

VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DO ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA E ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO DO RESERVATÓRIO PÚBLICO DE CERAÍMA, GUANAMBI, BAHIA

RESUMO

O trabalho teve por objetivo a avaliação espaço-temporal do Índice de Qualidade de Água (IQA) e Índice de Estado Trófico (IET) do Açude Público de Ceraíma, Guanambi (BA) visando caracterizar a qualidade da água, avaliar o nível de eutrofização e analisar a dinâmica da água no açude levando em consideração informações relativas à bacia hidrográfica do rio Carnaíba de Dentro e parâmetros morfológicos e climatológicos. Desta forma, foi desenvolvida a análise fisiográfica da bacia hidrográfica com o auxílio do ArcGis 9.2 a qual mostrou que a bacia hidrográfica apresenta baixa capacidade de drenagem sendo alongada e apresentando pouca possibilidade de enchentes rápidas em condições normais de precipitação. A análise da morfologia do açude indicou um elevado desenvolvimento do perímetro e boa capacidade de assimilação de impactos poluidores e resistência ao estabelecimento da eutrofização. Quatro pontos amostrais foram selecionados no sentido longitudinal do açude tendo sido realizadas três campanhas para coleta de amostras de água. Foram também coletadas informações meteorológicas referentes à temperatura média do ar nos dias das coletas, a lâmina de precipitação ocorrida nos sete dias anteriores às coletas e os volumes de água armazenados no açude nos dias das coletas. A média dos parâmetros relativos ao IQA indicou condições estatisticamente iguais de qualidade de água nos locais amostrados sendo que a o IQA variou de condições ótimas a boas. Os valores obtidos para o IET nos pontos de coleta também não apresentaram diferenças significativas, sendo todos os locais amostrados classificados como ambientes mesotróficos. Devido a grande variação de volume de água entre as coletas 1 e 2, a qualidade de água na coleta 2 foi boa e o ambiente eutrofizado devido provavelmente a lixiviação de fertilizantes utilizados na agricultura praticada no entorno do açude e o aporte de esgotos domésticos.

PALAVRAS-CHAVES: Bacia Hidrográfica; Qualidade da Água; Estado Trófico.

SPATIAL-TEMPORAL VARIATION OF THE WATER QUALITY INDEX AND THE TROPHIC STATE INDEX OF THE PUBLIC RESERVOIR OF CERAÍMA, GUANAMBI, BAHIA

ABSTRACT

The objective of the work was the evaluation of the spatial-temporal variation of the Water Quality Index (IQA) and the Trophic State Index (IET) of the Public Reservoir of Ceraíma, Guanambi (BA), seeking to characterize the quality of the water, to evaluate the eutrofication level and to analyze the dynamics of the water in the reservoir taking in consideration information relative to the Carnaíba river watershed, morphologic and climatological parameters. The physiographical analysis of the watershed and contribution basin was developed by using the ArcGis 9.2 which showed that the watershed presents a low drainage capacity being elongated presenting low probability of inundations during normal precipitation conditions. The reservoir morphology indicated a high perimeter development and with good capacity of pollutant impacts assimilation and resistance for the eutrophication establishment. Four sampling points were selected in the longitudinal direction of the reservoir having been accomplished three water collection campaigns, meteorological information of the air temperature in the samplings days, the precipitation occurred during the seven previous days the samplings and the volumes of water stored in the reservoir during the samplings. The average IQA values indicated statistically similar water quality conditions in the sampling points varying from excellent to good conditions. The IET in the collection points did not present significant differences, being all the sampling points classified as mesotrophic environment. Due to great variation of the water volume stored among the samplings 1 and 2, the quality of water in sampling 2 was good and the environment eutrophicated probably due to the carrying of fertilizers used in the agriculture practiced around the reservoir and domestic non treated effluents.

KEYWORDS: Watershed; Water Quality; Trophic State.

Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais, Aquidabã, v.5, n.1, Dez 2013, Jan, Fev, Mar, Abr, Mai 2014.

ISSN 2179-6858

SECTION: Articles

TOPIC: Recursos Hídricos



DOI: 10.6008/SPC2179-6858.2014.001.0015

Gerfson Silva Rocha

Escola Agrotécnica Federal Antônio José Teixeira, Brasil

<http://lattes.cnpq.br/5038973179967031>

gerfsonrocha@yahoo.com.br

Fermin de la Caridad Garcia Velasco

Universidade Estadual de Santa Cruz, Brasil

<http://lattes.cnpq.br/2679073082540151>

ferminav@gmail.com

Neulor Alves Calasans Rego

Universidade Estadual de Santa Cruz, Brasil

<http://lattes.cnpq.br/7708934111715000>

neylorcalasans@gmail.com

Francisco Heriberto Martínez Luzardo

Universidade Estadual de Santa Cruz, Brasil

<http://lattes.cnpq.br/4333332503448953>

fmartinezluzardo@yahoo.com

José Wildes Barbosa dos Santos

Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, Brasil

<http://lattes.cnpq.br/9504210872314783>

wildesbarbosa@yahoo.com.br

Received: 24/08/2013

Approved: 15/03/2014

Reviewed anonymously in the process of blind peer.

Referencing this:

ROCHA, G. S.; VELASCO, F. C. G.; REGO, N. A. C.; FRANCISCO, H. M. L.; SANTOS, J. W. B.. *Variação espaço-temporal do índice de qualidade de água e índice de estado trófico do reservatório público de Ceraíma, Guanambi, Bahia. Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais, Aquidabã, v.5, n.1, p.212-228, 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.6008/SPC2179-6858.2014.001.0015>*

INTRODUÇÃO

O conhecimento das características e realidades geoambientais de uma determinada região constitui um instrumento fundamental para o seu desenvolvimento sustentado. Nesse contexto, enquadram-se os estudos relativos aos recursos naturais, atores relevantes no cenário socioeconômico. Dentre os recursos naturais de que a sociedade dispõe, a água aparece como um dos mais importantes, sendo indispensável para a sua sobrevivência. As represas artificiais são construídas para satisfazer alguns objetivos como: abastecimento de água, regularização da vazão de rios, obtenção de energia elétrica, irrigação, navegação e recreação.

Ceballos (1995) destaca que na região do semiárido do Nordeste do Brasil, os açudes têm importância econômica e social. Nos períodos de estiagem as atividades humanas dependem desses mananciais e suas águas são utilizadas para múltiplos usos, como irrigação, dessedentação de animais, consumo humano e piscicultura. Lagos e reservatórios são partes integrantes da bacia hidrográfica. Como são sistemas abertos, a bacia hidrográfica os influencia carreando para os mesmos, nutrientes, matéria orgânica e eventual poluentes. Estes ambientes por suas características hidrodinâmicas podem reter estas substâncias em seu ciclo produtivo, tendo como consequência um aumento na taxa de produção primária, originando o processo denominado eutrofização (VOLLENWEIDER et al., 1998).

O processo de eutrofização acelerado, conhecido como eutrofização cultural, tem sido observado em reservatórios e lagos, devido ao aumento do uso de fertilizantes nas áreas de bacias hidrográficas, o aumento da população humana e o elevado grau de urbanização das cidades, contribuindo com o aporte de nutrientes, fósforo e nitrogênio, e matéria orgânica. Entender o funcionamento de lagos e reservatórios significa entender o comportamento de suas atividades físicas, químicas e biológicas, bem como, compreender os processos que governam o desenvolvimento dessas atividades, de modo a permitir a avaliação precisa nos parâmetros que determinam os aspectos da qualidade da água dos mesmos (RIBEIRO, 2007).

O objetivo do trabalho é avaliar a qualidade da água do Açude Público de Ceraíma com base nas características físicas, químicas e biológicas, visando a obtenção de dados para o aproveitamento múltiplo e racional desse sistema. Para tanto, será utilizado o Índice de Qualidade da Água (IQA) padronizado pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2006) e o Índice de Estado Trófico (LAMPARELLI, 2004) como formas de avaliar o atual estado das águas desse sistema.

É importante salientar que o gerenciamento de qualidade da água nesta região é imprescindível, uma vez que os usos da água têm sido intensificados, tornando muito complexo o gerenciamento de represas e de bacias hidrográficas, devido a qualidade requerida para os diversos fins.

REVISÃO TEÓRICA

Qualidade da Água em Reservatórios

A partir de um estudo realizado pela 'National Sanitation Foundation' dos Estados Unidos, a CETESB adotou o IQA (Índice de Qualidade de Água) que incorpora 9 parâmetros considerados relevantes para a avaliação da qualidade das águas. De maneira geral, os índices e indicadores ambientais nasceram como resultado da crescente preocupação social com os aspectos ambientais do desenvolvimento, processo este que requer um número cada vez maior de informações em graus de complexidade, também cada vez maiores. Por outro lado, os indicadores tornaram-se fundamentais no processo decisório das políticas públicas e no acompanhamento dos seus efeitos. Os parâmetros que fazem parte do cálculo do IQA refletem, principalmente, a contaminação dos corpos hídricos ocasionada pelo lançamento de esgotos domésticos (CETESB, 2002).

Segundo a CETESB (2002) as principais vantagens do índice são as facilidades de comunicação com o público não técnico, o status maior do que os parâmetros individuais e o fato de representar uma média de diversas variáveis em um único número, combinando unidades de medidas diferentes em uma única unidade. No entanto, sua principal desvantagem consiste na perda de informação das variáveis individuais e da interação entre as mesmas.

A qualidade da água obtida através do IQA apresenta algumas limitações, entre elas a de considerar apenas a sua utilização para o abastecimento público. Além disso, mesmo considerando-se esse fim específico, o índice não contempla outros parâmetros tais como: metais pesados, compostos orgânicos com potencial mutagênico e substâncias que afetam as propriedades organolépticas.

Lima et al. (2007) avaliaram o IQA em reservatórios com capacidade de acumulação de água acima de 5 milhões de metros cúbicos na bacia hidrográfica Apodi-Mossoró-RN nos anos de 2005 e 2006 e concluíram que IQA não foi um bom indicador da qualidade da água dos reservatórios estudados, pois mascarou as elevadas concentrações de nutrientes presentes e, conseqüentemente, o problema da eutrofização desses mananciais. Os resultados do IQA mostraram que a qualidade da água de 78% dos reservatórios analisados foi classificada como de boa qualidade enquanto que os demais poderia ser classificada como ótima. Porém, análises detalhadas dos parâmetros individuais do IQA revelaram um cenário preocupante: as concentrações médias de fósforo estiveram acima de 50 mg/L em 67% dos reservatórios e acordo com a resolução CONAMA nº 357/2005, a concentração máxima de fósforo para abastecimento público é 30 mg/L, indicando que 78% dos reservatórios estudados estariam comprometidos.

Saad et al., (2007) avaliaram a qualidade da água do Reservatório Tanque Grande, localizado no Município de Guarulhos, Estado de São Paulo utilizando o IQA no período compreendido entre 1990 e 2006, em função do aumento populacional no entorno desse

reservatório, bem como da diversificação do uso e ocupação do solo na região. Os resultados obtidos mostraram que a expansão urbana verificada no Município de Guarulhos, a partir da década de 70, atingiu as áreas próximas às reservas de mananciais, comprometendo, em parte, a qualidade dos recursos hídricos superficiais. As análises estatísticas revelaram que, das nove variáveis empregadas no cálculo do IQA, apenas quatro influenciaram significativamente na variação do índice calculado para o Reservatório Tanque Grande ($n = 84$, $p < 0,05$): Coliformes termotolerantes, turbidez, oxigênio dissolvido e sólidos totais. Notou-se que a maior parte das quedas do IQA esteve associada aos períodos chuvosos, concomitante ao aumento da concentração de coliformes termotolerantes. As atividades de criação de animais presentes à montante e, secundariamente, de recreação local representam as principais fontes de introdução de coliformes termotolerantes neste reservatório.

Eutrofização

O enriquecimento e a eutrofização cultural de corpos aquáticos estão ligados à variedade de atividades humanas que podem interferir na qualidade da água por meio de manejo inadequado de solo, descarga de resíduos líquidos e urbanização (BIGGS, 2000, DOODS & WELCH, 2000). A adição de nutrientes inorgânicos e de matéria orgânica aumenta a fotossíntese e a respiração nos corpos aquáticos. Esta situação é denominada eutrofização, e é uma condição para o processamento de energia de alto metabolismo, isto é, manifesta-se por meio da vida produtiva do curso aquático, sendo observado o crescimento exagerado de vegetais aquáticos, devido à maior concentração de nutrientes, principalmente, nitrogênio (N) e fósforo (P), que são carregados pelas águas da chuva para os leitos dos rios, oriundos de fertilizantes orgânicos e inorgânicos utilizados na produção agrícola (ODUM, 1988).

Thomann e Mueller (1987) definem eutrofização como o crescimento excessivo de plantas aquáticas, tanto planctônicas quanto aderidas, a níveis tais que sejam considerados como causadores de interferências com os usos desejáveis do corpo aquático. O principal fator para o processo de eutrofização é a radiação solar; uma vez que é necessária para a fotossíntese de plantas aquáticas. Entretanto, também contribuem para o processo, além da incidência solar, a geografia do entorno do corpo aquático, o grau de penetração da radiação solar na coluna d'água, a magnitude da entrada e o tipo de nutriente e as particularidades de movimento, transporte e dispersão no corpo aquático. Segundo Thomann e Mueller (1987), as principais variáveis que devem ser analisadas para acompanhar e verificar o processo de eutrofização são a radiação solar na superfície e na profundidade, a geometria do corpo aquático, o fluxo, a velocidade, a dispersão, a temperatura da água, os nutrientes e a concentração de fitoplâncton, representado pela clorofila-a.

Henry et al., (1983) definem eutrofização artificial ou cultural como o processo de degradação dos ambientes aquáticos como consequência de ações antrópicas. A eutrofização

cultural é causada, principalmente, pela descarga de águas residuárias domésticas, de efluentes industriais, da drenagem de áreas agrícolas, florestais e urbanas, além da precipitação de material da atmosfera, sob a forma de partículas junto com a água da chuva.

O enriquecimento dos corpos d'água está associado ao aumento da produtividade primária e ocorrência de episódios de desenvolvimento excessivo de algas ou macrófitas aquáticas, as quais podem prejudicar o uso para abastecimento, produção de energia, recreação e proteção da vida aquática. A deterioração da qualidade da água também implica em maiores custos no seu tratamento (STRASKRABA & TUNDISI, 2000) para distribuição nos sistemas de abastecimento público.

A classificação de ecossistemas aquáticos por meio de índices de estado trófico é comum em ciências aquáticas (DOODS & WELCH, 2000). A determinação do Índice do Estado Trófico (IET) tem por finalidade classificar corpos aquáticos em diferentes graus de trofia, ou seja, avaliar a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas, ou o potencial para o crescimento de macrófitas aquáticas.

O IET (Índice de Estado Trófico) foi desenvolvido com o objetivo de tornar mais clara a comunicação de estudos envolvendo a eutrofização e a classificação de corpos aquáticos. Por meio da análise de dados coletados em lagos de regiões temperadas, foi estabelecido um índice que utiliza valores de clorofila-a, disco de Secchi e fósforo total, por meio de equações (CARLSON, 1977).

A última alteração do IET para ambientes subtropicais foi realizada por Lamparelli (2004) com o objetivo de melhor avaliar o grau de trofia de ambientes lênticos. Deve-se considerar que, em bacias que possuem uma elevada carga de matéria orgânica, nutrientes, metais e outros poluentes, a aplicação de ferramentas como o IET permite uma avaliação consistente do estado de degradação do corpo aquático. O resultado do cálculo deste índice pode orientar a priorização para a tomada de decisões sobre a gestão dos recursos hídricos, elaboração de políticas públicas para o meio ambiente e disponibilização de informações ao público em geral sobre a qualidade das águas, no que se refere à eutrofização das águas continentais, pois este índice é de fácil aplicação devido à praticidade das determinações analítica dos parâmetros fósforo total e clorofila-a.

MATERIAIS E MÉTODOS

O Açude Público de Ceraíma, localizado no distrito de Ceraíma pertencente ao município de Guanambi-Bahia, possui como coordenadas geográficas 14º 16' 17" de latitude sul e 42º 46' 31" de longitude oeste. Está situado a 529m de altitude em relação ao nível do mar e é abastecido pelo rio Carnaíba de Dentro.

O consumo mensal médio de água do Açude é de aproximadamente 350000 m³ com abastecimento da população, mais o consumo com a irrigação, piscicultura somados à taxa de evaporação que juntos totalizam aproximadamente 1,5 milhão m³ por mês.

A construção do Açude teve como principal objetivo oferecer melhores condições de vida, no que se refere ao abastecimento d'água a população do município de Guanambi e regiões vizinhas, como Candiba, Pindaí, Vila de Pilões e o Distrito de Ceraíma além de fornecer água para o Projeto de Irrigação Ceraíma e servir para atividades de piscicultura. Foi utilizado o software ArcGis 9.3 para o delineamento da bacia hidrográfica e para a obtenção dos valores para o cálculo das características físicas da bacia.

Para a elaboração dos mapas de localização e uso do solo foi utilizada a base cartográfica da Superintendência de Estudos Econômicos do Estado da Bahia do ano de 2004. A caracterização fisiográfica da bacia hidrográfica foi desenvolvida a partir da determinação do coeficiente de compacidade (Kc), fator de forma (Kf) e densidade de drenagem (Dd) baseado em Bahia (2001).

Os pontos amostrais foram escolhidos de forma a cobrir longitudinalmente o Açude Público de Ceraíma (Figura 1), sendo assim dispostos: ponto P1 localizado próximo a área com pequenas plantações irrigadas; ponto P2 localizado próximo à área com exploração de piscicultura em tanques redes; ponto P3 localizado próximo à área do antigo cemitério da Vila do Gentio e ponto P4 localizado próximo ao talude de montante da barragem.

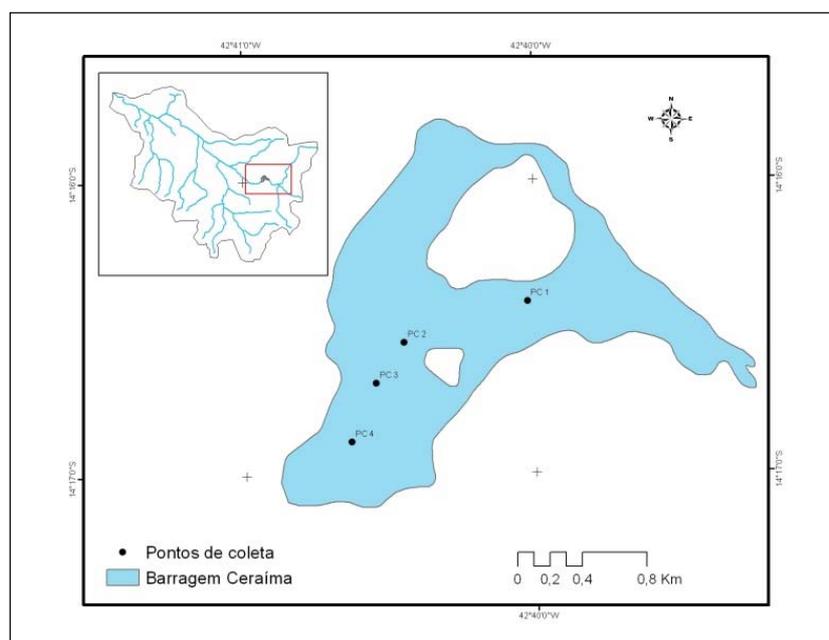


Figura 1: Localização dos pontos de coleta.

As coletas das amostras de água foram feitas utilizando-se recipientes plásticos com volume de 2 litros, em 3 datas identificadas como C1 (13/08/2009), C2 (14/12/2009) e C3 (10/03/2010). As amostras foram acondicionadas em frascos de polietileno e mantidas em caixa

de isopor com gelo para conservação em baixa temperatura e proteção contra a luz até chegarem ao Laboratório da Embasa em Salvador (Bahia).

Para determinação do oxigênio dissolvido (OD), as amostras foram coletadas em frascos de 300 ml com fixação do oxigênio no local, através da adição de solução de sulfato manganoso e iodeto de azida, sendo posteriormente acondicionadas em caixa de isopor com gelo. Para análise foi utilizada a técnica da titulação com tiosulfato prescrita no Standard Method for the Examination of Water and Wasterwater - 20th Ed. (APHA, 1998).

A concentração de coliformes termotolerantes foi feita utilizando-se o método do Colilert.

Em cada um dos pontos selecionados foram realizadas as avaliações da temperatura, turbidez e ph utilizando-se o equipamento multi-parâmetro HORIBA. No Laboratório foram realizadas as análises das concentrações de fósforo total e nitrogênio total utilizando-se o espectrômetro de ultravioleta. A cor foi determinada pelo colorímetro de bancada e a DBO, o resíduo total e a clorofila-a segundo a metodologia estabelecida pelo Standard Method for the Examination of Water and Wasterwater - 20th Ed. (APHA, 1998).

Os valores do IQA-CETESB foram obtidos pelo produtório ponderado correspondente a 9 (nove) parâmetros: Oxigênio dissolvido (OD) – peso = 0,17; Demanda bioquímica de bixigênio (DBO) – peso = 0,10; Coliformes termotolerantes – peso = 0,15; , Temperatura – peso = 0,10; pH – peso = 0,12; Nitrogênio total – peso = 0,10, Fosfato total – peso = 0,10; , Turbidez – peso = 0,08; e Resíduo total – peso = 0,08, conforme Equação 1 (CETESB, 1997).

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i}$$

(Equação 1)

Onde:

IQA = índice de qualidade da água (de 0 a 100);

qi = qualidade da i-ésima variável. Entre 0 e 100, obtido através do respectivo gráfico de qualidade, em função do resultado da análise;

wt = peso correspondente à i-ésima variável fixado em função de sua importância para a conformação da qualidade (entre 0 e 1), sendo a soma de todos os pesos igual a 1.

Para obtenção do valor da qualidade (qi) as curvas de qualidade dos parâmetros foram transformadas em equações (CETESB, 1997). O Quadro 1 ilustra os valores referenciais do IQA – CETESB e a respectiva descrição do padrão de qualidade.

Quadro 1: Classificação da Qualidade da Água. **Fonte:** CETESB, 1997

Valor	Qualificação
80 – 100	Ótima
52 – 79	Boa
37 – 51	Aceitável
20 – 36	Ruim
0 – 19	Péssima

O Índice do Estado Trófico (IET) foi calculado de acordo com Lamparelli (2004) que para reservatórios utiliza as Equações 2 e 3 para o IET (CL- clorofila) e IET (P - fósforo).

$$IET(CL) = 10 * \left[6 - \left(\frac{0,92 - 0,34 * (\ln CL)}{\ln 2} \right) \right]$$

(Equação 2)

$$IET(PT) = 10 * \left[6 - \left(\frac{1,77 - 0,42 * (\ln PT)}{\ln 2} \right) \right]$$

(Equação 3)

Onde:

CL = concentração de clorofila a medida à superfície da água ($\mu\text{g.L}^{-1}$);

PT = concentração de fósforo total medida à superfície da água ($\mu\text{g.L}^{-1}$).

Para a determinação do IET, os resultados correspondentes ao fósforo, IET (PT), devem ser entendidos como uma medida do potencial de eutrofização, pois este nutriente atua como o agente causador do processo. A avaliação correspondente à clorofila-a, IET (CL), por sua vez, deve ser considerada como uma medida da resposta do corpo hídrico ao agente causador, indicando de forma adequada o nível de crescimento de algas no corpo aquático.

O IET médio que é calculado pela média aritmética entre os resultados do IET (PT) e IET (CL). Para a interpretação dos valores obtidos foram adotados os estados de trofia ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico, supereutrófico e hipereutrófico, cujos limites, para reservatórios são apresentados no Quadro 2.

Quadro 2: Classificação do Estado Trófico. **Fonte:** Lamaprelli (2004)

Nível Trófico	Fósforo Total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Clorofila a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	IET
Ultraoligotrófico	≤ 8	$\leq 1,17$	≤ 47
Oligotrófico	$8 < FT \leq 19$	$1,17 < CL \leq 3,24$	$47 < IET \leq 52$
Mesotrófico	$19 < FT \leq 52$	$3,24 < CL \leq 11,03$	$52 < IET \leq 59$
Eutrófico	$52 < FT \leq 120$	$11,03 < CL \leq 30,55$	$59 < IET \leq 63$
Supereutrófico	$20 < FT \leq 233$	$30,55 < CL \leq 69,05$	$63 < IET \leq 67$
Hipereutrófico	> 233	$> 69,05$	> 67

A classificação morfológica do Açude foi realizada através da metodologia proposta por França et al. (2008) utilizando o parâmetro F para indicar o grau de irregularidade do corpo d'água segundo a Equação 4.

$$F = \frac{i}{\sqrt{A * \pi}}$$

(Equação 4)

Onde:

F = forma;

I = perímetro (m) e

A = área (m²)

De acordo com o valor obtido para F, é utilizada a classificação apresentada no Quadro 3.

Quadro 3: Valores de F atribuídos à Forma. **Fonte:** França et al. (2008).

Forma	Limites
Circular/oval	$1,27 < F < 2,9$
Alongada	$2,9 < F < 3,5$
Composto	$3,5 < F < 5$
Dendrítico	$F > 5$

Os dados referentes à lâmina precipitada acumulada e temperatura média nos 7 dias anteriores as coletas foram obtidos através da Estação Meteorológica Automática de Superfície do INMET localizada em Guanambi. Os volumes de água armazenados no Açude nos dias das coletas foram obtidos junto a CODEVASF.

RESULTADOS

A Figura 2 mostra a área compreendida pela bacia hidrográfica e a localização do Açude Público de Ceraíma no alto curso da bacia.

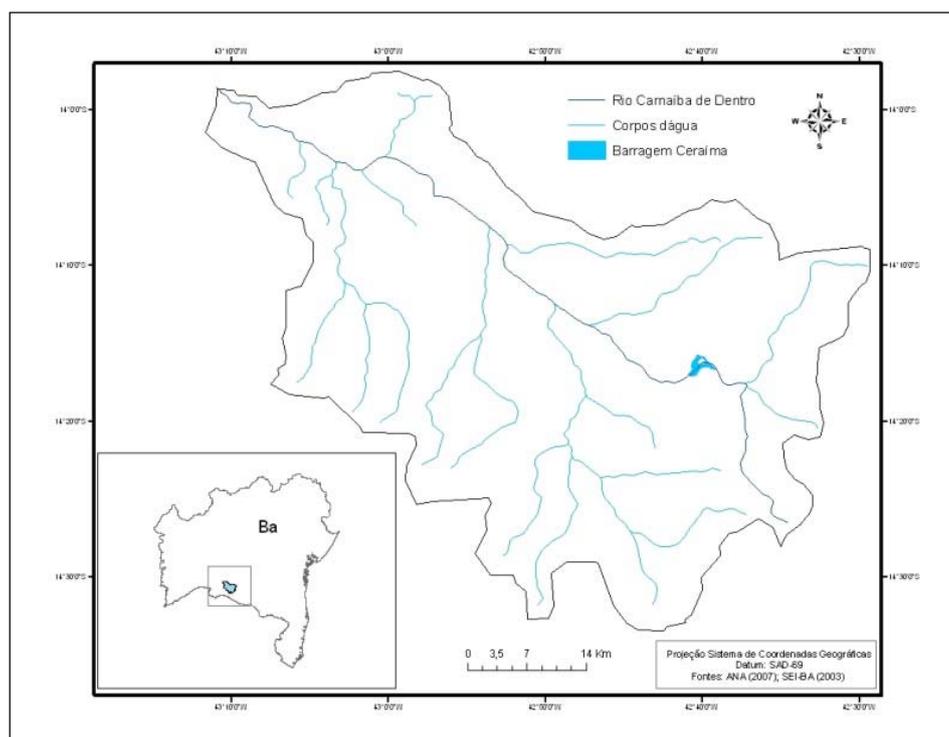


Figura 2: Localização da bacia hidrográfica do Rio Carnaíba de Dentro.

A área da bacia é de 2.658,64 km² e o perímetro de 286 km. O comprimento do rio principal é de 100,56 km e o comprimento total de todos os cursos de água é de 470,24 km. A bacia hidrográfica é de ordem 3 de acordo com a metodologia de Strahler (1957).

Tabela 1: Características físicas da bacia hidrográfica do rio Carnaíba de Dentro.

Características Físicas		
Área de drenagem (A)		2658,64 km ²
Perímetro total (P)		286 km
Comprimento do rio principal (L)		100,56 km
Comprimento total dos cursos de água (Lt)		470,24 km
Desnível máximo		610,79 m
Coefficiente de Compacidade (Kc)	1,55	
Fator de Forma (Kf)	0,26	
Densidade de Drenagem (Dd)		0,176 km.km ⁻²

A bacia hidrográfica do rio Carnaíba de Dentro possui uma densidade de drenagem de 0,176 km/km², indicando uma baixa capacidade de drenagem, apresentando relevo pouco declivoso com rampas longas. Christofolletti (1969) destaca que valores menores que 7,5 km/km² indicam baixa densidade de drenagem. Valores entre 7,5 e 10,0 km/km² indicam média densidade. Já valores acima de 10,0 km/km², indicam alta densidade hidrográfica.

A densidade de drenagem é um fator importante na indicação do grau de desenvolvimento do sistema de drenagem de uma bacia. Sendo assim, este índice, fornece uma indicação da eficiência da drenagem da bacia, sendo expressa pela relação entre o somatório dos comprimentos de todos os canais da rede; sejam eles perenes, intermitentes ou temporários e a área total da bacia (ANTONELI & THOMAZ, 2007).

Já de acordo com Villela e Mattos (1975), esse mesmo índice (densidade de drenagem), pode variar de 0,5 km/km² em bacias com drenagem pobre, a 3,5 km/km², ou mais, em bacias bem drenadas, indicando, também, que a bacia em estudo possui baixa capacidade de drenagem.

A bacia em estudo possui forma alongada, aproximando-se do retângulo com $Kc > 1,25$ e $Kf < 0,5$ (TONELLO et al., 2006; PÉRICO et al., 2011) apresentando pouca possibilidade de enchentes rápidas em condições normais de precipitação.

A Figura 3 mostra o uso e ocupação do solo na bacia podendo ser observado que grande parte da área é utilizada para atividades de agricultura e pecuária apresentando poucas manchas de cerrado e floresta.

Quanto a morfologia do Açude, o valor obtido para o parâmetro F (Equação 4) foi 4,64 e de acordo com o Quadro 3 a forma do corpo de água é composto, indicando elevado desenvolvimento do perímetro, consistente com sistemas lênticos artificiais. O Açude apresenta contorno de margem irregular sendo que o nível de água vai ocupando gradativamente as áreas de encostas até o estabelecimento do contorno final que acompanha as curvas de nível daquela cota.

De acordo com Von Sperling (1996), corpos de água que possuem elevado desenvolvimento do perímetro apresentam uma boa capacidade de assimilação de impactos poluidores e uma maior resistência ao estabelecimento da eutrofização tendo em vista que uma extensa região litorânea favorece o desenvolvimento e diversificação da comunidade aquática (macrófitas, perifiton), onde ocorrem processos de natureza física (retenção de partículas

suspensas devido à presença da vegetação e biológica e assimilação de matéria orgânica e de metais pesados), provendo também sombreamento e condições de moradia para muitas espécies aquáticas, protegendo as margens contra erosão e reduzindo a amplitude térmica do ambiente.

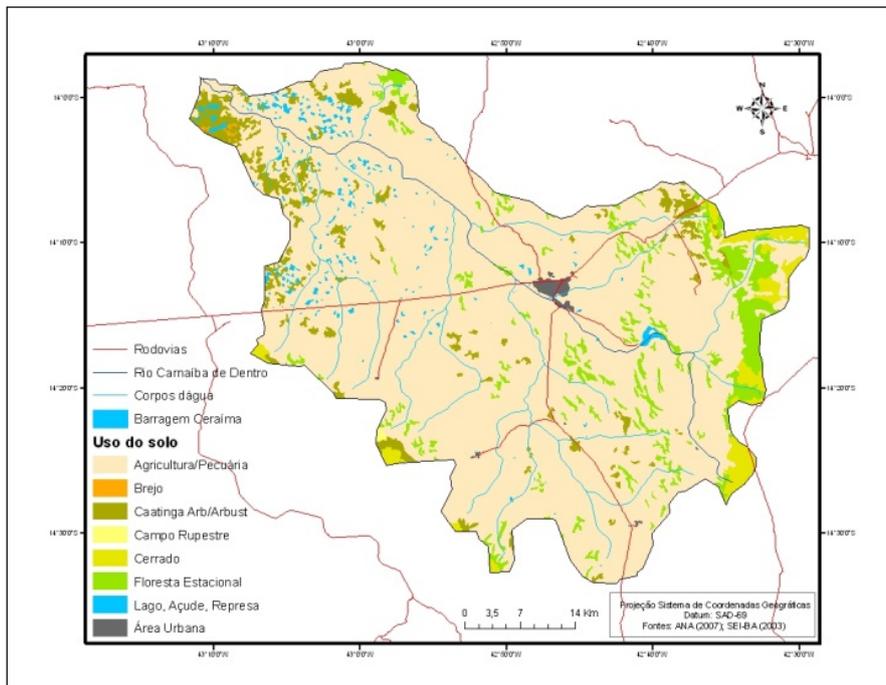


Figura 3: Mapa de uso e ocupação do solo.

As temperaturas médias nos dias das coletas foram de 25,2°C na campanha C1, 26,7 °C na campanha C2 e 26,5 °C na campanha C3. Quanto à precipitação acumulada nos 7 dias anteriores às coletas, somente a campanha C3 apresentou uma lâmina de 126 mm, sendo zero nas demais. O volume de água no Açude nos dias das três campanhas de coleta de amostras de água é apresentado na Figura 4, sendo que houve aumento percentual do volume de água entre as campanhas C1 e C2 de 55,10% e decréscimo de 2,28% entre as campanhas C2 e C3.

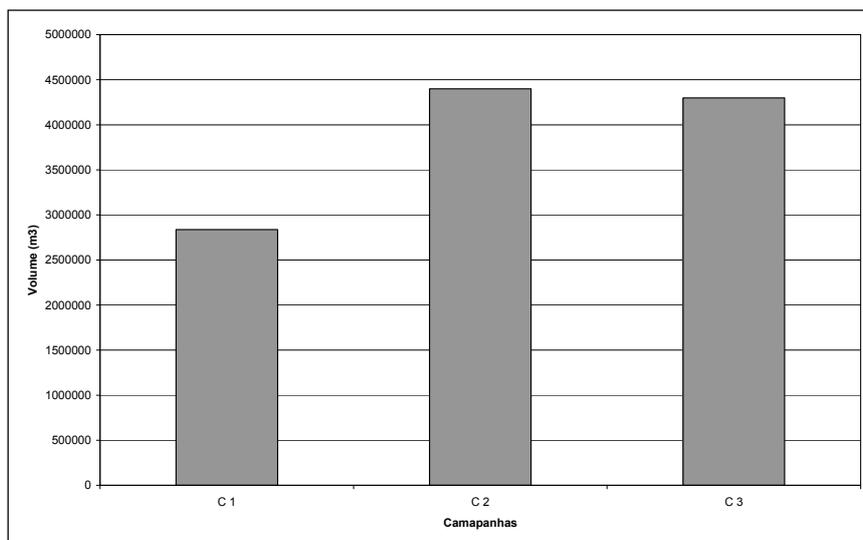


Figura 4: Volume de água no Açude nos dias das campanhas.

Os valores médios, erro padrão e desvio padrão do IQA nos pontos de coleta é mostrado na Figura 5. A Figura mostra que houve variação de 81,4 no Ponto de Coleta 2 a 79,6 no Ponto de Coleta 4. Com exceção do Ponto de Coleta 4, todos os outros enquadraram-se como Qualidade Ótima. Devido aos maiores valores da turbidez, fósforo total e DBO durante a coleta 3, o IQA do Ponto de Coleta 4 foi ligeiramente inferior aos demais e enquadrado com de Qualidade Boa.

A análise de variância mostrou $F(0,012) < F_{\text{crítico}}(4,066)$ e, portanto a não existência de diferenças significativas a 5% de probabilidade entre as médias do IQA nos pontos de coleta.

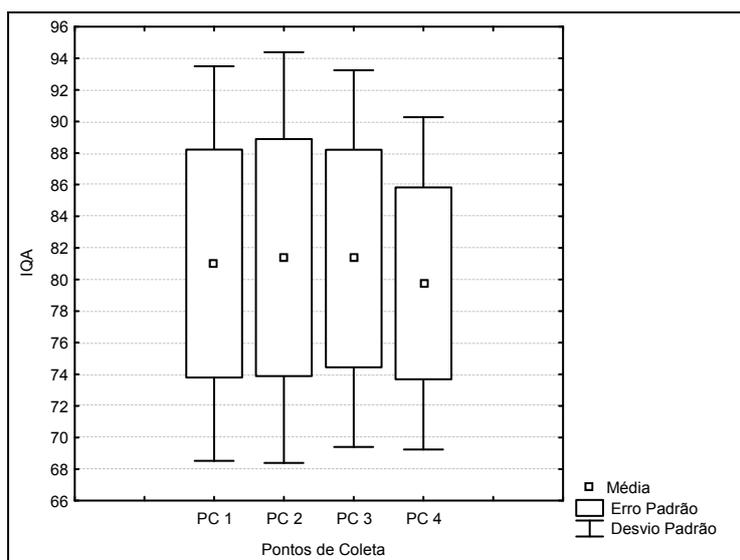


Figura 5: Média, erro padrão e desvio padrão – IQA por ponto de coleta.

A média dos valores obtidos do IQA quando consideradas as coletas são apresentados na Figura 6. A análise de variância mostrou $F(222,57) > F_{\text{crítico}}(4,25)$ e, portanto a existência de diferenças significativas a 5% de probabilidade entre as médias, podendo ser percebido a maior média na coleta 3 e a menor durante a coleta 2.

Os valores obtidos de oxigênio dissolvido, nitrato, fósforo, turbidez e resíduo total foram os fatores que retrataram o decréscimo da qualidade durante a coleta C2 em relação às demais podendo esse fato ser atribuído a grande variação de volume no açude entre as coletas 1 e 2.

Apesar do baixo valor do IQA obtido na coleta 2, a água é classificada como Boa, sendo Ótima para as coletas 1 e 3. Em relação aos valores obtidos para o IET (PT), a Figura 7 mostra que para todas as coletas em todos os pontos amostrados a concentração de fósforo total indica a classificação do ambiente em eutrófico (coletas 1 e 3) e hipereutrófico (coleta 2).

As concentrações obtidas de fósforo total durante todas as coletas e em todos os pontos amostrados foram elevadas e superiores as definidas pela Resolução CONAMA 357/2005 para a Classe III. Os valores obtidos para o IET (PT) podem ser entendidos como uma medida do potencial de eutrofização do açude uma vez que este nutriente atua como o agente causador do processo.

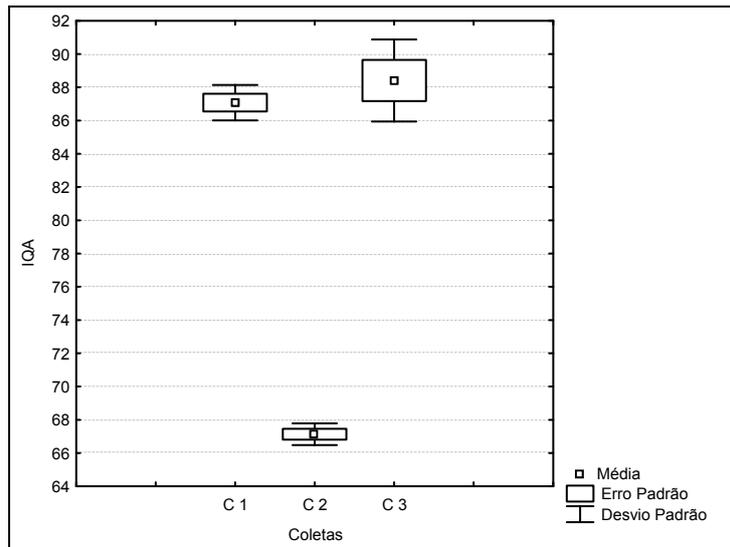


Figura 6: Média, erro padrão e desvio padrão – IQA por coleta.

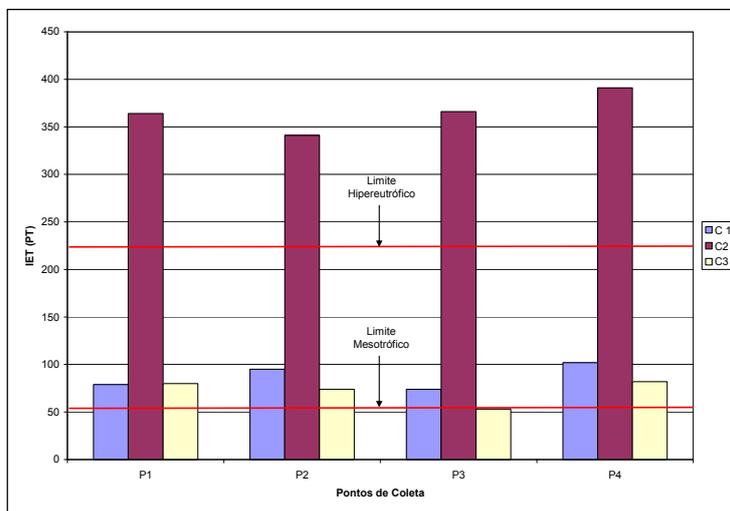


Figura 7: Valores do IET (PT) por coleta e ponto de coleta.

Os valores do IET (CL) são apresentados na Figura 8 podendo ser observado que durante a coleta 3 todos os pontos amostrados foram classificados como mesotrófico, indicando que o fósforo disponível nas águas do açude na coleta 2 foi utilizado para o crescimento de algas. Somente o Ponto de Coleta 3 apresentou ambiente mesotrófico em todas as coletas provavelmente devido a menor circulação de água no local da coleta.

A Figura 9 apresenta os valores referentes ao IET indicando que durante a coleta 2 os pontos 2 e 3 apresentaram ambiente eutrofizado e que somente o ponto 3 apresentou ambiente mesotrófico durante a coleta 3 enquanto os pontos 1, 2 e 4 apresentaram ambiente eutrofizado.

O estado mesotrófico apresentado pelo ponto 3 durante a campanha 3 ocorreu possivelmente devido à menor concentração de fósforo total no local durante a campanha 3, representados pelos valores de IET (PT) e IET (CL).

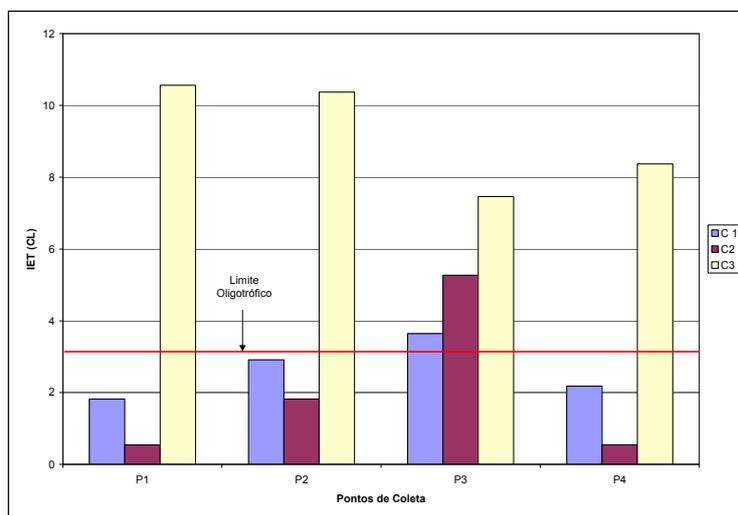


Figura 8: Valores do IET (CL) por coleta e ponto de coleta.

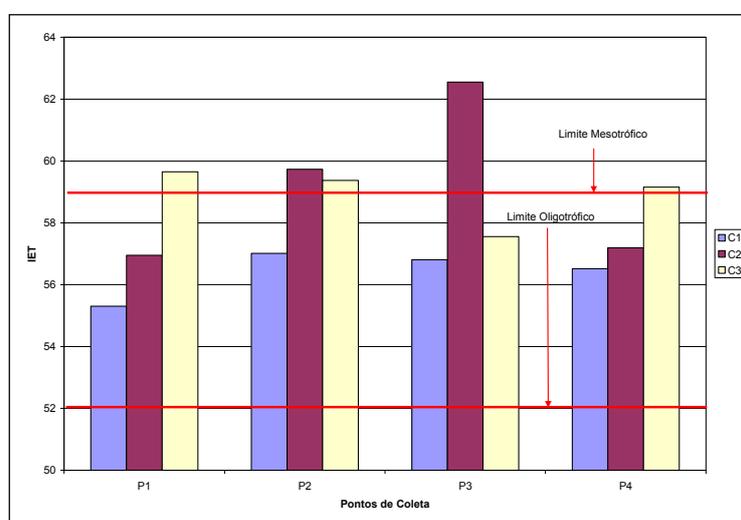


Figura 9: Valores do IET por coleta e ponto de coleta.

A análise de variância mostrou $F(0,42) < F_{crítico}(4,066)$ e, portanto a não existência de diferenças significativas a 5% de probabilidade entre as médias do IET nos pontos de coleta.

A Figura 10 mostra que a média do IET nos pontos de coleta variou de 57,3 no ponto 1 a 58,9 no ponto 3 sendo todos os locais amostrados classificados como ambiente mesotrófico.

A Figura 11 mostra que a média do IET durante as coletas variou de 56,4 na coleta 1 a 59,1 na coleta 2. Pode-se inferir que a coleta 2 apresentou ambiente ligeiramente eutrofizado devido principalmente à elevada disponibilidade de fósforo total e os valores do IET obtidos na coleta 3 retratam a utilização deste elemento para o crescimento de algas, apresentando valores do IET muito próximos do limite de eutrofização.

A análise de variância mostrou $F(3,28) < F_{crítico}(4,25)$ e, portanto a não existência de diferenças significativas a 5% de probabilidade entre as médias do IET durante as coletas.

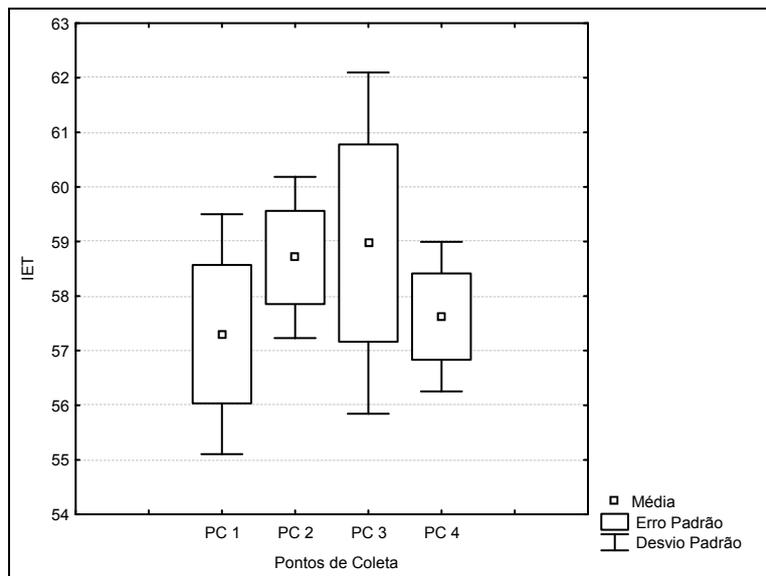


Figura 10: Média, erro padrão e desvio padrão – IET por ponto de coleta.

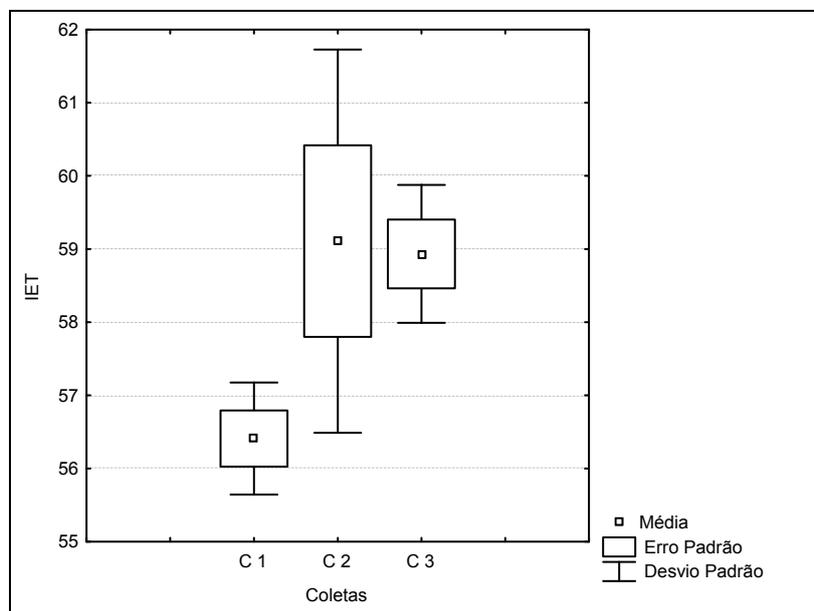


Figura 11: Média, erro padrão e desvio padrão – IET por coleta.

A relação entre os índices calculados e as condições de temperatura do ar, volume de água armazenada e precipitação ocorrida nos 7 dias anteriores as coletas foi medida através do Coeficiente de Correlação de Pearson, que mostrou correlação positiva entre a temperatura do ar e o IET, indicando condições favoráveis a eutrofização com maiores temperaturas. O volume de água no açude também apresentou correlação positiva com o IET, sendo que os maiores valores do IET foram obtidos com maiores volumes de água e a consequente maior disponibilidade de fósforo e concentração de clorofila-a.

CONCLUSÕES

Os valores obtidos para o IQA indicaram a não existência de diferenças estatisticamente significativas entre os pontos de coleta analisados podendo ser concluído a existência de

condições similares de qualidade de água nos locais amostrados. Apesar da não existência de diferenças significativas entre os pontos de coleta, qualidade ótima foi obtida em todos os pontos com exceção do Ponto de Coleta 4 que obteve qualidade boa.

Os valores obtidos para o IET nos pontos de coleta também não apresentaram diferenças significativas sendo que todos os locais amostrados foram classificados como ambientes mesotróficos. Quanto às coletas, e devido principalmente a grande variação de volume de água entre as coletas 1 e 2 foi possível concluir que:

De acordo com os valores obtidos para o IQA, a condição da qualidade da água do açude foi ótima nas coletas 1 e 3 e boa na coleta 2, após a grande alteração de volume ocorrida entre as coletas 1 e 2; Em relação ao IET, somente a coleta 2 apresentou ambiente eutrofizado devido principalmente à elevada disponibilidade de fósforo total.

De uma forma geral, os resultados obtidos demonstram a boa qualidade de água do açude mesmo com pequeno volume de água armazenado, destacando-se a não contaminação por coliformes fecais e a capacidade do açude na assimilação de impactos poluidores e resistência ao estabelecimento da eutrofização devido ao elevado desenvolvimento do perímetro. Os resultados também indicaram a importância do regime de variação do volume de água no açude em relação à qualidade da mesma.

REFERÊNCIAS

ANTONELI, V.; THOMAZ, E. L.. Caracterização do meio físico da bacia do Arroio Boa Vista. **Revista Caminhos da Geografia**, Guamiranga, v.8, p.46-58, 2007.

APHA, A. W.. Standard methods for the examination of water and wastewater american public health association. Washington, v.19, p.953, 1995.

BAHIA, GOVERNO DO ESTADO.. **Caracterização Climatológica: Programa de Recuperação das Bacias dos Rios Cachoeira e Almada**. Salvador: Universidade Estadual de Santa Cruz, 2001.

BIGGS, B. J. F.. Eutrophication of streams and rivers: dissolved nutrient-chlorophyll relationships for benthic algae. **Journal of the North American Benthological Society**, v.19, n.1, p.17-31, 2000.

CARLSON, R. E.. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, v.22, n.2, p.361-369. 1977.

CEBALLOS, B. S. O.. **Utilização de Indicadores Microbiológicos na Tipologia de Ecossistemas Aquáticos do Trópico Semi-Árido**. Tese (Doutorado em Ciências Biomédicas) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 1995.

CETESB. **Relatório da qualidade das águas subterrâneas do Estado de São Paulo**. São Paulo, 1997.

CETESB. **Relatório da qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo**. São Paulo, 2002.

CETESB. **Índices de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo**. São Paulo, 2006.

CHRISTOFOLETTI, A.. Análise Morfométrica das Bacias Hidrográficas. **Notícias Geomorfológicas**, v.9 n.8, p.19-34, 1969.

DOODS, W. K.; WELCH, E. B.. Establishing nutrient criteria in streams. **Journal of the North American Benthological Society**, v.19, n.1, p.186-196, 2000.

FRANÇA, A. M. S.; GALGANE, P.; SANO, E. E.. Gênese e morfologia dos sistemas lacustres da planície aluvial do rio Araguaia. In: SIMPÓSIO NACIONAL CERRADO. 4. **Anais**, Brasília: 2008.

HENRY, R.; TUNDISI, J. G.; CURI, P. R.. Fertilidade potencial em ecossistemas aquáticos: estimativa através de experimentos de eutrofização artificial. **Ciência e Cultura**. v. 35, n.6, p.789-800, 1983.

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

LIMA, I. V.; PEDROZO, M. F.. **Ecotoxicologia do ferro e seus compostos**. São Paulo: CRA, 2007.

ODUM, E. P.. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara, 1988.

PÉRICO, E.; CEMIN, G.; AREND, U.; REMPEL, C.; ECKHARD, R. R.. Análise fisiográfica da bacia hidrográfica do Rio Forqueta, RS. SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO – SBSR. 15. **Anais**. Curitiba: INPE, 2011.

RIBEIRO, I. V. A. S.. **Estudo do estado trófico do reservatório acarapé do meio mediante a determinação de indicadores de qualidade de água**. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2007.

SAAD, A. R.; SEMENSATTO, D. L.; AYRES, F. M.; DE OLIVEIRA, P. E.. Índice de qualidade da água – IQA do reservatório do tanque grande, município de Guarulhos, estado de São Paulo, Brasil: 1990 – 2006. **Revista UnG**. v.6, n.1, p.118-133, 2007.

STRAHLER, A. N.. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **American Geophysical Union**, New Halen, v.38, p.913-920, 1957.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G.. **Gerenciamento da qualidade da água em represas**. São Carlos: ILEC-IIIE, 2000.

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

TONELLO, K. C.; DIAS, H. C. T.; SOUZA, A. L.; RIBEIRO, C. A. A. S.; LEITE, F. P.. Morfometria da bacia hidrográfica da cachoeira das pombas, Guanhões - MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v.30, n.5, p.849-857, 2006.

VOLLENWEIDER, R. A.; GIOVANARDI, F.; MONTANARI, G.; RINALDI, A.. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the nw adriatic sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. **Environmetrics**, v.9, p.329-357, 1998.

VON SPERLING, M.. **Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2 ed. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.