



AVALIAÇÃO DO ESTADO TRÓFICO DO RIO PIRACICABA E SUA RELAÇÃO COM A UHE – SÁ CARVALHO, MG, BRASIL

Marluce Teixeira Andrade Queiroz^{1,2}

Leonardo Ramos Paes de Lima²

Millor Godoy Sabará³

Carolina Andrade Queiroz²

Monica Maria Diniz Leão⁴

Camila Costa Amorim⁴

RESUMO

O rio Piracicaba, Minas Gerais, apresenta extensão correspondente a 241 km desde a sua nascente na Serra do Caraça até sua foz no rio Doce, totalizando uma área de 6.000 km² com diversos afluentes e originando a Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba (BHRP). Dentre as localidades da BHRP se destaca a região metropolitana do Vale do Aço, que exerce elevada pressão antrópica no corpo d'água em função do seu perfil produtivo (mineração, siderurgia, reflorestamento com eucaliptos, etc.) afetando o ecossistema. Esse estudo priorizou analisar a questão da qualidade da água superficial com ênfase para o processo de eutrofização com base na mensuração de variáveis limnológicas em pontos de coleta distintos, sendo P₁ (Fonseca), P₂ (Rio Piracicaba), P₃ (Nova Era), P₄ (Coronel Fabriciano) e P₅ (Ipatinga) localizados no entorno da Usina Hidrelétrica Sá Carvalho (UHE - Sá Carvalho). Foram realizadas amostragens da água superficial em regime quadrimestral no período compreendido entre julho/2007 até julho/2012, mensurados teores de nitrogênio total, fósforo total, oxigênio dissolvido, dentre outros, conforme procedimentos técnicos estabelecidos por CETESB (2014) e ANA (1998). Os resultados foram relacionados com o reservatório hidrelétrico para avaliar a sua influência na qualidade da água. Com os dados obtidos foram trabalhados a relação entre o nitrogênio e o fósforo (N:P), Índice de Estado Trófico modificado para fósforo total (IET-PT) e o Índice do Estado Trófico para Clorofila a (IET-Cla) evidenciando o incremento dos nutrientes em função da descarga de esgoto sanitário, atividades agrícolas e efluentes industriais. As amostras de água da BHRP indicaram condições supertróficas em diversas campanhas possivelmente relacionadas com a descarga de esgoto sanitário, atividades agrícolas e efluentes industriais. Enquanto para a UHE – Sá Carvalho foram encontrados resultados consoantes aos limites do CONAMA 357/2005 e COPAM/CERH 01/2008 para águas Classe 2. Finaliza-se

¹ PPG em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos – UFMG, Belo Horizonte, MG, Brasil. E-mail para correspondência: marluce.queiroz@bol.com.br

² UNILESTE, Coronel Fabriciano, MG, Brasil.

³ Departamento de Pós-Graduação, Universidade do Estado de Minas Gerais – UEMG, Belo Horizonte, MG, Brasil.

⁴ PPG em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, UFMG, Belo Horizonte, MG, Brasil.

essa abordagem explicitando a necessidade de aplicação de ações para contenção dos distúrbios visando o desenvolvimento sustentável e preservação daquele corpo hídrico.

Palavras-chave: Eutroficação; Rio Piracicaba; Qualidade da Água.

ABSTRACT

Evaluation of the trophic state of the Piracicaba River and its relationship with the UHE-SÁ Carvalho, MG – Brazil. The Piracicaba River, Minas Gerais, presents corresponding extension to 241 km from its source in the Serra do Caraça to its mouth on the Doce River, totaling an area of 6,000 km² with several tributaries leading to the River Watershed Piracicaba (RWP). Among the localities of RWP highlights the metropolitan area of the Vale do Aço, which has high level of human pressure on water body according to their production profile (mining, steel, reforestation with eucalyptus, etc.) affecting ecosystem health. In this study prioritized examine the issue of surface water quality with emphasis on the process of eutrophication based on the measurement of the phosphorus and nitrogen concentration in different stations, and P₁ (Fonseca), P₂ (Rio Piracicaba), P₃ (Nova Era), P₄ (Coronel Fabriciano) and P₅ (Ipatinga) located around the Sá Carvalho Hydroelectric Power Plant (HPP- Sá Carvalho). Surface water samples were collected on quarterly basis in the period from July / 2007 to July / 2012, paying attention separates the relevant seasonality of rainfall, compared with changes in physical and chemical parameters and analyzing the influence of hydropower in quality water. The data were worked by analyzing the relationship between nitrogen and phosphorus (N: P), Trophic Status Index (TSI) for total phosphorus and the Trophic State Index (TSI) for chlorophyll a showing an increase of nutrients being identified eutrophied conditions in several campaigns possibly related to the discharge of sewage, agricultural activities and industrial wastewater. This approach is finalized explaining the need for enforcement actions to contain the disturbances aimed at sustainable development and preservation of that water body.

Keywords: Eutrophication; Piracicaba River; Water Quality.

INTRODUÇÃO

A problemática relativa à escassez da água é uma realidade ao nível mundial. Vale destacar que esse panorama é agravado pela desigualdade social, despreparo no manejo e aplicação dos recursos naturais, desconhecimento quanto às práticas alternativas capazes de reduzir o custo fixo e a inoperância nas ações dos órgãos fiscalizadores (Paz *et al.*, 2014). A Organização das Nações Unidas (ONU) alerta que é cada vez maior o número de países atingidos pela supressão do potencial hidrológico enfrentando paulatinamente altas taxas de crescimento populacional conduzindo ao incremento da demanda energética (Paredes *et al.*, 2014).

O paradoxo é que as mesmas forças que promovem a crescente demanda energética, principalmente a necessidade do aumento da oferta de energia para processos produtivos, 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 (Nunes *et al.*, 2014).

A diversificação dos mecanismos de produção se apresenta como condição majoritária para garantir a oferta de energia suportando o desenvolvimento econômico e social. Em contraposição requer tecnologia avançada, gestão e inovação, viabilização de recursos para os investimentos e capacidade de articulação institucional, entre outras ações (Felippe *et al.*, 2014).

Vale destacar, que a sociedade moderna continua priorizando o uso dos insumos fósseis em detrimento às fontes renováveis implicando em agravamento da degradação, atingindo a biosfera em seus diversos compartimentos ambientais e em consequência exacerbando a degradação dos mananciais (Carmo *et al.*, 2014).

A matriz energética brasileira utiliza o seu potencial hidráulico principalmente na produção de energia em hidrelétricas que abastecem 90% do consumo de eletricidade ao nível nacional (ANA, 2014). Trata-se de empreendimento que utiliza como matéria-prima água fluvial, recurso renovável, mas ambientalmente vulnerável, se qualificando como opção menos impactante para o ambiente, em especial para a atmosfera, pelo baixo teor de gás carbônico emitido e quantidade de energia produzida ($[\text{CO}_2]\text{W}^{-1}$) em comparação com uso de combustível fóssil e mais seguro que a energia nuclear. Outros aspectos positivos importantes relacionados com a construção de reservatórios 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 (Els *et al.*, 2012).

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 (Els *et al.*, 2012). As distorções estão presentes em todas as fases dos projetos hidrelétricos, como por exemplo, a inundação de áreas de flora nativa, terras cultiváveis e patrimônio histórico e cultural, além do deslocamento de populações. Os efeitos cumulativos destas atividades resultam em alterações significativas, não somente nas características físicas dos corredores dos rios, mas também nos ecossistemas fluviais. Dentre as alterações das características ecológicas (interações entre a biota e o ambiente aquático), destacam-se alteração nos parâmetros físico-químicos; elevação nos teores de metais pesados, incremento das concentrações dos nutrientes; perda de habitat; erosão; decaimento nos valores recreativos e estéticos do rio (Els *et al.*, 2012). 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 (Carvalho e Cuervo, 2013).

Passoni *et al.* (2014) pontuaram que as condições quanto ao uso e ocupação do solo afetam as concentrações de nutrientes principalmente em lagos e reservatórios que são ambientes lênticos.

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 um 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).

As condições físico-químicas em ambientes lóticos, tal como turbidez e cinética das águas rio resultam em menor ocorrência de eutrofização. Entretanto, em reservatórios hidrelétricos que são ambientes lênticos as concentrações de nitrogênio e fósforo são afetadas pela fitomassa originalmente existente na área que foi por ele inundada com reflexos na bacia de captação (Alcantara *et al.*, 2011).

As ocorrências naturais referentes ao processo de eutrofização incluem a anaerobiose no corpo d'água, mortandade da fauna, toxicidade de algas, dificuldade e altos custos para o tratamento da água, redução da navegação e da capacidade de transporte (Von Sperling, 2005). O conjunto de fatores ambientais (concentração de nitrogênio e fósforo, temperaturas elevadas e disponibilidade de luz), que, ao sofrerem alterações, podem levar ao aparecimento de florações, caracterizado, com intenso crescimento desses microrganismos no corpo hídrico (Carmichael, 1994).

O aumento da carga de matéria orgânica lançada direta ou indiretamente nos mananciais implica também no aumento da quantidade de microrganismos decompositores e outros nos sedimentos que acabam por consumir o oxigênio disponível nas águas. Em meio anaeróbico as formas inorgânicas de nitrogênio e fósforo predominam e facilitam a assimilação pelas cianobactérias, provocando as suas florações em detrimento de outras espécies (Alves-Costa *et al.*, 2009). 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 (Medeiros *et al.*, 2014).

Além desses problemas existe ainda a probabilidade da morte rápida do fitoplâncton que também se apresenta como entrave, pois conduz ao esgotamento do oxigênio 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 redutoras aumentando a toxicidade de muitos elementos químicos, que assim tornam-se mais solúveis, tal como, os metais pesados e a diminuição da capacidade de reciclar a matéria orgânica, levando à acumulação de detritos e sedimentos (Santos *et al.*, 2014).

Considerando as diversas fontes poluidoras existentes na Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba (BHRP), Minas Gerais, Brasil e as condições qualitativas de suas águas torna-se muito importante o estudo sobre as suas variáveis limnológicas, para que possam planejar adequadamente, medidas que evitem prejuízos pertinentes ao uso dos seus recursos. Nesse sentido, foram analisadas as concentrações de N e P em localidades no entorno da Usina Hidrelétrica de Sá Carvalho (UHE – Sá Carvalho) localizada no trecho médio da BHRP em Antônio Dias, Minas Gerais.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

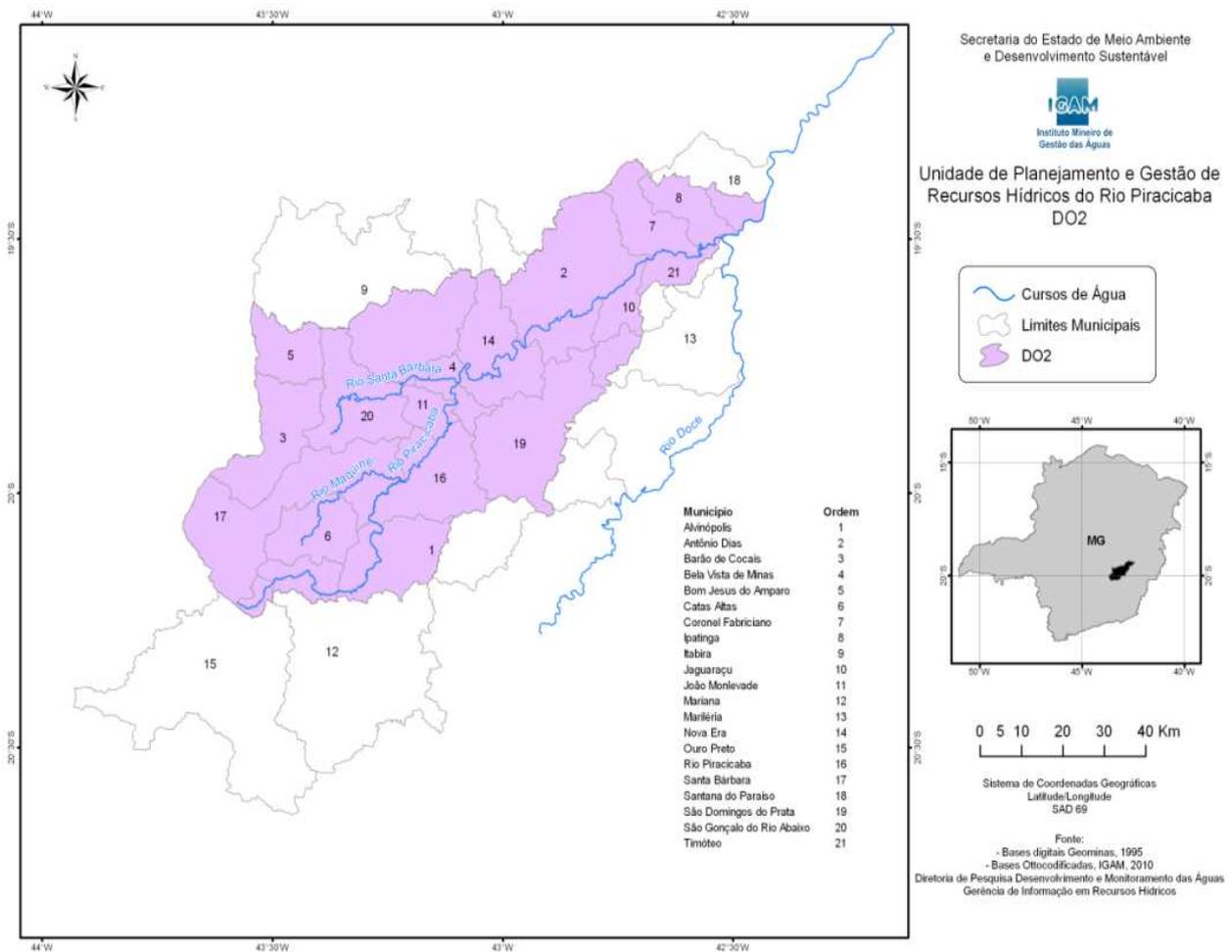


Figura 1. Localização da BHRP, Minas Gerais, Brasil (CBRD, 2014).

A Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba - BHRP (Figura 1), Minas Gerais, Brasil é um manancial situado na região leste do estado tendo sua nascente a 1.680m de altitude na Serra do Caraça, região do Quadrilátero Ferrífero, no distrito São Bartolomeu em Ouro Branco. O manancial

apresenta uma extensão de $\approx 241\text{km}$, percorrendo 22 municípios mineiros: Alvinópolis, Antônio Dias, Barão de Cocais, Bela Vista de Minas, Bom Jesus do Amparo, Catas Altas, Coronel Fabriciano, Ipatinga, Itabira, Jaguaráçu, João Monlevade, Mariana, Marliéria, Nova Era, Ouro Preto, Rio Piracicaba, Santa Bárbara, Santana do Paraíso, São Domingos do Prata. São Gonçalo do Rio Abaixo e Timóteo, caracterizando-se pela multiplicidade de usos do seu potencial hidrológico. O deságue ocorre na Bacia Hidrográfica do Rio Doce, Minas Gerais – BHRD- MG sendo sua foz localizada na Região Metropolitana do Vale do Aço (RMVA) entre os municípios de Ipatinga e Timóteo, insere-se na área de influência do Parque Estadual do Rio Doce – PERD (CBRD, 2014).

O manancial se destaca pela elevada densidade demográfica, extensão territorial e por seu nicho econômico bastante diversificado, que abrange a mineração, siderurgia, curtumes, agropecuária e monocultura de eucaliptos, e diversas outras atividades. A exploração econômica apresenta como fator favorável o volume das águas cuja perenidade se relaciona com a extensa área de drenagem alimentada por precipitações pluviométricas, com médias que extrapolam 1.000 mm por ano e os grandes lençóis subterrâneos contribuintes para o balanço hidrológico; esses atributos conferem características endorreicas à sua bacia de captação (CBRD, 2014). Trata-se de corpo aquático que apresenta comprometimento em decorrência da poluição oriunda do esgoto doméstico e industrial, disposição inadequada de resíduos sólidos, impermeabilização e contaminação do solo, desmatamento da mata ripária e exaustiva exploração dos aquíferos (Costa *et al.*, 2009).

Outro agravante é o fato de que, os principais afluentes da BHRP, Rio Santa Bárbara, Rio do Peixe, Rio do Prata, Rio Maquine e Ribeirão do Turvo também se submetem as adversidades ambientais. Tais como, redução da penetração vertical da luz solar interferindo na produtividade primária, degradação do solo, alterações nas condições de umidade relativa do ar, desolação das formações florestais, agropecuária, exploração seletiva da madeira com sistema de corte raso e atividades industriais produzindo diferentes níveis de resposta às pressões antrópicas (Wall *et al.*, 2008). Além disso, o padrão de qualidade das águas é afetado pela alternância no clima e precipitação pluviométrica que redundam em uma estação seca de abril a setembro e outra chuvosa, de outubro a março (CBRD, 2014). O potencial hidráulico do corpo aquático possibilita o seu aproveitamento através da Usina Hidrelétrica Sá Carvalho (UHE – Sá Carvalho) em operação desde 1951, possuindo potência instalada de 78 MW e contando com quatro unidades geradoras. Esta usina apresenta duas barragens, a Antônio Dias com altura máxima de 14,8m e a barragem Severo, com altura máxima de 14m, encontra-se na área de influência do Parque Estadual do Rio Doce (PERD) que apresenta remanescentes com vegetação nativa (Cemig, 2010/2011).

Campanhas e Pontos de Coleta

As diretrizes adotadas para temporalidade das campanhas e seleção das estações de amostragem se constituíram em condições essenciais para se analisar a problemática pertinente às condições tróficas da BHRP nas localidades no entorno da UHE - Sá Carvalho. As concentrações de fósforo, nitrogênio e clorofila-a no rio Piracicaba, Minas Gerais, foram mensuradas adotando-se locais distintos do corpo d'água, desde as proximidades da nascente até sua foz no Rio Doce. A coleta das amostras, em regime quadrimestral ocorreu entre julho/2007 até julho/2012, nos municípios de Fonseca (P₁), Rio Piracicaba (P₂), Nova Era (P₃), Coronel Fabriciano (P₄) e Ipatinga (P₅) identificados pelas coordenadas e uso do solo a montante conforme a tabela 1.

Tabela 1. Pontos de Coleta, Uso do Solo à Montante, Distância da UHE - Sá Carvalho.

Ponto de Coleta	Coordenadas	Distância (Km) em linha reta da UHE – Sá Carvalho	Ocupação do Solo à Montante
P ₁ (Fonseca)	S 20° 09' 26,4 WO 43° 17' 47,3	157	Agropecuária e mineração.
P ₂ (Rio Piracicaba)	S 19° 55' 54,2" WO 43° 10' 26,2"	48	Agricultura de subsistência, pecuária e mineração.
P ₃ (Nova Era)	S 19° 43' 50,0" WO 43° 00' 51,0"	23	Agropecuária, exploração florestal, indústrias extrativas e silvicultura,
P ₄ (Coronel Fabriciano)	S 19° 31' 0" WO 42° 37' 0"	28	Comércio, ocupação urbana em área de risco.
P ₅ (Ipatinga)	S 19° 30' 42,8" WO 42° 33' 22,9"	39	Indústria siderúrgica e intensa aglomeração urbana.

Procedimentos Analíticos

As amostragens de água superficial foram realizadas nas cinco localidades (P₁, P₂, P₃, P₄ e P₅), às margens do Rio Piracicaba, usando dez (10) garrafas em polietileno esterilizadas com capacidade de 500 mL. Imediatamente antes da coleta os recipientes foram ambientados três vezes com as águas em estudo. Em seguida, o frasco era mergulhado no rio e virado lentamente no sentido contra a corrente até ser, completamente, preenchido com o líquido, trabalhando-se sempre com luvas para evitar-se a contaminação acidental (CETESB, 2014).

Os frascos (10), contendo as amostras, foram acondicionados em caixa de isopor contendo blocos de gelo durante todo o período da campanha. As sub-amostras (10) para cada análise ou conjunto destas foram separadas em frascos de polietileno, que, por sua vez, foram identificados e quando necessário foram congelados para análises posteriores (CETESB, 2014).

O nitrogênio orgânico total foi determinado pelo método de Kjeldahl modificado, o amônio pelo método do salicilato, enquanto as análises de nitrato foram realizadas pelo método colorimétrico. O fósforo total foi quantificado utilizando-se o método do ácido ascórbico e a leitura da absorbância realizada em espectrofotômetro ajustado para o comprimento de onda em 880 nm (APHA, 2012). Todos os ensaios com as dez amostras foram realizados em quadruplicata para melhor representativa da água superficial na localidade amostrada (CETESB, 2014).

Em relação ao reservatório da UHE – Sá Carvalho foram utilizados resultados disponibilizados através dos relatórios das Centrais Elétricas de Minas Gerais (CEMIG). Para os parâmetros físico-químicos, as técnicas de amostragem, preservação e análises utilizadas nesse estudo levaram em consideração o Manual de Procedimentos de Coleta e Metodologias de Análise de Água da CEMIG (2010/2011) e o *Standard Methods of the Examination of Water and Wastewater* (2012). As amostragens marginais foram realizadas na superfície do corpo hídrico, coletadas a 20 cm da lâmina d'água. Por outro lado, as amostragens realizadas no interior do reservatório foram realizadas em perfil transversal em três pontos de profundidade distintos: superfície, metade da zona trófica e fundo (CEMIG, 2010/2014). O monitoramento realizado por técnicos especializados da CEMIG ocorreu em pontos distintos permitindo o acompanhamento dos indicadores físico-químicos em diferentes profundidades, sendo treze pontos (Tabela 2), dez deles localizados no Rio Piracicaba, MG (CEMIG, 2010/2011).

Tabela 2. Estações de monitoramento no reservatório da UHE – Sá Carvalho (CEMIG, 2010/2011).

Estação	Descrição	Curso d'água*	Coordenadas
SC-LI 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-LI 02-S	Reservatório Antônio Dias a cerca de	Rio Piracicaba**	19°38'39.70"S
SC-LI 02-ZF	500m do barramento localizado em área		42°50'59.30"O
SC-LI 02-F	urbana		
SC-LI 03-S	Reservatório Severo a cerca de 300m do	Ribeirão Severo**	19°38'15.40"S
SC-LI 03-ZF	barramento		49°22'60"O
SC-LI03-F			
SC-LI 04-S	Trecho de vazão reduzida à montante da	Rio Piracicaba**	19°38'11.30"S
SC-LI 04-ZF	casa de força		48°18'60"O
SC-LI 04-F			
SC-LI 05 -S	Jusante da casa de força	Rio Piracicaba**	19°38'2.20"S
SC-LI 05-ZF			42°48'19.80"O

*Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba (BHRP), Minas Gerais, Brasil; **Curso d'água lótico.

Parâmetros de Interpretação das Análises

Os parâmetros de interpretação dos resultados analíticos foram consoantes aos estabelecidos para os ecossistemas lóticos Classe 2 (dois) conforme a Resolução Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) n.º. 357 de 17/03/2005. Vale destacar que a BHRP era utilizada para atividades de pesca, dessedentação de animais, irrigação de culturas arbóreas e forrageiras, dentre outras. Além disso, 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-PT) e o Índice de Estado Trófico para Clorofila a (IET - Cla). O IET foi obtido a partir da Equação 1 (Carlson, 1977; Lamparelli, 2004):

$$\text{IET-PT} = 10 \times [6 - [(0,42 - 0,36 \cdot (\ln P_{\text{total}}) / \ln 2)]] \text{ (Equação 1)}$$

Sendo: P_{total} = concentração de fósforo total na superfície da água.

Além disso, foi mensurado o Índice de Estado Trófico – Clorofila a (IET – Cla) conforme apresentado na Equação 2 (Carlson, 1977; Lamparelli, 2004):

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

Sendo: Cla = concentração de clorofila a na superfície da água.

Destaca-se que os resultados pertinentes ao fósforo, (IET-PT), 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-Cla, por sua vez, mensura de forma probabilista a resposta do corpo hídrico quanto à proliferação de algas nas localidades desse estudo pertencentes à BHRP.

Além disso, consoante com as diretrizes dos órgãos ambientais foram obtidas as médias simples correspondente à ponderação (IET) considerando as concentrações mensuradas de fósforo total e clorofila a utilizada no cálculo do IET - PT e IET - Cla para todas as amostragens realizadas de acordo com a Equação 3 (Carlson, 1977; Lamparelli, 2004):

$$\text{IET} = [\text{IET-PT} + \text{IET-Cla}] \div 2 \text{ (Equação 3)}$$

Tais indicadores possibilitaram a classificação do corpo aquático em seis categorias distintas quanto ao grau de trofia (CETESB, 2014) sendo ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico, supereutrófico e hipereutrófico (Tabela 3). Coelho *et al.* (2011) destacam a importância quanto ao diagnóstico do corpo aquático indicando a medida potencial das fontes antrópicas capazes de desequilibrarem em longo prazo o ambiente, redundando em reações adversas para os componentes bióticos pertencentes aquele habitat.

Tabela 3. Classificação do estado trófico para rios segundo o Índice de Carlson (CETESB, 2014).

Estado Trófico	Ponderação (IET)	Índice de Estado Trófico - IETP _{Total} (mg.m ⁻³)	Índice de Estado Trófico – Clorofila-a IET – Cla (mg.m ⁻³)
Ultraoligotrófico	IET ≤ 47	P _{Total} ≤ 13	Cla ≤ 0,74
Oligotrófico	47 < IET ≤ 52	13 < P _{Total} ≤ 35	0,74 < Cla ≤ 1,31
Mesotrófico	52 < IET ≤ 59	35 < P _{Total} ≤ 137	1,31 < Cla ≤ 2,96
Eutrófico	59 < IET ≤ 63	137 < P _{Total} ≤ 296	2,96 < Cla ≤ 4,70
Supereutrófico	63 < IET ≤ 67	296 < P _{Total} ≤ 640	4,70 < Cla ≤ 7,46
Hipereutrófico	IET > 67	640 < P _{Total}	7,46 < Cla

Com base nos dados disponibilizados pela CEMIG (2010/2011) também foi possível se reconhecer o estado trófico 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 o grau de trofia do barramento foram observados os limites segundo o Índice de Carlson (CETESB, 2014) apresentados na tabela 4.

Tabela 4. Classificação do estado trófico para reservatórios segundo o Índice de Carlson (CETESB, 2014).

Estado Trófico	IET	Ponderação (P)	Secchi – S (m)	IETP _{Total} (mg.m ⁻³)	IET – Cla (mg.m ⁻³)
Ultraoligotrófico	IET ≤ 47	0,5	S ≥ 2,4	P ≤ 8	Cla ≤ 1,17
Oligotrófico	47 < IET ≤ 52	1	2,4 > S ≥ 1,7	8 < P ≤ 19	1,17 < Cla ≤ 3,24
Mesotrófico	52 < IET ≤ 59	2	1,7 > S ≥ 1,1	19 < P ≤ 52	3,24 < Cla ≤ 11,03
Eutrófico	59 < IET ≤ 63	3	1,1 > S ≥ 0,8	52 < P ≤ 120	11,03 < Cla ≤ 30,55
Supereutrófico	63 < IET ≤ 67	4	0,8 > S ≥ 0,6	120 < P ≤ 233	30,55 < Cla ≤ 69,05
Hipereutrófico	IET > 67	5	0,6 > S	233 < P	69,05 < Cla

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A UHE-Sá Carvalho se encontra inserida em uma bacia de captação submetida à intensa exploração econômica (siderurgia, extrativismo florestal, agropecuária, etc.) afetando as condições para retenção de fósforo e nitrogênio em seu reservatório. O reservatório hidrelétrico em observância ao índice de Carlson se apresentou mesotrófico em todo o período abrangido por esse estudo. As condições mais desfavoráveis se relacionaram aos parâmetros da transparência ($1,7 > S \geq 1,1$) e fósforo total ($19 < P \leq 52$) em todos os meses, excetuando-se o período de julho/2008 que se apresentou eutrófico. Destaca-se que situações análogas são comuns em barramentos antigos conforme observado por Meirinho *et al.* (2013).

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 a 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). No período de estudo foram identificadas consequências redundando em elevação dos teores de fósforo total na BHRP nos pontos de coleta notadamente em P₁ e P₂.

O menor valor de fósforo total encontrado correspondeu a $0,112 \text{ mg.L}^{-1} \delta = 3,58\%$ (Figura 2) em P₁ (Fonseca) em julho/2008 (estação seca). Em contrapartida, o resultado mais elevado foi de $1,48 \text{ mg.L}^{-1} \delta = 3,58\%$ (Figura 2) em P₅ (Ipatinga) em outubro/2009 (estação chuvosa). Os resultados, em todos os pontos de coleta, extrapolaram preponderantemente o Valor Máximo Permitido (VMP) correspondente à $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ para águas Classe 2, conforme a Resolução CONAMA n.º. 357/2005.

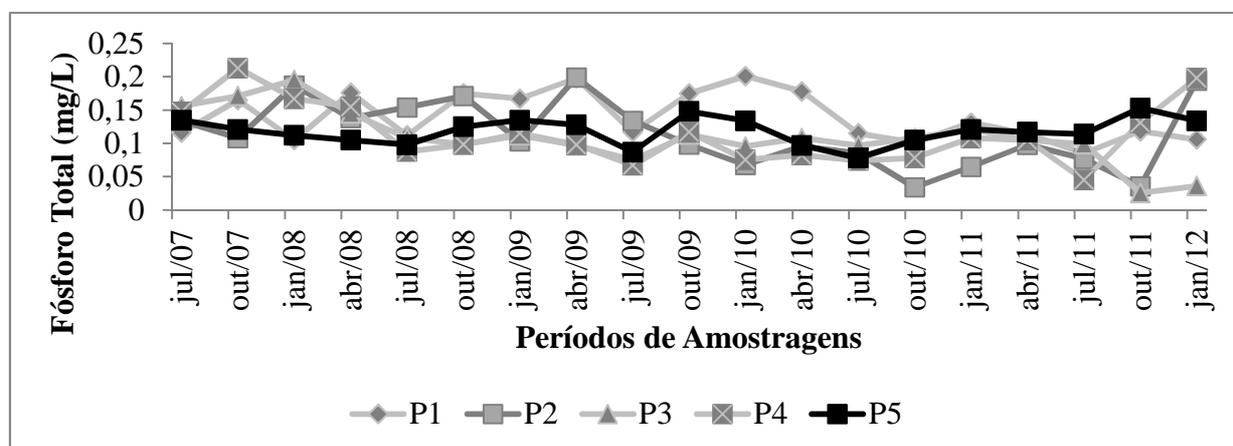


Figura 2. Fósforo total nas amostras de água investigadas na BHRP.

A elevação da concentração de fósforo (Figura 2) no Rio Piracicaba já era esperada em conformidade com informações encontradas na literatura. Segundo o Instituto Mineiro de Gestão das Águas – IGAM (2014) a agricultura é um dos fatores preponderantes nesse transtorno ambiental em função principalmente dos adubos e fertilizantes empregados. Além disso, os resultados desse estudo também foram concordantes com a pesquisa realizada por Santos *et al.* (2014), pontuando sobre o favorecimento do arraste das fontes do fósforo nos períodos de maior precipitação pluviométrica (Figura 2), denotando relação com o escoamento superficial também citado em Santos *et al.* (2012). Constatou-se que as elevadas concentrações de fósforo relacionavam-se com o comprometimento dos mecanismos de depuração natural. Pode-se citar a degradação da mata ciliar verificada em toda extensão da BHRP. Vale destacar que as matas ciliares constituem-se em filtros naturais para os nutrientes derivados das atividades agrícolas sendo identificadas extensas áreas desertificadas em função do extrativismo florestal nas localidades abrangidas nesse estudo (Bremm e Schulz, 2014).

A condição trófica do reservatório da UHE – Sá Carvalho, ou seja, a carga dos nutrientes detectada 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 corpo d'água distinto que recebe 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, 2014).

As condições pertinentes às concentrações de fósforo na estação seca podem trazer 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. Em consonância com a Resolução CONAMA nº. 357/2005, para águas Classe 2 (dois) o Valor Máximo Permitido (VMP) de fósforo total (P_{total}) corresponde a $0,03 \text{ mgP.L}^{-1}$ em ambientes lênticos, $0,06 \text{ mgP.L}^{-1}$ em ambientes intermediários com tempo de residência entre 2 e 40 dias e $0,1 \text{ mgP.L}^{-1}$. Sendo assim, analisando este parâmetro ambiental para o reservatório considerou-se o VMP correspondente a $0,06 \text{ mgP.L}^{-1}$. Nesse sentido, foram identificados valores extrapolando o VMP na estação chuvosa (novembro/2014) em SC-LI01, enquanto valores limítrofes foram observados em SC – LI05S (Figura 3).

Por estas razões, se mostrou importante priorizar a avaliação das fontes de fósforo. Uma ação muito útil aplicada nesse estudo referiu-se à apuração do Índice de Estado Trófico (IET) relacionado ao teor de Fósforo Total (P_{Total}), sendo mensurado como supertrófico ou hipereutrófico

nas campanhas realizadas, seja estação chuvosa ou seca nas águas amostradas da BHRP e desse modo explicitando a necessidade da mensuração dos valores de nitrogênio total para complementação do diagnóstico ambiental.

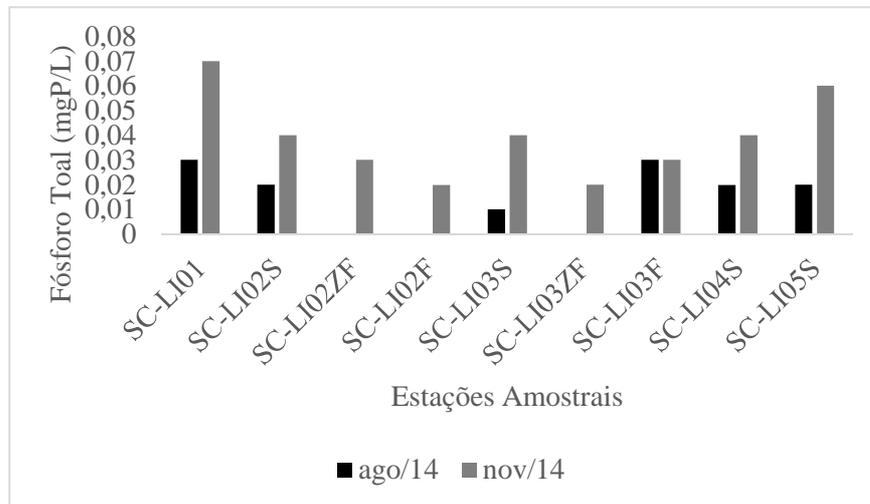


Figura 3. Fósforo total nas águas investigadas do reservatório da UHE – Sá Carvalho (CEMIG, 2015).

As amostras de água investigadas da BHRP (Figura 4) indicaram maiores teores de nitrogênio total em P₅ (Figura 4) explicitando relação com a exploração econômica. Diversas pesquisas relatam que os ecossistemas estão sendo sobrecarregados com nitrogênio em função do modelo de exploração econômica (Silva *et al.*, 2015).

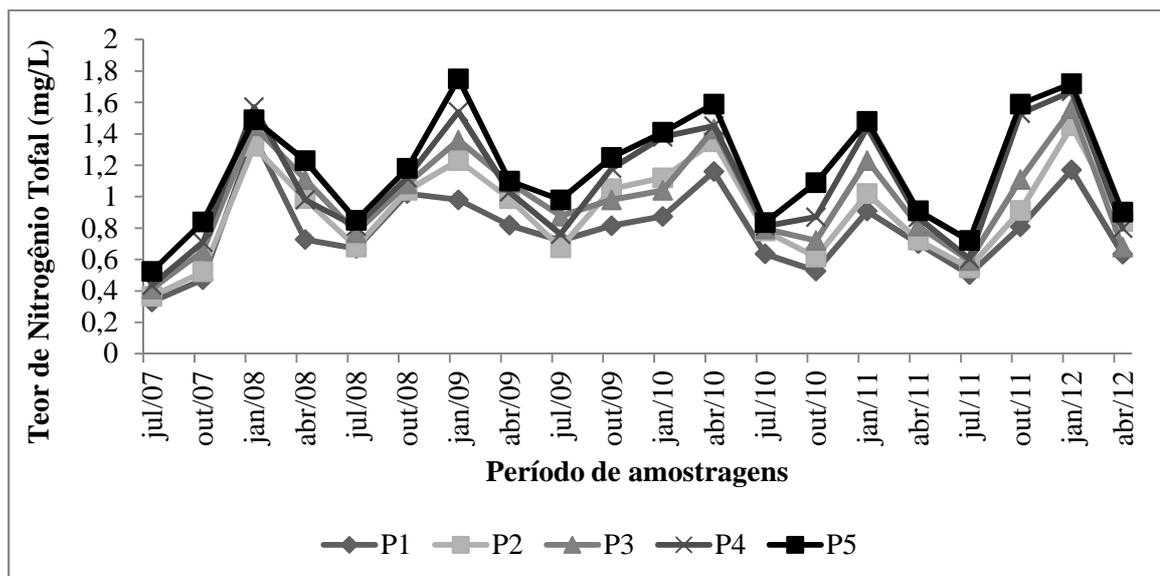


Figura 4. Nitrogênio total nas amostras de água investigadas na BHRP.

Os ecossistemas estão sendo submetidos à elevação dos teores de nitrogênio oriundos da queima de combustíveis fósseis e pelo aumento das atividades industriais e agrícolas que produzem nitrogênio. Ressalta-se a preponderância no uso de fertilizantes a base de nitrogênio que são aplicados incorretamente ao nível da realidade mundial. Como resultado, aproximadamente 60% do nitrogênio presente na constituição dos fertilizantes, não chega a ser incorporados pelas plantas, permanecendo biodisponível e circular nas zonas de raízes e então poluir rios, lagos, aquíferos e áreas costeiras através da eutrofização (Sawakuchi *et al.*, 2013).

Em relação ao reservatório da UHE – Sá Carvalho a carga de nitrogênio total alcançou o valor pico de 0,07mgN/L em SCLI01 na estação chuvosa, enquanto na estação seca apenas 0,03mgN/L em SCLI01 e SCLI03F (Figura 5). Destaca-se que foi detectado o acesso de bovinos no entorno do reservatório. Von Sperling (2005), bem como Von Sperling e Von Sperling (2013), informam que o nitrogênio e fósforo são encontrados nas fezes e urina, nos restos de alimentos, nos detergentes e outros subprodutos das atividades humanas.

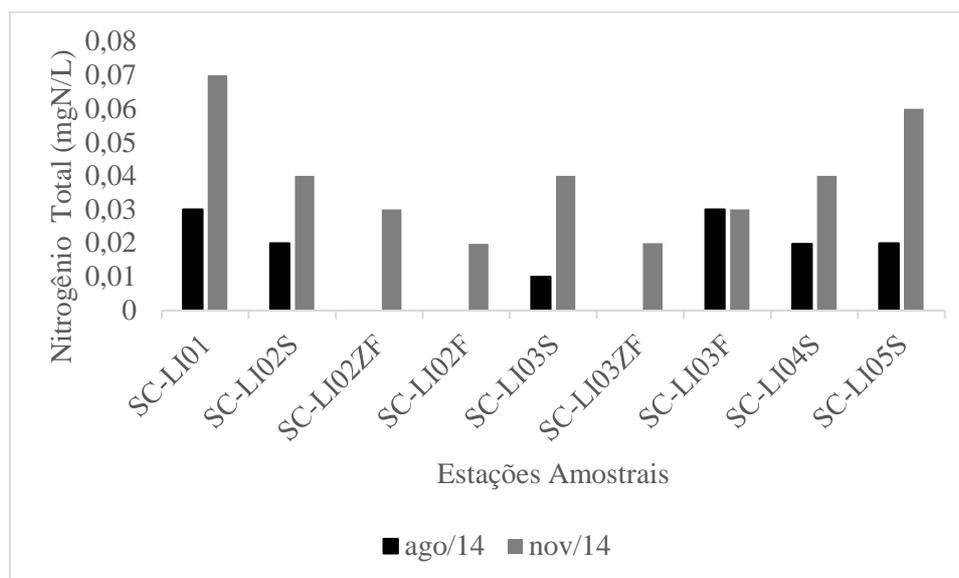


Figura 5. Nitrogênio total nas amostras de água investigadas no reservatório da UEH-Sá Carvalho (CEMIG, 2015).

Os resultados da razão de Redfield para a BHRP mostraram diversos valores inferiores a dezesseis unidades (Figura 6) indicando excesso de fósforo e deficiência de nitrogênio. Eilers *et al.* (2011) afirmam que este padrão é previsível em corpos d'água que recebem descargas de esgotos domésticos, situação comum na BHRP. Os pesquisadores ressaltam existência de fatores contributivos, tais como, os processos de desnitrificação (perda de nitrogênio por volatilização) e fertilização interna (liberação de fósforo do sedimento) e informa que mesmo sendo restringido o

aporte externo do nitrogênio, há algas com capacidade de fixar o nitrogênio atmosférico, que não teriam a sua concentração reduzida com a diminuição da carga afluyente do nutriente. Tratam-se das cianobactérias que além de seu potencial de toxicidade, são capazes de comprometer os processos de tratamento d'água para abastecimento público (Passos *et al.*, 2014).

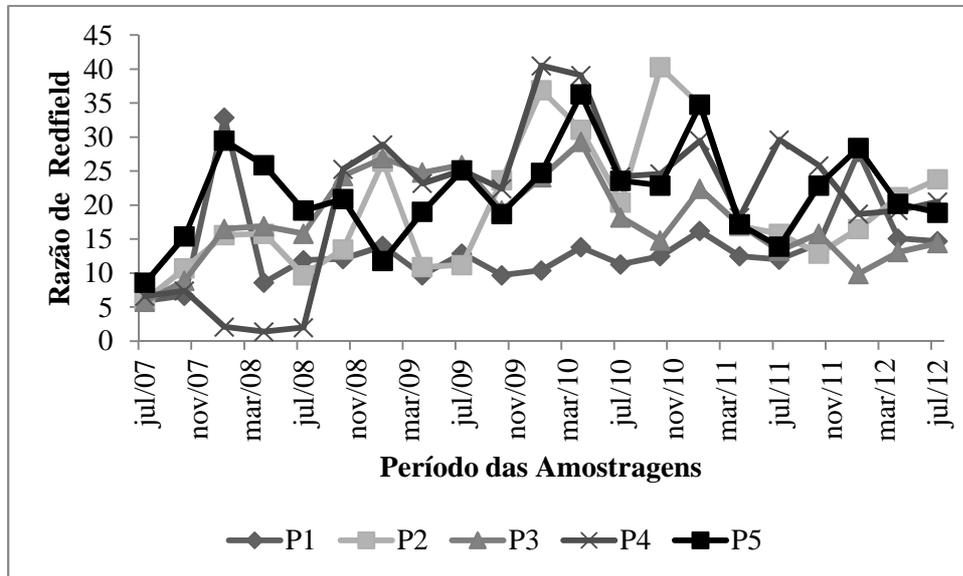


Figura 6. Razão de Redfield no Rio Piracicaba, MG.

As repercussões pertinentes à proliferação das comunidades autotróficas incluem a diminuição da transparência das águas, episódios de aflorações de algas, aumento da turbidez e frequência de odores desagradáveis (Pagano *et al.*, 2013). Destaca-se que a turbidez (Figura 7) extrapolou em diversas campanhas o limite de 100 UNT conforme CONAMA 357/2005 denotando relação com o incremento da erosão das margens do corpo aquático agravado nos períodos de maior precipitação pluviométrica.

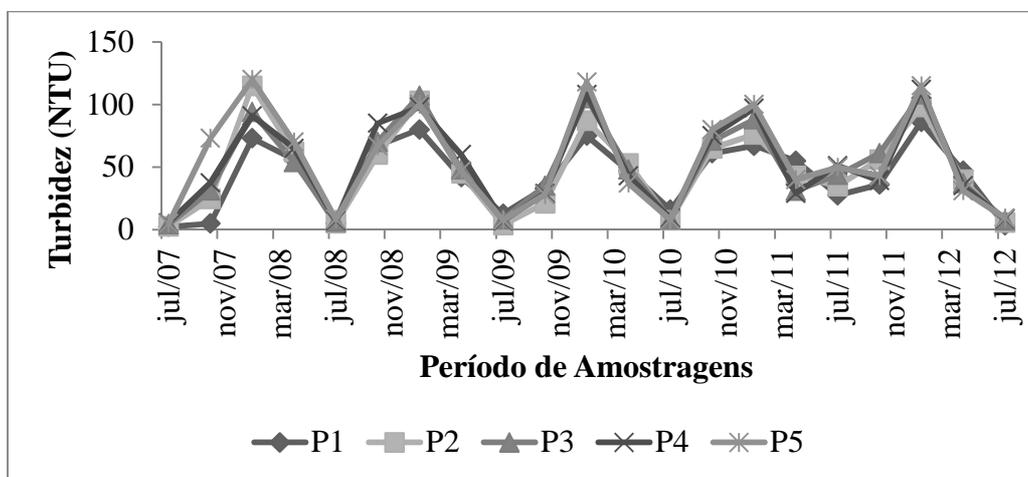


Figura 7. Turbidez no Rio Piracicaba, MG.

Von Sperling (2005) informa que a eutrofização depende da relação entre nitrogênio e fósforo atuando como limitantes. 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 à 16 o nitrogênio será o nutriente limitante. Nesse estudo, para o reservatório da UHE – Sá Carvalho se constatou que na estação seca em todas as estações amostrais o fósforo se comportou como o nutriente limitante enquanto no período chuvoso, ocorreu alteração nesse padrão e o nitrogênio se comportou como nutriente limitante em SC-LI01, SC-LI02ZF, SC-LI04S e SC-LI05S (Tabela 5).

A detecção do nitrogênio como nutriente no período chuvoso (Tabela 5) 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 batimetria e o lançamento de esgoto doméstico sem tratamento diretamente no rio Piracicaba também oportunizavam a elevação dos teores do nitrogênio total nas águas do reservatório. Von Sperling e Von Sperling (2013) afirmam que, em geral, a contribuição através dos esgotos é bem superior à originada pela drenagem urbana.

Tabela 5. Relação N:P nas estações de monitoramento do reservatório da UHE – Sá Carvalho (Fonte: CEMIG, 2014).

Estação amostral	Relação N:P agosto/2014	Relação N:P novembro/2014
SC-LI01	28,67	8,57
SC-LI02S	50,00	17,5
SC-LI02ZF	NA*	2,67
SC-LI02F	130,00	35,00
SC-LI03S	NA*	20,00
SC-LI03ZF	NA*	55,00
SC-LI03F	40,00	23,33
SC-LI04S	20,00	2,50
SC-LI05S	45,00	11,67

*NA – Não Aplicado

Os resultados obtidos para águas amostradas da BHP indicaram maiores concentrações de Clorofila-a ocorrendo na estação chuvosa com valores inseridos no intervalo $4,70 \leq \text{IET} - \text{Cl}a < 7,46$ (Figura 7), ou seja, oscilando também entre as condições de supereutrófico e hipereutrófico, evidenciando a proliferação dos organismos unicelulares conforme relatado por Passos *et al.* (2014).

A concentração de clorofila a na água está diretamente relacionada com a quantidade de algas presentes no manancial. Olson *et al.* (1998) e Zonta *et al.* (2008) registraram uma relação fortemente significativa entre a elevação da concentração de clorofila a na superfície do sedimento (1cm) e o fluxo de alguns nutrientes (fosfato, amônia e sílica), caracterizada pelo aumento da libertação de cada um desses nutrientes para a coluna d'água. Esses estudos sugeriram que a concentração de clorofila a funciona como matéria orgânica disponível, aumentando as taxas de decomposição e deste modo, a disponibilidade de nutrientes na água intersticial. Portanto, é possível inferir que as concentrações desses nutrientes são significativas, no local de coleta, haja vista que os valores para clorofila a foram mensurados com valores significativos (Figura 7). Destaca-se que o limite CONAMA 357/2005 para águas Classe 2 correspondente à 30 µg/L para a clorofila a foi observado em todas as amostragens.

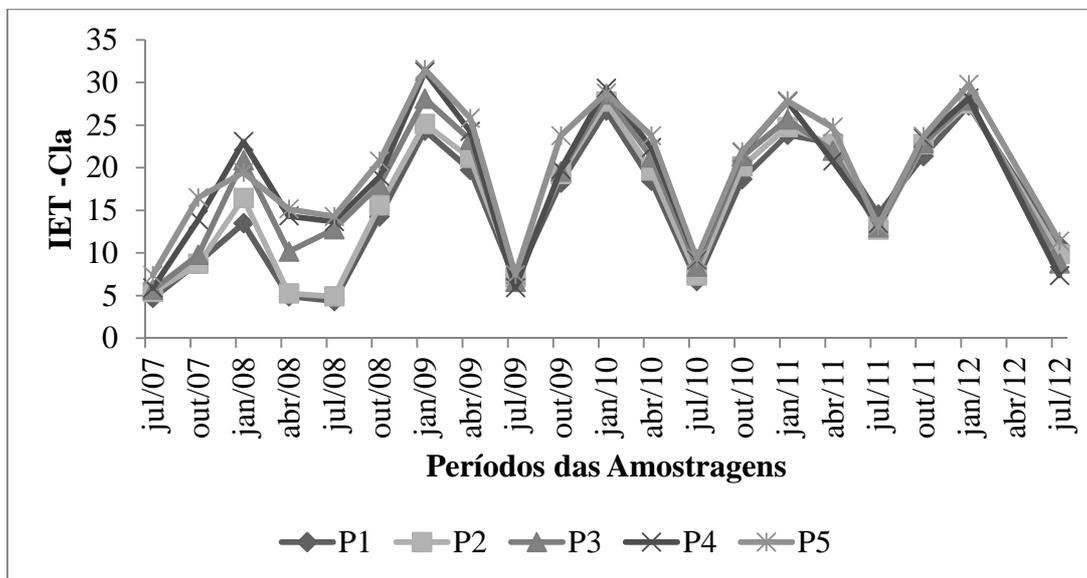


Figura 7. Índice de Estado Trófico – Clorofila a (IET – Cla) no Rio Piracicaba, MG.

Na estação seca os valores mensurados para o IET-Cla foram predominantemente menores (Figura 7) denotando a retirada de parte do fósforo solubilizado como íon fosfato (PO_4^{-3}) possivelmente por outras algas do fitoplâncton (Von Sperling e Von Sperling, 2013).

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 em legislação específica. Os teores de Clorofila a (Tabela 6) detectados no reservatório da UHE - Sá Carvalho foram maiores em agosto/2014 indicando que no período de estiagem, quando ocorre elevação na concentração de nutrientes, pode-se também encontrar teores mais elevados deste indicador físico-químico.

Tabela 6. Clorofila a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) no reservatório da UHE- Sá Carvalho (CEMIG, 2014).

Ponto no reservatório	Agosto/2014	Novembro/2014
SCLI 01	<0,12	<0,01
SCLI 02S	<0,12	<0,01
SCLI02ZF	-	-
SCI02F	-	-
SCLI 03S	<0,12	<0,01
SCLI03ZF	-	-
SCLI03F	-	-
SCLI 04S	<0,12	<0,01
SCLI 05S	<0,12	<0,01

CONCLUSÕES

Este estudo buscou complementar o monitoramento feito pelos órgãos ambientais, potencializando as ações de proteção e conservação dos recursos naturais, através dos atores sociais, notadamente os gestores públicos. Os dados obtidos indicaram o estado trófico do rio Piracicaba, Minas Gerais, em todas as amostragens realizadas, nas localidades desse estudo. Verificou-se também o incremento na proliferação de algas e outras plantas aquáticas contribuindo para elevação da turbidez e redução da penetração da luz solar na coluna d'água. Os aspectos detectados são fontes de desequilíbrio repercutindo negativamente no aproveitamento do manancial para as atividades de pesca, recreação e abastecimento público.

Pode-se concluir que o barramento da UHE-Sá Carvalho favorece a redução de nutrientes no corpo da água nas localidades abrangidas através desse estudo. A BHRP apresentou valores elevados referentes ao IET – Cla sendo encontrado valor médio mínimo correspondente a 4,34 em P1 e 9,35 em P5. Enquanto para o fósforo total encontrado valor médio mínimo correspondente a 0,0350 mg/L em P2. Tais condições mostraram diferenças significativas com o reservatório da UHE - Sá Carvalho que apresentou valores bem mais baixos em todos os pontos de monitoramento sendo para clorofila a valores médios menores que $0,12 \mu\text{g.L}^{-1}$ ($<0,12 \mu\text{g.L}^{-1}$) enquanto para o fósforo total foi identificado o valor médio máximo de $0,03 \text{ mgP.L}^{-1}$ em SC – LI03S na estação seca e $0,07 \text{ mgP.L}^{-1}$ na estação chuvosa em ponto à montante do reservatório de Antônio Dias em SC- LI01, exibindo condição mesotrófica.

Entende-se que a BHRP em função da extensa área territorial e multiplicidade do seu parque produtivo se sujeita à intensa degradação antrópica fazendo-se necessária a adoção de medidas mitigadoras sob responsabilidade dos gestores públicos, incluindo-se a vigilância dos empreendimentos econômicos através da fiscalização, orientação e aplicação de multas.

Vale destacar que o Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba tem estudos apontando a deterioração da qualidade biológica do curso aquático com prevalência de espécies de peixes mais tolerantes à poluição. Tal condição, por si só, constitui-se em motivação para o aperfeiçoamento imediato do modelo utilizado na preservação e recuperação do manancial agregando valorização às informações pertinentes ao monitoramento sistemático e automático realizado sob a tutela dos gestores públicos, garantindo a promoção do bem-estar ambiental através da sistematização e aplicação das medidas de mitigação cabíveis.

REFERÊNCIAS

- ABE, D. S. et al. 2009. The effect of eutrophication on greenhouse gas emissions in three reservoirs of the Middle Tietê River, Southeastern Brazil. **Proceedings of the International Association of Theoretical and Applied Limnology**, **30**(6):822-825.
- ALCANTARA, E. H; NOVO, E. M. L. M.; STECH, J. L. (Orgs.). 2011. **Novas tecnologias para o monitoramento e estudo de reservatórios hidrelétricos e grandes lagos**. Rio de Janeiro: Parêntese, 277p.
- ALVES-COSTA, F. A. et al. 2008. 5S rDNA characterization in twelve Sciaenidae fish species (Teleostei: Perciformes): depicting gene diversity and molecular markers. **Genetics and Molecular Biology**, **31**:303-307.
- ANA, Agência Nacional das Águas. 2014. **Apoio à gestão de recursos hídricos**. Disponível em: <<http://www2.ana.gov.br/>>. Acesso em: 16 jul. 2015.
- APHA. *American Public Health Association*. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21^a ed. Washington: American Public Health Association. 1082 p..2012.
- BREMM, C. Q.; SCHULZ, U. H. 2014. Otolith atlas of fish of the Sinus River. **Brazilian Journal of Biology**, **74**:274-282.
- CARLSON, R. E. 1977. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, **22**(2):361-380.
- CARMICHAEL, W. W. 1994. The toxins of cyanobacteria. **Scientific American**, **270**(1):78-86.

CARMO, L. G.; FELIPPE, M. F.; MAGALHÃES Jr., A. P. 2014. Áreas de preservação permanente no entorno de nascentes: Conflitos, Lacunas e Alternativas da Legislação Ambiental Brasileira. **Boletim Goiano de Geografia**, **34**:275-293.

CARVALHO, C.; CUERVO, P. A. 2013. 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**, **24**:649-660.

CBRD, Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Doce, 2012. Caracterização da Bacia Hidrográfica do Rio Doce. Disponível:<<http://www.riodoce.cbh.gov.br/bacia.caracterizacao.asp>>. Acesso em: 16 jul. 2015.

CEMIG, Centrais Elétricas de Minas Gerais. 2010/2011. Relatório Final de Monitoramento da Ictiofauna – UHE Sá Carvalho, Disponível em: <<http://www.cemig.com.br/>>. Acesso em: 16 jul. 2015.

CETESB, Companhia de Tecnologia Ambiental do Estado de São Paulo. 2014. Indicadores de Qualidade das Águas. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/>>. Acesso em: 16 jul. 2015.

CEMIG, Centrais Elétricas de Minas Gerais, 2014. Relatório Final do Monitoramento da Qualidade da Água – UHE Sá Carvalho, CEMIG, 2015.

COELHO, L. S. et al. 2011. Uso do sensor CBERS/CCD na avaliação do estado trófico do reservatório Lago do Amor (Campo Grande, MS). **Revista Brasileira de Cartografia**, **63**:221-232.

CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente. 2005. Resolução N. 357 de 17 de março de 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/>>. Acesso em: 16 jul. 2015.

COSTA, A. O. S. et al. 2009. Use of neural networks for monitoring surface water quality changes in a neotropical urban stream. **Environmental Monitoring and Assessment**, **155**:527-538.

EILERS V.; OLIVEIRA, M. D.; 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**, **23**(3):282-292.

ELS, R. H. V. 2014. Wetenschap over de grens. **Academic Journal of Suriname**, **5**:461-463.

ELS, R. H. V.; VIANNA, J. N. S.; BRASIL Jr., A. C. P. 2012. 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**, **16**:1450-1461.

FELIPPE, M. F.; MAGALHÃES Jr., A.P.; GARCIA, R. A. 2014. Proposta de utilização do método Grade of Membership (GoM) para o desenvolvimento de classificações multivariadas qualitativas em recursos hídricos: aplicação para zonas de recarga de aquíferos de Belo Horizonte-MG. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, **19**:77-88.

GÜNTZEL, A. M. et al. 2012. Cladocerans from gut contents of fishes associated to macrophytes from Taquari River Basin, MS, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, **24**:97-102.

IGAM, Instituto Mineiro de Gestão das Águas, 2014. Disponível: <<http://www.igam.gov.br/>>, Acesso em: 16 jul.2015.

LAMPARELLI, M. C. 2004. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade de São Paulo, USP, São Paulo. 238p.

MEDEIROS, J. C. et al. 2014. Assessment of pedotransfer functions for estimating soil water retention curves for the amazon region. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, **38**:730-743.

MEIRINHO, P. A. et al. 2013. *Olpidiumgregarium*, a chytridfungusaffectingrotiferspopulations in Rio Grande Reservoir, São Paulo State, Brazil. **Biota Neotropica**, **13**:356-359.

NUNES, M. A. O. S. et al. 2014. Environmental conditions on the eastern part of the caparaó range national park and its surroundings, Espírito Santo state, Brazil. **Romanian Mineral Deposit. Romanian Journal of Mineral Deposits**, **87**:61-66.

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

PAREDES, P. et al. 2014. Partitioning evapotranspiration, yield prediction and economic returns of maize under various irrigation management strategies. **Agricultural Water Management**, **135**:27-39.

- PASSONI, S. et al. 2014. Software Image J to study soil pore distribution. **Ciência e Agrotecnologia (UFLA)**, **38**:122-128.
- PASSOS, R. G.; VON SPERLING, M.; RIBEIRO, T. B. 2014. Hydrodynamic evaluation of a full-scale facultative pond by computational fluid dynamics (CFD) and field measurements. **Water Science and Technology**, **70**:569-575.
- PAZ, D. H. F. et al. 2014. Analysis of sustainability indicators on the management construction sites. CDW in Recife, Brazil. **The Electronic Journal of Geotechnical Engineering**, **19**:119.
- SANTOS, L. L.; SRINIVASAN, V. S.; ARAGÃO, R. 2012. Modelagem Hidrossedimentológica no semiárido paraibano utilizando o modelo WEPP e o efeito escala sobre os seus parâmetros. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, **17**(1):53-63.
- SANTOS, W. J. R. et al. 2014. Soil moisture in the root zone and its relation to plant vigor assessed by remote sensing at management scale. **Geoderma**, **221-222**:91-95.
- SAWAKUCHI, H. O. et al. 2013. The Role of Physical and Political Factors on the Conservation of Native Vegetation in the Brazilian Forest-Savanna Ecotone. **Open Journal of Forestry**, **3**:46-59.
- SILVA, B. M. et al. 2015. Soil moisture space-time analysis to support improved crop management. UFLA: **Ciência e Agrotecnologia**, **39**:39-47.
- OLSON, D. E. et al. 1998. Freshwater biodiversity of Latin America and the Caribbean: a conservation assessment. Washington, D.C.: World Wildlife Fund, 278 p.
- TUNDISI, J. G. et al. 2010. Cold fronts and reservoirs limnology: an integrated approach towards the ecological dynamics of freshwater ecosystems. **Brazilian Journal of Biology**, **70**:815-824.
- VON SPERLING, M. 2005. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. v. 1. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 452p.
- VON SPERLING, M.; VON SPERLING, E. 2013. Challenges for bathing in rivers in terms of compliance with coliform standards. Case study in a large urbanized basin of Velhas River, Brazil. **Water Science and Technology**, **67**:2534-2542.
- WALL, D. H. et al. 2008. Global decomposition experiment shows soil animal impacts on decomposition are climate-dependent. **Global Change Biology**, **14**:2661-2667.

ZONTA, J. H. et al. 2008. Qualidade das águas do Rio Alegre, Espírito Santo. **Revista Ciência Agronômica**, 39(1):155-161.