



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL
PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL – SANEAMENTO
AMBIENTAL**

HOSINEIDE DE OLIVEIRA ROLIM

**PROPOSTA DE ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO EM
RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO A PARTIR DE DADOS DA BACIA
DO BANABUIÚ, ESTADO DO CEARÁ**

FORTALEZA

2016

HOSINEIDE DE OLIVEIRA ROLIM

**PROPOSTA DE ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO EM
RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO A PARTIR DE DADOS DA BACIA
DO BANABUIÚ, ESTADO DO CEARÁ**

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil do Centro de Tecnologia, do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará como requisito para obtenção do Título de Doutor em Engenharia Civil. Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Orientadora: Profa. Dra. Ana Bárbara de Araújo Nunes

FORTALEZA

2016

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- R653p Rolim, Hosineide de Oliveira.
Proposta de Índice de Estado Trófico em reservatórios do semiárido a partir de dados da bacia do Banabuiú, estado do Ceará / Hosineide de Oliveira Rolim. – 2016.
128 f. : il. color.
- Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental, Fortaleza, 2016.
Orientação: Prof. Dr. Ana Bárbara de Araújo Nunes.
1. Qualidade de água. 2. Semiárido cearense. 3. Eutrofização. 4. Indicador. I. Título.

CDD 628

HOSINEIDE DE OLIVEIRA ROLIM

**PROPOSTA DE ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO EM
RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO A PARTIR DE DADOS DA BACIA
DO BANABUIÚ, ESTADO DO CEARÁ**

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil do Centro de Tecnologia, do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará como requisito para obtenção do Título de Doutor em Engenharia Civil. Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Aprovada em: 10/06/2016

BANCA EXAMINADORA

Profa. Dra. Ana Bárbara de Araújo Nunes (Orientadora)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Fernando José Araújo da Silva
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Profa. Dra. Ana Célia Maia Meireles
Universidade Federal do Cariri (UFC)

Profa. Dra. Irla Vanessa Sousa Ribeiro
Instituto Federal do Ceará (IFCE)

Dra. Maria Cléa Brito de Figueirêdo
Pesquisadora da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa Tropical)

Dedico essa conquista aos meus pais, Ozéas Dantas Rolim e Marlene Rosa de Oliveira Rolim, que são os melhores exemplos para minha vida e me deram ensinamentos que repercutem por toda minha história profissional e como ser humano.

Ao meu marido, Ronnie Petterson Evaristo dos Santos pelo amor incondicional e a alegria compartilhada de sua companhia todos os dias.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por ter me dado força e coragem nos momentos mais difíceis.

A professora Ana Bárbara de Araújo Nunes pela orientação, baseada no incentivo, paciência e dedicação em todas as etapas desse trabalho.

À Companhia de Gerenciamento dos Recursos Hídricos de Estado do Ceará – COGERH, pela disponibilidade dos dados.

Ao meu marido, Ronnie Petterson, que me incentivou e encorajou a concluir o curso, sendo sempre conselheiro e amigo em todos os momentos.

A todos os professores do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental pelos conhecimentos passados.

Aos colegas de turma do doutorado, em especial, a Flavia Tellis pelo companheirismo e força nos momentos de fraqueza.

Aos amigos Abrahão e Sara, que sempre me receberam com carinho, dando-me hospedagem quando vinha a Fortaleza para as aulas.

Aos amigos e colegas do Instituto Federal de Educação – IFCE de Limoeiro do Norte, pelo apoio e compreensão ao longo desses anos.

“A voz de Deus troveja maravilhosamente; ele faz coisas grandiosas, acima do nosso entendimento. Ele traz as nuvens, ora para castigar os homens, ora para regar a sua terra e mostrar o seu amor”. Jó 37.5;13

RESUMO

Os reservatórios construídos na região nordeste são ambientes relativamente rasos e de grandes espelhos d'água, altamente vulneráveis à ação dinâmica do vento e às oscilações climáticas. Esses ambientes tendem a receber uma elevada carga de nutrientes e sedimentos em suspensão, uma vez que desde sua área de drenagem escoam as águas das chuvas concentradas em poucos meses do ano, o que favorece processos erosivos do solo e os torna vulneráveis ao fenômeno da eutrofização. No Ceará, especificamente na região do Médio e Baixo Jaguaribe, constatou-se que a maior parte da população não dispõe de rede pública de esgotos, detectando-se o uso de fossas e despejo das águas residuárias em valas e rios, o que contribui para a degradação da qualidade ambiental destes reservatórios. O presente trabalho teve como objetivo desenvolver um Índice de Estado Trófico que simule o impacto cumulativo em 18 reservatórios da bacia hidrográfica do Banabuiú, localizada no semiárido cearense. Foram analisadas variáveis físicas (temperatura, transparência e turbidez), químicas (oxigênio dissolvido, pH e fósforo total) e biológica (clorofila *a*) como indicadoras da qualidade da água dos reservatórios. Os dados utilizados neste trabalho foram disponibilizados pela Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará (COGERH), nos anos compreendidos entre 2010 e 2013. Foi desenvolvido uma adaptação para classificação trófica (IET_{SA}), incorporando as três variáveis mais relevantes para avaliação trófica de reservatórios, Fósforo Total, Clorofila *a* e Transparência. Para interpretar o conjunto de dados foram utilizadas técnicas de estatística multivariada como Análise de Agrupamento Hierárquico (AAH) e Análise Fatorial/Análise de Componentes Principais (PCA). A semelhança dos reservatórios da bacia do Banabuiú, em relação à eutrofização das águas deu origem a três grupos distintos, sendo os grupos I, II e III compostos por, nove, quatro e cinco reservatórios, respectivamente. A partir do cálculo dos valores mínimos e máximos e percentis dos parâmetros correlacionados, estabeleceu-se quatro classes de níveis tróficos e observou-se que os reservatórios inseridos no grupo I, apresentaram classificação trófica predominantemente entre oligotrófico (54,7%), mesotrófico (30,2%), os do grupo II, eutrófico (44,4%) e hipereutrófico (33,3%) e os que compõem o grupo III, eutrófico (39,1%) e hipereutrófico (60,9%). O IET_{SA} , apresentou uma metodologia simples e de fácil interpretação dos dados, fundamentada na qualidade das águas dos reservatórios localizados no semiárido cearense. Logo a sua utilização pode contribuir para redução dos erros na inferência do estado trófico de reservatórios dessa região e deve ser visto como um indicativo para estudos mais aprofundados.

Palavras-Chave: qualidade de água, semiárido cearense, eutrofização, indicador

ABSTRACT

The reservoirs built in the northeast region are relatively shallow environments and large water features, highly vulnerable to wind dynamic action and climate fluctuations. These environments tend to receive a high load of nutrients and suspended sediments, since from its drainage area drains rainwater concentrated in a few months of the years, which favors erosive processes of the soil and makes them vulnerable to eutrophication phenomenon. In Ceará, specifically in the Middle region and Lower Jaguaribe, it found that much of the population does not have public sewage system, detecting the use of septic tanks and disposal of wastewater in ditches and rivers, contributing to the degradation the environmental quality of these reservoirs. The present study aimed to develop a Trophic State Index that simulates the cumulative impact in 18 reservoirs in the basin of Banabuiú, located in Ceará semiarid region. Were analyzed physical variables (temperature, transparency and turbidity), chemical (dissolved oxygen, pH and total phosphorus) and biological (chlorophyll a) as indicators of reservoir water quality. The data used in this study were available by the Company Management of the State of Ceará Water Resources (COGERH), in the years between 2010 and 2013. An adaptation was developed for trophic classification (IET_{SA}), incorporating the three most relevant variables for the trophic for evaluation, total phosphorus, chlorophyll a and transparency. For interpreting the data set were used multivariate statistics as Hierarchical Cluster Analysis (HCA) and Factor Analysis / Principal Components Analysis (PCA). The similarity of Banabuiú basin reservoirs in relation to the eutrophication of water gave rise to three distinct groups, being groups I, II and III comprise nine, four and five reservoirs, respectively. As of the calculation of minimum and maximum values and percentiles of the correlated parameters, established itself four classes of trophic levels and it was observed that the reservoirs inserted the group I showed trophic classification predominantly between oligotrophic (54.7%), mesotrophic (30.2%), group II, eutrophic (44.4%) and hypertrophic (33.3%) and they that make up the group III, eutrophic (39.1%) and hypertrophic (60.9%). The IET_{SA} presented a simple methodology and easy interpretation of the data, grounded in the quality of water reservoirs located in Ceará semiarid region. Soon its use can contribute for the reduction of errors in the inference of the trophic state of reservoirs in this region and should be seen as an indicator for more detailed studies.

Keywords: water quality, Ceará semiarid region, eutrophication, index

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	– Zonas distintas resultantes dos gradientes de parâmetros físicos, químicos e biológicos em reservatórios.....	26
Figura 2	– Processos de troca de nutrientes entre água e sedimento em ecossistemas lênticos.....	35
Figura 3	– Ciclo do Nitrogênio.....	37
Figura 4	– Bacias Hidrográficas do Estado do Ceará.....	58
Figura 5	– Municípios da bacia do Banabuiú e principais afluentes.....	59
Figura 6	– Média do volume anual dos açude da Bacia do Banabuiú (2010 a 2013).....	60
Figura 7	– Fluxograma do processo para obtenção do IETSA.....	72
Figura 8	– Precipitações mensais (mm) da bacia hidrográfica do Banabuiú (2010 a 2013).	73
Figura 9	– Variação estacional da transparência da água nos açudes da bacia do Banabuiú - CE, no período chuvoso, durante os anos de 2010 a 2013.....	75
Figura 10	– Variação média da turbidez nos açudes da bacia do Banabuiú - CE, no período chuvoso, durante os anos de 2010 a 2013.....	77
Figura 11	– Variação média da turbidez nos açudes da bacia do Banabuiú - CE, no período seco, durante os anos de 2010 a 2013.....	77
Figura 12	– Variação média da temperatura nos açudes da bacia do Banabuiú - CE, no período chuvoso e seco, durante os anos de 2010 a 2013.....	78
Figura 13	– Variação média de pH nos açudes da bacia do Banabuiú - CE, no período chuvoso, durante os anos de 2010 a 2013.....	79
Figura 14	– Variação média de pH nos açudes da bacia do Banabuiú - CE, no período seco, durante os anos de 2010 a 2013.....	80
Figura 15	– Variação média de Oxigênio Dissolvido nos açudes da bacia do Banabuiú - CE, no período chuvoso, durante os anos de 2010 a 2013.....	81

Figura 16 – Variação média de Oxigênio Dissolvido nos açudes da bacia do Banabuiú - CE, no período seco, durante os anos de 2010 a 2013.....	81
Figura 17 – Variação média de Clorofila a nos açudes da bacia do Banabuiú - CE, no período chuvoso, durante os anos de 2010 a 2013.....	83
Figura 18 – Variação média de Clorofila a nos açudes da bacia do Banabuiú - CE, no período seco, durante os anos de 2010 a 2013.....	83
Figura 19 – Variação média de Fósforo Total nos açudes da bacia do Banabuiú - CE, no período chuvoso, durante os anos de 2010 a 2013.....	84
Figura 20 – Variação média de Fósforo Total nos açudes da bacia do Banabuiú - CE, no período seco, durante os anos de 2010 a 2013.....	85
Figura 21 – Dendograma dos reservatórios da bacia do Banabuiú, agrupados quanto à eutrofização das águas.....	88
Figura 22 – Distribuição dos grupos formados na Bacia do Banabuiú.....	88

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	– Descrição do comportamento de algumas propriedades em lagos e reservatórios.....	28
Tabela 2	– Processos que ocorrem no ciclo do Nitrogênio.....	37
Tabela 3	– Classificação do estado trófico segundo Vollenweider (1968).....	47
Tabela 4	– Classificação do IET de Carlson (1977).....	49
Tabela 5	– Classificação Trófica do IETrs.....	51
Tabela 6	– Valores máximos de Clorofila a e Fósforo Total, para águas doces, classe 1, 2 e 3, Resolução 357 CONAMA (2005).....	55
Tabela 7	– Matriz de usos múltiplos dos açudes da bacia do Banabuiú.....	62
Tabela 8	– Matriz com os principais aspectos ambientais dos açudes da bacia do Banabuiú.....	63
Tabela 9	– Dados de área, população (urbana e rural), % de domicílios com abastecimento de água e % de domicílios com esgotamento sanitário dos municípios da bacia do Banabuiú.....	64
Tabela 10	– Principais reservatórios da bacia do Banabuiú e capacidade de acumulação	65
Tabela 11	– Limites estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/05 para corpos d'água classe 2.....	74
Tabela 12	– Cálculo da relação N/P.....	86
Tabela 13	– Valores médios das variáveis em estudo para os grupos de eutrofização das águas dos reservatórios da bacia do Banabuiú.....	90
Tabela 14	– Dados da correlação entre os parâmetros selecionados através do programa SPSS.....	91
Tabela 15	– Estatística descritiva dos parâmetros correlacionados.....	92
Tabela 16	– Matriz do IET _{SA} e equivalência com medidas de fósforo, clorofila a e transparência em reservatórios.....	92

Tabela 17 – Designação qualitativa para o IET _{SA}	93
Tabela 18 – Matriz de Qualidade Trófica de Água dos reservatórios da bacia do Banabuiú no período seco.....	94
Tabela 19 – Matriz de Qualidade Trófica de Água dos reservatórios da bacia do Banabuiú no período chuvoso.....	96
Tabela 20 – Comparação da distribuição da classificação trófica, aplicando o IET _{SA}	99
Tabela 21 – Resultados da comparação entre os IET's aplicados aos reservatórios da bacia do Banabuiú.....	99
Tabela 22 – Comparação da distribuição da classificação trófica, dos 18 reservatórios da bacia do Banabuiú, nos anos de 2010 a 2013.....	102

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AAH	Análise de Agrupamento Hierárquico
AF	Análise Fatorial
ANA	Agência Nacional de Águas
BAN	Banabuiú
CAGECE	Companhia de Água e Esgoto do Ceará
CED	Cedro
CEPIS	Centro Panamericano de Engenharia Sanitária e Ciências Ambientais
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CIP	Cipoada
CL	Clorofila <i>a</i>
CMO	Capitão Mor
COGERH	Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CRV	Curral Velho
FOG	Fogareiro
FUNCEME	Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IET	Índice de Estado Trófico
IET _C	Índice de Estado Trófico de Carlson
IET _L	Índice de Estado Trófico de Lamparelli
IET _{SA}	Índice de Estado Trófico do Semiárido
IET _T	Índice de Estado Trófico de Toledo
INESP	Instituto de Estudos e Pesquisas sobre o Desenvolvimento do Estado do Ceará
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
IPCC	Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas
IPECE	Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará
IQA	Índice de Qualidade das Águas
JAT	Jatobá
KMO	Kaiser Meyer Olkin

MOT	Monsenhor Tabosa
OD	Oxigênio Dissolvido
OECD	Organization for Economic Cooperation and Development
OMS	Organização Mundial de Saúde
ONU	Organização das Nações Unidas.
PAT	Patu
PCA	Análise de Componentes Principais
PÇB	Poço do Barro
PEB	Pedras Brancas
pH	Potencial Hidrogeniônico
PLANSAB	Plano Nacional de Saneamento Básico
PNMA	Programa Nacional do Meio Ambiente
PRB	Pirabibu
PT	Fósforo Total
QXM	Quixeramobim
RMQA	Rede de Monitoramento da Qualidade da Água
SJ I	São José I
SJ II	São José II
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SPSS	Statistical Package for the Social Sciences
SRD	Serafim Dias
TRP II	Trapiá II
USEPA	United States Environmental Protection Agency
VIE	Vieirão

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	18
2	OBJETIVOS	21
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	22
3.1	Disponibilidade e usos múltiplos dos ambientes aquáticos	22
3.2	Características gerais de ambientes aquáticos lênticos	24
3.3	Eutrofização e deterioração dos ambientes aquáticos	29
3.4	Parâmetros que definem a qualidade trófica e suas influências	32
3.4.1	<i>Fósforo</i>	33
3.4.2	<i>Nitrogênio</i>	35
3.4.3	<i>Nutriente Limitante</i>	38
3.4.4	<i>Clorofila a</i>	40
3.4.5	<i>Transparência da água</i>	41
3.5	Outros fatores importantes na produtividade dos reservatórios	42
3.6	Índice de Estado Trófico - IET	46
3.6.1	<i>Metodologias de classificação dos graus de trofia</i>	46
3.6.2	<i>Critérios para a classificação de trofia</i>	53
4	MATERIAL E MÉTODOS	57
4.1	Tipo de Estudo	57
4.2	Localização e caracterização da área de estudo	57
4.3	Fonte dos dados estudados	64
4.4	Metodologia para a construção do Índice	66
4.4.1	<i>Construção do Índice</i>	66
4.4.2	<i>Metodologia para calcular o IET_{SA}</i>	68
4.4.3	<i>Fluxograma para construção do IET_{SA}</i>	72
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	73

5.1	Precipitações pluviométricas.....	73
5.2	Avaliação e classificação da qualidade da água dos reservatórios da bacia do Banabuiú.....	74
5.3	Nutriente limitante.....	85
5.4	Análise de Agrupamento Hierárquico.....	87
5.5	Valores da correlação entre as variáveis para construção do IET_{SA} das águas dos reservatórios da bacia do Banabuiú.....	90
5.6	Determinação da qualidade trófica de águas de reservatórios, de acordo com seus níveis de comprometimento.....	93
5.7	Comparação entre os valores de IET de Carlson, Toledo e Lamparelli.....	99
6	CONCLUSÃO.....	104
	REFERÊNCIAS.....	106
	ANEXO A - Resenha Fotográfica dos impactos ambientais ao longo da bacia do Banabuiú.....	120
	ANEXO B - Estatística descritiva das variáveis amostradas nos açudes da bacia do Banabuiú-CE, no período chuvoso.....	122
	ANEXO C – Estatística descritiva das variáveis amostradas nos açudes da bacia do Banabuiú-CE, no período seco.....	125
	ANEXO D – Matriz de Qualidade Trófica de Água dos grupos formados a partir da AAH dos reservatórios da bacia do Banabuiú.....	128

1. INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural indispensável e insubstituível, pois constitui elemento imprescindível para o desenvolvimento de todas as formas de vida do planeta. Para a sociedade humana a água está diretamente associada, ainda, à saúde e ao conforto das populações (PEGORINI et al., 2005).

A problemática da escassez hídrica e do uso inapropriado dos recursos naturais agrava-se nas regiões semiáridas, como o Nordeste do Brasil, onde os recursos naturais, particularmente solo e água, são limitados e se constituem em ecossistemas frágeis. Essas regiões se caracterizam pelo déficit hídrico e por elevado saldo positivo de energia solar, que tem contribuído para elevadas taxas evaporativas dos corpos hídricos. No entanto, a escassez hídrica do semiárido não está apenas ligada ao regime pluviométrico da região, mas também a fatores determinantes, como solos rasos, alta demanda evaporativa, retirada da cobertura vegetal natural e organização social (ANDRADE et al., 2010).

Para suprir a carência hídrica imposta por essas condicionantes ambientais, o Nordeste dispõe de uma grande rede de reservatórios artificiais destinados aos mais diversos usos. O Ceará é o estado que possui o maior número de reservatórios de regularização, sobressaindo-se a bacia do rio Jaguaribe, com um elevado número de barramentos com capacidade de acumulação superior a 10 hm³, com destaque para os açudes Orós, Banabuiú e Castanhão. Nessa bacia, as demandas muitas vezes superam a vazão de estiagem, e, com a regularização das vazões promovidas pelos açudes, a disponibilidade hídrica é capaz de aumentar a oferta de água (ANA, 2015).

Esses reservatórios, como afirma Datsenko et al., (1999), são limnologicamente vulneráveis à eutrofização, por serem ambientes relativamente rasos e de grandes espelhos d'água com longo tempo de detenção hidráulica, que junto aos fatores climáticos de alta temperatura e intensa radiação solar durante longas horas diárias, estimulam a fotossíntese e a biodegradação com consequências na qualidade da água e na biota em geral.

Além dos eventos naturais decorrentes das características da região do semiárido, ações de origem antrópica como os lançamentos de esgoto *in natura*, seja direto ou a partir das redes coletoras, transportam para os mananciais grandes quantidades de poluentes. Este processo associado à deficiência dos sistemas de coleta e disposição final de resíduos sólidos urbanos tem resultado na degradação crescente da qualidade dos mananciais de abastecimento

público (PEGORINI et al., 2005). Um dos impactos dessas cargas é a eutrofização dos mananciais, com conseqüente redução da qualidade da água e elevação dos custos de implantação, operação e manutenção das Estações de Tratamento de Água (CARNEIRO et al., 2005).

A agricultura, além de ser a maior consumidora de recursos hídricos, em decorrência da ineficiência de sua distribuição e aplicação, é, também, uma das maiores fontes de poluição difusa (BROOKS et al., 1992; VILLIERS, 2002; MESQUITA et al., 2003). Os seus efluentes, que retornam aos cursos d'água superficiais ou subterrâneos, apresentam grandes quantidades de sais, nutrientes e resíduos de agrotóxicos, que contribuem para a deterioração da qualidade da água (QUIRINO et al., 2000).

As práticas agrícolas adotadas nos últimos 50 anos (uso de fertilizantes, mecanização e drenagem) tem significativamente contribuído para maiores concentrações de nitrogênio e fósforo nos corpos d'água. Concentrações mais elevadas desses dois elementos promovem o detrimento dos ecossistemas aquáticos, em razão do processo da eutrofização (VERVIER et al., 1999). Como resultado da busca por maiores produtividades, o uso de fertilizantes na agricultura tem intensificado consideravelmente, quer em países desenvolvidos ou em desenvolvimento. A poluição das águas com nitrogênio e fósforo nas áreas agrícolas ocorre por meio da lixiviação dos elementos presentes na solução do solo, das fezes dos animais (bovinos, caprinos, equinos, e outros) e por meio da erosão hídrica (COSTA, 2006).

O crescimento excessivo de algas provoca várias modificações nos corpos hídricos como o aumento de turbidez, geração de odor e sabor desagradáveis, mortandade de peixes e algumas toxinas que apresentam efeitos danosos à biota aquática e à saúde humana (AZEVEDO et al., 2008). Por outro lado, a decomposição da biomassa de algas produz fortes quedas nos níveis de oxigênio dissolvido na massa d'água, sendo o principal problema da eutrofização (ESTEVEZ, 1998; MEYBECK et al., 1989).

Florações de cianobactérias potencialmente tóxicas são comuns em ecossistemas de águas continentais em muitos países e virtualmente em todas as regiões do Brasil. Vários trabalhos relatam a presença de cianobactérias nas águas eutrofizadas em reservatórios do nordeste brasileiro (e.g. BOUVY et al., 1999; MOLICA et al., 2005; COSTA et al., 2006; PANOSSO et al., 2007), sendo tais organismos dominantes nesses reservatórios ao longo de todo o ano (HUSZAR et al., 2000). Esse quadro representa um risco à saúde da população residente na região semiárida brasileira que utiliza a água desses reservatórios, devido à

potencial exposição aos efeitos agudos, e principalmente aos efeitos crônicos das cianotoxinas (PANOSSO et al., 2007).

No Ceará, há um aumento das florações de cianobactérias produtoras de neurotoxinas nos mananciais que abastecem as principais cidades do estado. Um exemplo é o açude Acarape do Meio (Redenção – CE) que, apresentou florações constantes no período entre fevereiro de 2009 a março de 2010. A espécie *C. raciborskii* se apresenta como predominante na maioria dos mananciais superficiais, dominando em 66% das florações registradas em 2010. Os 34% restantes foram dominados por *Planktothrix agardhii*, *Microcystis spp.* e *Planktolyngbya spp.* (CAGECE, 2010).

Conforme Ferreira (2008), em função do clima e da proximidade da linha do Equador, a região semiárida apresenta alta incidência luminosa, com aproximadamente, 12 horas de iluminação/dia, durante todo o ano; temperaturas altas; restrito período de chuvas; e águas superficiais confinadas em açudes, o que aumenta muito o seu tempo de retenção e dá condições ótimas tanto a produção primária quanto a decomposição da matéria orgânica, causando o declínio qualitativo das águas.

As dificuldades a serem solucionadas com relação a eutrofização de corpos d'água tanto artificiais quanto naturais tem se tornado um problema, sobretudo em países tropicais. Nesse sentido, estudos sobre a tipologia de lagos podem contribuir para trazer soluções eficazes, entretanto, a utilização de técnicas de regiões temperadas aplicadas a regiões tropicais tem gerado resultados muitas vezes inadequados e até mesmo inviáveis de serem utilizados (THORNTON; RAST, 1993).

Segundo Barros (2013), é importante considerar que os Índices de Estado Trófico - IET que têm sido frequentemente utilizados, não foram especificamente desenvolvidos para águas de regiões tropicais e merecem atenção na interpretação dos dados obtidos para sistemas lênticos localizados na região semiárida do nordeste brasileiro, tendo em vista que esses ecossistemas têm características completamente distintas dos ecossistemas de onde se originaram os conceitos clássicos da eutrofização.

2. OBJETIVOS

Objetivo Geral

O objetivo principal dessa pesquisa foi propor um Índice de Estado Trófico a partir de dados da bacia do Banabuiú, no estado do Ceará, como forma de contribuir para a avaliação do grau de trofia de reservatórios da região semiárida.

Objetivos específicos

- Analisar a variação temporal das variáveis físicas, químicas e biológicas das águas dos reservatórios da bacia do Banabuiú, no estado do Ceará;
- Determinar o nutriente limitante do meio e aplicar o índice de estado trófico de Carlson (1977), Toledo Júnior et al., (1983) e por Lamparelli (2004) para avaliação das condições tróficas da bacia;
- Desenvolver uma metodologia de classificação trófica fundamentada em dados de qualidade das águas dos reservatórios artificiais localizados no semiárido cearense;
- Avaliar a aplicabilidade do índice de estado trófico proposto (IET_{SA}), em reservatórios da bacia hidrográfica do Banabuiú;

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Disponibilidade e usos múltiplos dos ambientes aquáticos

As propriedades da água permitem usos e funções múltiplas, essenciais para o modelo de desenvolvimento das sociedades humanas, entre elas: abastecimento (consumo), irrigação, redução térmica, produção de energia, navegação, diluição, meio para reações, pesca, aquicultura, transporte e afastamento de rejeitos (PEGORINI et al., 2005).

Com o aumento e diversificação da atividade econômica, a dependência dos recursos hídricos aumenta, especialmente em regiões com variabilidade anual no ciclo e áridas. As pressões sobre os usos da água provêm de problemas como o crescimento populacional, urbanização, industrialização, aumento das necessidades para irrigação e produção de alimentos. A redução no volume disponível e a apropriação dos recursos hídricos em escala maior e mais rápida têm produzido grandes alterações nos ciclos hidrológicos regionais. A construção de barragens aumenta a taxa de evaporação, a construção de canais para diversão de água, produz desequilíbrios no balanço hídrico, a retirada de água em excesso para irrigação, diminui o volume dos rios e reservatórios. Igualmente importante do ponto de vista quantitativo é o grau de urbanização que interfere na drenagem e aumenta o escoamento superficial, diminuindo a capacidade de reserva de água na superfície e nos aquíferos (TUNDISI, 2003).

O Brasil tem posição privilegiada no mundo, em relação à disponibilidade de recursos hídricos. A vazão média anual dos rios em território brasileiro é de cerca de 180 mil m³/s. Esse valor corresponde a aproximadamente 13% da disponibilidade mundial de recursos hídricos. Apresenta, porém, uma grande variação espacial e temporal de vazões pois, 81% estão concentrados na Região Hidrográfica Amazônica, onde está o menor contingente populacional, cerca de 5% da população brasileira e a menor demanda. Nas regiões hidrográficas banhadas pelo Oceano Atlântico, que concentram 45,5% da população do País, estão disponíveis apenas 2,7% dos recursos hídricos do Brasil (ANA, 2015).

O Nordeste possui apenas 3% de água doce disponível no país. Em Pernambuco, existem apenas 1.320 litros de água por ano por habitante. A Organização das Nações Unidas (ONU) recomenda um mínimo de dois mil litros. Segundo os relatórios do IPCC (MAGRIN et al., 2007) e do INPE (MARENGO et al., 2007; AMBRIZZI et al., 2007), o semiárido tende a tornar-se mais árido. Aumentarão a frequência e a intensidade das secas e será reduzida a

disponibilidade de recursos hídricos. Isto teria impacto sobre a vegetação, a biodiversidade e atividades que dependem dos recursos naturais.

Nesse contexto, os reservatórios desempenham papel importante na gestão dos recursos hídricos. Além de armazenar água nos períodos de chuva, contribuindo para o controle de cheias em muitos casos, eles podem liberar parte do volume armazenado em épocas de seca, aumentando a oferta de água. O Brasil possui 3.607m³ por habitante de volume máximo disponível para armazenamento de água (ANA, 2015). Embora a demanda para abastecimento público e industrial represente um volume minoritário entre estes reservatórios, estas modalidades de uso são consideradas altamente prioritárias.

Historicamente, o desenvolvimento da sociedade envolveu uma mudança do uso da água da fase rural e agrícola para a fase urbana e industrial, o que se reflete tanto num aumento na demanda quanto na poluição da água. O consumo doméstico de água tende a aumentar pela expansão populacional, mas o desenvolvimento de técnicas para diminuição e controle de perdas pode estabilizar ou até mesmo reduzir este consumo no futuro. Apesar disso, de forma geral a tendência é de um aumento pela demanda total de água, motivada principalmente pelo aumento da população mundial (BARTRAM et al., 1999).

Em paralelo a estes usos, a água é considerada, desde tempos ancestrais, o meio mais adequado para limpeza, dispersão, transporte e disposição de resíduos. Cada uso da água, incluindo captação e descarga de resíduos, leva a um impacto específico e geralmente previsível, sobre a qualidade dos corpos hídricos. Contudo, além destes usos intencionais, existem várias atividades humanas que têm efeitos indiretos e indesejáveis, se não devastadores, sobre o ambiente aquático. Alguns exemplos são o uso descontrolado do solo, desmatamento, despejos acidentais (ou não autorizados) de produtos químicos, descarga de efluentes sem tratamento ou escoamento de líquidos tóxicos de depósitos de resíduos sólidos. Similarmente, o uso excessivo e descontrolado de fertilizantes e agrotóxicos tem efeito a longo prazo sobre os recursos hídricos superficiais e subterrâneos (MEYBECK et al., 1992).

Embora o Brasil possa ser considerado privilegiado em termos de disponibilidade de água doce, diversas partes do país, especialmente nas mais densamente habitadas, há escassez de mananciais e, muitas vezes, quando existem cursos de água caudalosos, estes se encontram de alguma forma contaminados ou poluídos. Deve-se ressaltar que, em algumas regiões do Brasil, não existem outros mananciais, de forma que as comunidades que necessitam implantar novas estações de tratamento de água ou ampliar as existentes, muitas vezes têm que

fazê-lo com águas provenientes dessas fontes, exigindo técnicas e métodos de tratamento mais complexos, com gastos relativamente elevados de implantação (Di BERNARDO; PAZ, 2008).

Segundo o PLANSAB (2013), da população com acesso adequado ao abastecimento de água (167,5 milhões de habitantes), aproximadamente 86% dos habitantes do Brasil são atendidas por rede de distribuição. A população não atendida, consomem água canalizada de poço ou nascente.

De acordo com o SNIS (2014), 82,5% da população do país era abastecida com água tratada, ou seja, mais de 35 milhões de brasileiros não possuíam este serviço. Em relação à coleta dos esgotos, 48,6% da população era atendida, totalizando quase 100 milhões de brasileiros sem acesso e que contam com soluções inadequadas para o afastamento de seus esgotos (lançamento em fossa rudimentar, rio, lago ou mar, ou outro escoadouro, ou não tem banheiro ou sanitário). No Nordeste, as nove capitais deixaram de tratar 46% do volume de esgoto gerado em 2013, o que significou o lançamento de mais de 218 milhões de m³ de esgotos não tratados na natureza.

A gestão adequada dos recursos hídricos, desde sua captação no meio ambiente até o destino final dos efluentes gerados, passando pelas diversas modalidades de uso, promove a geração de empregos, melhora as condições de saúde e eleva a qualidade do meio ambiente em áreas marginais. Os custos envolvidos no abandono de mananciais e busca de novas fontes de água, mais distantes, podem triplicar os custos de captação e adução (PEGORINI et al., 2005).

3.2 Características gerais de ambientes aquáticos lênticos

Corpos de água são classificados por seus três componentes principais: hidrologia, características físico-químicas e biologia (MEYBECK et al., 1992). Em limnologia, os ambientes aquáticos podem ser classificados como lóticos ou lênticos: os primeiros sistemas representam águas correntes, como rios e riachos; os segundos são ambientes de água parada ou cuja dinâmica é muito pequena, como lagos (MARGALEF, 1983). Entre estes dois tipos de ambiente, existe um intermediário, lagos artificiais construídos para diferentes usos, cuja velocidade e tempo de residência dependem tanto das características hidrológicas da bacia hidrográfica quanto de regras operativas e de manejo (WETZEL, 1981).

Os reservatórios são considerados uma transição entre sistemas lóticos e lênticos, pois são lagos artificiais criados para atender a finalidades específicas. Enquanto lagos naturais

preenchem depressões naturais, os reservatórios normalmente enchem vales de rios barrados, apresentando diferenças quanto à origem, idade, morfologia, formato, posição dentro das bacias hidrográficas, formas de utilização e comportamento limnológico (STRASKRABA; TUNDISI, 2000).

Os lagos artificiais, açudes, represas e reservatórios, entre outras denominações, são, na avaliação de Esteves (1998), conceitualmente sinônimos, pois geralmente são resultantes de barramentos de rios, previstos a atender as mesmas finalidades, como abastecimento de água para residências e indústrias, geração de energia elétrica, irrigação, navegação e recreação e regularização de fluxos e controle de enchentes nas regiões de pluviosidade irregular (MARGALEF, 1983; TUNDISI et al., 1988).

Nos ecossistemas aquáticos lênticos é possível distinguir zonas onde vivem populações distintas: i) zona *profunda ou água aberta*, que abrange o centro do corpo hídrico e tem maior volume; ii) zona do *litoral*, que se localiza no raso; e iii) zona *bêntica*, que se localiza no fundo. Na região de água aberta, há movimentos de mistura relacionados à temperatura e à densidade da água, que podem propiciar a inversão entre as massas de água superficiais e de fundo (STRASKRABA; TUNDISI, *op. cit.*). Nas zonas de *água aberta* e *litoral* também se encontra a zona *bêntica*, termo que designa as regiões do fundo do lago. A palavra *bentos* designa a comunidade de organismos que aí habitam (NOGUEIRA, 1991), mas os efeitos da zona bêntica são mais sentidos na zona litorânea devido à proximidade do fundo do lago.

Os reservatórios, por suas características hidrodinâmicas, possuem zonas distintas num perfil longitudinal (Figura 1). Partindo-se da entrada do rio, a *zona fluvial* apresenta fluxos relativamente altos devido à proximidade da entrada do rio. Nesta zona, apesar das concentrações de nutrientes serem altas, a produção de algas é frequentemente baixa, devido à elevada turbidez. A *zona de transição* localiza-se numa porção intermediária, entre o fluxo de entrada e o barramento, recebendo alta carga de nutrientes. A redução gradual de materiais sedimentares em suspensão e o subsequente aumento da transparência da água favorecem a produção de algas nesta zona. A *zona lacustre* localiza-se na região mais larga, mais profunda e pouco influenciada pelo fluxo do rio. A turbidez e as concentrações de nutrientes são baixas, devido ao efeito da sedimentação e pelo fato da produção de matéria orgânica autóctone exceder o suprimento alóctone (KENNEDY, 1999).

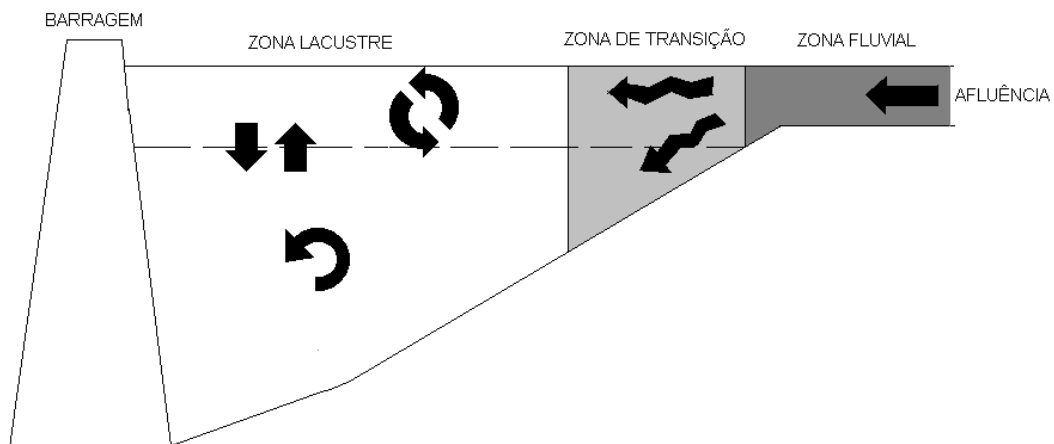


Figura 1 – Zonas distintas resultantes dos gradientes de parâmetros físicos, químicos e biológicos em reservatórios.

Fonte: Thornton (1990).

Os reservatórios, também se caracterizam por uma grande variação de nível em pouco tempo, o que também colabora para a ocorrência de uma grande instabilidade limnológica. Além disso, têm uma condição diferenciada dos lagos naturais já que os fluxos, embora muito lentos, são sempre de mesma direção e sentido, enquanto em lagos naturais essa circulação é, preponderantemente, determinada pela ação dos ventos (ESTEVEVES, 1998).

Tanto em lagos como em reservatórios, a velocidade do escoamento geralmente é pequena, a profundidade grande e os principais processos se desenvolvem no sentido vertical. A incidência solar sobre a superfície livre da água produz movimento de calor no sentido vertical, que se equilibra com o empuxo da massa de água. Quando a turbulência é insuficiente para destruir o aquecimento das camadas superiores, o fenômeno da estratificação térmica pode conferir estabilidade à massa líquida (TUCCI, 1989).

Os reservatórios podem tornar-se estavelmente estratificados durante longos períodos de tempo, ou então, apresentarem como bem misturados, podendo existir um amplo espectro de situações intermediárias, dependendo do vento, vazões de entrada e saída e da meteorologia local. Estes gradientes de massa específica também podem ser ocasionadas pela presença de substâncias dissolvidas e em suspensão, mas aparentemente é a variação de temperatura o agente que mais comumente dá origem a estes gradientes (GOLDMAN; HORNE, 1983).

Observa-se que os reservatórios construídos, isoladamente ou em série, na região Nordeste são ambientes relativamente rasos e de grandes espelhos d'água, altamente vulneráveis à ação dinâmica do vento e às oscilações climáticas, ficando o compartimento biótico sob a influência desses fatores que podem exercer ação seletiva. Esses ambientes tendem a receber uma elevada carga externa de nutrientes e sedimentos em suspensão, desde sua área de drenagem que escoam as águas das chuvas concentradas em poucos meses do ano, o que favorece processos erosivos do solo. As ações de forças naturais e artificiais são determinantes nas características diversas e inconstantes desses corpos aquáticos (NOGUEIRA et al., 2005).

Embora reservatórios em regiões semiáridas tropicais possam ser diferenciados entre si sob diversos aspectos, eles apresentam várias propriedades em comum. Em geral esses ambientes exibem gradientes longitudinais e variações temporais de estado trófico, turbidez e salinidade, controlados principalmente pelo volume de descarga fluvial e consequente carga externa de nutrientes e sedimentos e pelo balanço hidrológico de precipitação e evaporação (TUNDISI et al., 2005).

Ambientes lênticos possuem uma série de características que os conferem cuidados especiais quanto ao risco de sofrerem processos de poluição, uma vez que a dispersão vertical e longitudinal dependem de mecanismos como (TUNDISI; TUNDISI, 2008):

- Mecanismos externos: vento, pressão barométrica, transferência de calor, intrusão (natural ou artificial), fluxo a jusante (natural ou artificial), força de Coriolis (força inercial), descargas na superfície e plumas e jatos na superfície de lagos e represas (coluna de fluido movendo dentro ou ao redor de outro.).
- Mecanismos internos: estratificação, mistura vertical, retirada seletiva ou perda seletiva a jusante (natural ou artificial), correntes de densidade (ferramenta que descreve o escoamento de massa) e formação de ondas internas.

A ocorrência desses mecanismos é incerta e depende muitas vezes de fatores aleatórios, que não garantem a ocorrência dos processos de mistura que sejam responsáveis pela dispersão de poluentes (TUNDISI, *op. cit.*).

Grande parte dos reservatórios no mundo experimentam rápida eutrofização artificial, fato que preocupa a sociedade organizada de forma a suscitar políticas de gestão para viabilizar o manejo dos mesmos, incluindo retardo da eutrofização e sua recuperação, buscando minimizar os danos causados ao ambiente e à saúde humana (CEBALLOS, 1998).

Nos reservatórios do Nordeste, a eutrofização é mais acelerada por sua escassa profundidade e longos tempos de detenção hidráulica, diferentemente dos ambientes aquáticos das demais regiões do país, que junto aos fatores climáticos de alta temperatura e intensa radiação solar durante longas horas diárias, estimulam a fotossíntese e os processos de biossíntese e biodegradação com consequências na qualidade da água e na biota em geral (BARBOSA, 2002). A Tabela 1 cita algumas propriedades dos ambientes aquáticos comentados acima.

Tabela 1 – Descrição do comportamento de algumas propriedades em lagos e reservatórios.

PROPRIEDADES	LAGOS	RESERVATÓRIOS
Flutuação do nível da água	Pequena, estável.	Grande, irregular depende de regras operativas e de manejo.
Estratificação térmica	Depende do regime natural.	Variável, irregular.
Entrada de água	Depende de pequenos tributários e fontes difusas superficiais ou subterrâneas.	Depende de tributários superficiais.
Saída de água	Relativamente estável, superficial.	Irregular, depende de regras operativas e de manejo, várias profundidades da coluna de água.
Tempo de residência (anos)	Longo, de 01 a vários anos.	Variável de dias a 01 ano.
Padrão de oxigênio dissolvido	Pequena variação horizontal, gradiente vertical com oxigênio máximo mais comum que mínimo a partir do metalímnio.	Grande variação, gradiente vertical com oxigênio mínimo mais comum que máximo a partir do metalímnio.
Extinção de luz	Gradientes verticais predominantes, baixa extinção de luz.	Gradientes horizontais predominantes, extinção de luz irregular.
Carga externa de nutrientes	Cargas moderadas por influência biogeoquímica de ecótonos.	Mais alta que em lagos, função dos rios tributários e tipo de solo.
Dinâmica de nutrientes	Predominam gradientes verticais, pequena carga interna em lagos não eutrofizados pela ação antrópica.	Predominam gradientes horizontais, dependem da taxa de sedimentação, tempo de residência e regime hidráulico.
Fitoplâncton	Limitado pela disponibilidade de luz e nutrientes inorgânicos, podem formar florações sazonais.	Limitado pela disponibilidade de luz, nutrientes inorgânicos e tempo de residência, podem formar florações.

	Diversidade e produtividade	Baixa diversidade e produtividade
Fauna Bentônica	Moderada.	limitada pela flutuação do nível da água.

Fonte: Adaptado de Xavier (2005).

3.3 Eutrofização e deterioração dos ambientes aquáticos

As bacias hidrográficas são unidades naturais no estudo dos ecossistemas, tanto aquáticos continentais quanto dos ecossistemas terrestres. O impacto do homem sobre as águas continentais tem sido grande e vem aumentando, pois tradicionalmente se tem empregado os rios para eliminar os efluentes resultantes das atividades humanas (PROCHNOW, 1981).

Quando um sistema hídrico sofre um impacto intensivo, onde a carga de detritos urbanos e industriais excede a sua capacidade assimilativa, o sistema entra em desequilíbrio e as tendências esperadas para esse ecossistema, estão incluídas mudanças na ciclagem de nutrientes, na estrutura e função das comunidades (ODUM, 1971).

A adição de despejos nos ecossistemas aquáticos produz o enriquecimento de suas águas com nutrientes (principalmente nitrogênio e fósforo) que estimulam a excessiva proliferação de plantas aquáticas e esse processo é denominado de eutrofização (AZEVEDO NETTO, 1988; HELLAWELL, 1986).

As principais consequências nos sistemas aquáticos eutrofizados são: aumento da biomassa e da produção primária do fitoplâncton; diminuição de diversidade de espécies; diminuição da concentração de oxigênio dissolvido; diminuição na concentração de íons; aumento do fósforo total no sedimento; aumento da frequência do florescimento de cianofíceas (TUNDISI, 1986).

Segundo Wetzel (1993), a eutrofização é um dos estados da sucessão natural dos ecossistemas aquáticos. À medida que o tempo passa e os nutrientes vão se acumulando, havendo um desenvolvimento cada vez maior das populações de fitoplâncton, observa-se com frequência o florescimento de algas. Quando acontece naturalmente, a eutrofização é gradual e muito lenta (demora, dezenas de anos a estabelecer-se). Entretanto, quando este processo é acelerado, há um aumento desordenado na produção de biomassa, impossibilitando a sua incorporação pelo sistema aquático com a mesma velocidade e provocando, assim, um

desequilíbrio ecológico. Denomina-se este processo de eutrofização artificial ou cultural (SOUZA, 1993).

Em função da eutrofização, muitos lagos em todo o mundo já se encontram seriamente afetados, perdendo sua qualidade cênica, seu potencial recreacional e de forma geral seu valor econômico, tanto para uso no abastecimento doméstico quanto para o uso industrial. (XAVIER, 2005).

A depreciação da qualidade da água em reservatórios essencialmente utilizados para o abastecimento público pode ter origens pontuais, como é o caso do despejo de efluentes domésticos e industriais, ou difusas como é o caso dos resíduos da agricultura (fertilizantes, herbicidas, etc.). Essas atividades desenvolvidas no entorno dos reservatórios podem comprometer os seus usos múltiplos, como já registrado por diversos autores (CUNHA et al., 2010; BUZELLI; CUNHA-SANTINO, 2013).

No Ceará, Nordeste do Brasil, o monitoramento da água de açudes utilizados para abastecimento humano, revela concentrações elevadas de nitrogênio e fósforo, sendo isto um fator de preocupação por parte do poder público e das populações usuárias das águas. De acordo com estudo realizado por Araújo et al., (2006), em vários pontos dos reservatórios Araras, Edson Queiroz e Jaibaras, localizados nas bacias do Curu e Acaraú, havia evidente indicação de eutrofização destes corpos d'água. No período de setembro/2004 a novembro/2005, apresentaram valores médios anuais de fósforo total de 364,24 mg/m³ 457,42 mg/m³ e 329,12 mg/m³ respectivamente. Esses valores indicaram hipertrofia em todos eles segundo Sperling (1995), o que corrobora com a avaliação de vulnerabilidade à eutrofização realizada nesse trabalho.

Em pesquisa realizada no reservatório Orós, o segundo maior do estado do Ceará, Santos et al., (2014), constataram que as águas apresentavam-se eutróficas, quanto ao IET médio, em todos os pontos amostrados. Os resultados indicam uma deterioração da qualidade da água e uma necessidade de intervenções destinadas a reduzir o lançamento de resíduos e, conseqüentemente, melhorar o estado trófico das águas do açude Orós.

A manutenção da qualidade da água de rios, lagos e reservatórios nem sempre é possível. Por isso, torna-se necessária a adoção de medidas de saneamento preventivas e corretivas. Para adoção de medidas de saneamento para controle e recuperação de ambientes eutrofizados deve ser conhecida a situação ecológica e hidrológica do reservatório e de sua bacia de drenagem (SCHAFER, 1985).

As estratégias de controle da eutrofização usualmente adotadas podem ser classificadas em medidas preventivas e medidas corretivas (THOMANN; MUELLER, 1987; VON SPERLING, 1995):

- Medidas preventivas ou profiláticas: visam impedir ou minimizar a eutrofização dos reservatórios pelo controle das fontes poluidoras, ou seja, a redução de cargas alóctones, provenientes da bacia de drenagem.

- Medidas corretivas ou terapêuticas: objetivam restabelecer o equilíbrio do lago eutrofizado, que após receber grande aporte de carga externa também apresenta grande carga interna de nutrientes e suas águas, sedimentos e excessiva produção de material biológico, de floração de algas, proliferação de macrófitas, etc. Este grupo de medidas visa a redução de cargas autóctones do reservatório.

De acordo com Von Sperling (1995); OECD (1982), Schafer (1985) e Vollenweider (1987), as fontes externas de nutrientes podem ser controladas por vários métodos como medidas de saneamento de bacias de drenagem. Os principais métodos de controle de fontes externas de nutrientes para prevenção ou controle do processo de eutrofização (medidas profiláticas de saneamento) são:

- Tratamento de esgotos domésticos com elevada remoção de nitrogênio e fósforo;
- Desvio de rios ou efluentes das bacias afetadas através do uso de canais periféricos; lançamento do efluente final em outras bacias (que possuam capacidade de depurá-los), para jusante de lagos ou reservatórios ou infiltração no solo;
- Regulamentação da composição de produtos, como detergentes e fertilizantes, para reduzir a liberação de fósforo;
- Tratamento de rios tributários: desvio do rio para áreas alagadas ou para áreas vegetadas;
- Zoneamento do uso do solo para proteção da bacia hidrográfica através de reflorestamento;
- Restrição ao uso de fertilizantes, disciplinar atividades industriais, urbanas e agrícolas;
- Retenção de águas de escoamento superficial para controle de picos de enxurradas;
- Educação ambiental da população para a redução da geração de lixo, controle de perdas de fertilizantes e uso de detergentes;
- Adoção de práticas agrícolas conservacionistas, visando o controle de erosão;

- Controle do uso e ocupação do solo na bacia para minimizar a carga de nutrientes no escoamento superficial, a erosão do solo e as perdas de fertilizantes.

As práticas acima não devem ser adotadas isoladamente, mas em conjunto, através de programas de manejo integrado na bacia hidrográfica para que os objetivos de redução da carga poluidora sejam atingidos.

3.4 Parâmetros que definem a qualidade trófica e suas influências

A água dos ecossistemas aquáticos continentais é considerada substância complexa, sujeita a perturbações constantes por fatores externos e internos que a impede de alcançar situação de equilíbrio (MARGALEF, 1983). As propriedades físicas e químicas da água são determinantes para a composição e padrão de distribuição da biota aquática, influenciando o comportamento e o ciclo de vida dos seus organismos (TUNDISI; TUNDISI, 2008).

A construção de reservatórios em cursos de rios muitas vezes favorece ao desenvolvimento de algas e plantas aquáticas devido a radiação solar, temperatura e nutrientes, que exercem papel direto na fotossíntese. Quando a radiação solar é adequada para fotossíntese, a disponibilidade de nutrientes geralmente controla a produtividade do fitoplâncton. O ambiente de águas calmas que se forma e o tempo de detenção mais longo facilitam a permanência do plâncton (USEPA, 1990).

Os nutrientes mais importantes para a produtividade primária são fosfatos, nitratos, amônia e silicatos, geralmente considerados como limitantes. Os silicatos são limitantes apenas para as diatomáceas, enquanto o nitrogênio (N) pode ser naturalmente fixado por algumas plantas e cianobactérias (ESTEVES, 2011), especialmente em corpos de água com extensa área superficial (VON SPERLING, 1995). O fósforo (P) pode ser considerado o nutriente limitante da produtividade primária na maioria dos ecossistemas aquáticos continentais, não somente por ser menos abundante, mas pelo fato da carga de P ser facilmente consumida nos corpos hídricos (MARGALEF, 1983).

3.4.1 Fósforo

Há muito é conhecida a importância do fósforo nos sistemas biológicos. Esta importância deve-se à participação deste elemento em processos fundamentais do metabolismo dos seres vivos. Além disso, frequentemente é utilizado para estabelecer o grau de eutrofização de ambientes lacustres (BOLLMANN et al., 2005).

Os recursos hídricos apresentam padrões individuais, com propriedades físicas e químicas peculiares, que são determinadas pelas condições climáticas, geomorfológicas e geoquímicas existentes na bacia de drenagem (SCHWARZBOLD, 2000). Dessa maneira, a dinâmica do fósforo em rios e riachos pode ser diferente da que ocorre em lagos e reservatórios. Uma das diferenças principais está relacionada ao fósforo armazenado nos sedimentos depositados no leito dos recursos hídricos. Nos rios a desorção do fósforo é facilitada pela ressuspensão dos sedimentos pela turbulência da água (KOSKI-VÄHÄLÄ; HARTIKAINEN, 2001; McDOWELL et al., 2001) e nos reservatórios, pelas condições de oxi-redução, (PANT; REDDY, 2001) e da atividade dos organismos bentônicos na interface água-sedimento (ESTEVES, 1998).

A ocorrência de fósforo em águas naturais e em águas residuárias se dá quase que exclusivamente sob a forma de fosfato. Os fosfatos são classificados como ortofosfatos, fosfatos condensados (piro, meta e outros polifosfatos), e fosfatos organicamente ligados. Eles podem ocorrer em solução, em partículas ou detritos, ou nos corpos de organismos aquáticos (APHA 2005).

A quantidade de fosfato em ecossistemas aquáticos continentais depende diretamente do conteúdo de fosfato presente nos minerais primários das rochas - especialmente hidroxiapatita ($\text{CaOH}(\text{PO}_4)_3$) - da bacia de drenagem. O fosfato liberado da rocha é carregado pelas águas de escoamento superficial e atinge os diferentes ecossistemas aquáticos. Outros fatores que permitem o aporte de fosfato podem ser resultante da decomposição de organismos de origem alóctone (originado fora do lugar em que se encontra), esgotos domésticos e industriais e material particulado de origem industrial contido na atmosfera (SHARPLEY et al., 1992; DILS; HEATHWAITE, 1996; SHARPLEY et al., 1995; REYNOLDS; DAVIES, 2001; McDOWELL et al., 2001; BRÖNMARK; HANSSON, 2005).

O fósforo presente em águas continentais encontra-se em diferentes formas, cujas nomenclaturas variam de autor para autor. Dentre as classificações mais aceitas estão as de

OHLE, *apud* Esteves, 1998, que apresenta diferentes formas de fosfato em cada fase de uma amostra filtrada em membrana de 0,45µm de diâmetro. Há ainda a de Stumm e Morgan (1996), que agrupam os fosfatos inorgânicos e orgânicos nas principais formas solúveis e insolúveis presentes em águas continentais. Atualmente, tem se utilizado de uma classificação mais sumária, que agrupa as várias formas de fosfato em apenas cinco: fosfato particulado (P-particulado), fosfato orgânico dissolvido (P-orgânico dissolvido), fosfato inorgânico dissolvido ou ortofosfato ou fosfato reativo (P-orto), fosfato total dissolvido (P-total dissolvido) e fosfato total (P-total). O P-orto é a principal forma de fosfato assimilada pelos vegetais aquáticos, podendo se apresentar sob diferentes espécies iônicas em função do pH do meio: H_3PO_4 , $H_2PO_4^-$, HPO_4^{2-} e PO_4^{3-} . Como em águas continentais a faixa de pH mais frequente situa-se entre 5 e 8, as espécies iônicas predominantes são $H_2PO_4^-$ e HPO_4^{2-} . A presença do P-orto nas águas continentais é muito baixa, e depende da densidade e da atividade de organismos aquáticos - principalmente os fitoplânctônicos e as macrófitas, que, durante a fotossíntese, podem assimilar grandes quantidades destes íons. Ainda, em lagos tropicais, devido à alta temperatura, o metabolismo dos organismos aumenta consideravelmente, acelerando ainda mais a assimilação e incorporação do P-orto à biomassa (ESTEVEES, 2011).

Represas situadas em bacias de drenagem ocupadas por matas e florestas, usualmente, apresentam baixa produtividade primária em função da limitação dos nutrientes. Já nos reservatórios situados em proximidades de centros urbanos ou de áreas agrícolas, comumente, se verifica uma progressiva acumulação de plantas aquáticas e um processo de eutrofização acelerado (VON SPERLING, 2005). Nos ambientes eutrofizados é comum que a liberação de fosfato a partir do sedimento continue mesmo cessando as fontes externas (MOORE et al., 1991; TUNDISI; VANNUCCI, 2001).

Os efeitos do aporte de nutrientes e da própria carga interna dos ecossistemas lênticos são diretamente influenciados pela hidrodinâmica da coluna de água. Na camada hipolimnética, o transporte vertical é facilitado pela bioturbação e ressuspensão (WÜEST; LORKE, 2003), possibilitando a difusão de nutrientes (BACCINI, 1985; MOORE et al., 1991) (Figura 2). A circulação da água hipolimnética propicia a distribuição dos nutrientes, entre os quais o P, enquanto que a estratificação térmica confere estabilidade à massa líquida, limitando as trocas entre camadas.

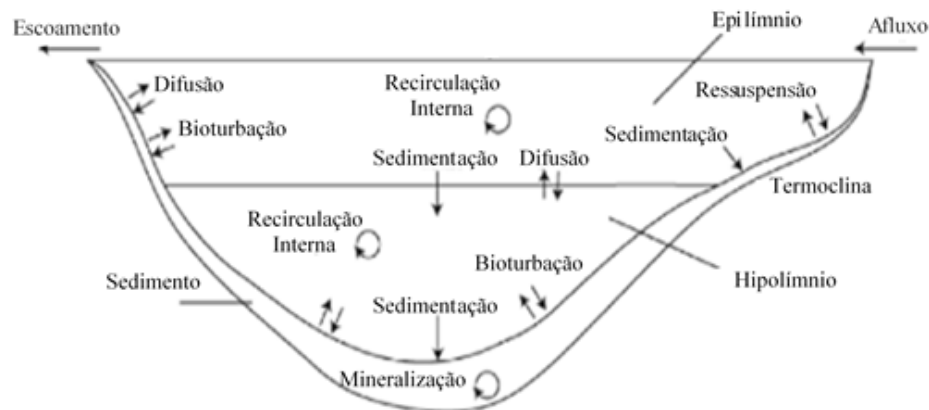


Figura 2 – Processos de troca de nutrientes entre água e sedimento em ecossistemas lênticos.

Fonte: Adaptado de Wüest e Lorke (2003).

A estratificação térmica em lagos e reservatórios é resultado do balanço de calor entre a água armazenada e as contribuições externas, incluindo radiação solar, troca indutiva de calor entre a atmosfera e a água, e o calor dos tributários. A perda de calor pode ser por emissão de radiação da superfície do lago de volta para a atmosfera, por evaporação, condução ou através das vazões efluentes. Como os processos de aquecimento e resfriamento ocorrem em uma camada superficial relativamente fina, se não houver mistura vertical para destruir o gradiente de calor, ocorrerá estratificação térmica. Outros fatores que influenciam diretamente a natureza da estratificação térmica e de densidade são o vento e a precipitação (NOGUEIRA, 1991).

3.4.2 Nitrogênio

O nitrogênio, assim como o fósforo, é considerado um dos macronutrientes mais importantes para o desenvolvimento da vida aquática, sendo considerado um dos principais constituintes das células de todos os seres vivos. Embora considerado um elemento relativamente abundante, este se encontra cerca de 99,9% na forma de gás nitrogênio (N_2) e não está disponível para a maior parte dos seres vivos (ENRICH-PRAST, 2005).

Segundo Esteves (1998), o nitrogênio é encontrado nos ambientes aquáticos sob várias formas. As principais formas são: Nitrato (NO_3^-), Amônia (NH_3), Nitrito (NO_2^-), Óxido Nitroso (N_2O), Nitrogênio Molecular (N_2), Nitrogênio Orgânico Dissolvido (aminas, aminoácidos etc.) e Nitrogênio Orgânico Particulado (bactérias, fito e zooplâncton e detritos).

É comum em limnologia usar o termo “amônia” para designar o nitrogênio amoniacal, que é composto, por NH_3 (amônia) e NH_4^+ (amônio). O nitrito é encontrado em pequenas concentrações no corpo d’água, principalmente na zona oxigenada do lago. No entanto, quando ocorre anaerobiose, principalmente nas camadas mais profundas e lagos estratificados, as concentrações de nitrito aumentam consideravelmente. O nitrito é uma forma intermediária do nitrogênio, entre amônia, forma mais reduzida, e nitrato, forma mais oxidada.

O nitrogênio chega aos ambientes aquáticos através da fixação biológica e origem alóctone. Portanto, os níveis de concentração das formas dissolvidas são influenciados pelo tipo de vegetação e atividades no seu entorno (SILVA, 2005). As principais formas de nitrogênio encontradas nos sistemas aquáticos são a amônia (NH_3), o amônio (NH_4^+), o nitrito (NO_2^-), o nitrato (NO_3^-) e as diversas formas orgânicas dissolvidas e particuladas (Norg).

O nitrogênio atmosférico N_2 é fixado, nos ambientes aquáticos por bactérias e cianobactérias convertido em moléculas orgânicas e assim entra na cadeia trófica. Os íons nitrato (NO_3^-) e amônio (NH_4^+) são as principais formas utilizadas pelos produtores primários, apresentam-se em equilíbrio dinâmico e suas concentrações são governadas pelos aportes de nitrogênio na bacia e por processos biológicos, bem como reações de oxidação e redução realizadas pelos microrganismos (PETERSON et al., 2001). A retirada do NH_4^+ é realizada através da assimilação biológica, absorção pelo sedimento e nitrificação. As excreções de animais devolvem o nitrogênio como amônia e em formas orgânicas que podem se converter em amônia, através de decomposição e mineralização. Através do processo de nitrificação, o NH_4^+ é transformado em NO_2^- e NO_3^- sob condições aeróbias a partir da atividade microbiana (Figura 3). Enrich-Prast (2005) e Esteves (1998) descrevem os processos contidos no ciclo do nitrogênio e estão apresentados na Tabela 2 de maneira resumida.

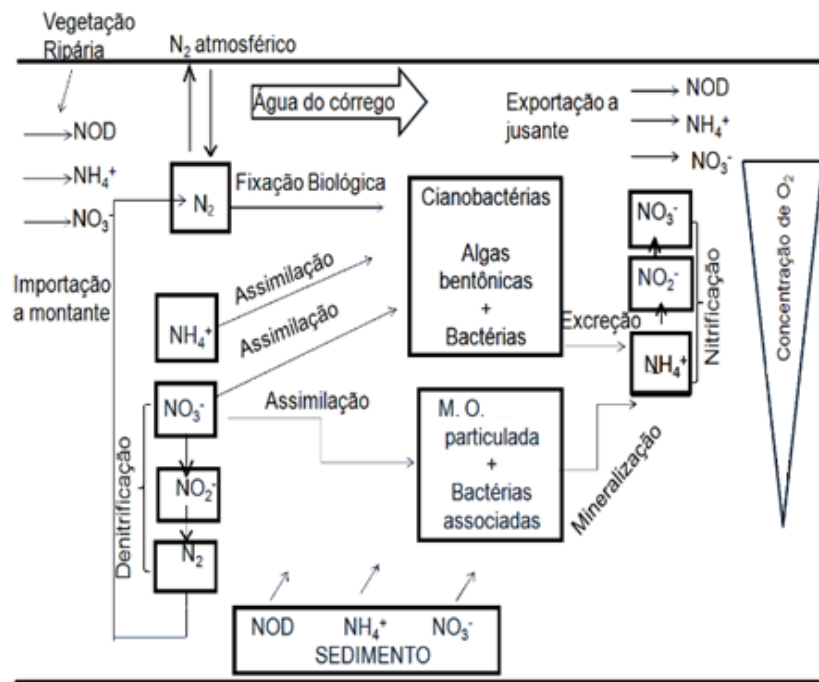


Figura 3 - Ciclo do Nitrogênio.
 Fonte: Adaptado de Allan e Castillo (2007).

Tabela 2 – Processos que ocorrem no ciclo do Nitrogênio.

Fixação (biológica)	<p>Este processo é realizado por alguns organismos heterótrofos e autótrofos. Porém, estes últimos são responsáveis pela maior porcentagem do nitrogênio fixado no ambiente aquático;</p>
Amonificação ou mineralização	<p>Etapa referente à transformação do nitrogênio orgânico particulado e dissolvido em amônia (NH_4^+). O sedimento de fundo dos reservatórios é o principal local onde ocorre este processo, sendo a amônia formada, resultante, tanto de processos anaeróbios, como aeróbios de organismos heterotróficos. No ambiente aquático, quando o pH é baixo a amônia é instável, sendo transformada, por hidratação, para o íon amônio ($\text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{NH}_4^+ + \text{OH}^-$), enquanto que em meio alcalino, $\text{pH} > 7$, a amônia formada pode difundir para a atmosfera. O processo de amonificação e a excreção de amônia por organismos aquáticos são as principais fontes deste elemento no corpo d'água;</p>
Assimilação	<p>A amônia e o nitrato são as principais formas de nitrogênio inorgânico dissolvido. No entanto, os organismos decompositores assimilam preferencialmente a amônia, pois o nitrato, antes de ser consumido, necessita</p>

	<p>primeiro passar pelo processo de redução assimilatória de nitrito e só a partir daí ser convertido à amônia, resultando, assim, em um gasto maior de energia para esses organismos;</p>
Nitrificação	<p>Resulta da oxidação biológica da amônia para nitrato, no processo de decomposição da matéria orgânica. Neste processo participam dois gêneros de bactérias: as <i>Nitrosomonas</i>, que oxidam o amônio a nitrito ($\text{NH}_4^+ + 1 \frac{1}{2} \text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_2^- + 2\text{H}^+ + \text{H}_2\text{O}$), e as <i>Nitrobacter</i>, que oxidam nitrito para nitrato ($\text{NO}_2^- + \frac{1}{2} \text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^-$). Este processo é essencialmente aeróbio, ocorrendo geralmente nas camadas onde o oxigênio está disponível;</p>
Desnitrificação	<p>Em condições anaeróbias, algumas bactérias utilizam nitrogênio como acceptor de elétron, em vez de oxigênio. Neste processo apresentam-se duas variações: a <i>desnitrificação</i>, que reduz nitrato para nitrogênio molecular ($10\{\text{H}\} + 2\text{H} + 2\text{NO}_3^- \rightarrow \text{N}_2 + 6\text{H}_2\text{O}$), e a <i>amonificação do nitrato</i>, que reduz o nitrato para amônia ($8\{\text{H}\} + \text{H} + \text{NO}_3^- \rightarrow \text{NH}_4 + \text{OH}^- + 2\text{H}_2\text{O}$). Nos ambientes aquáticos o principal local de ocorrência deste fenômeno é no sedimento de fundo, pois, além das condições de anoxia, existe grande quantidade de matéria orgânica.</p>

As fontes antrópicas de nitrogênio em água abrangem atividades industriais, drenagem de centros urbanos, uso de fertilizantes e despejos de resíduos em corpos d'água sem tratamento completo (FERRETI, 2005). Esse macronutriente, assim como o fósforo, também pode estar associado aos eventos de eutrofização ocorrentes em sistemas hídricos. Compostos nitrogenados, como amônia e nitrito, são tóxicos aos organismos aquáticos, quando em altas concentrações, especialmente aos peixes. Além disso, os processos de nitrificação consome oxigênio do meio, podendo levar o corpo d'água a baixa concentração de oxigênio ou anoxia, com o desaparecimento de espécies aeróbias (VON SPERLING, 1996).

3.4.3 Nutriente Limitante

De acordo com Salas e Martino (1991), o nutriente limitante é aquele que, em termos de necessidade estequiométrica, apresenta a menor proporção dentre os nutrientes que regulam a biomassa fitoplanctônica, sendo o primeiro a se tornar escasso no meio, limitando a produção primária.

A utilização de um nutriente por um organismo, em geral, obedece à “Lei do Mínimo” estabelecida por Liebig, onde o crescimento de um organismo é limitado pela substância disponível nas quantidades mínimas relativas às suas necessidades para crescimento e reprodução (ODUM, 1971).

A determinação do nutriente limitante é feita considerando-se que a demanda da alga é equivalente à distribuição de nutrientes na sua biomassa. A constituição da biomassa algal é normalmente derivada da chamada relação de Redfield ($C_{106}H_{118}O_{45}N_{16}P$), o que vale dizer que as algas, em média, demandam 16 vezes mais nitrogênio do que fósforo. Se a relação N:P (base molar), for consideravelmente superior a 16 há indicação de que o fósforo é o nutriente limitante (VON SPERLING, 2000). Da mesma forma considera-se que, se a relação N:P for consideravelmente inferior à 16 o nitrogênio será o nutriente limitante.

No estudo desenvolvido por Lamparelli (2004), tomou-se como referência a razão 10:1, abaixo do qual o nitrogênio é o fator limitante, ou seja uma folga de 6:1 para atingir 16:1. Paulino et al., (2011), usaram a mesma regra, tem considerado 22:1 como o valor consideravelmente superior, a partir do qual existe a limitação por fósforo. No intervalo entre 10:1 e 22:1 pode acontecer de ambos os nutrientes estarem em concentração limitante ou outros fatores estarem limitando a produção primária, como, por exemplo, temperatura ou radiação solar.

Estudos sobre a eutrofização, indicam que o fósforo seja o principal nutriente responsável pelo fenômeno em lagos e reservatórios, como exemplo, os trabalhos realizados por Toledo Jr. et al., (1983) e Batista et al., (2012). Porém, é necessário entender os processos que envolvem o comportamento desses dois principais macronutrientes, o fósforo e o nitrogênio, dentro do ecossistema aquático e a interação destes com o meio. Já para Neves et al. (2006), o nitrogênio pode atuar como limitante na produção primária dos ecossistemas aquáticos, quando se apresenta em baixas concentrações, visto que participa da formação de proteínas, um dos componentes básicos da biomassa.

Contudo, Nogueira e Ramirez (1998) e Amorim (2001) mostraram que o mesmo reservatório pode ser limitado tanto pelo fósforo quanto pelo nitrogênio em fases distintas do mesmo ciclo hidrológico anual. Barbosa (2002), observou-se no reservatório Taperoá II, estado da Paraíba, alternância entre o nutriente limitante nos ciclos interanuais, em função da variação estacional no nível de água do açude, fundamental para a estruturação das assembleias fitoplanctônicas. A limitação por nitrogênio, estabelecida através da relação N:P, foi mais

recorrente no período chuvoso, enquanto nos meses secos houve evidências de limitação por fósforo.

3.4.4 Clorofila *a*

A clorofila *a*, pigmento universalmente presente em todos os grupos taxonômicos de algas, é utilizada como índice de biomassa, tanto para microalgas em cultura, como para fitoplâncton e perifiton. A relação entre a clorofila *a* e os outros pigmentos fotossintéticos indica-nos, para o fitoplâncton, o tipo de populações dominante, e para as culturas, o estado fisiológico das células (LORENZEN; JEFFREY, 1980).

O uso da clorofila *a* tem sido amplamente difundido e apesar de ser considerada um medida indireta da biomassa, é usada extensivamente nos estudos de corpos aquáticos. Isto porque sua determinação é rápida, simples e de grande reprodutibilidade. Como a clorofila *a* é o pigmento fundamental da fotossíntese (os outros pigmentos são considerados acessórios), a sua determinação é suficiente para maioria dos monitoramentos (USEPA, 1992).

A clorofila *a* representa aproximadamente 1 a 2% do peso seco do material orgânico em todas as algas planctônicas. Dessa forma, é considerada um indicador da presença de material vivo existente em um corpo hídrico num dado espaço de tempo, conhecida como biomassa algal. Por esse motivo, é utilizada como principal variável indicadora do estado trófico dos ambientes aquáticos (BARROS, 2013).

A clorofila *a*, dominante nas algas, além de ser usada para caracterizar o estado de trofia no corpo de água, pode ser usada para estimar a composição da biomassa algal (população fitoplanctônica). Porém, deve-se observar que a concentração de pigmentos das algas pode variar amplamente, dependendo do metabolismo, luz, temperatura, disponibilidade de nutrientes, além de muitos outros fatores. Além disto, pigmentos clorofilados se degradam a produtos relativamente estáveis – as feofitinas - que interferem com métodos de determinação da clorofila *a* (WETZEL, 1993).

O estudo do fitoplâncton e da biomassa, associado aos parâmetros físicos e químicos, pode detectar possíveis alterações na qualidade das águas, bem como avaliar tendências ao longo do tempo, que se reflitam em modificações no habitat ou no comportamento dos organismos aquáticos. Além disso, a análise dos níveis de clorofila pode

estabelecer uma correlação entre a ocorrência das espécies e a biomassa e, desta forma, buscar indicadores biológicos da qualidade de água (TOMAZ, 2008).

3.4.5 Transparência da água

A transparência do disco de Secchi é definida como a profundidade onde este desaparece quando introduzido verticalmente na coluna d'água (BONEY, 1976). Este método é bastante utilizado devido a sua simplicidade, entretanto, apresenta limitações pela influência da reflexividade da água, do fluxo de luz e do material em suspensão (MATHEUS et al., 1989).

A transparência do corpo d'água é um dos parâmetros físicos observados na análise de sua qualidade. Este parâmetro pode ser obtido através da leitura da profundidade do disco de Secchi, ou seja, a partir da observação do desaparecimento de um disco mergulhado na água. O valor do disco de Secchi tem uma relação direta com a transparência da água e inversa à quantidade de compostos orgânicos e inorgânicos no percurso da luz e também ao coeficiente de atenuação da irradiância (PEREIRA FILHO, 2000), ou seja, a profundidade de desaparecimento do disco de Secchi corresponde àquela profundidade na qual a radiação de 400 – 740 nm (faixa visível) refletida do disco não é mais sensível ao olho humano (ESTEVES, 1998).

Esteves (1998), considera que, embora a utilização do disco de Secchi seja às vezes criticada, sua simplicidade, custo reduzido, facilidade de transporte e principalmente o número de informações possíveis de serem extraídas a partir de seus valores, justificam sua utilização para análises de ambientes aquáticos. Além da importância em pesquisas científicas, visto que por ser um parâmetro universal, permite comparações. Mesmo considerando que a profundidade do disco de Secchi não fornece dados sobre a qualidade e quantidade de radiação, autores como Pereira et al., (2011), Branco et al., (2002) e Bukata (1995), utilizaram essa variável para o cálculo indireto do coeficiente vertical de atenuação de luz na água, considerado o inverso da profundidade de Secchi. A medição dessa única característica física permitiu inferir o tipo de água de ecossistemas aquáticos; e a extensão da zona eufótica, indicando até que profundidade a radiação penetrante atinge no corpo d'água, de modo a possibilitar o desenvolvimento das comunidades fitoplanctônicas nesse ambiente. Para os cálculos são utilizadas relações matemáticas simples entre essas grandezas.

A diminuição da transparência da água está relacionada com o aumento de sua turbidez, devido a materiais em suspensão, finamente divididos, tais como, materiais orgânicos e inorgânicos (areia, argilas, carbonatos, óxidos) pouco solúveis (MACÊDO, 2007). A transparência da água influencia na maior ou menor produtividade aquática, uma vez que, baixa transparência aliada a alta turbidez dificultam a penetração de raios solares nas camadas da coluna de água, diminuindo a ação fotossintética da flora aquática e conseqüentemente reduzindo a disponibilidade de oxigênio dissolvido, o que pode comprometer a vida aquática (BRANCO, 1991; MOLICA, 1996).

3.5 Outros fatores importantes na produtividade dos reservatórios

O conhecimento das medidas morfométricas e da hidrodinâmica dos reservatórios é uma ferramenta útil para identificar a heterogeneidade espacial das características físicas, químicas e biológicas. A identificação de padrões espaciais é uma das etapas importantes para identificar as causas das transformações nos processos ecológicos de reservatórios (PINTO COELHO et al., 2010).

Os fatores climáticos são responsáveis por uma série de fenômenos que ocorrem no corpo d'água. A radiação solar sobre os lagos e reservatórios, em diferentes localidades do planeta e em diferentes épocas do ano, é fundamental para a definição do padrão de mistura destes ambientes. Em lagos e reservatórios localizados em regiões de clima temperado, as diferenças entre a mínima e a máxima radiação são bem maiores que em lagos de regiões tropicais. Conforme Shiklomanov (2000), a radiação mínima está relacionada à época e duração do período de mistura e a diferença entre o mínimo e máximo está relacionada à estabilidade da coluna d'água durante o período de estratificação. Os padrões de mistura dos lagos e reservatórios podem ser classificados como:

(i) *Holomíticos*, quando a circulação atinge toda a coluna d'água. Neste caso, podem ser identificados os lagos *Dimíticos*, quando ocorrem duas circulações ao longo do ano, típico de lagos localizados em regiões temperadas; *Monomítico quente e frio*, quando ocorre apenas uma circulação durante o ano, típico de lagos localizados em clima tropical; e *Oligomíticos*, lagos com pouca circulação, profundos com pouca variação de temperatura e os lagos *Polimíticos* com muita circulação, são geralmente rasos e de grande extensão;

(ii) *Meromítico*, quando a circulação atinge apenas uma parte da coluna d'água. Neste caso, podem ser identificados os lagos com meromixia geomorfológica que ocorre em lagos profundos com pouca ação dos ventos e lagos com meroxia química, quando a camada mais profunda é mais densa, em função da concentração de sais.

Os padrões de estratificação da coluna d'água são muito variáveis, mesmo em ecossistemas localizados em uma mesma região, porque além de fatores climatológicos, fatores inerentes ao próprio ecossistema (e.g. morfometria) têm papel importante.

Esteves (1998), diz que em lagos de regiões tropicais, os fenômenos de estratificação da massa d'água ocorrem de maneira diferenciada daqueles de regiões temperadas. Nos lagos tropicais, o mais comum é a ocorrência de estratificação e desestratificação diária ou estratificação durante a primavera, verão e outono com desestratificação no inverno. A variação sazonal de temperatura é pouco acentuada em relação à variação diária e os lagos têm profundidade reduzida. Estas características produzem um processo de estratificação e desestratificação diária, a estratificação se desenvolve no período do dia, culminando com o máximo de estabilidade térmica por volta das 16-17 horas e desestratificação noturna, devido à perda de calor para a atmosfera. A diferença de temperatura entre epilímio e hipolímio é pequena.

O açude Bodocongó (Paraíba) com apenas 3°C de diferença de temperatura entre as camadas, mostrou estratificação tão estável quanto a observada no lago Anderson (EUA), com 16°C de diferença (ESTEVES, 1998). Os lagos costeiros em regiões tropicais apresentam-se normalmente desestratificados e alguns lagos profundos podem apresentar estratificação permanentemente.

Apesar da oscilação pequena da temperatura do ar e da água dos reservatórios das regiões semiáridas durante o ano, apresentando valores altos, é possível observar padrões estacionais típicos com temperaturas mais elevadas na estiagem e mais amenas no período chuvoso (ESKINAZI-SANT'ANNA et al., 2007). No entanto, as precipitações no período chuvoso são fatores fundamentais para a dinâmica limnológica de reservatórios localizados na região semiárida brasileira. Para Chellappa et al., (2009) a variabilidade temporal do regime de precipitação, em regiões tropicais semiáridas, governa mudanças nas condicionantes limnológicas dos reservatórios no que diz respeito aos padrões de distribuição das variáveis físicas e químicas e à manutenção e composição das comunidades ecológicas.

Outros fatores climáticos extremamente importantes são a precipitação pluviométrica e a evaporação sobre a bacia de drenagem dos lagos e reservatórios. A pluviometria influenciará sobre a afluência de água e aporte de nutrientes aos lagos e reservatórios e, conseqüentemente, influenciando o comportamento hidrodinâmico do corpo d'água, principalmente nos mecanismos de transporte, ou seja, advecção, convecção, turbulência, difusão, cisalhamento, dispersão, entre outros (FUNCEME, 2002).

A região semiárida do Nordeste brasileiro é caracterizada por duas estações bem definidas, nas quais o regime de precipitação é o principal fator de diferenciação. Geralmente as chuvas ficam concentradas de janeiro a junho, sendo que, no Ceará, os meses que apresentam maior precipitação são fevereiro, março, abril e maio, que representam a quadra chuvosa deste Estado (FUNCEME, 2010). As elevadas temperaturas do ar e a distribuição anual irregular das chuvas conduzem a taxas de evaporação elevadas, ocasionam perdas significativas de água e geram um balanço hídrico deficitário nos reservatórios (FREIRE et al., 2009).

Azevedo et al., (2008), constataram que, nos estuários do Golfão Maranhense o período de maior índice pluviométrico coincide com a menor transparência na água e com o menor teor de clorofila *a*. Estes fatores diminuem a camada fótica e dificultam a assimilação dos nutrientes disponibilizados no carreamento pelas águas da chuva.

A dinâmica da massa hídrica dentro de um reservatório terá maior influência sobre o comportamento dos parâmetros de qualidade da água, em função de fatores como a morfologia, operação e utilização da água armazenada. Straskraba et al., (1993), consideram que o tempo de retenção é um fator chave para a limnologia de reservatórios, influenciando o padrão de mistura e a produtividade do mesmo. Segundo Figueirêdo et al., (2007), o tempo de retenção hidráulica elevado aumenta a eutrofização, devido ao maior tempo de assimilação de nutrientes pelo fitoplâncton.

Nem sempre o transporte de uma substância química na água é determinado pela sua natureza ou quantidade, mas também pela quantidade de água onde ela deverá diluir-se e pelo seu tempo de retenção no reservatório. O consumo de fósforo está diretamente relacionado com a sua disponibilidade nas camadas superiores, onde existe a ação de fitoplânctons ou no hipolímnio, onde não ocorre consumo deste nutriente. A sedimentação de partículas de nutrientes, também está relacionada ao tempo de retenção. Logo, em reservatório com maior tempo de retenção ocorrem maiores taxas de sedimentação de nutrientes, enquanto que em

reservatórios com pequeno tempo de retenção, parte das partículas de nutrientes é transportada para fora do reservatório (STRASKRABA et al., 1993).

Para Freire et al., (2009), fatores como tempo de retenção hidráulica, mistura gradual da água e processos de sedimentação de material alóctone ainda na região fluvial, contribuíram para manter a maior transparência da zona lacustre do açude Pacajus - CE e, portanto, maior zona eufótica, condições favoráveis para o crescimento do fitoplâncton. O tempo de retenção hidráulica elevado e maior tamanho e profundidade do reservatório, como indicado por Tundisi et al., (1988), condicionaram estratificação térmica e elevação da produtividade primária e da matéria orgânica no reservatório Xingó, na bacia do rio São Francisco.

Os parâmetros morfométricos de um reservatório são de simples obtenção e podem fornecer algumas informações sobre o comportamento do ecossistema do ambiente aquático. Segundo Von Sperling (1999), a morfologia dos lagos e reservatórios influencia largamente o metabolismo aquático dos mesmos. A radiação solar, formação de correntes horizontais e verticais, atuação do vento, existência de baías e aportes da bacia de drenagem são exemplos de condicionantes morfológicos que afetam, tanto na localização de macro e microorganismos, como na distribuição de compostos químicos dissolvidos e particulados no ecossistema aquático.

A intensidade da radiação solar e a forma de atuação do vento, associadas à profundidade média do reservatório, são fundamentais para definir o padrão de mistura do corpo d'água. Geralmente, lagos ou reservatórios muito profundos, com uma área superficial pequena, apresentarão a camada hipolimnética bem definida e com baixos teores de oxigênio dissolvido. Já lagos ou reservatórios com pequena profundidade e grande área superficial apresentam-se bem misturados em função da forte atuação dos ventos (FUNCEME, 2002).

3.6 Índice de Estado Trófico - IET

3.6.1 Metodologias de classificação dos graus de trofia

O Índice do Estado Trófico tem por finalidade classificar corpos d'água 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 ao aumento da infestação de macrófitas aquáticas. Este índice sofreu adaptações ao longo do tempo, sendo atualmente calculado em função dos valores de fósforo total, clorofila *a* e sendo expresso para rios e reservatórios (LAMPARELLI, 2004).

Segundo Carlson e Simpson (1996), Einar Naumann, limnólogo sueco, foi o primeiro a desenvolver o conceito do que hoje conhecemos como estado trófico, no final da década de 1920. O conceito de estado trófico de Naumann estava relacionado com quatro proposições: i) a quantidade de algas (produção) em um lago é determinada por diversos fatores, principalmente as concentrações de nitrogênio e fósforo; ii) variações regionais na produção algal estão correlacionadas com a estrutura geológica da bacia hidrográfica; iii) a produção em um lago afeta a biologia deste como um todo; iv) existem certas conexões evolucionárias (ontológicas) entre lagos de diversos tipos; lagos tornam-se mais produtivos com o tempo.

Desde a proposição inicial de Naumann na década de 1920, o estado trófico vem sendo designado pelos termos oligotrófico, mesotrófico e eutrófico: oligo significa “pouco”, trófico é relativo a “alimento”; eutrófico significa “muito alimento”; e mesotrófico seria o meio termo entre essas duas categorias. Diversas variáveis podem ser utilizadas para definir o estado trófico de um ecossistema, mas atualmente a transparência da água, a biomassa fitoplanctônica e as concentrações de nutrientes têm sido as mais amplamente aceitas e utilizadas (HENNEMANN, 2010).

Na prática a caracterização do estado trófico é quantificada através de variáveis que se relacionam diretamente com o processo de eutrofização, em geral, clorofila *a*, transparência das águas e as concentrações de nutrientes e oxigênio dissolvido (TOLEDO et al., 1983). A partir dos anos sessenta do século XX, os limnólogos passaram a sugerir vários critérios para a classificação do estado trófico de um lago, conforme a concentração de alguns parâmetros, tais como: fosfato total, Clorofila *a*, nitrogênio, profundidade Secchi e oxigênio dissolvido (HAYDÉE, 1997).

Vollenweider (1968), quantificou o processo de eutrofização por meio do desenvolvimento de um modelo de balanço de massa, utilizando dados da literatura a respeito de lagos de clima temperado. Demonstrou uma forte relação entre as entradas de nutrientes e a concentração de nutrientes dentro do lago. Essa relação mostrou que carga de nutrientes, alterações na morfologia, hidrologia, e assoreamento do lago são os principais fatores que causam a eutrofização em lagos (USEPA, 2000).

A equação 3.1, proposta por Vollenweider (1976), para ambientes temperados é expressa na forma:

$$Pr = \frac{Lc}{qs + \sqrt{t}} \quad (3.1)$$

Pr = concentração de fósforo no reservatório (mg P/m³)

Lc = carga crítica de fósforo sobre a represa (mg P/m².ano)

qs = taxa de aplicação hidráulica = z/t (m/ano)

t = tempo de detenção hidráulica = V/Q (anos)

Em trabalho anteriormente citado, Vollenweider, estabeleceu valores limites de fósforo total e nitrogênio para a classificação de corpos de água, segundo os graus de trofia observados (Tabela 3). Segundo Wetzel (1993), além de valores limites para nutrientes, considera também que ambientes com concentrações médias de clorofila *a* superiores a 10 µg L⁻¹ são eutrófico.

Tabela 3 - Classificação do estado trófico segundo Vollenweider (1968).

Categoria Trófica	P Total (µg.L⁻¹)	Clorofila (µg.L⁻¹)	Secchi (m)
Ultra-ligotrófico	< 5	≤ 1	≥ 12
Oligotrófico	5 – 10	≤ 2,5	≥ 6
Mesotrófico	10 – 30	2,5 – 8	6 – 3
Eutrófico	30 – 100	8 – 25	3 – 1,5
Hipereutrófico	> 100	≥ 25	≤ 1,5

Fonte: PNMA II (2007).

Tradicionalmente, os lagos tropicais foram sendo geralmente enquadrados segundo este critério, muito embora fosse reconhecida a nítida diferenciação das respostas destes, em relação aos sistemas temperados, frente ao processo de eutrofização.

Salas e Martino (1991), desenvolveram a partir do índice de Vollenweider, considerando o estudo de 40 lagos e reservatórios da América Latina e Caribe, o seguinte modelo (Equação 3.2):

$$P = \frac{L(P)}{\frac{Z}{T_w} + 2\sqrt{T_w}} \quad (3.2)$$

Em que:

P = fósforo total (mg.L⁻¹)

L (P) = taxa de carga de fósforo total superficial (g.m⁻².ano⁻¹)

Z = profundidade média do lago (m)

T_w = tempo de detenção (ano)

Salas e Martino (1991), consideraram o modelo empírico de fósforo total com os limites fixos de 0,030 e 0,070 mg.L⁻¹, que separam as classificações oligotrófica/mesotrófica e mesotrófica/eutrófica.

Overbeck (2000), cita diversos métodos para qualificação do estado trófico: 1) a composição da comunidade fitoplantônica; 2) o conteúdo de proteína da água; 3) a correlação entre fósforo total e clorofila *a*; 4) o Índice de Carlson; e 5) a razão produção × decomposição. A correlação entre fósforo total e clorofila *a* tem sido empregada rotineiramente agregando informações como no Índice de Carlson (1977), que é o mais utilizado, devido à sua simplicidade e por envolver parâmetros de qualidade da água importantes. Esse IET engloba lagos numa escala numérica de 0 a 100, sendo que cada divisão (10, 20, 30, etc.) representa a capacidade de dobrar a biomassa algal (Tabela 4). O índice é calculado para fósforo total, clorofila *a* e transparência da água, sendo:

$$\text{IET (DS)} = 10.\{6 - [\ln (\text{DS} / \ln 2)]\} \quad (3.3)$$

Em que:

$\ln DS$ = logaritmo neperiano da transparência da água medida através de disco de Secchi (m)

$\ln 2$ = logaritmo neperiano de 2

$$\text{IET (Cla)} = 10\{6 - [(2,04 - 0,695 * \ln (\text{Cla}) / \ln 2)]\} \quad (3.4)$$

$$\text{IET (PT)} = 10\{6 - [\ln (48/\text{PT}) / \ln 2]\} \quad (3.5)$$

Em que:

$\ln \text{Cla}$ = logaritmo neperiano da clorofila a (mg.m^{-3})

$\ln 2$ = logaritmo neperiano de 2

$\ln \text{PT}$ = logaritmo neperiano do Fósforo Total (mg.L^{-1})

Tabela 4 – Classificação do IET de Carlson (1977).

Categoria Estado Trófico	IET
Ultraoligotrófico	$\text{IET} < 20$
Oligotrófico	$21 < \text{IET} \leq 40$
Mesotrófico	$41 < \text{IET} \leq 50$
Eutrófico	$51 < \text{IET} \leq 60$
Hipereutrófico	$\text{IET} > 60$

Fonte: Adaptado de Carlson (1977).

A Organization for Economic Cooperation and Development (OECD, 1982), publicou os resultados de um amplo estudo sobre o monitoramento, avaliação e controle da eutrofização de ambientes aquáticos, em que foram estabelecidos os limites para classificação trófica. Como estes limites foram estabelecidos para lagos de regiões temperadas, Salas e Martino (1991) publicaram um estudo, realizado pelo Centro Panamericano de Engenharia Sanitária e Ciências Ambientais (CEPIS), ligado à Organização Mundial de Saúde (OMS) o qual eles revisaram em 2001 (SALAS E MARTINO, 2001), propondo um modelo trófico simplificado para fósforo, para lagos e reservatórios tropicais da América Latina e Caribe.

O IET de Carlson (1977), foi modificado por Toledo et al., (1983) para adaptá-lo a ambientes tropicais. É baseado em informações relativas à biomassa fitoplanctônica presente

em um determinado corpo de água, adotando-se as variáveis clorofila *a*, transparência (disco de Secchi) e fósforo total.

A partir do IET de Carlson (1977), modificado por Toledo et al., (1983), um novo índice foi alterado por Lamparelli (2004), com base em dados da Rede de Monitoramento da Qualidade das Águas Superficiais do Estado de São Paulo da CETESB. Foram amostrados 34 pontos em reservatórios, e resultaram nas equações abaixo:

$$\mathbf{IET (S) = 10 (6 - ((\ln S)/\ln 2))}, \quad (3.6)$$

Em que: a transparência (S), é expressa em m.

Aplicando-se a equação acima se obtém:

$$\mathbf{IET (CL) = 10. (6 - ((0,92 - 0.34 (\ln Cl))/\ln 2))}, \quad (3.7)$$

Em que: a clorofila *a* (Cl) é expressa em $\mu\text{g.L}^{-1}$.

$$\mathbf{IET (PT) = 10. (6 - ((1,77 - 0.42(\ln PT))/\ln 2))}, \quad (3.8)$$

Em que: o fósforo total (PT) é expresso em $\mu\text{g.L}^{-1}$.

Cunha et al., (2013), propuseram um novo ajuste aos índices de estado trófico anteriores, para ambientes tropicais e subtropicais, utilizando-se os dados de PT, Cla *a* e Transparência, levando em consideração os seis níveis tróficos considerados por Lamparelli (2004) e chegaram as seguintes fórmulas:

$$\mathbf{IET_{trs} (PT) = 10*(6 - (-0,27637*\ln PT + 1,329766/\ln 2))};$$

$$\mathbf{IET_{trs} (Cla) = 10*(6 - (-0,2512*\ln Cla + 0,842257)/\ln 2)};$$

Em que o fósforo total (PT) e a clorofila *a* (Cla) são expressos em $\mu\text{g.L}^{-1}$.

Além das equações, os limites obtidos para a classificação de estado trófico são apresentados a seguir na Tabela 5.

Tabela 5 – Classificação Trófica do IET_{trs}.

Nível trófico	IET_{trs}
Ultraoligotrófico	$\leq 51,1$
Oligotrófico	$51,2 < IET \leq 53,1$
Mesotrófico	$53,2 < IET \leq 55,7$
Eutrófico	$55,8 < IET \leq 58,1$
Supereutrófico	$58,2 < IET \leq 59$
Hipereutrófico	$IET > 59$

Fonte: Cunha et al., (2013).

Os autores consideram que os Índices de Estado Trófico desenvolvidos para ambientes temperados podem superestimar os resultados para ambientes tropicais e subtropicais, sendo o IET_{trs} uma metodologia mais adequada e recomendada para esses ecossistemas.

Segundo Salas e Martino (2001), fica claro que é necessário adaptar os valores limite de qualidade para os nutrientes e clorofila *a*, bem como as equações de correlação entre esses parâmetros que servem de base para os índices de estado trófico, estabelecidos para regiões temperadas, onde o metabolismo dos ecossistemas aquáticos difere dos encontrados em ambientes tropicais.

As dificuldades a serem solucionadas com relação a eutrofização de corpos d'água tanto artificiais quanto naturais são muitas. O rápido processo de degradação desses ambientes tem se tornado um problema agudo, sobretudo em países tropicais em desenvolvimento. Nesse sentido, estudos sobre a tipologia de lagos podem contribuir para trazer soluções eficazes, os quais, no entanto, foram desenvolvidos e aplicados por várias décadas a ecossistemas lacustres de regiões temperadas. Entretanto, a utilização de técnicas de regiões temperadas aplicadas a regiões tropicais tem gerado resultados muitas vezes inadequados e até mesmo inviáveis de serem utilizados. Esses ecossistemas devem apresentar respostas diferentes á eutrofização quando comparados com lagos de zonas úmidas, de onde se originaram os conceitos clássicos da eutrofização. Portanto, os critérios para classificar o estado trófico de um lago numa região

semiárida devem ser distintos daqueles desenvolvidos para lagos em regiões úmidas (THORNTON; RAST, 1993).

No trópico semiárido brasileiro, os ecossistemas aquáticos lênticos predominantes são lagos artificiais, construídos para armazenar água durante o longo período de estiagem. Esses ecossistemas devem apresentar respostas diferentes a eutrofização quando comparados com lagos de zonas úmidas, de onde se originaram os conceitos clássicos da eutrofização. Portanto, os critérios para classificar o estado trófico de um lago numa região semiárida devem ser distintos daqueles desenvolvidos para lagos em regiões úmidas (THORNTON; RAST, 1993; SOUZA et al., 2008).

Em regiões semiáridas, as condições climatológicas e hidrológicas peculiares atuam como fatores de vulnerabilidade aos ecossistemas aquáticos, principalmente quando as atividades antrópicas concorrem para a degradação da qualidade ambiental destes sistemas naturais. Entre as condições inerentes a estas regiões, a sazonalidade climática, caracterizada por regime pluviométrico irregular, no tempo e no espaço, escassez de chuvas e secas periódicas com intensidades variáveis, é considerada como variável natural determinante sobre a estrutura e o funcionamento dos reservatórios, com influência direta na composição e na estrutura das comunidades aquáticas (CHELLAPPA et al., 2009; FIGUEIRÊDO et al., 2007).

Dessa forma, defende-se que a variação no regime hidrológico, com expectativas de chuvas concentradas em três ou quatro meses no primeiro semestre e estiagem na maior parte do ano, regula a disponibilidade de nutrientes no sistema. Por sua vez, concentrações elevadas de nitrogênio e fósforo, temperaturas elevadas durante ano e ação do vento sobre dinâmica física do sistema aquático, direcionam a estruturação de assembleias de fitoplâncton. Como resultado deste processo, várias pesquisas registram dominância por cianofíceas, capazes de produzir toxinas e comprometer a qualidade da água (CHELLAPPA et al., 2009; COSTA et al., 2009; DELLAMANO et al., 2003).

No entanto, devido à limitação hídrica da região, e apesar da importância ecológica dos reservatórios, existe a necessidade de pesquisas minuciosas para a identificação e compreensão da estrutura e da dinâmica funcional das comunidades aquáticas e entender com mais clareza os padrões de funcionamento desses sistemas aquáticos (LIMA, 2011).

O Índice de Estado Trófico não equivale a um índice de qualidade de água. O termo qualidade implica num julgamento que deve ser separado do estado trófico (CARLSON, 1977). Isto ocorre porque a qualidade está diretamente relacionada aos usos da água. A trofia de lagos

e reservatórios e rios é dividida em uma série de classes denominadas de estado trófico, que podem ser classificados do tipo menos produtivo para o mais produtivo como atualmente existem as subdivisões (XAVIER, 2005).

Para o gerenciamento dos recursos hídricos, em especial dos reservatórios, é necessário o conhecimento aprofundado das características físicas, químicas e operacionais dos reservatórios e sua influência na variação espacial e temporal da comunidade fitoplanctônica, bem como a utilização de ferramentas de avaliação do grau de trofia e da eutrofização artificial são fundamentais à medida que facilitam a organização de amplo conjunto de informações e favorecem a sua interpretação (CUNHA, 2012).

3.6.2 Critérios para a classificação de trofia

Na medida em que se torna mais intenso e diversificado o uso dos mananciais e de suas bacias hidrográficas, maior é a necessidade de se definir formas de manejo sustentado e de gestão ambiental desses ecossistemas. Para isso, torna-se necessário um monitoramento sistemático, o qual resulta em séries temporais de dados que permitam avaliar a evolução da qualidade do corpo aquático e conhecer tendências de sua variação (DUARTE, et al., 1997).

Os resultados do monitoramento devem ser de forma clara para a população, apresentando classificações dos ambientes segundo sua qualidade. Para que se possa proceder a essa classificação é necessário comparar os resultados obtidos com padrões de qualidade existentes, quer em legislações ou em publicações científicas (LAMPARELLI, 2004).

Na África do Sul, em função de restrições quanto a disponibilidade de água e problemas referentes à eutrofização, em 1988 estabeleceu-se uma meta de manter a concentração de fosforo total em 130 $\mu\text{g/L}$ em reservatórios, para evitar que florações ocorressem em mais de 20% do tempo, prejudicando assim os usos da água (LAMPARRELI, *op. cit.*).

A Austrália e a Nova Zelândia estabeleceram diferentes valores para nutrientes e clorofila *a*, para lagos e reservatórios, sendo, 3 a 5 $\mu\text{g.L}^{-1}$ para clorofila *a*, enquanto os de fósforo total variam de 10 a 25 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e os de nitrogênio total variam de 350 a 1000 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (ANZEC/ARMCANZ, 2000).

No Brasil, as possibilidades de usos de recursos hídricos para diversas finalidades são determinadas por Legislação Federal. A Resolução N° 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente, (CONAMA, 2005) estabelece classes de qualidade de água para corpos de água doce, salina e salobra, enquadradas de acordo com seus usos pretendidos, contudo não associa esta condição a níveis de trofia. A Resolução N° 274 (CONAMA, 2000) estabelece padrões para águas destinadas a uso recreacional e balneabilidade. A Portaria N° 2914 do Ministério de Saúde (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2011) estabelece os padrões de águas destinadas ao abastecimento público. Assim, todos os programas de monitoramento de qualidade de água devem também considerar os limites e usos estabelecidos pela legislação vigente.

A partir da Resolução 357/05 do CONAMA, as águas superficiais do território nacional foram subdivididas em treze classes de qualidade requerida para os seus usos preponderantes. As águas doces são divididas em cinco classes: especial, 1, 2, 3 e 4. As águas salinas são divididas em classe especial, 1, 2 e 3 e as águas salobras em classes especial, 1, 2 e 3. Os parâmetros utilizados para analisar a qualidade da água são parâmetros biológicos, bacteriológicos, orgânicos e inorgânicos. Para cada classe existe o limite aceitável para cada parâmetro, assim como os seus usos preponderantes: águas destinadas ao consumo humano após tratamento simplificado ou convencional, preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas, irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras e assim por diante (NUNES, 2006).

A Resolução CONAMA 357/05, estabelece os valores de concentração de fósforo total e clorofila *a*, para ambientes lênticos, intermediários e lóticos em águas continentais que devem ser iguais ou inferiores aos apresentados na Tabela 4. Para nitrato total o valor não deve ser superior a $10,0 \text{ mg.L}^{-1} \text{ N-NO}_3^-$. De acordo com o art. 10, § 3, desta resolução, “para águas doces de classe 1 e 2, quando o nitrogênio for fator limitante para eutrofização, o valor de nitrogênio total não deverá exceder de $1,27 \text{ mg.L}^{-1}$ para ambientes lênticos e $2,18 \text{ mg.L}^{-1}$ para águas lóticas”.

Tabela 6 -Valores máximos de Clorofila *a* e Fósforo Total, para águas doces, classe 1, 2 e 3, Resolução 357 CONAMA (2005).

	Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Fósforo Total	
		Ambiente	($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
Classe 1	10	Lêntico	0,020
		Intermediário*	0,025
		Lótico	0,100
Classe 2	30	Lêntico	0,030
		Intermediário*	0,050
		Lótico	0,100
Classe 3	60	Lêntico	0,050
		Intermediário*	0,075
		Lótico	0,150

*ambientes com tempo de residência entre 2 e 40 dias ou tributários de ambientes lênticos.

Fonte: Adaptado Resolução 357 CONAMA (2005).

No Capítulo VI, no Art. 42. da Resolução CONAMA nº 357/05 é relatado que “Enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos, as águas doces serão consideradas classe 2, as salinas e salobras classe 1, exceto se as condições de qualidade atuais forem melhores, o que determinará a aplicação da classe mais rigorosa correspondente”. Nessa resolução as águas doces enquadradas na classe 2, podem ser destinadas para:

- a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional;
- b) a proteção das comunidades aquáticas;
- c) a recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA nº 274, de 2000;
- d) a irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e
- e) a aquicultura e a atividade de pesca.

O enquadramento dos corpos de água em classes, de acordo com a qualidade a ser pretendida ou mantida é um dos instrumentos mais importantes para a gestão de uma bacia

hidrográfica, pois trabalha com a visão futura da bacia e permite que se defina a tática a ser utilizada nesse caminho rumo à situação desejada (PORTO, 2002).

O estabelecimento das concentrações de nutrientes e de clorofila *a* para a definição dos limites entre as classes tróficas, segue diferentes metodologias. Lamparelli (2008), aplicou a proposta da USEPA (2000a e 2000b), que define os valores de referência, considerados concentrações basais, separando, portanto os ambientes pouco impactados, ou oligotróficos dos já eutrofizados. Este método consiste em selecionar os pontos menos impactados para cada ambiente e calcular o percentil 75% da distribuição das variáveis de interesse, para esses locais. Outra metodologia usada pela autora foi a proposta por Dodds et al., (1998) que separa, a partir de uma coletânea de dados, os ambientes segundo seu grau de eutrofização, estabelecendo o limite entre as classes oligotrófica, mesotrófica e eutrófica. Esse método considera todo o universo amostrado e determina o percentil 25% da distribuição das variáveis de interesse, selecionando assim os ambientes menos impactados, mas, nesse caso de todo o conjunto de dados.

Cunha et al., (2013), para propor o Índice de Estado Trófico para reservatórios tropicais/subtropicais (IETtrs), considerou dados secundários de 18 reservatórios monitorados pela CETESB durante 14 anos, com frequência bimestral e amostrados na superfície da coluna d'água. Primeiramente, calculou as médias geométricas de fósforo total e clorofila *a* em cada reservatório e organizou-as em ordem crescente e dividida em cinco subconjuntos de dados, correspondentes às categorias ultraligotrófica (percentil 0-20%), oligotrófica (20-40%), mesotrófica (40-60%), eutrófica (60-80%) e supereutrófica (80-100%). Assim, foi possível fixar limites superiores para essas variáveis para cada classe de estado trófico.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Tipo de Estudo

Este capítulo descreve o método e a estratégia da pesquisa, onde estão detalhadas cada uma de suas etapas e as atividades pertinentes. Como base nos objetivos, o presente trabalho, consiste numa pesquisa descritiva, cujo procedimento técnico inclui o estudo experimental.

As pesquisas descritivas têm como objetivo principal a descrição das características de determinada população e exige do investigador uma série de informações sobre o que deseja pesquisar, onde se observa, registra, analisa e correlaciona fatos ou fenômenos (variáveis) sem manipulá-los. Como as amostras geralmente são grandes e consideradas representativas da população, os resultados são tomados como se constituíssem um retrato real de toda a população alvo da pesquisa (SILVEIRA; GERHARDT, 2009).

Quanto aos procedimentos a mesma se classifica em uma pesquisa experimental. As etapas de pesquisa iniciam pela formulação exata do problema e das hipóteses, que delimitam as variáveis precisas e controladas que atuam no fenômeno estudado (TRIVIÑOS, 1987). A pesquisa experimental consiste em determinar um objeto de estudo, selecionar as variáveis que seriam capazes de influenciá-lo, definir as formas de controle e de observação dos efeitos que a variável produz no objeto (GIL, 2008).

4.2 Localização e caracterização da área de estudo

A pesquisa foi realizada na bacia hidrográfica do Banabuiú, localizada no Estado do Ceará. O território do Estado está quase todo inserido na Região Hidrográfica do Atlântico Nordeste Oriental, com pequena porção localizada na Região do Parnaíba. Caracterizado por clima semiárido em praticamente toda a sua extensão, com cursos d'água de regime intermitente, os recursos hídricos superficiais são disponibilizados em um elevado número de reservatórios de regularização, 118 deles com capacidade de armazenamento igual ou superior a 10 hm³ (BRASIL, 2010).

No tocante aos recursos hídricos superficiais, o Ceará possui como principais rios o Acaraú, Jaguaribe, Banabuiú, Coreaú, Curu, Parnaíba e Salgado. Estes formam uma rede que compõem 12 regiões hidrográficas, sendo o maior rio do Estado o Jaguaribe, com uma extensão em torno de 633 km. A bacia do rio Banabuiú compreende, essencialmente, os sertões centrais do Ceará mais fortemente submetidos aos rigores da semiaridez. Por sua localização central, limitasse com quase todas as bacias do Estado, excetuando-se as bacias do Coreaú, Litoral, Salgado e Serra da Ibiapaba (Figura 4). É uma das cinco sub-bacias que compõem a Bacia do Jaguaribe (CEARÁ, 2009).

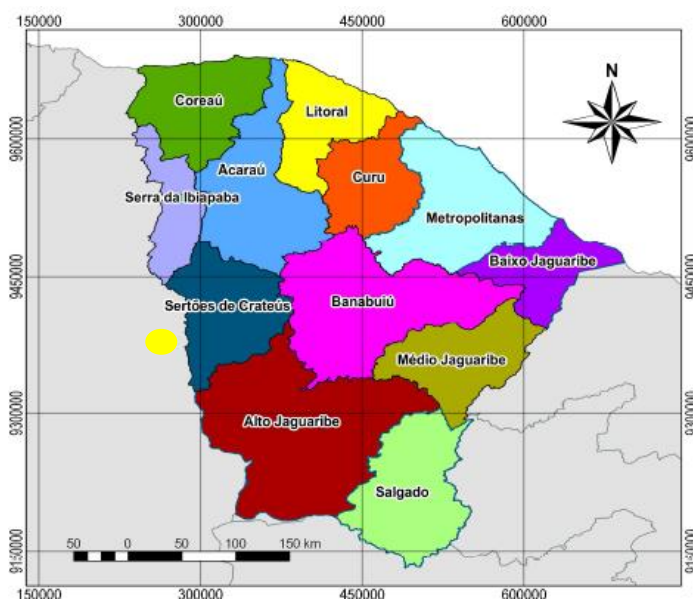


Figura 4 - Bacias Hidrográficas do Estado do Ceará.

Fonte: Adaptado Cogerh (2013).

A bacia do Banabuiú tem uma área de drenagem de 19.647 Km², correspondente a 13,37% do território Cearense, sendo o Rio Banabuiú, o principal tributário do Rio Jaguaribe (Figura 5). São seus afluentes pela margem esquerda, os rios Patu, Quixeramobim e Sitiá e pela margem direita apenas o riacho Livramento. Esta bacia é composta por 12 municípios e apresenta o maior nível de açudagem entre as regiões hidrográficas do Jaguaribe, com uma capacidade de acumulação de águas superficiais de 2.8 bilhões de m³, num total de 18 açudes públicos gerenciados pela COGERH – Gerência Regional de Quixeramobim, (COGERH 2012).

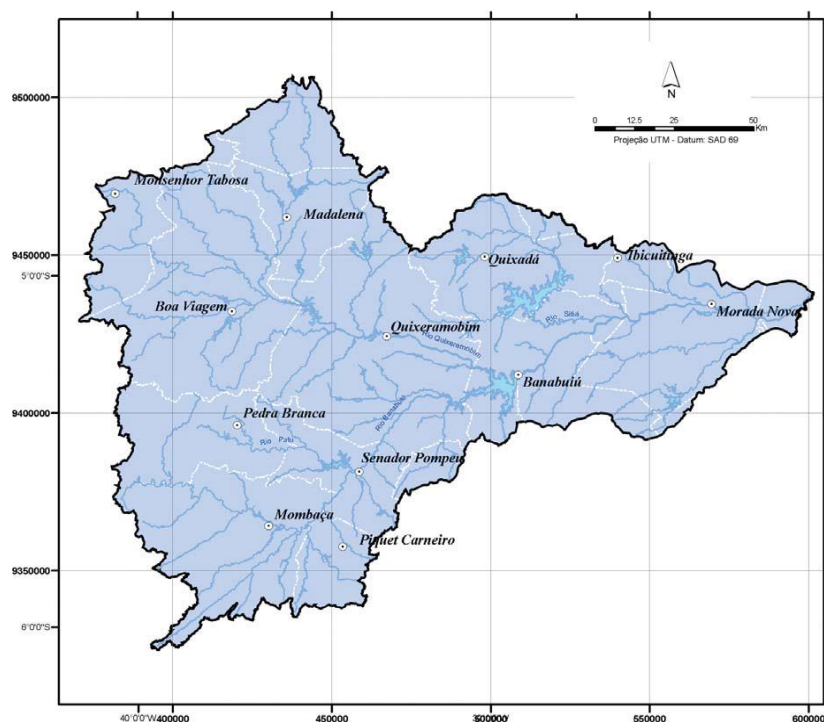


Figura 5 - Municípios da bacia do Banabuiú e principais afluentes

Fonte: Pacto das Águas (2008).

O clima da bacia do Banabuiú é tropical quente semiárido, predominante no Nordeste brasileiro, marcado pela existência de dois períodos definidos: um seco e longo e outro úmido, curto e irregular, com precipitações de outono e temperaturas médias anuais em torno dos 26°C a 28°C (IPECE, 2010 e 2011).

Segundo o IPECE (2010), as médias anuais de precipitações, de Quixeramobim e Banabuiú, situam-se em torno de 707 e 815 mm (estes valores referem-se a uma média de todos os postos pluviométricos dos municípios), respectivamente. Os municípios que fazem parte da Bacia Hidrográfica do Banabuiú apresentam precipitação média anual em torno de 725,4 mm.

A bacia do Banabuiú possui déficit hídrico considerável para todos os municípios nela inseridos, isso se deve às elevadas temperaturas e altas taxas de evaporação, aliadas às fracas pluviosidades. Desta forma, o escoamento na rede de drenagem natural fica praticamente restrito aos períodos chuvosos. Segundo Fuck Jr. (2008), a escassez pluviométrica está acentuada a oeste, diminuindo a leste da bacia (de mesma latitude, porém mais próximo ao mar).

Para o presente estudo, foram considerados dados de precipitação mensal de seis postos pluviométricos inseridos na bacia hidrográfica do Banabuiú, no período de 2010 a 2013.

Em 2010, o regime de precipitação apresentou índice pluviométrico anual de 483,1 mm, a maior precipitação ficou concentrada em abril (185,4 mm), e em agosto e setembro não foi registrada precipitação na bacia (0,0 mm). Em 2011, o índice pluviométrico anual da bacia foi de 861,2 mm, superando a média anual da bacia (725,4 mm), apresentando as maiores precipitações de janeiro a maio.

No ano de 2012, o regime de precipitação observado na bacia hidrográfica esteve muito abaixo da média histórica mensal dos últimos 30 anos, sendo considerado o pior ano mais seco desde as últimas décadas. Com índice pluviométrico anual de 237,3 mm, a maior precipitação foi em fevereiro (82,3 mm), enquanto os outros meses apresentaram precipitações mensais abaixo de 50,0 mm. No ano de 2013 os meses de maior precipitação foram abril e maio, 109,5 e 95,8 mm, respectivamente, com índice pluviométrico anual de 498,1 mm. O ano de 2011, teve a média de volume anual em toda bacia estudada de 69,43 %, e foi considerado o ano de maior volume armazenado, e o ano de 2013 com média de volume anual de 29,13 % foi considerado o ano de menor volume armazenado (Figura 6).

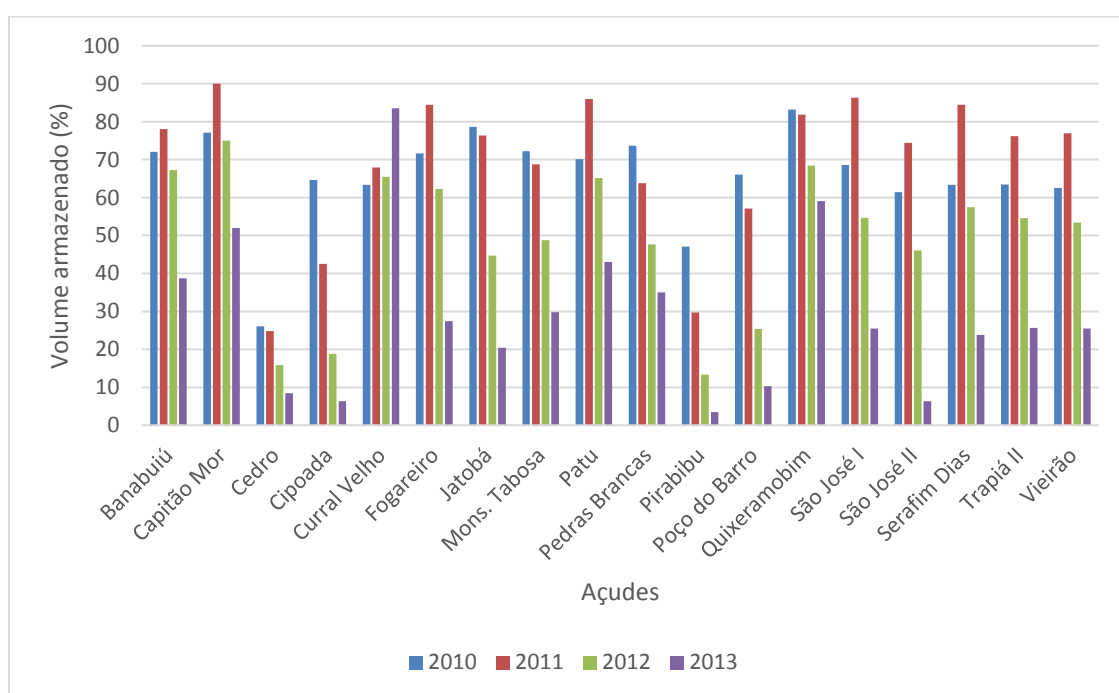


Figura 6 - Média do volume anual dos açude da Bacia do Banabuiú (2010 a 2013).
Fonte: Cogerh, 2016.

A altitude da bacia hidrográfica do Banabuiú estende-se de uma altura máxima de 725 m até 89 m na sua confluência com o rio Jaguaribe. Os rios e riachos são intermitentes (sazonais) ou efêmeros. Suas águas subterrâneas se apresentam com baixo potencial, sendo sua maior disponibilidade ocorrendo na maioria dos casos em sistemas de fraturas (CEARÁ, 2009).

O padrão geológico da bacia é simples, observando-se um predomínio de rochas do embasamento cristalino (96,53%), representadas por gnaisses migmatitos diversos, associados a rochas plutônicas e metaplutônicas de composição predominantemente granítica. As litologias do embasamento cristalino são recobertas por solos rasos onde há maior ocorrência de Neossolos Litólicos, Planossolos e Vertissolos e nos Aluviões, os Neossolos Flúvicos, com grande potencial agrícola (CEARÁ, 2009).

Os terrenos da bacia em estudo, são revestidos, predominantemente, por caatinga degradada, onde há certa frequência de cactáceas. Os tipos predominantes de vegetação são a Caatinga Arbustiva Aberta (no centro da bacia) e a Caatinga Arbustiva Densa (na maior parte das áreas leste e oeste da bacia) (FUCK JR, 2008). Contudo, devido ao desmatamento para o plantio de lavouras de subsistência, são frequentes as capoeiras. Nos vales inundados ou nos terrenos mais úmidos surgem as carnaubeiras, muito importante para a vida do homem do campo, pelo seu aproveitamento econômico, visto que delas são extraídas fibras, folhas, cascas, frutos, ensejando a produção de produtos artesanais bem como cera e óleo.

De acordo com os dados do IPECE (2014), a estimativa da população dos municípios inseridos na bacia do Banabuiú, é de 604.010 habitantes, possuindo uma densidade demográfica de 48,4 hab/km². A economia dos municípios tem sua base nos serviços (31.575), no comércio (6.771), indústria (5.272), agropecuária (777) e construção (676).

A economia da região, mostra a convergência do desenvolvimento para algumas cidades que polarizam os negócios e serviços no seu entorno. Por outro lado, demonstram a vocação da região para a pecuária, destacando-se os municípios de Quixeramobim, Quixadá, Morada Nova e Boa Viagem, como os maiores detentores de rebanhos bovino, caprino e ovino da Sub-bacia do Banabuiú, conhecida como uma das maiores bacias leiteiras do estado (IPECE, 2015).

Considerando a agricultura temporária, a região demonstra razoável aptidão para as culturas de milho e feijão, destacando-se como grande produtor de arroz e feijão, o município de Morada Nova, em função do Projeto de Irrigação de Morada Nova. Os municípios de Boa Viagem, Mombaça, Pedra Branca, Quixadá, Quixeramobim e Senador Pompeu, são os maiores

produtores de milho e feijão da bacia do Banabuiú. Verifica-se a presença da indústria de transformação em todos os municípios, no entanto, destacam-se Quixadá, Quixeramobim e Morada Nova, ocasionando grande desenvolvimento para a região central da bacia (COGERH, 2015; CEARÁ, 2009).

A água dos reservatórios da bacia do Banabuiú são utilizados para fins múltiplos como abastecimento público, irrigação, recreação, aquicultura, dentre outros, conforme pode ser identificado na Tabela 7, sendo essas informações importantes para a compreensão dos processos de integração que ocorrem entre os usos da bacia hidrográfica e a conservação ou deterioração da qualidade da água dos reservatórios.

Tabela 7 – Matriz de usos múltiplos dos açudes da bacia do Banabuiú.

USOS MÚLTIPLOS	AÇUDES	Dessedentação Animal		Usos domésticos Locais		Recreação de contato primário		Recreação de contato secundário		Usos públicos (Concessionárias)		Irrigação		Pesca Artesanal		Piscicultura intensiva		Industria		Balneário		Agricultura de vazante								
		E	J	E	J	E	J	E	J	E	J	E	J	E	J	E	J	E	J	E	J	E	J							
		BACIA BANABUIÚ	Banabuiú	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x		x					x	x	x					
Capitão Mor	x			x				x		x		x		x									x							
Cedro	x			x				x		x		x		x		x				x			x							
Cipoada	x		x	x	x						x		x	x										x						
Curral Velho	x		x	x	x				x		x	x	x	x	x		x							x	x					
Fogareiro	x		x	x					x	x	x	x	x	x	x										x					
Jatobá	x			x							x		x		x										x					
Mons. Tabosa	x		x	x			x		x		x				x															
Patu	x		x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x									x	x	x				
Pedras Brancas	x		x	x	x				x		x		x	x	x	x	x									x				
Pirabibú	x		x	x	x				x		x		x	x	x											x				
Poço do Barro	x		x	x	x						x		x		x												x			
Quixeramobim	x		x	x	x				x	x	x	x	x	x	x									x			x			
São José I	x		x	x					x		x		x		x													x		
São José II	x		x	x	x				x		x		x		x												x		x	
Serafim Dias	x		x	x	x				x	x	x	x	x	x	x												x		x	x
Trapiá II	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x												x	x	x		
Vieirão	x		x	x				x		x		x		x															x	

E - entorno; J - jusante;

Fonte: Adaptado de Cogeh, (2016).

Os principais aspectos ambientais aos açudes monitorados na bacia do Banabuiú estão relacionados ao aporte de esgotos proveniente das comunidades de entorno para dentro dos reservatórios, criação de animais nas margens dos açudes, onde o acúmulo de fezes nos currais são carregados para reservatório no período de chuva, uso abusivo de insumos (agrotóxicos e fertilizantes) na agricultura, disposição de lixo no entorno dos reservatórios sendo carregado posteriormente para dentro dos mesmos em períodos de chuvas, instalação de tanques redes (Tilápia) sem um eficiente manejo, ocasionando a degradação da qualidade das águas, desmatamentos, queimadas e remoção de matas ciliares (Tabela 8) (COGERH, 2015). O anexo A, mostra uma resenha fotográfica com os impactos ao longo da bacia.

Tabela 8 – Matriz com os principais aspectos ambientais dos açudes da bacia do Banabuiú.

ASPECTOS AMBIENTAIS	AÇUDES	Esgoto Doméstico		Esgoto Hospitalar		Esgoto Industrial		Uso de agrotóxicos (defensivos)		Uso de fertilizantes (adubos)		Disposição de Resíduos Sólidos		Matadouro	Cemitério	Confinamento de animais (Curral)		Animais soltos		Efluentes ETA/ETE	Industria Alimentícia/ têxtil / Olária	Lavagem de roupa		Lavagem de carro		Balneário	Banho
		M	E	M	M	M	E	M	E	M	E	M	E	M	E	M	E	M	M	B	B	B	B				
BACIA BANABUIÚ	Banabuiú	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x				x
	Capitão Mor		x				x	x										x	x				x				x
	Cedro		x				x	x								x	x	x	x				x	x	x		x
	Cipoada		x				x		x									x	x				x	x			x
	Curral Velho		x		x		x	x		x						x	x	x	x	x			x	x			x
	Fogareiro	x	x				x	x								x	x	x	x				x	x	x		x
	Jatobá		x				x	x										x	x	x			x				
	Mons. Tabosa	x															x	x	x	x			x				x
	Patu		x				x	x											x	x			x	x	x		x
	Pedras Brancas	x	x				x	x											x	x	x		x				x
	Pirabibú		x				x	x										x	x	x			x	x			x
	Poço do Barro						x		x									x		x			x	x			x
	Quixeramobim		x			x	x	x			x				x	x	x	x	x				x	x	x		x
	São José I		x				x	x											x	x			x	x			x
	São José II		x				x	x										x	x	x			x	x	x		x
	Serafim Dias		x				x	x									x	x	x	x			x	x	x		x
	Trapiá II		x				x	x									x	x	x	x			x	x	x		x
Vieirão		x				x	x									x	x	x	x			x	x	x		x	

M - montante; E - entorno; B - bacia hidráulica.

Fonte: Adaptado de Cogeh, (2016).

Tratando-se de saneamento básico, os dados disponíveis na Tabela 9, mostram um percentual de domicílios com abastecimento d'água superior a 96%, quanto ao percentual de domicílios com instalação sanitária, os números mostram uma situação de precariedade, pois a maioria deles não dispõem dessas instalações, atendendo uma pequena parcela da população. Quando existente, as demais condições básicas de tratamento de efluentes domésticos consiste somente na existência de soluções individuais, tipo fossa/sumidouro, com funcionalidade precária do ponto de vista sanitário e muitas vezes, todo o efluente produzido é lançado no rio (CAGECE, 2014; IPECE, 2014, 2015).

Tabela 9 - Dados de área, população (urbana e rural), % de domicílios com abastecimento de água e % de domicílios com esgotamento sanitário dos municípios da bacia do Banabuiú.

Município	Área (Km ²)	População (hab)		% domicílios com abast. de água	% domicílios com esgot. sanitário
		Urbana	Rural		
Banabuiú	1.079,99	8.753	8.562	92	0
Pedra Branca	1.303,27	24.510	17.380	98	60
Quixadá	2.019,82	57.485	23.119	98,6	21,07
Morada Nova	2.779,23	35.401	26.664	98	5
Quixeramobim	3.275,84	43.424	28.463	100	0
Milha	502,04	5.969	7.117	84,99	3,67
Mons. Tabosa	886,3	9.362	7.343	99,61	0
Senador Pompeu	1.002,13	15.706	10.763	98,5	0
Boa Viagem	2.836,77	26.604	25.894	100	0
Piquet Carneiro	587,89	7.440	8.027	99,39	0
Mombaça	2.119,46	18.816	23.874	97,37	0

Fonte: CAGECE (2014); IPECE (2014 e 2015).

4.3 Fonte dos dados estudados

Os dados utilizados neste trabalho foram disponibilizados pelo Banco de Dados da Rede de Monitoramento contínuo de Qualidade de Água da Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará – COGERH. Foram considerados os anos compreendidos entre 2010 e 2013, para 18 reservatórios artificiais monitorados pela COGERH. Na Tabela 10, estão descritos os principais reservatórios da Bacia do Banabuiú.

Tabela 10 - Principais reservatórios da bacia do Banabuiú e capacidade de acumulação.

Nome do Açude	Município	Nomenclatura	Capacidade de Acumulação (hm³)
Banabuiú	Banabuiú	BAN	1.601.000.000
Capitão Mor	Pedra Branca	CMO	6.000.000
Cedro	Quixadá	CED	126.000.000
Cipoda	Morada Nova	CIP	86.090.000
Curral Velho	Morada Nova	CRV	12.165.745
Fogareiro	Quixeramobim	FOG	118.820.000
Jatobá	Milha	JAT	1.070.000
Mons. Tabosa	Mons. Tabosa	MOT	12.100.000
Patu	Senador Pompeu	PAT	71.829.000
Pedras Brancas	Quixadá	PEB	434.040.000
Pirabibu	Quixeramobim	PRB	74.000.000
Poço do Barro	Morada Nova	PÇB	52.000.000
Quixeramobim	Quixeramobim	QXM	54.000.000
São José I	Boa Viagem	SJ I	7.670.000
São José II	Piquet Carneiro	SJ II	29.140.000
Serafim Dias	Mombaça	SRD	43.000.000
Trapiá II	Pedra Branca	TRP II	18.190.000
Vieirão	Boa Viagem	VIE	12.100.000
TOTAL	18 açudes	-	2.768.074.745

Fonte: Ceará (2009).

Para efeito da avaliação do estado trófico dos açudes analisados as amostragens foram realizadas a 0,3 m de profundidade; cada açude foi monitorado sempre na zona lacustre, nas proximidades da barragem, no sentido de padronizar a análise desses parâmetros por estarem, assim, sujeitos às mesmas condicionantes ambientais.

As variáveis selecionadas para a caracterização dos reservatórios foram: temperatura (N = 102), turbidez (N = 149), transparência (N = 133), potencial hidrogeniônico (N = 149), oxigênio dissolvido (N = 87), DBO (N = 137), fósforo total (N = 105), Ortofosfato

(N = 105), nitrogênio total (N = 29), clorofila *a* (N = 100) e Feoftina (N = 78). Os dados de pluviometria foram obtidos na Fundação Cearense de Meteorologia – FUNCEME.

Foi realizada também análise do nutriente limitante no processo de eutrofização. Esta relação é obtida a partir da estequiometria, que leva em consideração as concentrações de nitrogênio e fósforo em mol (para transformar em mol é preciso dividir as concentrações em mg/L pelas respectivas massa atômicas, 14 para o nitrogênio e 31 para o fósforo).

4.4 Metodologia para a construção do Índice

4.4.1 Construção do Índice

Para a construção do índice, foi necessário montar uma planilha no Excel com todas as variáveis físicas, químicas e biológicas disponíveis, e a partir da matriz foram realizados vários testes para averiguar o modelo gerado pela Análise de Componentes Principais - PCA e foi utilizado o teste de Kaiser – Meyer – Olkin (KMO). Quando o KMO era inferior a 0,5 retirava-se a variável com menor comunalidade e realizava-se novo teste.

Foram submetidos ao teste PCA, as variáveis turbidez, transparência, pH, OD, DBO, PT, Ortofosfato, Clorofila *a* e Feoftina. O valor de KMO obtido da correlação com as variáveis acima citadas foi de 0,413, indicando que o modelo de análise de fator não deve ser usado. O teste foi realizado várias vezes sempre retirando a variável de menor comunalidade e quando retirou-se as variáveis DBO, ortofosfato e feoftina, o KMO obtido foi de 0,646. Continuou-se o teste e quando foi retirado as variáveis Turbidez, OD e pH obteve-se o KMO de 0,683. Com o objetivo de fazer um comparativo dos resultados com os índices de estado trófico já existentes, definiu-se então, trabalhar com o último valor de KMO citado acima, obtido através da correlação das variáveis, fósforo total, clorofila *a* e transparência da água.

Este trabalho de pesquisa foi desenvolvido utilizando a mesma metodologia para o cálculo de um IQA, e a partir dos dados de qualidade das águas dos reservatórios da Bacia do Banabuiú, foi desenvolvida uma adaptação para classificação trófica (IET_{SA}), baseada na realidade hídrica local, incorporando as três variáveis selecionadas acima.

O software utilizado para a execução de todas as análises estatísticas foi o SPSS v. 20.0. Os resultados foram examinados e validados, por meio de avaliação de sua coerência e inspeção visual. Ao detectar dados discrepantes, valores negativos e valores abaixo do limite

detectável, estes foram excluídos. Esses valores são denominados outliers ou valores atípicos, e podem acarretar erros de interpretação do resultado do teste estatístico aplicado às amostras. Para as análises de comparações foram utilizados os dados médios disponíveis para cada variável no mês de coleta.

Para interpretar o conjunto de dados, técnicas de estatística multivariada como Análise de Agrupamento Hierárquico (AAH) e Análise Fatorial/Análise de Componentes Principais (PCA) vêm sendo largamente utilizadas em dados de monitoramento de qualidade de água. Este tipo de análise reduz os dados de observação e permite a interpretação de diversos constituintes individualmente, uma vez que indica associações entre amostras e/ou variáveis e, ainda, possibilita identificar os possíveis fatores/fontes que influenciam o sistema de água (PALÁCIO, 2011).

A semelhança no estado trófico das águas entre os açudes estudados da Bacia do Banabuiú foi estimada pelo emprego da técnica de análise multivariada, análise de agrupamento hierárquico (AAH), processada no software SPSS 20.0. As amostras de água foram agrupadas com base no seu grau de semelhança definida pela variação entre os coeficientes de agrupamento de dois grupos consecutivos, como descrito por Hair et al., (2005) e Palácio et al., (2011). Para se reduzir os erros devidos às escalas e as unidades das variáveis selecionadas, os dados foram normalizados ($x = 0$, $\sigma = 1$), pela seguinte relação (Equação 4.1):

$$Z = \frac{X - \mu}{\sigma} \quad (4.1)$$

Em que:

X - o valor da observação da variável

μ - a média da variável X

σ - o desvio padrão da variável X

Z - a observação da variável transformada

Como as variáveis classificatórias adotadas neste estudo são variáveis reais e, portanto, mensuradas em uma escala de intervalo, adotou-se a combinação da distância Euclidiana ao quadrado para a formação da matriz de similaridade e o algoritmo do método de ligação Ward (método da variância mínima), no qual a distância entre dois agrupamentos é a

soma dos quadrados entre os dois agrupamentos feita sobre todas as variáveis. Em cada estágio do procedimento de agrupamento, a soma interna de quadrados é minimizada sobre todas as partições (o conjunto completo de agrupamentos disjuntos ou separados) que podem ser obtidas pela combinação de dois agregados do estágio anterior (HAIR et al., 2005; PALÁCIO et al., 2009).

Aos dados analisados foi aplicada estatística descritiva (média, desvio padrão, valor mínimo, valor máximo, coeficiente de variação), cuja finalidade é compreender padrões de distribuição dos dados. Foi também calculado o coeficiente de correlação a partir de estudos de Análise de Componentes Principais com o objetivo de verificar associações potenciais entre variáveis, assim como obter suporte matemático para inferir sobre possíveis interferentes na expressão numérica dos indicadores tróficos.

4.4.2 Metodologia para calcular o IET_{SA}

A técnica de estatística multivariada Análise Fatorial/Análise de Componentes Principais (AF/PCA) foi aplicada a partir dos dados utilizados, para identificar os fatores fundamentais que governam o estado trófico das águas dos reservatórios da bacia em estudo.

Método da Análise de Componentes Principais

O IET_{SA} foi calculado a partir produto ponderado dos parâmetros, seguindo a equação 4.2:

$$IET_{SA} = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (4.2)$$

Em que:

q_i = qualidade do i -ésimo parâmetro, cujo valor varia de 0 a 100 e é obtido através da concentração ou medida do parâmetro;

w_i = peso da variável, valor que varia de 0 a 1.

$$\sum w_i = 1$$

Para o cálculo da equação acima, pelo método citado, foi necessário seguir algumas etapas para determinar o peso (w_i) e a qualidade (q_i) de cada variável. Para o cálculo do peso (w_i) utilizou-se como ferramenta a planilha Excel, e as etapas que se sucederam foram as seguintes:

a) Obtenção de uma matriz de correlação:

Para a geração da matriz de correlação foi necessário montar uma planilha no Excel com todas as variáveis a serem analisadas (parâmetros relacionados a eutrofização das águas) e seus respectivos resultados. Com esta planilha, o software SPSS normaliza os resultados das variáveis para que todas elas tenham a mesma escala e magnitude.

b) Extração dos fatores de cada componente:

O método utilizado para a extração de fatores foi da análise dos componentes principais. Para averiguar o modelo gerado pela análise de componentes principais foi utilizado o teste de Kaiser – Meyer – Olkin (KMO) (Equação 4.3). Este teste mede a adequabilidade da amostragem, comparando as magnitudes dos coeficientes de correlação observados e os coeficientes de correlações parciais.

$$KMO = \frac{\sum_{i \neq j} \sum r_{ij}^2}{\sum_{i \neq j} r_{ij}^2 + \sum_{i \neq j} \sum a_{i,j}^2} \quad (4.3)$$

Em que, r_{ij} é o coeficiente de correlação simples entre as variáveis i e j , A_{ij} é o coeficiente de correlação parcial entre os pares de variáveis. Se a soma dos quadrados dos coeficientes de correlação entre os pares de variáveis for pequena, quando comparado ao somatório ao quadrado do coeficiente de correlação, o KMO é próximo de 1. O resultado será um número entre zero e um, sendo tanto melhor o índice quanto mais próximo de um (MONTEIRO; PINHEIRO, 2004).

A correlação parcial mostra a correlação entre duas variáveis quando uma terceira variável é retirada (KLINE, 1994). Kaiser (1974) apud Norusis (1990), caracteriza as medidas de KMO variando de 0,9 como ótimo e abaixo de 0,5 como não aceitável.

c) Extração do número de componentes

Para extrair o número de componentes e avaliá-las, foi escolhido o modelo de análise de fator. A extração dos fatores foi definida pela variância da combinação linear das variáveis observadas. O primeiro fator extraído representa a combinação linear que explica a variância máxima existente na amostra; o segundo, a combinação linear com a máxima explicação da variância remanescente e assim sucessivamente (PALÁCIO, 2004).

O modelo é expresso como:

$$X_i = A_{i1}F_1 + A_{i2}F_2 + \dots + A_{ik}F_k + U_i \quad (4.4)$$

Em que:

X_1, X_2, \dots, X_i = combinação linear dos fatores

F_1, F_2, \dots = são chamados de Fatores Comuns.

U = é chamado de fator único, porque ele representa uma fração que não é explicada pelos fatores comuns.

A = são constantes usadas para combinar com os fatores de k .

O número de fatores extraídos foi definido pelo critério das raízes características, eigenvalues, onde se consideram somente componentes com autovalor superior a um, ou seja, o fator deve explicar uma variância superior àquela apresentada por uma simples variável. Para minimizar a contribuição das variáveis com menor significância no fator (HAIR JÚNIOR et al., 2005) empregou-se o procedimento de transformação ortogonal varimax, ou simplesmente rotação da matriz das cargas fatoriais.

A análise de fator estimou a variância de cada variável através da comunalidade. Essa calcula a proporção da variância de cada fator comum. Também expressa a intensidade da associação linear entre uma variável com as outras variáveis, e foi calculada por:

$$C_i = \sum_{l=1}^N A_{il}^2 \quad (4.6)$$

Em que:

C_i = representa a comunalidade de cada variável;

A_{ij}^2 = variância da variável X_{ij} .

d) Cálculo do Peso de cada variável (W_i)

O peso de cada variável foi calculado através da equação abaixo:

$$W_i = \frac{\sum_{l=1}^L F_l A_l^i}{\sum_{l=1}^L \sum_{i=1}^{10} F_l A_l^i} \quad (4.7)$$

Em que:

F = Fatores extraídos para o modelo;

A_l = Comunalidade de cada variável no fator;

L = Número de Componentes

f) Determinação de q_i (qualidade das variáveis):

A qualidade das variáveis foi representada por um número adimensional que variou de 0 a 100, como a escala do IET_{SA}. Seguindo o raciocínio inverso do IQA, quanto melhor a qualidade da variável, menor o valor e mais próximo de 0. A pior qualidade da variável ficou na faixa de 80 a 100.

Para avaliação do Índice de Estado Trófico Semiárido (IET_{SA}) desenvolvido neste trabalho, comparou-se os dados em estudo com as metodologias de Carlson (1977), Toledo et al., (1983) e Lamparelli (2004).

4.4.3 Fluxograma para construção do IET_{SA}

Com o objetivo de descrever a sequência do processo para obtenção do IET_{SA} , especificando os recursos usados como fontes para os dados e informações, segue abaixo o fluxograma, desde a etapa da entrada dos dados até a fase para o cálculo do índice proposto.

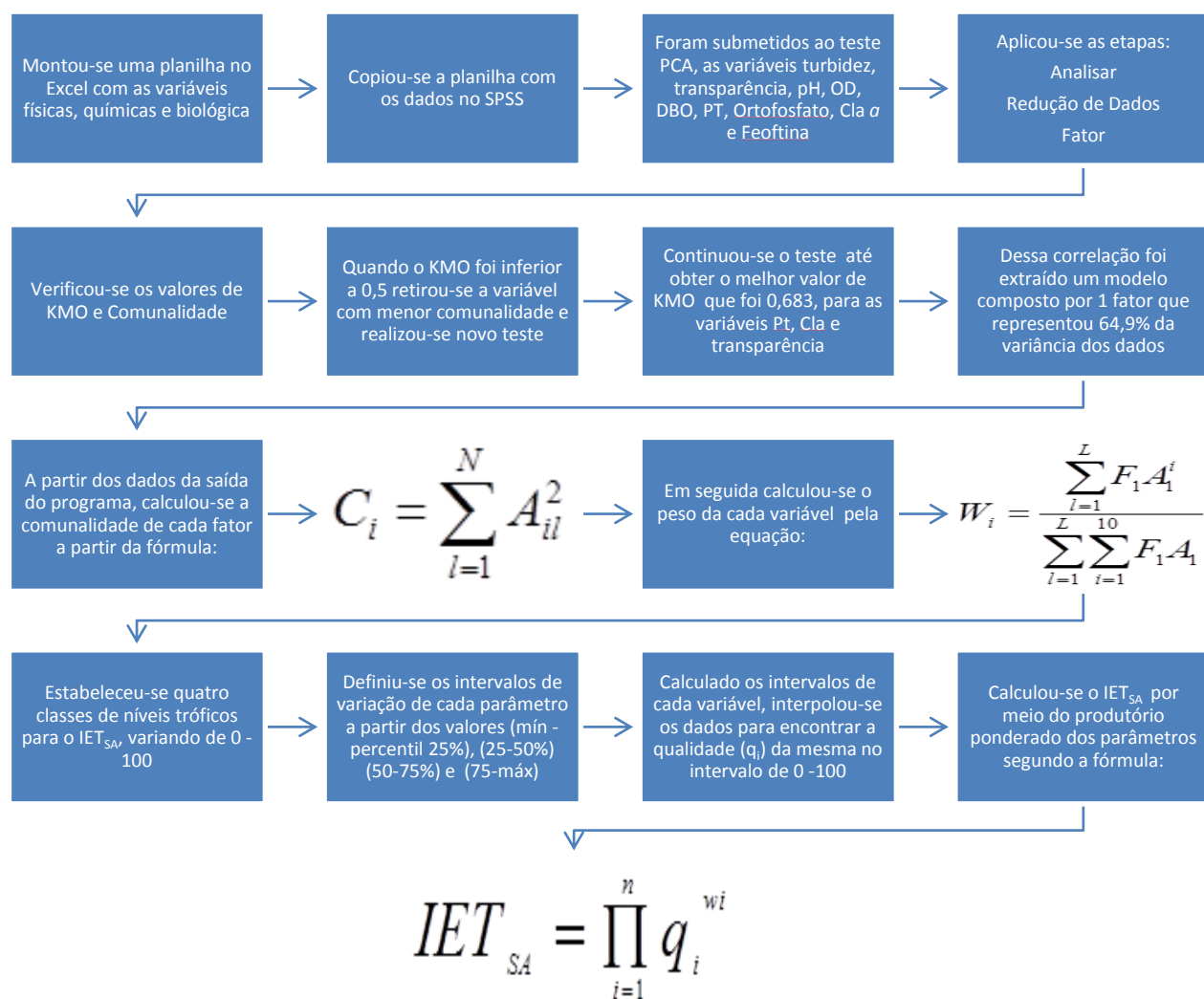


Figura 7 - Fluxograma do processo para obtenção do IET_{SA} .

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Precipitações pluviométricas

Com relação a precipitação pluviométrica, observou-se uma sazonalidade, sendo os maiores índices pluviométricos concentrados nos meses de janeiro a junho enquanto que os menores estão nos meses de julho e dezembro. Este período pode apresentar um interstício de pré-estação chuvosa que se estende de dezembro a janeiro (Figura 8).

Este padrão já era esperado, tendo em vista que a pesquisa está inserida numa região semiárida, onde a escassez de água é decorrente da pouca incidência de chuvas ocorrendo apenas num período de três a cinco meses por ano sendo irregularmente distribuídas no tempo e no espaço, seguida por altas taxas de evaporação, gerando assim uma intermitência, não apenas na bacia hidrográfica em estudo, mais em quase toda a rede hidrográfica dessa região.

Estes dados são relevantes para estimar, possíveis contribuições de matéria orgânica e nutrientes para os corpos d'água derivadas de enxurrada superficial. Como um dos usos preponderantes nesta bacia é a atividade agrícola com uso de fertilizantes, a precipitação média do período, pode fornecer indicação de aumento na carga difusa de nutrientes para os corpos d'água.

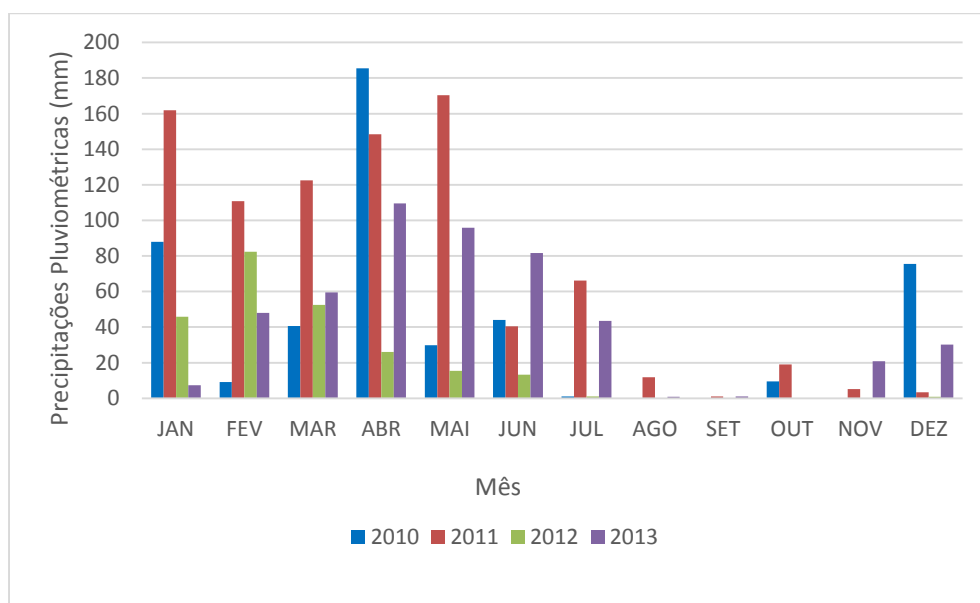


Figura 8 – Precipitações mensais (mm) da bacia hidrográfica do Banabuiú (2010 a 2013).

Fonte: FUNCEME (2015).

5.2 Avaliação e classificação da qualidade da água dos reservatórios da bacia do Banabuiú

As variáveis selecionadas para monitorar e avaliar a qualidade das águas dos reservatórios estão em função dos usos do solo. Uma vez que a bacia apresenta usos bastante diversificados com áreas agrícolas, industriais, áreas residenciais, aquicultura, buscou-se analisar possíveis influências destes usos sobre os corpos d'água.

A bacia do Banabuiú tem seus reservatórios enquadrados de acordo com a Resolução CONAMA nº 357/05, cujos limites para a Classe 2 encontram-se escritos na Tabela 11. De acordo com esta Resolução, corpos d'água enquadrados como Classe 2 são possíveis de destinação para abastecimento doméstico após tratamento convencional, proteção das comunidades aquáticas, recreação de contato primário, irrigação de hortaliças e plantas frutíferas, criação natural e aquicultura e à atividade de pesca.

Com base nestas considerações foram analisados os resultados sazonal obtidos para os reservatórios da bacia do Banabuiú que contribuem de forma expressiva em termos de máximos, médios e mínimos, assim como o desvio padrão e variância, sendo apresentados nos anexos B e C.

Tabela 11 – Limites estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/05 para corpos d'água classe 2.

Parâmetro	Limite máximo	Unidade
Transparência	-	m
Turbidez	100	UNT
Temperatura	-	°C
pH	6,0 – 9,0	-
Oxigênio Dissolvido	5,0	mg.L ⁻¹
Clorofila <i>a</i>	30,0	mg.L ⁻¹
Fósforo Total	0,030	mg.L ⁻¹

Com relação a transparência da água, dos dezoito (18) açudes analisados, dez (10) apresentaram os menores valores de transparência no período seco (Figura 9). Neste caso,

sugere-se que a redução no nível da água foi mais importante sobre as condições limnológicas do açude do que as chuvas no primeiro semestre do ano. Valores de transparência semelhantes foram encontrados por Eskinazi-Sant'anna et al., (2007) para açudes do semiárido do Rio Grande do Norte, cujos dados mínimos para transparência foram obtidos no período seco. Isso pode ser reflexo da influência da ação eólica sobre esses reservatórios que pode provocar a resuspensão de sedimento e detritos e também a floração de cianobactérias filamentosas.

Muito embora as chuvas contribuam com o aumento da turbidez, através do aporte de material alóctone para o açude e conseqüentemente com a diminuição da transparência da água, os reservatórios Curral Velho (CRV) e São José II (SJII) apresentaram os valores mais elevados da transparência, 2,70 e 2,80m respectivamente, no período chuvoso e 10 reservatórios da bacia, estiveram acima de 1,00 m (Figura 9), sugerindo que as precipitações abaixo da média no primeiro semestre não foram suficientes para reduzir a penetração de luz na coluna de água a partir do aporte de material alóctone, ou as águas fluviais podem ter diluído as substâncias que interferem na leitura do disco de Secchi. Luna (2008), estudando o açude Acauã, no semiárido Paraibano, encontrou o maior valor de transparência (2,70 m) em junho de 2006, mês de maior precipitação pluviométrica do período estudado.

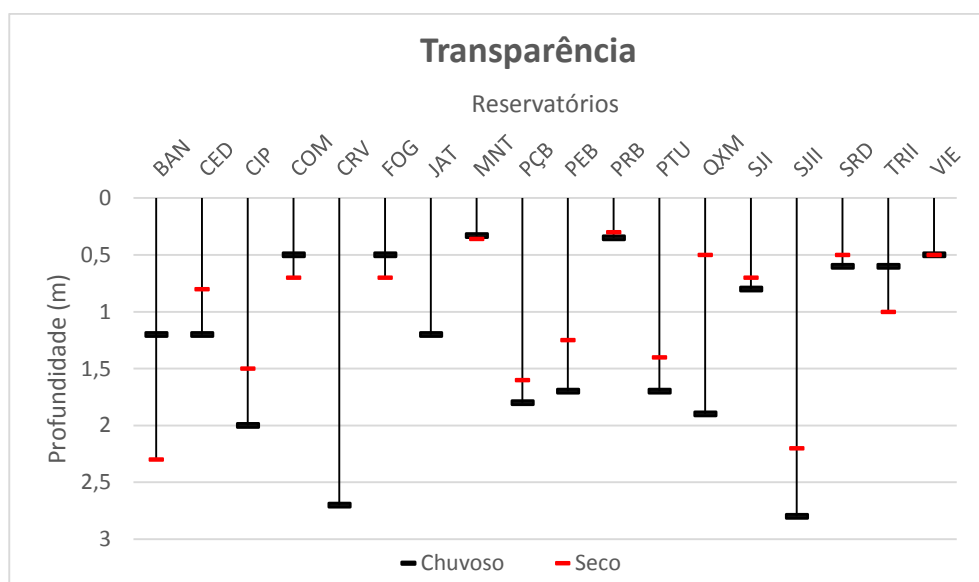


Figura 9 – Variação estacional da transparência da água nos açudes da bacia do Banabuiú - CE, no período chuvoso, durante os anos de 2010 a 2013.

De acordo com o ponto de vista óptico, a turbidez é o oposto da transparência. Portanto, uma água muito turva apresentará uma baixa transparência. A partir das Figuras 10 e 11, observa-se que não houve muita variação sazonal nos valores de turbidez, tendo um ligeiro aumento dos resultados médios no período chuvoso, que pode ser associado às precipitação ocorridas e o aporte de material suspenso oriundo da bacia de drenagem. Luna (2008), estudando reservatórios no semiárido da Paraíba, encontrou picos altos de turbidez, durante a estação chuvosa no ano de 2004.

Nota-se que o reservatório Pirabibú apresentou os maiores valores de turbidez na escala temporal, mostrou a mais baixa transparência sazonal das águas (0,30 m). Em 14 reservatórios da bacia do Banabuiú, observou-se uma relação inversa entre a turbidez e transparência, quando os valores médios de turbidez foram mais elevados, os valores de transparência dos respectivos açudes, eram mais baixos (Anexos 1 e 2).

Os valores médios de turbidez nos reservatórios, estiveram sempre abaixo do limite estabelecido de 100 UNT para águas superficiais classe 2, tanto no período chuvoso, quanto no período seco (Figuras 10e 11). A exceção encontra-se no reservatório Pirabibú (PRB), que apresentou valor máximo de 156 UNT, no período chuvoso, ficando acima do limite desejável, e também apresentou o maior valor no período seco (72,5 UNT), provavelmente porque desde sua construção, o açude nunca transbordou apresentando assim, águas com qualidade bem degradadas e com alterações de turbidez talvez, devido a ressuspensão de material do sedimento, provocada pelo vento (COGERH, 2015).

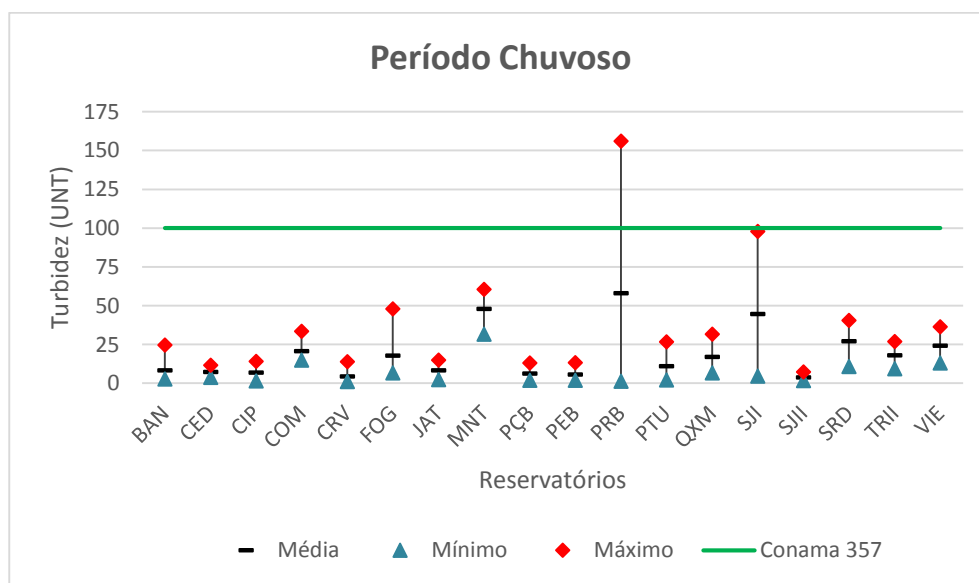


Figura 10 – Variação média da turbidez nos açudes da bacia do Banabuiú - CE, no período chuvoso, durante os anos de 2010 a 2013.

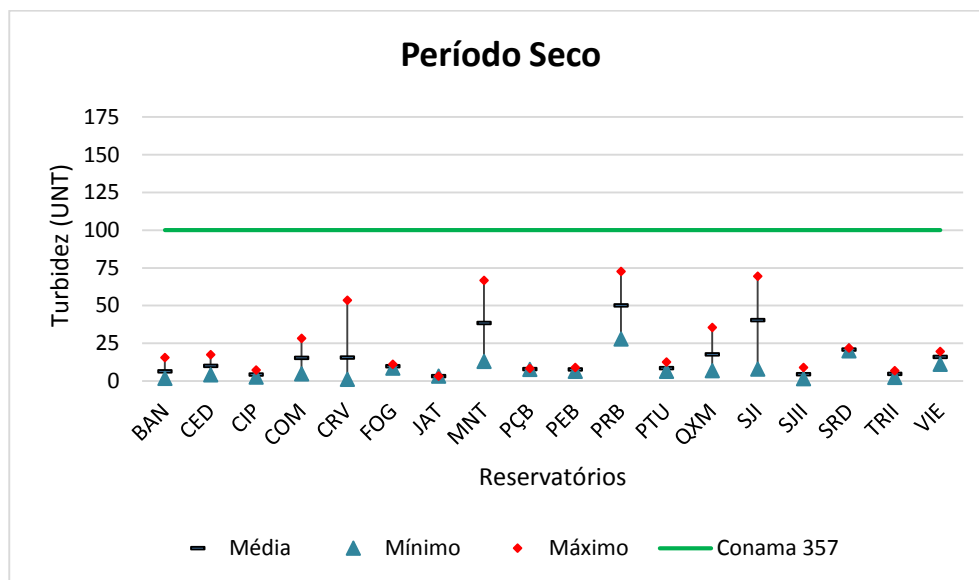


Figura 11 – Variação média da turbidez nos açudes da bacia do Banabuiú - CE, no período seco, durante os anos de 2010 a 2013.

Os valores médios de temperatura oscilaram entre 28,1 a 30,6°C no período chuvoso e de 26,4 a 28,5 °C no período seco. As médias maiores foram registradas no primeiro semestre para todos os pontos, sendo a maior média (30,6°C) registrada no açude Curral Velho. A menor temperatura (26,4°C) foi observada no açude Trapiá II (TRII), no período seco (Figura 12). Lima (2011), estudando o reservatório Pentecoste, no estado do Ceará, encontrou esse mesmo padrão, as médias maiores foram registradas no primeiro semestre e as menores no período seco. Luna (2008), analisando nove reservatórios distribuídos nas três diferentes regiões climáticas do estado da Paraíba, encontrou maiores temperaturas no período chuvoso. Segundo a FUNCEME (2010), o período chuvoso sempre apresenta maior insolação e intensidade luminosa, que reflete diretamente no aumento da temperatura da água. Por sua vez, quando as características limnológicas do reservatório e os fatores externos contribuem para maior transparência da água, ocorre maior penetração de luz na coluna de água e, portanto, maior aquecimento das massas de água desta região.

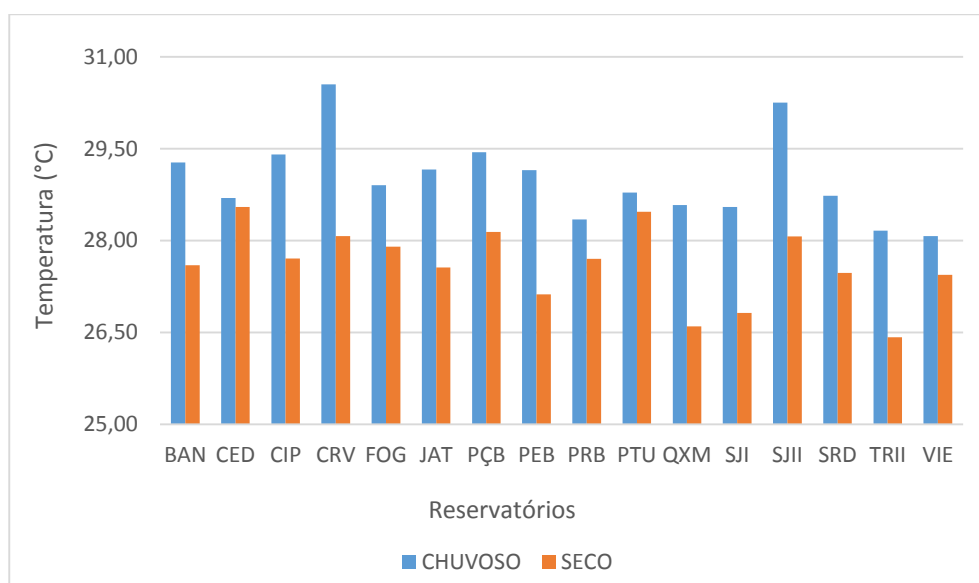


Figura 12 – Variação média da temperatura nos açudes da bacia do Banabuiú - CE, no período chuvoso e seco, durante os anos de 2010 a 2013.

Ao contrário das variáveis analisadas até aqui, os valores de pH foram pouco variáveis durante os anos de pesquisa. De acordo com as figuras 13 e 14, no período chuvoso, o pH apresentou-se na faixa de 7,65 (JAT) a 8,61 (FOG), e no período de estiagem, variou na faixa de 7,36 (JAT) a 8,64 (CRV), consideradas levemente básicas, com praticamente todos os pontos analisados ficando dentro do limite estabelecido para a classe 2 da Resolução nº 357/05 do Conama, com exceção dos açudes Banabuiú (9,31), Monsenhor Tabosa (9,24), e São Jose II (9,57) que no período chuvoso apresentaram valores máximos acima do permitido. O coeficiente de variação esteve sempre abaixo de 0,6 %, refletindo a pequena distribuição dos dados em torno da média (Anexos 1 e 2). Freire (2000), documentou que a pequena amplitude de variação no pH em açudes do Ceará podem estar relacionada à capacidade tampão da água, regulada pelos íons carbonatos e bicarbonatos oriundos dos solos da bacia de drenagem.

Dos dezoito (18) reservatórios analisados na pesquisa, dezesseis (16), apresentaram médias acima de 8,0 no período chuvoso e treze (13) no período seco (Figuras 13 e 14). Huszar et al., (2000), comparou características limnológicas de reservatórios brasileiros de regiões diferentes e obteve valores mais elevados de pH para açudes do semiárido. Segundo o autor, sistemas aquáticos de regiões semiáridas são geralmente alcalinos com pH entre 8,0 e 9,0, semelhantes aos obtidos para os açudes da bacia do Banabuiú.

Valores de pH básicos também foram observados por Pacheco (2009), que registrou médias acima de 8,0 para esta variável no reservatório Acarape do Meio - CE. Da mesma forma, valores de pH alcalinos foram obtidos por Figueirêdo et al., (2007) para regiões semiáridas, nos açudes Araras (pH = 8,5), Edson Queiroz (pH = 8,7) e Jaibaras (pH = 7,7), localizados no semiárido cearense. A manutenção de valores elevados de pH podem estar associados com o tipo de predominância do solo na bacia hidrográfica, com a profundidade do reservatório, e com a extensão da zona eufótica e atividade fotossintética. O processo de fotossíntese demanda gás carbônico para a constituição de partículas orgânicas, promovendo a redução deste gás na coluna de água e, por consequência, aumento do pH do meio, conforme explica Esteves (1998).

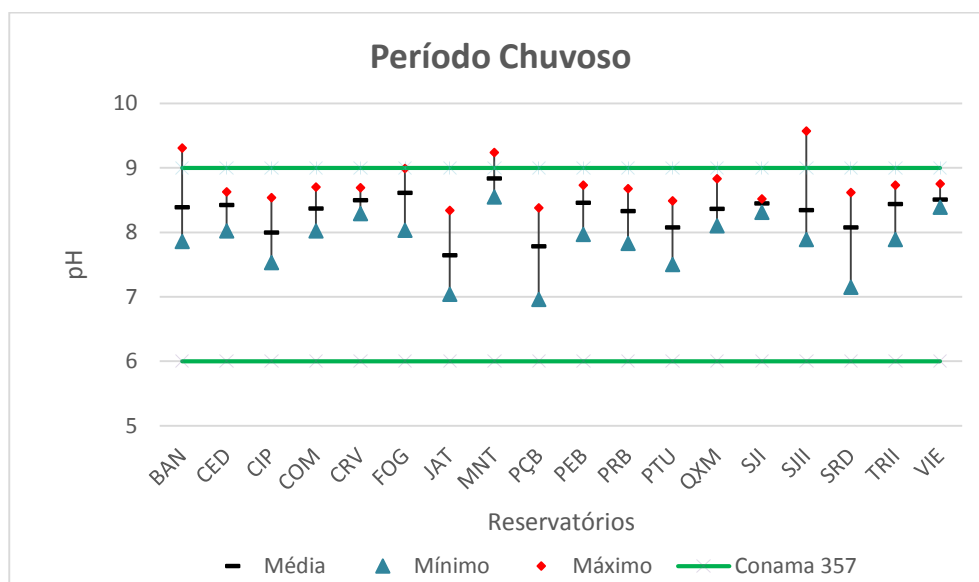


Figura 13 – Variação média de pH nos açudes da bacia do Banabuiú - CE, no período chuvoso, durante os anos de 2010 a 2013.

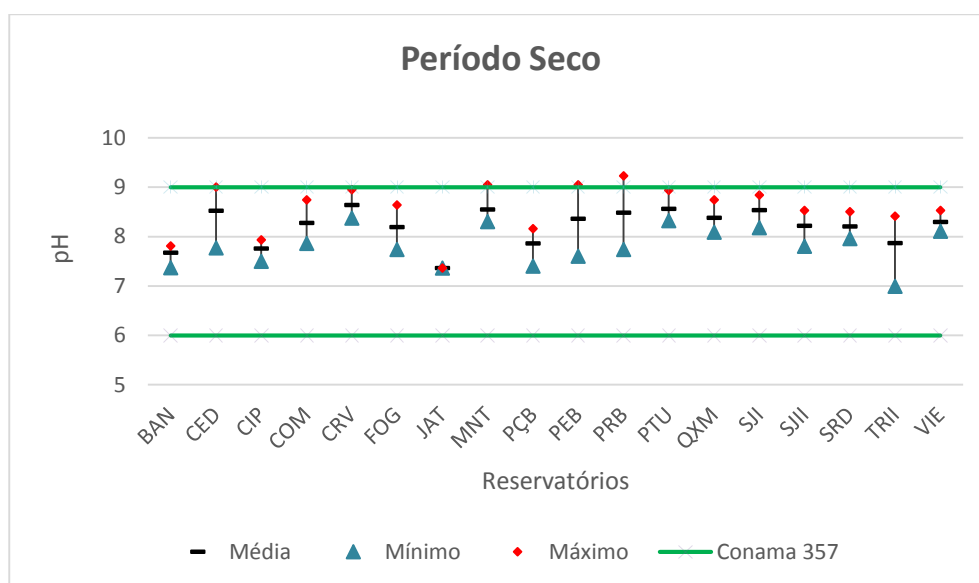


Figura 14 – Variação média de pH nos açudes da bacia do Banabuiú - CE, no período seco, durante os anos de 2010 a 2013.

A presença de gases dissolvidos na água, como o oxigênio, permite a ocorrência da fotossíntese e da respiração aeróbia nesse meio. A determinação do oxigênio dissolvido é de fundamental importância para avaliar as condições naturais da água e detectar impactos ambientais como eutrofização e poluição orgânica (CARMOUZE, 1994).

Durante os dois períodos amostrados as maiores concentrações médias de oxigênio dissolvido (OD) ocorreram nos reservatórios CED (10,01 mg.L⁻¹), FOG (10,90 mg.L⁻¹), MOT (10,90 mg.L⁻¹) e PRB (12,14 mg.L⁻¹) no período seco (Figura 16). Nestes pontos onde as temperatura são em torno de 30 °C e a disponibilidade de nutrientes podem ter favorecido o processo de fotossíntese e o incremento de oxigênio nesta estação de coleta. Em geral, com a eutrofização do corpo d'água, ocorrem florações de algas que promovem um aumento considerável na concentração de oxigênio dissolvido nas camadas superficiais durante o dia, chegando à supersaturação.

Os reservatórios CRV (4,17 mg.L⁻¹) e JAT (3,46 mg.L⁻¹), apresentaram as menores concentrações médias de oxigênio dissolvido e no período chuvoso e os açudes BAN e SJ II, no período seco, com médias de 2,29 mg.L⁻¹ e 4,73 mg.L⁻¹, respectivamente, ficando abaixo do limite estabelecido para corpos d'água, classe 2 (Figuras 15 e 16). Esses baixos teores de OD indicam que houve uma intensa atividade bacteriana decompondo matéria orgânica lançada na água, tendo em vista que os reservatórios da bacia em estudo recebem grande contribuição de

agentes poluidores provenientes de fontes difusas e pontuais provenientes de lançamento de esgotos domésticos, dejetos agropecuários e industriais, bem como de fontes naturais que alteram a qualidade da água.

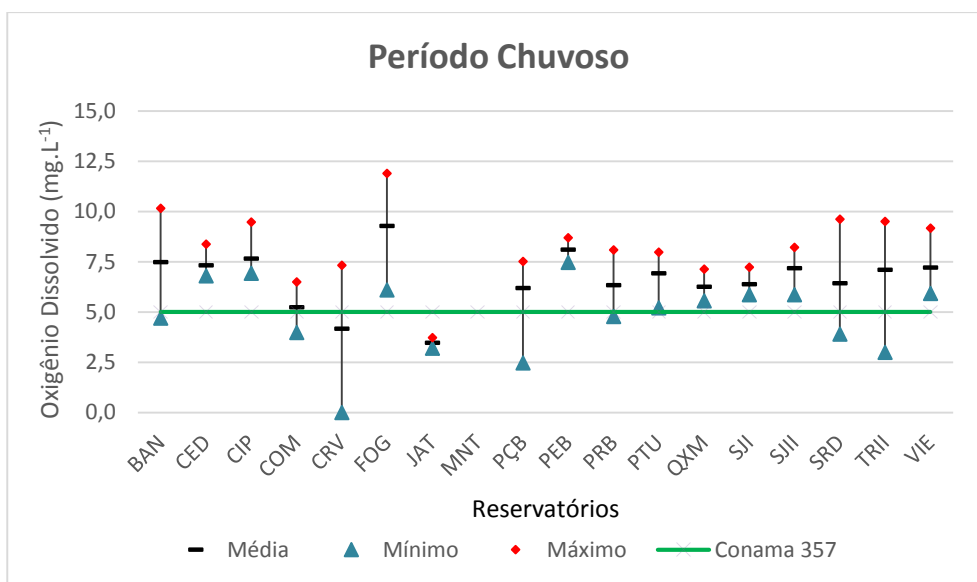


Figura 15 -Variação média de Oxigênio Dissolvido nos açudes da bacia do Banabuiú - CE, no período chuvoso, durante os anos de 2010 a 2013.

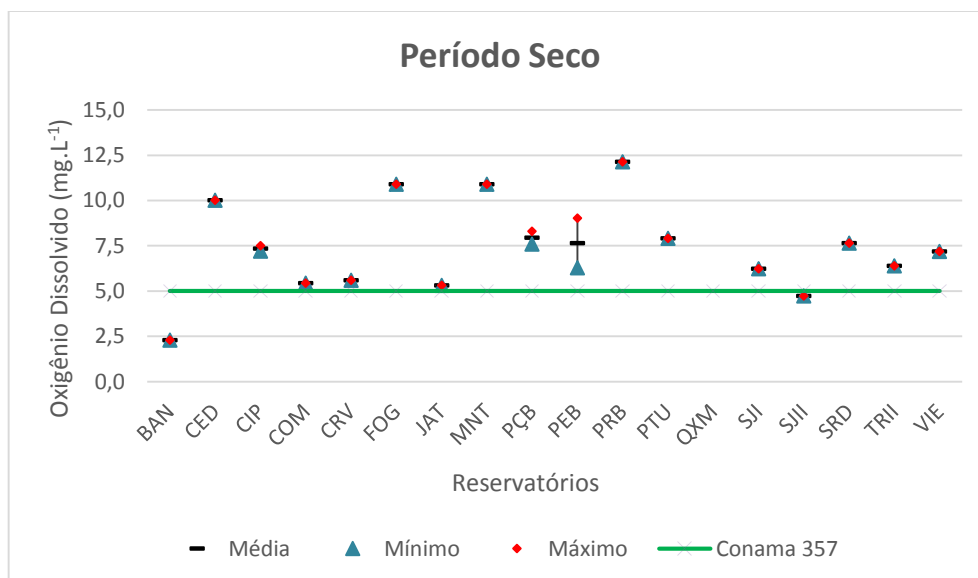


Figura 16 -Variação média de Oxigênio Dissolvido nos açudes da bacia do Banabuiú - CE, no período seco, durante os anos de 2010 a 2013.

A produtividade e a biomassa fitoplanctônica, medida por meio da concentração de clorofila *a*, é influenciada principalmente pelos fatores, temperatura, transparência da água e nutrientes. Analisando as figuras 17 e 18, vemos que os reservatórios, COM, FOG, SJI e TRII, apresentaram índices médios de clorofila *a* acima do limite permitido que é de 30 $\mu\text{g.L}^{-1}$, no período chuvoso, e nove (9) açudes apresentaram médias superiores nesse período com relação ao período seco, isso deve-se, provavelmente, as temperaturas mais elevadas ocorridas no período chuvoso (Figura 12) e maior radiação incidente, já que as coletas são sempre realizadas nos horários de maiores incidência de radiação, que favoreceram o desenvolvimento das algas e, conseqüentemente, o incremento na concentração de clorofila *a*, fato que corrobora com a hipótese de Oliveira e Ferreira (2003).

No período seco, também quatro reservatórios, COM (74,76 $\mu\text{g.L}^{-1}$), MOT (40,90 $\mu\text{g.L}^{-1}$), PRB (34,01 $\mu\text{g.L}^{-1}$) e VIE (36,71 $\mu\text{g.L}^{-1}$), apresentaram concentrações médias de clorofila *a*, acima do padrão estabelecido na Resolução 357 do Conama para Classe 2. As variações relacionadas com o desenvolvimento de cianobactérias normalmente é agravada na estação seca ou logo após a estação das chuvas, devido o enriquecimento da água com nutrientes resultantes do aporte de material orgânico na estação das chuvas e o aumento da incidência solar. Alexandre et al., (2010), estudando o reservatório Serrote, localizado no semiárido Cearense, encontraram as maiores concentrações de clorofila no mês de agosto de 2008, fato que ocorreu logo após o início da estação seca.

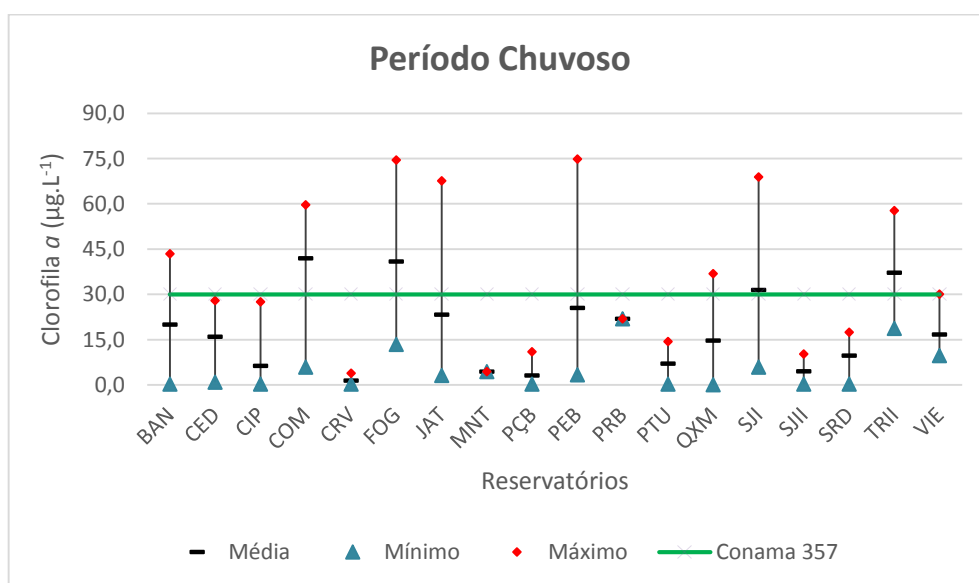


Figura 17 -Variação média de Clorofila *a* nos açudes da bacia do Banabuiú - CE, no período chuvoso, durante os anos de 2010 a 2013.

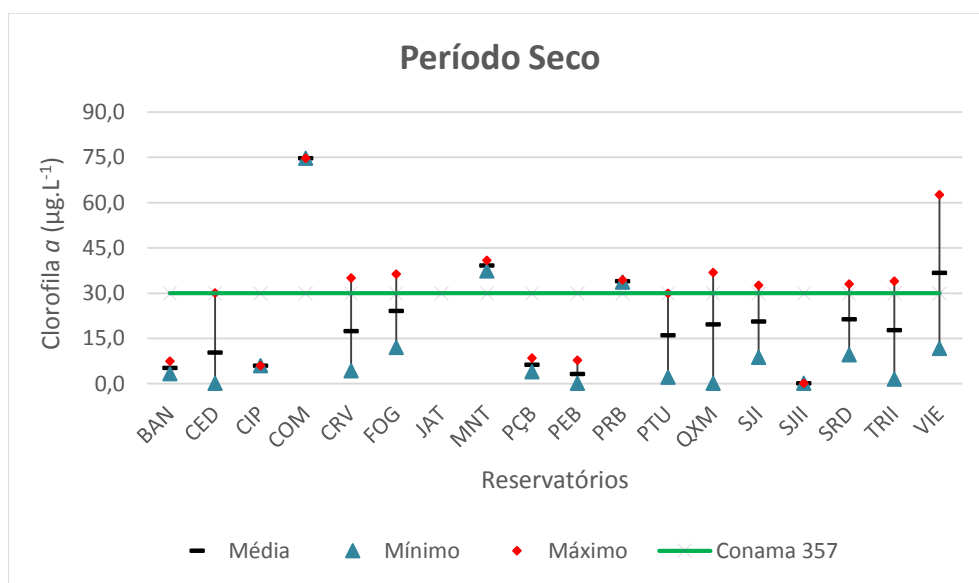


Figura 18 - Variação média de Clorofila *a* nos açudes da bacia do Banabuiú - CE, no período seco, durante os anos de 2010 a 2013.

Com relação a concentração de fósforo nos reservatórios da bacia do Banabuiú, dos dezoito reservatórios analisados, quinze apresentaram concentrações médias de fósforo total maiores no período chuvoso, com exceção dos açudes, PRB, SJII e VIE, é provável que a elevação dos valores de fósforo nesse período tenha sido associado às chuvas, mesmo com precipitações abaixo da média (Figuras 19 e 20). Vilar (2009), estudando a qualidade da água em quatro açudes em cascata (Roque, Bola I, Namorados e Luiz Heleno), na bacia experimental de São João do Cariri/PB, registrou os maiores valores de P-total no período chuvoso, o que pode ser explicado pela ocorrência de escoamento superficial favorecendo o aporte de matéria orgânica na bacia (Março e Abril de 2007).

As concentrações médias de fósforo nos reservatórios CED, FOG, MOT, PRB, QXM, SJI e VIE, excederam o valor máximo recomendado (0,030 mg.L⁻¹) pela Resolução CONAMA n° 357/05, para classe 02, tanto no período chuvoso quanto no período de estiagem (Figuras 19 e 20). No entanto, a lei não faz referência à associação entre o valor permitido e

indicadores biológicos de eutrofização, apenas sugere que valores acima do permitido podem comprometer a qualidade da água com prejuízos potenciais sobre o uso previsto para a classe.

Segundo Straskraba (2000), as próprias características morfométricas dos reservatórios do nordeste semiárido (grandes áreas e pouca profundidade), como também as características das bacias onde estão inseridos, tais como solos rasos suscetíveis à erosão nos períodos chuvosos, contribuem para o aporte externo de nutrientes, resultando em elevações de fósforo total nesses ambientes. Um outro fator contribuinte para o aporte de fósforo nesses açudes, deve-se a efetiva poluição proveniente das contribuições pontuais e difusas a partir da bacia hidrográfica. As fontes difusas são provocadas pela agricultura, pecuária e pelo processo de lixiviação do solo devido à ação das chuvas. As fontes pontuais ocorrem, principalmente, associadas à falta ou deficiência da operação de tratamento dos efluentes e dos resíduos sólidos.

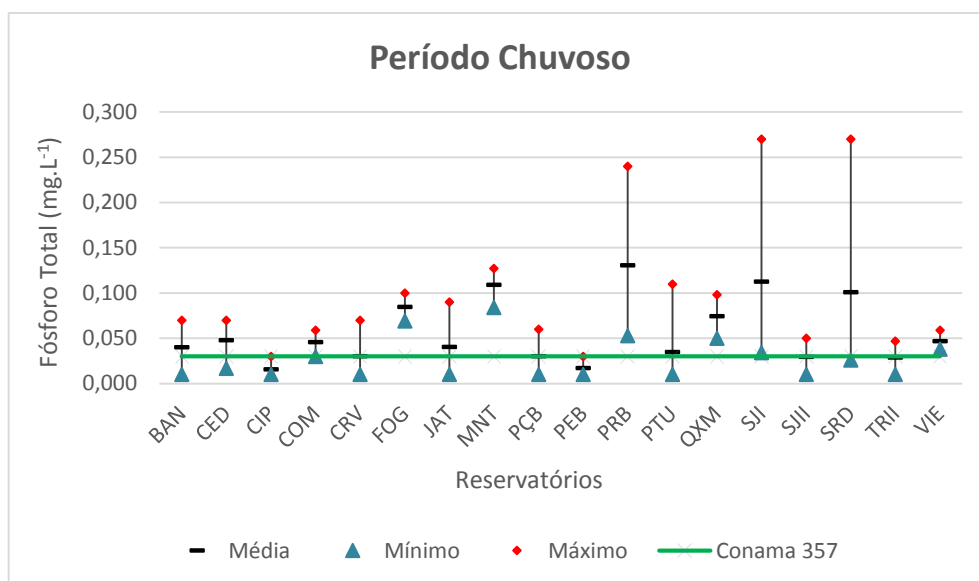


Figura 19 -Variação média de Fósforo Total nos açudes da bacia do Banabuiú - CE, no período chuvoso, durante os anos de 2010 a 2013.

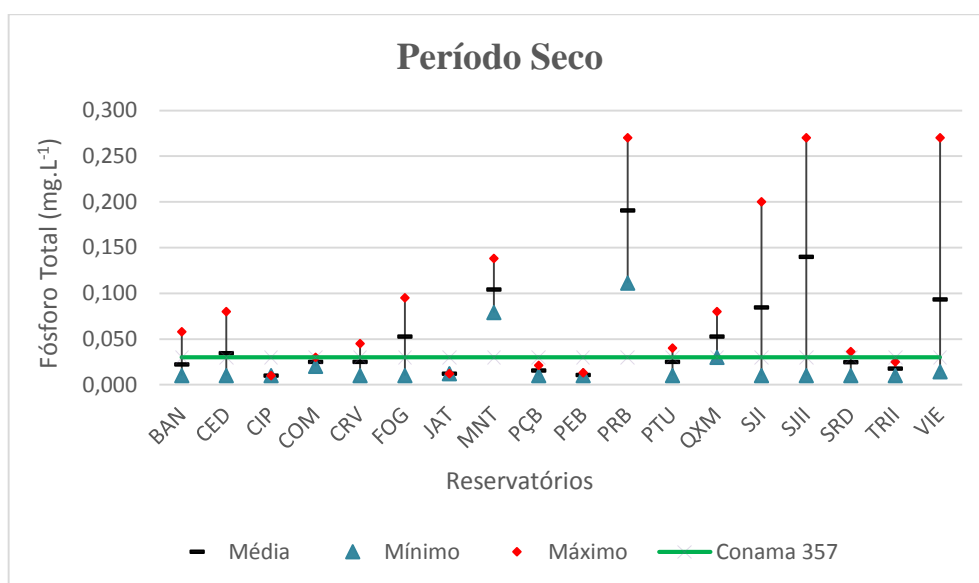


Figura 20 -Variação média de Fósforo Total nos açúdes da bacia do Banabuiú - CE, no período seco, durante os anos de 2010 a 2013.

5.3 Nutriente limitante

São apresentadas na literatura diversas relações ideais distintas entre N:P que discriminam qual é o provável nutriente limitante ao desenvolvimento de fitoplâncton no sistema (KIM et al., 2007; VOLLENWEIDER, 1983; SCHINDLER, 1977). Além disso, as pesquisas sobre o assunto não apresentam consenso de qual relação seria ideal, até porque cada sistema possui dinâmica própria e variável em todas suas dimensões (FREITAS, 2011).

Na pesquisa adotou-se a relação 16:1 baseado nas razões adotados por Redfield et al., (1963) e Von Sperling (2000). Se a razão N:P for consideravelmente superior a 16 há indicação de que o fósforo é o nutriente limitante, da mesma forma podemos considerar que se a relação N:P for consideravelmente inferior à 16, o nitrogênio será o nutriente limitante.

Considerando a Tabela 12, apenas os reservatórios Serafim Dias (mai/13) e Vieirão (out/12) que apresentaram o nitrogênio como o nutriente limitante. Desta forma, na quase totalidade das campanhas e dos pontos monitorados o nutriente limitante foi o fósforo. Em reservatórios equatoriais e de regiões semiárida é importante detectar os fatores responsáveis pelo processo de eutrofização para adotar medidas de controle, pois sabe-se que nestas regiões,

a temperatura elevada acelera o metabolismo aquático e qualquer nutriente em excesso pode ser um agente para potencializar o processo trófico.

É necessário ressaltar que em virtude dos reservatórios da bacia do Banabuiú indicarem que o fósforo foi o nutriente limitante em praticamente todos os pontos analisados, esse nutriente entra na equação do Índice de Estado Trófico Semiárido proposto neste trabalho e apresentado na formulação matemática 4.8, enfatizando que o mesmo seja um dos parâmetros responsáveis no processo de eutrofização.

Tabela 12 - Cálculo da relação N/P.

	Ponto	Data	N mg/L	P mg/L	N/P	NL
Banabuiú	BAN	out/12	0,28	0,01	62,44	P
Cedro	CED	out/12	0,4	0,01	87,46	P
Cedro	CED	abr/13	1,75	0,07	57,77	P
Cipoada	CIP	nov/12	1,38	0,01	305,79	P
Capitão Mor	CMO	jan/13	2,09	0,04	132,22	P
Curral Velho	CRV	jan/13	1,61	0,01	355,84	P
Fogareiro	FOG	nov/12	2,31	0,01	511,28	P
Fogareiro	FOG	fev/13	2,56	0,09	64,42	P
Poço do Barro	PÇB	nov/12	1,08	0,01	239,81	P
Pedras Brancas	PEB	out/12	0,43	0,01	95,21	P
Patu	PTU	nov/12	0,2	0,01	43,4	P
Pirabibú	PRB	nov/12	4,98	0,27	40,86	P
Quixeramobim	QXM	set/12	0,82	0,03	60,38	P
São José I	SJI	set/12	1,47	0,01	325,5	P
São José II	SJII	mai/13	0,15	0,02	22,29	P
Serafim Dias	SRD	nov/12	1,77	0,01	391,26	P
Serafim Dias	SRD	mai/13	0,97	0,27	7,98	N
Trapiá II	TRII	nov/12	0,4	0,01	89,24	P
Trapiá II	TRII	jan/13	2,01	0,02	222,98	P
Vieirão	VIE	out/12	1,77	0,27	14,52	N

Vieirão	VIE	jan/13	0,58	0,04	29,61	P
---------	-----	--------	------	------	-------	---

N – Nitrogênio;
P – Fósforo;
NL - Nutriente Limitante.

De acordo com Barros (2013), o fósforo total (PT) pode não ser o nutriente limitante para a grande maioria dos reservatórios inseridos na região semiárida do estado do Ceará, assim como demonstram alguns estudos realizados em reservatórios artificiais no semiárido nordestino, além do fato do PT não ser a forma melhor assimilável pelos produtores primários presentes no meio aquático.

De acordo com Paulino (2013), a avaliação de 435 resultados obtidos pela Rede de Monitoramento da Qualidade da Água (RMQA) da COGERH, referentes a diversos açudes monitorados no período 2008 a 2011, para identificar qual o nutriente predominantemente limitante nas condições cearenses, indicaram que para 15% das relações N:P o nitrogênio foi o nutriente limitante e 85% o fósforo atuou como o nutriente limitante. A diferença permite inferir que predominantemente o fósforo tem limitado a evolução da eutrofização nos açudes cearenses.

Vale ressaltar que o percentual de reservatórios indicando o nitrogênio como nutriente limitante normalmente tem sido baixo, provavelmente porque na ausência de nitrogênio na água, alguns microrganismos autótrofos resistindo a essa situação inóspita passam a captar o nitrogênio atmosférico reagindo com o fósforo aquático na presença da luz e transformando em biomassa. Assim, o nitrogênio não pode ser considerado limitante pois, tem-se um reservatório atmosférico com 78% de nitrogênio.

5.4 Análise de Agrupamento Hierárquico

A semelhança dos reservatórios da bacia do Banabuiú, em relação à eutrofização das águas, foi determinada pelo emprego da técnica de Análise Multivariada/Análise de Agrupamento Hierárquico (AAH). No dendrograma (Figura 21), que corresponde à figura com os coeficientes de aglomeração re-escalados em que o menor coeficiente corresponde a 1 e o maior a 25, após a interpolação dos dados, optou-se por efetuar o ponto ótimo de corte na distância re-escalada de valor 6, dando origem a três grupos distintos.

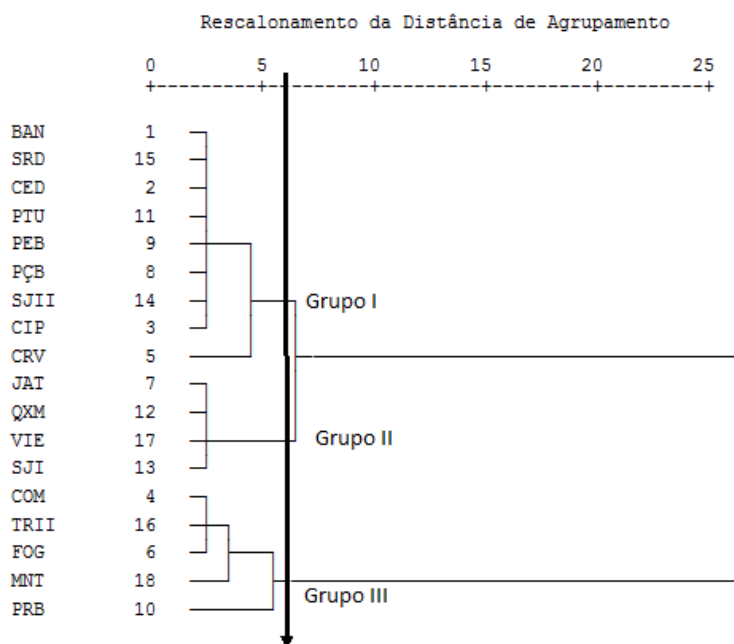


Figura 21 – Dendrograma dos reservatórios da bacia do Banabuiú, agrupados quanto à eutrofização das águas.

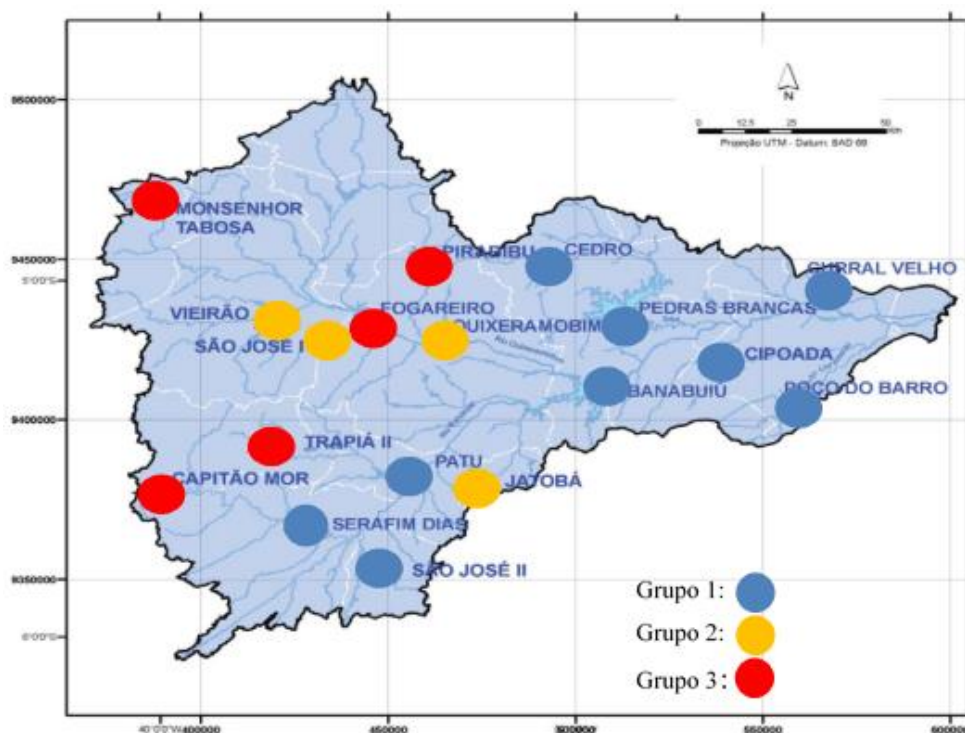


Figura 22–Distribuição dos grupos formados na Bacia do Banabuiú
Fonte: Adaptado do Pacto das águas (2008).

A Figura 22 mostra a distribuição na bacia hidrográfica dos grupos formados. O grupo I foi o de maior representatividade, com nove reservatórios estudados; o grupo II composto por quatro reservatórios, e o grupo III ficou constituído por cinco.

A média, o desvio padrão e os valores máximos e mínimos dos atributos indicadores da eutrofização das águas de cada grupo de açudes da bacia do Banabuiú, podem ser vistos na Tabela 13. A partir da formação dos grupos, procurou-se investigar, qual ou quais dos atributos da qualidade da Análise de Agrupamento foram mais significativos ao ponto de influenciar na separação, pelo valor de suas concentrações. Assim observa-se que os açudes que compõe o grupo 1 apresentaram os menores valores das concentrações médias de fósforo e clorofila a, 0,03 mg/L e 9,41 µg/L, respectivamente e maior valor médio de transparência (1,06 m), indicando águas de melhor qualidade trófica, com concentrações em torno dos limites estabelecidos pelo CONAMA (357/05), classe 2. Apresentam moderada concentração de nutrientes, transparência das águas limitada, considerando as características regionais e provavelmente baixa biomassa fitoplanctônica. Já o grupo 2 apresentou valores médios intermediários das concentrações dos referidos atributos, estando as mesmas superiores aos limites estabelecidos pelo CONAMA (357/05) para classe 2, indicando um agrupamento de águas de qualidades inferiores. Os reservatórios apresentam características que indicam o processo de eutrofização, em decorrência da clorofila a e do fósforo total, provavelmente, decorrente do uso e ocupação do solo no entorno dos reservatórios. O grupo três, apresentou notoriamente as maiores médias das concentrações de fósforo e clorofila a e menor média de transparência.

Tabela 13 – Valores médios das variáveis em estudo para os grupos de eutrofização das águas dos reservatórios da bacia do Banabuiú.

	ESTATÍSTICA	GRUPO I	GRUPO II	GRUPO III
FÓSFORO (mg/L)	Média	0,03	0,06	0,07
	DP	0,03	0,06	0,03
	Mínimo	0,01	0,01	0,01
	Máximo	0,27	0,29	0,27
CLOROFILA A (µg/L)	Média	9,41	24,69	48,60
	DP	10,55	25,75	31,35
	Mínimo	0,20	0,20	4,30
	Máximo	74,76	79,30	98,79
TRANSPARÊNCIA (m)	Média	1,06	0,62	0,3
	DP	0,24	0,23	0,07
	Mínimo	0,30	0,30	0,10
	Máximo	2,70	1,20	0,70

5.5 Valores da correlação entre as variáveis para construção do IET_{SA} das águas dos reservatórios da bacia do Banabuiú

Utilizou a análise dos componentes principais (PCA) para determinar o IET_{SA} das águas dos reservatórios da Bacia do Banabuiú. As seguintes variáveis foram selecionadas através de análise multivariada: fósforo total, clorofila *a* e transparência. Os parâmetros citados foram utilizados para a construção da matriz de correlação. Para avaliar o modelo escolhido, foi analisado o valor do KMO (Teste de Kaiser, Meyer e Olkin, 1974), que mede a adequabilidade da amostra. Quando se obtém valor de KMO abaixo de 0,5 não se recomenda utilizar o modelo proposto. O KMO para o modelo da água dos reservatórios foi de 0,683. Foi feita a rotação dos eixos utilizando o método VARIMAX, a fim de facilitar a interpretação dos fatores (PALÁCIO, 2004). Foi extraído um modelo composto por 1 fator que representava 64,9% da variância dos dados (Tabela 14).

Na tabela abaixo se observa que o fósforo total foi a variável que teve a menor comunalidade, sendo 63,6% da sua variância explicada pelo fator. A variável transparência, teve a maior comunalidade, sendo 66,6% explicada pelo fator. Esse componente foi mais significativo para as variáveis clorofila *a* e transparência, apresentando pesos dos fatores de

0,803 e 0,816, respectivamente. As variáveis selecionadas receberam pesos que encontram-se também identificados na Tabela 14.

Tabela 14 - Dados da correlação entre os parâmetros selecionados através do programa SPSS.

Parâmetros	KMO	Comunalidade	Variância	Fator 1	Pesos (Wi)
Fósforo (mg.L⁻¹)	.683	.636	64.9%	.797	0.330
Clorofila a (µg.L⁻¹)	-	.646	-	.803	0.332
Transparência (m)	-	.666	-	.816	0.338

O Índice de Estado Trófico Semiárido (IET_{SA}), obedeceu a equação 4.8, seguindo o produto ponderado das variáveis selecionadas:

$$IET_{SA} = q_{Pt}^{0,330} \cdot q_{Cla}^{0,332} \cdot q_{Transp}^{0,338} \quad (4.8)$$

Em que:

q = classe de qualidade de água em relação a variável, q pode variar de 0 a 100

Pt = Fósforo Total (mg.L⁻¹)

Cla = Clorofila a (µg.L⁻¹)

Transp = Transparência da água (m)

Foram considerados 18 reservatórios com diferentes aspectos, características tróficas, morfológicas e hidrodinâmicas. A tabela 15, mostra os dados da estatística descritiva, bem com os percentuais de 25, 50, 75 de cada conjunto da variável selecionada.

Tabela 15 - Estatística descritiva dos parâmetros correlacionados.

Parâmetros	Média	Mín	Máx	DP	Percentis		
					25	50	75
Fósforo (mg/L)	0,052	0.01	0.29	.05867	0.013	0.036	0.064
Clorofila <i>a</i> (µg/L)	20,699	0.02	98.79	22.928	3.36	11.01	31.315
Transparência (m)	0,890	0.30	2.80	.58890	0.5	0.7	1.2

A partir do cálculo dos valores mínimos e máximos e percentis dos parâmetros correlacionados, estabeleceu-se quatro classes de níveis tróficos e organizou-as em ordem crescente e dividida em quatro subconjuntos de dados, correspondentes às categorias oligotrófica (mín – percentil 25%), mesotrófica (25 - 50%), eutrófica (50-75%) e hipereutrófica (75 - máx). Assim, foi possível fixar limites para cada classe de estado trófico e determinou-se o q_i (qualidade das variáveis) para cada ponto e campanha (Tabela 16).

Tabela 16 - Matriz do IET_{SA} e equivalência com medidas de fósforo, clorofila *a* e transparência em reservatórios.

Níveis Tróficos	Fósforo (mg.L ⁻¹)	Clorofila (µg.L ⁻¹)	Transparência* (m)	IET _{SA}
Oligotrófico	0.01 - 0.013	0,02 - 3.36	2.80 - 1.2	0 – 40
Mesotrófico	0.013 - 0.036	3.36 - 11.01	1.2 - 0.7	40–60
Eutrófico	0.036 - 0.064	11.01 - 31.31	0.7 - 0.5	60– 80
Hipereutrófico	0.064 - 0.29	31,31 - 98.79	0.5 - 0.3	80–100

* Para transparência, como a relação é inversamente proporcional, é calculada a distribuição com o valor de (-1).transparência.

A qualidade das variáveis foi representada por um número adimensional que variou de 0 a 100, como a escala do IET_{SA}. Seguindo o raciocínio inverso do IQA, quanto melhor a qualidade da variável, menor o valor e mais próximo de 0. A pior qualidade da variável ficou na faixa de 80 a 100 (Tabela 16). Dessa forma, o limite do padrão de consumo da variável,

segundo a Resolução do CONAMA (357/05), foi representado pelo $q_i = 60$. Acima desse valor o q_i era considerado ruim e correspondia dizer que a variável estava fora dos padrões. A qualidade da água foi estabelecida segundo o IET_{SA} e seus níveis de comprometimento, apresentando as características descritas na Tabela 17.

Tabela 17 - Designação qualitativa para o IET_{SA}

IET _{SA}	NÍVEIS	DESIGNAÇÃO QUALITATIVA
0 – 40	Oligotrófico	Não impactado a muito pouco impactado
40–60	Mesotrófico	Pouco degradado
60– 80	Eutrófico	Criticamente degradado a poluído
80–100	Hipereutrófico	Extremamente poluído

5.6 Determinação da qualidade trófica de águas de reservatórios, de acordo com seus níveis de comprometimento.

As Tabelas 18 e 19, apresentam os resultados do IET_{SA} aplicado aos dados dos reservatórios da bacia do Banabuiú nos períodos secos e chuvosos de 2010 a 2013. No total, foram utilizados 100 pares de dados de fósforo total, clorofila *a* e transparência (DS - Disco de Secchi).

Tabela 18 - Matriz de Qualidade Trófica de Água dos reservatórios da bacia do Banabuiú no período seco.

Corpo Hídrico	Coleta mês/ano	IET DS	IET PT	IET Cla	IET_{SA}	Classificação
BAN	fev/10	3,7	3,81	3,79	53,32	MESO
	jan/11	3,59	4,21	4,22	63,81	EUTRO
	jan/13	3,59	3,69	4,35	57,59	MESO
	abr/13	3,99	0	1,29	5,15	OLIGO
CED	fev/10	3,7	4,18	4,16	64,37	EUTRO
	fev/11	3,48	3,47	3,89	47,04	MESO
	mai/12	4,2	4,25	3,84	68,49	EUTRO
CIP	mar/10	2,75	3,65	3,35	33,63	OLIGO
	mar/11	3,24	3,5	3,49	39,51	OLIGO
	fev/12	3,07	3,47	2,69	28,66	OLIGO
	mai/12	3,24	0	1,29	4,19	OLIGO
	mar/13	3,59	0	1,29	4,64	OLIGO
	jun/13	3,9	0	4,22	16,43	OLIGO
CMO	fev/11	4,49	4,18	4,41	82,88	HIPER
	abr/13	4,4	3,73	4,36	71,43	EUTRO
CRV	abr/12	1,36	2,35	1,29	4,14	OLIGO
	jan/13	1,98	0	1,29	0	OLIGO
FOG	mar/10	4,74	4,29	4,11	83,67	HIPER
	fev/11	4,4	4,26	4,41	82,66	HIPER
	mai/12	4,4	4,25	4,5	84,19	HIPER
	fev/13	4,58	4,28	4,46	87,38	HIPER
	mai/13	4,74	4,31	3,95	80,75	HIPER
JAT	mar/11	3,48	3,95	3,94	54,11	MESO
	mar/12	3,48	3,54	3,31	40,8	MESO
	mai/12	3,9	0	3,8	14,8	OLIGO
	mai/13	4,2	4,29	4,47	80,49	HIPER
MOT	fev/10	4,58	4,27	4,33	84,71	HIPER
	fev/11	4,58	4,27	4,58	89,47	HIPER
	mai/13	4,9	4,33	4,32	91,52	HIPER
PÇB	mar/10	3,7	4,13	3,35	51,21	MESO
	mar/11	3,33	3,4	2,86	32,39	OLIGO
	mar/12	3,24	3,71	1,29	15,52	OLIGO
	mai/12	2,97	0	2,69	7,99	OLIGO

	jun/13	3,59	3,86	3,89	53,96	MESO
PEB	fev/10	3,7	3,65	3,37	45,46	MESO
	jan/11	3,07	3,6	3,86	42,61	MESO
	fev/12	3,99	3,38	4,1	55,29	MESO
	abr/12	3,7	0	4,03	14,91	OLIGO
	jan/13	3,99	3,4	4,5	61,11	EUTRO
PRB	mar/10	5,18	4,25	4,11	90,51	HIPER
	fev/12	4,74	4,34	4,61	94,92	HIPER
	mai/12	4,74	4,1	4,56	88,8	HIPER
PTU	mar/11	3,59	3,71	3,86	51,37	MESO
	mai/12	3,33	0	3,4	11,29	OLIGO
	mar/13	3,7	0	1,29	4,78	OLIGO
	mai/13	3,33	4,32	3,96	56,9	MESO
QXM	mar/10	3,7	4,02	3,11	46,28	MESO
	mai/12	4,74	4,26	4,13	83,55	HIPER
	abr/13	3,9	4,25	4,09	67,86	EUTRO
	mar/12	3,9	3,82	4,47	66,69	EUTRO
	mai/12	3,9	4,02	3,96	62,14	EUTRO
	jan/13	4,74	4,29	4,31	87,77	HIPER
SJII	mar/10	2,75	4,02	3,62	40,02	MESO
	fev/11	3,24	3,65	3,5	41,37	MESO
	mai/12	2,97	3,97	3,54	41,71	MESO
	mar/13	3,24	0	1,29	4,19	OLIGO
	mai/13	3,33	3,43	3,84	43,8	MESO
SRD	mar/10	5,18	4,12	3,94	84,17	HIPER
	mai/12	4,58	3,67	4,02	67,53	EUTRO
	mar/13	4,2	4,25	1,29	23,05	OLIGO
TRPII	fev/11	4,2	4,02	4,37	73,83	EUTRO
	abr/12	4,4	3,69	4,25	68,92	EUTRO
	mai/12	4,4	0	4,05	17,81	OLIGO
	jan/13	4,2	3,54	4,42	65,75	EUTRO
	abr/13	4,2	3,95	4,29	71,26	EUTRO
VIE	mar/12	4,4	3,89	3,86	66	EUTRO
	mai/12	4,58	4,18	4,26	81,58	HIPER
	jan/13	4,58	3,97	3,81	69,23	EUTRO

Legenda: Oligotrófico Mesotrófico Eutrófico Hipereutrófico

Tabela 19 - Matriz de Qualidade Trófica de Água dos reservatórios da bacia do Banabuiú no período chuvoso.

Corpo Hídrico	Coleta mês/ano	IET DS	IET PT	IET Cla	IET_{SA}	Classificação
BAN	ago/12	3,59	0	3,51	12,6	OLIGO
	out/12	3,33	0	3,68	12,25	OLIGO
	jul/13	3,7	0	3,4	12,6	OLIGO
CED	ago/11	3,9	3,88	3,61	54,57	MESO
	set/12	3,99	0	3,51	14,02	OLIGO
	out/12	3,99	0	1,29	5,15	OLIGO
	jul/13	3,99	4,27	4,26	72,66	EUTRO
CMO	dez/11	4,58	3,75	4,5	77,2	EUTRO
	jan/13	4,4	3,84	3,58	60,5	EUTRO
CRV	out/12	2,18	0	3,47	0	OLIGO
FOG	ago/11	3,99	4,29	3,91	67,08	EUTRO
	nov/12	4,58	0	4,31	19,72	OLIGO
MOT	nov/12	4,74	4,28	3,47	70,41	EUTRO
	nov/13	4,9	4,34	4,57	97,18	HIPER
PCB	ago/11	3,4	3,56	3,45	41,83	MESO
	nov/12	3,9	0	3,75	14,62	OLIGO
PEB	ago/12	3,8	0	2,66	10,1	OLIGO
	out/12	3,9	0	1,29	5,03	OLIGO
	jul/13	3,99	0	3,7	14,78	OLIGO
PRB	ago/11	4,74	4,32	4,3	88,05	HIPER
PTU	nov/12	3,33	0	2,92	9,73	OLIGO
	jul/13	3,7	3,95	4,26	62,29	EUTRO
QXM	out/12	4,4	4,21	4,12	76,17	EUTRO
	jul/13	4,58	3,89	4,52	80,56	HIPER
SJI	dez/11	3,99	3,86	3,76	57,96	MESO
	nov/12	4,74	4,29	4,29	87,28	HIPER
SRD	dez/11	4,4	3,86	4,29	72,91	EUTRO
	nov/12	4,4	0	3,81	16,77	OLIGO
TRPII	jul/13	4,2	0	4,43	18,61	OLIGO
VIE	set/12	4,4	3,4	4,44	66,48	EUTRO
	jul/13	4,74	4,06	3,95	76,12	EUTRO

Legenda: **Oligotrófico** **Mesotrófico** **Eutrófico** **Hipereutrófico**

A escassez pluviométrica na região que compõem a bacia hidrográfica do Banabuiú, segundo Fuck Júnior (2008), acentua-se a oeste, diminuindo a leste da bacia (de mesma latitude, porém mais próximo ao mar). A partir das tabelas 18 e 19, observa-se que no período seco os reservatórios apresentaram classificação trófica bastante variada, entre oligotrófico (27,9%), mesotrófico (25%), eutrófico (22,1%) e hipereutrófico (25%), já no período chuvoso apresentaram-se predominantemente como oligotróficos (46,8%) e eutróficos (31,2%).

Os reservatórios Cipoada, Poço do Barro e Curral Velho, apresentaram melhor qualidade trófica de suas águas em ambos os períodos. O IET_{SA} médio nesses reservatórios, no período estudado, classifica-os como predominantemente oligotróficos. Os três reservatórios ficam localizados no município de Morada Nova e de acordo com os dados publicados na FUNCEME (2015), apresentaram baixo número de cianobactérias. Esses resultados, podem estar relacionados com a reduzida precipitação pluviométrica na área, que conseqüentemente diminui o aporte de sedimentos e nutrientes proveniente principalmente de áreas agrícolas e da presença de currais no entorno dos reservatórios.

O açude Curral Velho, cuja principal finalidade era a regularização das águas afluentes provenientes do açude Castanhão, compõe o sistema de transferência hídrica (Castanhão – Curral Velho) para atender a demanda Perímetro de Irrigação Tabuleiros de Russas, assim como, ao Projeto Eixão das águas que atendem parte da demanda da capital do estado do Ceará. Atualmente esta estrutura não tem mais esta finalidade, funcionando apenas em períodos de cheias, com o objetivo de evitar a inundação das comunidades circunvizinhas ao leito do rio, a jusante desta captação. Segundo dados da Cogerh (2012), pode-se inferir que devido as baixas precipitações, não teve aportes provenientes da sangria da lagoa de efluentes da Indústria de Laticínios Betânia (distante 1,18 Km), que posteriormente adentra para o reservatório e nem ocorreu o bombeamento do Rio Banabuiú (presença de efluentes) para o açude.

Os reservatórios Quixeramobim e Vieirão apresentaram classificação trófica entre eutrófico e hipereutrófico em ambos os períodos. Segundo o Sistema de Qualidade das Águas da Funceme (2015), no período de 2010 a 2012, os mesmos apresentaram a qualidade de suas águas bastante degradadas e com o número elevado de cianobactérias.

As fontes de nutrientes mais relevantes nesses reservatórios são as descargas de esgotos domésticos, tendo em vista que os municípios onde estão localizados os açudes desse

grupo, praticamente não tem sistemas de esgotamento sanitário. Quando existente, as condições básicas de tratamento de efluentes domésticos consiste, somente, na existência de soluções individuais, tipo fossa/sumidouro, com funcionalidade precária do ponto de vista sanitário. Outras fontes, são: afluência de partículas de solos, contendo nutrientes, em decorrência de erosão hídrica e presença de gado, principalmente no entorno do reservatório. Nas condições do semiárido a eutrofização também se intensifica pela baixa taxa de renovação da massa de água armazenada nos reservatórios, que varia a cada ano, em função da intensidade do período chuvoso.

Os reservatórios Fogareiro, Monsenhor Tabosa e Pirabibu que estão mais concentrados na parte oeste da bacia hidrográfica do Banabuiú, onde a escassez pluviométrica é mais acentuada, apresentaram-se como hipereutróficos, no período seco. O açude Pirabibú, teve o IET_{SA} de todos os dados analisados, para ambos os períodos, enquadrados como hipereutrífico. Em 2009, o reservatório atingiu seu maior acúmulo de água, cerca de 70% de sua capacidade, já no ano de 2012, era um dos vinte e três açudes do estado que apresentavam volume abaixo de 30% (14,4%). De acordo com os dados da Funceme (2015), o mesmo sempre apresentou número muito alto de cianobactérias, provavelmente porque desde sua construção, concluída em 2000, o açude nunca transbordou e entre os inúmeros efeitos negativos que ocasiona nos corpos d'água pode-se destacar: o desenvolvimento intenso e descontrolado de macrófitas aquáticas e fitoplâncton; degradação da qualidade da água com alterações de composição, cor, turbidez, transparência, aumento da decomposição orgânica, causando, conseqüentemente, maior consumo de oxigênio dissolvido até anoxia; liberação de gases e produção de maus odores (AZEVEDO-NETO, 1988); crescimento excessivo de algas tóxicas, particularmente cianobactérias, que pode propiciar a morte de animais, contaminação em seres humanos e problemas gastrintestinais e de pele (ENVIRONMENT AGENCY, 1998).

Na construção de reservatórios constitui-se uma verdadeira tradição, “afogar” simplesmente a mata existente, ou recorrer à enganosa solução de queimar a mata, iniciativa que, segundo Branco (1971), por um lado, é benéfica por destruir a maior parte da matéria orgânica, mas, iria sendo lentamente oxidada às custas do oxigênio dissolvido da própria água, e enriquecendo de tal maneira o meio de nutrientes, a ponto de provocar proliferação indesejada e rápida de vegetação aquática, com todas as conseqüências que dela podem resultar para a qualidade das águas de abastecimento.

Na tabela 20, encontra-se a confirmação da análise de agrupamento hierárquico que definiu a formação dos grupos, e a partir dos atributos de qualidade trófica selecionados, submetidos ao cálculo do IET_{SA}. Observa-se que os reservatórios inseridos no grupo I, apresentaram classificação trófica predominantemente entre oligotrófico (54,7%) e mesotrófico (30,2%), os do grupo II, eutrófico (44,4%) e hipereutrófico (33,3%) e os reservatórios que compõem o grupo III, apresentaram-se, eutróficos (39,1%) e hipereutróficos (60,9%) no período estudado. No anexo D, encontra-se a demonstração dos índices gerados para os reservatórios da bacia a partir dos grupos formados na AAH.

Tabela 20 – Comparação da distribuição da classificação trófica, aplicando o IET_{SA}.

Classificação	GRUPO I	GRUPO II	GRUPO III
Trófica	%	%	%
Oligotrófico	54,7	0,0	0,0
Mesotrófico	30,2	22,2	0,0
Eutrófico	15,1	44,4	39,1
Hipereutrófico	0,0	33,3	60,9

5.7 Comparação entre os valores de IET de Carlson, Toledo e Lamparelli.

Para avaliação do Estado Trófico dos reservatórios da bacia do Banabuiú, comparou-se as classificações obtidas, com as metodologias de Carlson (1977) - IET_C, Toledo (1983) - IET_T e Lamparelli (2004) - IET_L com os reservatórios da bacia hidrográfica em estudo (Tabela 21).

Tabela 21 - Resultados da comparação entre os IET's aplicados aos reservatórios da bacia do Banabuiú.

Açude	Coleta mês/ano	IET _C	IET _T	IET _L	IET _{SA}	Açude	Coleta mês/ano	IET _C	IET _T	IET _L	IET _{SA}	
BAN	fev/10	56	54	58	53	PEB	fev/10	51	48	53	45	
	jan/11	62	56	61	64		jan/11	52	46	56	43	
	ago/12	47	45	54	13		fev/12	56	52	56	55	
	out/12	48	46	53	12		abr/12	52	49	55	15	
	jan/13	59	54	60	58		ago/12	45	43	49	10	
	abr/13	39	39	44	5		jan/13	60	55	59	61	
	jul/13	47	41	51	13		jul/13	51	48	53	15	
CED	fev/10	62	56	61	64	PRB	out/12	38	38	44	5	
	fev/11	52	47	55	47		mar/10	70	62	61	91	
	ago/11	56	51	56	55		ago/11	72	66	64	88	
	mai/12	62	56	59	68		fev/12	76	67	66	95	
	set/12	50	47	51	14		mai/12	71	64	64	89	
	out/12	39	39	44	5		mai/12	45	44	51	11	
	jul/13	66	59	62	73		mai/13	61	56	61	57	
CIP	mar/10	48	47	53	34	PTU	mar/11	55	51	56	51	
	mar/11	48	43	53	40		nov/12	44	42	49	10	
	fev/12	44	43	50	29		mar/13	37	38	44	5	
	mai/12	35	36	44	4		jul/13	61	55	60	62	
	mar/13	37	37	44	5		QXM	mar/10	53	52	55	46
	jun/13	55	51	56	16			mai/12	68	61	61	84
	CMO	fev/11	68	63	63			83	set/12	47	48	47
dez/11		66	61	61	77	out/12		65	59	61	76	
jan/13		58	53	56	61	abr/13	63	57	61	68		
abr/13		64	58	60	71	jul/13	68	61	62	81		
CRV	abr/12	33	34	44	4	SJI	dez/11	58	52	57	58	
	out/12	40	40	51	0		mar/10	53	45	57	40	
	jan/13	33	34	44	0		mar/12	63	58	62	67	
FOG	mar/10	71	62	62	84		mai/12	60	55	59	62	
	fev/11	69	64	64	83		nov/12	70	63	63	87	
	ago/11	63	58	60	67		jan/13	71	63	63	88	
	mai/12	69	62	64	84		SJ II	fev/11	50	45	54	41
	nov/12	59	54	56	20	mai/12		52	51	56	42	
	fev/13	71	63	64	87	mar/13		35	36	44	4	
	mai/13	68	62	61	81	mai/13		51	48	54	44	
JAT	mar/11	57	53	58	54	SRD	mar/10	67	54	59	84	
	mar/12	49	43	52	41		dez/11	64	58	60	73	
	mai/12	51	48	53	15		mai/12	61	56	57	68	
	mai/13	69	62	65	80		nov/12	53	50	53	17	
MOT	fev/10	69	64	63	85		mar/13	49	46	49	23	
	fev/11	72	67	65	89		TRPII	fev/11	65	59	62	74
	nov/12	63	53	58	70			jul/13	58	53	58	19
	mai/13	74	66	64	92	mai/12		56	51	55	18	
	nov/13	77	72	66	97	jan/13		62	56	60	66	
PCB	mar/11	45	39	50	32	abr/13		63	57	60	71	
	ago/11	49	44	53	42	abr/12	62	55	59	69		

mar/10	55	51	56	51	VIE	mar/12	60	55	57	66
mar/12	40	35	47	16		mai/12	67	59	61	82
mai/12	41	41	49	8		set/12	61	59	59	66
nov/12	51	48	53	15		jan/13	61	56	58	69
jun/13	56	52	57	54		jul/13	65	58	59	76

Legenda:

Ultraoligotrófico	Mesotrófico	Supereutrófico
Oligotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico

Analisando a tabela 21, quando aplicado o índice de Carlson (1977), os resultados classificaram os açudes com condições variando basicamente de mesotrófico a hipereutrófico, em praticamente todos os pontos analisados nos diferentes açudes da bacia, o índice gerou, em quase todos, valores maiores do que os de Toledo Júnior et al., (1983) e Lamparelli (2004), devido às modificações nos cálculos que visam a adaptação climática dos mesmos. Da tabela 20, conclui-se que 45% da classificação trófica dos dados analisados com este índice, apresentaram níveis hipereutróficos.

Chellappa et al., (2009) aplicaram o Índice de Carlson (1977) aos reservatórios João Alves, Marechal Dutra e Santa Cruz, localizados no Estado do Rio Grande do Norte, semiárido brasileiro, e caracterizados por precipitação baixa e perdas elevadas por evaporação. Os resultados classificaram os três reservatórios entre oligotrófico a mesotrófico, os resultados apresentaram caracterização trófica reduzida, determinada pelo período chuvoso intenso entre 2003 e 2004.

Observando os resultados do IET baseado na classificação de Toledo (1983) – IET_T, os reservatórios obtiveram estimativas variando de oligotrófico a eutrófico, sendo o Cipoada e avaliado como predominantemente oligotrófico, e os reservatórios Fogareiro e Pirabibú, com variação eutrófica. Barbosa et al., (2006) aplicaram o IET modificado por Toledo Júnior et al., (1983) para açudes da região semiárida do Nordeste brasileiro e obtiveram estimativas variando de oligotrófico a eutrófico. Para o açude Soledade, sertão da Paraíba, as concentrações elevadas de nitrogênio e fósforo e *bloom* de cianófitas, mais expressivo no período seco, reforçaram a classificação eutrófica deste sistema aquático.

O IET proposto por Lamparelli (2004) a partir do IET de Carlson (1977) e considerações do IET modificado por Toledo Júnior et al., (1983) ampliou a sensibilidade do sistema de classificação adotado anteriormente por meio do ajuste dos limites tróficos e da inclusão da classe supereutrófica, com o objetivo de discriminar os diferentes estágios de

eutrofização. Quando aplicado aos dados desta pesquisa, praticamente não ocorreu variação quando comparado com o IET_T e observou-se um ligeiro aumento dos ambientes classificados como ultra-oligotróficos (11%) e supereutróficos (11%) (Tabela 21). O reservatório Poço de Barro, praticamente manteve a mesma estimativa do IET_T. Os açudes, Fogareiro e Pirabibu, foram predominantemente supereutrófico. Freitas (2011), aplicando o IET de Lamparelli (2004) no reservatório Pentecoste - CE, resultou em grau de trofia elevado, variando de mesotrófico a supereutrófico.

A comparação entre as metodologias estão representadas na Tabela 22, que apresenta apenas o percentual das observações da classificação trófica, visto que a escala nomenclatural desenvolvida por Carlson (1977), Toledo et al., (1983) e Lamparelli (2004) baseou-se em critérios diferentes daqueles que originaram a escala para o índice proposto no trabalho (IET_{SA}), de tal modo que não representariam os mesmos critérios ao serem comparadas entre si.

Tabela 22 – Comparação da distribuição da classificação trófica, dos 18 reservatórios da bacia do Banabuiú, nos anos de 2010 a 2013.

Classificação Trófica	Número de Observações (%)			
	Carlson	Toledo	Lamparelli	IET _{SA}
Ultraoligotrófico	*	0	11	*
Oligotrófico	9	20	10	34
Mesotrófico	18	34	41	20
Eutrófico	28	46	27	25
Supereutrófico	*	*	11	*
Hipereutrófico	45	0	0	21
Total	100	100	100	100

Observa-se elevado grau de trofia dos reservatórios localizados no semiárido do Nordeste brasileiro, cujo processo de eutrofização agrava-se pela a peculiaridade climática, irregularidade pluviométrica, deficiência hídrica, variabilidade hidrológica e vulnerabilidade ambiental aos processos de erosão e assoreamento e devido à forma do uso e da ocupação do

solo da bacia de drenagem (LUNA, 2008; SOARES FILHO, 2010; VILAR, 2009). Esteves (1998), defende que o índice calculado a partir de nutrientes pode não refletir a dinâmica real do sistema aquático, principalmente em latitudes tropicais, onde a taxa de reciclagem de nutrientes e sua disponibilidade na coluna de água depende das peculiaridades climáticas e hidrológicas.

6 CONCLUSÃO

- No período do estudo, os índices pluviométricos ficaram abaixo da média histórica da bacia, com exceção do ano de 2011, favorecendo condições mais estáveis nos sistemas e pequenas mudanças sazonais das variáveis físicas, químicas e biológica analisadas nos reservatórios da bacia do Banabuiú.
- Praticamente todas as variáveis analisadas apresentaram valores abaixo do limite máximo recomendado na Resolução CONAMA nº 357/05 para a classe 2 de água doce, sendo a variável fósforo total que apresentou mais valores acima de $0,030 \text{ mg.L}^{-1}$.
- Os reservatórios estudados foram limitados por fósforo, com valores de N:P superiores a 16. Quando aplicado o índice de Carlson (1977), os resultados classificaram os açudes com condições variando praticamente de mesotrófico a hipereutrófico, o índice gerou valores maiores do que os de Toledo Júnior et al., (1983) e Lamparelli (2004).
- Praticamente não ocorreu variação quando comparado o IET_T e IET_L , observando apenas um ligeiro aumento dos ambientes classificados como ultra-oligotróficos e supereutróficos quando aplicados Lamparelli (2004).
- A AAH formou 3 grupos distintos. Os açudes que compõem o grupo I apresentaram águas de melhor qualidade trófica, com concentrações em torno dos limites estabelecidos pelo CONAMA (357/05), classe 2. Já o grupo II apresentaram um agrupamento de águas em processo de eutrofização, provavelmente, decorrente do uso e ocupação do solo no entorno dos reservatórios. O grupo III, foi formado por reservatórios que apresentaram a qualidade de suas águas bastante degradadas e provavelmente com elevado número de cianobactérias.
- O IET_{SA} , apresentou uma metodologia simples e de fácil interpretação dos dados, fundamentada na qualidade das águas dos reservatórios artificiais localizados no semiárido cearense. Logo a sua utilização pode contribuir para a redução dos erros na

inferência do estado trófico de reservatório dessa região e deve ser visto como um indicativo para estudos mais aprofundados.

- É necessário aprofundar os estudos sobre o estado trófico e a influência de fatores climático, hidrológicos e morfológicos dos açudes da região semiárida do Ceará. O monitoramento sistemático nos reservatórios complementado com estudos nictemerais em épocas de seca e chuva são necessários para proporcionar informações mais precisas e uma visão mais abrangente dos açudes e da bacia que está inserido. O banco de dados gerado pode ser um importante auxiliar para ações e políticas de gestão desses recursos hídricos.
- Medidas preventivas devem ser tomadas visando a proteção da qualidade das águas, tais como: tratamento de águas residuárias antes que estes sejam lançados aos corpos receptores; manutenção da cobertura vegetal mínima que atenua os efeitos da erosão e de transporte de material da superfície para os corpos de água; restrições às atividades agropecuárias que utilizam fertilizantes químicos e agrotóxicos.
- Deve-se alertar que não só o monitoramento das águas poderá garantir a proteção de sua qualidade, mas um planejamento adequado dos usos e ocupação do solo na bacia. As práticas acima não devem ser adotadas isoladamente, mas em conjunto através de programas de manejo integrado na bacia hidrográfica para que os objetivos de redução da carga poluidora sejam atingidos.

REFERENCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (BRASIL). **Atlas Brasil: abastecimento urbano de água: resultados por estado/Agência Nacional de Águas**. Brasília: ANA: Engecorps/Cobrape, 2010.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (BRASIL). **Conjuntura dos Recursos Hídricos: Informe 2014**. Brasília: ANA, 2015. Disponível em: <http://conjuntura.ana.gov.br/docs/conj2014_inf.pdf>. Acesso em: 29 março 2016.
- ALEXANDRE, D. M. B.; ANDRADE, E. M.; LOPES, F. B.; PALACIO, H. A. Q.; FERREIRA, A. C. S. The water quality investigation using GIS and multivariable analysis in a semiarid region reservoir. **Engenharia Agrícola (Impresso)**, v. 41, n. 4, p. 554-561, nov./dez. 2010.
- ALLAN, J. D.; CASTILLO M. M. **Stream ecology: structure and function of running waters**. 2 ed. New York: Chapman and Hall, 2007.
- AMBRIZZI, T.; ROCHA, R.; MARENGO, J. A.; PISNITCHENKO, I.; ALVES, L. Cenários regionalizados de clima no Brasil para o século XXI: Projeções de clima usando três modelos regionais. **Relatório 3**, Ministério do Meio Ambiente (MMA), Secretaria de Biodiversidade e Florestas (SBF), Mudanças Climáticas Globais e Efeitos sobre a Biodiversidade. Brasília, 2007.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21 ed. Washington: APHA, 2005.
- AMORIM, B. **Análise comparativa de processos de eutrofização da água em reservatórios do Estado do Ceará e sua relação com as características morfológicas, hidrológicas e climáticas**. 2001. 290 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2001.
- ANDRADE, E. M.; MEIRELES, A. C. M.; PALÁCIO, H. A. Q. O Semiárido cearense e suas águas. In: Andrade, E. M.; Pereira, O. J.; Dantas, F. E. R. (ed.). **Semiárido e o manejo dos recursos naturais: Uma proposta de uso adequado do capital natural**. Fortaleza: Graphiti Gráfica e Editora Ltda., 2010, cap. 3, p.57-80.
- ANZECC/ARMCANZ. Australian guidelines for water quality monitoring and reporting. National Water Quality Management Strategy. **Australian and New Zealand – Guidelines for fresh and marine water quality management strategy**. Paper number 4, Camberra: Australia. 2000.
- ARAÚJO, L. Nutrientes e grau de trofia dos principais reservatórios da bacia hidrográfica do Acaraú - Ce. In: SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 8., 2006, Fortaleza. **CD-ROM**. Fortaleza: ABES, 2006. p. 1-8.
- AZEVEDO NETO, J. M. Novos conceitos sobre eutrofização. **Revista DAE**, v. 48, n.151, p. 22–28, mar./jun. 1988.

AZEVEDO, A. C. G.; FEITOSA, F. A. N.; KOENING, M. L. Distribuição espacial e temporal da biomassa fitoplanctônica e variáveis ambientais no Golfão Maranhense, Brasil. **Acta Botânica Brasílica**, São Paulo, v. 22, n. 3, p. 870-877, jul./set. 2008.

BACCINI, P. Phosphate interactions at the sediment-water interface. *In*: STUMM, W. (Ed.). **Chemical processes in lakes**. New York: John Wiley, p. 189-205, 1985.

BARBOSA, J. E. de L. **Dinâmica do fitoplâncton e condicionantes limnológicos nas escalas de tempo (nictemeral/sazonal) e de espaço (horizontal/vertical) no açude Taperoá II: trópico semi-árido nordestino**. 2002. 208f. Tese. Universidade de São Carlos, São Carlos – SP, 2002.

BARBOSA, J. E. L.; ANDRADE, R. S.; LINS, R. P.; DINIZ, C. R. Diagnóstico do estado trófico e aspectos limnológicos de sistemas da bacia hidrográfica do Rio Taperoá, trópico semi-árido brasileiro. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. Supl., n. 1, p. 81-89, jul./dez. 2006.

BARROS, L. R. **O índice do estado trófico e sua adaptação para os sistemas lênticos do semiárido cearense**. 2013. 85 f. Dissertação (Mestrado em Gestão de Recursos Hídricos). Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013.

BARTRAM, J.; CARMICHAEL, W. W.; CHORUS, I.; JONES, G.; SKULBERG, O. M. Introduction. *In*: CHORUS, I.; BARTRAM, J. (Ed.). **Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health, consequences, monitoring and management**. London: World Health Organization, p. 1-14, 1999.

BATISTA, A. A.; MEIRELES A. C. M.; ANDRADE, E. M.; ARAÚJO, J. R. N.; PALÁCIO, H. A. Q. Relação entre nitrogênio e fósforos nas águas do açude Orós – CE. *In*: Workshop Internacional de Inovações Tecnológicas do Semiárido, 4., 2012, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: Inovagri, 2012. p. 1-5.

BOLLMANN, H. A., CARNEIRO, C.; PEGORINI, E. S. Qualidade da água e dinâmica de nutrientes. *In*: ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C. **Gestão integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados**. Curitiba: Sanepar, 2005. p. 215-270.

BONEY, A. D. **Phytoplankton. Studies in Biology**. London: Edwards Arnolds, n. 52, 1976, 116p.

BOUVY, M.; MOLICA, R.; OLIVEIRA, S.; MARINHO, M.; BEKER, B. Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of northeast Brazil. **Aquat. Microb. Ecol.**, v. 20, p. 285-297, dez. 1999.

BOYD, C. **Water quality management and aeration in shrimp farming**. Fisheries and Allied Aquacultures Departmental Series. N.2 Auburn University. 1989. 83p.

BRANCO, E. de S.; FEITOSA F. A. do N.; MONTE, M. de J. F. Variação sazonal e espacial da biomassa fitoplanctônica relacionada com parâmetros hidrológicos no estuário de Barra das Jangadas (Jaboatão dos Guararapes – Pernambuco – Brasil). **Tropical Oceanography**, Recife: v. 30, n. 2, p. 79-96, 2002.

BRANCO, S. M. Água e o Homem. *In*: PORTO, R. L. L. (org.). **Hidrobiologia Ambiental**. São Paulo: Edusp Editora da Universidade de São Paulo, v. 3. 1991, p. 3-25.

_____. Limpeza prévia de reservatórios de acumulação. Estudo Conceitual. **Rev. DAE**. v.31, n. 82, p. 38-47, set. 1971.

BRASIL. Resolução CONAMA 274 de 29 de novembro de 2000. Brasília, DF, 2000.

_____. Resolução CONAMA 357 de 17 de março de 2005. Brasília, DF, 2005.

_____. Ministério da Saúde. Portaria 2914 de 12 de dezembro de 2011. Brasília, DF, 2011.

BRÖNMARK, C.; HANSSON, L. A. **The biology of lakes and ponds**. 2ª Ed. New York: OXFORD, University Press, 2005. 285 p.

BROOKS, K. N.; FPOLIOTT, P. F.; GREGERSEN, H. M.; THAMES, J. L. **Hydrology and the Management of Watersheds**. 2.ed. Ames: Iowa State University, 1992. 392p.

BUKATA, R. P. J.; KOONDRATYEV, K.Y.; POZOZDNYAKOV, D.V. **Optical properties and remote sensing of inland and coastal waters**. Boca Taton: CRC, 1995. 362p.

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

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

CARLSON, R. E.; SIMPSON, J. A **Coordinator's Guide to Volunteer Lake Monitoring Methods**. North American Lake Management Society, 1996. 96 p.

CARMOUZE, J. P. **O metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas**. Editora Edgar Blücher Ltda/Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, São Paulo, 1994. 253p.

CARNEIRO, C.; PEGORINI, E. S.; ANDREOLI, C. V. Introdução. *In*: ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C. **Gestão integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados**. Curitiba: Sanepar, 2005. p.27-44.

CEARÁ. Assembleia Legislativa do Estado do. **Cenário Atual dos recursos hídricos do Ceará** / Conselho de Altos Estudos e Assuntos Estratégicos, Assembleia Legislativa do Estado do Ceará; Eudoro Walter de Santana (Coordenador). – Fortaleza: INESP, 2008. 174p: il. – (Coleção Pacto das Águas).

_____. Assembleia Legislativa do Estado do. **Caderno regional da sub-bacia do Banabuiu**/Conselho de Altos Estudos e Assuntos Estratégicos, Assembleia Legislativa do Estado do Ceará; Eudoro Walter de Santana (Coordenador). – Fortaleza: INESP, 2009. 116p.: il. – (Coleção Cadernos Regionais do Pacto das Águas, v. 2).

CEBALLOS, B. S. O. **Utilização de indicadores microbiológicos na tipologia de ecossistemas aquáticos do trópico semi-árido.** 1998. 192f. Tese. USP- São Paulo, 1998.

CHELLAPPA, N. T.; CÂMARA, R. R. A.; ROCHA, O.; CHELLAPPA, S. Impact of stress and disturbance factors on the phytoplankton communities in Northeastern Brazil reservoir. **Limnologia**, v. 39, n.4, p.273-282, dez. 2009.

COGERH. Companhia de Gerenciamento dos Recursos Hídricos - Disponível em: <<http://www.hidro.ce.gov.br/>>. Acesso em: 9 fevereiro 2013.

_____. Companhia de Gerenciamento dos Recursos Hídricos. Disponível em: <<http://www.hidro.ce.gov.br/>>. Acesso em: 8 dezembro 2015.

_____. Companhia de Gestão de Recursos Hídricos. **Matriz de usos múltiplos dos açudes.** Disponível em: <<http://www.hidro.ce.gov.br/data/arquivos/Matriz%20dos%20Usos%20M%C3%BAtiplos%20dos%20A%C3%A7udes.pdf>>. Acesso em: 04 maio 2016.

_____. Companhia de Gestão de Recursos Hídricos. **Matriz de impactos ambientais dos açudes.** Disponível em: <<http://www.hidro.ce.gov.br/data/arquivos/Matriz%20de%20Impactos%20Ambientais%20dos%20A%C3%A7udes.pdf>>. Acesso em: 04 maio 2016.

_____. Companhia de Gestão de Recursos Hídricos. **Inventários Ambientais.** Disponível em: <<http://www.hidro.ce.gov.br/mi/midia/show/150>>. Acesso em: 07 outubro 2015.

COMPANHIA DE ÁGUA E ESGOTO DO CEARÁ (CAGECE). **Relatório de avaliação da presença de cianobactérias e cianotoxinas no Açude Acarape do Meio (Redenção – CE).** Governo do Estado do Ceará, Fortaleza, 2010.

COSTA, C. A. G.; ANDRADE, E. M.; ARAÚJO, L. F. P.; TERAPO, D. Uso de agrotóxicos em propriedades agrícolas no Baixo Jaguaribe. In: ROSA, M. F., GONDIM, R. S., FIGUEIREDO, M. C. B. **Gestão Sustentável no Baixo Jaguaribe.** Fortaleza: Embrapa Agroindústria Tropical, 2006.

COSTA, I. A. S.; AZEVEDO, S. M. F. O.; SENNA, P. A. C.; BERNARDO, R. R.; COSTA, S. M.; CHELLAPPA, N. T. Occurrence of toxin-producing cyanobacteria blooms in a brazilian semiarid reservoir. **Braz. J. Biol.**, v.66, n.1, p. 211-219, fev. 2006.

COSTA, I. A. S.; CUNHA, S. R. S.; PANOSSO, R.; ARAÚJO, M. F. F.; MELO, J. L. S.; ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M. Dinâmica de cianobactérias em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n.2, p. 382-401, abr. 2009.

CUNHA, D. G. F. **Heterogeneidade espacial e variabilidade temporal do reservatório de Itupararanga: uma contribuição ao manejo sustentável dos recursos hídricos da bacia do rio Sorocaba (SP).** 2012. 235f. Tese de Doutorado - Universidade de São Paulo (USP). Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 2012.

_____; BOTTINO, F.; SANTAELLA, M. do C. Land use influence on eutrophication-related water variables: case study of tropical rivers with different degrees of anthropogenic interference. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, n. 1, p. 35-45, jan./mar. 2010.

_____; CALIJURI, M. DO C.; LAMPARELLI, M. C. A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSIts). **Ecological Engineering**, v. 60, p. 126-134, nov. 2013.

DATSENKO, I. S.; SANTAELLA, S. T. E ARAÚJO, J. de C. Peculiaridades do processo de eutrofização dos açudes da região semi-árida. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20, 1999, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 1-7.

DELLAMANO, M. J. O.; SENNA, P. A. C.; TANIGUCHI, G. M. Limnological characteristics and seasonal changes in density and diversity of the phytoplanktonic community at the Caçó pond, Maranhão State, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 46, n. 4, p. 641-651, dez. 2003.

Di BERNARDO, L.; PAZ, L. P. S. **Seleção de Tecnologias de Tratamento de Água**. São Carlos: Editora LDIBE LTDA, 2008. 878p. (Vol. I).

DILS, M. R.; HEATHWAITE, A. L. Phosphorus fractionation in hillslope hydrological pathways contributing to agricultural runoff. *In*: ANDERSON, M. G.; BROOKS, S. M. (Ed) **Advances in Hillslope Processes**. New York: John Wiley and Sons, v.1, p. 229-251, 1996.

DINIZ, C. R.; BARBOSA, J. E. L.; CEBALLOS, B. S. O. Variabilidade Temporal (Nictemeral Vertical e Sazonal) das Condições Limnológicas de Açudes do Trópico Semi-Árido Paraibano. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. Supl., n. 1, p. 1-19, dez. 2006.

DODDS, W. K.; JONES J. R.; WELCH E. B. Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. **Water Res.** v. 32, n. 5, p.1455 – 1462, mar.1998.

DUARTE, M. A. C.; CEBALLOS, O. B. S.; FREITAS, E. B. P. F.; SOUZA, M. H. N; KÖNIG, A. Utilização dos índices do estado trófico (IET) e de qualidade da água (IQA) na caracterização limnológica e sanitária das lagoas de Bonfim, Extremóz e Jiqui (RN). *In*: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 19., 1997, Foz do Iguaçu. **Anais...** Foz do Iguaçu: ABES, 1997. p. 2061-2073.

ENRICH-PRAST, A. Caminhos do nitrogênio em ecossistemas aquáticos continentais. *In*: ROLAND, F.; CESAR, D.; MARINHO, M. (Orgs.). **Lições de Limnologia**. São Carlos: Rima Editora, 2005. p. 209-227.

ENVIRONMENT AGENCY. **Aquatic eutrophication in England and Wales**. A proposed management strategy. Bristol: Environment Agency, Consultative Report, Dec. 1998, 36p.

ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M.; MENEZES, R.; COSTA, I. S.; PANOSSO, R. F.; ARAÚJO, M. F.; ATTAYDE, J. L. Composição da comunidade zooplanctônica em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 3, p. 410-421, set. 2007.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2 ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 1998. 602 p.

_____. **Fundamentos de Limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826 p.

FERREIRA, A. C. S. **Leitura de minuto: cianobactérias**. Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos (Governo do Estado do Ceará), Fortaleza, vol. 10, 2008.

FERRETTI, E. C. **Estudo da influencia da relação S_0/X_0 na determinação da atividade específica de bacterias nitrificantes**. 2005. 123f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

FIGUEIRÊDO, 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**, v. 12, n. 4, p. 399-409, out./dez. 2007.

FREIRE, R. H. F. **Aspectos limnológicos de três reservatórios que abastecem a Região Metropolitana de Fortaleza – Açudes Pacajus, Pacoti e Gavião**. Fortaleza, 2000. 308f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil área de concentração Saneamento Ambiental) – Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, 2000.

FREIRE, R. H. F.; CALIJURI, M. C.; SANTAELLA, S. T. Longitudinal patterns and variations in water quality in a reservoir in the semiarid region of NE Brazil: responses to hydrological and climatic changes. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 21, n. 2, p. 251-262, abr./jun. 2009.

FREITAS, P. L. **Influência da estacionalidade hidrológica na classificação trófica, nas variáveis limnológicas e na dinâmica de fitoplâncton do Reservatório Pentecoste, semiárido cearense**. 2011. 134 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências, Depto. de Biologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Fortaleza, 2011.

FUCK JÚNIOR, S. C. de F. Subsídio à Gestão Ambiental: descrição fisiográfica e análise funcional das bacias hidrográficas do Ceará. **Revista Eletrônica do Curso de Geografia do Campus Jataí - UFG**. Jataí, GO, v. 10, n. 1, jan./jun. 2008. Geoambiente On-Line. Disponível em <<http://www.jatai.ufg.br/geografia>>. Acesso em: 10 novembro de 2012.

FUNCEME - Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. **Estudo da qualidade das águas em reservatórios superficiais da bacia metropolitana**/Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. Fortaleza, 2002.

FUNCEME – Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. **Calendário das chuvas no estado do Ceará**. Disponível em: <<http://www.hidro.ce.gov.br/>>. Acesso em: 16 setembro 2015.

GIL, A. C. **Métodos e Técnicas de Pesquisa Social**. 6ª Ed. São Paulo: Atlas, 2008.

GOLDMAN, C. R.; HORNE, A. J. **Limnology**. New York: McGraw-Hill Book, 1983. 464 p.

HAIR JÚNIOR, J. F. ANDERSON, R. E.; TATHAM, R. L.; BLACK, W. C. **Análise multivariada de dados**. Porto Alegre: Bookman, 2005. 593 p.

HAIR, J. F. J.; ANDERSON, R. E.; TATHAM, R. L.; BLACK, W. C. **Análise multivariada de dados**. Trad. SANTANNA, A. S.; CHAVES NETO, A. Porto Alegre: Bookman, 2005. 593p.

HAYDÉE, T. O. Aplicação de índices de estado trófico e de qualidade da água na avaliação da qualidade ambiental de um reservatório artificial (Reservatório de Barra Bonita, estado de São Paulo, Brasil). In: XXVI Congresso Interamericano de *Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, 26., 1996, Lima. **Anais...** Lima: AIDIS, 1996. p. 186-193.

HELLAWELL, J. M. **Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental management**. Chichester: Elsevier Applied, 1986. 546p.

HENNEMANN, M. C. **Dinâmica da qualidade da água em uma lagoa costeira**. 2010. 112f. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Florianópolis, 2010.

HUSZAR, V. L. M.; SILVA, L. H. S.; MARINHO, M.; DOMINGOS, P.; SANT'ANNA, C. L. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian Waters. **Hydrobiologia**, v. 424, n. 1, p. 66-77, abr. 2000.

IPECE. Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará. **Anuário Estatístico, 2010 e 2011**. Fortaleza, CE, 2010 e 2011.

_____. Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará. **Anuário Estatístico do Ceará 2015**. Disponível em: <http://www2.ipece.ce.gov.br/publicacoes/anuario/anuario2015/aspectosEconomicos/agropecuaria_extracao/producao_animal.htm>. Acesso em: 03 março 2016.

_____. Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará. **Perfil Básico Regional 2014, Macrorregião Sertão Central**. Fortaleza. Disponível em: <http://www2.ipece.ce.gov.br/estatistica/perfil_regional/Perfil_Regional_R5_Sertao_Central2014.pdf>. Acesso em: 14 abril 2016.

KAISER, H. F. An index of factorial simplicity. **Psychometrika**, v. 39, n. 1, p. 31-36, mar. 1974.

KENNEDY, R. H. Reservoir design and operation: limnological implications and management opportunities. In: TUNDISI, J. G.; STRASKRABA, M. **Theoretical reservoir ecology and its applications**. São Carlos: International Institute of Ecology, 1999. 585 p.

KIM, H.; HWANG, S.; AN, K.; YOON, C. G. Effects of limiting nutrients and N:P ratios on the phytoplankton growth in a shallow hypertrophic reservoir. **Hydrobiologia**, v. 581, n. 1, p.255-667, mai. 2007.

KOSKI-VÄHÄLÄ, J.; HARTIKAINEN, H. Assessment of the risk of phosphorus loading due to resuspended sediment. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 30, n. 3, p.960-966, mai. 2001.

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento.** 2004. 207f. Tese. Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LIMA, P. F. **Influência da estacionalidade hidrológica na classificação trófica, nas variáveis limnológicas e na dinâmica de fitoplâncton do reservatório Pentecoste, semiárido cearense.** 2011. 134 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Ciências, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011.

LORENZEN, C. J.; JEFFREY, S.W. Determination of chlorophyll in seawater. Report of intercalibration tests. **Unesco Technical papers in marine science.** 1980. 21p.

LUNA, B. J. C. **Características espaço-temporais do sistema do Açude Acauã-PB, e seu atual Índice de Estado Trófico.** 2008. 118f. Dissertação. Universidade Estadual da Paraíba, PRODEMA, Campina Grande, 2008.

MACÊDO, J. A. B. **Águas & Águas.** 3ª Ed. Belo Horizonte: CRQ – MG, 2007.

MAGRIN, G.; GAY G. C.; CRUZ C. D.; GIMÉNEZ, J. C.; MORENO, A. R.; NAGY G. J.; NOBRE, C.; VILLAMIZAR, A. Latin America. In: PARRY, M. L.; CANZIANI, O. F.; PALUTIKOF, J. P.; VAN DER LINDEN, P. J.; HANSON, C. E. (Eds). **Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability.** Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. Cambridge, UK, 2007. p. 581– 615.

MARENGO, J. A.; ALVES, L.; VALVERDE, M.; ROCHA R.; LABORBE R. Eventos extremos em cenários regionalizados de clima no Brasil e América do Sul para o Século XXI: Projeções de clima futuro usando três modelos regionais. **Relatório 5,** Ministério do Meio Ambiente (MMA), Secretaria de Biodiversidade e Florestas (SBF), Mudanças Climáticas Globais e Efeitos sobre a Biodiversidade - Brasília, Fevereiro 2007.

MARGALEF, R. 1983. **Limnologia.** Barcelona: Omega. 1010 p.

MATHEUS, E. C.; GIANOTTI, E. O.; MORAES, A. J. Correlações entre Clorofila, STV e DQO. **Rev. DAE,** v. 49, n. 154, p. 20-28, dez. 1989.

McDOWELL, R. W.; SHARPLEY, A. N.; CONDRN, L.M. Processes controlling soil phosphorus release to runoff and implications for agricultural management. **Nutrient Cycling in Agroecosystems,** v. 59, n. 3, p.269-284, mai. 2001.

MESQUITA, J. B.; KOIDE, S.; EID, N. J. Monitoramento em bacias hidrográficas – a qualidade da água como expressão dos usos do solo. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Desafios à gestão da água no limiar do século XXI, 15., 2003, Curitiba. **Anais...** Curitiba: Video Congress, 2003. p. 13-20.

MEYBECK, M.; CHAPMAN, D.V.; HELMER, R. **Global Freshwater Quality: A First Assessment**. WHO/UNEP. Eds. Cambridge: Massachussets, Blackwell, 1989. 366p.

MEYBECK, M.; KIMSTACH, V.; HELMER, R. Strategies for Water Quality Assessment. *In*: CHAPMAN, D. (ed.). **Water Quality assessment: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring**. Cambridge: UNESCO/WHO/UNEP, 1992. 585 p.

MINISTÉRIO DAS CIDADES. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Plano Nacional de Saneamento Básico**. Brasília. 2013. Disponível em <ftp://ftp.ibge.gov.br/Estimativas_de_Populacao/Estimativas_2014/pdf> Acesso em: março 2016.

MOLICA, R. J. **Efeitos da Intensidade Luminosa no Crescimento e Produção de 97 Microcistina em duas Cepas de Microcystis aeruginosa, Kütz emend. Elenkin (Cyanophyceae)**. 1996. Dissertação (Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Centro de Ciências da Saúde). Rio de Janeiro, 1996.

MOLICA, R. J. R.; OLIVEIRA, E. J. A.; CARVALHO, P. V. V. C.; COSTA, A. N. S. F.; CUNHA, M. C. C.; MELO, G. L.; AZEVEDO, S. M. F. O. Occurrence of saxitoxins and anatoxina(s) - like anticholinesterase in a Brazilian drinking water supply. **Harmful Algae**, v. 4, n. 4, p. 743–753, abr. 2005.

MONTEIRO, V. P.; PINHEIRO, J. C. V. Critério para implantação de tecnologias de suprimentos de água potável em municípios cearenses afetados pelo alto teor de sal. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 42, n. 2, p. 365-387, abr./jun. 2004.

MOORE, P.A.; REDDY, K.R.; GRAETZ, D. A. Phosphorus geochemistry in the sediment-water column of a hypereutrophic lake. **J. Environ. Qual.** v. 20, n. 4, p. 869-875, out./dez. 1991.

NEVES, F. F.; SILVA, F. G. B.; CRESTANA, S. Uso do modelo avswat na avaliação do aporte de nitrogênio (n) e fósforo (p) aos mananciais de uma microbacia hidrográfica contendo atividade avícola. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 11, n. 4, p. 311-317, out./dez. 2006.

NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; JORCIN, A. Ecologia de Reservatórios: Impactos Potenciais, Ações de Manejo e Sistemas em Cascata. São Carlos: **Rima**, 2005. 472p.

NOGUEIRA, N. M. C.; RAMIREZ, R. J. J. Variação mensal da condição trófica do Lago das Garças (São Paulo, SP, Brasil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 10, n. 2, p.21-34, jul./dez.1998.

NOGUEIRA, V. P. Q. Qualidade da água em lagos e reservatórios. *In*: PORTO, R. L. L. (Org.). **Hidrologia ambiental**. São Paulo: ABRH, 1991. p. 165-210.

NUNES, A. B. A. **Avaliação ex-post da sustentabilidade hídrica e da conservação ambiental de perímetros irrigados implantados – o caso do distrito de irrigação Jaguaribe – Apodi (DIJA)**. 2006. 176 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil: Recursos Hídricos) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2006.

ODUM, E. P. **Fundamentos de Ecologia**. 4ª Ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1971. 927 p.

OECD - Organization for Economic Cooperation and Development. **Eutrophication of water: monitoring, assessment and control**. Paris: OECD, 1982, 154p.

OLIVEIRA, M. D.; FERREIRA, C. J. Estudos Limnológicos para monitoramento da Bacia Hidrográfica do Rio Miranda, Pantanal Sul. In: **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 54**, Embrapa Pantanal, Corumbá-MS, 2003.

OVERBECK, J. Avaliação qualitativa e quantitativa do problema. In: JORGENSEN, S. E.; VOLLENWEIDER, R. A. (Ed.). **Princípios para o gerenciamento de lagos**. São Carlos: ILEC, 2000. p. 33-42.

PACHECO, C. H. A. **Dinâmica espacial e temporal de variáveis limnológicas e sua influência sobre as cianobactérias em um reservatório eutrofizado: açude Acarape do Meio-CE**. 2009. 91 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2009.

PALÁCIO, H. A. Q. **Índice de qualidade das águas na parte baixa da bacia hidrográfica do rio Trussu, Ceará**. 2004. 96f. Dissertação Mestrado. Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2004.

_____; ANDRADE, E. M.; LOPES, F. B.; ALEXANDRE, D. M. B. Similaridade da qualidade das águas superficiais da bacia do Curu, Ceará, usando análise multivariada. **Ciência Rural**, v. 39, n. 9, p. 2494-2500, dez. 2009.

_____; ARAÚJO N. J. R.; MEIRELES, A. C. M.; ANDRADE, E. M.; SANTOS, J. C. N.; CHAVES, L. C. G. Similaridade e fatores determinantes na salinidade das águas superficiais do Ceará, por técnicas multivariadas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental (Online)**, v. 15, n. 4, p. 395-402, abr. 2011.

PANOSSO, R.; COSTA, I. A. S.; SOUZA, N. R.; ATTAYDE, J. L.; CUNHA, S. R. S.; GOMES, F. C. F. Cianobactérias e cianotoxinas em reservatórios do Estado do Rio Grande do Norte e o potencial controle das florações pela Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). **Oecol. Bras.**, vol 11, n 3, p. 433-449, set. 2007.

PANT. H. K.; REDDY, K. R. Phosphorus sorption characteristics of estuarine sediments under different redox conditions. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 30, n. 4, p.1474-1480, jul. 2001.

PAULINO, W. D.; OLIVEIRA, R. R. A.; AVELINO, F. F. **Metodologia para definição da eutrofização**. Disponível em: <<http://www.hidro.ce.gov.br/wp-content/uploads/2011/09/Boletim-eutrofiza%C3%A7%C3%A3o.pdf>>. Acesso em: 10 maio 2012.

_____; OLIVEIRA, R. R. A.; FREIRE, F. A. Classificação do Estado Trófico para o gerenciamento de reservatórios no semiárido: a experiência da Cogerh no Estado do Ceará. In:

Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 20., 2013, Bento Gonçalves. **Anais...** Bento Gonçalves: ABRH, 2013. p. 1-8.

PEGORINI, E.S.; CARNEIRO, C.; ANDREOLI, C. V. Mananciais de abastecimento público. In: ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C. **Gestão integrada de mananciais de abastecimento entrofizados**. Curitiba: Sanepar, 2005. p.47-82.

PEREIRA FILHO, W. **Influência dos diferentes tipos de uso da terra em bacias hidrográficas sobre sistemas aquáticos da margem esquerda do Reservatório de Tucuruí – Pará**. 2000. 130 f. Tese (Doutorado em Geografia). USP, São Paulo, 2000.

PEREIRA, A. C. de F.; GALO, M. de L. B. T.; VELINI, E. D. Inferência da transparência da água - reservatório de Itupararanga/SP, a partir de imagens multiespectrais ikonos e espectrorradiometria de campo. **Revista Brasileira de Cartografia** v. 63, n. 1, p. 1-12, mar. 2011.

PETERSON, B. J.; WOLLHEIM, W. M.; MULHOLLAND, P. J.; WEBSTER, J. R.; MEYER, J. L.; TANK, J. L.; MARTI, E.; BOWDEN, W. B.; VALETT, H. M.; HERSHEY, A. E.; McDOWELL, W. H.; DOODS, W. K.; HALMINTON, S. K.; GREGORY, S.; MORALL, D. D. Control of nitrogen export from watersheds by Headwater Streams. **Science**, Washington, v. 292, n. 5515, p. 86 - 90, abr. 2001.

PINTO-COELHO, R. M. P.; BRIGHENTI, L. S.; BEZERRA NETO, J. F.; MORAIS JR, C. A. Effects of sampling effort on the estimation of spatial patterns in a tropical reservoir impacted by an oil refinery. **Limnologia**, v. 40, n. 2, p. 126 – 133, mai. 2010.

PORTO, M. **Sistemas de Gestão da Qualidade das Águas: Uma Proposta para o Caso Brasileiro**. 2002. 131f. Tese (Livre Docência). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo – Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, São Paulo, 2002.

PROCHNOW, M. C. R. **A qualidade das águas na Bacia do Rio Piracicaba**. Dissertação de Mestrado. Rio Claro: UNESP – Instituto de Geociências, 1981.

PROGRAMA NACIONAL DO MEIO AMBIENTE II - PNMA. **Índices e Indicadores**. Revisão, Brasília, 2007, v.2, n.1, 2007. 114 p.

QUIRINO, U. C. M.; CAMPOS, L. F.; GADELHA, C. L. Avaliação da qualidade das águas Subterrâneas na Bacia do Rio Gramame no Estado da Paraíba. In: Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, 5., 2000, Natal. **Anais...** Natal: RN, 2000. p.162-167.

REDFIELD, A. C.; KETCHUM, B. H.; RICHARDS, F. A. The Influence of organisms on the composition of sea-water. In: HILL M. N. (ed). **The sea. Ideas and observations on progress in the study of the seas**. Vol 2. The composition of sea-water Comparative and descriptive oceanography. Interscience Publishers, John Wiley & Sons, New York, p 26. 1963.

REYNOLDS, C. S.; DAVIES, P. S. Sources and bioavailability of phosphorus fractions in freshwaters: a British perspective. **Biology Review**, v. 76, n. 1, p. 27 - 64, fev. 2001.

SALAS, H. J.; MARTINO, P. A simplified phosphorus trophic state model for warm water tropical lakes. **Water Research**, v. 25, n. 3, p. 1341 – 350, mar. 1991.

_____; MARTINO, P. **Metodologias Simplicadas para la Evaluación de Eutroficaciónen Lagos Cálidos Tropicales**. LIMA: Programa Regional CEPIS/HPE/IOPS, 2001. 52p.

SANTOS, J. C. N., ANDRADE, E. M., NETO, J. R. de A., MEIRELES, A. C. M., PALÁCIO, H. A. Q. Land use and trophic state dynamics in a tropical semi-arid reservoir. **Revista Ciência Agrônômica**, v. 45, n. 1, p. 35-44, jan./mar. 2014.

SAWYER, C. N.; McCARTY, P. L.; PARKIN, G. F. **Chemistry for environmental engineering and science**. 5ª edição. McGraw-Hill: New York, 2003. 732 p.

SCHÄFER, A. **Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais**. Porto Alegre: Ed. da Universidade, UFRGS, 1985. 532p.

_____. Tipificação ecológica de lagoas costeiras do Rio Grande do Sul. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 2, n. 1, p.29-55, 1988.

SCHINDLER, D. W. Evolution of phosphorus limitation in Lakes: natural mechanisms compensate for deficiencies of nitrogen and carbon in eutrophied lakes. **Science**, v. 195, n. 4275, p. 260-262, jan. 1977.

SCHWARZBOLD, A. O que é um rio? **Ciência & Ambiente**, Santa Maria, v. 2, n. 21, p. 57-68, jul./dez. 2000.

SHARPLEY, A. N.; HEDLEY, M. J.; SIBBESON, E. Phosphorus transfers from terrestrial to aquatic ecosystems. *In*: TIESSEN, H. (Ed) **Phosphorus in the global environment**. Chichester: John Wiley & Sons, 1995, p.171-200.

_____; SMITH, S. J.; JONES, O. R. The transport of bio available phosphorus in agricultural runoff. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 21, n. 1, p.30-35, jan./mar. 1992.

SHIKLOMANOV, I. A.; SHIKLOMANOV A. I.; LAMMERS, R. B. The Dynamics of River Water Inflow to the Arctic Ocean , *In*: Lewis, E. L. et al. (eds.) **The Freshwater Budget of the Arctic Ocean**, Kluwer Academic Publisher, Netherlands, p. 281-296, 2000.

SILVA, D. M. L. **Dinâmica de nitrogênio em microbacias no Estado de São Paulo**. Tese. Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, 2005. 113p.

SILVEIRA, D. T.; GERHARDT, T. E. **Métodos de pesquisa**. Editora da UFRGS: Porto Alegre, 2009. 120p.

SNIS. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2013**. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento, Brasília, 2014. Disponível em:<www.snis.gov.br> Acesso em: 21 janeiro 2016.

SOARES FILHO, A. A. **Comunidade fitoplanctonica e qualidade da água em ecossistemas aquáticos do estado do Ceará**. 2010. 211f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Depto. Engenharia de Pesca, Fortaleza, 2011.

SOUSA, W. **Comunidades zooplantônicas como bioindicadoras da qualidade da água de quatro reservatórios da região semi-árida do Rio Grande do Norte**. 2007. Dissertação de mestrado – Universidade Federal do Rio Grande do Norte – Natal, 2007.

SOUZA, D. A. **Bacia do Ribeirão e Represa do Lobo: Bases Ecológicas para o Planejamento Regional, Manejo e Conservação**. 158 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1993.

SOUZA, W.; ATTAYDE, J. L.; ROCHA, E. The response of zooplankton assemblages to variations in the water quality of four man-made lakes in semi-arid northeastern Brazil. **Journal of Plankton Research**, v. 30, n. 6, p. 699-708, mai. 2008.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G. **Diretrizes para o gerenciamento de lagos: gerenciamento da qualidade dos lagos**. São Carlos: ILEC/IEE, 2000. 280p.

_____; TUNDISI, J. G.; DUNCAN, A. (Eds.). **Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1993. 293p.

STUMM, W.; MORGAN, J. J. **Aquatic chemistry: chemical equilibrium and rates in natural waters**. New York: John Wiley & Sons, 1996. 934 p.

THOMANN, R. V.; MÜELLER, J. A. **Principles of Surface Water Quality Modelling and Control**. Harper & Row Publishers Jn, 1987.

THORNTON, J. A. Perspectives on Reservoir Limnology. *In*: THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. (Eds.) **Reservoir Limnology: ecological perspectives**, 1990. p.1-13.

_____; RAST, W. A test of hypotheses relating to the comparative limnology and assessment of eutrophication in semi-arid man-made lakes. Pp.1-24. *In*: STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G.; DUNCAN, A. (Eds). **Comparative Reservoir Limnology on water Quality Management**, 1993. 291p.

TOLEDO JR., A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. 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: ABES, 1983. p.1-34.

TOMAZ, P. **Análise da qualidade da água de rios e impactos de nitrogênio e fósforo rios e córregos**. Disponível em: <http://www.pliniotomaz.com.br/downloads/livros/livro_nitrogenio/livro_qualidade_impactos.pdf>. Acesso em: 09 fevereiro 2016.

TRIVIÑOS, A. N. S. **Introdução à pesquisa em ciências sociais: a pesquisa qualitativa em educação**. São Paulo: Atlas, 1987.

TUCCI, C. E. M. Modelos de qualidade de água em reservatórios. *In*: WROBEL, L. C. (Ed). **Métodos Numéricos em recursos hídricos**. Rio de Janeiro: ABRH, 1989. p. 222-301.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 632 p.

_____. Gerenciamento integrado de bacias hidrográficas e reservatórios – estudo de caso e perspectivas. *In*: NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; JORCIN, A. (Eds.). *Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*. São Carlos: **Rima**, 2005. cap. 1, p. 1-21.

_____. **Água no século XXI: Enfrentando a escassez**. São Paulo: Rima, 2003. 247p.

_____; VANNUCCI, D. **Planejamento e gerenciamento de lagos e represas: uma abordagem integrada ao problema de eutrofização**. São Carlos: Instituto Internacional de Ecologia 2001. 385 p.

_____; MATSUMURA T. T.; HENRY, R.; ROCHA, O.; HINO, K. Comparações do estado trófico de 23 reservatórios do Estado de São Paulo: eutrofização e manejo. *In*: TUNDISI, J. G. (ed) **Limnologia e manejo de represas: série monografias em limnologia**. EESC-USP/CRHEA/ACIESP, tomo 1, 1988. vol 1, 506p.

_____. Ambiente, Represas e Barragens. **Revista Ciência Hoje**. v. 5, n. 27, p. 48-54, mai. 1986.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Lake and reservoir restoration guidance manual**. 2nd ed. Washington, 1990. 326 p.

_____. **Method 445.0: In vitro determination of chlorophyll a and pheophytin a in marine and freshwater phytoplankton by fluorescence**. 1992. 14p.

_____. **Nutrient Criteria - Technical Guidance Manual – Lakes e Reservoirs (EPA – 822-BOO-001)**. Washington, 176 p + Anexos, 2000a.

_____. **Nutrient Criteria - Technical Guidance Manual – Lakes e Reservoirs (EPA – 822-BOO-002)**. Washington, 152 p + Anexos, 2000b.

VERVIER, P.; PINHEIRO, A.; FABRE, A.; PINAY, G.; FUSTEC, E. Spatial changes in the modalities of N and P inputs in a rural river network. **Water Resource**, v. 33, n. 1, p.95-104, jan. 1999.

VILAR, M. S. de A. **Condições Ambientais e da Qualidade da Água no processo de Eutrofização de Açudes em Cascata no Semi-árido Paraíbano**. 2009. 104f. Dissertação. Universidade Estadual da Paraíba, PRODEMA, Campina Grande, 2009.

VILLIERS, M. **Água**. 1. ed. Rio de Janeiro: Ediouro, 2002. 457p.

VOLLENWEIDER, R. A. Scientific concepts and methodologies pertinent to lake research and lake restoration. **J. Hydrol.**, v. 49, n. 2, p. 129-147, jan. 1987.

_____. **Eutrophication**. Notes distributes during the II Meeting of the Regional Project on the Eutrophication of Tropical Lakes, 1983.

_____. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. **Mem. Ist. Ital. Idrobiol**, v. 33, n. 1, p. 53-83, mar. 1976.

_____. **Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing water with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication**. Tech. Rep. DA5/SU/68-27. OECD, Paris. 1968. 250p

VON SPERLING, E. Uso de relações limnológicas para avaliação da qualidade da água em mananciais de abastecimento. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2000, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: ABES, 2000. p. 1-3.

_____. **Morfologia de lagos e represas**. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1999. 138 p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3 ed. Belo Horizonte: UFMG, 2005. 452p.

_____. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: UFMG, 1995. 243p.

WETZEL, R.G. **Limnologia**. Lisboa: Fundação Calouste Goulbekian, 1993. 919 p.

_____. **Limnologia**. Barcelona: Ediciones Omega, 1981. 679 p.

WÜEST, A.; LORKE, A. Small scale hydrodynamics in lakes. **Annu. Ver. Fluid Mech**, v. 35, n.1, p. 373-412, jan. 2003.

XAVIER, F. C. **Avaliação da influência do uso e ocupação do Solo e de características geomorfológicas Sobre a qualidade das águas de dois Reservatórios da região metropolitana de Curitiba – Paraná**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, PR, 2005.

ANEXOS

ANEXO A - Resenha Fotográfica dos impactos ambientais ao longo da bacia do Banabuiú.



A1- Pecuária extensiva (Bovino) na margem esquerda do reservatório Serafim Dias, 2010.



A2 - Efluente da indústria beneficiadora de leite, montante do açude Curral Velho, 2010.



A3 - Escoamento de esgoto através do Canal que atravessa alguns bairros de Morada Nova.



A4 - Despejos urbanos lançado no Riacho Boa Viagem (Açude Fogareiro)



Fotos: Lauro Filho

A5 - Lixo as margens do Rio Banabuiú.



A6 - Escoamento de esgoto para o Rio Quixeramobim



A7 - Lixão da cidade de Banabuiú



A8 – Criação de animais no leito do Rio Banabuiú



A8,9 - Construções Irregulares (moradias próximas ao espelho d'água) - 2013



A10 - Plantios na vazante na APP do açude Pirabibú.



A11- Desmatamento e alteração da APP -2013



A12 - Criação de animais na APP do açude Pirabibú - 2013

Fotos: Lauro Filho

ANEXO B - Estatística descritiva das variáveis amostradas nos açudes da bacia do Banabuiú-CE, no período chuvoso.

		DS	T	TURB.	CE	pH	OD	Cl_a	NT	PT
		(m)	(°C)	(UNT)	(mS.cm ⁻¹)		(mg.L ⁻¹)	(µg.L ⁻¹)	(mg.L ⁻¹)	(mg.L ⁻¹)
BAN	Mínimo	0,70	27,4	2,76	0,32	7,86	4,70	0,20		0,010
	Máximo	1,20	36,0	24,60	0,62	9,31	10,15	43,39		0,070
	Média	0,98	29,3	8,43	0,43	8,39	7,48	19,89		0,040
	DP	0,19	3,0	7,76	0,10	0,49	1,97	16,71		0,024
	CV (%)	0,04	9,2	60,26	0,01	0,24	3,87	279,21		0,001
CED	Mínimo	0,60	28,1	3,76	0,77	8,02	6,79	0,89	1,750	0,017
	Máximo	1,20	29,4	11,70	1,73	8,63	8,38	27,92	1,750	0,070
	Média	0,93	28,7	7,29	1,20	8,42	7,33	15,93	1,750	0,048
	DP	0,31	0,6	2,98	0,39	0,21	0,71	10,29	0,000	0,020
	CV (%)	0,1	0,4	8,9	0,2	0,0	0,5	106,0	0,0	0,0
CIP	Mínimo	0,80	27,5	1,60	0,16	7,53	6,92	0,20		0,010
	Máximo	2,00	33,0	14,05	0,52	8,54	9,47	27,47		0,030
	Média	1,43	29,4	6,99	0,33	8,00	7,65	6,21		0,016
	DP	0,43	2,4	6,05	0,15	0,38	1,03	10,55		0,008
	CV (%)	0,2	6,0	36,6	0,0	0,1	1,1	111,4		0,0
COM	Mínimo	0,45	26,6	14,85	0,39	8,02	3,98	5,87	2,090	0,030
	Máximo	0,50	27,7	33,55	0,52	8,70	6,50	59,63	2,090	0,059
	Média	0,48	27,2	20,83	0,48	8,37	5,24	41,91	2,090	0,046
	DP	0,03	0,8	8,57	0,06	0,33	1,78	24,80	0,000	0,013
	CV (%)	0,0	0,6	73,5	0,0	0,1	3,2	615,0	0,0	0,0
CRV	Mínimo	1,20	30,1	1,16	0,29	8,29	0,00	0,20	1,610	0,010
	Máximo	2,70	31,0	13,90	0,42	8,69	7,32	3,85	1,610	0,070
	Média	2,13	30,6	4,48	0,33	8,50	4,17	1,42	1,610	0,030
	DP	0,81	0,6	5,32	0,05	0,15	3,77	2,11	0,000	0,025
	CV (%)	0,7	0,4	28,3	0,0	0,0	14,2	4,4	0,0	0,0
FOG	Mínimo	0,00	27,9	6,78	0,51	8,03	6,10	13,35	0,810	0,069
	Máximo	0,50	30,0	48,05	0,73	8,99	11,89	74,43	2,560	0,100
	Média	0,37	28,9	17,86	0,63	8,61	9,29	40,87	1,685	0,085
	DP	0,20	0,7	15,08	0,08	0,40	2,23	27,64	1,237	0,013
	CV (%)	0,0	0,5	227,5	0,0	0,2	5,0	763,7	1,5	0,0
JAT	Mínimo	0,60	28,7	2,37	0,20	7,04	3,20	3,10		0,010
	Máximo	1,20	29,5	15,05	0,38	8,34	3,72	67,60		0,090
	Média	0,95	29,2	8,26	0,28	7,65	3,46	23,28		0,041

	DP	0,30	0,4	5,95	0,08	0,56	0,37	29,83		0,036
	CV (%)	0,1	0,2	35,4	0,0	0,3	0,1	890,1		0,0
MOT	Mínimo	0,30		31,70		8,55		4,30	0,34	0,08
	Máximo	0,40		60,55		9,24		4,30	1,72	0,13
	Média	0,33		47,98		8,84		4,30	1,03	0,11
	DP	0,05		12,05		0,36		0,00	0,97	0,02
	CV (%)	0,0		1,1		0,0		0,0	0,0	0,0
PÇB	Mínimo	0,40	27,7	1,89	0,16	6,96	2,46	0,20		0,010
	Máximo	1,80	31,1	13,10	0,41	8,38	7,52	10,92		0,060
	Média	1,20	29,4	6,37	0,25	7,78	6,18	3,03		0,030
	DP	0,49	1,5	4,34	0,09	0,49	2,11	4,03		0,020
	CV (%)	0,2	2,4	18,8	0,0	0,2	4,4	16,2		0,0
PEB	Mínimo	0,70	28,6	2,05	0,58	7,97	7,46	3,26		0,010
	Máximo	1,70	30,0	13,35	1,07	8,73	8,69	74,76		0,030
	Média	1,02	29,1	5,66	0,79	8,46	8,10	25,48		0,017
	DP	0,41	0,6	4,64	0,19	0,29	0,58	28,41		0,009
	CV (%)	0,2	0,4	21,5	0,0	0,1	0,3	807,2		0,0
PRB	Mínimo	0,00	27,2	1,34	0,49	7,83	4,78	21,80	0,340	0,053
	Máximo	0,35	29,0	156,00	1,98	8,68	8,08	21,80	2,400	0,240
	Média	0,23	28,3	58,02	1,14	8,33	6,34	21,80	1,370	0,131
	DP	0,14	0,6	59,25	0,58	0,30	1,50	0,000	1,457	0,074
	CV (%)	0,0	0,4	3510,1	0,3	0,1	2,3	0,0	2,1	0,0
PTU	Mínimo	1,00	27,9	2,16	0,31	7,50	5,20	0,20		0,010
	Máximo	1,70	29,6	26,70	0,45	8,49	7,97	14,30		0,110
	Média	1,32	28,8	11,04	0,39	8,08	6,93	7,05		0,035
	DP	0,28	0,8	9,91	0,05	0,39	1,25	6,43		0,043
	CV (%)	0,1	0,6	98,3	0,0	0,1	1,6	41,4		0,0
QXM	Mínimo	0,30	27,7	6,78	0,47	8,10	5,55	0,02		0,050
	Máximo	1,90	29,4	31,75	0,89	8,83	7,13	36,85		0,098
	Média	1,00	28,6	16,92	0,72	8,37	6,26	14,59		0,075
	DP	0,67	0,7	10,04	0,14	0,25	0,71	14,61		0,017
	CV (%)	0,4	0,5	100,8	0,0	0,1	0,5	213,5		0,0
SJI	Mínimo	0,30	28,3	4,54	0,66	8,31	5,85	5,87	0,480	0,034
	Máximo	0,80	29,1	97,80	1,31	8,52	7,23	68,89	2,400	0,270
	Média	0,55	28,5	44,60	0,91	8,45	6,38	31,36	1,440	0,113
	DP	0,29	0,4	46,53	0,31	0,10	0,74	28,12	1,358	0,109
	CV (%)	0,1	0,1	2165,3	0,1	0,0	0,5	790,7	1,8	0,0

SJII	Mínimo	1,40	29,4	1,69	0,28	7,89	5,85	0,20	0,150	0,010
	Máximo	2,80	31,0	7,36	0,41	9,57	8,21	10,15	0,150	0,050
	Média	1,83	30,3	3,90	0,33	8,34	7,18	4,50	0,150	0,030
	DP	0,52	0,7	2,59	0,05	0,63	0,90	3,83	0,000	0,017
	CV (%)	0,3	0,5	6,7	0,0	0,4	0,8	14,7	0,0	0,0
SRD	Mínimo	0,00	27,4	10,85	0,36	7,15	3,90	0,20	0,970	0,026
	Máximo	0,60	29,7	40,50	0,49	8,62	9,62	17,36	0,970	0,270
	Média	0,39	28,7	27,16	0,42	8,08	6,42	9,68	0,970	0,101
	DP	0,22	0,8	11,43	0,06	0,66	2,16	7,47	0,000	0,097
	CV (%)	0,0	0,6	130,7	0,0	0,4	4,7	55,7	0,0	0,0
TRII	Mínimo	0,50	26,2	9,42	0,42	7,89	2,99	18,69	2,010	0,010
	Máximo	0,60	30,6	26,90	0,63	8,73	9,50	57,74	2,010	0,047
	Média	0,56	28,2	18,02	0,51	8,44	7,10	37,15	2,010	0,029
	DP	0,05	1,6	7,86	0,09	0,33	3,57	15,42	0,000	0,015
	CV (%)	0,0	2,6	61,7	0,0	0,1	12,8	237,8	0,0	0,0
VIE	Mínimo	0,30	27,5	13,15	0,49	8,39	5,92	9,64	0,370	0,038
	Máximo	0,50	28,9	36,35	0,63	8,75	9,17	30,04	0,580	0,059
	Média	0,40	28,1	24,26	0,54	8,51	7,21	16,68	0,475	0,047
	DP	0,08	0,7	10,76	0,06	0,16	1,73	11,58	0,148	0,010
	CV (%)	0,0	0,5	115,9	0,0	0,0	3,0	134,1	0,0	0,0

ANEXO C – Estatística descritiva das variáveis amostradas nos açudes da bacia do Banabuiú-CE, no período seco.

		DS	T	TURB.	CE	pH	OD	Cl_a	NT	PT
		(m)	(°C)	(UNT)	(mS.cm⁻¹)		(mg.L⁻¹)	(µg.L⁻¹)	(mg.L⁻¹)	(mg.L⁻¹)
BAN	Mínimo	1,00	27,6	1,76	0,30	7,37	2,29	3,38	0,040	0,010
	Máximo	2,30	27,6	15,55	0,46	7,81	2,29	7,48	0,280	0,058
	Média	1,45	27,6	6,45	0,37	7,67	2,29	5,22	0,160	0,022
	DP	0,59	0,0	6,18	0,07	0,20	0,00	2,08	0,170	0,024
	CV (%)	0,4	0,0	38,2	0,0	0,0	0,0	4,3	0,0	0,0
CED	Mínimo	0,70	27,7	3,97	0,84	7,77	10,01	0,20	0,400	0,010
	Máximo	0,80	29,4	17,45	1,59	9,00	10,01	30,06	0,520	0,080
	Média	0,73	28,6	9,96	1,30	8,52	10,01	10,37	0,460	0,034
	DP	0,05	1,2	5,57	0,32	0,54	0,00	13,38	0,085	0,033
	CV (%)	0,0	1,4	31,1	0,1	0,3	0,0	17,9	0,0	0,0
CIP	Mínimo	1,20	27,5	2,51	0,24	7,50	7,20	6,01	1,380	0,010
	Máximo	1,50	27,9	7,20	0,37	7,93	7,50	6,01	1,380	0,010
	Média	1,35	27,7	4,33	0,30	7,76	7,35	6,01	1,380	0,010
	DP	0,21	0,3	2,51	0,07	0,23	0,21	0,00	0,000	0,000
	CV (%)	0,0	0,1	6,3	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
CMO	Mínimo	0,40		4,68	0,36	7,86	5,43	74,76		0,020
	Máximo	0,70		28,20	0,98	8,74	5,43	74,76		0,030
	Média	0,50		15,19	0,62	8,27	5,43	74,76		0,025
	DP	0,17		11,96	0,32	0,44	0,00	0,00		0,007
	CV (%)	0,0		14,2	0,1	0,2	0,0	0,0		0,0
CRV	Mínimo		27,3	1,03	0,29	8,37	5,60	4,27		0,010
	Máximo		28,9	53,40	0,37	8,95	5,60	35,01		0,045
	Média		28,1	15,42	0,33	8,64	5,60	17,48		0,025
	DP		1,1	25,42	0,04	0,27	0,00	15,82		0,018
	CV (%)		1,2	64,6	0,0	0,1	0,0	25,3		0,0
FOG	Mínimo	0,40	27,9	8,40	0,48	7,74	10,90	12,02	2,310	0,010
	Máximo	0,70	27,9	10,95	0,69	8,64	10,90	36,31	2,310	0,095
	Média	0,55	27,9	9,68	0,59	8,19	10,90	24,17	2,310	0,053
	DP	0,21	0,0	1,80	0,15	0,64	0,00	17,18	0,000	0,060
	CV (%)	0,0	0,0	3,3	0,0	0,4	0,0	29,5	0,0	0,0
JAT	Mínimo		27,6	3,14	0,29	7,36	5,31			0,012
	Máximo		27,6	3,14	0,29	7,36	5,31			0,012
	Média		27,6	3,14	0,29	7,36	5,31			0,012

	DP	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,000	
	CV (%)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
MOT	Mínimo	0,30	13,00		8,30	10,90	37,40	0,71	0,08	
	Máximo	0,40	66,70		9,05	10,90	40,90	0,93	0,14	
	Média	0,36	38,51		8,55	10,90	39,15	0,84	0,10	
	DP	0,05	21,42		0,31	0,00	2,47	0,11	0,03	
	CV (%)	0,0	3,7		0,1	0,0	3,1	0,0	0,0	
PÇB	Mínimo	0,80	28,1	2,79	0,22	7,40	7,59	4,01	1,080	0,010
	Máximo	1,60	28,2	15,70	0,34	8,16	8,30	8,54	1,080	0,021
	Média	1,23	28,1	7,23	0,27	7,86	7,95	6,28	1,080	0,016
	DP	0,40	0,1	7,34	0,06	0,40	0,50	3,20	0,000	0,008
	CV (%)	0,2	0,0	53,8	0,0	0,2	0,3	10,3	0,0	0,0
PEB	Mínimo	0,70	26,1	2,42	0,70	7,60	6,29	0,20	0,430	0,010
	Máximo	1,25	27,9	7,65	1,27	9,05	9,02	7,80	0,430	0,013
	Média	0,91	27,1	4,79	0,90	8,36	7,66	3,20	0,430	0,011
	DP	0,24	1,0	2,57	0,26	0,76	1,93	4,04	0,000	0,002
	CV (%)	0,1	0,9	6,6	0,1	0,6	3,7	16,4	0,0	0,0
PRB	Mínimo	0,30	27,7	27,80	0,71	7,74	12,14	33,64	2,400	0,111
	Máximo	0,30	27,7	72,50	1,46	9,23	12,14	34,38	2,400	0,270
	Média	0,30	27,7	50,15	1,09	8,49	12,14	34,01	2,400	0,191
	DP	0,00	0,0	31,61	0,53	1,05	0,00	0,52	0,000	0,112
	CV (%)	0,0	0,0	99,9	0,3	1,1	0,0	0,3	0,0	0,0
PTU	Mínimo	1,00	28,5	6,32	0,34	8,32	7,92	2,14	0,200	0,010
	Máximo	1,40	28,5	12,55	0,44	8,94	7,92	29,99	0,200	0,040
	Média	1,20	28,5	8,45	0,39	8,56	7,92	16,07	0,200	0,025
	DP	0,28	0,0	3,55	0,05	0,33	0,00	19,69	0,000	0,015
	CV (%)	0,1	0,0	12,6	0,0	0,1	0,0	38,7	0,0	0,0
QXM	Mínimo	0,40	26,6	6,78	0,73	8,09		0,20	0,820	0,030
	Máximo	0,50	26,6	35,45	0,89	8,74		36,85	0,820	0,080
	Média	0,43	26,6	17,70	0,81	8,38		19,71	0,820	0,053
	DP	0,06	0,0	12,35	0,07	0,27		18,44	0,000	0,022
	CV (%)	0,0	0,0	15,2	0,0	0,1		33,9	0,0	0,0
SJI	Mínimo	0,30	26,3	7,96	0,60	8,18	6,23	8,74	0,300	0,010
	Máximo	0,70	27,3	69,35	1,03	8,84	6,23	32,57	1,470	0,200
	Média	0,45	26,8	40,35	0,80	8,54	6,23	20,66	0,885	0,085
	DP	0,19	0,7	30,20	0,18	0,28	0,00	16,85	0,827	0,084
	CV (%)	0,0	0,5	91,2	0,0	0,1	0,0	28,3	0,7	0,0

SJII	Mínimo	1,50	28,1	1,52	0,27	7,80	4,73	0,20		0,010
	Máximo	2,20	28,1	8,92	0,37	8,53	4,73	0,20		0,270
	Média	1,85	28,1	4,44	0,30	8,22	4,73	0,20		0,140
	DP	0,49	0,0	3,94	0,06	0,38	0,00	0,00		0,184
	CV (%)	0,2	0,0	15,5	0,0	0,1	0,0	0,0		0,0
SRD	Mínimo	0,50	27,5	20,00	0,31	7,96	7,64	9,61	1,770	0,010
	Máximo	0,50	27,5	21,95	0,43	8,50	7,64	33,04	1,770	0,036
	Média	0,50	27,5	20,82	0,37	8,21	7,64	21,33	1,770	0,025
	DP	0,00	0,0	1,01	0,06	0,27	0,00	16,57	0,000	0,013
	CV (%)	0,0	0,0	1,0	0,0	0,1	0,0	27,4	0,0	0,0
TRPII	Mínimo	0,50	26,4	2,42	0,13	6,99	6,40	1,57	0,400	0,010
	Máximo	1,00	26,4	6,88	0,41	8,41	6,40	34,04	0,400	0,025
	Média	0,75	26,4	4,64	0,30	7,87	6,40	17,81	0,400	0,018
	DP	0,35	0,0	2,23	0,15	0,77	0,00	22,96	0,000	0,011
	CV (%)	0,1	0,0	5,0	0,0	0,6	0,0	52,7	0,0	0,0
VIE	Mínimo	0,30	27,3	10,95	0,43	8,11	7,19	11,75	1,770	0,014
	Máximo	0,50	27,7	19,50	0,57	8,53	7,19	62,66	1,770	0,270
	Média	0,43	27,4	15,90	0,51	8,30	7,19	36,72	1,770	0,093
	DP	0,12	0,2	4,43	0,07	0,17	0,00	27,75	0,000	0,119
	CV (%)	0,0	0,1	19,6	0,0	0,0	0,0	77,0	0,0	0,0

ANEXO D – Matriz de Qualidade Trófica de Água dos grupos formados a partir da AAH dos reservatórios da bacia do Banabuiú.

GRUPO I		GRUPO II		GRUPO III				
BAN	fev/10	53	JAT	mar/11	54	CMO	fev/11	83
	jan/11	64		mar/12	41		dez/11	77
	ago/12	13		mai/13	80		jan/13	61
	out/12	12	QXM	mar/10	46	TRPII	abr/13	71
	jan/13	58		mai/12	84		fev/11	74
	abr/13	5		out/12	76		abr/12	69
	jul/13	13		abr/13	68		jan/13	66
SRD	dez/11	73	VIE	jul/13	81	FOG	abr/13	71
	mai/12	68		mar/12	66		mar/10	84
	nov/12	17		mai/12	82		fev/11	83
CED	mar/13	23	SJI	set/12	66	MOT	ago/11	67
	fev/10	64		jan/13	69		mai/12	84
	fev/11	47		jul/13	76		fev/13	87
	ago/11	55	SJI	dez/11	58	PRB	mai/13	81
	mai/12	68		mar/12	67		fev/10	85
	set/12	14		mai/12	62		fev/11	89
	out/12	5		nov/12	87		nov/12	70
jul/13	73	jan/13	88	mai/13	92			
PTU	mai/12	11				nov/13	97	
	mai/13	57				mar/10	91	
	mar/11	51				ago/11	88	
	nov/12	10				fev/12	95	
	mar/13	5				mai/12	89	
	jul/13	62						
PEB	fev/10	45						
	jan/11	43						
	fev/12	55						
	abr/12	15						
	ago/12	10						
	jan/13	61						
	jul/13	15						
PÇB	out/12	5						
	mar/11	32						
	ago/11	42						
	mar/10	51						
	mar/12	16						
	mai/12	8						
SJII	nov/12	15						
	jun/13	54						
	mar/10	40						
	fev/11	41						
	mai/12	42						
CIP	mar/13	4						
	mai/13	44						
	mar/10	34						
	mar/11	40						
	fev/12	29						
CRV	mai/12	4						
	mar/13	5						
	jun/13	16						
CRV	abr/12	4						
	out/12	0						
	jan/13	0						