



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RECÔNCAVO DA BAHIA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS, AMBIENTAIS E BIOLÓGICAS
CURSO DE BACHARELADO EM BIOLOGIA**

LUAN LUCAS DE CARVALHO LEAL BRANDÃO

**AVALIAÇÃO DO ESTADO TRÓFICO E QUALIDADE DAS ÁGUAS DE
DOIS AÇUDES NO MUNICÍPIO DE CRUZ DAS ALMAS, BA**

Cruz das Almas - BA

Agosto, 2018

LUAN LUCAS DE CARVALHO LEAL BRANDÃO

**AVALIAÇÃO DO ESTADO TRÓFICO E QUALIDADE DAS ÁGUAS DE DOIS
AÇUDES NO MUNICÍPIO DE CRUZ DAS ALMAS, BA**

Trabalho de Conclusão de Curso submetido à Coordenação do Curso de Bacharelado em Biologia da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia como requisito parcial para obtenção do Grau de Bacharel em Biologia, sob orientação da Prof^a Dra. Carla Fernandes Macedo.

Cruz das Almas - BA

Agosto, 2018

LUAN LUCAS DE CARVALHO LEAL BRANDÃO

**AVALIAÇÃO DO ESTADO TRÓFICO E QUALIDADE DAS ÁGUAS DE DOIS
AÇUDES NO MUNICÍPIO DE CRUZ DAS ALMAS, BA**

Trabalho de Conclusão de Curso submetido à
Coordenação do Curso de Bacharelado em
Biologia da Universidade Federal do
Recôncavo da Bahia como requisito para
obtenção do Grau de Bacharel em Biologia,
sob orientação da Prof^a Dra. Carla Fernandes
Macedo.

Aprovado em: 14 de agosto de 2018



Dra. Alessandra Cristina S. Valentim

UFRB



Dr. Clóvis Matheus Pereira

UFRB



Dra. Carla Fernandes Macedo

Orientadora

UFRB

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Universidade Federal do Recôncavo da Bahia pelo suporte e estrutura necessários para a realização dos objetivos almejados;

À minha professora e orientadora, Prof.^a Dra. Carla Fernandes Macedo, pelos ensinamentos, orientações e oportunidades oferecidas, além da paciência e contribuições para minha evolução enquanto estudante;

Aos professores Alessandra Cristina S. Valentim, Clóvis Matheus Pereira, Moacyr Serafim Junior e Norma Suely E. Barreto, pela concessão de seus laboratórios e materiais para desenvolvimento dos estudos, sem os quais o projeto não seria possível;

À minha família, pelo apoio e suporte incondicionais, em especial aos meus pais, Maria Nazarete de Carvalho Leal e Luciano dos Santos Brandão;

À minha amada companheira em todos os momentos, Tatiane Barbosa da Silva e Silva, pelo carinho, paciência, compreensão, incentivo e força, nos momentos mais difíceis enfrentados;

Às minhas amigas e amigos de laboratório, do curso, da universidade e da vida, Aline Daltro, Aline Ribeiro, Cristiane Lima, Fabiana Souza, Fernanda Lemos, Francisco Mendes, Mário Rebouças, Marília Costa, Nathalia Byrro, Stella Bispo e Robson Pereira, pela contribuição através do auxílio, suporte e amizade na construção deste trabalho.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Bovinos à beira do segundo açude.....	20
Figura 2. Imagem aérea do primeiro açude com os pontos de coleta.....	21
Figura 3. Imagem aérea do segundo açude com os pontos de coleta.....	21
Figura 4. Movimentação de terra por máquinas durante as obras no segundo açude.....	22
Figura 5. Pavimentação realizada no segundo açude durante o mês de abril.....	22
Figura 6: Coleta no segundo açude, no ponto 4 (A) e no ponto 6 (B).....	23
Figura 7. Filtragem das amostras (A) e retirada dos filtros da mufla para serem pesados (B).....	24
Figura 8. Filtros recortados e colocados em tubos de ensaio com álcool etílico para análise de clorofila-a.....	24
Figura 9. Erlenmeyers com amostras para análises de fósforo.....	25
Figura 10. Tubos de ensaio com amostras para análises de nitrito (esquerda) e amônia (direita).....	26
Figura 11. Tubos de ensaio com caldo verde brilhante, em estufa, para análise de coliformes.....	27
Figura 12. Macrófitas aquáticas presentes no primeiro açude.....	31
Figura 13. Macrófitas no segundo açude em dezembro.....	31

Figura 14. Ponto de coleta 3, com destaque para a quantidade de vegetação e o primeiro açude, ao fundo, coberto por macrófitas.....	33
Figura 15. Ponto de coleta 3, vegetação no entorno.....	34
Figura 16. Índice de Estado Trófico médio nos pontos de coleta.....	36

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Classificação do estado trófico de acordo com Lamparelli (2004).....	28
Tabela 2. Valores padrões de qualidade de água para algumas variáveis na classe 3 (água doce), segundo a Resolução N°357, de 17 de março de 2005 do CONAMA.....	28
Tabela 3. Valores médios (mínimo-máximo) dos meses em cada ponto para temperatura, condutividade, pH, transparência e alcalinidade.....	29
Tabela 4. Valores médios (mínimo-máximo) dos meses em cada ponto para oxigênio, amônia, nitrito, nitrato e sólidos dissolvidos	32
Tabela 5. Valores médios (mínimo-máximo) dos meses em cada ponto para clorofila-a, fósforo e coliformes totais/termotolerantes.....	35

BRANDÃO, LUAN LUCAS DE CARVALHO LEAL, Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Agosto de 2018. Avaliação do estado trófico e qualidade das águas de dois açudes no município de Cruz Das Almas, BA. Orientadora: Carla Fernandes Macedo.

RESUMO

A água doce é um recurso de inestimável importância para o desenvolvimento humano e o conhecimento da qualidade das águas de uma determinada região constitui um instrumento fundamental para a conservação dos ambientes e manutenção da saúde pública. Desta maneira, o presente estudo teve como objetivo geral avaliar o estado trófico e a qualidade da água em dois açudes no município de Cruz das Almas, região do Recôncavo da Bahia. Foram realizadas coletas em seis pontos, ao longo de dez meses, sendo coletados dados e água para posteriores análises, objetivando estudar as variáveis limnológicas, nutrientes e determinar o estado trófico dos ambientes. Foram encontrados valores fora do limite recomendado para as variáveis: condutividade, oxigênio dissolvido e fósforo total. Através da análise estatística foi possível verificar variação significativa ($p > 0,05$) entre os açudes com relação à temperatura, pH, condutividade, oxigênio dissolvido, coliformes termotolerantes e fósforo total. Os pontos 1, 2 e 6 foram classificados como hipereutróficos, os pontos 3 e 5 como supereutróficos e o ponto 4 foi classificado como eutrófico pelo Índice de Estado Trófico (IET), considerando as variáveis clorofila-a e fósforo total. Provavelmente o estado trófico foi determinado por contribuições difusas provenientes do entorno. Já, as análises de coliformes termotolerantes não indicaram contaminação biológica nos ambientes estudados. Desta maneira, recomendam-se estudos complementares aplicando o Índice de Qualidade de Água (IQA) e um maior número de amostragens para realização de análises microbiológicas, a fim de avaliar de forma mais consistente e abrangente a qualidade dos açudes e os possíveis usos dessas áreas para a população, bem como a influência destes ambientes em outros mananciais, que possam estar recebendo suas contribuições.

PALAVRAS-CHAVE: Nutrientes; Reservatório; Limnologia; Contaminação; Saúde pública.

BRANDÃO, LUAN LUCAS DE CARVALHO LEAL, Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Agosto de 2018. Trophic state evaluation and water quality of two dams in Cruz Das Almas City, Bahia. Advisor: Carla Fernandes Macedo.

ABSTRACT

Freshwater is a resource that has an inestimable importance for human development and the knowledge about water quality in a determined region constitutes a fundamental key for the environmental conservation and public health maintenance. In this way, this study has as objective to assess the trophic state and the quality of water in two dams located in Cruz das Almas, a region in the Recôncavo of Bahia. It was realized in six spots over a period of ten months of data collection and water for further analysis, with goals of study the limnological variables, nutrients and determine the trophic state of the environment. It was found values out of the recommended limit to the variables conductivity, dissolved oxygen and total phosphorus. Although this statistical analysis it was possible verifying a significative variation ($p > 0,05$) between the dams when we talk about temperature, pH, conductivity, dissolved oxygen, coliform bacteria and total phosphorus. Spots 1, 2 and 6 were classified as hypereutrophic, spots 3 and 5 were supereutrophic and spot 4 was classified as eutrophic by the Trophic State Index (TSI), considering the variables chlorophyll-a and total phosphorus. Probably the trophic state was determined by diffuse contributions from the surroundings. The analyzes of coliform bacteria didn't demonstrate biological contamination in the environments that were studied. In this way, complementary studies are recommended applying the Water Quality Index (WQI) and more samples to carry out microbiological analyzes, in order to evaluate in a more consistent and comprehensive manner the quality of the reservoirs and the possible uses of these areas for the population, as well as the influence of these environments on other sources that may be receiving their contributions.

KEYWORD: Nutrients; Reservoir; Limnology; Contamination; Public health.

ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO.....	10
2. REFERENCIAL TEÓRICO.....	11
2.1. O estudo das águas continentais.....	11
2.2. Eutrofização.....	11
2.3. Monitoramento da qualidade da água.....	13
2.4. Índice de Estado Trófico.....	16
3. OBJETIVOS.....	19
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	19
4.1. Área de estudo.....	19
4.2. Coleta de dados.....	20
4.3. Análises em laboratório.....	23
4.4. Análise dos dados e Índice de Estado Trófico.....	27
5. RESULTADOS.....	28
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	38
7. REFERÊNCIAS.....	40
APÊNDICES.....	52
Apêndice A.....	52
Apêndice B.....	53
Apêndice C.....	54
Apêndice D.....	55
Apêndice E.....	56
Apêndice F.....	57
Apêndice G.....	58

1. INTRODUÇÃO

A água possui grande importância para sobrevivência de todo ser vivo no planeta, sendo indispensável em processos metabólicos e diversos ciclos biogeoquímicos nos ambientes (TUNDISI; TUNDISI, 2008). Ocupando a maior parte da superfície terrestre, os oceanos representam 97% do total da água do planeta, sendo hábitat de diversas espécies aquáticas (PARRON, 2011).

Essencial para o consumo e desenvolvimento humano, a água doce se concentra nos continentes, apesar de se distribuir de maneira desigual entre os territórios, assim como a população em nível global, o que acaba gerando problemas de abastecimento em muitos locais (NUNES *et al.*, 2009). No Brasil, por exemplo, estão presentes em torno de 15% da água doce terrestre, sendo aproximadamente 80% pertencentes à região amazônica, que têm baixa densidade populacional e demanda. Esta demanda chega a ser maior do que a disponível em continentes como África e Europa (ANA, 2017).

Durante o século XX em diversas áreas do país, principalmente na região nordeste foram criados reservatórios artificiais de água, os açudes, visando melhorar o abastecimento hídrico. Estas ações auxiliaram na melhora das condições de desenvolvimento da população local, favorecendo um suprimento confiável de água potável e contribuindo para atenuar problemas com a falta de água, com a construção de uma infraestrutura hidráulica para a região (CAMPOS, 2014).

No Brasil também é comum que proprietários de terras destinem a construção de açudes para a utilização em atividades econômicas, como a agricultura e cultivo de organismos aquáticos, que muitas vezes não dão o retorno esperado, ocorrendo o abandono da manutenção destas áreas (CAMPOS, 2014). Além disso, muitas vezes as obras são realizadas ilegalmente, barrando o curso de rios e com consequências a jusante, além da perda da qualidade da água (SOARES, 2008).

A qualidade da água disponível em algumas regiões pode ser problemática, não ideal para utilização pela sociedade (EMBRAPA, 2005). É essencial que haja um monitoramento contínuo dos corpos hídricos utilizados pela população, devido à tendência à degradação pelas atividades antrópicas, diminuindo a disponibilidade de água e agravando problemas de saúde pública. À medida que a degradação ambiental se intensifica, há maior necessidade de gestão ambiental nessas regiões. (FRANCO, 2009 apud NOGUEIRA *et al.*, 2015).

O conhecimento do estado trófico e da qualidade das águas é indispensável para a gestão hídrica adequada, seja em ecossistemas naturais ou artificiais. Isto consiste num

planejamento acerca da utilização e preservação dos mananciais, de maneira que gere melhores resultados para economia, sem prejudicar os aspectos socioambientais, solucionando de forma satisfatória os possíveis conflitos no uso das águas ou amenizando os problemas hidrológicos existentes (ANA, 2013).

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1. O estudo das águas continentais

A Limnologia é a ciência que visa o estudo ecológico de todas as massas de águas continentais, contribuindo na identificação de problemas e conservação dos recursos hídricos (ESTEVES, 1998). Os açudes são considerados como objeto de estudo dessa ciência, dentre outros ecossistemas aquáticos continentais, sendo os reservatórios artificiais como açudes e represas ambientes de transição entre lântico e lótico (TUNDISI; TUNDISI, 2008).

Inicialmente a maioria dos estudos limnológicos no Brasil era de pesquisadores estrangeiros que trabalhavam com listagens de espécies. Com o surgimento de centros de ensino e a formação de diversos pesquisadores no país o número de trabalhos aumentou, principalmente após a década de 70, sendo muitos destes em reservatórios artificiais: Marins (1978), Fisher (1978) e Junk *et al.* (1981) (ESTEVES, 1998).

Em muitos estudos limnológicos são realizados monitoramentos objetivando verificar as atividades que interferem na qualidade dos corpos hídricos e, a partir daí, buscar reduzir impactos principalmente locais e regionais, visando implementar atividades adequadas de gestão ambiental nessas áreas (GUEDES *et al.*, 2012). O estudo da qualidade e dinâmica dos ambientes aquáticos pode proporcionar conhecimento do nível de degradação e deterioração nos ciclos naturais, assim como contribuir para o planejamento de ações de recuperação ou conservação (TUNDISI; TUNDISI, 2008).

Em ecossistemas aquáticos de todo planeta a eutrofização artificial grande preocupação desde o início dos estudos limnológicos, ameaçando a preservação dos corpos hídricos e limitando o acesso à água (WIEGAND *et al.*, 2016).

2.2. Eutrofização

Eutrofização é um processo que ocorre em ambientes aquáticos, podendo ser natural ou decorrente de atividades antrópicas. No processo natural, que é lento, contínuo e ocorre ao

longo de milhares de anos, há uma passagem gradativa do estado oligotrófico até eutrófico devido aos nutrientes trazidos pelas chuvas e pela erosão e acúmulo de sedimento, ocorrendo o desaparecimento do corpo d'água (TUNDISI; TUNDISI, 2008).

Ambientes aquáticos eutrofizados passam a produzir e concentrar mais nutrientes, tornando-se cada vez mais produtivos, o que gera um crescimento exagerado de macrófitas e algas planctônicas, prejudicando o funcionamento e a dinâmica trófica desses locais (ESTEVEVES, 1998).

O maior problema é quando as atividades antrópicas aceleram o processo de enriquecimento do ambiente aquático e ocasionam a eutrofização artificial, que é muito prejudicial e considerada como poluição, pois provoca grandes modificações na estrutura dos ambientes aquáticos em curto período de tempo, em comparação com o processo natural (JORGENSEN, 2001).

Poluição é considerada a introdução no ambiente natural de qualquer tipo de matéria ou energia numa quantidade maior do que a capacidade suporte do ambiente, prejudicando o ser humano e outros organismos (SÁNCHEZ, 2008). Os fatores relacionados à ocorrência deste processo são diversos, como aumento populacional e do número de indústrias e, conseqüentemente, de efluentes químicos, domésticos e industriais despejados nos mananciais (ESTEVEVES, 1998).

As fontes de poluição dos ambientes aquáticos podem ser classificadas em pontuais e difusas. As pontuais são aquelas em que há lançamento de forma individual e concentrada em um ponto específico, sendo estas de fácil identificação e o seu controle mais rápido. As difusas são aquelas que não têm um ponto de lançamento específico ou preciso, os poluentes chegam até os corpos hídricos de forma dispersa, com várias origens, dificultando a identificação e o controle (BRAGA *et al.*, 2005).

Os efeitos causados pelos agentes poluidores no ambiente podem variar com o tipo de matéria encontrada no ecossistema, os locais alcançados e uso dos mananciais pela população, sendo os efeitos mais reconhecidos de amplitudes regionais ou locais, que ocorrem em áreas muito populosas ou intensamente utilizadas em atividades industriais, não excluindo a existência, em menor frequência, de efeitos com conseqüências globais (BRAGA *et al.*, 2005).

No Brasil, as atividades industriais, a urbanização sem planejamento e a utilização de fertilizantes agrícolas são grandes responsáveis pela eutrofização artificial em ambientes lênticos, principalmente em represas e reservatórios, tendo como principais conseqüências as florações de algas potencialmente tóxicas gerando dificuldades no abastecimento de água para

a população e problemas de saúde pública, como relatado por Franz *et al.* (2007), Buzelli e Cunha-Santino (2013) e Trindade e Mendonça (2014).

As contribuições artificiais predominantes na determinação do estado trófico de um ambiente dependem de como ocorre o uso e ocupação do solo na área podendo ser, por exemplo, residencial, agrícola ou industrial, que são resultantes do desenvolvimento urbano e social e de atividades econômicas da região, onde o tipo de ocupação é responsável por efeitos nos aspectos físico-químicos e biológicos dos ambientes, principalmente no solo e nos corpos d'água (PEREIRA; SANTOS, 2012).

A depender do nível de degradação verificado, o processo de eutrofização artificial causa diversos efeitos negativos nos ecossistemas aquáticos, afetando a qualidade da água, diminuindo a sua vida útil, impactando a sobrevivência dos organismos e limitando ou condicionando o uso pela sociedade. (WANG; WANG, 2009).

Muitos reservatórios artificiais ou lagos e lagoas comumente utilizados para abastecimento humano estão comprometidos devido ao estado trófico alterado, com consequências para a biota aquática, sendo constatado por várias pesquisas multidisciplinares desenvolvidas desde o século XX e que demonstram a gravidade do problema (BEYRUTH, 1992; PINTO-COELHO, 2012; MACHADO *et al.*, 2016).

O conhecimento da ocorrência, dimensão e do tipo das alterações ambientais pode auxiliar na gestão e planejamento adequados. A avaliação de forma integrada das variáveis ecológicas e socioeconômicas no próprio local é a maneira mais simples e correta para apontar possíveis soluções, visando o monitoramento limnológico e auxílio de políticas públicas efetivas (MAROTTA *et al.*, 2008).

A maioria dos reservatórios brasileiros é oriunda de rios, muitos deles barragens construídas nos cursos desses rios, considerando-se esses corpos aquáticos como transições entre ambientes lóticos e lênticos, pelo menor tempo de residência da água quando comparados a sistemas naturais (ESTEVES, 1998).

Segundo Barreto *et al.* (2013) a eutrofização é um dos problemas que mais ocorre em ambientes aquáticos brasileiros. Isto oferece grandes riscos para a população e evidencia a importância de conhecer as características físico-químicas destes mananciais, através do monitoramento da qualidade da água, para melhor entendimento do funcionamento e dinâmica do ambiente aquático (ESTEVES 1998).

2.3. Monitoramento da qualidade da água

A água possui grande capacidade de transportar substâncias dissolvidas, uma via para diversas impurezas alcançarem os ambientes aquáticos. A qualidade da água e o seu controle são definidos de acordo com o uso dos corpos d'água e a sua finalidade para a população (TELLES; COSTA, 2007).

Um método eficaz para evitar consumo de água contaminada com organismos patogênicos por efluentes domésticos, por exemplo, é através das análises das bactérias do grupo coliforme, pois a identificação direta dos patógenos pode ser muito onerosa, sendo os coliformes identificados mais facilmente e indicando riscos de contaminação com outros microrganismos (SILVA; ARAUJO, 2003).

Os coliformes, apesar de chegarem aos ambientes naturalmente, estão presentes nas fezes humanas, oferecendo informações sobre os aspectos bacteriológicos da água, pois em quantidades altas podem indicar contaminação por fezes e riscos à saúde pública (SCHERER *et al.*, 2016). Estes organismos são muito resistentes e conseguem se multiplicar melhor no ambiente do que a maioria das bactérias patogênicas, sendo sua ausência um indicativo de boa qualidade da água (FUNASA, 2013).

Diversos estudos recentes foram realizados com análises de coliformes fecais e totais, aliados a valores de variáveis físico-químicas, para avaliar a qualidade de mananciais e de reservatórios de água, demonstrando a alta aplicabilidade destes métodos com finalidade de conservação dos ambientes e preservação da saúde humana (ANDRIETTI *et al.*, 2016; OLIVEIRA *et al.*, 2017; COELHO *et al.*, 2017).

Para avaliar a qualidade de corpos hídricos também é importante a realização de análises físico-químicas e comparação dos valores com a legislação vigente, sendo algumas delas consideradas simples e de baixo custo, em comparação com tipos de variáveis e abordagens adotadas nos exames bacteriológicos (FUNASA, 2013).

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), do Ministério do Meio Ambiente (MMA), estabeleceu na Resolução N°357, de 17 de março de 2005 normas e limites para classificação dos corpos d'água de acordo com valores de diversas variáveis, auxiliando na avaliação da qualidade das águas. Objetivando a preservação e adequação no uso de corpos hídricos, o monitoramento é utilizado como ferramenta que pode indicar o estado trófico dos ambientes aquáticos e o nível dos impactos (GUEDES *et al.*, 2012).

Algumas variáveis tendem a ser utilizadas com maior frequência nos estudos limnológicos, muitas vezes pela facilidade de obtenção ou pela influência no meio aquático, como pH, condutividade, oxigênio dissolvido, transparência da água, turbidez, biomassa fitoplanctônica e compostos nitrogenados e fosfatados, entre outros (TELLES; COSTA,

2007). O oxigênio assume grande importância na dinâmica hídrica dos ecossistemas, diretamente influenciado pela temperatura e pressão, podendo ser proveniente de trocas com a atmosfera e da atividade fotossintética dos produtores primários (ESTEVES, 1998).

O potencial hidrogeniônico (pH) influencia diretamente os aspectos fisiológicos dos organismos aquáticos, sendo uma variável importante nos estudos limnológicos, além de afetar os equilíbrios químicos nos ambientes (CETESB, 2017). A condutividade elétrica, por outro lado, é determinada como a capacidade do corpo hídrico em conduzir corrente elétrica, sendo influenciada pela presença e quantidade de íons dissolvidos (EMBRAPA, 2005).

Em ambientes aquáticos continentais as concentrações de fósforo e nitrogênio podem ser preponderantes para determinação do estado trófico, sendo importantes no metabolismo dos organismos aquáticos, pois delimitam a produtividade nos corpos d'água, estando presentes em diversas formas orgânicas e inorgânicas na água (TUNDISI; TUNDISI, 2008; BARROS, 2008).

O fósforo é encontrado na água em formas particuladas e dissolvidas, sendo que algumas assumem maior importância na composição do ambiente, por exemplo, o fosfato orgânico que compõe moléculas de detergentes e ortofosfatos que formarão sais inorgânicos no ambiente aquático (ESTEVES, 1998).

O ortofosfato tem papel fundamental na dinâmica dos ecossistemas aquáticos por ser a principal forma assimilada pelos produtores primários, tanto perifíton e fitoplâncton quanto macrófitas aquáticas (CASARTELLI; FERRAGUT, 2011; MEYER; FRANCESCHINELLI, 2011; CAMARGO; FERRAGUT, 2014).

As principais contribuições artificiais de fósforo nos ambientes naturais são provenientes das descargas de efluentes domésticos e detergentes utilizados em grande quantidade nas residências, assim como alguns tipos de processos industriais e atividades agrícolas, que geram resíduos com quantidade excessiva de fósforo e podem chegar aos corpos d'água através da infiltração no solo ou das chuvas (CETESB, 2017).

O nitrogênio assume grande importância nos processos metabólicos do meio aquático pela participação direta na formação de proteínas e aminoácidos, sendo classificado como macronutriente de extrema importância nas atividades biológicas (TUNDISI; TUNDISI, 2008). Em regiões tropicais, a depender das condições da área estudada, o nitrogênio pode ser mais importante na limitação do crescimento biológico do que o próprio fósforo (RIBEIRO, 2007).

O nitrogênio também pode estar presente em diversas formas na água, como nitrogênio orgânico particulado e dissolvido, amônia, nitrito, nitrato, entre outras. Da mesma

maneira que o ortofosfato é considerado a principal forma de fosfato no ecossistema, o íon amônio e o nitrato são os tipos de nitrogênio que assumem maior importância no ambiente aquático, devido à assimilação em maior quantidade pelos produtores primários (ESTEVES, 1998).

As fontes artificiais de nitrogênio nos corpos d'água variam e a maior contribuição de nitrogênio orgânico e amoniacal é do esgoto doméstico, devido à ureia presente nos dejetos humanos. Além disso, algumas indústrias também contribuem com o aumento da carga de nitrogênio na forma de amônia nesses ambientes (CETESB, 2017).

Diversos pesquisadores relatam influência do nitrogênio, muitas vezes conjuntamente com o fósforo, no crescimento e produção primária em ambientes aquáticos (SERAFIM-JÚNIOR *et al.*, 2010; CUNHA; CALIJURI, 2011; MEYER; FRANCESCHINELLI, 2011).

O potencial da produtividade planctônica e, conseqüentemente, a possibilidade de ocorrência da eutrofização de corpos hídricos também pode ser verificado através da transparência da água, definida como a capacidade da água em permitir a passagem dos raios luminosos e a turbidez, o inverso da transparência ou a quantificação de partículas em suspensão que podem absorver ou desviar a luz (ESTEVES, 1998; LAMPARELLI, 2004).

A transparência e turbidez podem fornecer dados importantes sobre a eutrofização de ambientes aquáticos, pois quanto maior a transparência, maior será a atividade fotossintética devido ao aumento da zona fótica. Altos valores de turbidez tendem a reduzir a atividade fotossintética e são indicativos de grande quantidade de material em suspensão na água, podendo ser oriundos de contaminação (CETESB, 2017).

Diversos autores utilizam a relação das variáveis transparência e turbidez na determinação da qualidade da água e no estudo da produtividade primária ou de eutrofização em vários ambientes (TUCCI; SANT'ANNA, 2003; SILVA *et al.*, 2009; SIQUEIRA *et al.*, 2012).

Uma ferramenta muito útil para melhor aproveitar os dados obtidos das variáveis estudadas nos ambientes aquáticos e que possibilita comparação da eutrofização nos corpos hídricos é o Índice do Estado Trófico (IET).

2.4. Índice de Estado Trófico (IET)

Estudos que envolvem aspectos socioambientais devem ter seus resultados expressos de forma simples e direta, sendo compreensíveis para a população devido à clareza dos dados. Os índices calculados através de fórmulas matemáticas, como o Índice de Qualidade das

Águas (IQA) e o Índice de Estado Trófico (IET) representam boas alternativas para a apresentação dos dados, pois seus resultados permitem a comparação direta com valores estabelecidos para indicar a situação dos ambientes (LAMPARELLI, 2004).

O IET tem como objetivo classificar os ambientes aquáticos quanto ao grau de trofia, sendo que o valor e a classificação podem variar de acordo com o índice adotado. Mais comumente, os ambientes podem ser oligotróficos, mesotróficos, eutróficos ou hipertróficos, sendo variáveis os graus de trofia de acordo com a metodologia adotada, o que não interfere significativamente na classificação final (ESTEVES, 1998; TUNDISI; TUNDISI, 2008).

O IET foi inicialmente proposto por Carlson (1977) e posteriormente as fórmulas matemáticas foram revistas por Toledo Jr. et al. (1983) e Toledo Jr. (1990) para uma utilização mais aplicada a ambientes subtropicais, mantendo-se os modelos e metodologia originais. Esta última modificação simplificou o índice original, adotando um número pequeno de variáveis, baseado no fitoplâncton presente no ambiente e utilizando para o cálculo clorofila-a, fósforo total e transparência (LAMPARELLI, 2004).

Após estudo do estado trófico é possível conhecer o enriquecimento e alteração das condições naturais de ambientes aquáticos quanto aos nutrientes dissolvidos e influência no crescimento dos produtores primários (ESTEVES, 1998). Devido à simplicidade de aplicação e eficiência, o índice de Carlson é amplamente utilizado em trabalhos para verificação de eutrofização de diversos ambientes aquáticos, naturais e artificiais (FARAGE *et al.*, 2010; MOURA *et al.*, 2012; MACHADO; BAPTISTA, 2016).

O índice de Carlson foi adaptado para ser utilizado em ambientes brasileiros, como proposto por Lamparelli (2004), que modificou a metodologia e manteve as variáveis clorofila-a e fósforo total do índice original, tendo como justificativa o fato da transparência não ser uma variável adequada por ser influenciada por outros materiais, além da matéria orgânica.

O fósforo é normalmente indicado como principal fator limitante da produtividade, consequentemente o maior responsável pela eutrofização artificial, participando de processos fundamentais do metabolismo dos seres vivos como armazenamento de energia e composição das membranas das células (ESTEVES, 1998).

Dentre vários pigmentos presentes no fitoplâncton como clorofila (a, b c e d), ficobilinas, carotenoides, entre outros, a clorofila-a é considerada o indicador mais eficiente para biomassa algal, pela função fotossintética e universalidade deste pigmento, presente na maioria dos organismos fotossintetizantes, sendo utilizado para estudar eutrofização, pois sua

quantidade é diretamente proporcional à concentração fitoplanctônica, consistindo num método eficaz, de baixo custo e de simples execução (CETESB, 2017).

As modificações no índice inicial possibilitaram adequação mais próxima para os ambientes tropicais brasileiros, mais atualizada e adequada do que o de Toledo Jr., além de possibilitar distinção entre ambientes lênticos e lóticos, com relação à massa fitoplanctônica e o potencial de eutrofização (LAMPARELLI, 2004). Esta metodologia é aplicada em diversas pesquisas que investigam eutrofização em corpos d'água do Brasil (ALVES *et al.* 2012; SILVA *et al.*, 2014; SANTOS *et al.* 2017).

Lamparelli (2004) também relata que não obteve diferenças significativas ao utilizar e comparar de forma prática o índice de Carlson modificado por Toledo, demonstrando que esse índice também continua sendo adequado. No entanto, segundo a referida autora, o IET mais atual possui uma sensibilidade maior, possibilitando uma abrangência mais ampla de classificações, além de melhor correlação entre os resultados calculados com o fósforo total e a clorofila-a.

Como relatado por Garcia *et al.* (2007) e Maia *et al.* (2015), podem existir trabalhos em que os dois índices apresentarão classificações muito semelhantes ou quase não tenham variação, até mesmo com situações onde uma sensibilidade melhor para determinados ambientes seja observada na metodologia original de Carlson ou na modificação de Toledo Jr.

A fórmula proposta por Lamparelli é considerada referência para estudos na área por se caracterizar como uma adaptação de índices utilizados em outros países, com bons resultados em corpos hídricos brasileiros (TRINDADE; MENDOÇA, 2014). Este fato não exclui novas propostas e modificações do índice original de Carlson ou evoluções da proposta de Lamparelli, como realizado por Cunha *et al.* (2013 apud. MACHADO; BAPTISTA, 2016).

É importante ressaltar que mesmo com boa aceitação dos índices, nem todos ambientes podem ser estudados através da aplicação do IET, pois a utilização deste tipo de metodologia em reservatórios com um tempo alto de residência das águas, por exemplo, pode fazer com que se tenham dados superestimados ou incoerentes, devido à alta produtividade de clorofila-a nestes locais (LAMPARELLI, 2004).

Tendo em vista o exposto, há uma crescente necessidade de identificar os problemas ocasionados pelos impactos da interferência humana nos recursos hídricos. Desta maneira, o presente trabalho teve como objetivo analisar e diagnosticar a qualidade da água de dois açudes urbanos no município de Cruz das Almas, BA. Serão utilizados o índice de estado

trófico (IET) e indicadores da qualidade da água, além de uma avaliação da influência humana nos reservatórios e consequências para saúde pública ou corpos d'água receptores.

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo geral

Avaliar o estado trófico e qualidade das águas de dois açudes urbanos.

3.2. Objetivos específicos

- Fazer o levantamento dos aspectos físicos e químicos por medições e análises de alcalinidade, clorofila-a, fósforo, amônia, nitrito, sólidos em suspensão e coliformes;
- Avaliar o Índice de Estado Trófico (IET) nos dois açudes;
- Relacionar os dados obtidos com o estado trófico dos açudes;
- Relacionar os resultados com a qualidade dos açudes e suas prováveis causas.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Área de estudo

O trabalho foi desenvolvido em dois açudes urbanos, conhecidos popularmente como açudes Laranjeiras (por localizarem-se nas proximidades do Clube de Campo Laranjeiras, atualmente desativado), no município de Cruz das Almas, BA ($12^{\circ} 40' 12''$ S x $39^{\circ} 06' 07''$ W). Um açude está localizado nas coordenadas $12^{\circ}39'S$ e $39^{\circ}07'W$, enquanto o segundo $12^{\circ}40' S$ e $39^{\circ}07' W$. A referida área de estudo está localizada na região do Recôncavo Sul da Bahia, a 138 km da cidade de Salvador, com uma altitude média de 220 m acima do nível do mar e clima tropical úmido a seco, com temperatura média de $23^{\circ}C$ (SEI, 2011; CRUZ DAS ALMAS, 2017).

Os açudes estudados estão localizados em área urbana, influenciados pelo crescimento econômico e consequente aumento populacional da região. Em visível estado de abandono, estes ambientes são utilizados como depósito de resíduos sólidos e lixo doméstico em seu interior e no entorno.

Não há atividades industriais na região, mas há a presença de algumas áreas de pastagens no entorno dos ambientes, sendo que suas águas também são utilizadas para dessedentação de animais (principalmente bovinos e equinos) (Figura 1), assim como para as atividades banho e pesca de moradores do entorno, que representam problemas de saúde pública.



Figura 1: Bovinos à beira do segundo açude (Autor, 2017).

As análises foram realizadas no Laboratório de Gestão Ambiental e Qualidade de Água pertencente ao Setor de Engenharia de Pesca, Núcleo de Estudos em Pesca e Aquicultura (NEPA) no Centro de Ciências Agrárias, Ambientais e Biológicas, Universidade Federal do Recôncavo da Bahia (UFRB), Cruz das Almas – BA. As atividades realizadas no projeto incluíram coleta, análises em laboratório e análise e processamento dos dados.

4.2. Coleta de dados

As coletas foram realizadas mensalmente de outubro de 2017 a julho de 2018, entre 08:00 e 12:00 horas do dia. Foram coletadas amostras em seis pontos, sendo os três primeiros no açude mais próximo do clube (Figura 2) e os outros três no outro açude (Figura 3). Os pontos foram distribuídos ao longo dos corpos d'água incluindo as saídas de água, sendo necessário adequar os pontos de coleta às condições encontradas no primeiro açude devido à elevada quantidade de macrófitas aquáticas flutuantes em muitos trechos (Figura 2).

No segundo açude, durante as coletas, foi possível observar a realização de obras públicas no entorno da água, com a intenção de revitalizar a área, realizando a construção de uma praça (Figuras 4 e 5). Estas obras já ocorriam antes do estudo e suas atividades se

alternaram durante os meses de coleta. Durante algum tempo, entre meados de dezembro até o início de fevereiro, as obras permaneceram paradas, possivelmente devido ao período de festas, retornando normalmente nos meses seguintes. Com isto, ocorreram algumas atividades como a retirada de grande parte das macrófitas do segundo açude e a movimentação do solo nos arredores, para nivelar o terreno.



Figura 2: Imagem aérea do primeiro (12°39'S e 39°07'W) açude com os pontos de coleta (Google Maps, 2017).



Figura 3: Imagem aérea do segundo (12°40' S e 39°07' W) açude com os pontos de coleta (Google Maps, 2017).



Figura 4: Movimentação de terra por máquinas durante as obras no segundo açude (Autor, 2018).



Figura 5: Pavimentação realizada no segundo açude durante o mês de abril (Autor, 2018).

As amostras foram coletadas na sub-superfície em cada ponto, em profundidade aproximada de 0,30 metros, sendo mensurados em campo temperatura ($^{\circ}\text{C}$), condutividade elétrica (μS), pH e oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) com uma sonda multiparâmetros YSI Professional Plus (Figura 6 B). A transparência (m) foi verificada com disco de Secchi. A água foi armazenada em garrafas opacas de 2 L e estas transportadas em recipiente térmico de isopor até o laboratório para processamento das amostras. As amostras para as análises

microbiológicas foram coletadas nos meses de março, maio e julho e, a água armazenada em frascos autoclavados que foram mantidos resfriados até o momento das análises.

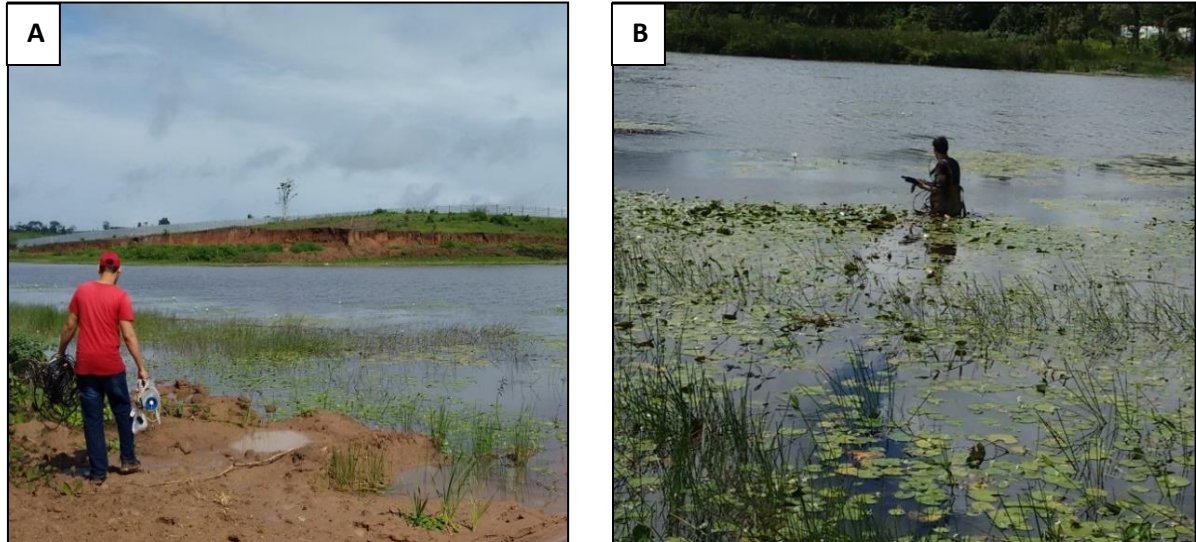


Figura 6: Coleta no segundo açude, no ponto 4 (A) e no ponto 6 (B) (Autor, 2017).

4.3. Análises em laboratório

Após as coletas, ao chegar ao laboratório foram realizadas análises de alcalinidade, estimada por titulometria com ácido sulfúrico a 0,02N (GOLTERMAN *et al.*, 1978). Logo em seguida foram utilizados dois filtros para cada amostra de água, um para determinação do material em suspensão e o outro envolvido em papel alumínio e guardado no freezer para posterior análise de clorofila-a. O filtrado também foi armazenado na geladeira para posteriores análises de nitrogênio e fósforo. Uma parte da amostra bruta foi armazenada em geladeira para análise de fósforo total.

a) Sólidos em suspensão

O material em suspensão para sólidos suspensos totais (SST), fixos (SSF) e voláteis (SSV) foi determinado por gravimetria (APHA, 2005). As amostras foram filtradas em filtros de fibra de vidro Whatman GF/C previamente secos e pesados (Figura 7 A). Os filtros com material particulado foram novamente secos em estufa a 110 °C por 2 horas e pesados em balança analítica Shimadzu AUY220 para obtenção dos sólidos suspensos totais. Após isso, os filtros foram colocados no forno mufla microprocessado Quimis Q318M (Figura 7 B) a

550°C por 4 horas e as cinzas pesadas para determinação dos sólidos suspensos fixos. Os sólidos voláteis em suspensão foram obtidos pela diferença entre totais e fixos.

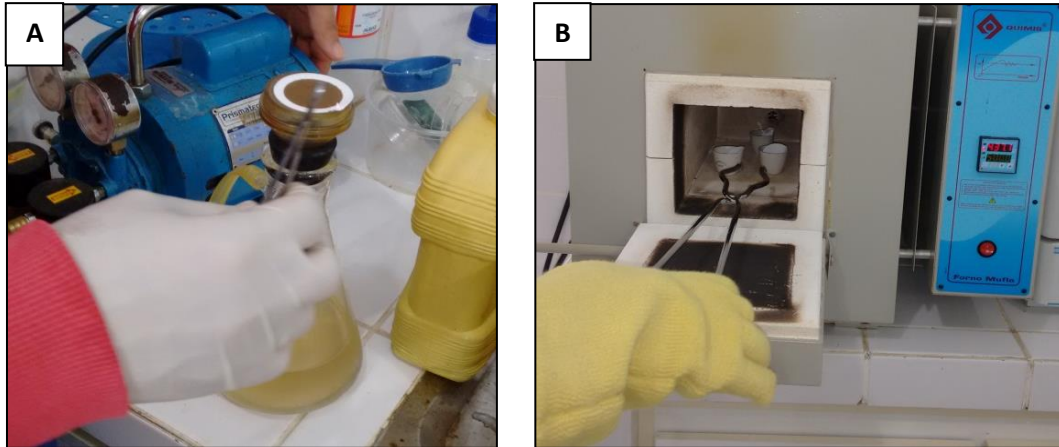


Figura 7: Filtragem das amostras (A) e retirada dos filtros da mufla para serem pesados (B) (Autor, 2017).

b) Clorofila-a

As análises de clorofila-a foram realizadas com base na metodologia descrita em Nusch (1980). Os filtros foram retirados do freezer, recortados e colocados em tubos de ensaio com 10 mL de álcool etílico pré-aquecido (Figura 8), sendo os tubos deixados resfriados no escuro por 12 horas. Após o período, as amostras foram centrifugadas por 20 minutos e transferidas para balões volumétricos de 10 mL, sendo completado o volume com álcool etílico e realizada leitura da absorbância no comprimento de onda 663nm com espectrofotômetro Coleman 35D. Foram realizadas duas leituras para cada amostra, sendo uma acidificada com uma gota de HCl para correções da feofitina, que absorve luz no mesmo comprimento de onda da clorofila-a.

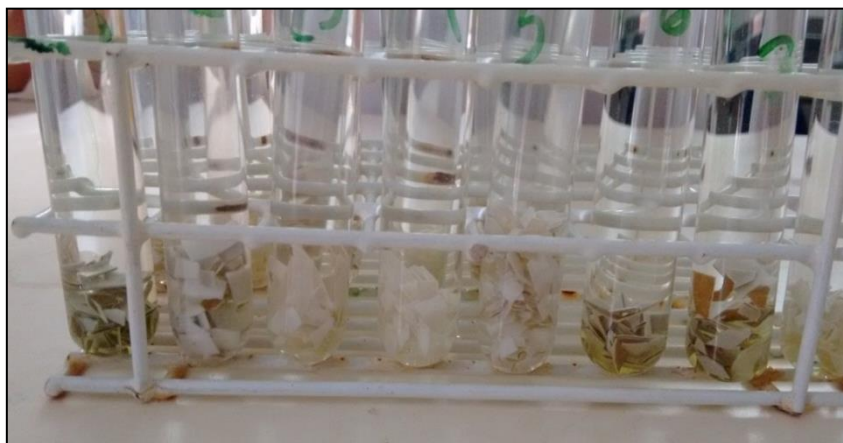


Figura 8: Filtros recortados e colocados em tubos de ensaio com álcool etílico para análise de clorofila-a (Autor, 2017).

c) Fósforo

Para análise de fósforo seguiu-se a metodologia de Murphy e Riley (1962). Para o fósforo total, foram colocados 50 mL de cada amostra bruta em erlenmeyers com 10 mL de persulfato de potássio (Figura 9). Em seguida, esse conteúdo foi digerido numa chapa aquecedora Multitec 114 para evaporação até restarem aproximadamente 2 mL. Após resfriamento, foram adicionados em cada amostra 50 mL de água destilada e 8 mL de uma solução reagente previamente preparada. Para o fósforo solúvel o procedimento utilizado foi o mesmo, sem digestão com persulfato de potássio. Após o referido procedimento, as amostras foram levadas ao espectrofotômetro para leitura de absorbância no comprimento 882nm.



Figura 9: Erlenmeyers com amostras para análises de fósforo (Autor, 2017).

d) Amônia e nitrito

A análise de amônia foi realizada de acordo com Chaney e Marbach (1962). Foram acrescentados 5 mL de cada amostra em tubos de ensaio com 20ml de água destilada (Figura 10). Logo depois, adicionados 2 mL de fenol nitroprussiato em cada tubo e, após homogeneização, acrescentados mais 2 mL de hipoclorito alcalino. As amostras foram deixadas no escuro à temperatura ambiente por duas horas e, posteriormente, realizou-se a leitura de absorbância no comprimento de 635nm no espectrofotômetro.

Para o nitrito, a metodologia utilizada foi a descrita por Mackereth *et al.* (1978), sendo acrescentados 40 mL de cada amostra em tubos de ensaio e adicionado 1 mL de sulfanilamida em cada tubo (Figura 10). Depois de homogeneizado, adicionou-se mais 1 mL de N-Naftil em cada tubo e as amostras foram deixadas no escuro à temperatura ambiente por duas horas. Logo em seguida foram realizadas as leituras em absorbância no comprimento 543nm no espectrofotômetro.

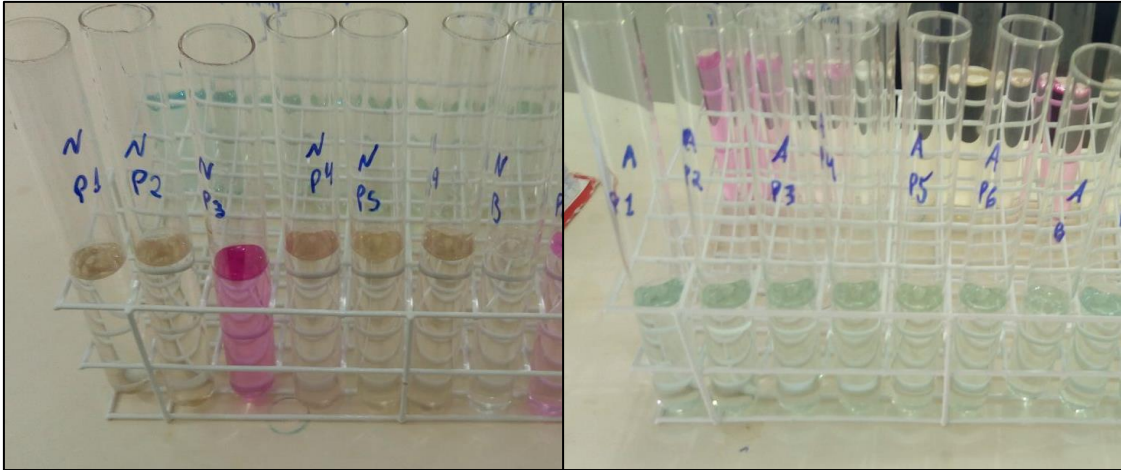


Figura 10: Tubos de ensaio com amostras para análises de nitrito (esquerda) e amônia (direita) (Autor, 2017).

e) Coliformes totais e termotolerantes

Os coliformes foram estimados de acordo com a metodologia de tubos múltiplos descrita em Silva *et al.*, (2010). O procedimento foi realizado em três fases: presuntiva, confirmativa e complementar.

Na fase presuntiva as amostras foram homogeneizadas e transferidas para tubos de ensaio contendo meio de cultura com as diluições indicadas no método e um tubo de Durhan invertido para coleta de gás. Logo em seguida os tubos de ensaio foram incubados a 35°C durante 24 a 48 horas e, após esse período, foi verificada a ocorrência de coliformes totais pelo crescimento indicado pela formação de bolhas de gás (considerados tubos positivos).

Na fase confirmativa, foi feito o repique dos tubos presuntivos positivos para tubos contendo caldo verde brilhante (Figura 11). Logo depois, os tubos foram incubados a 35°C durante 24 a 48 horas para posterior identificação do crescimento de coliformes totais.

A fase complementar foi realizada paralelamente à fase confirmativa, para identificar os coliformes termotolerantes, onde foram repicados tubos positivos da primeira fase para tubos contendo Caldo EC e incubados a 44,5°C durante 24 horas. Todo o procedimento, incluindo as três etapas, teve duração de 72 horas até obtenção de resultado positivo para coliformes termotolerantes. A partir do número de tubos positivos foi determinado o número mais provável (NMP) através da quantificação dos coliformes totais e termotolerantes nas amostras.

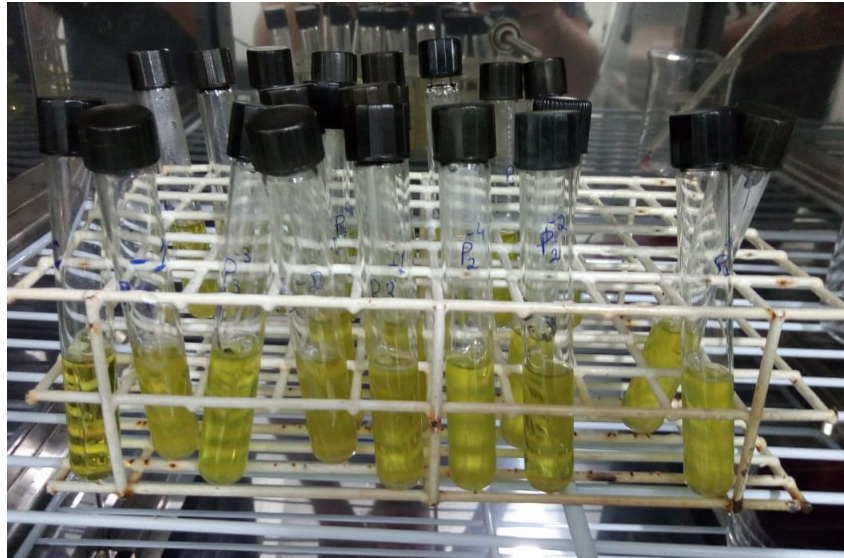


Figura 11: Tubos de ensaio com caldo verde brilhante, em estufa, para análise de coliformes (Autor, 2018).

4.4. Análise dos dados e Índice de Estado Trófico

Os valores obtidos nas medições em campo e análises em laboratório foram utilizados para calcular as concentrações de cada variável, realizando posteriormente análise estatística para verificação de diferenças entre as variáveis de cada açude, aplicando o teste T para dados amostrais (ao nível de 5% de significância) com o programa BioEstat 5.0.

Com dados das análises foi calculado o Índice de Estado Trófico (IET) para os açudes, sendo levado em consideração o IET para o fósforo – IET (PT) e o IET para clorofila-a – IET (CL), baseando-se na metodologia descrita por Lamparelli (2004).

Para calcular o Índice de Estado Trófico (IET) foi utilizada a fórmula proposta por Lamparelli (2004) para reservatórios, aplicando-se os valores obtidos nas análises de fósforo total e clorofila-a, conforme descrito abaixo nas equações 1 e 2:

- $IET (PT) = 10 \times [6 - ((1,77 - 0,42 \times (\ln PT)) / \ln 2)]$ - Equação (1);
Onde: PT = concentração de fósforo total à superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$;
- $IET (CL) = 10 \times [6 - ((0,92 - 0,34 \times (\ln CL)) / \ln 2)]$ - Equação (2);
Onde: CL = concentração de clorofila-a à superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$.

Os índices obtidos isoladamente com cada uma das equações (baseando-se no fósforo e na clorofila-a) foram posteriormente somados e obteve-se a média para obtenção do valor final do IET. Foram calculados os IETs para cada mês amostrado, em cada ponto de coleta, resultando na média do estado trófico para os açudes. Para determinação do estado trófico os

índices obtidos foram avaliados de acordo com a Tabela 1.

Tabela 1: Classificação do Estado Trófico de acordo com Lamparelli (2004)

Classificação	Índice
Ultraoligotrófico	IET < 47
Oligotrófico	47 < IET < 52
Mesotrófico	52 < IET < 59
Eutrófico	59 < IET < 63
Supereutrófico	63 < IET < 67
Hipereutrófico	IET > 67

5. RESULTADOS

A Resolução N°357, de 17 de março de 2005 do CONAMA define os valores limite para cada uma das variáveis analisadas de acordo com o uso dos mananciais pela população. No estudo realizado, foram tomadas como base as atividades realizadas nos açudes pelos moradores do entorno para selecionar a categoria correspondente na legislação, sendo que estes ambientes poderiam se enquadrar como corpos de água doce classe 3, tendo como referência os limites definidos para esta classe no presente estudo, não excluindo a possibilidade do enquadramento em outra classe a depender do uso que possa ser dado para os ambientes.

De acordo com a referida legislação, ambientes de água de classe 3 são ambientes utilizados para abastecimento da população, após tratamento adequado, além de irrigação de alguns tipos de culturas, dessedentação de animais e atividades recreativas como pesca. Todas as referidas atividades, com exceção do tratamento da água para abastecimento, foram verificadas nos ambientes estudados. Alguns valores de referência estão representados na tabela 2.

Tabela 2: Valores padrões de qualidade de água para algumas variáveis na classe 3 (água doce), segundo a Resolução N°357, de 17 de março de 2005 do CONAMA.

Variável	Valor padrão
Clorofila-a	0,06 mg.L ⁻¹
Fósforo Total	0,075 mg.L ⁻¹

Nitrito	1,0 mg.L ⁻¹
Nitrogênio amoniacal	13,3 mg.L ⁻¹
Oxigênio Dissolvido*	>4 mg.L ⁻¹
Potencial Hidrogeniônico (pH)*	6,0 a 9,0

*Os valores representados indicam o limite máximo recomendado, exceto para oxigênio dissolvido onde é indicado o valor mínimo e pH que deve estar dentro da faixa representada.

As tabelas 3 a 5 apresentam as médias das variáveis para cada ponto amostrado, bem como a média geral os açudes (\bar{X}) e os valores mínimos e máximos para cada ponto. Os dados brutos de todos os meses estão listados nos apêndices A a G. Alguns dados não foram obtidos como no mês de março (pontos 5 e 6) devido a dificuldades logísticas.

Tabela 3: Valores médios (mínimo-máximo) dos meses em cada ponto para temperatura, condutividade, pH, transparência e alcalinidade.

VARIÁVEIS	PRIMEIRO AÇUDE				SEGUNDO AÇUDE			
	P 1	P 2	P 3	\bar{X}	P 4	P 5	P 6	\bar{X}
Temp. (°C)	25,1 (23,0-27,1)	24,7 (21,1-28,5)	24,8 (22,6-27,5)	24,9	26,9 (24,9-29,0)	26,8 (24,5-29,1)	26,6 (23,9-28,9)	26,8
pH	7,0 (5,9-7,5)	6,7 (6,4-7,3)	6,7 (6,4-8,0)	6,8	7,1 (6,8-7,8)	7,4 (6,5-8,2)	7,1 (5,4-8,2)	7,2
Conductiv. (μ S/cm)	471 (377-557)	455 (372-534)	402 (386-432)	443	606 (509-690)	589 (495-685)	592 (56-700)	596
Transp. (m)	0,30 (0,20-0,30)	0,30 (0,10-0,50)	Total	0,30	0,40 (0,20-0,70)	0,40 (0,20-0,80)	0,50 (0,40-0,70)	0,4
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	70,2 (10,6-105,6)	65,7 (7,0-79,2)	41,3 (5,3-86,2)	59,1	75,7 (9,7-97,7)	79,1 (7,9-97,7)	78,6 (7,0-93,3)	77,8

A temperatura média no açude 1 foi de 24,9°C, enquanto no segundo foi de 26,8. Foram obtidos valores mais elevados no segundo açude e uma variação estatística significativa ($p > 0,05$) entre os dois açudes, que pode ter sido ocasionada pela maior penetração de luz no segundo açude, devido à menor cobertura vegetal.

O pH médio entre os açudes variou de 6,7 a 7,4, com variação significativa entre os açudes ($p>0,05$) levemente mais alcalino no segundo açude. Apesar da variação, os valores mantiveram-se na faixa indicada pelo CONAMA para as águas da classe 3, que é entre 6 e 9, sendo esta faixa indicada adequada para ambientes naturais e reservatórios brasileiros (CETESB, 2017).

Não houve variação significativa da alcalinidade entre os açudes ($p>0,05$), com médias 59,1 e 77,8 mg.L⁻¹, respectivamente. Provavelmente esses valores possibilitaram o tamponamento de possíveis variações mais amplas no pH e consequente manutenção dos valores obtidos. Acredita-se que valores de alcalinidade acima de 20 mg.L⁻¹, adequados para estes ambientes, favoreçam a ocorrência deste processo de maneira eficiente (CETESB, 2017).

A condutividade elétrica média no primeiro açude foi 443 µS/cm e no segundo 596 µS/cm. Acredita-se que níveis de condutividade acima de 100 µS/cm indiquem uma quantidade indesejável de íons dissolvidos na água, caracterizando ambientes impactados (CETESB, 2017).

No presente estudo, a condutividade elevada em todas as amostras coletadas pode ser um indicativo de contribuições artificiais. Além disso, houve significativa variação ($p>0,05$) entre os açudes analisados, sendo os maiores valores no segundo açude em todos os pontos e em todos os meses.

A movimentação da terra no entorno do segundo açude, devido às obras realizadas, possivelmente resultou em aumento da quantidade de íons dissolvidos nas águas deste ambiente. Isto pode ter resultado nos maiores índices de condutividade para o segundo açude em todos os meses, em comparação com o primeiro (Apêndices B a G).

Apesar da alteração na quantidade de íons dissolvidos, as obras não tiveram contribuição no aumento dos sólidos em suspensão. Os valores médios obtidos para sólidos em suspensão totais (Tabela 4), em ambos os açudes, foram entre 19,8 mg.L⁻¹ e 86,9 mg.L⁻¹, sem variação significativa ($p>0,05$). Com isto, não foi verificada grande alteração devido às obras do segundo açude nas quantidades de nenhuma forma de sólidos suspensos analisada.

De uma maneira geral os valores do oxigênio dissolvido no primeiro açude estiveram abaixo dos níveis recomendados na legislação, com médias 2,5, 2,3 e 2,2 mg.L⁻¹ nos pontos 1, 2 e 3, respectivamente (Tabela 4). De acordo com a legislação, o nível de oxigênio dissolvido (OD) em qualquer amostra não deve ser inferior a 4 mg.L⁻¹, pois o OD é essencial para a sobrevivência de organismos aquáticos, além de contribuir na decomposição de matéria orgânica da água.

As concentrações de oxigênio dissolvido no segundo açude foram maiores do que no primeiro, com média no ponto 4 de 4,5 mg.L⁻¹, no ponto 5 de 4,9 mg.L⁻¹ e no ponto 6 de 3,9 mg.L⁻¹ (Tabela 4), havendo variação significativa entre os dois açudes ($p < 0,05$). Pode-se destacar que de uma maneira geral nesse açude o OD esteve acima de 4 mg.L⁻¹, apesar de valores mais baixos em alguns meses, principalmente dezembro e janeiro, diferente do que se observou no primeiro açude.

Provavelmente a depleção do oxigênio na o primeiro açude está relacionada à presença de macrófitas, pois no segundo açude tem menos plantas aquáticas (Figuras 12 e 13), pois quantidades baixas de oxigênio podem indicar alta quantidade de matéria orgânica nos corpos d'água, que pode ser proveniente das concentrações elevadas de macrófitas aquáticas (ESTEVES, 1998).



Figura 12: Macrófitas aquáticas presentes no primeiro açude (Autor, 2017).



Figura 13: Macrófitas no segundo açude em dezembro (Autor, 2017).

Os meses de dezembro e janeiro, que apresentaram valores menores de oxigênio para o segundo açude, coincidem com o período de suspensão das atividades de revitalização do ambiente e maior crescimento das macrófitas.

Misra (2010) também encontrou esta relação, quando através de experimentos e modelos matemáticos verificou a conexão entre contribuições artificiais de nutrientes para ambientes aquáticos, com a direta redução do oxigênio dissolvido pelo grande aumento das macrófitas aquáticas.

Além de afetar diretamente as concentrações de oxigênio, as macrófitas podem ter tido um efeito indireto nesses índices, reduzindo a penetração de luz nas áreas com maior cobertura, visto que quando maior for a transparência da água, maior será a zona fótica e atividade fotossintética, gerando produção de oxigênio (CETESB, 2017). A transparência (Tabela 3) não teve variação significativa ($p>0,05$), sendo em média de 0,3 m no primeiro açude e 0,4 m no segundo, porém estes valores foram obtidos em áreas onde não havia extensa cobertura vegetal.

Tabela 4: Valores médios (mínimo-máximo) dos meses em cada ponto para oxigênio, amônia, nitrito e sólidos em suspensão totais, fixos e voláteis (SST, SSF e SSV).

VARIÁVEIS	PRIMEIRO AÇUDE				SEGUNDO AÇUDE			
	P 1	P 2	P 3	\bar{X}	P 4	P 5	P 6	\bar{X}
Oxigênio (mg.L⁻¹)	2,5 (0,5-8,2)	2,3 (1,0-4,8)	2,2 (0,4-5,5)	2,3	4,5 (1,5-8,4)	4,9 (0,4-6,8)	3,9 (1,0-6,8)	4,3
Amônia (mg.L⁻¹)	0,12 (0,06-0,22)	0,13 (0,07-0,49)	0,11 (0,07-0,18)	0,12	0,1 (0,07-0,39)	0,13 (0,06-0,14)	118,9 (0,07-0,38)	0,12
Nitrito (mg.L⁻¹)	0,001 (0-0,002)	0,001 (0-0,003)	0,004 (0-0,008)	0,002	0,001 (0-0,002)	0,004 (0-0,002)	0,009 (0-0,002)	0,005
S.S.T. (mg.L⁻¹)	86,9 (18,6-245)	43,8 (6,8-142)	19,8 (7,4-87)	50,2	19,8 (10,2-340)	86,9 (5,4-43,8)	49,4 (12,8-187)	52
S.S.F. (mg.L⁻¹)	69,5 (15-203,8)	27,6 (0,8-116)	15,9 (3-40,4)	37,7	15,9 (7,1-305)	69,5 (0,6-37,6)	38,1 (2,6-134)	41,2
S.S.V. (mg.L⁻¹)	17,4 (3,6-41,6)	16,2 (2,5-89,4)	11,2 (0-46,6)	14,9	5,1 (2-35)	17,4 (0-9,2)	12,5 (0-53,2)	11,7

O valor médio de amônia foi de 0,12 mg.L⁻¹ em ambos açudes, não tendo significativa variação ($p > 0,05$). Segundo o CONAMA, a concentração de nitrogênio na forma do íon amônio indicada para águas de classe 3 e com pH inferior ou igual a 7,5 deve ser de 13,3 mg.L⁻¹ e, no presente estudo em todos os pontos e meses o teor de amônia esteve abaixo deste limite.

Quanto ao nitrito, as concentrações encontradas foram menores do que a amônia. As concentrações foram baixas em todas as amostras, com valores muito abaixo do máximo indicado pela legislação (1 mg.L⁻¹). As médias foram de 0,002 mg.L⁻¹ no primeiro açude e 0,005 mg.L⁻¹ no segundo, sendo que não houve variação significativa entre os açudes ($p > 0,05$).

A predominância do nitrogênio amoniacal entre as formas de nitrogênio pode indicar contribuição artificial oriunda de fontes difusas, provavelmente localizadas próximas dos locais de amostragens da água no ambiente e de origem recente, pois não houve tempo para ocorrer oxidação da amônia (CETESB, 2017).

Com os dados obtidos, não é possível observar com clareza a predominância da amônia, pois não foram realizadas análises de nitrato e nitrogênio total. Além disso, os valores de amônia encontrados não são elevados a ponto indicar contaminação, estando dentro dos limites da Resolução N°357, de 17 de março de 2005 do CONAMA até para ambientes de água doce de classe 1, que são indicados (entre outros fatores) para abastecimento humano e proteção da vida aquática.



Figura 14: Ponto de coleta 3, com destaque para a quantidade de vegetação e o primeiro açude, ao fundo, coberto por macrófitas (Luan Brandão, 2018).



Figura 15: Coleta no ponto 3, vegetação no entorno (Luan Brandão, 2018).

O ponto de coleta 3, onde valores maiores de nitrito foram observados, se localiza mais próximo das residências do que os outros, sendo provável que contribuições domésticas cheguem primeiramente neste ponto, apesar de não terem sido notadas diferenças significativas nas análises de amônia. Além disso, mesmo não tendo sido identificadas fontes pontuais de contaminação nesta área, o fato pode ter ocorrido pela grande presença de vegetação nos arredores do ponto 3 (Figuras 14 e 15), o que dificulta a visualização completa da área.

De acordo com a Resolução N°357, de 17 de março de 2005 do CONAMA, o limite aceitável para a concentração de coliformes termotolerantes em corpos de água doce de classe 3 é 1.000 coliformes por 100ml de água, ou seja, 1.000 NMP. No presente estudo as quantidades de coliformes nos açudes foram baixas, com médias entre 2,8 e 6,7 NMP (Tabela 5), apesar de diferirem significativamente entre si ($p > 0,05$).

Com os valores obtidos nas análises, as concentrações estariam adequadas mesmo considerando ambientes de água doce de classe 1 ou para contato primário, onde o limite relatado na legislação é de 200 NMP.

Os dados obtidos no presente estudo demonstram que a água não se encontra com altos níveis de contaminação biológica durante o período amostrado. É importante ressaltar que esses resultados se referem apenas a três análises realizadas nos últimos seis meses de coleta, sendo recomendada a realização de mais análises para confirmação dos dados.

O CONAMA, na Resolução N°357, de 17 de março de 2005, recomenda um mínimo de seis coletas bimestrais, durante um ano, para verificar a presença de coliformes em corpos d'água, de modo que se minimizem os possíveis erros das análises, além de também recomendar a quantificação das bactérias *Escherichia coli*.

Nas análises de coliformes totais o ponto 3, mais próximo às residências, (Figuras 14 e 15) apresentou valores estatisticamente mais altos do que nos outros pontos, com média de 38,2 NMP (Tabela 5), o que não ocorreu para coliformes termotolerantes. Isto pode sinalizar contaminações no local, o que ressalta a importância do maior número de análises para investigar e definir de forma correta a ocorrência de contaminação na água.

Tabela 5: Valores médios (mínimo-máximo) dos meses em cada ponto para clorofila-a, fósforo e coliformes totais/termotolerantes.

VARIÁVEIS	PRIMEIRO AÇUDE				SEGUNDO AÇUDE			
	P 1	P 2	P 3	\bar{X}	P 4	P 5	P 6	\bar{X}
Clorofila-a (mg.L ⁻¹)	0,012 (0-0,022)	0,022 (0,005-0,053)	0,007 (0-0,017)	0,014	0,005 (0-0,014)	0,008 (0-0,016)	0,006 (0,002-0,011)	0,007
Fósforo T. (mg.L ⁻¹)	0,33 (0,12-0,48)	0,32 (0,05-0,70)	0,27 (0,05-0,65)	0,31	0,34 (0,06-0,65)	0,32 (0,09-0,52)	0,47 (0,14-1,52)	0,38
Fósforo S. (mg.L ⁻¹)	0,09 (0,01-0,16)	86,8 (0,01-0,14)	53,5 (0-0,13)	0,08	0,07 (0-0,18)	0,07 (0-0,18)	0,06 (0,01-0,15)	0,07
Coliformes Totais (NMP)	3,0 (1,6-3,6)	9,2 (7,4-11)	38,2 (3,6-68)	16,8	11,4 (3,0-22)	3,3 (3,0-3,6)	3,3 (3,0-3,6)	6,0
Coliformes Termo. (NMP)	2,8 (1,8-3,6)	4,6 (3,0-7,8)	3,1 (2,0-3,6)	3,5	6,7 (3,0-14)	3,0 (3,0-3,0)	3,3 (3,0-3,0)	4,3

As concentrações médias de clorofila-a nos açudes 1 e 2 foram 0,014 mg.L⁻¹ e 0,007 mg.L⁻¹, respectivamente, não havendo variação significativa entre os açudes ($p > 0,05$). A legislação estabelece o limite de 0,06 mg.L⁻¹ de clorofila-a como determinante para eutrofização deste tipo de ambiente, o que não foi ultrapassado em nenhum ponto.

Os valores médios de fósforo total, apesar de diferirem significativamente ($p < 0,05$), estiveram em ambos os açudes acima do limite recomendado na legislação para ambientes de

água doce classe 3, com médias de $0,31 \text{ mg.L}^{-1}$ no primeiro açude e $0,38 \text{ mg.L}^{-1}$ no segundo. O limite recomendado é $0,075 \text{ mg.L}^{-1}$ para controle da eutrofização.

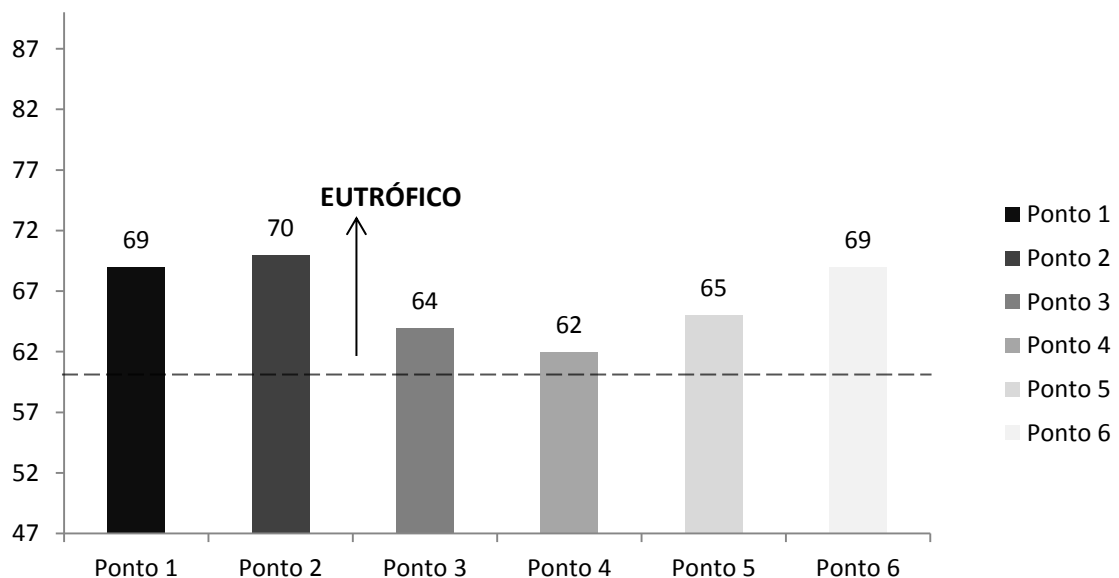
Considerando outros tipos de usos da água, como o de ambientes de água doce enquadrados na classe 1 pela Resolução N°357, de 17 de março de 2005 do CONAMA, este limite pode ser ainda menor, chegando a $0,025 \text{ mg.L}^{-1}$.

Segundo Libânio (2008), concentrações de fósforo acima do recomendado em ambientes aquáticos podem ser oriundas de contaminação por efluentes domésticos, devido ao saneamento inadequado no entorno de açudes, gerando uma grande contribuição para a eutrofização artificial destes locais.

As quantidades de fósforo encontradas nos açudes causaram um grande enriquecimento nutricional desses ambientes e, provavelmente, foram responsáveis pela grande quantidade de macrófitas observada, especialmente no primeiro açude, pois estes organismos absorvem e acumulam rapidamente os nutrientes do meio, crescendo de forma acelerada (SILVA, 2015).

Com as concentrações de fósforo total e clorofila-a foi calculado o Índice de Estado Trófico (IET) segundo Lamparelli (2004) para cada ponto durante o período amostral. Na grande maioria das amostras o IET foi elevado. De acordo com as médias entre todos os meses, todos os pontos estão eutrofizados. Os pontos 1, 2 e 6 foram classificados como hipereutróficos (>67), os pontos 3 e 5 supereutróficos (de 63 a 67) e o 4 eutrófico (de 59 a 63) (Figura 16).

Figura 16: Índice de Estado Trófico médio nos pontos de coleta



Pontos eutrofizados são indicativos de ambientes aquáticos alterados negativamente pela quantidade de nutrientes dissolvidos, possivelmente recebendo contribuições artificiais que podem afetar a sobrevivência de organismos aquáticos e limitar os possíveis usos dessas águas (PAULINO *et al.*, 2007).

Barros (2008) e Alves *et al.* (2012) também utilizaram a metodologia de Lamparelli (2004) para classificar ambientes eutrofizados no Brasil, em Minas Gerais e Pará, Gomes *et al.* (2010) também classificaram como eutrofizado o rio Catolé Grande, na Bahia, utilizando o índice de Lamparelli (2004), e demonstraram que o mesmo foi mais sensível às variáveis utilizadas no trabalho do que os índices anteriores.

Analisando os dados mensais, em ambos os açudes houve meses em que alguns pontos apresentaram classificações mais baixas, como eutrófico ou ultraoligotrófico. Isto aconteceu principalmente devido às baixas concentrações de clorofila-a encontradas em algumas amostras. Porém, mesmo com estas exceções, a grande maioria das amostragens apresentou classificação eutrófica ou acima, com a classificação geral dos dois açudes sendo hipereutrófico e supereutrófico, respectivamente (Apêndice A).

Nos dois sistemas foi possível observar que a variável determinante para a classificação da trofia dos açudes foi o fósforo, sempre acima dos limites recomendados para controle do estado trófico. Os teores de clorofila-a não ultrapassaram os limites estabelecidos pelo CONAMA, alcançando no máximo 53,4 µg.L⁻¹.

De acordo com Lamparelli (2004) alguns pesquisadores consideram 0,01 mg.L⁻¹ de clorofila-a valor suficiente para indicar ambientes sensíveis à eutrofização, principalmente em reservatórios, onde altos valores para esta variável podem ser obtidos em qualquer época do ano. É possível observar que em alguns pontos (Apêndices B a G), principalmente no primeiro açude, as análises demonstraram que esse limite foi ultrapassado, o que pode explicar a eutrofização mais acentuada neste ambiente.

Figueirêdo *et al.* (2007) verificaram a vulnerabilidade de reservatórios à eutrofização e perceberam uma relação direta entre as cargas de fósforo médias lançadas e o estado trófico de reservatórios tropicais nordestinos, pertencentes a três sub-bacias da região do rio Acaraú, no Ceará.

Barbosa e Cirillo (2015) verificaram forte influência negativa do fósforo proveniente de contribuições antrópicas na qualidade da água de um reservatório utilizado para abastecimento de água do rio Capibaribe, em Pernambuco. Em outro açude, no Ceará, Batista *et al.* (2012) identificaram o fósforo total como sendo predominante ao nitrogênio nas épocas seca e chuvosa da região.

Barreto *et al.* (2013), estudando eutrofização em ambientes brasileiros, constataram grande influência do fósforo no processo de eutrofização em diversas regiões do país. Alves *et al.* (2012), estudando com o índice de Lamparelli (2004) a qualidade das águas e o estado trófico do rio Arari, na Ilha de Marajó, classificaram o rio como supereutrófico no período de cheias e como hipereutrófico no período de seca.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

As variáveis temperatura, pH, transparência, sólidos em suspensão, nitrito, amônia, alcalinidade e concentrações de clorofila-a se encontram de acordo com as normas e padrões estabelecidos pela legislação e adequados para a região e os ambientes avaliados, de acordo com os usos estabelecidos.

A variação significativa entre os açudes para temperatura e oxigênio dissolvido provavelmente teve influência direta e indireta da cobertura de macrófitas e consequente baixa penetração de luz, principalmente no primeiro açude.

As análises de coliformes termotolerantes não indicaram contaminação biológica elevada, considerando os tipos de uso analisados. Os teores mais altos de nitrito e coliformes totais no ponto 3, mais próximo das residências, podem indicar o início de uma contaminação por efluentes domésticos, não sendo possível definir se por contaminação pontual ou consequente de infiltrações provenientes de fossas sépticas das residências.

Os valores de fósforo total estiveram acima do recomendado para controle da eutrofização, indicando contribuições artificiais do entorno. De acordo com os dados obtidos, principalmente pH, alcalinidade e coliformes termotolerantes, há pouca influência de contribuições domésticas, sendo as contribuições de fósforo provavelmente de áreas de pastagem ou da lixiviação do solo no entorno dos ambientes.

A condutividade elevada em ambos os açudes também demonstra ter sido oriunda de contribuições do entorno, com valores mais altos no segundo açude devido às consequências das obras no local.

Como o índice de estado trófico demonstra, os açudes são ambientes altamente eutrofizados devido às concentrações de fósforo. Comparando os ambientes, no primeiro açude as variáveis e o IET indicam uma eutrofização um pouco mais intensa do que no segundo, classificados em hipereutrófico e supereutrófico respectivamente, sendo indicada uma qualidade da água um pouco inferior no primeiro açude, devido a fatores como oxigênio dissolvido e concentração de macrófitas aquáticas.

De acordo com as análises realizadas nos dois açudes, a maioria das variáveis encontra-se adequada para o tipo de uso que é dado aos ambientes, que poderiam através de políticas públicas adequadas se enquadrarem como ambientes de água doce de classe 3 segundo a legislação, ou até mesmo classes de qualidade superior, como a classe 1.

Com a retirada sistemática das macrófitas e o controle das fontes de fósforo provenientes da bacia de drenagem dos açudes (que certamente influencia diretamente na eutrofização) provavelmente ocorreria uma mudança significativa da condição dos ambientes, favorecendo outros usos para estes ambientes, como cultivo de organismos aquáticos.

Recomendam-se estudos complementares incluindo Índice de Qualidade de Água (IQA), maior número de análises microbiológicas e balanço de massa de fósforo, a fim de avaliar de forma mais completa e consistente os ambientes e os possíveis usos dessas áreas para a população, bem como a influência destes ambientes em outros mananciais, que possam estar recebendo suas contribuições.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil 2017:** Relatório pleno. BRASIL. Brasília: ANA, 2017. 169p.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Cadernos de capacitação em recursos hídricos:** Plano de recursos hídricos e enquadramento dos corpos de água. BRASIL. Brasília: ANA, v. 5, 2013. 68p. Disponível em <http://arquivos.ana.gov.br/eBooks/caderno5/caderno_05_os_07.html#p=69>. Acesso em 15 de Junho de 2018.

ALVES, I. C. C.; EL-ROBRINI, M.; SANTOS, M. L. S.; MONTEIRO, S. M.; BARBOSA, L. P. F.; GUIMARÃES, J. T. F. Qualidade das águas superficiais e avaliação do estado trófico do Rio Arari (Ilha de Marajó, Norte do Brasil). **Acta Amazonica**, v. 42, n. 1, 2012.

ANDRIETTI, G.; FREIRE, R.; AMARAL, A. G.; ALMEIDA, F. T.; BONGIOVANI, M. C.; SCHNEIDER, R. M. Índices de qualidade da água e de estado trófico do rio Caiabi, MT. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 11, n. 1, p. 162-175, Mar. 2016. Disponível em <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1980-993X2016000100162&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 16 Dezembro 2017. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1769>.

APHA, AWWA, WPCF, **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 21st Ed., 2005.

BAIRD, C. **Química Ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2002. 622 p. Tradução de: Maria Angeles Lobo Recio; Luiz Carlos Marques Carrera.

BARBOSA, I. B. R.; CIRILO, J. A. Contribuição média de fósforo em reservatório de abastecimento de água - Parte 1. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 20, n. 1, p. 39-46, Março de 2015. Disponível em <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522015000100039&lng=en&nrm=iso>. Aceso em 14, Janeiro de 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522015020000098008>.

BARRETO, L. V.; BARROS, F. M.; BONOMO, P.; ROCHA, F. A.; AMORIM, J. S. Eutrofização em rios brasileiros. **Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer-Goiânia**, v. 9, n. 16, p. 2167, 2013.

BARROS, A. M. de L. **Modelagem da Poluição Pontual e Difusa: Aplicação do Modelo Moneris à Bacia Hidrográfica do rio Ipojuca, Pernambuco**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) Universidade Federal de Pernambuco, 2008. 218 p.

BATISTA, A. A.; MEIRELES, A. C. M.; DE ANDRADE, E. M.; ARAÚJO NETO, J. R.; PALÁCIO, H. A. Q. Relação entre nitrogênio e fósforo nas águas superficiais do açude Orós-CE. In: **4º WINOTEC – Workshop Internacional de Inovações Tecnológicas na Irrigação**, 2012 maio 21-31, Fortaleza, 2012. 5 p.

BEYRUTH, Z. Macrófitas aquáticas de um lago marginal ao rio Embu-mirim, São Paulo, Brasil. **Revista de Saúde Pública**, São Paulo, v. 26, n. 4, p. 272-282, Agosto, 1992. Disponível em <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-89101992000400010&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 02 Out. 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/S0034-89101992000400010>.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; BARROS, M. T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à engenharia ambiental**. 2. ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, c2005. 318 p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA, **Resolução CONAMA nº 357** de 17 de março de 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em 10 de Agosto de 2017.

BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP. **Ambiente e Água**, Taubaté, v. 8, n. 1, p.186-205, 30 abr. 2013. Instituto de Pesquisas Ambientais em Bacias Hidrográficas (IPABHi). <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.930>.

CAMPOS, J. N. B. Secas e políticas públicas no semiárido: ideias, pensadores e períodos. **Estudos Avançados**, São Paulo , v. 28, n. 82, p. 65-88, Dezembro, 2014 . Disponível em <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-0142014000300005&lng=en&nrm=iso>. acesso em 05 Nov. 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-40142014000300005>.

CAMARGO, V. M.; FERRAGUT, C. Estrutura da comunidade de algas perifíticas em *Eleocharis acutangula* (Roxb.) Schult (Cyperaceae) em reservatório tropical raso, São Paulo, SP, Brasil. **Hoehnea**, São Paulo , v. 41, n. 1, p. 31-40, Mar. 2014 . Disponível em <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2236-89062014000100003&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 09, Novembro 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/S2236-89062014000100003>.

CARLSON, R.E. (1977) A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, v.22, n.2, p.261-269.

CASARTELLI, M. R.; FERRAGUT, C. Variação sazonal da estrutura da comunidade de algas perifíticas em *Panicum repens* em um reservatório raso. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro , v. 66, n. 3, p. 745-757, Set. 2015. Disponível em <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2175-78602015000300745&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 11, Outubro 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/2175-7860201566306>.

CETESB. **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo: 2016**. São Paulo: CETESB, 2017.

CHANEY, A. L.; MARBACH, E. P. Modified Reagents for Determination of Urea and Ammonia. **Clinical Chemistry**, Boston, v. 8, n. 2, p.130-132, ago. 1961.

COELHO, S. C.; DUARTE, A. N.; AMARAL, L. S.; SANTOS, P. M.; SALLES, M. J.; SANTOS, J. A. A.; SOTERO-MARTINS, A. Monitoramento da água de poços como estratégia de avaliação sanitária em Comunidade Rural na Cidade de São Luís, MA, Brasil. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté , v. 12, n. 1, p. 156-167, Fev. 2017. Disponível em <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1980-

993X2017000100156&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 12, Novembro 2018.
<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1962>.

CRUZ DAS ALMAS. Prefeitura Municipal. 2017. *A cidade*. Disponível em:
<http://www.cruzasalmas.ba.gov.br>. Acesso em 03 de Agosto de 2017.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C. Variação sazonal dos grupos funcionais fitoplanctônicos em braços de um reservatório tropical de usos múltiplos no estado de São Paulo (Brasil). **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana , v. 25, n. 4, p. 822-831, Dezembro 2011. Disponível em <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-33062011000400009&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 17 Dez. 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062011000400009>.

EMBRAPA. Manual de Laboratórios: Solo, Água, Nutrição Vegetal, Nutrição Animal e Alimentos. São Carlos, 2005. 334p.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

FARAGE, J. A. P.; MATOS, A. T.; SILVA, D. D.; BORGES; A. C. Determinação do índice de estado trófico para o fósforo em pontos do rio Pomba. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v. 18, n. 4, p. 322-329, 2010.

FIGUEIREDO, M. C. B.; TEIXEIRA, A. S.; ARAÚJO, L. F. P.; ROSA, M. F.; PAULINO, W. D.; MOTA, S.; ARAÚJO, J. C. Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização. **Engenharia Sanitária e Ambiental**., Rio de Janeiro , v. 12, n. 4, p. 399-409, Dezembro de 2007. Disponível em <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522007000400006&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 14, Janeiro 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522007000400006>.

FISHER, T. R. Plâncton e produção primária em sistemas aquáticos da bacia da Amazônia Central. **Acta Amazonica**, Manaus , v. 8, n. 4, supl. 1, p. 43-54, Dezembro, 1978 .

Disponível em <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0044-59671978001100043&lng=en&nrm=iso>. acesso em 18 Jan. 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/1809-43921978084s043>.

FRANZ, G. A. S.; CUNHA, C. L. N.; GOBBI, M. F. Eutrofização em um reservatório destinado ao abastecimento público: o caso do reservatório do Iraí-PR. In: **Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, 17., 2007, São Paulo: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2007. p. 1 - 20.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. **Manual Prático de Análise de Água**. BRASIL. 4. ed. Brasília: FUNASA, 2013. 150 p.

GARCIA, C. Z.; GARCIA, D. C. O.; LEITE, M. A. Comparação entre dois índices de estado trófico para o reservatório de Ilha Solteira. In: **CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL**, 8., Caxambu, 2007. Caxambu, 2007.

GOLTERMAN, H. L.; CLYNO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M. **Methods for physical and chemical analysis of freshwaters**. 2. ed. Oxford: Blackwell, 1978. 315 p.

GOMES, D. P. P.; BARROS, F. M.; BARRETO, L. V.; ROSA, R. C. C.; TAGLIAFERRI, C. Avaliação do estado trófico para o rio Catolé-BA em diferentes épocas do ano. **Centro Científico Conhecer - Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, vol.6, n.11, 2010.

GUEDES, H. A. S; SILVA, D. D. ; ELESBON, A. A. A.; RIBEIRO, C. B. M.; MATOS, A. T.; SOARES, J. H. P. Aplicação da análise estatística multivariada no estudo da qualidade da água do Rio Pomba, MG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 16, n. 5, p. 558-563, Maio 2012. Disponível em <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1415-43662012000500012&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 30, Janeiro 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662012000500012>.

JORGENSEN, S. E. **Lagos e Reservatórios: Qualidade da Água: O Impacto da Eutrofização**. 3. ed. São Carlos: Instituto Internacional de Ecologia, 2001. 34 p.

JUNK, W. J.; ROBERTSON, B. A.; DARWICH, A. J.; VIEIRA, I. Investigações limnológicas e ictiológicas em Curuá-Una, a primeira represa hidrelétrica na Amazônia Central. **Acta Amazonica**, Manaus , v. 11, n. 4, p. 689-717, Dec. 1981 . Disponível em <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0044-59671981000800689&lng=en&nrm=iso>. acesso em 18 Nov. 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/1809-43921981114689>.

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo**: avaliação dos métodos de monitoramento. São Paulo : USP/ Departamento de Ecologia., 2004. 235 f. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, 2004.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 2. ed. Campinas: Átomo, 2008. 444 p.

MACHADO, M. T. S.; BAPTISTA, G. M. M. Sensoriamento remoto como ferramenta de monitoramento da qualidade da água do Lago Paranoá (DF). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro , v. 21, n. 2, p. 357-365, Junho 2016 . Disponível em <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522016000200357&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 06, Dezembro 2017. Epub June 20, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522016141970>.

MACHADO, L. S.; SANTOS, L. G.; DOVAL, J. C. L.; POMPÊO, M. L. M.; MOSCHINI-CARLOS, V. Fatores ambientais relacionados à ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas no reservatório de Guarapiranga, SP, Brasil. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté , v. 11, n. 4, p. 810-818, Dec. 2016. Disponível em <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1980-993X2016000400810&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 05 Nov. 2017. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1941>.

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

MAIA, A. A. D.; CARVALHO, S. L.; CARVALHO, F. T. Comparação de dois índices de determinação do grau de trofia nas águas do Baixo Rio São José dos Dourados, São Paulo, Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro , v. 20, n. 4, p. 613-622,

Dezembro 2015. Disponível em
 <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522015000400613&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 14 Setembro 2017.
<http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522015020040121258>.

MARINS, M. A. Ecologia, distribuição e densidade da alga *Melosira italica* (Bacillariophyceae: Centricae) na Represa do Lobo (Broa), Estado de São Paulo, Brasil. **Revista de Biologia Tropical**, São Carlos, v. 26, n. 1, p.19-35, dez. 1978.

MAROTTA, H.; SANTOS, R. O.; ENRICH-PRAST, A. Monitoramento limnológico: um instrumento para a conservação dos recursos hídricos no planejamento e na gestão urbano-ambientais. **Ambiente e Sociedade**, Campinas, v. 11, n. 1, p. 67-79, Junho 2008. Disponível em
 <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1414-753X2008000100006&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 05 Jan. 2018.
<http://dx.doi.org/10.1590/S1414-753X2008000100006>.

MEYER, S. T.; FRANCESCHINELLI, E. V. Influência de variáveis limnológicas sobre a comunidade das macrófitas aquáticas em rios e lagoas da Cadeia do Espinhaço, Minas Gerais, Brasil. **Rodriguésia: Revista do Jardim Botânico do Rio de Janeiro**, Rio de Janeiro, v. 62, n. 4, p.743-758, out. 2011.

MISRA, A. K.. Modeling the depletion of dissolved oxygen in a lake due to submerged macrophytes. **Nonlinear Analysis: Modelling and Control**, Varanasi, v. 15, n. 2, p.185-198, jun. 2010.

MOURA, G. C.; MONTEIRO, F. M.; VIANA, L. G.; ALBUQUERQUE, M. V.; SILVA, S. M. Evolução do Estado Trófico do Reservatório de Bodocongó, Semiárido, Brasil. In: **Encontro Nacional De Educação, Ciência E Tecnologia**, 1., 2012, Campina Grande. Anais... . Campina Grande: Uepb, 2012. p. 1 - 10.

MURPHY, J.; RILEY, J. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. **Analytica Chimica Acta**, [s.l.], v. 27, p.31-36, 1962. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0003-2670\(00\)88444-5](http://dx.doi.org/10.1016/s0003-2670(00)88444-5).

NOGUEIRA, F. F.; COSTA, I. A.; PEREIRA, U. A. **Análise de parâmetros físico-químicos da água e do uso e ocupação do solo na sub-bacia do Córrego da Água Branca no município de Nerópolis – Goiás.** 2015. 56 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal de Goiás, Nerópolis, 2015.

NUNES, L.; FERNANDES, J.; CARDOSO, J.; PARENTE, J.; ALMEIDA, P.; BETTENCOURT, T. **Disponibilidade de água doce no planeta: Existe água doce suficiente para satisfazer as necessidades do planeta?.** Porto: Universidade do Porto, 2009. 30 p.

NUSCH, E. A. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigments determination. **Archivfür Hydrobiologie–Beiheft Ergebnisse der Limnologie**, Stuttgart, v. 14, p. 14-36, 1980.

OLIVEIRA, R. M. M.; SANTOS, E. V.; LIMA, K. C. Avaliação da qualidade da água do riacho São Caetano, de Balsas (MA), com base em parâmetros físicos, químicos e microbiológicos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro , v. 22, n. 3, p. 523-529, Maio 2017. Disponível em <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522017000300523&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 06, Dezembro 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522017154657>.

PARRON, L. **Manual de Procedimento de Amostragem e Análise Físico-Químico da Água**, Colombo, PR, 2011, 69 p.

PAULINO, W. D.; FRANÇA, J. B.; FERREIRA, A. C. S. **Eutrofização dos corpos hídricos.** Leitura de Minuto. Secretaria dos Recursos Hídricos, Ceará, 2007.

PINTO-COELHO, R. M. **Atlas da Qualidade da Água do Reservatório da Pampulha.** Belo Horizonte: Recóleo - Coleta e Reciclagem de Óleo Vegetal, 2012. 46 p.

PEREIRA, A. K. C.; SANTOS, L. O. L. Mapeamento dos tipos uso e ocupação do solo da região do centro da cidade, Santa Inês – MA. In: **CONGRESSO NORTE NORDESTE DE PESQUISA E INOVAÇÃO**, 7. Palmas: IFTO, 2012. p. 1 - 5.

RIBEIRO, I. V. A. **Estudo do estado trófico do reservatório Acarape do Meio mediante a determinação de indicadores de qualidade de água**. 2007. 194 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil: Recursos Hídricos) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2007.

SÁNCHEZ, L. E. **Avaliação de impacto ambiental: conceitos e métodos**. São Paulo: Oficina de textos, 2008. 495 p.

SANTOS, R. C. L.; LIMA, A. S.; CAVALCANTI, E. B.; MELO, C. M.; MARQUES, M. N. Aplicação de índices para avaliação da qualidade da água da Bacia Costeira do Sapucaia em Sergipe. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, 2017. Disponível em <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522017005005102&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 25 Out. 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522017159832>.

SCHERER, K.; GRANADA, C. E.; STÜLP, S.; SPEROTTO, R. A. Avaliação bacteriológica e físico-química de águas de irrigação, solo e alface (*Lactuca sativa* L.). **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 11, n. 3, p. 665-675, Setembro, 2016. Disponível em <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1980-993X2016000300665&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 06 Nov. 2017. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1829>.

SEI (Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais do Estado da Bahia). 2011. *Banco de dados geoambientais*. Disponível em: <http://www.sei.ba.gov.br>. Acesso em 03 de agosto de 2017.

SERAFIM-JUNIOR, M.; PERBICHE-NEVES, G.; BRITO, L.; GHIDINI, A. R.; CASANOVA, S. M. C. Variação espaço-temporal de Rotifera em um reservatório eutrofizado no sul do Brasil. **Iheringia, Séroe Zoologia**, Porto Alegre, v. 100, n. 3, p. 233-241, Setembro 2010. Disponível em <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0073-47212010000300008&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 17, Setembro 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/S0073-47212010000300008>.

SILVA, A. P. S.; DIAS, H. C. T.; BASTOS, R. K. X.; SILVA, E. Qualidade da água do Reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) de Peti, Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa , v. 33, n. 6, p. 1063-1069, Dezembro 2009. Disponível em <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-67622009000600009&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 03, Janeiro 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622009000600009>.

SILVA, G. S.; SANTOS, E. A.; CORRÊA, L. B.; MARQUES, A. L. B.; MARQUES, E. P.; SOUSA, E. R.; SILVA, G. S. Avaliação integrada da qualidade de águas superficiais: grau de trofia e proteção da vida aquática nos rios Anil e Bacanga, São Luís (MA). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro , v. 19, n. 3, p. 245-250, Set. 2014 . Disponível em <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522014000300245&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 01 Nov. 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522014019000000438>.

SILVA, J. C. R.. **Modelagem Matemática e Simulação Computacional da Influência de Poluentes e da Velocidade de Corrente na Dinâmica Populacional de Macrófitas Aquáticas**. 2015. 155 f. Tese (Doutorado) - Curso de Matemática, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2015.

SILVA, N.; JUNQUEIRA, V. C. A.; SILVEIRA, N. F. A.; TANIWAKI, M. H.; SANTOS, R. F. S. dos; GOMES, R. A. R. **Manual de Métodos de análise microbiológica**. Ed. Varela. 4 ed. São Paulo. 552p. 2010.

SILVA, R. C. A.; ARAUJO, T. M. Qualidade da água do manancial subterrâneo em áreas urbanas de Feira de Santana (BA). **Ciência e Saúde Coletiva**, São Paulo, v. 8, n. 4, p. 1019-1028, 2003. Disponível em <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-81232003000400023&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 06 Out. 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-81232003000400023>.

SIQUEIRA, G. W.; APRILE, F.; MIGUEIS, A. M.. Diagnóstico da qualidade da água do rio Parauapebas (Pará - Brasil). **Acta Amazonica**, Manaus , v. 42, n. 3, p. 413-422, Setembro 2012. Disponível em <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0044-

59672012000300014&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 05, Novembro 2017.
<http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672012000300014>.

SOARES, A. M. **A dinâmica hidrológica na bacia do alto curso do rio Uberabinha - Minas Gerais**. 2008. 227 f. Tese (Doutorado) - Curso de Geografia, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2008.

TELLES, D. D. A.; COSTA, R. H. P. G. **Reúso da água: conceitos, teorias e práticas**. São Paulo: Blucher, 2007. 311p.

TOLEDO JR., A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S.J.; AGUDO, E.G. “A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processos de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais”. In: **CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA**, 12, 1983, Camboriú. Anais... Camboriú: 1983, p.1-34.

TOLEDO, Jr. A.P. **Informe preliminar sobre os estudos para obtenção de um índice para avaliação simplificada do estado trófico de reservatórios de regiões quentes tropicais**. Relatório técnico. CETESB, São Paulo. Outubro de 1990. 11p.

TRINDADE, P. B. C. B.; MENDONÇA, A. S. F. Eutrofização em reservatórios – Estudo de caso: reservatório de Rio Bonito (ES). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s.l.], v. 19, n. 3, p.275-282, setembro de 2014. Disponível em <<http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522014019000000537>>.

TUCCI, A.; SANT'ANNA, C. L. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju (Cyanobacteria): variação semanal e relações com fatores ambientais em um reservatório eutrófico, São Paulo, SP, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 26, n. 1, p. 97-112, Março de 2003. Disponível em <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-84042003000100011&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 19 Dez. 2017.
<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042003000100011>.

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

WANG, H.; WANG, H. Mitigation of lake eutrophication: Loosen nitrogen control and focus on phosphorus abatement. **Progress in Natural Science**, [s.l.], v. 19, n. 10, p.1445-1451, outubro de 2009. Disponível em <<http://dx.doi.org/10.1016/j.pnsc.2009.03.009>>. Acesso em 19 de março de 2018.

WIEGAND, M. C.; PIEDRA, J. I. G.; ARAÚJO, J. C. Vulnerabilidade à eutrofização de dois lagos tropicais de climas úmido (Cuba) e semiárido (Brasil). **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [s.l.], v. 21, n. 2, p.415-424, jun. 2016. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522016139527>.

APÊNDICE A – Tabela com valores mensais brutos para o Índice de Estado Trófico, com as médias.

PONTOS DE COLETA								
MESES	P 1	P 2	P 3	\bar{X} Açude 1	P 4	P 5	P 6	\bar{X} Açude 2
Outubro	68	66	62	65	34	35	66	45
Novembro	71	75	73	73	67	72	70	70
Dezembro	71	70	35	59	70	68	70	69
Janeiro	72	69	68	70	68	66	72	69
Fevereiro	73	73	66	71	64	66	64	65
Março	68	72	70	70	39	X	X	39
Abril	64	70	69	68	69	72	69	70
Maió	71	73	68	71	66	69	69	68
Junho	69	70	64	68	71	62	71	68
Julho	68	66	68	67	68	70	66	68
\bar{X} Geral	69	70	64	<u>68</u>	62	65	69	<u>65</u>

APÊNDICE B – Tabela com valores mensais brutos para as variáveis no ponto 1, com média e desvio padrão.

VARIÁVEL/MÊS	OUT	NOV	DEZ	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	\bar{X}	D.P.
Temperatura (°C)	23,2	27,1	26,6	26	25,9	25,9	24,6	24,8	23,9	23	25,1	1,4
pH	6,9	7,0	6,4	5,9	6,9	7,3	7,4	7,4	7,2	7,5	7,0	0,5
Oxigênio (mg.L⁻¹)	2,2	8,2	1,2	0,5	3,8	2,4	1,2	2,3	1,8	1,6	2,5	2,2
Transparência (m)	0,20	0,29	0,33	0,27	0,33	0,30	0,23	0,18	0,18	0,23	0,3	0,1
Alcalinidade (mg.L⁻¹)	10,6	105,6	72,2	73,9	68,6	78,3	67,8	79,2	73,3	72,2	70,2	23,6
Amônia (mg.L⁻¹)	0,13	0,22	0,11	0,10	0,11	0,06	0,09	0,14	0,08	0,16	0,12	0,04
Clorofila-a (mg.L⁻¹)	0,017	0,021	0,013	0,018	0,022	0,005	0,001	0,018	0,004	0,009	0,013	0,008
Condutividade (µS/cm)	493	412	451	479	557	517	496	550	377	381	471,3	54,8
Fósforo Total (mg.L⁻¹)	0,12	0,31	0,40	0,38	0,48	0,27	0,27	0,33	0,47	0,23	0,33	0,11
Fósforo Solúvel (mg.L⁻¹)	0,01	0,05	0,11	0,08	0,16	0,08	0,14	0,12	0,10	0,10	0,09	0,04
Nitrito (mg.L⁻¹)	0,001	0,000	0,000	0,000	0,001	0,001	0,002	0,001	0,002	0,002	0,001	0,001
Sólidos Totais (mg.L⁻¹)	69,6	38,2	185	48,8	245,4	76	18,6	32,8	74,4	80	86,9	72,1
Sólidos Fixos (mg.L⁻¹)	54,4	29	150,4	42	203,8	63,2	15	19,2	64	53,5	69,5	60,6
Sólidos Voláteis (mg.L⁻¹)	15,2	9,2	34,6	6,8	41,6	12,8	3,6	13,6	10,4	26,5	17,4	12,6
Coliformes Totais (NMP)	X	X	X	X	X	1,8	X	3,6	X	3,6	3,0	1,0
Coliformes Termotolerantes (NMP)	X	X	X	X	X	1,8	X	3,6	X	3,0	2,8	0,9

*Valores em “X” correspondem às análises não realizadas.

APÊNDICE C – Tabela com valores mensais brutos para as variáveis no ponto 2, com média e desvio padrão.

VARIÁVEL/MÊS	OUT	NOV	DEZ	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	\bar{X}	D.P.
Temperatura (°C)	23,6	21,1	26,1	26,3	28,5	25,6	24,5	24,8	23,4	22,8	24,7	2,1
pH	6,7	6,7	6,43	6,4	6,9	6,5	6,6	7,3	6,7	6,9	6,7	0,3
Oxigênio (mg.L⁻¹)	2,9	3,7	1,0	2,1	4,8	2,2	1,3	2,2	1,2	1,5	2,3	1,2
Transparência (m)	0,30	0,50	0,23	0,24	0,48	0,27	0,18	0,18	0,13	0,4	0,3	0,1
Alcalinidade (mg.L⁻¹)	7,1	44	70,4	79,2	74,8	78,3	73,0	79,2	75,7	74,8	65,7	23
Amônia (mg.L⁻¹)	0,08	0,49	0,09	0,10	0,07	0,08	0,07	0,13	0,09	0,10	0,13	0,12
Clorofila-a (mg.L⁻¹)	0,016	0,037	0,010	0,009	0,038	0,027	0,016	0,053	0,008	0,005	0,022	0,016
Condutividade (µS/cm)	491	418	415	480	534	516	499	449	372	379	455	57,2
Fósforo Total (mg.L⁻¹)	0,06	0,70	0,39	0,29	0,30	0,32	0,27	0,22	0,46	0,20	0,32	0,16
Fósforo Solúvel (mg.L⁻¹)	0,01	0,08	0,08	0,08	0,10	0,09	0,14	0,13	0,09	0,08	0,09	0,03
Nitrito (mg.L⁻¹)	0,001	0,000	0,000	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,003	0,001	0,001	0,001
Sólidos Totais (mg.L⁻¹)	26,6	25,6	141,8	46,4	49,2	13,6	6,8	23	92	13,2	43,8	42,5
Sólidos Fixos (mg.L⁻¹)	19,8	20,6	115,4	38,6	39	9,2	0,8	20,5	2,6	9,8	27,6	33,5
Sólidos Voláteis (mg.L⁻¹)	6,8	5	26,4	7,8	10,2	4,4	6	2,5	89,4	3,4	16,2	26,6
Coliformes Totais (NMP)	X	X	X	X	X	11	X	9,2	X	7,4	9,2	1,8
Coliformes Termotolerantes (NMP)	X	X	X	X	X	7,8	X	3,0	X	3,0	4,6	2,8

*Valores em “X” correspondem às análises não realizadas.

APÊNDICE D – Tabela com valores mensais brutos para as variáveis no ponto 3, com média e desvio padrão.

VARIÁVEL/MÊS	OUT	NOV	DEZ	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	\bar{X}	D.P.
Temperatura (°C)	23,6	25,5	27,5	25,8	26,1	25	24,3	24,2	23,4	22,6	24,8	1,5
pH	6,6	6,7	6,5	6,4	6,6	6,7	6,6	8,0	6,4	6,8	6,7	0,5
Oxigênio (mg.L⁻¹)	3,7	5,5	1,9	0,4	1,5	2,2	1,3	1,7	1,8	2,1	2,2	1,4
Transparência (m)	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	
Alcalinidade (mg.L⁻¹)	5,3	36,1	64,2	86,2	44	35,2	39,6	36,1	39,6	26,4	41,3	21,5
Amônia (mg.L⁻¹)	0,08	0,13	0,08	0,10	0,08	0,07	0,09	0,12	0,18	0,12	0,11	0,03
Clorofila-a (mg.L⁻¹)	0,004	0,014	0,000	0,004	0,002	0,009	0,009	0,009	0,001	0,017	0,007	0,006
Condutividade (µS/cm)	400	393	400	432	395	413	398	400	386	400	402	12,6
Fósforo Total (mg.L⁻¹)	0,05	0,65	0,11	0,38	0,33	0,41	0,23	0,17	0,27	0,13	0,27	0,17
Fósforo Solúvel (mg.L⁻¹)	0,01	0,02	0,06	0,05	0,09	0,07	0,13	0,05	0,00	0,07	0,05	0,04
Nitrito (mg.L⁻¹)	0,002	0,000	0,004	0,006	0,008	0,006	0,005	0,004	0,003	0,002	0,004	0,002
Sólidos Totais (mg.L⁻¹)	34,6	33,6	8	35,2	26,6	13,6	9,2	15,7	7,4	13,8	19,8	11,5
Sólidos Fixos (mg.L⁻¹)	27	15	3	35,2	7,8	40,4	3,7	15,2	5,6	6,3	15,9	13,6
Sólidos Voláteis (mg.L⁻¹)	7,6	18,6	5	0	18,8	46,6	5,5	0,5	1,8	7,5	11,2	14,1
Coliformes Totais (NMP)	X	X	X	X	X	68	X	3,6	X	43	38,2	32,5
Coliformes Termotolerantes (NMP)	X	X	X	X	X	2,0	X	3,6	X	3,6	3,1	0,9

*Valores em “X” correspondem às análises não realizadas.

APÊNDICE E – Tabela com valores mensais brutos para as variáveis no ponto 4, com média e desvio padrão.

VARIÁVEL/MÊS	OUT	NOV	DEZ	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	\bar{X}	D.P.
Temperatura (°C)	25	27,7	28,6	27,9	29	27,3	26,1	26,5	25,5	24,9	26,9	1,5
pH	6,8	7,5	7,2	6,9	7,1	6,8	6,8	7,8	7,1	7,1	7,1	0,3
Oxigênio (mg.L ⁻¹)	8,0	8,4	1,8	1,4	3,9	2,4	4,8	4,9	4,7	4,5	4,5	2,3
Transparência (m)	0,40	0,66	0,48	0,51	0,53	0,23	0,33	0,23	0,43	0,43	0,40	0,10
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	9,7	77,4	64,2	86,2	85,4	79,2	90,6	92,4	83,6	88	75,7	24,5
Amônia (mg.L ⁻¹)	0,07	0,39	0,08	0,11	0,07	0,08	0,11	0,11	0,11	0,18	0,13	0,09
Clorofila-a (mg.L ⁻¹)	0,000	0,006	0,005	0,004	0,002	0,000	0,004	0,007	0,014	0,011	0,005	0,004
Condutividade (µS/cm)	674	585	509	638	690	650	653	606	528	523	606	66,4
Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	0,06	0,18	0,69	0,35	0,18	0,17	0,48	0,14	0,37	0,18	0,34	0,18
Fósforo Solúvel (mg.L ⁻¹)	0,02	0,05	0,05	0,07	0,06	0,12	0,18	0,08	0,00	0,10	0,07	0,05
Nitrito (mg.L ⁻¹)	0,002	0,000	0,001	0,000	0,000	0,001	0,002	0,002	0,002	0,002	0,001	0,001
Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	23,4	10,2	156,6	41,6	38,8	340	33,8	17,4	28,8	13,4	70,4	103,8
Sólidos Fixos (mg.L ⁻¹)	18,4	8,2	127	33,6	31,4	305	28,6	12	16,8	7,1	58,8	93,3
Sólidos Voláteis (mg.L ⁻¹)	5,0	2,0	29,6	8,0	7,4	35	5,2	5,4	12	6,3	11,6	11,3
Coliformes Totais (NMP)	X	X	X	X	X	22	X	9,2	X	3,0	11,4	9,7
Coliformes Termotolerantes (NMP)	X	X	X	X	X	14	X	3,0	X	3,0	6,7	6,4

*Valores em “X” correspondem às análises não realizadas.

APÊNDICE F – Tabela com valores mensais brutos para as variáveis no ponto 5, com média e desvio padrão.

VARIÁVEL/MÊS	OUT	NOV	DEZ	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	\bar{X}	D.P.
Temperatura (°C)	24,9	29,1	28,5	28,2	29	X	25,8	27	24,5	24,6	26,8	1,9
pH	6,5	7,7	7,6	7,3	7,3	X	7,4	8,2	6,9	7,3	7,4	0,5
Oxigênio (mg.L ⁻¹)	5,9	6,5	3,6	4,4	5,3	X	5,7	6,8	0,43	5,4	4,9	1,9
Transparência (m)	0,20	0,48	0,63	0,78	0,33	X	0,33	0,33	0,23	0,53	0,40	0,2
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	7,9	74,8	84,5	87,1	86,2	X	97,7	90,7	86,2	96,8	79,1	27,6
Amônia (mg.L ⁻¹)	0,06	0,11	0,08	0,10	0,07	X	0,11	0,14	0,10	0,14	0,10	0,03
Clorofila-a (µg.L ⁻¹)	0,000	0,015	0,008	0,002	0,003	X	0,005	0,016	0,010	0,016	0,008	0,006
Condutividade (µS/cm)	650	530	495	642	685	X	646	609	526	514	589	71,9
Fósforo Total (µg.L ⁻¹)	0,09	0,52	0,23	0,40	0,25	X	0,48	0,30	0,40	0,22	0,32	0,14
Fósforo Solúvel (µg.L ⁻¹)	0,01	0,05	0,10	0,07	0,08	X	0,18	0,06	0,00	0,10	0,07	0,05
Nitrito (µg.L ⁻¹)	0,002	0,000	0,001	0,000	0,001	X	0,002	0,002	0,002	0,001	0,001	0,001
Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	37,6	31,4	16,8	42,2	43,8	X	17	12,4	22,4	5,4	25,4	13,8
Sólidos Fixos (mg.L ⁻¹)	37,6	26,4	12,4	33	35,8	X	13	6,8	17,2	0,6	20,3	13,4
Sólidos Voláteis (mg.L ⁻¹)	0	5	4,4	9,2	8	X	4	5,6	5,2	4,8	5,1	2,6
Coliformes Totais (NMP)	X	X	X	X	X	X	X	3,6	X	3,0	3,3	0,4
Coliformes Termotolerantes (NMP)	X	X	X	X	X	X	X	3,0	X	3,0	3,0	0

*Valores em “X” correspondem às análises não realizadas.

APÊNDICE G – Tabela com valores mensais brutos para as variáveis no ponto 6.

VARIÁVEL/MÊS	OUT	NOV	DEZ	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	\bar{X}	D.P.
Temperatura (°C)	25,5	28,5	28,9	28,2	28	X	26	23,9	25,4	25,1	26,6	1,8
pH	6,6	7,6	7,2	7,3	5,4	X	7,3	8,2	7,2	7,2	7,1	0,8
Oxigênio (mg.L ⁻¹)	4,3	4,1	1,0	3,3	2,9	X	5,9	6,8	4,4	2,6	3,9	1,7
Transparência (m)	0,45	0,68	0,68	0,36	0,63	X	0,38	0,38	0,38	0,58	0,50	0,1
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	7,0	89,8	72,2	86,2	92,4	X	93,3	91,5	82,7	92,4	78,6	27,7
Amônia (mg.L ⁻¹)	0,08	0,38	0,09	0,09	0,07	X	0,11	0,12	0,09	0,11	0,13	0,09
Clorofila-a (µg.L ⁻¹)	0,007	0,011	0,004	0,004	0,002	X	0,007	0,006	0,011	0,005	0,006	0,003
Condutividade (µS/cm)	655	514	506	643	700	X	650	608	528	521	592	74,6
Fósforo Total (µg.L ⁻¹)	0,14	0,31	0,74	1,52	0,20	X	0,31	0,45	0,39	0,21	0,47	0,43
Fósforo Solúvel (µg.L ⁻¹)	0,01	0,05	0,05	0,05	0,07	X	0,15	0,06	0,04	0,11	0,06	0,04
Nitrito (µg.L ⁻¹)	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	X	0,002	0,002	0,002	0,001	0,001	0,001
Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	60	27	186,8	55	13,6	X	12,8	28	16,9	50,1	50	54,4
Sólidos Fixos (mg.L ⁻¹)	60	18,8	133,6	38	7,6	X	2,6	20,6	7,1	40,6	36,5	40,9
Sólidos Voláteis (mg.L ⁻¹)	0	8,2	53,2	17	6	X	10,2	7,4	9,8	9,5	13,5	15,5
Coliformes Totais (NMP)	X	X	X	X	X	X	X	3,6	X	3,6	3,6	0,4
Coliformes Termotolerantes (NMP)	X	X	X	X	X	X	X	3,0	X	3,0	3,0	0,4

*Valores em “X” correspondem às análises não realizadas.