe 2, Valor Máximo Permitido (VMP) de 75mgPt/L.

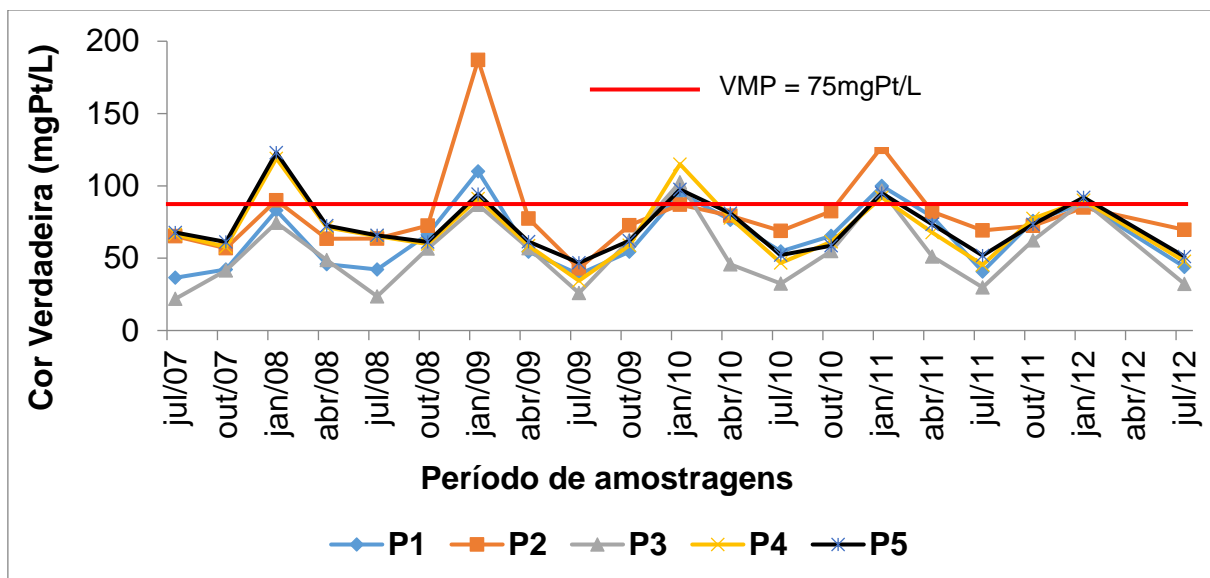


Figura 6. 7. Resultados da Cor verdadeira(mgPt/L)

Em relação à cor da água no reservatório da UHE – Sá Carvalho foi possível identificar que o incremento da densidade pluviométrica contribuiu diretamente para aporte de sedimentos e arraste de substâncias dissolvidas provenientes do húmus (matéria orgânica degradada de origem vegetal), plâncton, dentre outras (MIRANDA *et al.*, 2016).

Os valores situaram-se entre < 2,5mgPt/L e >100mgPt/L (Tabela 6.7) considerando todos os pontos amostrados. De maneira geral, ocorreram maiores valores da cor em todos os pontos de monitoramento do reservatório no período chuvoso (dezembro) e menores valores, na estação seca (junho). Os achados demonstraram, mais uma vez, a influência da bacia de contribuição para a qualidade da água do reservatório da UHE – Sá Carvalho.

Estes resultados demonstram, mais uma vez, a influência das chuvas na variação deste parâmetro. Arcova e Cicco (1999) informam que microbacias com uso agrícola apresentam valores maiores de cor do que aquelas com mata ciliar. Entende-se aí, a relevância da bacia de contribuição em relação aos achados da cor para o reservatório.

Tabela 6. 7. Cor verdadeira (mgPt/L) no reservatório da UHE – Sá Carvalho

Reservatório	Junho/2007	Dezembro/2007	Junho 2008	Dezembro/2008
SCLI 01	<2,5	>100	<2,5	>100
SCLI 02S	-	-	-	-
SCLI02 ^{1/2} ZF	10	10	14	12
SCI02F	20	20	25	26
SCLI 03S	<2,5	>100	<2,5	>100
SCLI03F	<2,5	-	<2,5	-
SCLI 04S	3,5	>100	3,8	>100
SCLI 05S	5,2	>100	5,7	>100
Reservatório	Junho /2009	Novembro/2009	Junho /2010	Novembro/2010
SCLI 01	<2,5	>100	<2,5	>100
SCLI 02S	-	-	-	-
SCLI02 ^{1/2} ZF	13	17	15	13
SCI02F	22	23	29	24
SCLI 03S	<2,5	>100	<2,5	>100
SCLI03F	<2,5	-	<2,5	-
SCLI 04S	3,9	>100	4,1	>100
SCLI 05S	6,1	>100	6,2	>100
Reservatório	Junho /2011	Novembro/2011	Junho /2012	Novembro/2012
SCLI 01	<2,5	>100	<2,5	>100
SCLI 02S	-	-	-	-
SCLI02 ^{1/2} ZF	8,7	25	18	22
SCI02F	15,29	30	32	29
SCLI 03S	<2,5	>100	<2,5	>100
SCLI03F	<2,5	-	<2,5	-
SCLI 04S	4,2	>100	5,1	>100
SCLI 05S	6,4	>100	5,2	>100

Fonte: Companhia Energética do estado de Minas Gerais (CEMIG), 2016.

6.8 Sólidos Totais Dissolvidos (STD)

Na BHRP os valores mensurados de Sólidos Totais Dissolvidos(STD), indicados na Figura 6.8, ficaram muito abaixo do limite CONAMA 357/2005 correspondente a 500 mg.L⁻¹ para águas Classe 2.

Os resultados diferiram entre os períodos seco intermediário e chuvoso, explicitando as consequências do desmatamento da bacia, devido às chuvas, o escoamento superficial arrasta partículas do solo aumentando a concentração daquelas substâncias nas águas superficiais, além de favorecer a erosão das margens e assoreamento do corpo aquático.

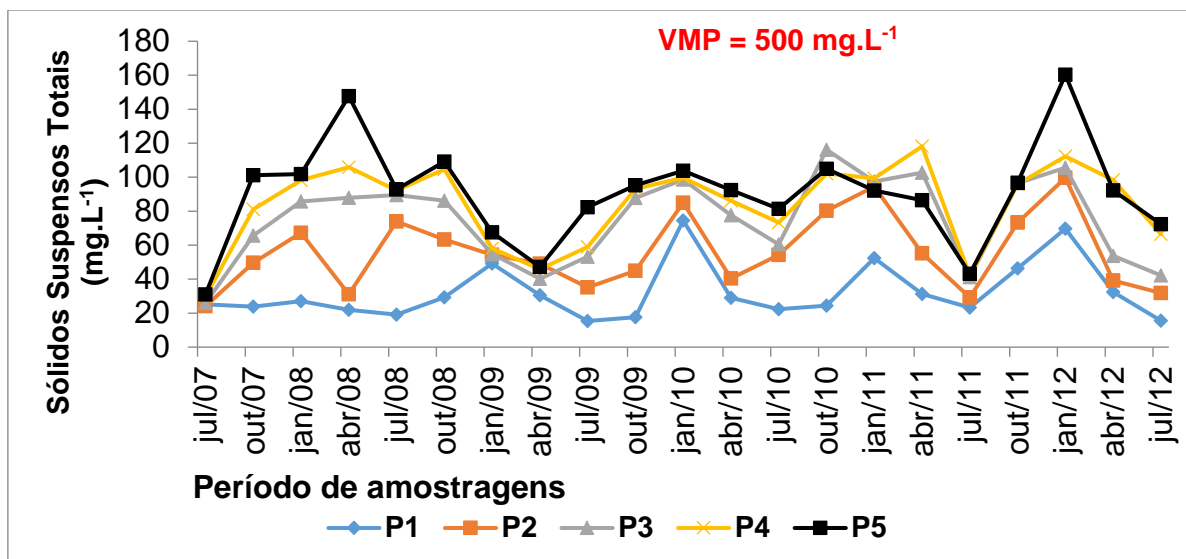


Figura 6. 8. Resultados de Sólidos Totais Dissolvidos (STD) (mg.L⁻¹)

Durante a estação mais seca (julho a setembro) a vazão do rio diminuiu significativamente, enquanto as concentrações das principais espécies químicas inorgânicas diminuíram simultaneamente, caracterizando um processo de precipitação da carga dissolvida em função da redução da vazão. Enquanto os períodos chuvosos apresentaram maiores valores de STD provavelmente pela produção de sedimentos da bacia de drenagem. Souza e Naval (2015) afirmam que a perturbação causada pela ação antrópica no meio natural tende a sofrer variações em sua intensidade de acordo com a estação climática.

Os teores de STD se mostraram mais elevados em P5 sugerindo relação com a precipitação pluviométrica com conseqüente arraste de compostos inorgânicos como óxidos, calcários entre outros usados na indústria siderúrgica, podendo ainda estar relacionado com atividades de uso e ocupação do solo (OLIVEIRA, 2010).

Além disso, o uso da terra com remoção exacerbada da cobertura vegetal decorrente da precariedade de técnicas de exploração vegetal e impermeabilização do solo associada ao crescimento populacional se constituem em fatores agravantes capazes de promover o carregamento dos solos promovendo o assoreamento dos rios, lagos e represas (CASTRO, PINHEIRO e GINORIS, 2011).

Nos pontos de monitoramento do reservatório da UHE – Sá Carvalho as concentrações de STD variaram de 32,0mg.L⁻¹ em SCLI02^{1/2}ZF a 84,6 mg.L⁻¹ em SCLI02F na estação chuvosa e de 10,0 mg.L⁻¹ em SCLI003 a 38,0 mg.L⁻¹ em SCLI001 na estação seca (Tabela 6.8).

Resultados análogos foram observados por Moraes *et al.* (2008) e Lira *et al.* (2007) com maiores médias para concentrações de STD associadas à elevação da precipitação pluviométrica em estudos nos reservatórios da UHE – Lajeado e UHE – Botafogo (PE) respectivamente.

Nesse contexto, entende-se a consistente influência do corpo aquático em relação aos indicadores físico-químicos das águas do barramento hidrelétrico conforme observado por Granjeiro *et al.* (2014). Desta forma, verificou-se que, em todas as amostragens realizadas, todos os pontos monitorados estiveram em acordo com os limites estabelecidos no CONAMA 357/2005.

Tabela 6. 8. STD no reservatório da UHE – Sá Carvalho.

Reservatório	Junho/2007	Novembro/2007	Junho 2008	Novembro/2008
SCLI 01	36,0	66,5	24,8	61,1
SCLI 02S	34,5	63,3	27,9	69,6
SCLI02 ^{1/2} ZF	31,0	48,5	38,5	69,2
SCI02F	24,5	56,7	32,3	62,3
SCLI 03S	24,0	39,2	35,8	73,6
SCLI03F	32,8	53,9	31,8	64,8
SCLI 04S	34,5	62,2	17,6	73,6
SCLI 05S	39,8	62,6	18,4	77,6
Reservatório	Junho /2009	Novembro/2009	Junho /2010	Novembro/2010
SCLI 01	25,6	61,8	31,4	61,0
SCLI 02S	27,8	67,4	30,2	67,2
SCLI02 ^{1/2} ZF	32,0	32,6	28,7	66,5
SCI02F	36,5	66,9	29,2	64,8
SCLI 03S	30,6	68,8	33,8	62,3
SCLI03F	28,8	63,5	32,7	62,4
SCLI 04S	22,7	69,8	36,3	65,8
SCLI 05S	24,5	70,8	34,0	66,4
Reservatório	Junho /2011	Novembro/2011	Junho /2012	Novembro/2012
SCLI 01	34,5	61,9	38,0	62,3
SCLI 02S	29,4	68,7	36,7	69,7
SCLI02 ^{1/2} ZF	28,3	32,0	31,1	68,7
SCI02F	32,1	84,6	34,7	64,0
SCLI 03S	15,0	67,8	10,0	66,2
SCLI03F	32,9	69,6	32,4	69,5
SCLI 04S	34,8	69,7	30,5	62,0
SCLI 05S	28,0	73,2	32,0	61,5

Fonte: Companhia Energética do estado de Minas Gerais (CEMIG), 2016.

6.9 Sólidos Suspensos Totais (SST)

Em relação à BHRP no período estudado foram constatados teores mais elevados de SST (Figura 6.9) no ciclo hidrológico chuvoso, podendo ser explicado pela produção de sedimentos aliada à retirada da vegetação nativa, solos expostos e urbanização, aportando nos corpos aquáticos através do escoamento superficial (PRETE *et al.*, 2015). Assim pode-se perceber que os valores de SST apresentaram valores heterogêneos em todos os locais de amostragens no período de enchente/cheia em relação à vazante/seca, caracterizando uma considerável entrada de material alóctone para o corpo d'água notadamente em P5.

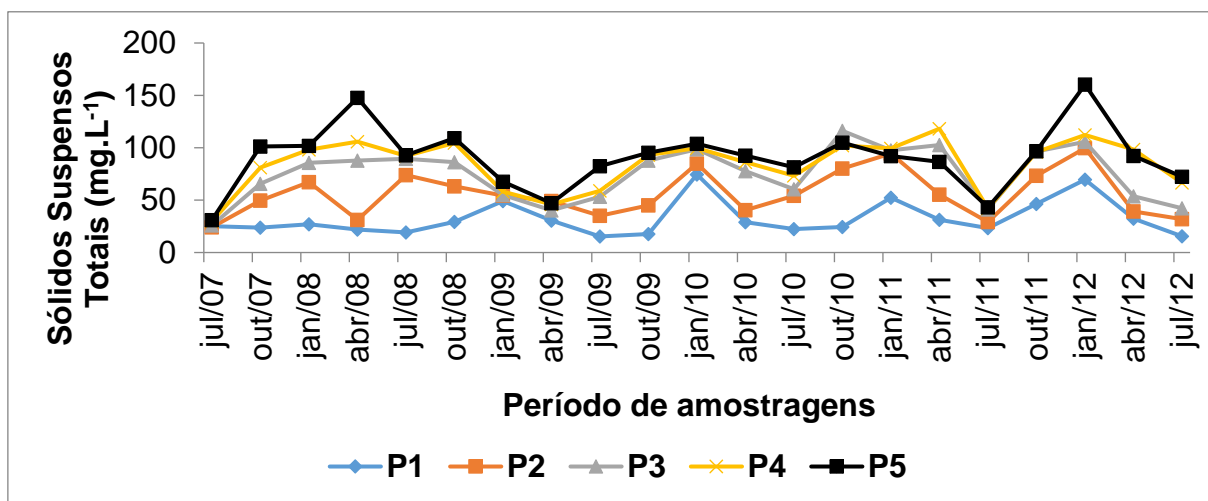


Figura 6. 9. Resultados de Sólidos Suspensos Totais (SST) (mg.L⁻¹)

Em relação ao reservatório da UHE – Sá Carvalho o teor de Sólidos Suspensos Totais (SST), Tabela 6.9, também é uma variável importante incluindo tanto material orgânico (areia, silte, argila e cinzas) quanto frações orgânicas (óleos, graxas, fibras, entre outros). Em reservatórios os SST podem afetar negativamente a fauna aquática em função dos efeitos danosos a flora que serve de alimento para os peixes, além de diminuir o suprimento de oxigênio natural existente nesses ambientes lênticos, produzindo gás sulfídrico, metano e outros gases tóxicos (BAUMGARTEN e POZZA, 2001).

De acordo com os dados avaliados verificou-se no reservatório da UHE – Sá Carvalho os teores de SST alcançaram teores mais elevados na estação chuvosa em SCLI 01, SCLI 04 e SCLI 05 sendo respectivamente 15 mg.L⁻¹, 49 mg.L⁻¹ e 17,5 mg.L⁻¹ (Tabela 6.9). Os dados demonstraram que a sazonalidade interfere significativamente nos pontos do reservatório sendo identificados teores <12 mg.L⁻¹ na estação seca.

Tabela 6. 9. Teores de Sólidos Suspensos Totais (mg.L⁻¹) nas estações amostrais do reservatório da UHE – Sá Carvalho

Reservatório	Junho/2007	Novembro/2007	Junho 2008	Novembro/2008
SCLI 01	26,0	76,5	14,8	61,1
SCLI 02S	17,5	77,3	17,9	69,6
SCLI02 ^{1/2} ZF	31,0	78,5	28,5	69,2
SCI02F	31,5	76,7	22,3	62,3

SCLI 03S	34,0	71,2	35,8	73,6
SCLI03F	32,8	78,9	31,8	64,8
SCLI 04S	14,5	72,2	17,6	73,6
SCLI 05S	13,8	72,6	18,4	77,6
Reservatório	Junho /2009	Novembro/2009	Junho /2010	Novembro/2010
SCLI 01	25,6	81,8	31,4	81,0
SCLI 02S	27,8	77,4	30,2	77,2
SCLI02 ^{1/2} ZF	32,0	71,6	28,7	76,5
SCI02F	36,5	76,9	29,2	74,8
SCLI 03S	30,6	78,8	33,8	72,3
SCLI03F	28,8	73,5	32,7	82,4
SCLI 04S	22,7	79,8	36,3	75,8
SCLI 05S	24,5	70,8	34,0	76,4
Reservatório	Junho /2011	Novembro/2011	Junho /2012	Novembro/2012
SCLI 01	34,5	81,9	38,0	82,3
SCLI 02S	29,4	78,7	36,7	79,7
SCLI02 ^{1/2} ZF	28,3	79,5	31,1	78,7
SCI02F	31,1	76,7	34,7	84,6
SCLI 03S	15,0	77,8	10,0	76,2
SCLI03F	32,9	79,6	32,4	79,5
SCLI 04S	34,8	79,7	30,5	72,0
SCLI 05S	28,0	83,2	32,0	71,5

Fonte: Companhia Energética do estado de Minas Gerais (CEMIG), 2016.

6.10 Coliformes fecais (CF)

Os coliformes-ColiTotais./Fecais, atuam como indicadores de lançamentos orgânicos, sendo expressos em densidade, ou seja, como o "número mais provável (NMP) em cada 100 ml". Os resultados do teor de Coliformes Fecais (CF) nos pontos de coleta (Figura 6.10) foram comparados com o valor de referência estabelecido pela Diretoria Colegiada da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA, 2005), que confere o art. 11 inciso IV do Regulamento da ANVISA Nº 275, de 22 de setembro de 2005, onde se encontra que o Número e Coliformes Fecais aceitável de 1.000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros deve ser < 1.000 Un/100mL.

Encontrou-se valores máximo de 9.590 Un/100mL de CFs em P1, 11.370 Un/100mL de CF em P2, 3.640Un/100mL de CFs em P3, 8.340 Un/100mL de CFs em P4 e 9060 Un/100mL de CFs em P5 (Figura 6.10).

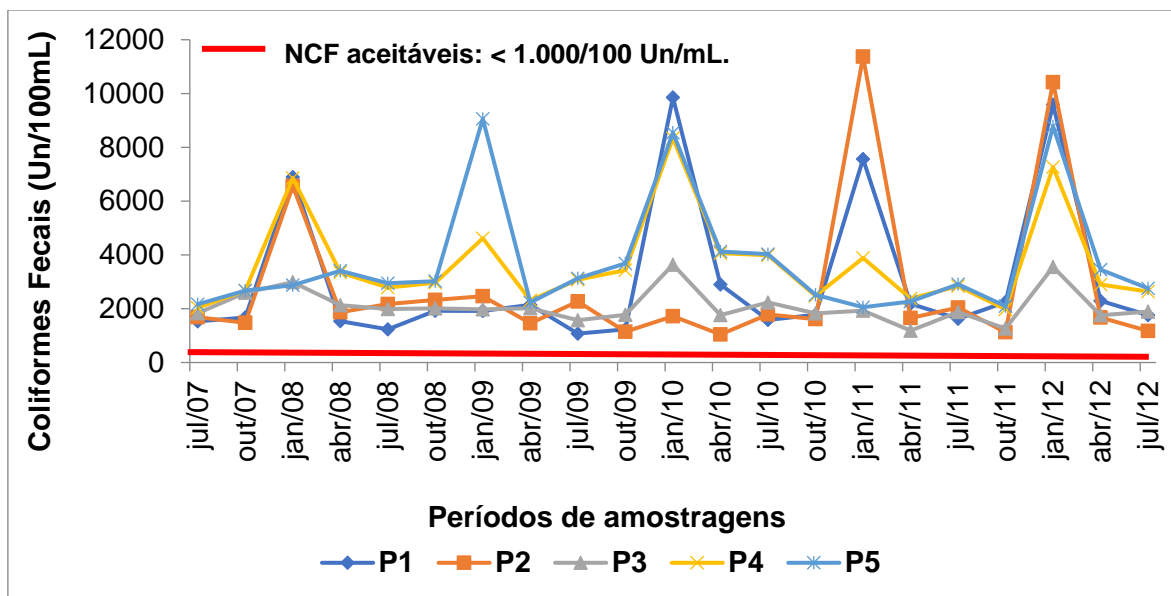


Figura 6. 10. Resultados do teor de Coliformes Fecais

Os resultados do teor de CFs nos pontos de coleta foram comparados com o valor de referência estabelecido na Resolução de Diretoria Colegiada – RDC Nº 275, de 22 de setembro de 2005, onde se encontra que o Número de Coliformes Fecais Aceitável é < 1000 Un/100mL. Encontrou-se um valor máximo de 9.590Un/100mL de CFs em P1, 11.370 Un/100mL de CFs em P2, 3.640Un/100mL de CFs em P3, 8.340 Un/100mL de CFs em P4 e 9.060 Un/100mL de CFs em P5.

Todos os resultados se encontram inaceitáveis, considerando os parâmetros estabelecidos pela RDC 275/2005, porém nos pontos P2 e P5 as concentrações de coliformes fecais são expressivamente maiores. Estes resultados se justificam já que em P2 verificou-se a inexistência de serviços eficientes de saneamento básico, na sua complementaridade quanto a tratamento de esgoto e gerenciamento de resíduos sólidos urbanos. Em P5 esta situação não se repete, porém é consoante quanto ao município de maior desenvolvimento industrial. Sendo assim, há grandes riscos de contaminação por bactéria patogênica, tornando a água do Rio Piracicaba imprópria, nos quesitos avaliados para uso humano.

Faz-se necessária à utilização deste indicativo de poluição ambiental como alicerce para a elaboração e sistematização de medidas que devem ser tomadas de forma corretiva para não agravar a qualidade de vida daquelas comunidades, principalmente a população ribeirinha. Destaca-se que a ocorrência de picos na estação chuvosa (temperatura mais elevadas), crescimento da população, período de festividades, enchente, desmatamento da mata ciliar, despejo de resíduos sólidos e líquidos no rio, além da questão geográfica da região de estudo são alguns dos fatores que contribuem para que o ambiente se torne propício para a proliferação de bactérias (QUEIROZ et al., 2014).

6.11 Nutrientes

6.11.1 Nitrato, Nitrito e N-amoniacal

As fontes inorgânicas dissolvidas de nitrogênio na BHRP foram significativas sendo encontradas as formas de nitrato (Figura 6.11), nitrito (Figura 6.12) e quantidades bastante reduzidas do

nitrogênio amoniacal (Figura 6.13). De acordo com a resolução CONAMA (2005) os limites destes nutrientes em águas superficiais, classe 2, são:

- Nitrato: 10 mg.L⁻¹;
- Nitrito: 1 mg.L⁻¹;
- Nitrogênio amoniacal para pH < 7,5: 3,7 mg.L⁻¹ e para pH > 7,5: 2,0 mg.L⁻¹

Em todos os pontos a forma predominante foi nitrato, em P5, o N-amoniacal, o qual está associado a fontes próximas ou recentes de esgoto doméstico (IGAM, 2015), contribuiu com aproximadamente 17% do nitrogênio total, enquanto nos demais pontos este valor não superou 5%. Cabe ressaltar também que as formas inorgânicas dissolvidas de nitrogênio em P5 foram mais significativas, representando em média 82% do nitrogênio disponível, sendo que nos pontos P2, P3 e P4 estas não superaram os 65%.

Observando - se os achados desse estudo, pode-se verificar que os teores de nitrito dissolvido em todas as estações de amostragens da BHRP não ultrapassou o VMP estabelecidos pelo CONAMA 357/2005 correspondente a 1 mg.L⁻¹ para águas Classe 2. Entretanto, constatou-se um gradual aumento entre julho/2007 até julho/2012 dos níveis de nitrito nas águas da BHRP e, com isso, há necessidade de providências urgentes no sentido do tratamento dos efluentes, para evitar que se atinjam os limites padrões admissíveis para essa classe de água.

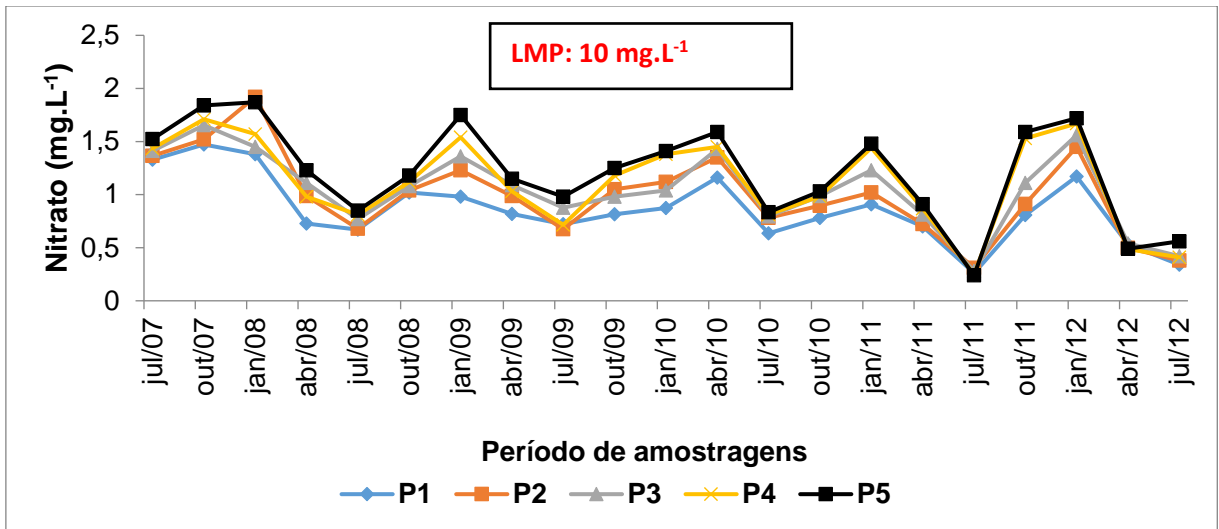


Figura 6. 11. Resultados de Teor de Nitrato na BHRP(mg.L⁻¹)

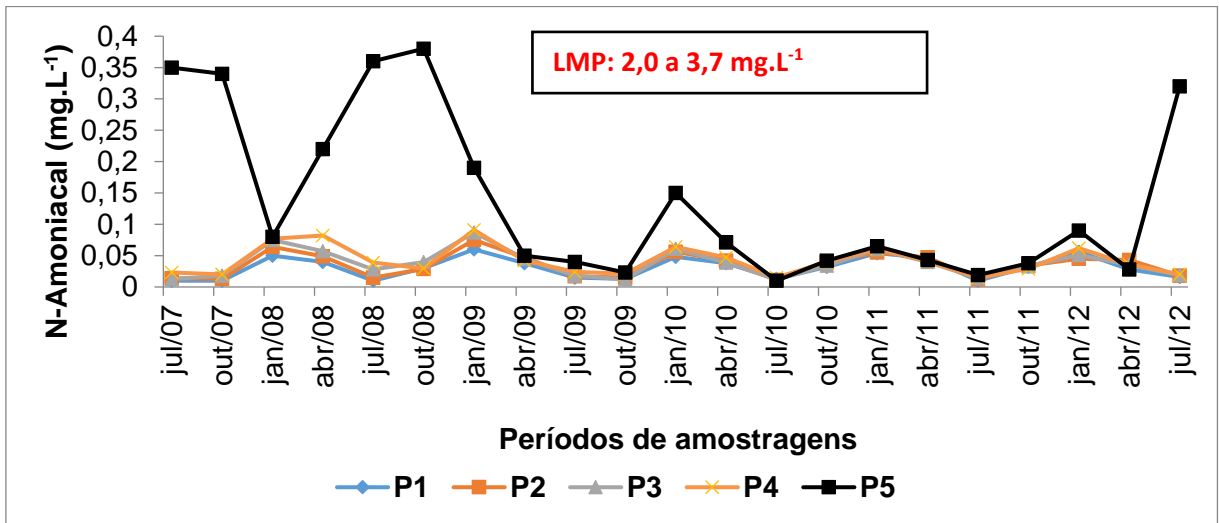


Figura 6. 12. Resultados de Teor de N-Amôniaal na BHRP(mg.L⁻¹)

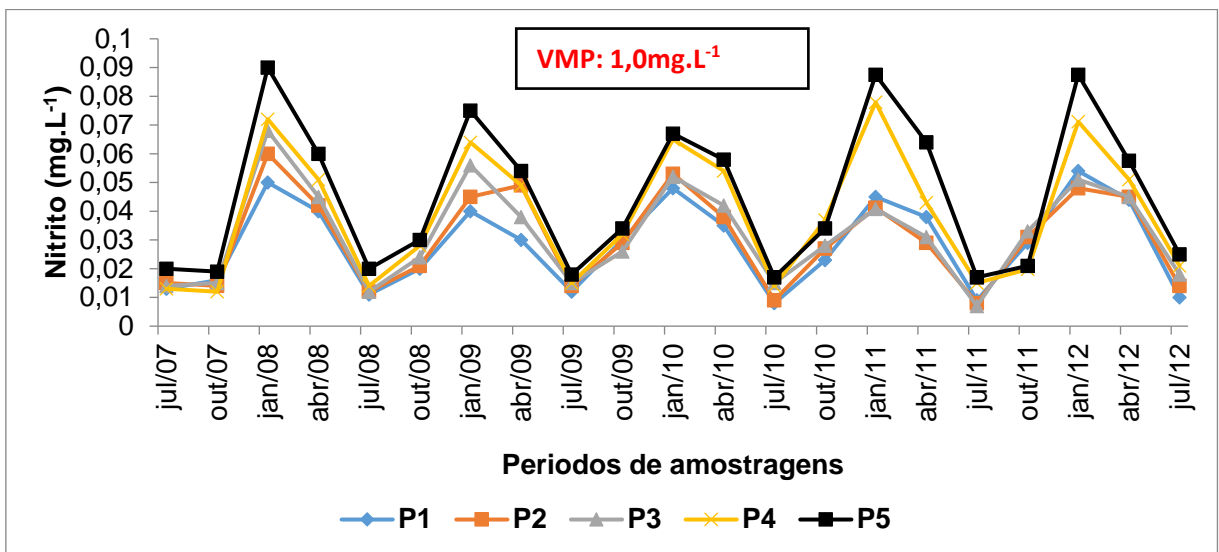


Figura 6. 13. Resultados de Teor de Nitrito na BHRP (mg.L⁻¹).

No reservatório da UHE – Sá Carvalho para o nitrato, as concentrações encontradas variaram na estação chuvosa entre 0,14 mg.L⁻¹ a 0,298 mg.L⁻¹, enquanto na estação seca entre 0,191 mg.L⁻¹ a 0,388 mg.L⁻¹ (Tabela 6.10). Em relação ao nitrogênio amoniacal as concentrações obtidas oscilaram nos períodos com maior densidade pluviométrica <0,050mg.L⁻¹a 0,055mg.L⁻¹, e na estação seca de <0,050mg.L⁻¹ a 0,1 mg.L⁻¹ (Tabela 6.10).

De modo geral, as concentrações mensuradas se mostraram inferiores aos limites estabelecidos no CONAMA 357/2005 para águas Classe 2. Tais condições indicaram que o reservatório da UHE – Sá Carvalho apresentava condições adequadas visando à sobrevivência das comunidades aquáticas. Destaca-se que concentrações de nitratos superiores a 5,0 mg.L⁻¹ indicam condições sanitárias impróprias, pois a principal fonte dessa variável ambiental são dejetos humanos e animais. Além disso, nitratos estimulam o desenvolvimento de plantas, sendo que organismos aquáticos, como algas, florescem na presença desses nutrientes (TUNDISI *et al.*, 2015).

Tabela 6. 10. Teores de Nitrato (mg.L⁻¹) no reservatório da UHE – Sá Carvalho.

Reservatório	Junho/2007	Novembro/2007	Junho 2008	Novembro/2008
SCLI 01	0,194	0,192	0,197	0,193
SCLI 02S	0,178	0,194	0,181	0,195
SCLI02 ^{1/2} ZF	0,192	0,195	0,196	0,198
SCI02F	0,334	0,286	0,330	0,280
SCLI 03S	0,330	0,194	0,328	0,191
SCLI03F	0,287	0,208	0,298	0,195
SCLI 04S	0,195	0,215	0,199	0,198
SCLI 05S	0,289	0,238	0,276	0,251
Reservatório	Junho /2009	Novembro/2009	Junho /2010	Novembro/2010
SCLI 01	0,197	0,193	0,189	0,140
SCLI 02S	0,182	0,197	0,183	0,155
SCLI02 ^{1/2} ZF	0,197	0,195	0,196	0,164
SCI02F	0,336	0,276	0,313	0,292
SCLI 03S	0,332	0,194	0,324	0,174
SCLI03F	0,276	0,196	0,291	0,146
SCLI 04S	0,198	0,193	0,198	0,154
SCLI 05S	0,291	0,197	0,292	0,178
Reservatório	Junho /2011	Novembro/2011	Junho /2012	Novembro/2012
SCLI 01	0,190	0,190	0,191	0,150
SCLI 02S	0,181	0,194	0,187	0,152
SCLI02 ^{1/2} ZF	0,198	0,198	0,195	0,145
SCI02F	0,328	0,298	0,388	0,286
SCLI 03S	0,332	0,197	0,287	0,134
SCLI03F	0,298	0,210	0,302	0,140
SCLI 04S	0,201	0,211	0,305	0,145
SCLI 05S	0,299	0,198	0,278	0,148

Fonte: Companhia Energética do estado de Minas Gerais (CEMIG), 2016.

O nitrogênio amoniacal ocorre naturalmente nas águas de superfície e em águas residuais, pois a amônia é o principal produto de excreção dos organismos aquáticos (CAMPBELL, 1973). Oliveira *et al.* (2009) afirmam que a mensuração dessa fração nitrogenada pode fornecer informações sobre o estágio de poluição. Em condições de poluição recente, o perigo para a saúde ambiental será maior, pois nesse caso o nitrogênio se apresenta na forma

orgânica e amoniacal, forma mais tóxica em qualquer condição de pH e temperatura (VADIVELU *et al.*, 2007).

Conforme observado na tabela 6.11, nas amostragens e em todos os pontos monitorados os resultados para o Nitrogênio amoniacal se apresentaram em acordo com os limites estabelecidos na legislação ambiental, uma vez que as concentrações obtidas oscilaram de <0,050 mg.L⁻¹a 0,1 mg.L⁻¹, na estação com menor precipitação pluviométrica, e de 0,050 mg.L⁻¹a 0,382 mg.L⁻¹no período chuvoso.

Tabela 6. 11. Teores de Nitrogênio amoniacal (mg.L⁻¹) no reservatório da UHE – Sá Carvalho.

Reservatório	Junho/2007	Novembro/2007	Junho 2008	Novembro/2008
SCLI 01	<0,050	0,056	<0,050	0,061
SCLI 02S	<0,050	0,074	<0,050	0,075
SCLI02 ^{1/2} ZF	0,0608	0,091	0,0643	0,095
SCI02F	0,0734	0,379	0,0756	0,376
SCLI 03S	0,100	0,072	0,100	0,087
SCLI03F	0,0634	0,084	0,0690	0,081
SCLI 04S	<0,050	0,091	<0,050	0,088
SCLI 05S	0,0989	0,343	0,0991	0,341
Reservatório	Junho /2009	Novembro/2009	Junho /2010	Novembro/2010
SCLI 01	<0,050	0,045	<0,050	0,0430
SCLI 02S	<0,050	0,072	<0,050	0,073
SCLI02 ^{1/2} ZF	0,0662	0,089	0,0645	0,088
SCI02F	0,074	0,376	0,079	0,380
SCLI 03S	0,100	0,071	0,100	0,076
SCLI03F	0,0690	0,084	0,0615	0,082
SCLI 04S	<0,050	0,087	<0,050	0,087
SCLI 05S	0,0964	0,350	0,0975	0,348
Reservatório	Junho /2011	Novembro/2011	Junho /2012	Novembro/2012
SCLI 01	<0,050	0,050	<0,050	0,054
SCLI 02S	<0,050	0,067	<0,050	0,077
SCLI02 ^{1/2} ZF	0,0645	0,086	0,0654	0,089
SCI02F	0,074	0,382	0,072	0,380
SCLI 03S	0,100	0,065	0,100	0,068
SCLI03F	0,068	0,078	0,0650	0,075
SCLI 04S	<0,050	0,083	<0,050	0,084
SCLI 05S	0,0987	0,354	0,0982	0,343

Fonte: Companhia Energética do estado de Minas Gerais (CEMIG), 2016.

Em função dos resultados infere-se que os maiores valores de nitrogênio na forma de amônia obtidos na estação chuvosa (Tabela 6.11) mostram relação com o lançamento de esgotos das residências próximas ao empreendimento onde se encontra o manancial conforme observado por Queiroz *et al.* (2016). Oliveira e Pasqual (2004) relatam que existe grande preocupação com o teor de nitrogênio amoniacal, pois a biota presente no curso d'água encarrega-se de oxidar a amônia, causando uma redução na quantidade de oxigênio dissolvido e consequente eutrofização das águas.

6.12 Fósforo total e Fosfato

O fósforo total (P-total) apresentou valores acima do limite proposto pela resolução CONAMA e COPAM, que é de no máximo $0,01\text{mg.L}^{-1}$, sendo que estes geralmente ocorreram no período chuvoso, com um pico em janeiro/2012 em P4 ($0,198\text{mg.L}^{-1}$) e surpreendentemente uma elevação no período chuvoso, janeiro (2010), em P1 ($0,201\text{mg.L}^{-1}$) conforme apresentado na Figura 6.14.

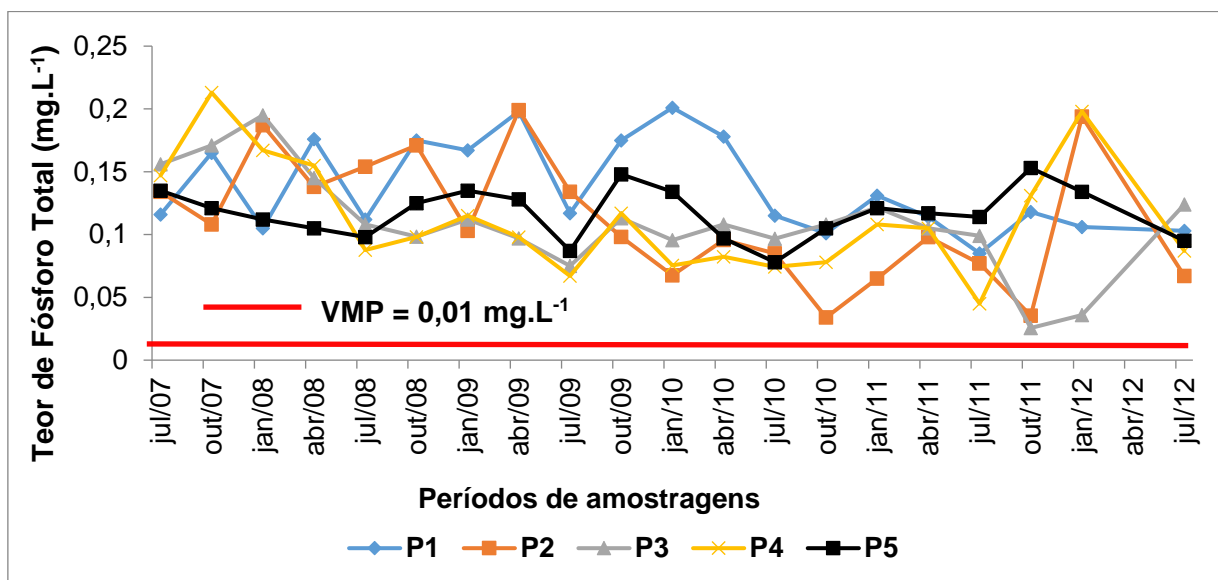


Figura 6. 14. Resultados de Teor de Fósforo Total, (mg.L^{-1}).

Vale destacar que os teores mensurados sofreram diluição após o desague no Rio Doce. Além do maior valor registrado em P4, no geral, P5 apresentou concentrações mais elevadas de P-total comparado aos outros pontos, seguido por P3e P4, que ao diluir estes nutrientes, colocam os valores a níveis aceitáveis em diversos períodos.

Nos corpos d'água, a disponibilidade de fósforo resulta principalmente da lixiviação do solo e decomposição de matéria orgânica. Pode ser resultado da ação antrópica, como o uso de fertilizantes nas plantações e o despejo de efluentes industriais e urbanos (POGGIANI & MONTEIRO JUNIOR, 1990). Assim, é comum o aumento das concentrações de fósforo nos corpos d'água na estação chuvosa, já que há um aumento da lixiviação decorrente do maior escoamento superficial.

O mesmo é esperado para bacias de drenagem com maior área de escoamento superficial, caso do ponto P5, que além de receber a carga do rio Piracicaba, recebe também toda a carga das sub-bacias à montante deste. Cabe ressaltar que, apesar de P5apresentar maiores concentrações de fósforo total, a forma solúvel como fosfato foi maior em P4em diversas amostragens, enquanto em P1 os teores de fosfato (Figura 6.15) foram predominantemente menores em comparação com os demais pontos do rio Piracicaba. Formas inorgânicas dissolvidas na forma de fósforo solúvel indicam que a entrada do nutriente no sistema por fonte antrópica é recente e explicitando relação com a entrada de efluentes domésticos e industriais (RODRIGUES *et al.*, 2012).

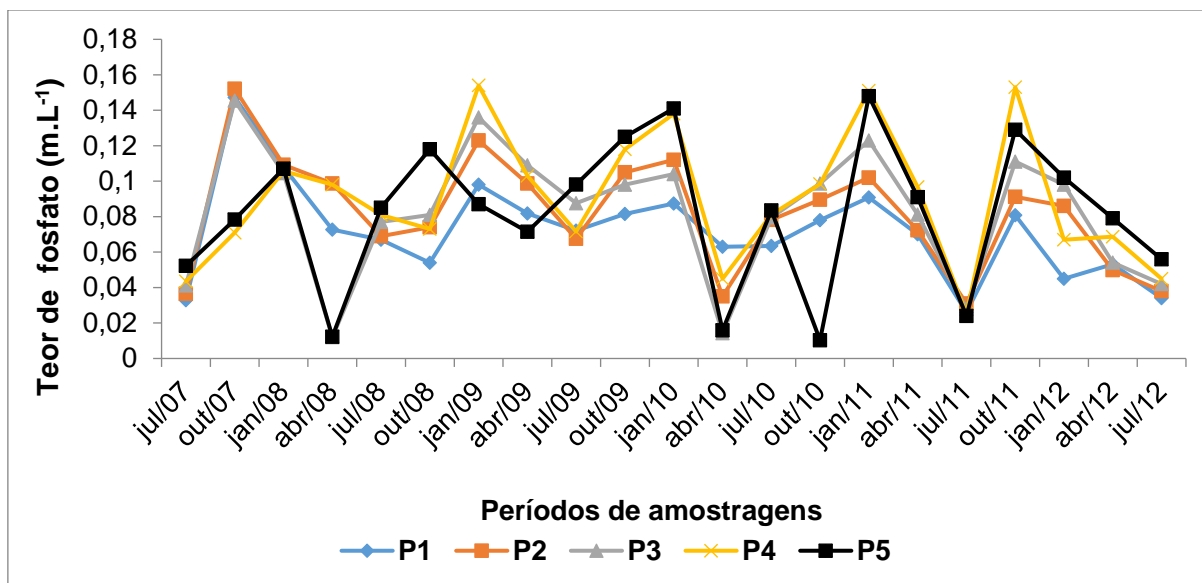


Figura 6. 15. Resultados de Teor de Fosfato (mg.L⁻¹).

Na maioria dos reservatórios hidrelétricos, o fósforo é o principal fator limitante da sua produtividade, desse modo, tem sido apontado como responsável pela eutrofização artificial desses ecossistemas (BEZERRA *et al.*, 2014).

Os teores de fósforo total para o reservatório foram comparados aos limites estabelecidos no CONAMA 357/2005 para ambientes lênticos (SC 002) e tributários de ambientes lóticos e intermediários (SC 001, SC 003, SC 004 e SC 005), sendo respectivamente, 0,02 mg.L⁻¹ e 0,1 mg.L⁻¹. A tabela 6.12., apresenta os resultados desse nutriente e sendo importante destacar que ocorreram situações nas quais os valores do foram menores que o limite de detecção da metodologia analítica, ou seja, inferiores a 0,010 mg.L⁻¹.

Os resultados das amostragens evidenciaram teores mais elevados na estação chuvosa (Tabela 6.12) em todos os pontos de monitoramento do reservatório. Além disso, foram observados resultados superiores ao Valor Máximo Permitido (VMP) em todas as estações de amostragens explicitando a intensificação quanto ao arraste de nutrientes provenientes da bacia de drenagem.

No período de estiagem as amostras da estação SC 002F foram as que apresentaram resultados mais elevados e podem estar relacionados com a presença do fosfato nos solos e sedimentos da BHRP, visto que esse elemento participa da composição de diversos tipos de solos como observado Pereira *et al.* (2013).

Tabela 6. 12. Teores de Fósforo Total no reservatório da UHE – Sá Carvalho.

Reservatório	Junho/2007	Novembro/2007	Junho 2008	Novembro/2008
SCLI 01	0,028	0,22	0,029	0,20
SCLI 02S	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
SCLI02 ^{1/2} ZF	0,015	0,25	0,020	0,32
SCI02F	0,149	0,19	0,152	0,19
SCLI 03S	0,038	0,26	0,037	0,29
SCLI03F	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
SCLI 04S	0,058	0,18	0,061	0,18
SCLI 05S	0,039	0,36	0,043	0,39

Reservatório	Junho /2009	Novembro/2009	Junho /2010	Novembro/2010
SCLI 01	0,031	0,23	0,024	0,29
SCLI 02S	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
SCLI02 ^{1/2} ZF	0,019	0,29	0,015	0,32
SCI02F	0,154	0,22	0,152	0,15
SCLI 03S	0,039	0,29	0,042	0,29
SCLI03F	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
SCLI 04S	0,059	0,17	0,061	0,17
SCLI 05S	0,042	0,39	0,035	0,35
Reservatório	Junho /2011	Novembro/2011	Junho /2012	Novembro/2012
SCLI 01	0,025	0,21	0,033	0,27
SCLI 02S	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
SCLI02 ^{1/2} ZF	0,014	0,27	0,014	0,33
SCI02F	0,146	0,18	0,166	0,19
SCLI 03S	0,033	0,23	0,041	0,28
SCLI03F	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
SCLI 04S	0,054	0,14	0,062	0,16
SCLI 05S	0,038	0,33	0,044	0,39

Fonte: Companhia Energética do estado de Minas Gerais (CEMIG), 2016.

6.13 Clorofila a

Os teores detectados em relação ao parâmetro “clorofila-a” se apresentaram em todas as amostragens abaixo de $1\mu\text{g.L}^{-1}$ nas amostras de água da BHRP. Dessa forma respeitando o limite do CONAMA 357/2005 que determina para que o corpo hídrico seja enquadrado nas Classes 1, 2, e 3 os Valores Máximos Permitidos (VMP) para este parâmetro são $10\mu\text{g.L}^{-1}$, $30\mu\text{g.L}^{-1}$ e $60\mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente.

Os resultados indicaram que, como esperado para rios, a comunidade fitoplanctônica não se mostrava expressiva (Figura 6.16). Os teores mais elevados de clorofila-a foram detectados na estação chuvosa e podem ser atribuídos ao carreamento do material alóctone para o corpo hídrico. Além disso, em P1 os teores mais elevados podem retratar o maior aporte de fragmentos vegetais por possuir vegetação mais preservada.

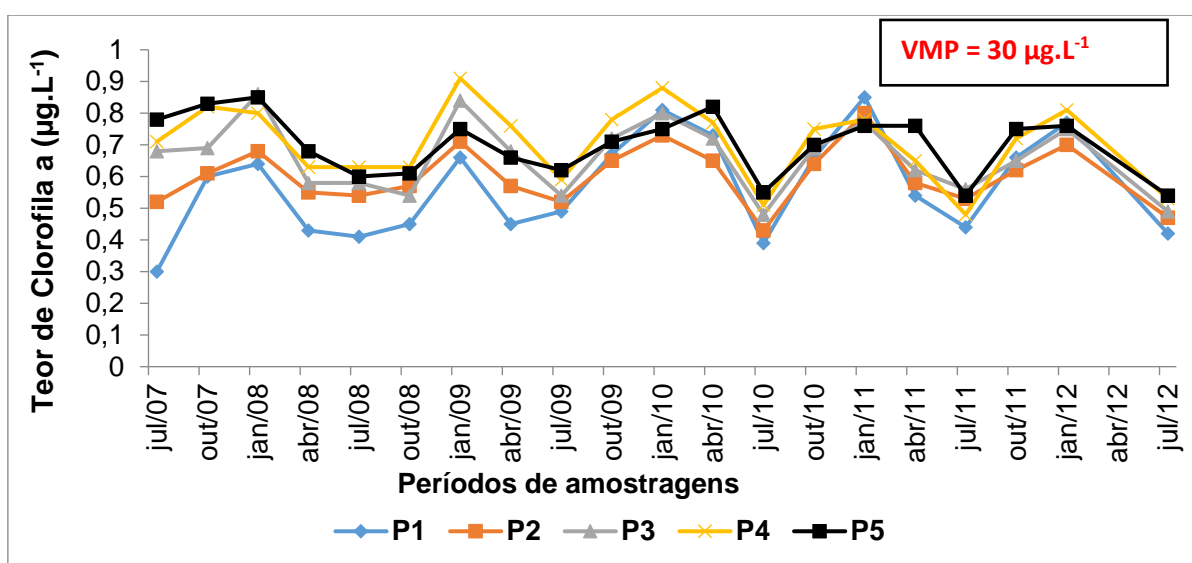


Figura 6. 16. Resultados do Teor de Clorofila a.

De modo geral os valores mensurados para a Clorofila a, oscilaram em um mínimo de 0,30 (em P1) até o máximo 0,91 (em P4). Também apresentou valores próximos aos de outros ambientes eutróficos conforme observado por Cunha e Pascoalotto (2006). Além disso, constatou-se que a BHRP apresentou predominantemente resultados menores em P1 localizado em região mais próxima as nascentes dos rios Piracicaba, Conceição e Santa Bárbara, que apresenta fragmentos florestais significativos, uma área de alta fertilidade, oportunizando a exploração do extrativismo florestal com plantações de eucaliptos.

O uso e ocupação do solo do entorno do reservatório da UHE – Sá Carvalho (Tabela 6.13) favorece a elevada concentração de nutrientes na água. Os achados físico-químicos apontam que a poluição ambiental se relaciona com o despejo de esgoto doméstico não tratado dos centros urbanos. Nesse estudo, as fontes poluidoras se encontram localizadas à montante e nas margens do reservatório. Constataram-se efluentes agrícolas (defensivos e fertilizantes), provenientes das intensas atividades que ocupam grande parte dentre os usos do solo da região. Além disso, processos naturais, favorecem o desenvolvimento e proliferação de algas, interferindo na concentração de clorofila-a e também de outras variáveis, como oxigênio dissolvido, turbidez, sólidos totais e DBO.

Novamente se destaca o desempenho do reservatório da UHE – Sá Carvalho que para os períodos contemplados nesse estudo apresentaram concentração de Clorofila a bem abaixo do estabelecido pela legislação. Os teores de Clorofila a (Tabela 6.13) detectados no reservatório da UHE - Sá Carvalho foram maiores na estação chuvosa e apresentaram-se de acordo com a legislação, e podem ser resultado de boas práticas de manejo do empreendimento.

Tabela 6. 13. Clorofila a (ug. L⁻¹) no reservatório da UHE- Sá Carvalho.

Reservatório	Junho/2007	Novembro/2007	Junho/2008	Novembro/2008
SCLI 01	0,028	0,22	0,029	0,20
SCLI 02S	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
SCLI02 ^{1/2} ZF	0,015	0,25	0,020	0,32
SCI02F	0,149	0,19	0,152	0,19
SCLI 03S	0,038	0,26	0,037	0,29
SCLI03F	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
SCLI 04S	0,058	0,18	0,061	0,18
SCLI 05S	0,039	0,36	0,043	0,39
Reservatório	Junho /2009	Novembro/2009	Junho /2010	Novembro/2010
SCLI 01	0,031	0,23	0,024	0,29
SCLI 02S	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
SCLI02 ^{1/2} ZF	0,019	0,29	0,015	0,32
SCI02F	0,154	0,22	0,152	0,15
SCLI 03S	0,039	0,29	0,042	0,29
SCLI03F	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
SCLI 04S	0,059	0,17	0,061	0,17
SCLI 05S	0,042	0,39	0,035	0,35
Reservatório	Junho /2011	Novembro/2011	Junho /2012	Novembro/2012
SCLI 01	0,025	0,21	0,033	0,27
SCLI 02S	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
SCLI02 ^{1/2} ZF	0,014	0,27	0,014	0,33
SCI02F	0,146	0,18	0,166	0,19
SCLI 03S	0,033	0,23	0,041	0,28
SCLI03F	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
SCLI 04S	0,054	0,14	0,062	0,16
SCLI 05S	0,038	0,33	0,044	0,39

Fonte: Companhia Energética do estado de Minas Gerais (CEMIG), 2016.

6.14 Índice de Estado Trófico (IET)

O Índice do Estado Trófico (IET) tem por finalidade classificar corpos d'água em diferentes graus de trofia, ou seja, avalia a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas, ou o potencial para o crescimento de macrófitas aquáticas. Este índice está baseado nas equações de Carlson (1977) modificado por Lamparelli (2004), abrangendo dois parâmetros: clorofila-a e fósforo total. Em rios, o cálculo do IET, a partir dos valores de fósforo total, é feito pela fórmula, segundo Lamparelli (2004):

$$IET = 10 \cdot (6 - ((0,42 - 0,36 \cdot (\ln.PT) / \ln 2))$$

onde o fósforo total é expresso em $\mu.L^{-1}$ (Equação 3)

De acordo com (CETESB, 2006) a classificação do IET (Tabela 5.3), para águas de rios, têm suas respectivas categorias descritas abaixo:

- Oligotrófico: Corpos de água limpos, de baixa produtividade, em que não ocorrem interferências indesejáveis sobre os usos da água;
- Mesotrófico: Corpos de água com produtividade intermediária, com possíveis implicações sobre a qualidade da água, mas em níveis aceitáveis na maioria dos casos;
- Eutrófico: Corpos de água com alta produtividade em relação às condições naturais, de baixa transparência, em geral, afetados por atividades antrópicas, em que ocorrem alterações indesejáveis na qualidade da água e interferências nos seus múltiplos usos;
- Hipereutrófico: Corpos de água afetados significativamente pelas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, com comprometimento acentuado nos seus usos, podendo inclusive estar associados a episódios de florações de algas e de mortandade de peixes e causar consequências indesejáveis sobre as atividades pecuárias nas regiões ribeirinhas.

Comparando os valores de classificação do IET para rios segundo o Índice de Carlson com os valores obtidos de IET para a BHRP, apresentados na Figura 6.17, observa-se que, no período de estiagem (Abril, Julho e Outubro), a BHRP se encontrava parcialmente eutrofizada (mesotrófico ou oligotrófico), enquanto no período chuvoso (Janeiro) os valores foram maiores sendo identificadas condições eutróficas notadamente em P3, P4 e P5.

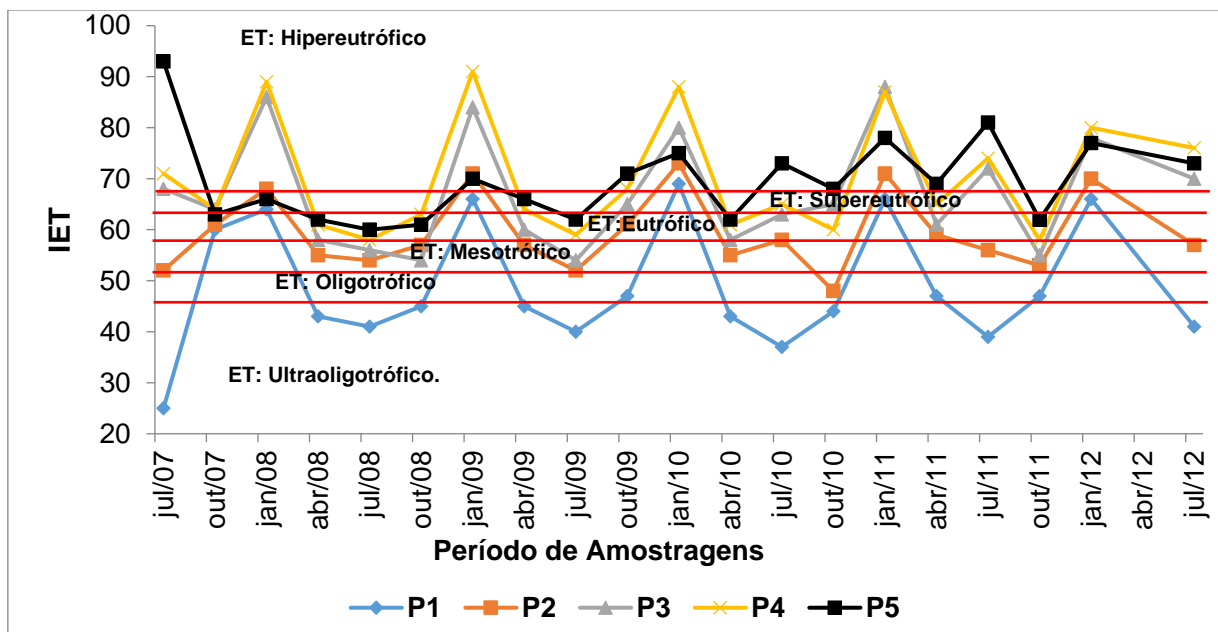


Figura 6. 17. Resultados do Índice de Estado Trófico (IET).

De modo geral, as estações de amostragem na BHRP puderam ser classificadas de acordo com (CETESB, 2009) como, (Mesotróficas-Valor de $IET 52 < IET \leq 59$) e (Eutróficas- Valor de $IET 59 < IET \leq 63$).

Em P1o incremento da trofia foi provavelmente influenciado por atividades agropastoris no entorno ou pela possibilidade do fósforo ter concentrações naturalmente elevadas como a fluorapatita ($Ca_5(PO_4)_3$) ou a vivianita ($Fe_3(PO_4)_2 \cdot 8H_2O$) presentes no solo (FANTON *et al.*, 2012).

O parâmetro clorofila-a apresenta a situação atual do sistema, enquanto o fósforo é um indicativo de processos eutróficos acentuados que poderão surgir [CETESB, 2009]. Assim, o índice médio engloba, de forma satisfatória, a causa e o efeito do processo. Deve-se ter em conta que num corpo hídrico, em que o processo de eutrofização se encontra plenamente estabelecido, o Estado Trófico (ET) determinado pelo índice da clorofila-a certamente coincidirá com o ET determinado pelo índice do fósforo.

Os resultados em relação aos demais pontos de coleta foram mais elevados sendo influenciados pela pluviometria e explicitaram a necessidade da contenção dos danos ambientais provenientes do aporte de despejos domésticos, resíduos industriais e fertilizantes químicos empregados nos cultivos distribuídos por toda a bacia hidrográfica (SABARÁ, 1999).

As alterações no regime hidrológico da BHRP à montante e jusante da UHE - Sá Carvalho propiciaram a retenção de fósforo e a exportação de nitrogênio se constituindo em fatores capazes de desencadear a eutrofização. Tais condições apresentaram correlação positiva com a retenção física de sedimentos à montante do reservatório vinculando-se à capacidade de gerar fenômenos erosivos pelo fluxo de água do corpo hídrico interferindo nos ciclos biogeoquímicos e na qualidade da água em geral. Além disso, encontram-se grandes áreas da bacia de acumulação com alterações significativas nos regimes de reprodução de flora e fauna associadas à intensa exploração florestal (TUNDISI *et al.*, 2010).

Notadamente em P5 a prevalência das condições eutróficas sugerem contribuições significativas de fósforo e outros elementos que estimulam o crescimento de populações algais. Constatou-se uma tendência clara de aumento da trofia nessa estação amostral, onde já há cargas de esgotos brutos de mais de 180.000 habitantes (Timóteo e Fabriciano), além de esgoto tratado à jusante de P5.

Os dados sugerem que a Clorofila a, é a maior influenciadora no IET médio. Entende-se que a continuidade da situação precária do tratamento nas cidades desse trecho e o desconhecimento do total de contribuição de fontes pontuais devem acelerar o processo de passagem dos ambientes mesotróficos para eutróficos, e destes últimos para hipereutróficos.

Os achados desse estudo são concordantes com as investigações do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) que apontou a agricultura como uma das principais causas para elevação do fósforo na BHRP no período chuvoso (IGAM, 2015).

Silveira *et al.* (2011) reforçam que os corpos d'águas retratam os efeitos das transformações naturais e antropogênicas. Nas áreas tropicais, o uso desordenado do solo tem promovido alterações físicas, químicas e biológicas nos corpos hídricos.

Na região da BHRP em P1 ainda é comum o uso da prática de queima para o preparo do solo para plantações de eucaliptos. Para Zocatelliet *al.*(2012), esta prática propicia a redução da infiltração da água para o solo e o aumento do escoamento superficial e de sedimentos, contribuindo para a erosão do mesmo. Dessa forma, é provável que o processo também tenha colaborado para o aporte do nutriente nessa área de estudo embora com valores menores, em comparação com as demais estações de amostragens.

A análise estatística, gráfico boxplot (Figura 6.18), utilizando dos achados do IET para a BHRP evidenciou-se menor variação dos resultados em P5, porém existem diferenças significativas *outliers* P3, P4 e P5.

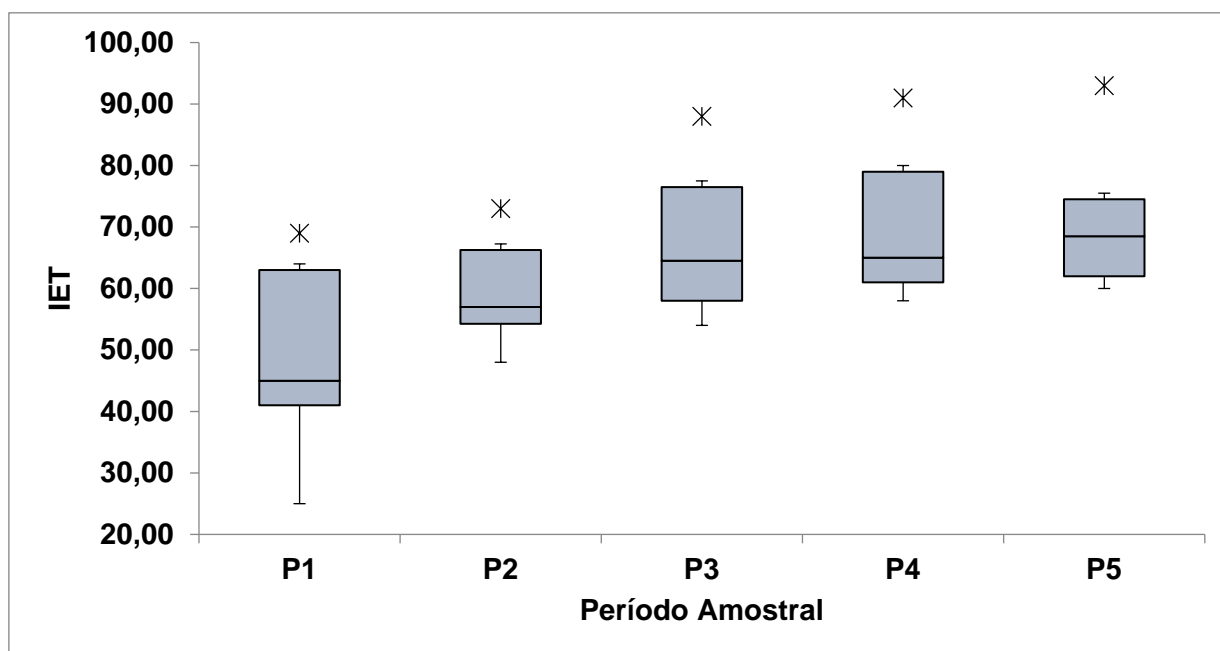


Figura 6. 18. Gráfico Boxplot para Índice de Estado Trófico

A avaliação do reservatório da UHE – Sá Carvalho à luz do Índice de Estado Trófico (IET) de Carlson (1977), modificado por Toledo *et al.* (1983) indicou condição oligotrófica com valor mínimo correspondente a 43,35 em SC-LI04S e máximo de 50,49 em SC-LI02S e SC-LI03S (Tabela 6.14) apresentado desse modo valores bastante diferenciado em relação à BHRP. De modo geral, constataram-se valores superiores nas estações amostrais da BHRP permitindo sugerir que o reservatório está retendo fósforo no sedimento.

Tabela 6. 14. Índice de Estado Trófico no reservatório da UHE – Sá Carvalho.

Reservatório	Junho/2007	Novembro/2007	Junho 2008	Novembro/2008
SCLI 01	44,51	48,87	44,01	49,12
SCLI 02S	44,57	50,49	44,67	50,23
SCLI02 ^{1/2} ZF	43,86	49,56	43,87	49,76
SCI02F	43,68	49,56	42,89	49,87
SCLI 03S	43,85	50,28	44,12	50,18
SCLI03F	43,67	50,35	44,37	50,23
SCLI 04S	43,95	50,35	43,65	50,00
SCLI 05S	44,61	50,35	44,23	49,95
Reservatório	Junho /2009	Novembro/2009	Junho /2010	Novembro/2010
SCLI 01	44,43	48,84	44,13	48,87
SCLI 02S	45,02	50,34	44,89	50,49
SCLI02 ^{1/2} ZF	45,16	49,56	43,93	49,65
SCI02F	44,28	49,56	42,89	49,69
SCLI 03S	44,15	50,25	44,25	50,28
SCLI03F	43,97	50,15	44,57	50,35
SCLI 04S	42,87	49,97	43,78	50,35
SCLI 05S	43,87	50,20	44,98	50,35
Reservatório	Junho /2011	Novembro/2011	Junho /2012	Novembro/2012
SCLI 01	44,87	45,37	44,81	49,17
SCLI 02S	45,15	50,23	44,67	50,13
SCLI02 ^{1/2} ZF	42,98	49,97	43,76	49,87
SCI02F	43,45	49,84	43,78	49,64
SCLI 03S	45,13	50,19	43,95	50,13
SCLI03F	43,65	49,98	43,87	50,49
SCLI 04S	43,79	50,05	43,35	49,95
SCLI 05S	44,56	50,32	44,41	50,28

Fonte: Companhia Energética do estado de Minas Gerais (CEMIG), 2016.

Von Sperling (2012) constata que a eutrofização depende da relação entre nitrogênio e fósforo. O pesquisador relata que se a relação N:P for consideravelmente superior a 16 há indicação de que o fósforo é o nutriente limitante. Da mesma forma podemos considerar que se a relação N:P for consideravelmente inferior a 16 o nitrogênio será o nutriente limitante. Nesse estudo, se constatou que em períodos com menor índice pluviométrico em todas as estações amostrais o fósforo se comportou como o nutriente limitante enquanto no período chuvoso o nitrogênio se comportou como nutriente limitante em SC-LI01, SC-LI02S, SC-LI02ZF, SC-LI04S e SC-LI05S (Tabela 6.15).

Tabela 6. 15. Relação N:P nas estações de monitoramento do reservatório da UHE - Sá Carvalho.

Reservatório	Junho/2007	Novembro/2007	Junho 2008	Novembro/2008
SCLI 01	27,15	8,77	28,17	11,17
SCLI 02S	49,46	17,45	51,23	19,83
SCLI02 ^{1/2} ZF	NA*	9,75	NA*	6,81
SCI02F	128	39,13	135	38
SCLI 03S	NA*	22,97	NA*	22
SCLI03F	NA*	54,12	NA*	55
SCLI 04S	38	24,99	39,89	24,14
SCLI 05S	23	4,9	22,15	8,9
Reservatório	Junho /2009	Novembro/2009	Junho /2010	Novembro/2010
SCLI 01	26,95	9,87	27,93	10,12
SCLI 02S	48,76	16,95	49,87	18,95
SCLI02 ^{1/2} ZF	NA*	5,35	NA*	4,57
SCI02F	125	38,67	129,87	37
SCLI 03S	NA*	23,87	NA*	23
SCLI03F	NA*	52,78	NA*	54
SCLI 04S	37	22,97	38,94	22,94
SCLI 05S	24	5,6	21,67	4,7
Reservatório	Junho /2011	Novembro/2011	Junho /2012	Novembro/2012
SCLI 01	27,27	10,47	28,67	8,57
SCLI 02S	49,0	17,8	50,0	17,5
SCLI02 ^{1/2} ZF	NA*	4,47	NA*	2,67
SCI02F	127	39	130	35
SCLI 03S	NA*	24	NA*	20
SCLI03F	NA*	52	NA*	55
SCLI 04S	38	22,73	40	23,33
SCLI 05S	22	3,2	20	2,5

*NA – Não Aplicado

Fonte: Companhia Energética do estado de Minas Gerais (CEMIG), 2016.

A detecção do nitrogênio como nutriente limitante no período chuvoso explicitou relação com o efeito do escoamento superficial com a carga de sedimentos provenientes de áreas agrícolas e resíduos sólidos dispostos, inadequadamente, próximos às margens da BHRP.

Identificou-se ainda que a hipsometria (Figura 6.19) do corpo hídrico com altitudes oscilando de 200 a 2000 metros, aproximadamente, sendo mais acidentado em P1, P2 e P3, e o lançamento de esgoto doméstico sem tratamento diretamente no rio Piracicaba por fontes difusas também oportunizavam a elevação dos teores do nitrogênio total nas águas do reservatório. Sperling (2009) e Sperling *et al.* (2008) afirmam que, em geral, a contribuição através dos esgotos é bem superior à originada pela drenagem urbana.

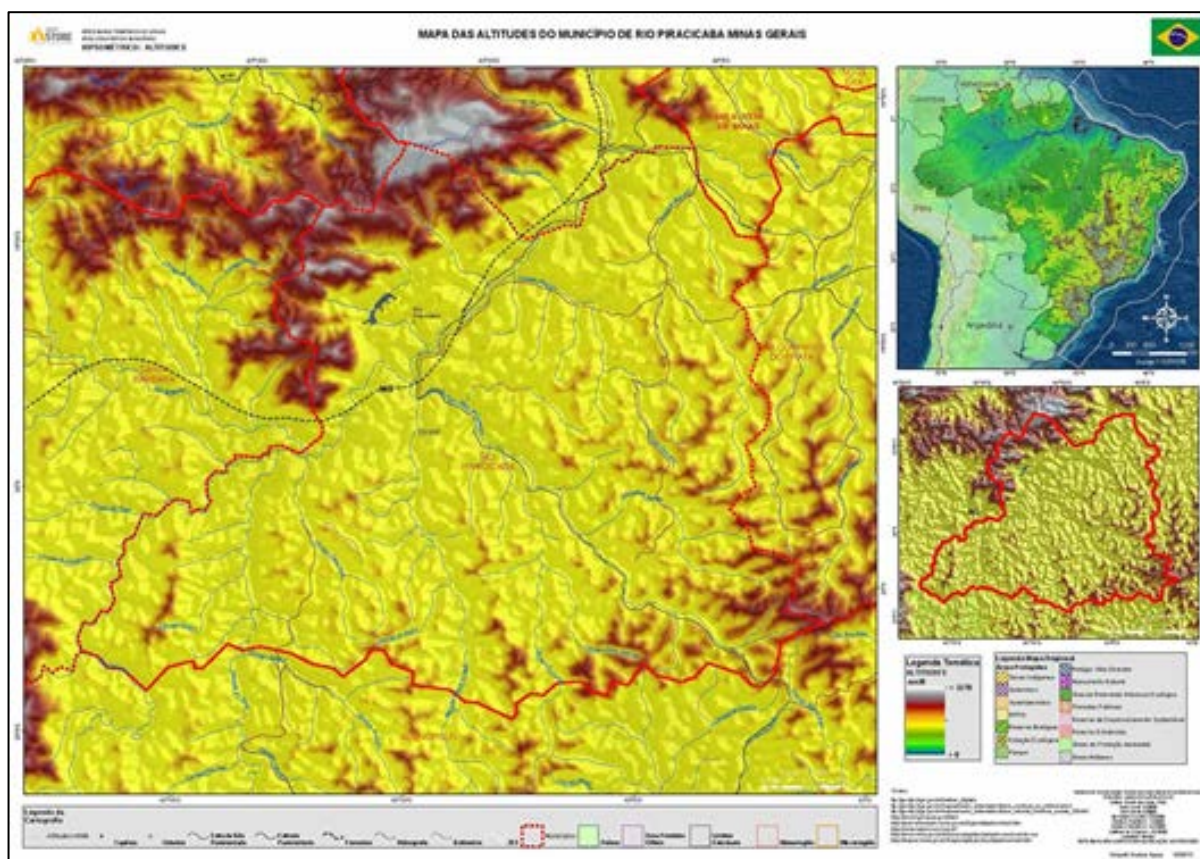


Figura 6. 19. Hipsometria da BHRP.

Fonte: Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), 2015.

A detecção do fósforo como nutriente limitante na estação seca pode acarretar em repercussões adversas que incluem a diminuição da transparência das águas, episódios de aflorações de algas, aumento da turbidez durante o período de estiagem e incidência de odores desagradáveis (SPERLING *et al.*, 2008, SPERLING, 2009).

Havenset *al.* (2003) verificaram a dominância de cianobactérias em baixas razões N:P, com valores próximos a 15:1. Abellet *al.* (2010) destacam a ocorrência de cianobactérias não fixadoras de N em ambientes que apresentem razão N:P igual a 10:1. Destaca-se a possibilidade quanto às florações de cianobactérias já que o crescimento do fitoplâncton passa a ser limitado pela disponibilidade relativa do nitrogênio, e favorece o aparecimento de espécies capazes de fixar o nitrogênio atmosférico (FIGUEIRÊDO *et al.*, 2007).

6.15 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005), para o enquadramento dos corpos hídricos de água doce nas Classes 1, 2 e 3 estabelece que os valores de DBO_5^{20} não devem ser superiores a 3,00mg/L, 5 mg/L e 10 mg/L, respectivamente.

Os resultados obtidos para DBO são mostrados na Figura 6.20. Percebe-se, a forte influência da estação chuvosa (Outubro a Janeiro) nos resultados de DBO, em todos os pontos amostrais na BHRP, que provocou um aumento do carreamento de matéria orgânica para o curso d'água. A DBO pode ser considerada um indicador de qualidade de água principalmente em relação à poluição orgânica (CETESB, 2015). Nos períodos do estudo em nenhuma estação foi ultrapassado o VL para águas classe 2.

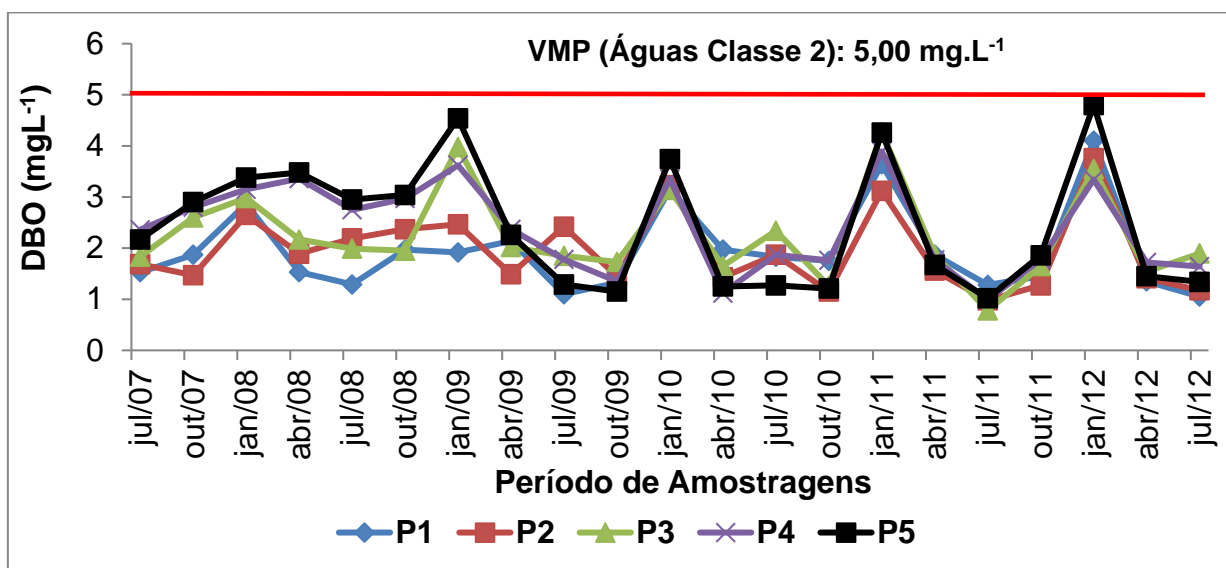


Figura 6. 20. Resultados da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO),mg.L⁻¹

Especificamente em relação ao reservatório da UHE- Sá Carvalho foi possível constatar o padrão de variação bastante definido para os períodos e pontos de amostragens investigados mostrando relação direta com a sazonalidade, com maiores valores de DBO_5 na estação chuvosa (Tabela 1).

No período de estiagem foi identificado o valor de 11,7 mg.L⁻¹ em SC 02F e sendo encontrados resultados inferiores a 4mg/L em SC03S e SC03F em todas as amostragens (Tabela 6.16). Entretanto, na estação chuvosa, todos os resultados da DBO_5 (Tabela 1) foram superiores ao limite do CONAMA 357/2005 para águas Classe 3. Desse modo, os achados denotaram relação com o alto grau de contaminação da bacia de contribuição e favorecendo a redução do oxigênio dissolvido. Tais condições podem provocar mortandades de peixes e eliminação de outros organismos aquáticos conforme observado Noriega *et al.* (2013) e citado por Queiroz *et al.* (2015).

Tabela 6. 16. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) no reservatório da UHE – Sá Carvalho

Reservatório	Junho/2007	Novembro/2007	Junho/2008	Novembro/2008
SC01	5,06	16,36	5,43	16,75

SC 02S	4,34	11,32	4,39	11,98
SC021/2ZF	3,28	16,03	3,75	15,98
SC02F	11,7	15,98	11,89	14,78
SC 03S	2,42	15,95	2,78	16,25
SC03F	1,9	16,24	2,1	16,43
SC04S	2,27	14,44	3,12	14,76
SC05S	4,17	11,62	4,45	11,54
Reservatório	Junho/2009	Novembro /2009	Junho/2010	Novembro /2010
SC01	4,23	15,87	5,95	15,15
SC 02S	5,14	10,89	4,45	12,03
SC021/2ZF	3,65	16,33	3,98	15,75
SC02F	10,9	14,78	12,04	14,86
SC 03S	2,56	15,05	2,74	16,45
SC03F	1,78	16,87	1,98	16,56
SC04S	2,54	14,75	3,34	14,98
SC05S	4,35	11,94	4,67	11,79
Reservatório	Junho/2011	Novembro /2011	Junho/2012	Novembro /2012
SC01	4,20	15,65	4,98	15,34
SC 02S	5,47	10,46	5,21	11,65
SC021/2ZF	3,94	16,72	4,02	15,28
SC02F	11,2	15,14	11,7	14,86
SC 03S	2,87	16,23	2,42	13,76
SC03F	1,45	17,12	1,95	13,79
SC04S	2,87	15,23	3,77	15,10
SC05S	4,29	11,75	4,35	11,79

6.16 Índice de Qualidade da Água (IQA)

Os valores do IQA variam entre 0 e 100. A variação destes valores expressam as categorias de qualidade do referido índice (Figura 6.21).

Assim definido, o IQA deve refletir as influências físicas do entorno da bacia sobre os corpos d'água, como o lançamento de esgotos, retirada da vegetação ciliar, materiais orgânicos, nutrientes e sólidos.

Nível de Qualidade - IGAM	
Nível de Qualidade	Faixa
Excelente	$90 < IQA \leq 100$
Bom	$70 < IQA \leq 90$
Médio	$50 < IQA \leq 70$
Ruim	$25 < IQA \leq 50$
Muito Ruim	$0 \leq IQA \leq 25$

Figura 6. 21. Categorias IQA e seus respectivos níveis (IGAM, 2015)

Resultados obtidos nos cálculos do Índice de Qualidade da Água (IQA), mostrados na Figura 6.22, refletiram as alterações provenientes da urbanização, densidades demográficas, dinâmicas da produção de indústrias (maior consumo de água) e produção de esgotos urbanos e efluentes industriais.

Ressalta-se a inexistência de Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) na grande maioria dos municípios, percorridos pelo corpo d'água constituindo-se em fator agravante do risco ambiental e suas repercussões negativas, com exceção do município de Ipatinga (P5).

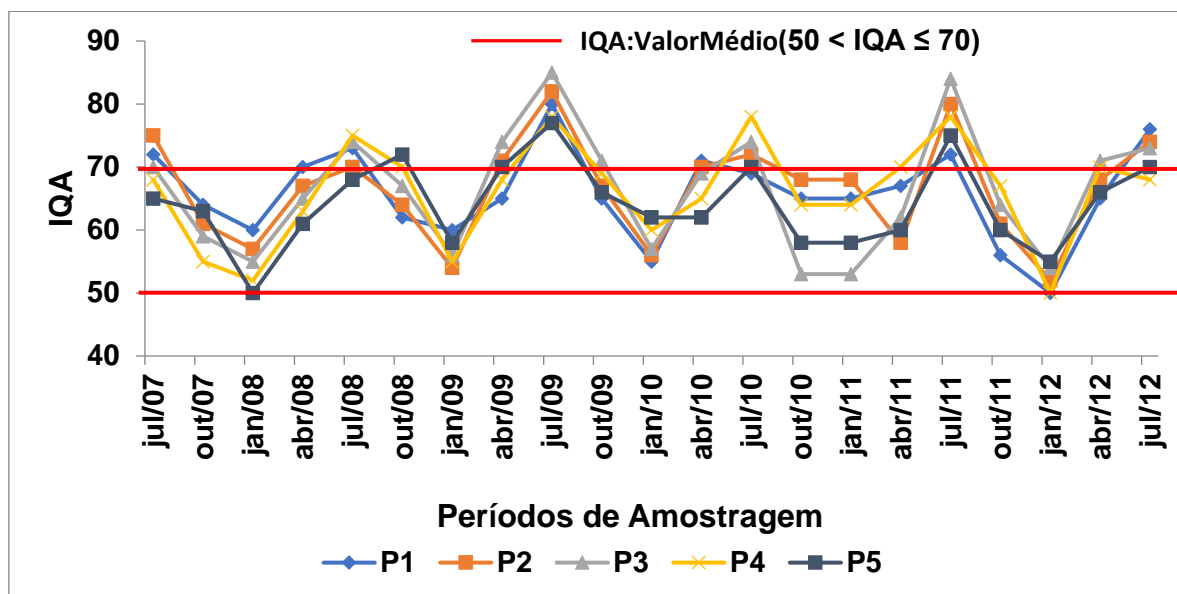


Figura 6. 22. Resultados do Índice de Qualidade da Água (IQA)

Apesar de alguns dos municípios possuírem tratamento dos esgotos, muitos ainda possuem um pequeno percentual de esgoto tratado, ETE's em condições precárias ou sem funcionamento, como os municípios de João Monlevade, Rio Piracicaba e Itabira. Soma-se a esse fato a presença de lançamentos clandestinos de esgotos e contribuição de outras fontes de poluição que contribuem para a diminuição da qualidade das águas nos trechos do rio Piracicaba e seus tributários que cortam esses municípios.

Destaca-se a interferência da industrialização relacionada com a exploração de minério de ferro, que apresenta impactos potenciais importantes sobre a qualidade de água, seja pela possibilidade de aumento de sólidos suspensos, seja pela alteração química da água nas lagoas de decantação utilizadas no beneficiamento do minério (ZIMMERMANN *et al.*, 2008).

As maiores parcelas dos valores obtidos possibilitaram classificar as águas com níveis de qualidade boa, seguida de aceitável não ocorrendo em nenhum momento à condição ruim no período estudado. É provável que tal condição seja decorrente dos elevados valores de oxigênio dissolvido no ambiente. Além disso, se verificou agravamento em função da redução pluviométrica na estação seca.

A área rural à jusante e montante de P1 foi detectada fossas sépticas indicando exacerbação da degradação antrópica de rios e mananciais freáticos.

Outro problema se relacionou como risco potencial da erosão devido à supressão de vegetação e empobrecimento do solo após sua utilização como pasto e outros fins (PERESIN *et al.*, 2014).

O comprometimento do IQA na BHRP se relacionou principalmente, à elevação do teor de Demanda Bioquímica de Oxigênio ($DBO_{5, 20}$), Fósforo Total (P_{Total}), Nitrogênio Total (N_{Total}), Resíduo Total (R_{Total}) e Turbidez (T_{NTU}).

A Figura 6.23 mostra o gráfico *boxplot* com os valores obtidos de IQA em todos os pontos amostrais.

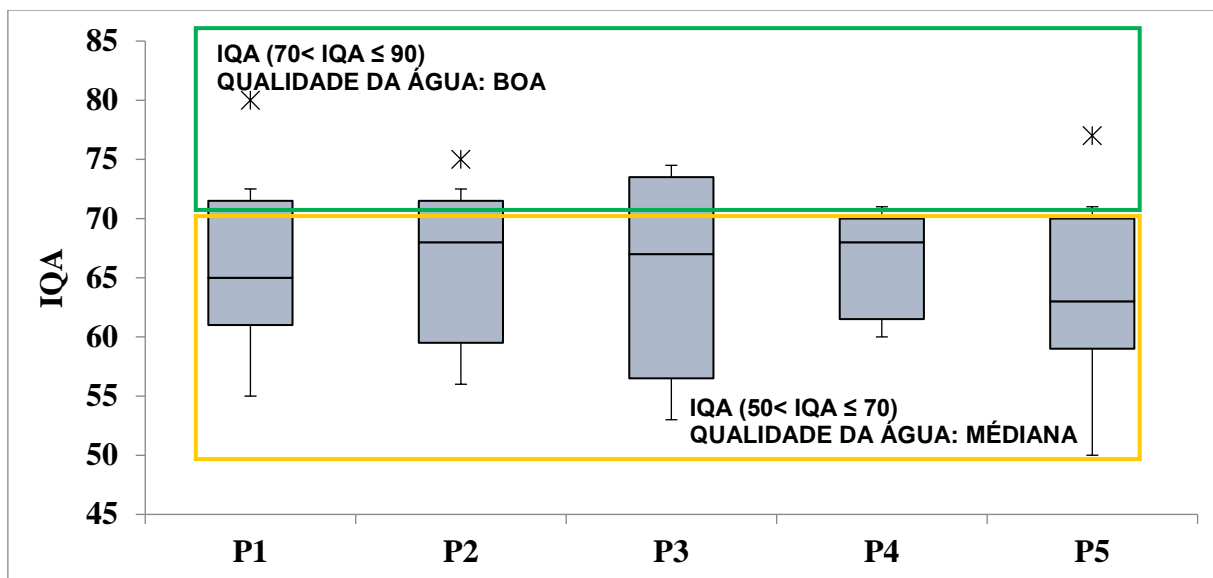


Figura 6. 23. Gráfico *boxplot* do IQA nos pontos de coleta na BHRP

Verifica-se, de forma geral, que a grande maioria dos resultados, dos valores da mediana do IQA, está no intervalo de $50 < \text{IQA} \leq 70$ (qualidade mediana) conforme a resolução CONAMA (CONAMA, 2005).

Nota-se que em estatística, os valores máximos outlier (valores aberrantes ou valores atípicos) são uma observação que apresenta um grande afastamento das demais da série. Em P1, P2 e P5 apresentaram resultados maiores para o índice obtendo a classificação de alguns ambientes com qualidade boa ($70 < \text{IQA} \leq 90$), podendo ser justificados abaixo:

- O ponto P1 está localizado perto da nascente do rio Piracicaba, em Fonseca;
- O ponto P2 o valor máximo *outliernão* tem representação significativa fora do IQA médio e
- O ponto P5 (Município de Ipatinga) existe ETEs e Estações de Tratamento de Efluentes Industriais (ETEIs) nas grandes indústrias locais.

A avaliação do IQA do reservatório da UHE - Sá Carvalho (Tabela 6.17) mostra relação entre os seus indicadores físico-químicos e usos comprometedores que possam afetar o sistema aquático (QUEIROZ et al., 2016).

Tabela 6. 17. Índice de Qualidade da Água do reservatório da UHE - Sá Carvalho.

Reservatório	Junho/2007	Novembro/2007	Junho/2008	Novembro/2008
SCLI 01	67,72	46,41	76,69	47,61
SCLI 02S	67,11	45,50	77,32	47,70
SCLI02 ^{1/2} ZF	-	-	-	-
SCI02F	-	-	-	-
SCLI 03S	70,47	46,54	69,15	48,34
SCLI03F	-	-	-	-
SCLI 04S	73,04	49,89	83,83	50,15
SCLI 05S	66,01	48,40	75,79	49,43
Reservatório	Junho /2009	Novembro/2009	Junho /2010	Novembro/2010
SCLI 01	67,82	45,89	76,23	46,56
SCLI 02S	67,18	45,45	77,12	46,69
SCLI02 ^{1/2} ZF	-	-	-	-
SCI02F	-	-	-	-
SCLI 03S	70,89	46,76	69,34	48,56
SCLI03F	-	-	-	-
SCLI 04S	73,65	49,54	82,87	51,12
SCLI 05S	66,24	48,67	73,17	49,67
Reservatório	Junho /2011	Novembro/2011	Junho /2012	Novembro/2012
SCLI 01	77,37	46,69	76,56	46,50
SCLI 02S	81,05	45,77	77,34	46,59
SCLI02 ^{1/2} ZF	-	-	-	-
SCI02F	-	-	-	-
SCLI 03S	75,85	46,62	69,58	48,36
SCLI03F	-	-	-	-
SCLI 04S	78,59	49,91	82,82	51,23
SCLI 05S	77,64	48,34	73,34	49,85

Fonte: Companhia Energética do estado de Minas Gerais (CEMIG), 2016.

A melhora da qualidade da água no reservatório da UHE – Sá Carvalho no período com baixa pluviometria, em geral, boa, mostrou relação com elevados teores de oxigênio dissolvido, pH em torno da neutralidade e condutividade elétrica em valores relativamente baixos. Rajar (1997) alerta que a eficácia dessa tentativa pode não corresponder aos prognósticos, pois a natureza apresenta capacidade de resposta que nem sempre pode ser numericamente controlada.

De modo geral a qualidade da água do reservatório oscilou entre a classificação ruim para estação chuvosa e média ou boa na estação seca. As variáveis que mais contribuíram para piora da qualidade da água na estação chuvosa no reservatório foram: coliformes termotolerantes, fósforo, demanda bioquímica de oxigênio e turbidez. Além disso, as classificações obtidas podem estar relacionadas com o uso do solo na região de inserção da UHE - Sá Carvalho, uma vez que a vegetação de entorno é constituída principalmente de pastagens, permitindo o carreamento de partículas para dentro dos cursos de água.

Os resultados mostraram o seu mais baixo IQA, resultado em SCLI 02S, estação chuvosa, correspondente a 45,45, e mais alto em SCLI 04S, estação seca, mensurado com o valor de 83,83. Os resultados do IQA foram relacionados apenas com parâmetros físico-químicos e desse modo não incluíram o comportamento das comunidades biológicas presentes. Destaca-se que não foi detectada a presença de macrófitas aquáticas nos pontos de monitoramento do reservatório em nenhuma das campanhas.

6.17 Metais nas águas da Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba (BHRP)

Os metais são contaminantes ambientais estáveis e persistentes uma vez que não podem ser degradados ou destruídos. Entre os elementos químicos conhecidos 53 são designados como metais, e destes apenas 17 são biodisponíveis e importantes para o ecossistema (CARRANZA-ÁLVAREZ, 2008). Embora os metais em geral, existam em baixas concentrações na crosta terrestre, sendo conhecidos também como metais traço ou elementos traço, a intensa mineração destes elementos durante o século XX aumentou significativamente suas concentrações no meio ambiente aquático (BAIRD, 2002).

Baird, (2002) relata que o contato com o corpo aquático pode redundar na ingestão de metais através da via oral, favorecendo a produção de radicais livres e afetando o sistema imunológico, tornando o indivíduo mais suscetível a viroses, ataque de bactérias e fungos oportunistas. Tais condições se tornam mais preocupantes quando são expostos grupos sociais mais vulneráveis como crianças, idosos e indivíduos portadores de doenças crônicas.

Os metais analisados na água superficial nos pontos amostrais da BHRP foram: Al, As, Ca, Co, Cr, Fe, K, Mn, Na, Th, V e Zn. Estes elementos químicos analisados estes são classificados na tabela periódica em:

- Metais de transição: Co, Cr, Fe, Mn, Zn e V;
- Metal representativo: Al;
- Semi metal: As;
- Metal alcalino terroso: Ca
- Metais alcalinos: Na e K.
- Actinídeo: Th.

Os teores de metais na água superficial na BHRP mostraram valores que ultrapassaram o VMP para os metais analisados (Tabela 6.18).

Tabela 6. 18. Teores de metais na água superficial na BHRP ($\mu\text{.g}^{-1}$)

Elemento	P1	P2	P3	P4	P5	VMP
Al	87,00 $\delta=\pm 9,72\%$	140,00 $\delta=\pm 9,67\%$	99,00 $\delta=\pm 9,72\%$	253,00 $\delta=\pm 9,81\%$	245,00 $\delta=\pm 9,72\%$	0,10
As	2,80 $\delta=\pm 8,54\%$	0,54 $\delta=\pm 9,72\%$	0,35 $\delta=\pm 5,85\%$	0,83 $\delta=\pm 9,94\%$	1,25 $\delta=\pm 7,75\%$	0,01
Ca	3,79 $\delta=\pm 8,76\%$	3,78 $\delta=\pm 8,78\%$	3,89 $\delta=\pm 8,35\%$	3,87 $\delta=\pm 9,56\%$	3,996 $\delta=\pm 7,86\%$	-
Co	0,12 $\delta=\pm 9,85\%$	0,78 $\delta=\pm 8,48\%$	0,29 $\delta=\pm 5,76\%$	0,41 $\delta=\pm 9,95\%$	0,38 $\delta=\pm 9,43\%$	0,05
Cr	0,77 $\delta=\pm 9,72\%$	0,43 $\delta=\pm 9,72\%$	0,19 $\delta=\pm 4,78\%$	1,17 $\delta=\pm 9,42\%$	1,68 $\delta=\pm 9,97\%$	0,05
Fe	482,00 $\delta=\pm 5,65\%$	1607,00 $\delta=\pm 9,75\%$	567,00 $\delta=\pm 8,72\%$	601,00 $\delta=\pm 9,76\%$	694,00 $\delta=\pm 9,72\%$	0,30
Mn	105,00 $\delta=\pm 9,67\%$	178,00 $\delta=\pm 9,52\%$	48,00 $\delta=\pm 9,74\%$	44,00 $\delta=\pm 9,92\%$	32,10 $\delta=\pm 8,75\%$	0,10
Na	3105,00 $\delta=\pm 8,37\%$	1975 $\delta=\pm 7,92\%$	2765 $\delta=\pm 7,62\%$	2153 $\delta=\pm 9,72\%$	2425 $\delta=\pm 5,48\%$	200,00*
K	3237,00 $\delta=\pm 6,37\%$	2105,00 $\delta=\pm 4,28\%$	2935,00 $\delta=\pm 7,34\%$	3098,00 $\delta=\pm 9,43\%$	3105,00 $\delta=9,75\%$	-
Th	0,01 $\delta=\pm 9,44\%$	0,01 $\delta=\pm 9,53\%$	0,01 $\delta=\pm 9,35\%$	23,5 $\delta=\pm 9,97\%$	37,2 $\delta=9,72\%$	-
V	3,78 $\delta=\pm 8,52\%$	4,32 $\delta=\pm 6,74\%$	4,75 $\delta=\pm 8,24\%$	3,89 $\delta=\pm 9,12\%$	4,13 $\delta=\pm 8,82\%$	0,1
Zn	23,6 $\delta=\pm 9,85\%$	33,7 $\delta=\pm 9,77\%$	16,8 $\delta=\pm 9,72\%$	15,67 $\delta=\pm 9,08\%$	14,48 $\delta=\pm 7,25\%$	0,18

*Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA)

As Figuras 6.24 a 6.27 mostram os resultados das concentrações de todos os elementos referenciados na Tabela 6.8 com seus respectivos VMP.

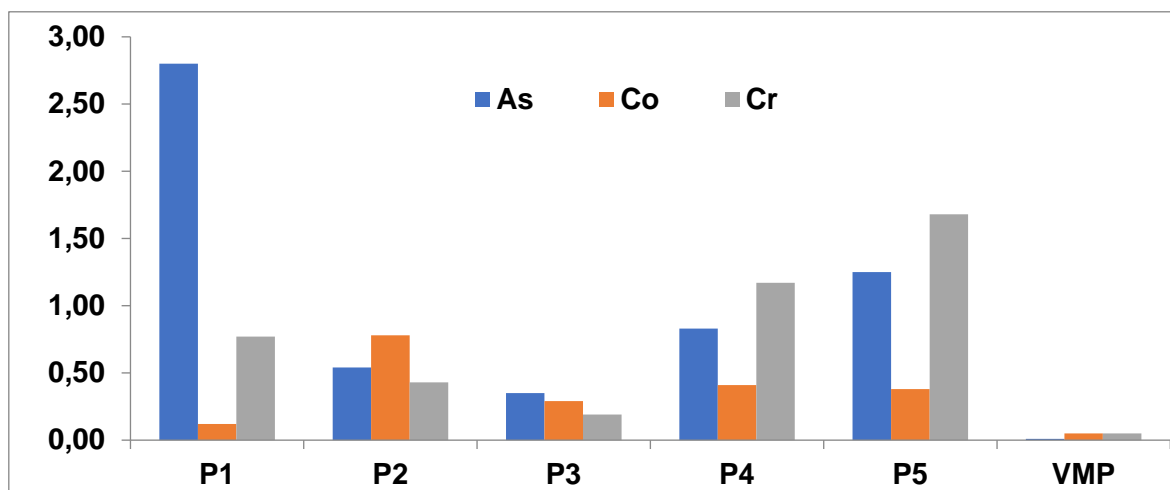


Figura 6. 24. Resultados das concentrações de As, Co e Cr (μg^{-1}).

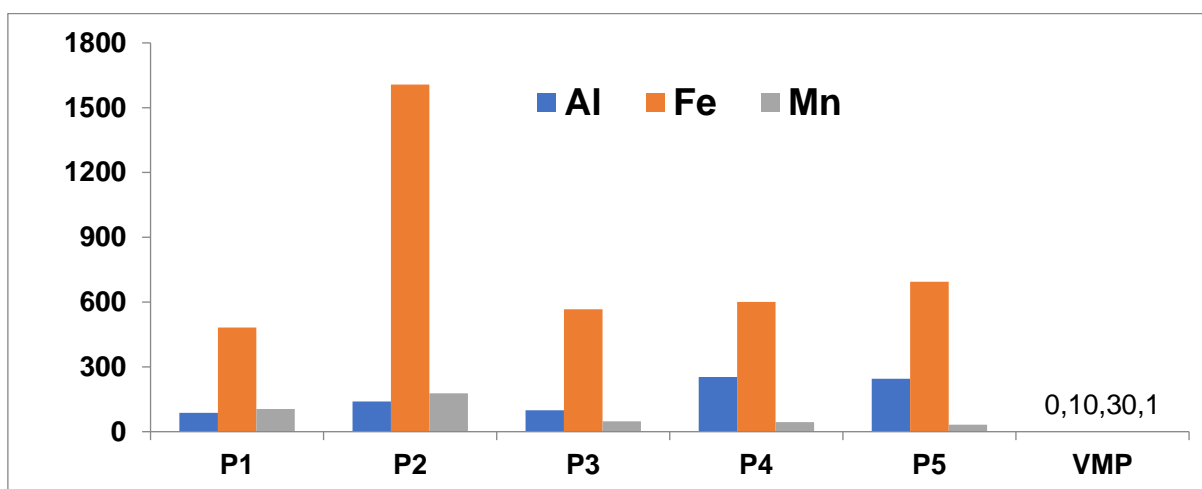


Figura 6. 25. Resultados das concentrações de Al, Fe e Mn (μg^{-1}).

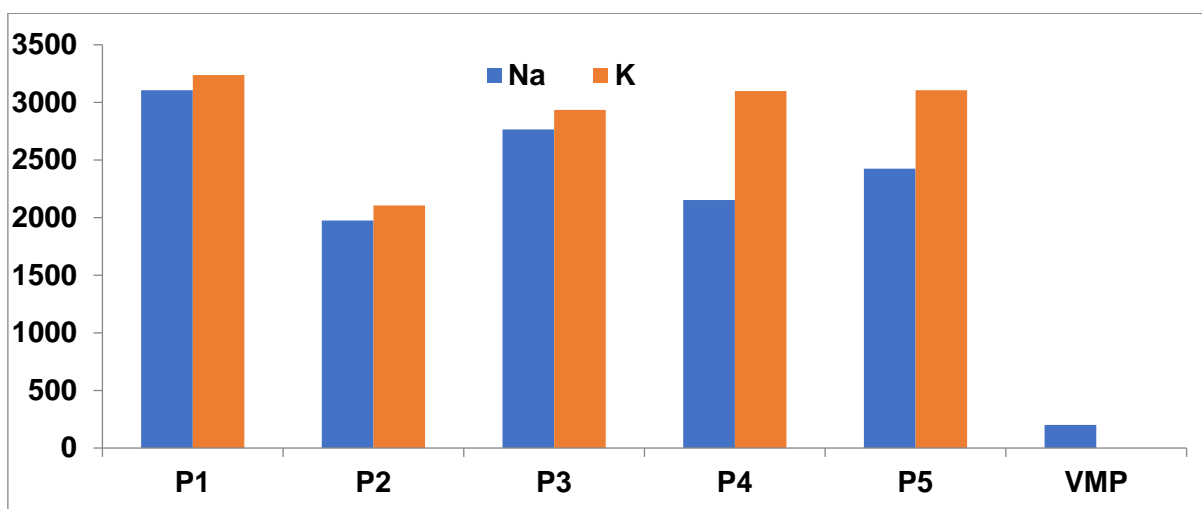
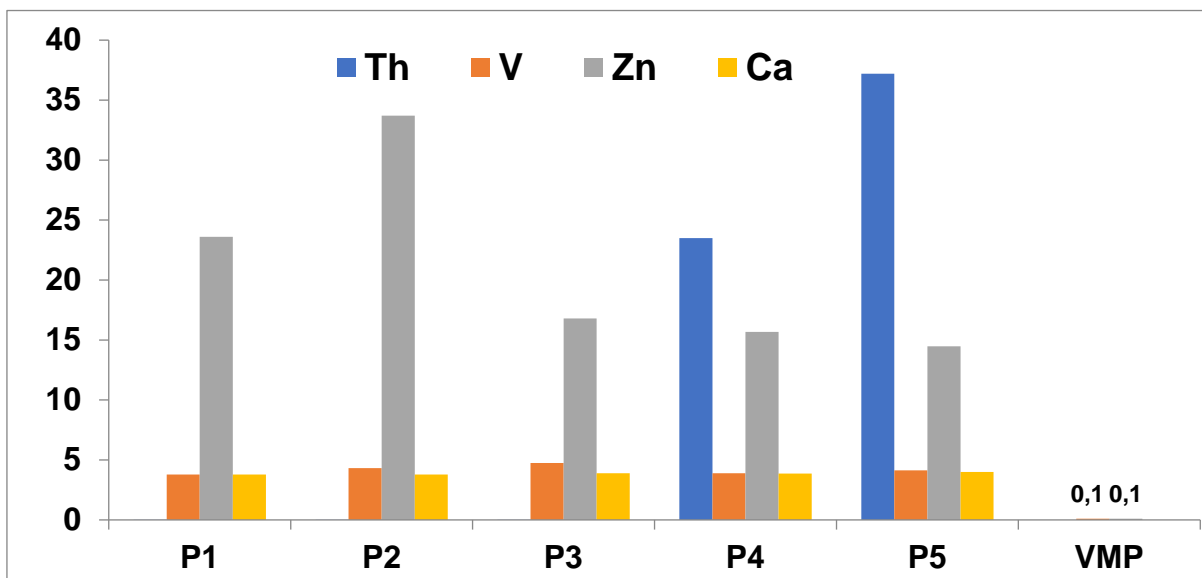


Figura 6. 26. Resultados das concentrações de Na e K (μg^{-1}).



A figura 6.28 mostra os gráficos estatísticos não paramétricos *boxplot*, para os mesmos **Figura 6. 27**. Resultados das concentrações de Th, V, Zn e Ca ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$).

elementos. Pode-se observar que as menores variações dos resultados foram para os metais Co, Al, Mn, Na, K e V.

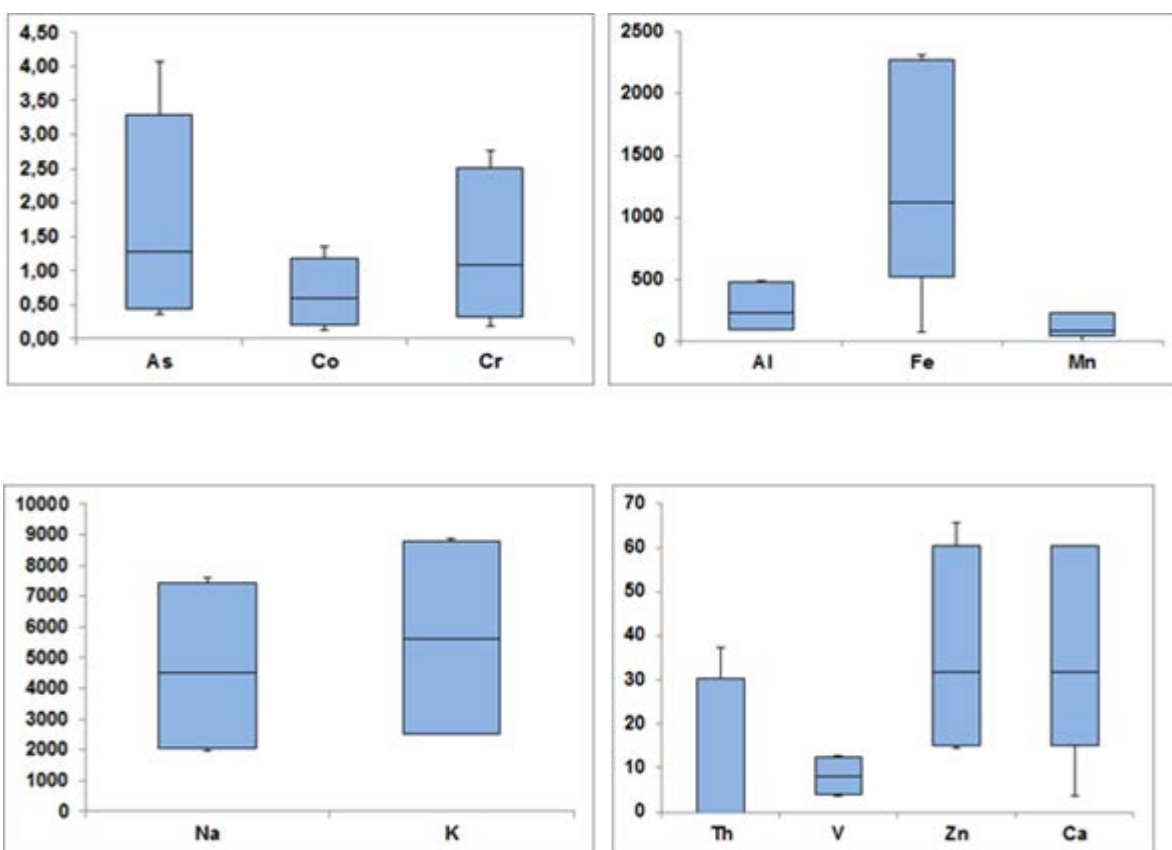


Figura 6. 28. Gráficos *boxplot* para os metais analisados na BHRP.

O Alumínio em todos os pontos amostrais as concentrações estão muito acima do VMP pela resolução CONAMA (2005). Várias autoridades internacionais estipularam normas de qualidade para o alumínio em águas superficiais e o valor de referência para a proteção da vida aquática varia entre 5 a 100 µg/l de alumínio solúvel.

O sódio é essencial para a contração muscular e transmissão nervosa; o potássio desempenha papel importante na manutenção dos batimentos cardíacos e na integridade celular.

Os achados relativos aos teores do Sódio sugerem relação com o seu uso em detergentes tanto domésticos quanto industriais em grande quantidade e posterior eliminação nos sistemas de esgotos sem adequado tratamento causando também o incremento da concentração de fósforonas águas de diversos mananciais. O maior valor de sódio foi de 3105µg.g⁻¹(δ=±8,37%) em P1, sendo que este íon tem grande importância no processo de salinização dos solos agrícolas. De acordo com Miranda *et al.* (2014) essa água possui moderada restrição para uso na irrigação por superfície.

Os teores de Potássio na água superficial indicaram a deterioração dos recursos naturais associada à monocultura de eucalipto, prática usual na região de estudo. Novamente os maiores achados foram identificados em P1 sendo 3.237µg.g⁻¹(δ=±6,37%)denotando a exacerbação do risco ambiental. Zolinet *al.* (2014) alertam que se trata de nutriente associado ao aumento rápido de algas juntamente com nitratos, fosfatos, sulfatos, cálcio e magnésio.

Constatou-se também a elevação dos teores de Mn e constituindo-se em fator que deve ser muito bem ponderado tendo em vista o uso da água para fins de abastecimento público. A tecnologia disponível para tratamento da água permite bom nível de remoção dos contaminantes e garante a distribuição de água potável com padrão de qualidade adequado. Entretanto, o tratamento inclui a oxidação daqueles metais, através da injeção de substâncias como o cloro, tornando-os insolúveis, garantindo a remoção nas etapas de decantação e filtração, contribuindo para elevação das tarifas pertinentes à sua distribuição. Em outro ângulo, existem ainda municípios com grandes dificuldades na execução dos procedimentos necessários incluindo-se esgotamento sanitário; o manejo de resíduos sólidos urbanos; e a drenagem e manejo das águas pluviais (MALTA *et al.*, 2007).

Outro aspecto, os resultados mostraram incremento também na concentração do Vanádio evidenciando relação com os mecanismos de produção na região abrangida pelo Rio Piracicaba nas localidades desse estudo. No Brasil, aproximadamente 80% do vanádio produzido é empregado como ferro-vanádio ou como insumo para produção de aços especiais direcionados para indústria automobilística (ANTUNES *et al.*, 2013). Elevados teores desse metal podem implicar em risco para o gado bovino, pois o elemento exerce efeito deletério interferindo no perfil metabólico desses ruminantes (CARDOSO *et al.*, 2016).

Em relação ao homem tem importante ação inibindo a síntese de colesterol evitando a deposição de gorduras nas paredes das artérias, portanto, prevenindo os ataques cardíacos e isquemia cerebral (SRIVASTAKA, 2000). Entretanto, a ingestão excessiva acidental através do contato com águas superficiais para fins de recreação e pesca pode implicar em efeitos tóxicos, tal como, diarreia, redução da ingestão hídrica e alimentar, desidratação e redução do ganho de massa corporal (MARTINS *et al.*, 2014). Tais condições mostram a relevância do atendimento do CONAMA 357/2005. Nesse estudo, os resultados encontrados para o Vanádio extrapolaram o VMP correspondente a 0,1µg.g⁻¹ em todos os pontos de coleta, sendo o pior resultado identificado em P3 sendo 4,75 µg.g⁻¹ δ=±8,24%.

Reforça-se que a população utiliza o corpo aquático para fins de recreação, possibilitando a ingestão da água *in natura*, sendo um risco para a saúde pública. Destaca-se que a toxicidade do manganês pode redundar em patologias, tais como, síndrome neurológica, anemia e doença óssea em humanos (NAZAR *et al.*, 2008).

Outro problema se relaciona com a probabilidade da absorção de metais pela biota aquática podendo levar à biomagnificação na cadeia trófica (SILVA-JUNIOR *et al.*, 2014). Dentre esses, os teores de As e Cr que extrapolaram o VMP (Tabela 6.17) em todas as localidades desse estudo na BHRP. Trata-se de metais com característica de bioacumular em tecidos animais sendo, em geral, responsáveis por transtornos de gravidade moderada em peixes, porém, as formas menos especializadas, via de regra, apresentam grande sensibilidade à poluição por metais, afetando a reprodução dos espécimes (LINS *et al.*, 2010).

Além disso, há risco na exposição não ocupacional ao As e Cr por ingestão de alimentos e água. Estudos clínicos mostraram a prevalência de patologias associadas às doenças carcinogênicas quando o processo de acumulação extrapola o limite de tolerância biológico (CETESB, 2015).

Outro risco, a elevada concentração de Cobalto mostra relação com a atividade agropecuária na região da BHRP. Sais de cobalto, na forma de sulfatos, acetatos e nitratos para corrigir deficiências minerais em animais (UNGERFELD *et al.*, 2015). Outra via de contaminação se relaciona com o descarte inadequado de eletrodos de baterias de celulares no lixo urbano (QUEIROZ, 2006).

Outro ângulo do mosaico ambiental da BHRP referiu-se a peculiaridade da presença do Th^{232} na fase líquida indicando stress ambiental. O problema possivelmente foi desencadeado através da adsorção do metal por materiais orgânicos ou inorgânicos em suspensão no corpo aquático. O distúrbio também conduz a incorporação do radioisótopo na cadeia alimentar, em seus diversos níveis tróficos, através da formação de um colóide insolúvel com probabilidade de longa permanência no trato intestinal, repercutindo em diversas patologias de grande nocividade (TONETTO E BONOTTO, 2002; BONOTTO, 2013).

Trata-se de elemento (Th), ainda não regulamentado para Valor Máximo Permitido (VMP) pelo CONAMA 357/2005 (2005), sendo identificados valores entre $0,01\mu\text{g.g}^{-1}$, $\delta=\pm 9,44\%$ (P1), $0,01\mu\text{g.g}^{-1}$, $\delta = \pm 9,53\%$ (P2), $0,01\mu\text{g.g}^{-1}$, $\delta=\pm 9,35\%$ (P3), $23,5\mu\text{g.g}^{-1}$ $\delta=\pm 9,97\%$ (P4), a $37,2\mu\text{g.g}^{-1}$, $\delta=\pm 9,72\%$ (P5), sugerindo relação com despejos industriais no corpo receptor em P3 e P5 (Ipatinga, região com elevado índice de indústrias metalúrgicas e siderúrgicas).

Gontijo *et al.* (2013) destacam que todos os metais e seus compostos apresentam toxicidade, sendo o fator chave o grau de exposição e a susceptibilidade orgânica. Além disso, os efeitos nocivos são determinados pelo índice e ao alcance que esses elementos se convertem em uma forma biodisponível. Destaca-se que quando os solos são perturbados por atividades antrópicas, tais como, a mineração, a mobilidade desses elementos cresce exponencialmente.

A solubilidade da forma iônica do metal é susceptível às condições físico-químicas, dentre elas, a redução do pH (HELLER e PÁDUA, 2006), que foi observada na área de estudo. Verificou-se que o pH na água do rio Piracicaba em todas as amostragens se apresentou levemente ácido. Trata-se de parâmetro que apresenta estreita correlação com a permeabilidade da membrana celular da comunidade dos vegetais, interferindo, portanto no transporte iônico intra e extracelular (PEÑA *et al.*, 2014).

A região percorrida pela BHRP se apresenta como área bastante impactada. Os efluentes industriais e domésticos constituem em problema regional em função dos seus poluentes. Dentre os contaminantes existentes nas águas residuárias se encontram os metais que são substâncias com elevada probabilidade de provocar transtornos aos ecossistemas em concentrações acima do Valor Máximo Permitido (VMP), apresentados no CONAMA 357/2005, conforme Costa *et al.* (2014). Em relação aos componentes bióticos, dentre eles, os homens, é cientificamente comprovado que uma parcela significativa daqueles elementos é reconhecidamente tóxica repercutindo em patologias associadas à proliferação descontrolada de células, que leva à formação de um tecido anormal, em exposições acima do Limite de Tolerância Biológico (LTB) sendo capazes de comprometer diversos órgãos do corpo humano (VENEU *et al.*, 2012).

Além disso, a geração de toneladas de resíduos e disposição inadequada tem provocado a contaminação e poluição do solo, implicando no incremento do teor de metais afetando o padrão litológico (SANTOS *et al.*, 2014). Tais condições interferem na mobilidade daquelas substâncias, favorecendo a absorção pelas plantas e conseqüentemente a entrada na cadeia alimentar, na dependência da forma iônica (hidróxidos, carbonatos, complexos orgânicos e outros) e atributos do solo, tais como, pH, Capacidade de Troca de Cátions (CTC), Matéria Orgânica do Solo (MOS), potencial de oxi-redução e interação com outros elementos (VILELA *et al.*, 2014).

Os teores de Cálcio detectados nas estações de amostragens da BHRP mostram relação com o intemperismo do feldspato. Além disso, a entrada do íon metálico no sistema aquático pode ser atribuída ao material particulado disperso no ar oriundo das minerações de calcário e fábricas de cimento na região de estudo.

Sumarizando se pode afirmar que os resultados dos teores de metais detectados na BHRP explicitaram a necessidade de medidas mitigadoras visando à manutenção da saúde pública.

6.17.1 Metais nas águas do reservatório da UHE – Sá Carvalho

As águas do reservatório da UHE – Sá Carvalho apresentam relação direta com a BHRP. Desse modo, pode-se inferir que a fonte predominante de metais para o reservatório da UHE-Sá Carvalho é o seu afluente como pode ser observado por meio das altas concentrações de metais detectadas na BHRP no período de estudo.

A presença de metais nos pontos do reservatório pode ter sido derivada da sazonalidade e pelo hidrodinamismo diferenciado dos locais lânticos, uma vez que os rios são os principais responsáveis no transporte de substâncias dissolvidas sendo receptores dos despejos oriundos da bacia de drenagem e, portanto, podem depositá-los nos reservatórios hidrelétricos que atuam como coletores (MARQUES, 2011).

Nesse sentido, inferem-se as possibilidades quanto à presença de grande variedade de espécies químicas de metais traço com níveis distintos de toxicidade e biodisponibilidade no reservatório da UHE – Sá Carvalho. Todavia, os relatórios da CEMIG (2016) indicaram apenas teores de alumínio total, boro total, cálcio, ferro solúvel dissolvido e manganês solúvel dissolvido. Além disso, essas concentrações foram bem inferiores às detectadas na BHRP que podem ser explicadas pelas condições da área alagada que funcionariam como um filtro com a possível absorção de metais pelas macrófitas e pela redução da velocidade da água, o que faz com que grande parte do material particulado, que transporta os metais adsorvidos, se deposite antes

de atingir o corpo principal do reservatório como observado por Jardim *et al.* (2014).

No reservatório da UHE – Sá Carvalho foi possível verificar que o teor de alumínio total diminuiu na estação seca. O aumento da concentração de alumínio esteve associado com o período de chuvas e, portanto, com a alta turbidez. Os teores desse metal (Tabela 6.19) oscilaram entre o valor mínimo correspondente a $<0,050 \text{ mg.L}^{-1}$ em SCLI 02S, SCLI 03S e SCLI 04S (estação seca) até $0,197 \text{ mg.L}^{-1}$ em SCLI 04S (estação chuvosa).

NÚÑEZ-GÓMEZ *et al.* (2016) reforçam a importância do aumento das concentrações das espécies de monômeros inorgânicos de alumínio nas águas superficiais pois tem como consequências a perda de numerosas espécies de peixes, invertebrados e perda de plâncton, diminuindo a diversidade de espécies presentes nas massas de água em questão. Recentes estudos confirmaram também que elevadas concentrações de alumínio influenciam o ciclo do fósforo na massa de água, limitando a sua disponibilidade para o fitoplâncton e diminuindo assim a produtividade dessas massas de água (KOPÁČEK *et al.*, 2001; HEMAT, 2009).

Tabela 6. 19. Alumínio total (mg.L⁻¹) nas estações de monitoramento do reservatório da UHE – Sá Carvalho.

Reservatório	Junho/2007	Novembro/2007	Junho/2008	Novembro/2008
SCLI 01	0,052	0,144	0,064	0,149
SCLI 02S	<0,050	0,174	<0,050	0,186
SCLI021/2ZF	-	-	-	-
SCI02F	-	-	-	-
SCLI 03S	<0,050	0,063	<0,050	0,078
SCLI03F	-	-	-	-
SCLI 04S	<0,050	0,163	<0,050	0,167
SCLI 05S	0,054	0,103	0,054	0,121
Reservatório	Junho /2009	Novembro/2009	Junho /2010	Novembro/2010
SCLI 01	0,058	0,151	0,050	0,159
SCLI 02S	<0,050	0,181	<0,050	0,177
SCLI021/2ZF	-	-	-	-
SCI02F	-	-	-	-
SCLI 03S	<0,050	0,069	<0,050	0,087
SCLI03F	-	-	-	-
SCLI 04S	<0,050	0,172	<0,050	0,192
SCLI 05S	0,056	0,109	0,059	0,112
Reservatório	Junho /2011	Novembro/2011	Junho /2012	Novembro/2012
SCLI 01	0,056	0,161	0,056	0,162
SCLI 02S	<0,050	0,188	<0,050	0,183
SCLI021/2ZF	-	-	-	-
SCI02F	-	-	-	-
SCLI 03S	<0,050	0,072	<0,050	0,094
SCLI03F	-	-	-	-
SCLI 04S	<0,050	0,175	<0,050	0,197
SCLI 05S	0,045	0,113	0,062	0,109

Fonte: Companhia Energética do estado de Minas Gerais (CEMIG), 2016.

Teixeira *et al.* (2013) relatam que a presença de Boro nas águas em geral tem se incrementado de forma contínua e relacionando-se com o desenvolvimento industrial. Em decorrência desses fatos, os efeitos prejudiciais aos organismos vivos têm aumentando, especialmente sobre as plantas onde a faixa entre a deficiência e a toxicidade é muito estreita (BRIGHENTI *et al.*, 2015).

No reservatório da UHE- Sá Carvalho os teores de Boro oscilaram entre o valor mínimo correspondente à < 0,01 mg.L⁻¹ na estação seca até 0,02 mg.L⁻¹ na estação chuvosa em SC 002S (Tabela 6.20), sendo todos os resultados inferiores ao VMP estabelecido no CONAMA 357/2005 fixado em mg.L⁻¹ para águas Classe 2.

Tabela 6. 20. Boro (mg.L^{-1}) nas estações de monitoramento do reservatório da UHE – Sá Carvalho

Reservatório	Junho/2007	Novembro/2007	Junho/2008	Novembro/2008
SCLI 01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
SCLI 02S	<0,01	0,020	<0,01	0,019
SCLI02 ^{1/2} ZF	-	-	-	-
SCI02F	-	-	-	-
SCLI 03S	<0,01	0,018	<0,01	0,017
SCLI03F	-	-	-	-
SCLI 04S	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
SCLI 05S	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Reservatório	Junho /2009	Novembro/2009	Junho /2010	Novembro/2010
SCLI 01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
SCLI 02S	<0,01	0,020	<0,01	0,018
SCLI02 ^{1/2} ZF	-	-	-	-
SCI02F	-	-	-	-
SCLI 03S	<0,01	0,018	<0,01	0,019
SCLI03F	-	-	-	-
SCLI 04S	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
SCLI 05S	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Reservatório	Junho /2011	Novembro/2011	Junho /2012	Novembro/2012
SCLI 01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
SCLI 02S	<0,01	0,018	<0,01	0,04
SCLI02 ^{1/2} ZF	-	-	-	-
SCI02F	-	-	-	-
SCLI 03S	<0,01	0,016	<0,01	0,020
SCLI03F	-	-	-	-
SCLI 04S	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
SCLI 05S	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01

Fonte: Companhia Energética do estado de Minas Gerais (CEMIG), 2016.

Paganini (1997) informa que o cálcio, metal alcalino terroso, pode estar envolvido em uma série de reações químicas, incluindo troca iônica, precipitação e fixação, mas sua função ambiental ainda não está bem definida. Aparentemente reduzem o efeito tóxico de outros íons, notadamente Sódio e Magnésio, quando absorvidos pelas raízes das plantas (SILVA *et al.*, 2016).

Em relação às águas do reservatório da UHE-Sá Carvalho o teor de Cálcio oscilou entre o valor mínimo de $2,48\text{mg.L}^{-1}$ na estação seca em SC 004 até o máximo de $4,2\text{mg.L}^{-1}$ na estação chuvosa em SC 002F e SC 0003 (Tabela 6.21).

Tabela 6. 21. Cálcio (mg.L⁻¹) nas estações de monitoramento do reservatório da UHE – Sá Carvalho.

Reservatório	Junho/2007	Novembro/2007	Junho/2008	Novembro/2008
SCLI 01	3,65	3,92	3,71	3,88
SCLI 02S	2,64	4,11	2,75	4,0
SCLI021/2ZF	3,10	4,0	3,15	4,1
SCI02F	3,14	3,61	3,23	3,91
SCLI 03S	3,52	3,72	3,64	3,52
SCLI03F	3,66	4,0	3,71	3,98
SCLI 04S	2,49	3,81	2,67	3,85
SCLI 05S	3,46	3,91	3,45	3,88
Reservatório	Junho /2009	Novembro/2009	Junho /2010	Novembro/2010
SCLI 01	3,67	3,8	3,74	3,87
SCLI 02S	2,49	4,4	2,54	3,99
SCLI021/2ZF	3,04	4,5	3,19	4,1
SCI02F	3,04	3,7	3,26	3,89
SCLI 03S	3,53	3,61	3,68	3,82
SCLI03F	3,65	3,64	3,70	3,94
SCLI 04S	2,48	3,73	2,69	3,88
SCLI 05S	3,46	4,0	3,53	3,85
Reservatório	Junho /2011	Novembro/2011	Junho /2012	Novembro/2012
SCLI 01	3,67	4,0	3,69	3,94
SCLI 02S	2,49	4,2	2,48	3,98
SCLI021/2ZF	3,04	4,2	2,87	4,0-
SCI02F	3,04	3,4	3,23	4,2
SCLI 03S	3,53	3,8	3,48	4,2
SCLI03F	3,65	3,8	3,56-	3,98
SCLI 04S	2,48	3,7	3,67	4,0
SCLI 05S	3,46	4,0	3,85	4,1

Fonte: Companhia Energética do estado de Minas Gerais (CEMIG), 2016.

Em relação ao Ferro solúvel dissolvido foram detectados teores acima do VMP estabelecido no CONAMA 357/2005 corresponde a 0,3 mg.L⁻¹. Segundo os estudos ambientais da UHE – Sá Carvalho, a presença de concentrações elevadas de Ferro solúvel dissolvido no reservatório provavelmente mostra relação com as características geoquímicas locais. A água represada acaba por solubilizar partículas do solo, como óxidos metálicos, e carreando para dentro do corpo d'água incrementando a concentração do metal (CEMIG, 2016).

Os maiores teores do metal foram mensurados na estação chuvosa em SCLI02^{1/2}ZF e SCLI 04S sendo respectivamente 0,906 e 1,244mg.L⁻¹ (Tabela 6.22). Todavia, ainda em regime com baixa precipitação pluviométrica também foram detectados valores superiores ao VMP sendo os mais elevados identificados em SCLI02F e SCLI 04S respectivamente 0,578 e 0,465 mg.L⁻¹. De modo geral, as maiores implicações sobre os usos da água estariam relacionadas ao abastecimento humano onerando o tratamento, pois o Ferro total dissolvido causa sérios problemas na água, tais como: coloração, gosto metálico, odor, turbidez, corrosão e dureza (GARCÍA-MENDEIETA *et al*, 2012).

Tabela 6. 22. Ferro total dissolvido (mg.L⁻¹) nas estações de monitoramento do reservatório da UHE – Sá Carvalho.

Reservatório	Junho/2007	Novembro/2007	Junho/2008	Novembro/2008
SCLI 01	0,265	0,475	0,260	0,495
SCLI 02S	-	-	-	-
SCLI021/2ZF	0,312	0,899	0,320	0,897
SCI02F	0,525	0,524	0,514	0,532
SCLI 03S	0,512	0,702	0,691	0,707
SCLI03F	-	-	-	-
SCLI 04S	0,423	1,240	0,429	1,190
SCLI 05S	0,368	0,780	0,367	0,756
Reservatório	Junho /2009	Novembro/2009	Junho /2010	Novembro/2010
SCLI 01	0,269	0,486	0,294	0,490
SCLI 02S	-	-	-	-
SCLI021/2ZF	0,334	0,897	0,356	0,900
SCI02F	0,578	0,621	0,567	0,598
SCLI 03S	0,692	0,709	0,687	0,712
SCLI03F	-	-	-	-
SCLI 04S	0,465	1,17	0,437	1,190
SCLI 05S	0,379	0,779	0,374	0,756
Reservatório	Junho /2011	Novembro/2011	Junho /2012	Novembro/2012
SCLI 01	0,259	0,484	0,257	0,492
SCLI 02S	-	-	-	-
SCLI021/2ZF	0,309	0,906	0,305	0,897
SCI02F	0,373	0,536	0,369	0,557
SCLI 03S	0,322	0,752	0,317	0,767
SCLI03F	-	-	-	-
SCLI 04S	0,434	1,244	0,422	1,223
SCLI 05S	0,357	0,782	0,364	0,789

Fonte: Companhia Energética do estado de Minas Gerais (CEMIG), 2016.

Em função de sua localização o reservatório da UHE – Sá Carvalho recebe aporte das águas residuais da indústria do aço, ligas metálicas, baterias, oxidantes para limpeza, fertilizantes, entre outros usos.

Nesse contexto, a mensuração dos teores de Manganês solúvel dissolvido se mostra importante. O VMP estabelecido no CONAMA 357/2005 para águas Classe 2 corresponde a 0,1 mg.L⁻¹sendo detectados nas estações de amostragens do reservatório valores inferiores ao estabelecido em legislação, exceto em duas campanhas na estação SCLI 002 ½ ZF em novembro/2010 e novembro/2011 na estação chuvosa (Tabela 6.23) que apresentaram resultados para o manganês em desacordo com o limite estabelecido na Resolução CONAMA 357/2005 .

Entretanto, teor elevado de manganês aliado às condições cinéticas para oxidação do metal explicam diferentes episódios de sua solubilização em concentrações mais elevadas de OD na coluna d'água, precipitação em condições opostas (MARTINS, 1997) e podem sugerir a predominância dessa espécie química no sedimento do reservatório da UHE – Sá Carvalho.

Tabela 6. 23. Manganês solúvel dissolvido (mg.L⁻¹) nas estações de monitoramento do reservatório da UHE – Sá Carvalho.

Reservatório	Junho/2007	Novembro/2007	Junho/2008	Novembro/2008
SCLI 01	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
SCLI 02S	-	-	-	-
SCLI021/2ZF	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
SCI02F	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
SCLI 03S	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
SCLI03F	-	-	-	-
SCLI 04S	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
SCLI 05S	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Reservatório	Junho /2009	Novembro/2009	Junho /2010	Novembro/2010
SCLI 01	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
SCLI 02S	-	-	-	-
SCLI021/2ZF	<0,1	<0,1	<0,1	0,127
SCI02F	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
SCLI 03S	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
SCLI03F	-	-	-	-
SCLI 04S	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
SCLI 05S	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Reservatório	Junho /2011	Novembro/2011	Junho /2012	Novembro/2012
SCLI 01	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
SCLI 02S	-	-	-	-
SCLI021/2ZF	<0,1	0,115	<0,1	<0,1
SCI02F	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
SCLI 03S	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
SCLI03F	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
SCLI 04S	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
SCLI 05S	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

Fonte: Companhia Energética do estado de Minas Gerais (CEMIG), 2016.

7 CONCLUSÃO

Esse estudo analisou a influência da UHE – Sá Carvalho na qualidade da água em cinco localidades da BHRP. Destaca-se que a deterioração do corpo aquático mostra relação com a exploração dos recursos naturais com a existência de empreendimentos (indústria extrativista/transformação) geradores de elevadas cargas poluidoras que repercutem negativamente na qualidade da água. Outro agravante, a inexistência de Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) na grande maioria dos municípios percorridos pelo corpo d'água, com exceção de Ipatinga (P5) e em Timóteo (em construção) constituindo-se em fator incremental do risco ambiental e suas repercussões negativas (IGAM, 2015, COPASA, 2017).

Baseado nos resultados dos parâmetros físico-químicos foi possível atribuir elevado grau de deterioração da qualidade da água da Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba, Minas Gerais, nas localidades desse estudo.

A qualidade da água na área de influência da UHE- Sá Carvalho se diferenciou entre as localidades abrangidas nesse estudo (P1, P2, P3, P4 e P5) apresentando correlação com o uso e ocupação do solo em função da carga de nutrientes inseridas na BHRP. Em P1 se apurou menores valores de nitrogênio e fósforo quando comparados aos demais pontos de coleta, demonstrando menor nível de impacto por atividades agropastoris.

Na estação amostral localizada em P4 foram alcançados os piores resultados em relação ao fósforo total e resíduo total. Tais parâmetros foram mais elevados nos períodos com elevação da precipitação pluviométrica, fato atribuído ao aporte de material alóctone carreado pelas chuvas do reservatório, dentre outras fontes antrópicas contributivas, aumentando seus teores e interferindo na dinâmica da biota aquática, notadamente da comunidade fito planctônica.

Constatou-se que o crescimento urbano interfere na qualidade da água da BHRP sendo que as localidades nos municípios de Coronel Fabriciano (P4) e Ipatinga (P5) apresentaram os piores valores de IQA. Destaca-se que os mesmos estavam localizados em área urbanizada, sendo identificado que em P4 ocorria descarga de efluentes domésticos sem tratamento.

As concentrações dos metais Al, As, Co, Cr, Fe, Mn, Na, K, V e Zn foram sempre mais elevadas em P5 seja no período chuvoso ou durante a estiagem, extrapolando o VMP conforme disposto no CONAMA 357/2005. Diante desse contexto, entende-se que os programas de gerenciamento e recuperação para aquele corpo aquático devem ser aperfeiçoados sendo imprescindível a instalação de Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) nos municípios ainda sem esse tipo de tratamento, fiscalização das empresas quanto à descontaminação de seus efluentes e a educação ambiental continuada. Tais ações são apontadas como as principais medidas mitigadoras a serem desenvolvidas de maneira mais eficaz. Cabendo aí a ação imediata dos gestores públicos visando atender os preceitos dos direitos humanos e da justiça ambiental fundamentando as políticas públicas, permitindo a discussão de alternativas aos modelos hegemônicos de desenvolvimento em todos os tipos de empreendimentos inseridos na região da BHRP – MG.

Especificamente em relação à UHE – Sá Carvalho a análise do conjunto de dados pertinentes aos parâmetros físico-químicos do reservatório mostrou a sua capacidade de absorver os aportes externos provenientes da BHRP. Verificou-se que o barramento hidrelétrico embora esteja com mais de sessenta anos de funcionamento se apresenta moderadamente degradado conforme a mensuração do IET.

Além disso, a qualidade da água exibiu condições favoráveis, tal como, valores elevados do oxigênio dissolvidos, pH em torno da neutralidade e teores de metais dissolvidos inferiores aos limites estabelecidos no CONAMA 357/2005. Tal condição, mostra sua resiliência físico-química frente à ação impactante dos agentes ambientais.

Finalizando, para a proteção dos recursos hídricos se faz necessário o monitoramento hidrológico das sub-bacias, tal como a BHRP que afeta a dinâmica ambiental da BHRD, essa ação pode atuar como referência para o delineamento das medidas mitigadoras para outras bacias igualmente impactadas. Dentre essas, pontua-se quanto a relevância da diversificação da matriz energética com a intensificação do uso da energia solar, fiscalização das empresas, saneamento e desenvolvimento dos programas de educação ambiental abrangendo os diversos núcleos sociais que interagem com o corpo hídrico.

8 REFERÊNCIAS

_____. Ministério de Minas e Energia. Anuário Estatístico de Energia Elétrica. Apresenta estatísticas do setor elétrico brasileiro de 2015. Disponível em: <<http://www.epe.gov.br/AnuarioEstatisticodeEnergiaEletrica/Anu%C3%A1rio%20Estat%C3%A2stico%20de%20Energia%20El%C3%A9trica%202015.pdf>> Acesso em: 04 de Abril de 2016.

_____. *Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente. CONAMA n° 20 de 18 de junho de 1986.* Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Publicada no D.O.U. nº 053 de 18/03/2005.

ABE, D. S.; SIDAGIS GALLI, C. ; TUNDISI, T. M. ; TUNDISI, J. E. M.; GRIMBERG, D. E.; MEDEIROS, G. R.; Teixeira-Silva, V. ; TUNDISI, J. G. The effect of eutrophication on greenhouse gas emissions in three reservoirs of the Middle Tietê River, southeastern Brazil. IN: *Proceedings of The International Association of Theoretical and Applied Limnology*, v. 30, p. 822-825, 2009.

ABELHA, M. C. F.; KASHIWAQUI, E. A. L; GOULART, E.. Population structure, condition and diet of *Oligosarcus paranensis* (Menezes & Gery, 1983) (Osteichthyes: Characidae) at two reservoirs in South Brazil. *Biota Neotropica*. (Edição em Português. Online), v. 12, p. 187-197, 2012.

ABELL, J. M.; ÖZKUNDAKCI, D.; HAMILTON, D. P. Nitrogen and phosphorus limitation of phytoplankton growth in New Zealand lakes: implications for eutrophication control. *Ecosystems*. v.13, p.966-977, 2010.

ABOLLINO, O. ; BENEDETTI, M. F. Colloids and suspended particulate matters influence on Ni availability in surface waters of impacted ultramafic systems in Brazil. *Colloids and Surfaces. A Physicochemical and Engineering Aspects* (Print), v. 435, p. 36-47, 2013.

ALBUQUERQUE FILHO, J. L.; SAAD, A. R.; ALVARENGA, M. C. Considerações acerca dos impactos ambientais decorrentes da implantação de reservatórios hidrelétricos com ênfase nos efeitos decorrentes em aquíferos livres e suas consequências. *Geociências*. São Paulo, UNESP. v. 29, n. 3, p. 355-367, 2010.

ALVES, R. I. S.; OLIVEIRA CARDOSO, O. ; TONANI, K. A.; ABREU, J. F. C.; TREVILATO, T. M. B.; SEGURA-MUÑOZ, S. I. Water quality of the Ribeirão Preto Stream, a watercourse under anthropogenic influence in the southeast of Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment* (Print), v. 185, p. 1151-1161, 2013.

ALVES, R. I. S.; SAMPAIO, C. F.; NADAL, M. ; SCHUHMACHER, M. ; Domingo, J. L.; SEGURA-MUÑOZ, S. I. . Metal concentrations in surface water and sediments from Pardo River, Brazil: Human health risks. *Environmental Research*. New York, N.Y. Print, v. 133, p. 149-155, 2014.

ALVES, R. T., FIEDLER, N. C., SILVA, E. N. DA, LOPES, E. DA S., CARMO, F. C. DE A. Análise técnica e de custos do transporte de madeira com diferentes composições veiculares. *Revista Árvore*. v.37, n. p. 5, 897-904, 2013.

AMARAL, A. L.; GINORIS, Y. P.; NICOLAU, A.; COELHO, M. A. Z. ; FERREIRA, E. C. Stalked protozoa identification by image analysis and multivariable statistical techniques. *Analytical and bioanalytical chemistry*. v.391, n. 4, p. 1321-1325, 2008.

AMARAL, H. F.; IQUIAPAZA, R. A.; CORREIA, L. F.; AMARAL, G. H. O.; VIEIRA, M. V. Avaliação de Ativos Intangíveis: Modelos Alternativos Para Determinação do Valor de Patentes. *Revista de Gestão, Finanças e Contabilidade*. v. 4, p. 123-143, 2014.

AMORIM, R. C. F. *Espacialização de variáveis meteorológicas em áreas de relevo ondulado na bacia do rio Doce*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2005.

ANA - Agência Nacional de Águas, 2015. Indicadores de qualidade - Índice do Estado Trófico (IET). Disponível em: <<http://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-estado-trofico.aspx>> Acesso em: 03 de abril 2015.

ANDRADE, F. N.; MORAES, V. R.; GARAY I. Valor indicador das raízes finas no perfil húmico em fragmentos de Floresta Atlântica de Tabuleiros, Sooretama, ES. (no prelo). *Floresta e Ambiente*, v. 00, p. 1-15, 2008.

ANDRADE, P. C. R.; BARBOSA, G. M. P.; BARCELOS, M. C. S.; QUEIROZ, M. R. A.; SOUZA, I. T.; SAPUNARU, R. A. Experiencing the seven rules of Descartes. *Revista SODEBRAS*. v. 8, p. 18-22, 2013.

ANEEL - Agência Nacional de Energia Elétrica, 2002. Disponível em: <www.aneel.gov.br>. Acesso em: 03 de abril 2015.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. (2005) Standard Methods for the Examination Water and Wastewater 21st ed. Washington: APHA. 1083p. Disponível em: <www.mwa.co.th/download/file_upload/SMWW_1000-3000.pdf> Acesso em: 03 de abril 2015.

ARAGÓN, L. E.; CLUSENER-GODT, M. Biosphere Reserves and UNESCO Chairs: Partnerships for Sustainable Development. *Papers do NAEA (UFPa)*, v. 315, p. 1-27, 2013.

ARAÚJO, A. O.; MENDONÇA, L. A. R.; LIMA, M. G. DE S.; FEITOSA, J. V.; SILVA, F. J. A. DA; NESS, R. L. L.; FRISCHKORN, H.; SIMPLÍCIO, A. A. F.; KERNTOPF, M. R.. Modificações nas propriedades dos solos de uma área de manejo florestal na Chapada do Araripe. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* (Impresso), v. 37, p. 754-762, 2013.

ARAUJO, G.; MACEDO, H. T.; CHELLA, M. T.; MONTESCO, C. A. E. ; MEDEIROS, M. V. O. Parallel implementation of expectation – maximisation algorithm for the training of gaussianmixturegl models. *Journal of Computer Sciences*. v. 10, p. 2124-2134, 2014.

BAGGIO, H.; HORN, A. H.; MARTINS, T. Análise geoquímica de superfície aplicada em área de sepultamentos pré-históricos: Sítio arqueológico cemitério da caixa d'água – Buritizeiro, MG. *Caminhos de Geografia* (UFU), v. 14, p. 27-37, 2014.

BAIRD, C. *Química ambiental*. 2º Ed. Porto Alegre: Bookman, 2002. 607 p.

BARROS, J. D. S.; CHAVES, L. H. G.; PEREIRA, W. E. Carbon and nitrogen stocks under different management systems in the Paraiban “Sertão”. *African Journal of Agricultural Research*. v. 10, p. 130-136, 2015. .

BAUMGARTEN, M. G., POZZA, S. A. *Qualidade de águas: descrição de parâmetros químicos referidos na legislação ambiental*. Rio Grande: Ed. FURG, 2001. 166p.

BENEVIDES R. F. *Efeitos do represamento sobre a qualidade da água: o caso da Usina hidrelétrica Luís Eduardo Magalhães, Tocantins*, (Dissertação de mestrado) Curso de Pós-graduação em Ciências do Ambiente da Universidade Federal do Tocantins. 111 p., 2010.

BERTAGNOLLI, M.; CASALI, K. R.; DE SOUSA, F. B.; RIGATTO, K.; BECKER, L.; SANTOS, S. H. S.; DIAS, L. D.; PINTO, G.; DARTORA, D. R.; SCHAAN, B. D.; MILAN, R. D. S.; IRIGOYEN, M. C.; SANTOS, R. A.S. An orally active angiotensin-(1-7) inclusion compound and exercise training produce similar cardiovascular effects in spontaneously hypertensive rats. *Peptides*. v. 51, p. 65-73, 2014.

BEZERRA, L. A. V.; PAULINO, W. D.; GARCEZ, D. S.; BECKER, H.; SÁNCHEZ-BOTERO, J. I. Limnological characteristics of a reservoir in semiarid Northeastern Brazil subject to intensive

- tilapia farming (*Oreochromis niloticus* Linnaeus, 1758). *Acta Limnologica Brasiliensia*. (Online), v. 26, p. 47-59, 2014.
- BEZERRA, P. S. S.; TAKIYAMA, L. R.; BEZERRA, C. W. B. Complexação de íons de metais por matéria orgânica dissolvida: modelagem e aplicação em sistemas reais. *Acta Amazônica*, v.39, n.3, p. 639-648, 2009.
- BIANCHINI Jr., I.; CUNHA-SANTINO, M. B.; RIBEIRO, J. U.; PENTEADO, D. G. B. Implication of anaerobic and aerobic decomposition of *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth. on the carbon cycling in a subtropical reservoir. *Braz. J. Biol.* v. 74, n. 1, São Carlos Feb. 2014.
- BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; PICCIN-SANTOS, V.; MOURA, A. N.; CORDEIRO-ARAÚJO, M.K.; ARAGÃO, N. K. C. V. Cyanobacteria, microcystins and *cylindrospermopsin* in public drinking supply reservoirs of Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* (Impresso), v. 86, p. 297-310, 2014.
- BLANK, F. F.; SAMANEZ, C. P.; BAIDYA, T. K. N.; AIUBE, F. A. L.. CAPM Condicional: Betas Variantes no Tempo no Mercado Brasileiro. *Revista Brasileira de Finanças*. v. 12, p. 163-199, 2014.
- BONOTTO, D. M. A. Comparative study of aquifer systems occurring at the Paraná sedimentary basin, Brazil: U-isotopes contribution. *Environmental Earth Science*. v. 68, p. 1405-1418, 2013.
- BORDON, I. C. A. C.; SARKIS, J. E. S.; ANDRADE, N. P.; HORTELLANI, M. A.; FAVARO, D. I. T.; KAKAZU, M. H.; COTRIM, M. E. B.; LAVRADAS, R. T. An environmental forensic approach for tropical estuaries based on metal bioaccumulation in tissues of *Callinectes danae*. *Ecotoxicology*. v. 25, Issue 1, p. 91–104 January 2016,
- BRANDÃO, L.; SÉBASTIEN, N. Y. Feeding activity and influence of intraspecific competition on zooplankton communities by Jundiá (Rhamdia quelen Quoy and Gaimard, 1824) in laboratory. *Brazilian Journal of Biology*. v. 73, p. 765-773, 2013.
- BRASIL, Ministério de Minas e Energia. Emissões de Gases de Efeito Estufa em Reservatórios de Centrais Hidrelétricas. 400p. Disponível em: <<http://www.cepel.br/data/pages/balcar/LivroBalcar.pdf>> Acesso em: 04 de Abril de 2016.
- BRIGHENTI, A. M.; MULLER, M. D.; OLIVEIRA JR, A.; CASTRO, C. Weed control and boron nutrition on Eucalyptus in silvopastoral system. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*. v. 18, p. 39-46, 2015.
- BUCHARLES, L. G. E.; FERNANDES JÚNIOR, J.F. Method of Pavement Evaluation in Sites of Traffic Accidents for Forensic Purposes. *European International Journal of Science and Technology*. v. 2, p. 130-136, 2013.
- CAMARGO, F. C. F.; PINTO, A. M. F.; MOREIRA, R. M.. Development of ¹¹⁵Cd/^{115m}In Generator for Industrial and Environmental Applications. *Chemical Engineering Transactions*. v. 32, p. 295-300, 2013.
- CAMPBELL, J. Nitrogen excretion. IN: PROSSER, C. L. Comparative animal physiology. Philadelphia: W.B. Saunders. p. 279 - 316, 1973.
- CANELLAS, A. V.; PRA, M. D.; MARTINEZ, C. B.; TEIXEIRA, E. D.; MARQUES, M. G. Características das flutuações de pressão a jusante de dissipadores tipo concha com ângulo de 45°. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. v. 21, p. 124-142, 2016.
- CARDOSO, C. S.; HÖTZEL, M. J.; WEARY, D. M.; ROBBINS, J. A.; VON KEYSERLINGK, M. A. G. Imagining the ideal dairy farm. *Journal of Dairy Science*. v. 99, p. 1663-1671, 2016.
- CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. *Limnology Oceanography*. v. 22: p. 361-380, 1977.

CARRANZA-ÁLVAREZ, C.; ALONSO-CASTRO, A.J.; ALFARO-DE LA TORRE, M.C.; GARCÍA-DE LA CRUZ, R.F. Accumulation and Distribution of Heavy Metals in *Scirpus americanus* and *Typhalatifolia* from an Artificial Lagoon in San Luis Potosí, México. *Water Air Soil Pollutv.*188, p.297–309. 2008.

CARVALHO, C.; CUERVO, P.A. Mixed-Integer Linear Approach for Assessing the Impact of Bilateral Contracts in a Combined Energy Market Operating Under Payment Minimization. *Journal of Control, Automation and Electrical Systems.* v. 24, p. 649-660, 2013.

CASTRO, A. D. J. ; PINHEIRO, A.; GINORIS, Y. P. Aplicação do Método de Soluções de Problemas (PDCA) em um sistema de tratamento de efluentes de indústria frigorífica de aves. *Revista Ambiente & Água*, v. 6, p. 221-238, 2011.

CBH-DOCE - Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Doce. A BACIA. Disponível em: <www.cbhdoce.org.br/a-bacia> Acesso em: 09 de março de 2015.

CEMIG - Relatório Final de Monitoramento da Ictiofauna – UHE - Sá Carvalho, 2010/2011. Disponível em:<https://www.cemig.com.br/ptbr/A_Cemig_e_o_Futuro/sustentabilidade/nossos_programas/ambientais/peixe_vivo/publicacoes/Documents/Relatorios%20Ictiofauna/Relatorio%20Monitoramento%20UHE%20Sa%20Carvalho%202010-2011.pdf>. Acesso em: 09 de março de 2015.

CETESB - Companhia de Tecnologia Ambiental do Estado de São Paulo. Qualidade do ar. Disponível em l:<<http://cetesb.sp.gov.br>>. Acesso em: 09/03/2015.

CETESB - Companhia de Tecnologia Ambiental Estado de São Paulo. Relatório de águas interiores do estado de São Paulo. 2006.

COELHO, R. M. P.; BEZERRA-NETO, J. F.; MIRANDA, F.; MOTA, T.; RESCK, R. P.; SANTOS, A.; MAIA-BARBOSA, P.; MELO, N. A. S. T.; MARQUES, M. M.; CAMPOS, M.; BARBOSA, F. A. R. The inverted trophic cascade in tropical plankton communities: impacts of exotic fish in the Middle Rio Doce lake district, Minas Gerais, Brazil. *Brazilian Journal of Biology.* v. 68, p. 631-637, 2008.

CONAGIN, A., BARBIN, D., DEMÉTRIO, C. G. B.. Modifications for the Tukey test procedure and evaluation of the power and efficiency of multiple comparison procedures. *Scientia Agricola*, v. 65, p. 428-432, 2008.

CORDEIRO G. M.; CANCHO, V. G.; ORTEGA, E. M. M.; BARRIGA, G. C. A model with long-term survivors: Negative binomial Birnbaum-Saunders. *Communications in Statistics. Theory and Methods.* v. 45, p. 1370-1387, 2016.

COSTA, E. T. S.; GUILHERME, L. R. G.; LOPES, G.; MARQUES, J. J.; CURI, N. Effect of Equilibrium Solution Ionic Strength on the Adsorption of Zn, Cu, Cd, Pb, As, and P on Aluminum Mining By-Product. *Water, Air and Soil Pollution (Print)*, v.225, p.1894-1905, 2014.

COTRIM, M. E. B. (2006). Avaliação da qualidade da água na bacia hidrográfica do Ribeira de Iguapé com vistas ao abastecimento público. (Tese de Doutorado), Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo, São Paulo. 228 p. 2006.

CREED, JOEL C.; JUNQUEIRA, A. O. R. ; FLEURY, B.G. ; MANTELATTO, M. C. ; PSZCZOL, SIMONE SIAG OIGMAN . THE SUN-CORAL PROJECT: THE FIRST SOCIAL-ENVIRONMENTAL INITIATIVE TO MANAGE THE BIOLOGICAL INVASION OF TUBASTRAEA SPP. IN BRAZIL. *Management of Biological Invasions*, V. 8, P. 181-195, 2017.

DALMAGRO, H. J.; LOBO, F. de A.; VOURLITIS, G. L.; DALMOLIN, A. C. ; ANTUNES JÚNIOR, M. Z.; RODRÍGUEZ ORTÍZ, C. E. ; NOGUEIRA, J. S.. The physiological light response of two tree species across a hydrologic gradient in Brazilian savanna (Cerrado). *Photosynthetica (Praha)*, v. 52, p. 22-35, 2014.

DALMAGRO, H. J.; LOBO, F. de A.; VOURLITIS, G. L.; DALMOLIN, A. C.; ANTUNES JÚNIOR, M. Z.; RODRÍGUEZ ORTÍZ, C. E. ; NOGUEIRA, J. DE S. Photosynthetic parameters of two invasive tree species of the Brazilian Pantanal in response to seasonal flooding. *Photosynthetica* (Praha), v. 51, p. 281-294, 2013.

DNIT – Departamento Nacional de Infraestrutura e Transporte. Qualidade da água é monitorada na BR 381. Setor de Gestão Ambiental. Disponível em: <<http://www.dnit.gov.br/>>, Acesso em: 06 de janeiro de 2015.

DOODS, W. K. *Freshwater ecology, Concepts and Environmental Applications*. Orlando, Flórida: Academic Press, 553 p. 2002.

EILERS, V.; OLIVEIRA, M. D. DE ; ROCHE, K. F. Density and body size of the larval stages of the invasive golden mussel (*Limnoperna fortunei*) in two neotropical rivers. *Acta Limnologica Brasiliensia*. v. 23, p. 282-292, 2011.

ELS, R. H. V.; VIANNA, J. N. S.; BRASIL JUNIOR, A. C. P.. The Brazilian experience of rural electrification in the Amazon with decentralized generation. The need to change the paradigm from electrification to development. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, v. 16, p. 1450-1461, 2012.

ESTEVES, F. de A. *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Ed. Interciência, 826 p. 1998.

FANTON, J. C. M.; RICARDI-BRANCO, F.; SILVA, A. M. *Terminalia palaeopubescens* nov. sp. (Combrataceae) da Formação Fonseca (Eoceno / Oligoceno) de Minas Gerais, Brasil: *Morfologia Foliar, Fungos Epifílicos associados e paleoclima. Ameghiniana*, v. 49, p. 273-288, 2012.

FARIA FILHO, R. F.; CAIXETA, S. P.; ASSUNÇÃO, W. L. Mapeamento do uso da água e do solo aplicado na determinação da área máxima para plantio de cenoura e trigo irrigados no Rio Abaeté (MG). *Revista Brasileira de Agricultura Irrigada*. v. 8, p. 488-501, 2014.

FARIA, M. T. C.; VIANA, E. M. F.; MARTINEZ, CB. Model Development of a Fish Electromechanical Barrier for Hydraulic Turbines. *International Journal of Ecosystem*. v. 4, p. 159-164, 2014.

FEARNSIDE, P. M. Impacts of Brazil's Madeira River Dams: Unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. *Environmental Science & Policy*. v. 38, p. 164-172, 2014.

FERREIRA, R. C.; NASCIMENTO JÚNIOR, A. B. D. O. ; SANTOS, P. J. P.; BOTTER-CARVALHO, M. L.; PINTO, T. K. O. Responses of estuarine nematodes to an increase in nutrient supply: An in situ continuous addition experiment. *Marine Pollution Bulletin*. v. 90, p. 115-120, 2015

FERREIRA-FERREIRA, J. ; SILVA, T. S.F.; STREHER, A. S.; AFFONSO, A. G. ; DE ALMEIDA FURTADO, L. F. ; FORSBERG, B. R. ; VALSECCHI, J. ; QUEIROZ, H. L.; DE MORAES NOVO, E. M. L.. Combining ALOS/PALSAR derived vegetation structure and inundation patterns to characterize major vegetation types in the Mamirauá Sustainable Development Reserve, Central Amazon floodplain, Brazil. *Wetlands Ecology and Management*. v. 23, p. 41-59, 2015.

FIGUEIRÊDO, M. C. B. de; TEIXEIRA, A. S.; ARAÚJO, L. de F. P.; ROSA, M. F.; PAULINO, W. D.; MOTA, S.; ARAÚJO, J. C. Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.12, p. 399- 409, 2007.

FINATO, T.; NASCIMENTO, P. C. DO; BECK, F. DE L.; TORNQUIST, C. G.; CAETANO, L. A. M.; FEDRIZZI, T. Z. . Percepções Locais Sobre os Solos e seu Uso no Município de Gravataí, RS. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* (Online), v. 39, p. 915-923, 2015.

FONSECA, A. L. S.; BIANCHINI J. R. I.; PIMENTA, C. M. M.; MANGIAVACCHI, N.; SOARES, C. B. P.. Kinetics of aerobic decomposition in the leaching phase of *allochthonous* plant detritus. *Acta Limnologica Brasiliensia*. (Online), v. 26, p. 89-97, 2014.

- FONSECA, G. A. B. The Vanishing Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*. v. 34, p 17-34, 1985.
- FRANKLIN, E. ; DE MORAES, J.; MAGNUSSON, W. E.; DE SOUZA, J. L. P.; PEQUENO, P. A. C. L.; MAGNUSSON, W. E.; DE MORAIS, J. W. Corrigendum to -Geographic position of sample grid but not the removal of uncommon species affect multivariate analyses of diverse assemblages. *Ecological Indicators*. v. 34, p.172 - 180, 2013.
- FROEHNER, S.; SOUZA, D. B.; MACHADO, K. S.; FALCÃO, F., C. S.; BLENINGER, T.; NETO, D. M. Impact of coal tar pavement on polycyclic hydrocarbon distribution in lacustrine sediments from non-traditional sources. *Int J Environ SciTe*. v. 1, p. 1-10, 2012.
- GAONA, C. A. P.; SERRA, F. D. P.; FURTADO, P. S.; POERSCH, L. H.; WASIELESKY, W. Effect of diferente total suspended solids concentrations on the growth performance of *litopenaeusvannamei* in a BFT system, *Aquacultural Engineering*, v. 72-73, p. 65-69, 2016.
- GARCÍA-MENDIETA, A.; OLGUÍN, M. T.; SOLACHE-RÍOS, M., Biosorption properties of green tomato husk (*Physalisphiladelphica Lam*) for iron, manganese and iron –manganese from aqueous systems. *Desalination*. v. 284, p. 167 – 174, 2012.
- GARNIER, J.; QUANTIN, C.; GUIMARÃES, E.M.; VANTELON, D.; MONTARGÈS-PELLETIER, E.; BECQUER, T. Cr(VI) genesis and dynamics in Ferralsols developed from ultramafic rocks: The case of Niquelândia, Brazil. *Geoderma* (Amsterdam), v. 193-194, p. 256-264, 2013.
- GOLLIA, A. R. Meio ambiente e agricultura na microbacia hidrográfica do córrego Palmitalzinho - Regente Feijó / São Paulo. 2006. 90 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Faculdade de Ciência e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, 2006.
- GONTIJO, E. S. J. ; OLIVEIRA, F. S. D. ; FERNANDES, M. L. ; SILVA, G. A. ; ROESER, H. M. P. ; FRIESE, K. . Application of a Multivariate Exploratory Analysis Technique in the Study of Dissolved Organic Matter and Metal Ions in Waters from the Eastern Quadrilátero Ferrífero, Brazil. *Journal of the Brazilian Chemical Society* (Impresso). v. 25, p. 208-218-218, 2013.
- GRANJEIRO, M. L.; SANTIAGO, M. M. F. ; SILVA, C. M. S. V. ; MESQUITA, B. A.; FRISCHKORN, H.; MENDES FILHO, J. Factor Analysis in the Study of Geochemical Processes in the Apodi Sedimentary Basin. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. v. 19, p. 115, 2014.
- GÜNTZEL, A. M. ; MELO, I. K. M.; ROCHE, K. F.; SILVA, V.F.B.; POMPIANI, P. G. *Cladocerans* from gut content of fishes associated to macrophytes from Taquari River Basin, MS, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*. v. 24, p. 97-102, 2012.
- HAVENS, K. E.; THOMAS JAMES, R.; EAST, T. L.; SMITH, V. H. N:P ratios, light limitation, and cyanobacterial dominance in a subtropical lake impacted by non-point source nutrient pollution. *Environmental Pollution*. v.122, p.379-390, 2003.
- HELLER, L.; PÁDUA, V. L. *Abastecimento de água para consumo humano*. MINAS GERAIS, 1° ed.: UFMG, 2006, 418p.
- HELSEL, D. R.; HIRSCH R. M. *Statistical methods in water resources, studies in environmental science*. v. 49. Elsevier, New York, 1992, 522 p.
- HEMAT S.; TAKANO T.; KIZUKI M.; MASHAL T.; Health-care provision factors associated with child immunization coverage in a city centre and a rural area in Kabul, Afghanistan. *Vaccine*. v. 27, Issue 21, p. 2823-2829, 2009.
- IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Disponível em: <www.ibama.gov.br>, Acesso em : 30 de Abril de 2015.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em <<http://www.ibge.gov.br/home/>> Acesso em: 30 de Abril de 2015.

IGAM – Instituto Mineiro de Gestão das Águas. Contrato Nº 043/2008, Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Doce e Planos de Ações para as Unidades de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos no Âmbito da Bacia do Rio Doce. Disponível em: <www.cbhdoce.org.br/wp-content/uploads/2014/10/PIRH_Doce_Volume_I.pdf> Acesso em: 30 de Abril de 2015

JONES, I. D.; WHITE, R. C.; GIBBS, E. Some pigments changes in cucumbers during brining and brine storage. *Food Technol.* v.55, p.1548-1550,1962.

KASPER, D.; FORSBERG, B. R.; AMARAL, J. H.F.; LEITÃO, RAFAEL P.; PY-DANIEL, S. S.; BASTOS, WANDERLEY R.; MALM, O. Reservoir stratification affects methylmercury levels in river water, plankton and fish downstream from Balbina hydroelectric dam, Amazonas, Brazil. *Environ. Sci. & Technol.* v. 48 (2), p. 1032-1040, Jan. 2014.

KOENING, M. L.; FLORES MONTES, M. J.; LEÇA, E. E.; SILVA, A. S. X. New record of *Akashiwoanguinea (Dinophyta)* in the tropical estuarine waters of Northeastern Brazil (Western Atlantic). *Brazilian Journal of Biology (Impresso)*, v. 74, p. 191-198, 2014.

KOPÁČEK, J., ULRICH, K.-U., HEJZLAR, J., BOROVEC, J., e STUCHLIK, E. Natural Inactivation of Phosphorus by Aluminum in Atmospherically Acidified Water Bodies. *Wat. Res.* V. 35 n. 16, 3783-3790, 2001.

KOTTEK, M., J. G.; BECK C.; RUDOLF B.; RUBEL F. World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift.* v. 15, 259-263, 2006

KUERTEN, S.; PAROLIN, M.; ASSINE, M. L.; MCGLUE, M. M. Sponge spicules indicate Holocene environmental changes on the Nabileque River floodplain, southern Pantanal, Brazil. *Journal of Paleolimnology.* v.49, p.171-183, 2013.

LAVANDIER, R.; ARÊAS, J.; QUINETE, N.; DE MOURA, J. F.; TANIGUCHI, S.; MONTONE, R.; SICILIANO, S.; MOREIRA, I. P. C. B. Levels In A Highly Threatened Dolphin Species From The Southeastern Brazilian Coast. *Environmental pollution.* v. 208, p. 442-449, 2016,1987.

LÁZARO, C. A.; CONTE-JÚNIOR, C. A.; CANTO, A. C.; MONTEIRO, M. L. G.; COSTA-LIMA, B.; CRUZ, A. G. D. A; MÁRSICO, E. T.; FRANCO, R. M.. Biogenic amines as bacterial quality indicators in different poultry meat species. *Food Science + Technology.* v. 60, p. 15-21, 2015.

LEMOS, M.; FERREIRA NETO, M.; DIAS, N. DA S. Sazonalidade e variabilidade espacial da qualidade da água na lagoa do apodi, RN. *Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental.* v. 14, p.155-164, 2010.

LIMA-TENÓRIO, M. K. ; TENÓRIO-NETO, E. T.; GUILHERME, M. R.; GARCIA, F. P.; NAKAMURA, C. V.; PINEDA, E. A. G; RUBIRA, A. F. Water transport properties through starch-based hydrogel nanocomposites responding to both pH and a remote magnetic field. *Chemical Engineering Journal.* v. 259, p. 620-629, 2015.

LINS, J. A. P. N.; KIRSCHNIK, P. G.; CIRIO, S. M.; QUEIROZ, V. S. Uso de peixes como biomarcadores para monitoramento ambiental aquático. *Revista Acadêmica: Ciências Agrárias e Ambientais.* (Impresso), v.8, p.469-484, 2010.

LOCK, K.; DE SHANPHEHELAERE, K. A. C.; BECAUSS, C. H.; VAN EECKHOUT, H.; JANSSEN, C. R. Development and validation of an acute biotic exposed to cadmium. *Estuarine Coastal and Shelf Science.* v. 75 p. 120 – 124, 2007.

- LOPES, G. F.; VEADO, M. A. R. V.; COSTA, A. A.; QUEIROZ, M. A. T. Nuclear application in studies of environmental pollution in Brazil. IN: *IAEA-Tecdoc*, v. 41, p. 2022-2028, 2008.
- LOPES, R. E.; MARTINEZ, C. B.; HOLDER, R. P.; DE FARIA, M. T. C. O uso de bombas funcionando como turbina para o apoio a sistemas de abastecimento de água no Norte do Brasil. In: Helena M. Ramos; Dida I. C. Covas; Fábio V. Gonçalves; Alexandre K. Soares. (Org.). *Alterações climáticas e gestão da água e energia em sistemas de abastecimento e drenagem*. 1ed. Lisboa: Editora do Instituto Superior Técnico, v. 1, p. 92-101, 2008.
- MACHADO, C. S.; ALVES, R. I. S.; FREGONESI, B. M.; BEDA, C. F.; SUZUKI, M. N.; TREVILATO, R. B.; NADAL, M.; DOMINGO, J. L.; SEGURA-MUÑOZ, S. I. . Integrating three tools for the environmental assessment of the Pardo River, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment* (Print), v. 187, p. 568, 2015.
- MALTA, D. C.; DUARTE, E. C.; ALMEIDA, M. F.; DIAS, M. A. S.; MORAIS NETO, O. L.; MOURA, L.; FERRAZ, W.; SOUZA, M. F. M. Lista de causas de morte inevitáveis por intervenções do Sistema Único de Saúde do Brasil. *Epidemiologia e Serviços de Saúde*, v.16, n.4, p.233-244, 2007.
- MARCELINO, A. A.; SANTOS, M. A.; XAVIER, V. L.; BEZERRA, C. S.; SILVA, C. R. O.; AMORIM, M. A.; RODRIGUES, R. S. ; ROGERIO, J. P. Diffusive emission of methane and carbon dioxide from two hydro power reservoirs in Brazil. *Brazilian Journal of Biology* (Impresso), v. 1, p. 1-10, 2015.
- MARTINS, A. H.; ALMEIDA, D. F.; SANTOS, L. R. G.; MOREIRA, T. T. M. Metal Bioavailability Potential of São Francisco River Sediments in Três Marias (Minas Gerais Brazil). *Revista da Escola de Minas*, v.67, n.2, p.151-157, 2014.
- MARTINS, C. R. ; LOPES, W. A.; ANDRADE, J. B.. Solubilidade das substâncias orgânicas. *Quím. Nova*, vol.36, n.8, pp. 1248-1255, 2013
- MARTINS, M. L. N.; VON SPERLING E. "Dinâmica do ferro e do manganês no hipolímnio do Reservatório Serra Azul em Minas Gerais." Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 19ª Feira Internacional de Tecnologias de Saneamento Ambiental, 2-FITABES'97. ABES, 1997.
- MARTINS, V. L.; NICOLAU, B. G.; URAHATA, S. M.; RIBEIRO, M. C. C.; TORRESI, R. M.. Influence of the Water Content on the Structure and Physicochemical Properties of an Ionic Liquid and Its Li⁺ Mixture. *Journal of Physical Chemistry*. v. 117, p. 8782-8792, 2013.
- MELO, J. G.; MEDEIROS, J. I.; VASCONCELOS, M. B.; MORAIS, F. Avaliação do Aquífero Açú na Borda Sul da Bacia Potiguar, Brasil—Faixa Upanema-Afonso Bezerra. Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP). Natal (RN): Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2007.
- MEYBECK, M. Carbon, Nitrogen, and Phosphorus Transport by World Rivers. *American Journal of Science*. vol. 282. P. 401-450, 1982.
- MILLA DOS SANTOS, A.P.; PASSUELLO, A.; SCHUHMACHER, M.; NADAL, M. Domingo, J. L.; MARTINEZ, C. A.; SEGURA-MUÑOZ, S. I.; TAKAYANAGUI, A. M. M. A Support Tool for Air Pollution Health Risk Management in Emerging Countries: A Case in Brazil. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, v. 20, p. 1406-1424, 2014.
- MINAS GERAIS, Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Publicada no Diário do Executivo – “Minas Gerais” em 20/05/2008
- MINGOTI, S. A. *Análise de dados através de estatística multivariada: uma abordagem aplicada*. Belo Horizonte. Ed. UFMG, 300 p. 2005.

- MIRANDA, A. C.; LEPRETTI, M.; RIZZO, L.; CAPUTO, I.; VAIANO, V.; SACCO, O.; LOPES, W. S.; SANNINO, D.. Surface water disinfection by chlorination and advanced oxidation processes: Inactivation of an antibiotic resistant E. coli strain and cytotoxicity evaluation. *Science of the Total Environment*.v. 554-555, p. 1-6, 2016.
- MIRANDA, E. P.; SILVA, N. S.; SOUZA, L. P.; SANTOS, J. B.; SÁNCHEZ-ROMÁN, RODRIGO M.. Uso do programa *stella* no manejo da irrigação do meloeiro. *Irriga* (UNESP. CD-ROM), v. 1, p. 159, 2014.
- MOREIRA, I.; SAINT-PIERRE, T. D.; HAUSER-DAVIS, R. A. An environmental forensic approach for tropical estuaries based on metal bioaccumulation in tissues of *Callinectes danae*. *Ecotoxicology* (London), v. 25, p. 91-104, 2016.
- MOREIRA, L. A.; FENZL, N.. Gestão de resíduos sólidos gerados da construção civil, *Revista SODEBRAS*, v. 9, p. 117-122, 2014.
- MORGADO, W. A. M.; QUEIRÓS, S. M. D. Thermostatistics of small nonlinear systems: Poissonian a thermal bath. *Physical Review*. v. 93, p. 012121, 2016.
- NASCIMENTO, R. F. F.; ALCÂNTARA, E. H.; KAMPEL, M.; STECH, J. L.. Assessmet of the support vector machine for a Cbers-2 CCD Image Classification: A case study of a tropical reservoir in Brazil. RBC. *Revista Brasileira de Cartografia* (Online), v. 65, p. 431-439, 2013.
- NAZAR, M. L.; RODRIGUES, L. E. A.; NASCIMENTO, I. A. The lysosomal stability as a biomarker for the determination of pollution in aquatic environments. *Brazilian Archives of Biology and Technology*.v.51, p.1071-1077, 2008.
- NOGUEIRA, E. M.; YANAI, A. M.; FONSECA, F. O. R.; FEARNSIDE, P. M. Carbon stock loss from deforestation through 2013 in Brazilian Amazonia. *Global Change Biology* (Print), v. 21, p. n/a-n/a, 2015.
- NORIEGA, C. D.; SANTIAGO, M. F.; FACANHA, P.; CUNHA, M. G. G.; SILVA, R. A.; FLORES MONTES, M. J. ; MUNIZ, K.; ARAÚJO FILHO, M. C.; LEÇA, E. E.; LEITÃO, S. N. The instantaneous transport of inorganic and organic material in a highly polluted tropical estuary. *Marine and Freshwater Research*.v.64, p.562-572, 2013.
- NUNES, M. A. O. S.; HORN, A. H.; FORTES, W.; BILAL, E. Environmental conditions on the eastern part of the Caparaó range NacionalParc and its sourroundings, Espírito Santo State, Brazil. *Romanian Journal of Mineral Deposits*. v. 87, p. 61-66, 2014.
- NÚÑEZ-GÓMEZ, D.; NAGEL-HASSEMER, M. E.; LAPOLLI, F. R.; LOBO-RECIO, M. Á. Potencial dos resíduos do processamento de camarão para remediação de águas contaminadas com drenagem ácida mineral. *Polímeros* (São Carlos. Online), v. 26, p. 1-7, 2016.
- OLIVEIRA S. C. A.; FERREIRA SILVA, P.; SABARÁ, M. G.; FERREIRA C. E. Use of neural networks for monitoring surface water quality changes in a neotropical urban stream. *Environmental Monitoring and Assessment* (Print), v. 155, p. 527-538, 2009.
- OLIVEIRA, K. A. P.; MENEZES, M.; JACOMINO, V.; VON SPERLING, E. V. Use of nuclear techniques in samples for agricultural purposes. *Engenharia Agrícola* (Impresso), v. 33, p. 46-54, 2013.
- OLIVEIRA, S.; PASQUAL, P. Avaliação de parâmetros indicadores de poluição por efluente líquido de um efluente sanitário. *Engenharia sanitária e ambiental*. v. 9, n. 3, p. 204-209, jul/set 2004.
- OLIVEIRA, T. M. B. F.; SOUZA, L. S.; CASTRO, S. S. L.; Dinâmica da série nitrogenada nas águas da bacia hidrográfica Apodi/Mossoró - RN - Brasil. *Revista Eclética Química*. v. 34, n. 3, 2009.

OLIVEIRA, T. M. Comparação física, química e microbiológica das águas das micro bacia de três córregos urbanos na região do Vale do Aço (MG) com diferentes níveis de saneamento ambiental, durante o período de chuvas, Centro Universitário do Leste de Minas Gerais. 2010.

ONS – Operador Nacional do Sistema elétrico. Inventário das Restrições Operativas Hidráulicas dos Aproveitamentos Hidrelétricos. Diretoria de Planejamento Programação da Operação. Disponível em: <www.ons.org.br>. Acesso em: 05 de jan. 2014

PAES, R. P.; BRANDÃO, J. L.B. Flood Control in the Cuiabá River Basin, Brazil, with Multipurpose Reservoir Operation. *Water Resources Management*, p. 3929-3944, 2013.

PAGANO, M. C.; ZANDAVALLI, R. B.; ARAUJO, F. S. Biodiversity of arbuscular mycorrhizas in three vegetational types from the semiarid of Ceará State, Brazil. *Applied Soil Ecology*, 67:37-46, 2013.

PANHOTA, Rafael Spadaccia. Utilização e destino do carbono orgânico dissolvido em um reservatório eutrófico (Barra Bonita, SP).. 2007. 124 p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2007.

PASSOS, R. G.; VON SPERLING, M.; RIBEIRO, T. B.. Hydrodynamic evaluation of a full-scale facultative pond by computational fluid dynamics (CFD) and field measurements. *Water Science and Technology*, v. 70, p. 569-575, 2014.

PEÑA, W. E. L.; DE ANDRADE, N. J.; SOARES, N. F. F. ; ALVARENGA, V. O.; RODRIGUES JUNIOR, S.; GRANATO, D.; GIRALDO ZUNIGA, A. D.; DE SOUZA SANT'ANA, A.. Modelling Bacillus cereus adhesion on stainless steel surface as affected by temperature, pH and time. *International Dairy Journal*. v. 34, p. 153-158, 2014.

PEREIRA, P. S.; DZIEDZIC, M.; VEIGA, B. V. Avaliação da influência de fósforo e nitrogênio no processo de Eutrofização de grandes reservatórios. Estudo de caso: Usina Hidrelétrica de Foz do Areia. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 18, p. 43-52, 2013.

PERESIN, D.; TORGAN, L. C.; SCHULZ, U.; CROSSETTI, L. O. Structure of *potamoplankton* along a gradient of preservation of riparian vegetation in subtropical streams. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* (Impresso). v. 86, p. 841-853, 2014.

PINTO, A. M. F.; BARRETO, A. A.; MOREIRA, R. M.; TAMBOURGI, E. B.. Extended application of radon as a natural tracer in oil reservoirs. *EPJ. Web of Conferences*, v. 50, p. 02003-02003-p.6, 2013.

PINTO, M. S. S.; MARTINS, C. R.; CERQUEIRA-JUNIOR S. N. ; TROVÃO-SANTOS, S.; SAAVEDRA, O.R. Tomada de Decisões em Leilões de Energia Elétrica de Longo Prazo. *Ingeniare. Revista Chilena de Ingeniería* (Impresa), v. 22, p. 539-546, 2014.

PIZELLA D. G.; DE SOUZA M. P. Brazilian GMO regulation: does it have an environmental approach? *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*. V. 14, n. 2, p. 1-16, 2012.

PRETE, P. G. DEL; KOBIYAMA, M.; CHAFFE, P. L. B.; FRANCO, D.. *Characterization of extreme rainfall events in the Upper Rio Negro Basin, Southern Brazil*. *Ambiência* (UNICENTRO), v. 11, p. 111-132, 2015.

PRITCHARD, H. W. ; MOAT, J. N. F.; FERRAZ, J. B. S.; MARKS, T. R.; CAMARGO, J. L. C.; NADARAJAN, J.; FERRAZ, I. D. K. . Innovative approaches to the preservation of forest trees. *Forest Ecology and Management*. v. 1, p. 1-11, 2014.

PROUS, A. As muitas arqueologias das Minas Gerais. *Revista Espinhaço*, v. 2, p. 36-54, 2013.

PSZCZOL, S. S. O. ; CREED, JOEL C.; FLEURY, B.G.; MANTELATTO, M. C.; CAPEL, K. C. C.; MEIRELES, C. P.; CABRAL, D. H.; MASI, B. P.; JUNQUEIRA, A. O. R. O controle da invasão do coral-sol no Brasil não é uma causa perdida. *Ciência e Cultura*, v. 69, p. 56-59, 2017

QUEIROZ, M. T. A. *Bioacumulação de metais pesados no Rio Piracicaba, Minas Gerais, aplicando a análise por ativação neutrônica instrumental*. 2006. 92 pf. Dissertação (Mestrado em Engenharia Industrial) - Centro Universitário do Leste de Minas Gerais, Coronel Fabriciano, 2006.

QUEIROZ, M. T. A.; QUEIROZ, C. A.; QUEIROZ, F. A.; SABARA, M. G.; LEO, M. M. D.; AMORIM, C. C. Estudo dos Parâmetros Físico-Químicos, Qualidade da água e Trofia no Reservatório da Usina Hidrelétrica Sá Carvalho, MG, Brasil. *Revista Gestão Industrial*, v. 12, p. 58, 2016.

QUEIROZ, M. T. A.; SABARÁ, M. G.; QUEIROZ, C. A.; LEÃO, M. M. D.; AMORIM, C. C. Análise espaço-temporal de parâmetros de qualidade da água no Rio Piracicaba, Minas Gerais, Brasil. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, v. 6, p. 02-10, 2015.

QUEIROZ, M. T. A.; SABARÁ, M. G.; QUEIROZ, C. A.; LIMA, L.R. P.; LEÃO, M. M. D.; AMORIM, C. C.. Estudo de Caso: Análise Espaço-Temporal do Ribeirão Caladinho, Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba, Minas Gerais, para Abastecimento Público. *Ciência e Natura*, v. 37, p. 141-150, 2015.

RAJAR, R. "The role of mathematical models, physical models and field measurement in water pollution problems. In: RAJAR, R.; BREBIA, C (Eds.) *Water Pollution IV*". Boston: Computational Mechanics Publications, p.545-554, 1997.

RANDOLPH, R.. Fóruns políticos exercício do poder e arranjos territoriais: contextos para a formulação de políticas regionais de desenvolvimento no Brasil. *Scripta Nova* (Barcelona). v. XVII, p. 254-271, 2014.

RATCLIFF II, W.;LIMA SHARMA, A. L.; GOMES, A. M. ; GONZALEZ, J. L.; HUANG, Q.; SINGLETON, J.The magnetic ground state of CaMn₂Sb₂CaMn₂Sb₂.*Journal of Magnetism and Magnetic Materials*. v. 321, p. 2612-2616, 2009.

REZENDE, V. L.; DE OLIVEIRA-FILHO, A. T.; EISENLOHR, P. V.; KAMINO, L. H. Y. ; VIBRANS, A. C.. Restricted geographic distribution of tree species calls for urgent conservation efforts in the Subtropical Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation*. v. 39, p. 1057-1071, 2015.

RODRIGUES, D. B. B.; GUPTA, H. V. ;MENDIONDO, E. M. . A blue/green water-based accounting framework for assessment of water security.*WaterResourcesResearch*. v. 50, p. 7187-7205, 2014.

RODRIGUES, G. B.; MALTONI, K. L.; CASSIOLATO, A.M. R. Dinâmica da regeneração do subsolo de áreas degradadas dentro do bioma Cerrado.*Rev. bras. eng. agríc. ambient.*, Campina Grande , v. 11, n. 1, Feb. 2007.

ROLAND, F, HUSZAR, V. L. .; FARJALLA, V. F., ENRICH-PRAST, A.; AMADO, A. M. OMETTO, J. P.H. B. Climate change in Brazil: perspective on the biogeochemistry of inland waters. *BrazilianJournalofBiology*. v,72(3, Suppl.), p. 709-722, 2012.

SABARÁ, M. G. *Comparação Ecológica de rios de menor ordemdrenando bacias cobertas por plantios agrícolas, pastagens e plantios de Eucaliptusgradis na região do médio rio doce, MG*. Universidade Federal de São Carlos, tese de doutorado, 259 p. São Carlos, 1999.

SABOGAL PAZ, L. P. Tratamento de Águas para Consumo Humano e Aspectos Econômicos. *Água Limpa*, v. 3, p. 10-13, 2013.

SANCHEZ DALOTTO, R.A., *Monitoramento ambiental integrado em áreas litorâneas de Santa Catarina. A relação entre ocupações antrópicas irregulares, condições sócio-econômicas da população e características físico-químicas do recurso hídrico superficial no manguezal de PalhoçaTese (doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. 242 p.Florianópolis, 2003.*

- SÁNCHEZ, E. ; SOLMAN, S.; REMEDIO, A. R. C. ; BERBERY, H. ; SAMUELSSON, P. ; DA ROCHA, R. P. ; MOURÃO, C. ; LI, L. ; MARENGO, J. ; DE CASTRO, M. ; JACOB, D. Regional climate modelling in CLARIS-LPB: a concerted approach towards twentyfirst century projections of regional temperature and precipitation over South America. *Climate Dynamics*, v. 89, p. 23, 2015.
- SANTOS, M. R. P.; SANTIAGO, M. M. F.; MENDONÇA, L. A. R.; FRISCHKORN, H.; MENDES FILHO, J.. Modelagem do transporte de cloreto proveniente de esgoto urbano em um aquífero sedimentar usando MT3D: o caso da bateria de poços de Juazeiro do Norte (CE). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 19, p. 283-292, 2014.
- SANTOS, W. J. R.; SILVA, B. M.; OLIVEIRA, G. C.; VOLPATO, M. M. L.; LIMA, J. M.; CURI, N.; MARQUES, J. J. Soilmoisture in the root zone and its relation to plant vigor assessed by remote sensing at management scale. *Geoderma*, v.221-222, p.91-95, 2014.
- SCHÄFER, A.. 1985. *Fundamentos de Ecologia e Biogeografia das Águas Continentais*. Porto Alegre, EDUNI-SUL. 532 p.
- SCOLFORO, C. Z.; BAIRROS, J. V.; REZENDE, A. C. B.; SILVA, B. S.; ALVES, R. B. T.; COSTA, D. S.; ANDRADE, N. J. ; SANT'ANA, A.S.; PENA, W. E.L.. Modeling the fate of *Listeria monocytogenes* and *Salmonella enterica* in the pulp and on the outer rind of Canary melons (*Cucumis melo* (Indorus Group)). *Lebensmittel-Wissenschaft + Technologie / Food Science Technology*, v. 77, p. 290-297, 2017.
- SHAN, A. Y. K. V.; OLIVEIRA, L. E. M.; BONOME, L. T. S.; MESQUITA, Alessandro Carlos. Assimilação metabólica de nitrogênio em plântulas de seringueira cultivadas com nitrato ou amônio. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* (Impressa), v. 47, p. 754-762, 2012.
- SILVA, A. C. R.; CELINO, J. J. ; ROSSI-ALVA, J. C. Sazonalidade na Qualidade Físico-Química e Microbiológica das Águas de Fontes Naturais de Salvador, Bahia. *Revista Virtual de Química*, v. 2, p. 87-97, 2016.
- SILVA, A. C., VIDAL-TORRADO, P., Pérez, M. G., MARTIN NETO, L., VASQUEZ, F. M. Relações entre matéria orgânica do solo e declividade de vertentes em topossequencia de Latossolos do sul de Minas Gerais. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 31(5), 1059-1068, 2007.
- SILVA, B. M.; SANTOS, W. J. R.; OLIVEIRA, G. C.; LIMA, J. M. DE; CURI, N., MARQUES, J. J. G. S. M. Soil mixture space-time analysis to support improved crop management. *Ciência e Agrotecnologia* (UFLA), v. 39, p. 39-47, 2015.
- SILVA, C. D. F.; NAVAL, L. P.; BORMA, L. S.; BORMA, L. DE S.; KRUSCHE, A. V. Características gerais da composição química de mananciais da planície do Araguaia. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 18, p. 213-233, 2013.
- SILVA, M. B.; AMIN, M. M.; BORGES, F. Q. Análise dos Aspectos Econômicos e Socioambientais no Projeto Hidrelétrico Belo Monte, Pará. *Revista de Ciências Ambientais* (UniLASALLE), v. 8, p. 15-27, 2014.
- SILVA, M. O. S. Análises físicas químicas para controle de estações tratamento de esgotos. São Paulo: CETESB, 1990.
- SILVA, S. T.; FENZL, N.; APOSTOLOVA, M.; SOLA, F. Amazônia: Questões hídricas, marco jurídico e alternativo de tratamento multilateral. *Revista de Direito Ambiental*, v. 81, p. 27-31, 2016.
- SILVA, W. M. DA; ROCHE, K. F.; ROCHA, O. . Zooplankton communities of hyposaline Pantanal lakes in Brazil. *Verhandlungen - Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie / Proceedings of the International Association of Theoretical an*, v. 30, p. 1530-1530, 2010.

SILVA-JUNIOR, E. F.; MOULTON, T. P.; BOËCHAT, I. G.; GÜCKER, B. Leaf decomposition and ecosystem metabolism as functional indicators of land use impacts on tropical streams. *Ecological Indicators*. v. 36, p. 195-204, 2014.

SILVEIRA, C.; ROSA, L.; MEES, J. B. R.; BORTOLI, M. M. Determinação do índice de estado trófico de um manancial Receptor de efluente de estação de tratamento de esgoto. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL, 2, 2011, Londrina. Anais. Londrina: IBEAS, 2011. Online. Disponível em: <<http://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2011/VIII-005.pdf>>. Acesso em: 21 abril. 2016.

SILVEIRA, V. S.; FREIRE, B. M. R.; BORGES, K. S.; ANDRADE, A. F.; CRUZEIRO, G. A. V.; SABINO, J. P. J. ; GLASS, M.; YUNES, J. A.; BRANDALISE, S. R.; TONE, L.G.; SCRIDELI, C. A.. Hypoxia-related gene expression profile in childhood acute lymphoblastic leukemia: prognostic implications. *Leukemia&Lymphoma* (Print). v. 55, n.8, p. 1751-1757, 2014.

SOUTO, L. F. L.; OLIVEIRA, T. C. DE S.; SILVA, M. DO S. R. DA. Variação espacial de cátions, ânions e variáveis físico-químicas no rio Solimões-Amazonas entre Manaus e Jutai, bacia amazônica. *Revista Acta Amazônica*, v. 45, p. 415-424, 2015.

SOUZA, J. S. e NAVAL, L. P. Auxilio ao estabelecimento de parâmetros de referencia para o monitoramento da qualidade de sistemas aquáticos contribuintes da bacia Tocantins-Araguaia. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 20, p. 78-90, 2015.

SOUZA, M. B.; MARIANO, Z. DE F.; GALVANI, E. Influência de lagos artificiais no clima local e no clima urbano estudo de caso em Presidente Epitácio (SP). *RevistaGeoNorte*. v. 5, p. 391-400, 2012.

SPERLING, E. V. Multiple water uses in AguasClaras pit lake, Brazil. *WissenschaftlicheMitteilungen-InstitutfürGeologie der TechnischenUniversitätBergakademie, Freiberg*.v. 41, p. 66-70, 2009.

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

TEIXEIRA, L. A. C.; MONTALVO A. J.;YOKOYAMA, L.Oxidation of cyanide in effluents by Caro's Acid.*Minerals Engineering*. v. 45, p. 81-87, 2013.

TIBA, C.; REIS, R. J. DOS R.; COSTA, J. C. E. DA; AZEVEDO, V. W. B.; ABREU, J. F.; ALVES, M. A. S.; GUIMARÃES, D. P.; PORTO, M. A. D. . Sitting Study of Solar Thermoelectric Plants in the State of Minas Gerais.*JournalofGeographicInformation System*. v. 06, p. 423-439, 2014.

TUCCI, C. E. M., BELTRAME, L. F. S. Evaporação e Evapotranspiração. In: TUCCI, C. E. M. *Hidrologia Ciência e Aplicação*. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul (ABRH), 2000. p. 253-287.

TUCCI, C. E. M.. Hidrologia: ciência e aplicação. Porto Alegre. Editora da Universidade, 4 ed. 2009.

TUCCI, C. E. M.; MENDES, C. A. Avaliação Integrada de Bacia Hidrográfica, Instituto de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, *Ministério do Meio Ambiente*, Brasília, 2006.

TUCCI, C. E. M.; MENDES, C. A. Avaliação Integrada de Bacia Hidrográfica, Instituto de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, *Ministério do Meio Ambiente*, Brasília, 2006.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T ; MORAIS, M A ; PEREIRA , K. C.; LUZIA, A.P.; PASSERINI, M. G.; CHIBA,W ; SÉBASTIEN, N. Y.Cold fronts and reservoirs limnology: an integrated approach towards the ecological dynamics of freshwater ecosystems. *Brazilian Journal of Biology* (Impresso), v. 70, p. 815-824, 2010.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T ; MORAIS, M A ; PEREIRA , K. C.; LUZIA, A.P.; PASSERINI, M. G.; CHIBA,W ; SÉBASTIEN, N. Y.Cold fronts and reservoirs limnology: an integrated approach towards the ecological dynamics of freshwater ecosystems. *Brazilian Journal of Biology* (Impresso), v. 70, p. 815-824, 2010.

TUNDISI, J. G.;MATSUMURA-TUNDISI, T.The ecology of UHE - Carlos Botelho (Lobo-Broa Reservoir) and its watershed, São Paulo, *Brazil.FreshwaterReviews*, v. 6, p. 75-91, 2014.

TUNDISI, J. G.;MATSUMURA-TUNDISI, T.The ecology of UHE - Carlos Botelho (Lobo-Broa Reservoir) and its watershed, São Paulo, *Brazil.FreshwaterReviews*, v. 6, p. 75-91, 2014.

TUNDISI, J.G. & MATSUMURA-TUNDISI, T. 2008. *Limnologia*. Oficina de Textos, 632p.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, JEM. ; BLANCO, F. P.; ABE, D. S.; CONTRI CAMPANELLI, L.; SIDAGIS GALLI, G.; SILVA, V. T. ; LIMA, C. P. P. A bloom of cyanobacteria (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in UHE - Carlos Botelho(Lobo/Broa) reservoir: a consequence of global change?. *BrazilianJournalofBiology* (Impresso). v. 75, p. 507-508, 2015.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, JEM. ; BLANCO, F. P.; ABE, D. S.; CONTRI CAMPANELLI, L.; SIDAGIS GALLI, G.; SILVA, V. T. ; LIMA, C. P. P. A bloom of cyanobacteria (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in UHE - Carlos Botelho (Lobo/Broa) reservoir: a consequence of global change?. *Brazilian Journal of Biology* (Impresso). v. 75, p. 507-508, 2015.

UNGERFELD, R.;HÖTZEL, M. J.;HOTZEL, M. J.; QUINTANS, G. Changes in behavior, milk production and body weight in beef cows subjected to two-step or abrupt weaning. *Animal Production Science* (Print)., v. 55, p.1281-1288, 2015.

UNGERFELD, R.;HÖTZEL, M. J.;HOTZEL, M. J.; QUINTANS, G. Changes in behavior, milk production and body weight in beef cows subjected to two-step or abrupt weaning. *Animal Production Science* (Print)., v. 55, p.1281-1288, 2015.

UNSIHUAY VILA, C.; PERONDI, G. Energy Purchasing Strategy On The Brazilian Regulated Electricity Market: A Fuzzy Model. *Revista IEEE América Latina*, v. 14, p. 737-745, 2016.

UNSIHUAY VILA, C.; PERONDI, G. Energy Purchasing Strategy On The Brazilian Regulated Electricity Market: A Fuzzy Model. *Revista IEEE América Latina*, v. 14, p. 737-745, 2016.

VADIVELU, V.M.; KELLER, J.; YUAN, Z. Effect of free ammonia on the respiration and growth processes of an enriched Nitrobacter culture.*Water Research*, Oxford, v.41, n.4, p.826-834, 2007.

VADIVELU, V.M.; KELLER, J.; YUAN, Z. Effect of free ammonia on the respiration and growth processes of an enriched Nitrobacter culture.*Water Research*, Oxford, v.41, n.4, p.826-834, 2007.

VARGAS-PINEDO, G.; FERRAZ, ISOLDE D. K. ; PROCOPIO, L. C.Physiological immaturity and hydropriming of ParkianitidaMiq. seeds with physical dormancy. *Ciência Florestal* (UFSM. Impresso). v. 25, p. 1053-1059, 2015.

VARGAS-PINEDO, G.; FERRAZ, ISOLDE D. K. ; PROCOPIO, L. C.Physiological immaturity and hydropriming of ParkianitidaMiq. seeds with physical dormancy. *Ciência Florestal* (UFSM. Impresso). v. 25, p. 1053-1059, 2015.

VASCO, A. N.; BRITTO, F. B.; PEREIRA, A. P. S.; MÉLLO JÚNIOR, A. V. M.; GARCIA, C. A. B.; NOGUEIRA, L. C. Avaliação espacial e temporal da qualidade da água na sub-bacia do rio Poxim, Sergipe, Brasil. *Revista Ambiente & Água*, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 118-130, 2011.

- VENEU, D. M.; PINO, G. A. H; TOREM, M. L.; SAINTPIERRE, T. D. Biosorptiveremovalofcadmiumfromaqueoussolutionsusing a *Streptomyceslunalinharesii*strain. *Minerals Engineering*, v.29, p.112-120, 2012.
- VENEU, D. M.; PINO, G. A. H; TOREM, M. L.; SAINTPIERRE, T. D. Biosorptive removal of cadmium from aqueous solutions using a *Streptomyces lunalinharesii*strain. *MineralsEngineering*, v.29, p.112-120, 2012.
- VERGARA, F. E.; REIS, F. C. ;MAGALHÃES FILHO, L. M. L.; AGUIAR, C. S. . Proposta de vazão de referência Q90 para o rio Formoso na Bacia do Formoso na bacia do Araguaia. *Engenharia Ambiental* (Online), v. 10, p. 84-102, 2013.
- VERGARA, F. E.; REIS, F. C. ;MAGALHÃES FILHO, L. M. L.; AGUIAR, C. S. . Proposta de vazão de referência Q90 para o rio Formoso na Bacia do Formoso na bacia do Araguaia. *Engenharia Ambiental* (Online), v. 10, p. 84-102, 2013.
- VIEIRA, P. C.. Avaliação das Condições de Qualidade da Água em Tempo Seco e Durante Eventos de Chuvas em uma Microbacia Urbanizada no Município de Belo Horizonte. Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais. Dissertação de mestrado 2008. 213p.
- VILELA DIAS, M.; MACHADO AZEVEDO, V.; VILELA BORGES, S.; FERREIRA SOARES, N. F.; DE BARROS FERNANDES, R. V.; MARQUES, J. J.; ALVES MEDEIROS, É. A. Developmentofchitosan/montmorillonitenanocompositeswithencapsulated α -tocopherol. *FoodChemistry*. v.165, p.323-329, 2014.
- VILELA DIAS, M.; MACHADO AZEVEDO, V.; VILELA BORGES, S.; FERREIRA SOARES, N. F.; DE BARROS FERNANDES, R. V.; MARQUES, J. J.; ALVES MEDEIROS, É. A. Developmentofchitosan/montmorillonitenanocompositeswithencapsulated α -tocopherol. *FoodChemistry*.v.165, p.323-329, 2014.
- VON SPERLING,E. Hydropower in Brazil: overview of positive and negative environmental aspects. *Energy Procedia*, v. 18, p. 110-118, 2012.
- VON SPERLING,E. Hydropower in Brazil: overview of positive and negative environmental aspects. *Energy Procedia*, v. 18, p. 110-118, 2012.
- WALBER, M.; DIAS de MEIRA, J. A.; GOEDEL, F.; FAZIO, E. A.; IZQUIERDO, F.A.; ITURRIOZ, I. Evaluation of the road bus body seat setting submitted to frontal impact. *Latin American Journal of Solids and Structures*.(Impresso), v. 11, p. 1463, 2014.
- WALBER, M.; DIAS de MEIRA, J. A.; GOEDEL, F.; FAZIO, E. A.; IZQUIERDO, F.A.; ITURRIOZ, I. Evaluation of the road bus body seat setting submitted to frontal impact. *Latin American Journal of Solids and Structures*.(Impresso), v. 11, p. 1463, 2014.
- ZACCARIA, D.;OUESLATI, I.; NEALE, C. M. U.; LAMADDALENA, N.; VURRO, M.; PEREIRA, L. S. Flexible delivery schedules to improve farm irrigation and reduce pressure on groundwater: A case study in southern Italy. *Irrigation Science*.v.28, p.257- 270, 2010.
- ZACCARIA, D.;OUESLATI, I.; NEALE, C. M. U.; LAMADDALENA, N.; VURRO, M.; PEREIRA, L. S. Flexible delivery schedules to improve farm irrigation and reduce pressure on groundwater: A case study in southern Italy. *Irrigation Science*.v.28, p.257- 270, 2010.
- ZELANO, I. ; SIVRY, Y. ;QUANTIN, C.; GÉLABERT, A. ; THARAUD, M. ; JOUVIN, D.; MONTARGES-PELLETIER, E. ;GARNIER, J.; PICHON, R. ; NOWAK, S. ; MISKA, S. ; ZELANO, I. ; SIVRY, Y. ;QUANTIN, C.; GÉLABERT, A. ; THARAUD, M. ; JOUVIN, D.; MONTARGES-PELLETIER, E. ;GARNIER, J.; PICHON, R. ; NOWAK, S. ; MISKA, S. ; ABOLLINO, O. ; BENEDETTI, M. F. Colloids and suspended particulate matters influence on Ni availability in surface waters of impacted ultramafic systems in Brazil. *Colloids and Surfaces. A Physicochemical and Engineering Aspects* (Print), v. 435, p. 36-47, 2013.

ZIMMERMANN, C. M.; GUIMARAES, O. M.; ZAMORA, P. P.. Avaliação da qualidade do corpo hídrico do rio Tibagi na região de Ponta Grossa utilizando análise de componentes principais (PCA). *Química Nova*. (Online), 2008.

ZIMMERMANN, C. M.; GUIMARAES, O. M.; ZAMORA, P. P.. Avaliação da qualidade do corpo hídrico do rio Tibagi na região de Ponta Grossa utilizando análise de componentes principais (PCA). *Química Nova*.(Online), 2008.

ZOCATELLI, R.; TURCQ, B.; BOUSSAFIR, M.; CORDEIRO, R. C.; DISNAR, J. R.; COSTA, R. L.; SIFEDDINE, A.; ALBUQUERQUE, A. L. S.; BERNARDES, M. C.; JACOB, J. Late Holocene paleoenvironmental changes in Northeast Brazil recorded by organic matter in lacustrine sediments of Lake Boqueirão. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*. v. 363-364, p. 127-134, 2012.

ZOCATELLI, R.; TURCQ, B.; BOUSSAFIR, M.; CORDEIRO, R. C.; DISNAR, J. R.; COSTA, R. L.; SIFEDDINE, A.; ALBUQUERQUE, A. L. S.; BERNARDES, M. C.; JACOB, J. Late Holocene paleoenvironmental changes in Northeast Brazil recorded by organic matter in lacustrine sediments of Lake Boqueirão. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*. v. 363-364, p. 127-134, 2012.

ZOLIN, C. A.; FOLEGATTI, M. V. ; MINGOTI, R. ; PAULINO, J. ; SÁNCHEZ-ROMÁN, R. M. ; ORELLANA GONZALEZ, A. M. G. The first Brazilian municipal initiative of payments for environmental services and its potential for soil conservation. *Agricultural Water Management* (Print), v. 137, p. 75-83, 2014.

ZOLIN, C. A.; FOLEGATTI, M. V. ; MINGOTI, R. ; PAULINO, J. ; SÁNCHEZ-ROMÁN, R. M. ; ORELLANA GONZALEZ, A. M. G. The first Brazilian municipal initiative of payments for environmental services and its potential for soil conservation. *Agricultural Water Management* (Print), v. 137, p. 75-83, 2014.

ZULIANI, D. Q.; ABREU, L. B. DE; CURTI, N.; FONSECA, S.; MARQUES, J. J. G. S. M.. Balanço geoquímica em uma micro bacia hidrográfica sub-plantio de eucalipto. *Caderno de Ciências Agrárias*. v. 8, p. 28-37, 2016. KUMMER, A. C. B.; GRASSI FILHO, H.; PUTTI, F. F.. Ferro e manganês como indicativo da qualidade da água de reuso na irrigação por gotejamento. *Revista de Engenharia e Tecnologia*, v. 9, p. 226-233, 2017.

ZULIANI, D. Q.; ABREU, L. B. DE; CURTI, N.; FONSECA, S.; MARQUES, J. J. G. S. M.. Balanço geoquímica em uma micro bacia hidrográfica sub-plantio de eucalipto. *Caderno de Ciências Agrárias*. v. 8, p. 28-37, 2016.