



UNIVERSIDADE FEDERAL DO TOCANTINS
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

UTILIZAÇÃO DO ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA (IQA-CCME) PARA
VERIFICAÇÃO DE CONFORMIDADE AO ENQUADRAMENTO NO
RIBEIRÃO SÃO JOÃO EM PORTO NACIONAL - TO

AUREAN DE PAULA CARVALHO

PALMAS – TO

MAIO - 2017

AUREAN DE PAULA CARVALHO

**UTILIZAÇÃO DO ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA (IQA-CCME) PARA
VERIFICAÇÃO DE CONFORMIDADE AO ENQUADRAMENTO NO
RIBEIRÃO SÃO JOÃO EM PORTO NACIONAL - TO**

Dissertação submetida ao Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Tocantins como exigência parcial para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Ambiental.

Área de concentração: Recursos hídricos

Linha de Pesquisa: Recursos hídricos

Dr. GIRLENE FIGUEIREDO MACIEL

ORIENTADOR

Palmas

2017

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Tocantins

- C331u Carvalho, Aurean de Paula .
Utilização do índice de qualidade da água (iqg-ccme) para verificação de conformidade ao enquadramento no Ribeirão São João em Porto Nacional-TO. / Aurean de Paula Carvalho. – Palmas, TO, 2017.
88 f.

Dissertação (Mestrado Profissional) - Universidade Federal do Tocantins – Câmpus Universitário de Palmas - Curso de Pós-Graduação (Mestrado) Profissional em Engenharia Ambiental, 2017.
Orientador: Gilene Figueiredo Maciel

1. Recurso hídrico . 2. Índice de qualidade de água . 3. Ribeirão São João.
4. Índice de conformidade. I. Título

CDD 628

TODOS OS DIREITOS RESERVADOS – A reprodução total ou parcial, de qualquer forma ou por qualquer meio deste documento é autorizado desde que citada a fonte. A violação dos direitos do autor (Lei nº 9.610/98) é crime estabelecido pelo artigo 184 do Código Penal.

Elaborado pelo sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFT com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

FOLHA DE APROVAÇÃO

AUREAN DE PAULA CARVALHO

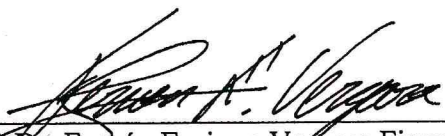
UTILIZAÇÃO DO ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA (IQA – CCME)
PARA VERIFICAÇÃO DE CONFORMIDADE AO ENQUADRAMENTO NO
RIBEIRÃO SÃO JOÃO EM PORTO NACIONAL – TO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental,
Nível Mestrado Profissional, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre
em Engenharia Ambiental. A presente dissertação foi aprovada pela Banca
Examinadora composta pelos membros abaixo relacionados:

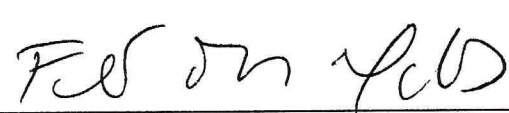
BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Gilene Figueiredo Maciel
Universidade Federal do Tocantins (Presidente)



Prof. Dr. Fernán Enrique Vergara Figueroa
Universidade Federal do Tocantins



Dra. Flávia Tavares de Matos
Embrapa Pesca e Aquicultura

Aprovada em: 09 de junho de 2017
Local de defesa: Sala 208 do bloco J
Universidade Federal do Tocantins, Campus Universitário de Palmas

AGRADECIMENTOS

A Deus, Onipotente, Criador de todas as coisas, pelo milagre da existência.

A meus pais, Alexandre Pereira de Carvalho e Ana de Paula Carvalho, por conduzirem meus passos desde cedo com sabedoria e simplicidade, ensinando-me sempre as coisas corretas buscando solidificar meu caráter.

A meus amigos e familiares, que souberam compreender o motivo de minha ausência durante este momento de minha caminhada.

Ao orientador Girlene Figueiredo Maciel pela colaboração e pelas observações preciosas que resultaram no enriquecimento deste trabalho.

Dedico

A minha esposa, Maria Anunciada, companheira de todas as considerações, pelo amor, compreensão e estímulo em todos os momentos;

Aos meus queridos filhos Adrian Moagne e Yves Lean pelo carinho, amizade, amor e compreensão que tiveram pelas horas de ausência da convivência familiar que meu estudo lhes subtraiu;

A meus pais, Alexandre Pereira de Carvalho, *in memoriam*, e Ana de Paula Carvalho e aos meus familiares com quem reparto o êxito de minha vitória.

ÍNDICE

1 INTRODUÇÃO.....	1
1.1 JUSTIFICATIVA.....	3
1.2 OBJETIVO.....	5
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	6
2.1 ÁGUA SUBSTÂNCIA FUNDAMENTAL PARA A VIDA.....	6
2.2 GESTÃO DA ÁGUAS NO BRASIL.....	7
2.3 ENQUADRAMENTO DOS CORPOS DE ÁGUA.....	9
2.4 POLÍTICA DE RECURSO HÍDRICO NO ESTADO DO TOCANTINS.....	13
2.5 IDENTIFICAÇÃO DOS USOS MÚLTIPLOS.....	14
2.5.1 ABASTECIMENTO DOMÉSTICO.....	15
2.5.2 IRRIGAÇÃO.....	16
2.5.3 HARMONIA PAISAGÍSTICA.....	16
2.5.4 RECREAÇÃO.....	16
2.5.5 PRESERVAÇÃO DO EQUILÍBRIO DAS COMUNIDADES AQUÁTICAS.....	17
2.5.6 AQUICULTURA.....	17
2.5.7 DILUIÇÃO, TRANSPORTE E DISPOSIÇÃO DE EFLUENTES	17
2.5.8 DESSEDENTAÇÃO DE ANIMAIS.....	18
2.5.9 NAVEGAÇÃO.....	18
2.6 FONTE DE POLUIÇÃO.....	18
2.7 INDICADORES DE GESTÃO AMBIENTAL.....	19
2.8 ÍNDICES DE QUALIDADE DE ÁGUA.....	24
2.9 USO DOS ÍNDICES.....	26
2.10 VANTAGENS DO IQA.....	29
2.11 CLASSIFICAÇÃO DOS ÍNDICES DE QUALIDADE DE ÁGUA.....	29
2.12 CRIAÇÃO DE UM ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA.....	31
2.13 MONITORAMENTO DA QUALIDADE DE ÁGUA.....	32
2.14 PARÂMETROS DE QUALIDADE DE ÁGUA.....	33
2.14.1 TEMPERATURA DA ÁGUA.....	34
2.14.2 POTENCIAL HIDROGENIÔNICO (PH).....	34

2.14.3 OXIGÊNIO DISSOLVIDO (OD).....	36
2.14.4 SÉRIE NITROGENADA.....	36
2.14.5 FÓSFORO TOTAL.....	38
2.14.6 TURBIDEZ.....	38
2.14.7 COLIFORMES TERMOTOLERANATES.....	39
2.14.8 DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO (DBO).....	39
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	40
3.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	40
3.1 ANÁLISE DE ÁGUA.....	41
3.2.1 METODOLOGIA DE CAMPO.....	41
3.2.2 METODOLOGIA DE LABORATÓRIO.....	41
3.3 CÁLCULO DO IQA _{CCME}	42
3.4 DEFINIÇÃO DOS PONTOS DE COLETA.....	45
3.5 CORRELAÇÃO COM A LEGISLAÇÃO AMBIENTAL LITERATURA TÉCNICA.....	47
3.6 USOS MÚLTIPLOS DA ÁGUA.....	47
4. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	48
4.1. OXIGÊNIO DISSOLVIDO (OD).....	48
4.2 POTENCIAL HIDROGENIÔNICO (PH).....	49
4.3 NITROGÊNIO TOTAL.....	51
4.4 NITRATO.....	53
4.5 NITRITO.....	54
4.6 FÓSFORO TOTAL.....	55
4.7 DBO.....	56
4.8 TURBIDEZ.....	57
4.9 COLIFORMES TERMOTOLERANTES.....	58
4.10 ÍNDICE DE QAULIDADE DA ÁGUA (IQA _{CCME}).....	60
4.11 USOS DO SOLO E ÁGUA.....	61
4.11.1 LAZER.....	61
4.11.2 DESSEDENTAÇÃO DE ANIMAIS.....	62
4.11.3 ABASTECIMENTO DOMÉSTICO.....	63
4.11.4 IRRIGAÇÃO.....	64
4.11.5 EXTRAÇÃO MINERAL.....	65

4.11.6 DISPOSIÇÃO FINAL DE LIXO E ESGOTO.....	66
5 CONCLUSÃO.....	67
6 SUGESTÕES.....	68
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	69
8 ANEXOS.....	88

LISTA DE FIGURAS

Figura 01	Processo de enquadramento dos corpos d'água.....	12
Figura 02	Classe de água doce.....	13
Figura 03	Usos do índices.....	26
Figura 04	Vantagens e desvantagens do IQA.....	29
Figura 05	Bacia Hidrográfica do Ribeirão São João.....	41
Figura 06	Ponto Um (PI) – Fazenda Pilão.....	45
Figura 07	Ponto Dois (PII) - Represa da Saneatins –Odebrecht Ambiental.....	46
Figura 08	Ponto Três (PIII) Prainha.....	47
Figura 09	Boxplot do Oxigênio dissolvido nos três pontos de coleta.....	48
Figura 10	Boxplot do pH nos três pontos de coleta.....;	50
Figura 11	Boxplot do nitrogênio total nos três pontos de coleta.....	52
Figura 12	Boxplot do nitrato nos três pontos de coleta.....	54
Figura 13	Boxplot do nitrito nos três pontos de coleta.....	54
Figura 14	Boxplot do fósforo total nos três pontos de coleta.....	56
Figura 15	Boxplot da DBO nos três pontos de coleta.....	57
Figura 16	Boxplot da DBO nos três pontos de coleta.....	58
Figura 17	Boxplot dos Coliformes Fecais nos três pontos de coleta.....	59
Figura 18	Lazer de contato primário praticado em diversos pontos do Ribeirão.....	62
Figura 19	Bovinocultura praticada em diversos pontos do Ribeirão.....	63
Figura 20	Uso das águas do Ribeirão São João na zona urbana.....	64
Figura 21	Tentativa de combate a garimpagem.....	65
Figura 22	Práticas inadequadas e seus efeitos.....	65
Figura 23	Usos da Área de proteção ambiental.....	66

LISTA DE TABELAS

		Página
Tabela 01	Classificação da qualidade da água.....	44
Tabela 02-	Valores de IQA _{CCME} do Ribeirão São João nos três pontos amostrais.....	60

LISTA DE SIGLAS

ANA – Agência Nacional das águas
Art. – Artigo
APHA – American Public Health Association
APP – Área de Preservação Permanente
CCME- Canadian Council of Ministers of the Environment
CETESB- Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CF – Coliformes Fecais
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
dez – Dezembro
DQO – Demanda Bioquímica de Oxigênio
fev – Fevereiro
FSN- National Science Foundation.
FT – Fósforo Total
GPS – Global Positioning System
HPO₄⁻ – Hidrogenofosfato
H₂PO₄ – Di-hidrogenofosfato
H₃PO₄ – Ácido Fosfórico
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICE - Índice de conformidade ao enquadramento
IGQA_{Sabesp} - Índice geral de qualidade de água distruída pela SABESP
IQA- Índice de qualidade de água
jan – Janeiro
L/hab.d – Litro por Habitante por Dia
mar – Março
mg.L⁻¹ – Miligrama por Litro
MMA – Ministério do Meio Ambiente
ml – Mililitro
NH₃ – Amônia
NH₄⁺ – Íon Amônio
NMP – Número Mais Provável
NO₃⁻ – Nitrato
NO₂⁻ – Nitrito
NT – Nitrogênio Total
OD – Oxigênio Dissolvido
pH – Potencial Hidrogeniônico
PNRH – Política Nacional de Recursos Hídricos
PNUMA – Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente
PO₄⁻³ – Fosfato
S – Sul
SEPLAN – Secretaria de Planejamento
TO – Tocantins
TM – Mapa Temático
UN – Nações Unidas
W – Oeste
WHO – World Health Organization

RESUMO

No Brasil, os rios são as principais fontes de água doce potável. Em decorrência dessa condição, estes recursos estão bastante expostos aos efeitos das mais diversas atividades humanas. Isso tem afetado tanto a sua disponibilidade como a sua qualidade. Mediante isso, urge a necessidade de dispormos de mecanismos e instrumentos de gestão que aponte de forma eficiente e objetiva na direção da proteção e do uso sustentável desses patrimônios. No Brasil, a Lei 9.433 de 1997 institui os instrumentos de gestão buscando consolidar os usos múltiplos desses recursos, dentre esses instrumentos temos o enquadramento em classes que leva em consideração os usos atuais e futuros. Entretanto para se fazer um enquadramento é necessário, antes, determinar o estado de qualidade desse recurso hídrico, mas isso é difícil e oneroso. Face a essas condições foram surgindo os índices que podem comunicar um número elevado de informações, de forma sintética e acessível. Neste trabalho utilizou-se o IQA_{CCME} como instrumento para avaliação de conformidade da qualidade da água do Ribeirão São João ao enquadramento. Teve como objetivo principal avaliar a eficiência desse índice para fins de enquadramento das águas do Ribeirão São João no município de Porto Nacional - TO. Para tanto a qualidade da água deste recurso hídrico foi monitorada em três pontos amostrais através da análise dos parâmetros físicos, químicos e biológicos segundo a metodologia padrão APHA (1995). O processo metodológico também inclui a identificação dos usos, registros fotográficos, visitas de campo, realizados no biênio 2015 a 2016. Os resultados demonstraram que para o caso específico da bacia do Ribeirão São João IQA_{CCME} descreve de maneira holística e satisfatoriamente a qualidade da água e evidenciou ser uma boa ferramenta para monitoramento e avaliação quando se trata de enquadramento.

Palavras-chave: Ribeirão São João, recurso hídrico, enquadramento

ABSTRACT

In Brazil, rivers are the main sources of clean drinkable water. Considering that, these resources are highly exposed to many different human interferences. This have been affecting both its availability and quality. Facing this situation urges the necessity of having tools and management instruments pointing in an efficient and objective way to the protection and sustainable use of this heritage. In Brazil, the law 9.433 from 1997 establishes the management tools for strengthening the multiple uses of these resources; among these instruments, we have the class framework that considers current and future uses. However, for doing a framework it is necessary, above all, determine the quality of these hydric resources, but this is hard and expensive. Facing these conditions the indexes arose and they can communicate with a high number of information in a brief and accessible way. In this work, index was used as instrument for assessment of conformity of quality of water São João River in Porto Nacional – Brazil to the framing. For this purpose, the water quality was monitored in three site through analysis of physical, chemical and biological parameters according to APHA (1995) standard. The methodological process also includes an identification of uses, photographic records and on-site visit held in 2015 and 2016. The results showed that, for the specific case of São João River, we could see WQI_{CCME} describes in a holistic and suitable way the water quality; and has evidenced being a good tool for monitoring and evaluating when it comes to framework.

Keywords: São João River, water resources, framework.

1-INTRODUÇÃO

A humanidade ocupa apenas um pequeno período de tempo na história evolutiva de nosso Planeta e desde que grupos humanos se organizaram, sempre mantiveram uma estreita relação de dependência com as águas, cuja disponibilidade tem distribuição irregular por todo o planeta, ou seja, não é acessível uniformemente a todos os grupos humanos nas mais diversas regiões da Terra. Porém, nos últimos séculos têm ocorrido mudanças de todas as ordens nessa relação, em função disso, algumas alterações indesejadas também foram surgindo de forma espontânea e se agravando concomitantemente. Alterações essas que foram se materializando das mais diversas formas, como surgimento de doenças, alterações na qualidade da água, redução de disponibilidade de recursos naturais e extinção de espécies, dentre outras.

A importância dos recursos hídricos para nossa sociedade é incontestável e se espalha por todos os aspectos das atividades exercidas no planeta: são fonte de energia, são essenciais para sociedade, fundamentais para todas as formas de vida, para a estrutura socioeconômica, para o desenvolvimento de atividades agrícolas, industrial, turismo, aquicultura, transportes, pecuária, lazer, dentre outras. Sem dúvida, há uma grande variedade de utilização para a água, contudo, a adequação do uso de uma água depende do tipo e quantidades de algumas substâncias presentes na mesma, que de alguma forma, podem afetar o uso estabelecido ou pretendido. De modo geral, de todos os recursos naturais, é a água, a que está mais exposta às atividades humanas e fenômenos naturais, e estes juntos ou separadamente têm afetado tanto a sua disponibilidade como a sua qualidade, mediante isso, urge a necessidade de dispormos de mecanismos e instrumentos de gestão que aponte de forma eficiente e objetiva na direção da proteção e do uso sustentável desses recursos.

Os cursos d'águas são canais naturais de drenagem em bacias hidrográficas e como tal ao longo de seus percursos sofrem influências da topografia, clima, hidrologia, vegetação, morfometria, além das atividades antrópicas. Assim a qualidade da água, de forma geral, deriva dos ambientes naturais e antrópicos onde se originam, circulam, percolam ou ficam estocadas (REBOUÇAS, 2006). Por outro lado afirmam Tundisi e Tundisi (2008), que o impacto das atividades humanas nos ecossistemas têm produzido uma contínua e inexorável deterioração da qualidade das águas, e que esse processo causa

perda econômica e sociais e, em alguns casos, alterações são permanentes e irreversíveis e, os custos para tratamento da água e para recuperação são muito elevados.

Diante desse quadro e impulsionados pela mudança de paradigma no cenário mundial, no Brasil, inicia-se um novo estágio na gestão das águas, conduzido pela Política Nacional de Recursos Hídricos, através da Lei 9.433, de 8 de janeiro de 1997, que regulamentou a gestão das águas, e no Estado do Tocantins a Lei nº 1.307/2002 que disciplina a gestão das águas em âmbito estadual, ambas instituíram instrumentos de gestão para consolidar os usos múltiplos desses recursos, dentre esses temos o enquadramento em classes. Posteriormente, a criação dessa lei, a Resolução nº 357/2005 do CONAMA, veio disciplinar a classificação dos corpos de água e determinar as diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelecer as condições e padrões de lançamento de efluentes.

O enquadramento de corpos d'água é um instrumento de gerenciamento de recursos hídricos que, em síntese, consiste, a partir de análise de qualidade, classificar os corpos hídricos levando em consideração os usos atuais e futuros.

Entretanto determinar o estado de qualidade de um recurso hídrico é uma questão difícil por comportar múltiplos aspectos, tais como os processos físicos, químicos, biológicos e suas interações, o que torna esta etapa complexa, onerosa e difícil de ser aplicada em tempo real. Isso ocorre porque os relatórios de qualidade da água são gerados, normalmente, com ênfase em parâmetros individuais, fato que dificulta a compreensão desses dados. Todavia buscando descomplicar a interpretação e sintetizar as informações obtidas nas avaliações de inúmeros parâmetros de qualidade, nas últimas 4 décadas, vários instrumentos foram desenvolvidos com o intuito de simplificar as informações dispersas nas mais diversas variáveis de qualidade. Dentre esses instrumentos têm-se os IQAs que inicialmente, foram formulados para fins de classificação para os mais diferentes usos (abastecimento, recreação, pesca,...), bem como para interpretação das variáveis envolvidas em um programa de monitoramento. Assim com o uso de IQA, pode-se comunicar um número elevado de informações, de forma sintética e acessível, para os responsáveis por tomada de decisão e à sociedade.

Neste trabalho, utilizou-se o IQA_{CCME}, também conhecido aqui no Brasil por índice de conformidade ao enquadramento (ICE), como instrumento para realizar o enquadramento do Ribeirão São João.

A realização deste trabalho fundamentou-se na necessidade de enquadramento do Ribeirão São João que atualmente faz parte das bacias do entorno do Lago da Hidrelétrica Luis Eduardo Magalhães, área que está sendo submetida a diversos estudos que subsidiarão o plano de recursos hídricos em desenvolvimento nesta região.

1.2 Justificativa

A ocupação humana do cerrado na região norte do país, com alguns processos produtivos pouco adaptados às condições desses ecossistemas, agravaram ainda mais as condições frágeis do solo e dos recursos hídricos desta região. Durante séculos de atividades econômicas - intensificadas nas últimas décadas - houve uma ampla substituição da vegetação natural pelo sistema agropastoril e mais recentemente, no Estado do Tocantins, essas áreas vêm cedendo espaço para plantações de soja e eucaliptos. Contribuindo, dessa forma, para a redução da cobertura vegetal, tão importante para o equilíbrio e manutenção da sustentabilidade dos recursos hídricos nesta região.

A Bacia hidrográfica do Ribeirão São João situada no município de Porto Nacional no Estado do Tocantins vem passando por transformações provocadas por atividades desenvolvimentistas (urbanização e agropecuária), que se traduzem em problemas, fato que é habitual em bacias hidrográficas onde as políticas públicas são pouco efetivas.

Os rios são as principais fontes de água doce potável no Brasil. Contudo, estes podem ser contaminados quando percorrem seu caminho da nascente até a foz, bem como transportar e acumular contaminantes das mais diversas espécies, durante seu trajeto. Em sua maioria, os rios são afetados por descargas de águas residuais não tratadas, provenientes de aterros clandestinos, líquidos e sólidos, resíduos industriais (MARCOS & BOTANA, 2006), de modo geral as águas doces, mais do que nenhum outro ecossistema são sensíveis a modificações antrópicas. Além disso, a falta de informações a respeito da qualidade desses rios limita a possibilidade de se adotar medidas preventivas eficazes.

Diante disso, enquadrar um Rio em classes é extremamente importante porque permite fazer a ligação entre a gestão da qualidade e quantidade da água, dentre outros. Entretanto, para se fazer um enquadramento é necessário, antes, se estudar os fenômenos, as ações e alterações ambientais que ocorrem em determinada área, é preciso avaliar, caracterizar e quantificar espacial e temporalmente as modificações ocorridas na bacia hidrográfica e nos recursos hídricos nela existente. Por fim uma das etapas do

enquadramento encerra na análise de água. Porém, existe um grande número de diferentes substâncias presentes em uma água que expressam sua qualidade, fato que dificulta essa tarefa, porque muitas vezes requerer procedimentos exaustivos e demorados. Contudo, os IQAs conseguem congregam grande quantidade de dados de caracterização de água num único valor de escala e serem facilmente compreendidos pelos planejadores, gestores e o público em geral (CARVALHO et al., 2011), isso os configura em uma ferramenta que possibilita uma rápida e sistemática avaliação da água. Por isso são largamente aplicados no diagnóstico da qualidade das águas de superfície, áreas costeiras, aquicultura, controle e gerenciamento dos recursos hídricos nas mais diversas regiões.

Seguindo esta linha, este trabalho teve como objetivo avaliar a eficiência do índice IQA-CCME para fins de conformidade ao enquadramento em classes.

Também buscou responder as seguintes questões: a qualidade da água da bacia está de acordo com o que preconiza a legislação de recursos hídricos? Quais os usos atuais para este recurso hídrico? Qual a condição de qualidade atual das águas deste Ribeirão (classe de enquadramento)?

Em suma, este trabalho é parte de um esforço que vem sendo realizado mundialmente para democratizar a gestão da água em bacias hidrográficas, para que essas gestões sejam as mais adequadas a cada realidade local.

1.3. Objetivo Geral

Esta pesquisa teve como objetivo avaliar a eficiência do índice IQA-CCME para fins de conformidade ao enquadramento da água do Ribeirão São João no município de Porto Nacional - TO.

1.3.1 Objetivos Específicos

- a) Monitorar a qualidade física, química e biológica da água do Ribeirão São João através do IQA_{CCME} ;
- b) Correlacionar os valores obtidos para os parâmetros de qualidade de água obtidos no período estudado como os padrões estabelecidos pela legislação para enquadramento em classe;
- c) Identificar os principais tipos de usos da água do Ribeirão São João.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Água: substância fundamental para a vida

A água elemento vital, recurso natural renovável imprescindível para todas as formas de vida, necessária em todos os aspectos da vida, são algumas frases que buscam expressar sua importância, mas sem a menor dúvida é essencial para a sobrevivência dos seres vivos e o desenvolvimento socioeconômico. É o único líquido inorgânico encontrado na natureza e também o único composto presente em ambiente natural nos três estados físicos fundamentais: sólido, líquido e gasoso, na faixa biológica de temperatura (COSTA, 1991; REBOUÇAS, 2006). Quase toda a superfície do planeta Terra acha-se coberta por água: água dos oceanos, água dos rios e lagos, água de córregos. Água das calotas polares em forma de gelo, água da chuva, vapor d'água. Mas de toda a água existente na biosfera que corresponde a aproximadamente 1,38 bilhões de quilômetros cúbicos, somente 2,5% são de água doce (SHIKLAMANOV, 1997).

É sabido que sempre houve enorme dependência dos recursos hídricos para o desenvolvimento socioeconômico e que a água funciona como fator do desenvolvimento, pois a mesma é utilizada para diversas atividades que estão diretamente relacionadas com a economia (local, regional, nacional e internacional). Os usos múltiplos que se faz da água estão sendo acelerados em todas as regiões, países e continentes, isso é consensualmente divulgado nos meios técnicos e científicos; também não há discordâncias que o aumento desses usos cresce na mesma proporção que as atividades econômicas se diversificam.

Dessa forma, o aumento e a diversificação dos usos múltiplos dos recursos hídricos têm resultado em uma diversidade de impactos, das mais variadas amplitudes, exigindo diferentes tipos de análises e monitoramentos. Também é imprescindível que se considere a possibilidade de esgotamento dos recursos naturais e adote o gerenciamento ambiental integrado, que deve ser holístico e partir da premissa que os recursos ambientais são finitos e vulneráveis (CARVALHO, 2010).

Os impactos ambientais em recursos hídricos, resultado de ações antrópicas, são severos para a população humana, pois afetam todos os aspectos da vida diária das pessoas, a economia regional e nacional e a saúde humana; e têm consequências que podem ser resumidas em: degradação da qualidade da água superficial e subterrânea, aumento das

doenças de veiculação hídrica e impactos na saúde humana, diminuição da água disponível per capita, aumento no custo da produção de alimentos, impedimento ao desenvolvimento industrial e agrícola e comprometimento dos usos múltiplos e aumento dos custos de tratamento de água.

2.2. Gestão das águas no Brasil

O gerenciamento ou gestão de um recurso ambiental natural, econômico ou sociocultural consiste na articulação do conjunto de ações dos diferentes agentes sociais, econômicos ou socioculturais interativos objetivando compatibilizar e/ou disciplinar o uso, o controle e a proteção deste recurso ambiental, disciplinando as respectivas ações antrópicas, de acordo com a política estabelecida para o mesmo, de modo a se atingir o desenvolvimento sustentável (SILVA E PRUSKI, 2005; FREITAS, 2000). Assim, quando se falar em gerenciar um recurso hídrico deve-se ter em mente as intervenções que ocorrem em sua bacia hidrográfica e os usos que se faz desse recurso, as interações que ocorrem no seu entorno. A questão central para a gestão deve sempre considerar a integração dos vários fatores que interferem no uso desses recursos hídricos, bem como ter em mente como se dar essa interação das águas com o meio físico, o meio biótico e antrópico na bacia hidrográfica. No entanto, ao se analisar o contexto histórico dos recursos hídricos no Brasil, não é isso que tem ocorrido, basta considerar a evolução de conflitos envolvendo questões relacionadas à qualidade e quantidade de água disponíveis para determinados usos. Então, diante de um quadro conflitante e de deterioração da qualidade das águas cada vez mais progressivo, onde os mecanismos legais e administrativos se mostram ineficientes, torna-se necessário o desenvolvimento de instrumentos que venham atender aos anseios sociais e governamentais relacionados ao assunto em questão. Então é neste contexto de condição peculiar onde se dar o início a novas ações políticas, administrativas e legais, com a elaboração de legislações específicas para determinado setor, bem como o desenvolvimento de estratégias de gestão visando a redução dos impactos negativos sobre os recursos ambientais.

No Brasil, se tratando da gestão de recursos hídricos, um novo momento tem início, principalmente, na década de oitenta, onde a legislação já aponta nesta direção, mas foi na década de noventa que o país deu um grande passo rumo a sustentabilidade hídrica com a criação da Lei N.º 9.433, de 8 de janeiro de 1997, influenciado pelo cenário mundial, ao

Promulgar a Política Nacional dos Recursos Hídricos e criar o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos regulamentando o inciso XIX do artigo 21 da Constituição Federal e altera o artigo 1º da Lei nº 8001/1990 (GRAFF, 2000; FILHO *et al*, 2000; MACHADO, 2004; PORTO & KELMAN, 2005).

Segundo MMA (2006), a Lei nº. 9433 avança e opera uma verdadeira transformação no mundo jurídico das águas brasileiras. Rompe conceitos e paradigmas arraigados na tradição legislativa pátria em matéria de recursos hídricos, impulsiona a gestão de recursos hídricos, definindo fundamentos, objetivos, diretrizes e instrumentos. Esta lei, ainda, define as responsabilidades de gestão dos recursos hídricos entre Estados, União e Municípios, representa um novo marco institucional no Brasil, ao incorporar princípios, normas e padrões de gestão de água totalmente aceitos e executados em diversos países. Tem como fundamentos: a água é um bem de domínio público; a água é um recurso natural limitado, dotado de valor econômico; em situações de escassez, o uso prioritário dos recursos hídricos é o consumo humano e a dessedentação de animais; a gestão dos recursos hídricos deve sempre proporcionar o uso múltiplo das águas; a bacia hidrográfica é a unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos; a gestão dos recursos hídricos deve ser descentralizada e contar com a participação do Poder Público, dos usuários e das comunidades (Carvalho, 2010).

O texto legal estabelece que os objetivos da Política Nacional de Recursos Hídricos são: assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos; a utilização racional e integrada dos recursos hídricos, incluindo o transporte aquaviário, com vistas ao desenvolvimento sustentável; à prevenção e à defesa contra eventos hidrológicos críticos de origem natural ou decorrentes do uso inadequado dos recursos naturais.

É importante ressaltar que esta Lei proclama cinco instrumentos, são eles: a) os Planos de Recursos Hídricos; b) o enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água; c) a outorga dos direitos de uso de recursos hídricos; d) a cobrança pelo uso de recursos hídricos; e) o Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos.

2.3. Enquadramento dos corpos de água

De acordo com a Lei Federal nº 9.433/97, o enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água, visa a: a) assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas; b) diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes (art. 9º).

As classes de corpos de água serão estabelecidas pela legislação ambiental (Art. 10). Nas palavras de Machado (2005), o termo estabelecer as classes de corpos de água compreende duas fases: a primeira significa dar características de cada classe, já a segunda corresponde a constatação das características existentes, a proposição de metas a ser alcançadas em determinada classe e por fim a classificação de cada corpo hídrico na classe devida. Já Santilli (2016) entende que se trata de uma medida inerente ao poder de polícia ambiental, que visa combater, de forma preventiva, a poluição das águas, por meio da avaliação dos níveis de qualidade das águas, a fim de estabelecer metas a serem atingidas segundo os usos (principais) a que se destinam. Contudo, há um sistema de classes de qualidade das águas definido pela Resolução CONAMA 357/05 que determina em seu Artigo 3º que as águas doces, salobras e salinas do Território Nacional devem ser classificadas, segundo a qualidade requerida para os seus usos preponderantes, em treze classes de qualidade. Diz ainda que o enquadramento dos corpos de água dar-se-á de acordo com as normas e procedimentos definidos pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos e Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos, e que este enquadramento será definido pelos usos preponderantes mais restritivos da água, atuais ou pretendidos (art. 38).

A citada Resolução define “enquadramento como o estabelecimento da meta ou objetivo de qualidade da água (classe) a ser, obrigatoriamente, alcançado ou mantido em um segmento de corpo de água, de acordo com os usos preponderantes pretendidos, ao longo do tempo”. Por fim, a Resolução nº 91 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos de 2008 ao estabelecer procedimentos gerais para o enquadramento de corpos de água superficiais e subterrâneos diz que o enquadramento de corpos de água corresponde ao estabelecimento de objetivos de qualidade a serem alcançados por meio de metas progressivas intermediárias e final de qualidade de água.

Enfim, pode-se afirmar que o enquadramento é um instrumento de planejamento que visa indicar metas de qualidade das águas a serem alcançadas em uma bacia hidrográfica, em determinado período de tempo, a classe que os corpos de água devem

atingir ou em que classe de qualidade de água deverá permanecer para atender às necessidades de uso almejados pela sociedade. Que é um elemento de articulação e integração da gestão ambiental com a gestão dos recursos hídricos que teve como base não o estado atual, mas sim os níveis de qualidade que o recursos hídrico deveria ou deverá apresentar para atender às necessidades dos diferentes usuários da bacia hidrográfica.

Nos ditames da Agencia Nacional de Água (ANA, 2013), o enquadramento dos corpos de água, segundo os usos preponderantes da água, é um instrumento que tem natureza e função de planejamento e, como tal, de acordo com Porto (2002) tem as seguintes características:

- Representa a visão global da bacia, pois para se tomar a decisão de quais são os usos prioritários em cada trecho de rio é necessário olhar o todo, em uma visão de macro-escala.
- Representa a visão futura da bacia e, portanto, são metas de qualidade a serem alcançados no médio e longo prazo.
- Faz parte do plano de bacia como garantia de integração entre os aspectos quantitativos e qualitativos do uso da água.

Esse instrumento busca assegurar que haja compatibilidade entre a qualidade das águas e os usos mais restritivos a que as mesmas se destinarem, bem como reduzir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas de caráter permanentes. No entanto, de acordo com a ANA (2013), para instituir um objetivo de qualidade da água é preciso antes: realizar uma avaliação das condições atuais do recurso hídrico em questão, ou seja, “o rio que temos”, etapa que corresponde a fase diagnóstica. Posteriormente, é necessário discutir, com a população radicada na bacia, buscando determinar quais são as condições de qualidade desejada para aquele recurso hídrico, ou seja, “o rio que queremos”; e, para só em fim, pactuar mediante negociações, com os diferentes usuários da bacia hidrográfica a meta a ser alcançada, ou seja, “o rio que podemos ter”, tudo isso deve ser feito levando em consideração as limitações de ordem técnicas e econômicas necessárias para atingir essa nova configuração ou reconfiguração (ANA, 2013).

De acordo com a Resolução nº 91 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos de 2008 em seu Art. 3º, a proposta de enquadramento deverá ser desenvolvida em conformidade com o Plano de Recursos Hídricos da bacia hidrográfica, preferencialmente durante a sua elaboração, devendo conter o seguinte: diagnóstico; prognóstico; propostas

de metas relativas às alternativas de enquadramento; e programa para efetivação. No entanto, em consonância com a ANA (2009), o processo de enquadramento, além de contemplar as etapas de diagnóstico; prognóstico; elaboração da proposta de enquadramento devem também conter uma fase de análise e deliberações do Comitê da Bacia e do Conselho de Recursos Hídricos conforme a Figura 01 abaixo.

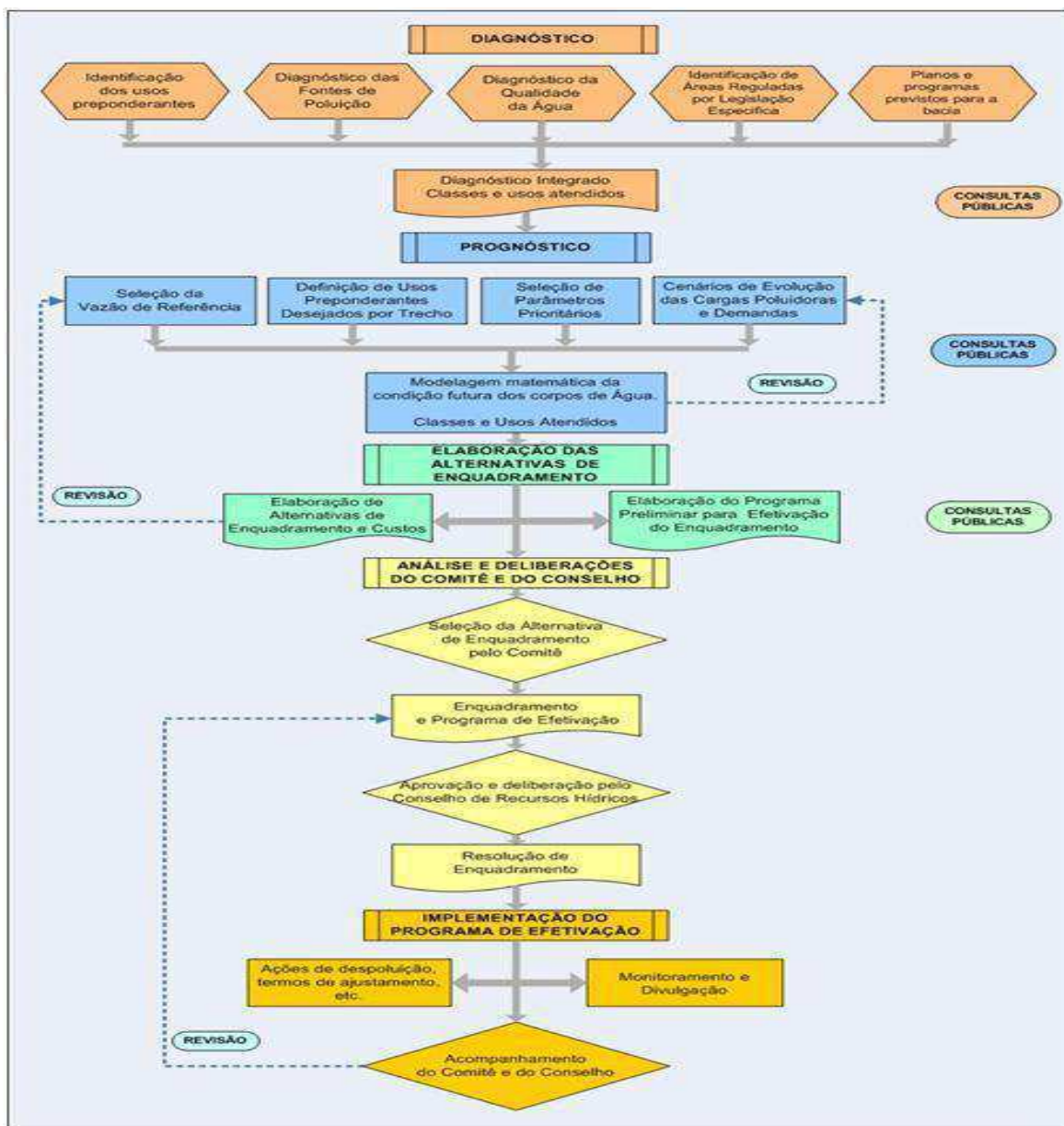


Figura 01. Processo de enquadramento dos corpos d'água.
Fonte: ANA (2013)

Também deve ser destacado que esta mesma Agência preceitua que o enquadramento dos corpos d'água deve ser feito por trecho de rio e representa, indiretamente, um mecanismo de controle do uso e ocupação do solo, já que restringe a implantação de empreendimentos que não consigam manter a qualidade de água na classe em que o corpo d'água fora enquadrado (ANA, 2007).

O enquadramento de recursos hídricos está presente em vários países da Terra, de forma generalizada nota-se que há uma preocupação centrada sobre a manutenção da qualidade da água (CHRISTOFIDIS, 2006), uma vez que essa exerce fortes influências sobre a qualidade de vida e o desenvolvimento econômico e social de uma localidade. Contexto não muito diferente é anotado por Granziera (2001) APUD (ANA 2007), ao asseverar que o enquadramento dos corpos d'água possui um sentido de proteção, não da água propriamente, mas da saúde pública, pois é evidente a preocupação em segregar a água que pode ser utilizada para os mais diversos fins.

Os principais problemas para realização dos enquadramentos, segundo os Estados, são: falta de capacidade técnica, metodologia e ações de gestão (ANA, 2013)

Para o enquadramento das águas, a Resolução CONAMA nº 357/2005 estabeleceu que seja em treze classes de qualidade (art. 3º). Para cada uma das classes, essa norma determina limites ou padrões de qualidade que são utilizados, sobretudo, para garantir qualidade das águas necessárias ao atendimento dos usos preponderantes, atuais ou futuros. Consoante essa resolução, as águas doces, objeto de estudo deste trabalho, a referida Resolução decreta que a classificação seja feita em cinco classes de usos preponderantes, conforme mostra a Figura 02.

- I - CLASSE ESPECIAL : águas destinadas:
- a) ao abastecimento para consumo humano, com desinfecção;
 - b) à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; e
 - c) à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.
- II - CLASSE 1: águas que podem ser destinadas:
- a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado;
 - b) à proteção das comunidades aquáticas;
 - c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA nº 274, de 2000;
 - d) à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; e
 - e) à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.
- III - CLASSE 2 : águas que podem ser destinadas:
- a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional;
 - b) à proteção das comunidades aquáticas;
 - c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA nº 274, de 2000;
 - d) à 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) à aquicultura e à atividade de pesca.
- IV - CLASSE 3 : águas que podem ser destinadas:
- a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado;
 - b) à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras;
 - c) à pesca amadora;
 - d) à recreação de contato secundário; e
 - e) à dessedentação de animais.
- V - CLASSE 4 : águas que podem ser destinadas:
- a) à navegação; e
 - b) à harmonia paisagística.

Figura 02. Classe de água doce

Fonte: Adaptado do CONAMA (2017)

3.4. Política de Recursos Hídricos no estado do Tocantins

O Estado do Tocantins, diferentemente de diversos Estados Brasileiros, só veio promulgar sua Política de Recursos Hídricos cinco anos depois que a Lei Federal 9433/97, Política Nacional de Recursos Hídricos, foi instituída. Segundo disciplina o texto legal (LEI nº 1.307/2002) no Estado do Tocantins, a Política Estadual de Recursos Hídricos, tem por finalidade:

I - assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade e quantidade adequados aos respectivos usos;

II - incentivar a racionalização do uso dos recursos hídricos;

III - fomentar o desenvolvimento regional com base no aproveitamento múltiplo, integrado e sustentável dos recursos hídricos; IV - promover a prevenção e a defesa contra

o efeito de eventos hidrológicos críticos de origem natural ou decorrentes do uso inadequado dos recursos naturais;

V - obter recursos para o financiamento de programa, projetos e intervenções no âmbito dos recursos hídricos.

Segundo esta lei, a efetivação de sua política será alcançada mediante a utilização de sete instrumentos a saber:

I - o Plano Estadual de Recursos Hídricos;

II - os planos de bacia hidrográfica, incluindo-se o enquadramento dos corpos de água em classe de uso preponderante;

III - a outorga de direito de uso dos recursos hídricos;

IV - a cobrança de taxa pelo uso dos recursos hídricos;

V - a compensação aos municípios;

VI - o Sistema Estadual de Informações sobre Recursos Hídricos;

VII - a educação ambiental.

2.5. Identificação dos usos múltiplos

No Brasil, o uso dos recursos hídricos ocorreu tradicionalmente de forma assimétrica, privilegiando o setor elétrico, mas por volta dos anos setenta, outros setores impulsionados pelo crescimento econômico passaram a reivindicar igualdade de direito ao uso da água. Segundo Carrera-Fernandez & Garrido (2001), foi assim que floresceu o princípio dos usos múltiplos, segundo o qual a água deve ser equidistantemente acessível a todos os setores interessados em seu uso.

Decretoou a Política Nacional de Recursos Hídricos, Lei nº 9433/97, em um de seus fundamentos que “a gestão dos recursos hídricos deve sempre proporcionar o uso múltiplo das águas”, e que estes devem ser contemplados por ocasião da implantação do Plano de Recursos Hídricos, quando for abordar “as prioridades para a outorga de direitos de recursos hídricos” (art. 7º, inciso VIII). Contudo, a multiplicidade de usos é enorme e não está contemplada em sua totalidade na legislação para setor, mas os usos a serem considerados são para o enquadramento em classes, à luz da legislação, são aqueles mencionados pela Resolução nº 357/2005 do Conama.

2.5.1. Abastecimento Doméstico

É considerado o uso mais nobre da água, uma vez que nós seres humanos dependemos dela para sobrevivência. A água usada para abastecimento doméstico tem prioridade sobre outros usos, garantido pela Lei Federal nº 9433/97, que estabelece em seu artigo 1º, inciso III, que em condições de escassez, deve-se priorizar o abastecimento humano e a dessedentação de animais. Deve atender elevados padrões de qualidades, tais como ausência de patógenos e substâncias tóxicas, para não causar danos à saúde dos homens.

2.5.2. Irrigação

A irrigação, depois do consumo humano, talvez seja o uso mais antigo de água. Esta atividade demanda enorme quantidade de água, sendo responsável por setenta (70%) do consumo de água doce no mundo.

A quantidade e qualidade de água usada na agricultura dependem do tipo de cultura a ser irrigada, culturas ingeridas cruas requerem águas isentas de organismos patogênicos, enquanto que alimentos consumidos cozidos são mais flexíveis em relação aos níveis destes poluentes. Afirmam Ayers & Westcot (1999) que o aspecto de qualidade tem sido desprezado devido ao fato de que, no passado as fontes de água, eram abundantes, de boa qualidade e de fácil utilização, todavia, esta situação está se alterando em muitos lugares.

Outro aspecto fundamental que deve ser observado está relacionado aos problemas que podem resultar de um manejo inadequado, como, por exemplo: salinização dos solos, fertilização dos corpos hídricos e contaminação por defensivos agrícolas, dentre outros.

Vale ressaltar que sérios conflitos têm sido causados em nosso país pela deterioração da qualidade das águas, associada ao uso da água pela agricultura e pecuária (TELLES e DOMINGUES, 2006).

2.5.3. Harmonia Paisagística

Lynch (1999) coloca que “Uma boa imagem ambiental oferece a seu observado um importante sentimento de segurança emocional. Ele pode estabelecer uma relação

harmoniosa entre ele e o mundo à sua volta (...) Na verdade, um ambiente característico e legível não oferece apenas segurança, mas também reforça a profundidade e a intensidade, potenciais da experiência humana”. Segundo Von Sperling et al (2006) desde a antiguidade vem sendo destacada a beleza inerente a ambiente aquático (...).

2.5.4. Recreação

O uso dos recursos hídricos para recreação não afeta o balanço hídrico, porém exige elevados padrões de qualidade, principalmente, em relação a organismos patogênicos e substâncias tóxicas.

A água para fins recreativos é usada de dois modos distintos: contato primário, quando há contato direto e prolongado com o corpo do usuário (natação, mergulho, banho recreativo, esqui aquático e surfe); contato secundário, quando o contato com a água é casual (navegação esportiva, pesca) (MOTA, 1997; MIERZWA & HESPANHOL, 2005; BASSOI & GUAZELLI, 2004).

A WHO (2009) calcula que oitenta por cento (80%) de todas as doenças no mundo em desenvolvimento estão associadas à água e que o número de morte anual excede cinco milhões de pessoas, sendo que mais metade são crianças. O risco de doença ou morte prematura de seres humanos pelo contato com a água contaminada, quando estão se divertindo em águas de baixa qualidade é alto, devido, principalmente, à presença de microrganismo patogênico. Os perigos que são encontrados nesses ambientes aquáticos usados para recreação variam de local para local, como faz a natureza e extensão da exposição. Águas recreativas geralmente contêm uma mistura de microrganismos patogênicos e não-patogênicos em concentrações variadas. E os principais agentes biológicos existentes em águas poluídas são bactérias patogênicas, vírus, fungos, algas e protozoários. As bactérias patogênicas encontradas na água constituem a principal fonte de morbidade em humanos. São responsáveis pelo grande número de doenças (disenteria, diarreias e febre tifóide) com resultados letais. Dentre os vírus frequentemente encontrados nas águas são os da poliomielite e da hepatite A e B. Já entre os protozoários normalmente encontra-se a *Entamoeba histolytica*, responsável pela amebíase e suas complicações, *Giardia* e *Cryptosporidium* dentre outros. Estes microrganismos podem ser derivados de efluentes de esgoto, da população que usa a água para recreação, de animais (gado, ovelha), de processos industriais, de animais domésticos (cachorros) e da vida selvagem.

Além das enfermidades acima citadas, os banhistas podem ser acometidos por infecções respiratórias, nas orelhas, nos olhos, na cavidade nasal e pele, que também podem ser adquiridas pelo contato com a água contaminada. A WHO (2009) afirma que diversos estudos epidemiológico mostraram vários resultados de saúde adversos (incluindo gastrointestinal e infecções respiratórias) que podem ser associados à inalação ou à ingestão de água contaminada ou ao contato com organismos aquáticos patogênicas que vivem em águas recreativas e poluídas. Isso pode resultar em um fardo significativo de doença e perda econômica.

2.5.5. Preservação do equilíbrio das comunidades aquáticas

Assim como os seres humanos, os demais seres vivos precisam de água de boa qualidade para sua sobrevivência. Tanto animais quanto vegetais podem ser vitimados quando em contato com água em condições inferiores às suas necessidades. Desta forma, independente do uso que se faça de um corpo hídrico, o equilíbrio do ecossistema aquático deve ser garantido (MOTA, 1997; MIERZWA & HESPANHOL, 2005).

2.5.6. Aquicultura

A água também pode ser utilizada para a produção racional de organismos aquáticos em quaisquer de suas fases de desenvolvimento, este uso é chamado de aquicultura (criação de peixes, rã, moluscos, algas marinhas, etc.). O padrão de qualidade de água exigido nesta atividade é bastante elevado, principalmente em relação a substâncias bioacumulativas ou que possam afetar a saúde dos plantéis e tratadores (MIERZWA & HESPANHOL, 2005).

2.5.7. Diluição, Transporte de Efluentes

Os recursos hídricos têm capacidade de diluir e assimilar esgotos e resíduos, mediante processos físicos, químicos e biológicos, que proporcionam a sua autodepuração, por isso são utilizados indiscriminadamente para estes fins. O lançamento, transporte e diluição de efluentes também são formas de usos menos nobres da água, inclusive previstas

na Resolução nº 357/05 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) e na Política Nacional de Recursos Hídricos, Lei Federal nº 9433/97.

2.5.8. Dessedentação de animais

O Brasil é o maior produtor de rebanho bovino do mundo, também é bastante representativo no segmento de aves e suínos. A demanda para dessedentação animal é da ordem de 7% do total consumido no país (ANA, 2007).

2.5.9. Navegação

É um dos usos que requer o mínimo de qualidade, sendo, em alguns casos, fonte de poluição (ANA, 2009)

De acordo com a ANA (2009) outros usos da água como o industrial, a mineração e a geração de eletricidade também deverão ser levados em consideração, mas somente se forem significativos na bacia hidrográfica.

2.6. Fontes Poluidoras

Os poluentes chegam até as águas por meio de precipitações, escoamentos superficiais, infiltrações ou lançamentos diretos de efluentes e resíduos sólidos. De acordo com Mota (1997), as principais fontes de poluição das águas superficiais são: esgoto doméstico, esgoto industrial, águas pluviais carregando impurezas do solo ou contendo esgotos lançados nas galerias, resíduos sólidos, uso excessivo de pesticidas e fertilizantes, detergentes, precipitação de poluentes atmosféricos sobre o solo ou água, a ocupação desordenada do solo, alterações nas margens dos mananciais, erosão, solos compactados, poucas reservas legais, ausência quase total de mata ciliar, percolado de resíduos urbanos e vazamentos de esgoto que infiltram no solo, lixiviados de aterro industrial, resíduos de minas, armazenamento de resíduos radioativos ou tóxicos disposto de maneira inadequada, posto de gasolina e fossas sépticas com vazamento, exploração excessiva dos aquíferos que facilitam que águas salinas invadam as zonas de água doce, dentre outros.

A ANA (2009), em suas publicações, reserva um espaço dedicado para a etapa de diagnóstico das fontes de poluição. Segundo essa Agência, nessa etapa, é essencial que se

faça estimativa das fontes e das cargas poluidoras potenciais lançadas no corpo d'água, para futura calibração do modelo de qualidade de água a ser aplicado. Uma vez que a falta de informações limita a possibilidade de se adotar medidas preventivas eficazes

2.7. Indicadores de gestão ambiental

O termo indicador não é novo e já vinha sendo utilizado há décadas em diversas áreas do conhecimento, como por exemplo, o PIB que foi desenvolvido em 1932, por Simon Kuznets (MALHERIOS, COUTINHO e PHILIPPI Jr, 2012), e só começou a ganhar importância a partir de 1947 quando passou a ser um indicador de progresso econômico (MAGALHÃES JUNIOR, 2007). De acordo com Maranhão (2007), o conceito indicador está cada vez mais presente no mundo contemporâneo, se encontra em todos os lugares e, faz partes de nossa vida cotidiana (BEEKMAN, 2006). Embora se tenha registro que os indicadores vinham sendo usados como ferramenta de apoio nos diversos processos de tomada de decisão (MALHERIOS, COUTINHO e PHILIPPI Jr, 2012), só mais recentemente, é que esforços vêm sendo despendidos na construção, aplicação e consolidação de uso desses instrumentos. Pode-se notar claramente que esse movimento teve grande crescimento, principalmente no meio acadêmico, a partir da década de 1990, com o surgimento da Agenda 21, documento que alertou a comunidade mundial para a necessidade e importância de se utilizar indicadores para monitorar e avaliar mudanças nas dimensões econômicas, sociais e ambientais, rumo ao desenvolvimento sustentável.

O conceito indicador provém do verbo latino *indicare*, que significa apontar, demonstrar, revelar, destacar, enunciar, expor algo (CARVALHO, 2010; GARCÍA e GUERRERO, 2006; MAGALHÃES JUNIOR, 2007; HAMMOND, 1995). Para Abraham e Beekman (2006), os indicadores ajudam a refletir, comunicar, informar uma ideia complexa, sobre o progresso em direção a uma determinada meta. São recursos que deixam mais perceptível uma tendência ou fenômeno (HAMMOND, 1995), são utilizados para observar, descrever e avaliar o estado atual, formular o estado desejado e comparar o atual com o estado desejado, fornecendo informações sobre o estado da relação sociedade-natureza. Os indicadores encerram em si informações de caráter quanti-qualitativo que permitem que um componente ou uma ação seja descrita, facilitam a compreensão dos dados, melhorando a qualidade de pesquisas como ferramenta de auxílio à decisão. São modelos simplificados da realidade (HAMMOND, 1995) com a capacidade de facilitar a

compreensão dos fenômenos e permitindo o acompanhamento dinâmico dessa realidade (MAGALHÃES JUNIOR, 2007).

Na concepção de Segnestam (2002), os indicadores são ferramentas básicas de avaliação, são mensuráveis em escala quantitativa ou qualitativa, (MARANHÃO, 2007) para analisar mudanças, pois fornecem informações a respeito de condições e tendências, mostra a evolução de uma política ou de programas implementados. Habilitando os tomadores de decisão a avaliar a necessidade/oportunidade de uma intervenção corretiva e/ou estimar o progresso rumo aos resultados, metas e produtos perseguidos ou, ainda, os impactos de uma determinada ação.

Os indicadores podem ser entendidos como um conjunto de informações em um número, permitindo a mensuração de determinados fenômenos entre si. São ferramentas de medir, avaliar, (HADIR e ZDAN, 1997), facilitar a compreensão e comunicação (SEGNESTAN, 2002; DAHL, 1997; DITO et al., 1990), são parte das informações que a sociedade usa para entender o mundo, planejar ações e tomar decisões (MEADOWS, 1998) e de comunicação em estudos de mudanças na sociedade e servem para orientação no mundo complexo (BOSSSEL, 1998). Um modelo empírico da realidade (HAMMOND, 1995). Uma medida do comportamento do sistema (HOLLING, 1978), que objetiva descrever este sistema ou de um processo inerente a tal (LORENZ et al., 2001). Enfim, são modelos propostos para descrever as interações existentes entre atividades humanas e meio ambiente. Ajudam a fornecer informações quanti e qualitativas consideradas para identificar perspectivas, problemas, potencialidades, analisar e interpretar conflitos atuais ou potenciais e sua sinergia.

Assim, os indicadores ambientais ou de sustentabilidade são fundamentais para avaliar os resultados obtidos mediante os mais diversos procedimentos, um estado de recurso ambiental ou uma situação relativa ao mesmo, descrever um efeito, tendências num contexto específico, se estiverem baseados em metodologias consistentes (OCDE, 2000). Sua função está em diagnosticar a saúde do ecossistema e fornecer uma ferramenta para monitorar condições e mudanças ambientais ao longo do tempo (JORGENSEN, 2005).

Cabe destacar que, de modo geral, os indicadores são tão diversificados quanto os fenômenos, processos e fatos que eles avaliam, pois se originam de diferentes fontes, no entanto devem possuir certas qualidades que justifiquem sua seleção; dentre as características desejáveis e mais importantes de um bom indicador destacam-se:

simplificação da informação (ser compreendido por diferentes setores sociais), confiáveis, baixo custos de coleta e análise, significativos, relevantes, simples (fácil de entender, interpretar), ter credibilidade e fundamentação técnico – científica, possuir bom conteúdo (alta qualidade dos dados); objetividade, flexibilidade, ser limitados em números, eficientes, gerar interesse, ser objeto de agregação (ser aplicável a nível nacional e de outras regiões), ter abordagem holística (visão representativa das condições ambientais e respostas sociais), aceito politicamente, mensuráveis, consistência analítica, comparabilidade com outros indicadores (BARRERA-ROLDAN E SALDÍVAR-VALDEZ, 2002; OCDE, 1993; STANKEY et al., 1985; HADIR E ZDAN, 1997; MEADOWS, 1998; BOSSSEL, 1998; TWINING-WARD e BUTTER, 2002; VALETIN e SPANGENBERG, 2000; REEDE et al., 2006).

De acordo com a OCDE (1993), existem várias estruturas em torno das quais os indicadores podem ser desenvolvidos e organizados, entretanto os indicadores ambientais podem ser sistematizados pelo modelo Pressão-Estado-Resposta (PER) composto por três grandes grupos de indicadores. Este modelo foi idealizado pelo canadense Anthony Friende, na década de 70, e introduzido pela OECD em 1993, buscando ajudar os países membros a melhorar o seu desempenho individual e coletivo na gestão ambiental, com base no conceito de causalidade, atividades humanas exercem pressões sobre o ambiente e mudam a sua qualidade e quantidade dos recursos naturais, conseqüentemente a sociedade responde a essas mudanças através de políticas econômicas e ambientais. Assim se estabelece um círculo de causa e efeito relativos à pressão das atividades humanas. De um modo geral, essas etapas são partes de um ciclo da política ambiental que inclui a percepção do problema, desenvolvimento de políticas, monitoramento e avaliação dessas políticas (OECD, 1993).

Este modelo tem como ideal central avaliar um ambiente a partir de três grandes grupos de indicadores:

- Indicadores de Pressão – descrevem as pressões das atividades humanas exercidas sobre o meio ambiente (qualidade e quantidade de recursos naturais) como, por exemplo: consumo de recursos, emissão de contaminantes, eficiência tecnológica;

- Indicadores de Estado – dizem respeito à qualidade e quantidade dos recursos naturais, são concebidos para dar uma visão geral do estado do meio ambiente
- Indicadores de Resposta – referem-se a ações, respostas sociais para mitigar, adaptar ou prevenir impactos ambientais negativos, para deter ou reverter danos ambientais existentes. Fazem parte deste grupo os indicadores de adesão social, de sensibilização e de atividades de grupos sociais importantes.

A utilização de indicadores deve considerar o objetivo para o qual foi criado, de forma geral, Maranhão (2007) e DGA (2000), enumera algumas situações onde o uso de indicadores é essencial, dentre as quais se destacam as seguintes:

1. assinalar como um sistema está funcionando em relação ao previsto ou esperado, ajudando a identificar problemas no horizonte e avaliar o sucesso de políticas.
2. fixar a posição em que se encontra um processo, em que direção e com que intensidade ele está evoluindo;
3. aferir a que distância o processo se encontra de onde deveria estar ou o afastamento do produto em relação a um padrão pré-estabelecido;
4. apoiar com dados a construção de modelos hidrológicos, ambientais, de qualidade da água, ou de interação ecológico-social e dar suporte a testes de campo desses modelos;
5. apoiar a elaboração de planos diretores de desenvolvimento urbano, planos plurianuais de investimentos e planos de recursos hídricos de bacias hidrográficas, entre outros;
6. avaliar impactos ambientais;
7. justificar o repasse de verbas para a implementação de programas e projetos;
8. atender à necessidade de disponibilizar equipamentos ou serviços sociais para públicos específicos, por exigência legal ou pressões políticas da sociedade local;
9. atribuição de recursos - suporte de decisões, ajudando os decisores ou gestores na atribuição de fundos, alocação de recursos naturais e determinação de prioridades;
10. classificação de locais - comparação de condições em diferentes locais ou áreas geográficas;
11. cumprimento de normas legais - aplicação a áreas específicas para clarificar e sintetizar a informação sobre o nível de cumprimento das normas ou critérios legais;

12. análise de tendências - aplicação a séries de dados para detectar tendências no tempo e no espaço;

13. informação ao público - informação ao público sobre os processos de desenvolvimento sustentável;

14. investigação científica - aplicações em desenvolvimentos científicos servindo nomeadamente de alerta para a necessidade de investigação científica mais aprofundada.

De forma geral, os indicadores, buscam descrever o estado do ambiente ou sistema a que se referem e as pressões nele existentes, bem como a distância em que se encontram de uma condição de sustentabilidade. De acordo com Maranhão (2007), quando se refere a gestão de recursos hídricos, o que se busca com os indicadores, é descrever as condições desses recursos em determinada bacia (unidade geopolítica) e o estado da gestão dos mesmos, bem como as transformações experimentadas, tanto por esses recursos quanto pela sua gestão, assim como retratar as relações que eles guardam com o desenvolvimento sustentável.

Sabe-se que cada sistema aquático possui características próprias, o que torna difícil estabelecer uma única variável como um indicador padrão para qualquer ambiente hídrico. Neste sentido, deve-se buscar a obtenção de indicadores de qualidade de água que reflitam resumidamente e objetivamente as alterações, com ênfase nas intervenções humanas (COUILLARD e LEFEBVRE, 1985). Desta maneira, o uso de indicadores de qualidade da água torna-se sob este ponto de vista um importante aliado no gerenciamento e planejamento de programas e projetos que busquem a utilização de uma bacia hidrográfica ou de um determinado recurso hídrico, e também, podem fornecer informações sobre alterações que ocorrem, evidencia sua origem (CARVALHO, 2010). Assim, seguramente o uso de indicadores deverá ocupar um lugar destaque na gestão de recursos hídricos, visto que ajudam a monitorar o processo e tendências, são fáceis de serem entendidos, podem englobar uma enorme complexidade de interações em uma única informação. Isso porque as interações entre os diversos parâmetros estudados numa amostra de água são o ponto de partida para avaliação da qualidade da água, desde que estas interações sejam obtidas a partir de uma distribuição espacial e temporal das variáveis no sistema a ser estudado (HARMANCIOLU et al., 1998).

2.8. Índice de qualidade da água (IQA)

Um índice de qualidade de água (IQA) é um indicador do estado qualitativo de um recurso hídrico, que consiste basicamente em uma expressão simples de uma combinação mais ou menos complexa de um número de parâmetros que caracterizam a qualidade da água (ROJAS, MACÍAS E FONSECA, 2013). Em termos simples, um IQA é um número único que exprime a qualidade de um recurso hídrico, integrando medições de determinados parâmetros de qualidade da água. Seu uso permite a rápida interpretação e o reconhecimento da evolução da qualidade da massa de água ao longo do tempo e espaço. Pode ser definido como uma ferramenta para a redução de informações a respeito de um grande número de parâmetros físico-químicos e microbiológicos para um único índice simples, rápido, objetivo. Este índice pode ser representado por número, um intervalo, uma descrição verbal, um símbolo ou mesmo uma cor. Este índice facilita a gestão de dados, detecta tendências ambientais, também permite comunicar de forma simples e verdadeira a condição da água para o uso pretendido, bem como fazer comparações temporais e espaciais do corpo d'água (HOUSE, 1990; ALBERTI e PARKER, 1991).

Para avaliações da qualidade da água, diferentes organizações de inúmeras nacionalidades, envolvidas na gestão de recursos hídricos, tem historicamente usado, inúmeros índices para determinação da qualidade de água. Sem desprender muito esforço, é possível, perceber que os índices de qualidade de água começaram aparecer na literatura no início de 1965 (HORTON, 1965), mas a ciência de desenvolvimento dos índices de qualidade de água só chegou a maturidade por volta dos anos setenta.

Dada a ampla possibilidade de aplicação dos IQAs, seu uso tem crescido e, paralelamente a esse crescimento no uso, também, tem sido presenciado um grande desenvolvimento de novos IQAs (AMADO et al., 2006; SADIQ E TESHAMARIAM, 2007; SÁNCHEZ et al., 2007; KRÓLAK et al., 2009; LERMONTOV et al., 2009; BEAMONTE et al., 2010; GAZZAZ et al., 2012; SREBOTNJAK et al., 2012; MA et al., 2013) ou simplesmente alterações e adaptações de índices já existentes para adequá-los às particularidades de cada região nas mais diversas partes do planeta. Fato este que pode ser facilmente constatado ao se consultar a literatura sobre o tema. Revisões sobre os índices de qualidade de água tem sido uma contínua preocupação, como tem sido mostrado por diferentes estudos (CUDE, 2001; DINIUS, 1978; KUNG, YING e LIU, 1992; DOJLIDO et al., 1994) e autores. Helmond e Breukel (1996), em sua investigação mostram que pelo

menos 30 índices de qualidade da água são comumente usados em todo o mundo, e também afirmam que estes consideram uma série de parâmetros que podem variar entre 3 e 72. Já Fernandez et al. (2003) desenvolveram um estudo comparativo entre 30 índices de qualidade de água, com base na estrutura matemática, similaridade de parâmetros e comportamento em relação ao mesmo conjunto de dados. Seguindo essa mesma direção, Samboni et al. (2007) apresentam uma revisão sobre os IQAs mais utilizados em alguns países da América e Europa. Com base nesses estudos, pode se afirmar que diferentes índices têm sido desenvolvidos e utilizados mundo afora com os mais diversificados objetivos, tais como Índice de Qualidade de Água IQA/Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB, Índice de Qualidade de Água – IAP (CETESB, 2009), Índice de Contaminação por Tóxicos – CT (ANA, 2012), e Índice do Estado Trófico – IET(CETESB, 2009), Índice de Diversidade de Espécies – R (Von Sperling, 2005); índice para um corpo d’água lótico ou um corpo léntico d’água, bem como aqueles feitos para proteção da vida aquática, recreação de primeiro contato e consumo humano, para áreas de águas salobras e de estuários e para pesca. Isso ocorre porque tais índices apresentam fórmulas “engessadas” para seu cálculo, aplicando pesos específicos para cada variável. Dessa forma, torna-se impossível calcular o índice quando não se mede uma das variáveis (AGUILERA et al., 2001; SAID et al., 2004; SOLIMINI et al., 2000; FACINCANI et al., 2001; WU, 1999; VIRKUTYTE & SILLANPÄ, 2006; OLIVEIRA, 1994; DEBELS et al., 2005; PINEDA & SCHÄFER, 1987; LIOU et al., 2004; SHOJI, 1996; TOLEDO & NICOLELLA, 2002; TSEGAYE et al., 2006, OCAMPO-DUQUE et al., 2006).

O índice de qualidade da água desenvolvido pelo conselho canadense de ministros do Meio Ambiente é aplicado em vários países, como Canadá, Índia, Cuba, Colômbia, Argentina, México, Chile, Espanha, Iran, Nigéria, Turquia. No Brasil, o interesse pelo uso de índices cresceu a partir da década de setenta quando o Conselho Nacional de Meio Ambiente, em seu relatório anual de 1972, manifestou a necessidade da utilização destes para avaliação da qualidade do meio ambiente. Atualmente em vários estados do Brasil, como por exemplo, São Paulo, Santa Catarina, Rio de Janeiro, Minas Gerais, Bahia, Rio Grande do Norte, Goiás, Mato Grosso, a comunidade científica utilizaram IQA_{CCME} para aferição da qualidade.

2.9. Usos dos Índices

Suas aplicações são amplas, podem ser utilizados para melhorar, aumentar e disseminar informações sobre a qualidade de água. A Figura 03 mostra alguns destes usos.

Distribuição de recursos - alocação de fundos e determinação de prioridades.
Classificação de áreas - comparar o estado de recursos hídricos em diferentes áreas geográficas, locais.
Análise de tendência - verificação da degradação ou melhora de qualidade.
Informação pública - Os índices podem ter utilidades em ações de sensibilização e de educação ambiental.
Pesquisa científica - simplificar uma grande quantidade de dados de forma que se possa analisá-los facilmente fornecendo uma visão dos fenômenos ambientais.
Gestão de Recursos – fornecimento de informações para pessoas que tomam decisões sobre as prioridades de recursos.
Aplicação de legislação - determinar se a qualidade está atendendo às normas ambientais e de políticas existentes.

Figura 03. Usos dos índices.

Fonte: IDE et AL (2009); Carvalho et al. (2000) ; OTT (1978)

Espinosa e Hidalgo (2014) asseveram que o uso de índices para avaliar a qualidade da água facilita a comunicação e compreensão por especialistas e público em geral. Também afirmam que um dos mais utilizados é o proposto pelo conselho canadense de ministros do Meio Ambiente, conhecidos como IQA_{CCME}, isso se deve a sua flexibilidade na seleção de variáveis a considerar. Esses autores utilizaram o IQA_{CCME} para avaliar a qualidade de água superficiais e subterrâneas da província Naranjo Bacia Las Tunas, Cuba para fins de irrigação (ESPINOSAI e HIDALGO, 2014).

MAHESH KUMAR; MAHESH e SUSHMITHA (2014) usaram o índice de qualidade da água (IQA_{CCME}) para estudar o impacto sobre a proteção da vida aquática no lago chikkakere, em Periyapatna, distrito de Mysore, estado de Karnataka, Índia.

Khan et ai. (2004) afirmaram que a aplicação IQA criado pelo conselho canadense de ministros do Meio Ambiente é uma ferramenta prática para exibir os resultados de

forma holística. Segundo Carvalho et al. (2000), o IQA é ferramenta básica para o diagnóstico da qualidade ambiental de águas, controle e gerenciamento dos recursos hídricos.

Rosemond, Duro e Dube (2009) realizaram um estudo para avaliar a capacidade do IQACCME para diferenciar a qualidade da água das minas metálicas em todo o Canadá.

FINOTTI et al (2015) utilizaram o IQACCME como instrumento para fazer uma avaliação da qualidade de água dos recursos hídricos em área urbana no município de Caxias do Sul, Santa Catarina. O trabalho teve como objetivo apoiar o processo de monitoramento e avaliação da qualidade da água. Ferreira (2009) também usou QA_{CCME} como instrumento de apoio a carcinicultura marinha. O objetivo desse trabalho foi demonstrar a importância da aplicação de IQA em fazendas de camarões marinho e áreas adjacentes no município de Barra do Sul, litoral norte de Santa Catarina. Já Menezes, Silva Jr e Prado (2016) realizaram um exaustivo trabalho em bacias hidrográficas no Estado do Rio de Janeiro utilizando o IQA_{CCME} com o objetivo de avaliar a qualidade das águas subterrâneas de dezesseis municípios desse estado.

Marques et al (2007) avaliaram a qualidade das águas das Represa Rio Grande, Represa Biliings e Ribeirão Pires utilizando três índices de qualidade de água: Índice da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (IQA_{CETESB}), Índice Geral de Qualidade de Água distribuída desenvolvido pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (IQGA_{Sabesp}) e O índice desenvolvido pelo Conselho Canadense do Ministério do Meio Ambiente (IQA_{CCME}), visando avaliar e identificar, dentre os diversos índices de qualidade de água descritos na literatura existente, um índice ou indicador que pudesse atender tanto às necessidades de avaliação da qualidade das águas de mananciais, bem como às necessidades do controle da água destinada ao consumo humano. Os autores concluíram que o IQA_{CCME} apresentou coerência nos valores calculados quando comparado com índices de qualidade de água nacionais já “consagrados” como o IQA_{CETESB} e o IGQA_{Sabesp}.

Almeida (2007) também desenvolveu seu trabalho de mestrado sobre a qualidade da água do Rio de Cuiabá durante o período de 2001 a 2005 usando o IQA_{CCME} com o propósito de avaliar a eficiência do método para determinar a qualidade da água de um corpo hídrico por meio de análise comparativa entre IQAs calculados pelos métodos NSF e CCME. O resultado da análise comparativa mostra claramente que o método não específico IQA_{CCME} pode ser utilizado para uniformizar os cálculos de IQA nos programas

de monitoramento da qualidade da água no Brasil e para avaliar a qualidade da água para diferentes usos.

No Nordeste, alguns trabalhos foram realizados utilizando o IQA_{CCME} buscando atingir os mais variados objetivos, como o estudo de Jerônimo e Souza (2013) desenvolvido em Natal-RN, que teve como objetivo fornecer informações resumidas sobre a qualidade da água através de um índice, bem como relacionar as séries temporais em questão com a influência dos dados pluviométricos. Este mesmo índice, também, foi utilizado por Macedo Jr. et al (2013) para verificar a conformidade ao enquadramento do rio Japarutuba no estado de Sergipe, segundo a CONAMA n° 357/05. Almeida e Oliveira (2016) através do IQA classificaram, durante o ano de 2008, águas dos Rios Petecada e Lamarão, localizados no Estado da Bahia. O objetivo deste trabalho foi o de caracterizar a qualidade das águas, monitorados no ano de 2008 pelo Programa Monitora, usando o IQA_{CCME}.

No Estado de São Paulo, esse índice já foi utilizado por Amaro et al. (2008) na Bacia dos rios Capivari e Jundiá, e pela CETESB em águas costeiras.

O IQA_{CCME} foi utilizado pela Agência Nacional das Águas (ANA) para avaliar o cumprimento das metas de qualidade das águas dos rios brasileiros definidas pelas classes de uso em que estão enquadrados (ANA, 2012) com a seguinte denominação “Índice de conformidade ao Enquadramento (ICE)”.

O acompanhamento da efetivação do enquadramento implica no monitoramento das condições de qualidade da água do recurso hídrico para verificar se os parâmetros monitorados atendem aos critérios estabelecidos para a classe definida ou que será definida no processo de enquadramento. Como as variáveis a serem monitoradas são muitas, um índice que facilite este acompanhamento pode ser bastante útil. O enquadramento dos corpos d'água por ser um instrumento de planejamento que deve levar em conta os usos desejados para o corpo d'água, sua condição atual e a viabilidade técnica e os custos necessários para a despoluição (ANA, 2009).

Conforme essa Agência, o ICE (IQA_{CCME}) cumpre esse papel, pois sua utilização pode avaliar a distância entre a qualidade da água atual e a meta estabelecida pelo enquadramento de um corpo d'água.

2.10. Vantagens e desvantagens do IQA

Apesar de sua larga utilização e reconhecimento, o uso de IQA ainda é criticado por apresentar limitações de aplicações e confecções. Contudo, a Figura 04 mostra algumas das principais vantagens e limitações sobre os índices de qualidade.

VANTAGENS	DESVANTAGENS
Mostrar a variação espacial e temporal da qualidade da água.	Fornecer um resumo dos dados.
Método simples, conciso e válido para expressar a importância dos dados regularmente gerados no laboratório.	Não fornecem informações completas sobre a qualidade da água.
Úteis na avaliação de qualidade da água para fins gerais.	Não podem avaliar todos os riscos presentes na água.
Permitem aos usuários uma fácil interpretação dos dados.	Podem ser subjetivas e parciais em sua formulação.
Podem identificar tendências na qualidade da água e áreas problemáticas.	Não são universalmente aplicáveis por causa das diferentes condições ambientais que apresentam as bacias de uma região para outra.
Permitem priorizar as avaliações de qualidade da água mais detalhada.	Baseiam-se em generalizações conceituais que não são universalmente aplicáveis.
Melhoram a comunicação com o público e aumentam sua consciência sobre as condições de qualidade da água	Alguns cientistas e estatísticos tendem a rejeitar e criticar a sua metodologia, o que afeta a credibilidade do IQA como uma ferramenta para a gestão
Ajudam na definição de prioridades para efeitos de gestão.	

Figura 04. Vantagens e desvantagens do IQA.

Fonte: Torres et al. (2009)

2.11. Classificação dos Índices de Qualidade de Água

Ott (1978) classifica os índices de qualidade de água em três tipos basicamente:

- Índices elaborados a partir da opinião de especialistas;
- Índices baseados em métodos estatísticos;
- Índices biológicos (cujos dados necessários para sua formulação ainda não são rotineiramente obtidos em programas de monitoramento).

No entanto, na classificação de Ball and Church, (1980) os índices de qualidade de água são organizados em quatro (4) grupos que se subdividem em dez (10) categorias de acordo com seu uso, as quais são descritas a abaixo:

- **Grupo I:** aplica-se a pressões e inclui duas categorias:
 - indicadores na fonte: referem-se à qualidade da água gerada por tensão em fontes pontuais.
 - indicadores em um ponto diferente da fonte (não pontual): referem-se à qualidade da água gerada por fontes difusas.
- **Grupo II:** mede a capacidade de stresses, é composto por quatro categorias:
 - Medidas simples, como indicadores: incluem muitos atributos e os componentes individuais da água, os quais podem ser usados como indicadores de qualidade.
 - Indicadores baseados em critérios ou padrões: são os que correlacionam de qualidade da água com padrões que foram determinados como satisfatórios tendo em conta a preservação de qualidades da água tidas como desejáveis.
 - Multiparâmetro Índices: são determinados por opiniões coletivas ou por especialistas.
 - Multiparâmetros Índices empíricos foram criados pelo uso de Estatísticas medidas de propriedades de qualidade da água.
- **Grupo III:** inclui uma única categoria de indicadores para Lagos, desenvolvido especificamente, para esse tipo de sistemas.
- **Grupo IV:** as consequências: inclui 3 categorias:
 - Indicadores de vida aquática: são aqueles baseados nas diferentes relações de tolerância da biota aquática à vários poluentes e condições.
 - Indicadores de uso da Água: avaliar a compatibilidade da água com seus diversos usos, como abastecimento e agricultura.
 - indicadores de percepção: são determinados por opiniões do público e usos das águas.

2.12. Criação de um índice de qualidade de água

Muitos dos recentes índices de qualidade de água têm um aspecto comum em seu desenvolvimento, normalmente, seguem três etapas consecutivas exposta a seguir:

- 1- Seleção de Parâmetros (normalmente entre 2 e 73 variáveis).
- 2- Determinações de valores para cada parâmetro (subíndices).
- 3- Determinação do índice por agregação dos subíndices.

Desde o início, a base da maioria dos índices foi a metodologia Delphi, da National Sanitation Foundation que fica nos Estados Unidos na cidade Ann Arbor, Michigan (Ball y Church 1980), que se baseia em uma consulta feita a um grupo de pesquisadores (especialistas). Esses profissionais através de pesquisa de opinião indicam os parâmetros a ser considerado, o peso relativo dos mesmos e a condição em que se apresenta cada parâmetro, segundo uma escala de valores (OTT, 1978;. BROWN et al, 1970). Após a seleção de parâmetros, há uma uniformização dos dados, devido às diferentes escalas para águas poluídas e não poluídas, isso é feito através de funções matemáticas. Já a determinação de subíndices (pesos) é feita por estudos matemáticos, por meio de equações lineares e não lineares e método de normalização, além do método de pesquisa de opinião. De modo geral, o cálculo do IQA resulta em valores que variam de 0 (qualidade zero) a 100% (máxima qualidade). Contudo, Alberti e Parker (1991) ressaltam que este método implica em simplificação e o uso de julgamentos subjetivos. No entanto, o IQA_{NSF} tem sido o mais utilizado para classificação da água em localidades onde ainda não existem índices definidos e também serviu como base no desenvolvimento de vários outros índices de qualidade da água (SWAMEE, TYAGI e MASCE, 2007).

Outro índice vem ganhando atenção e apresentando rápido crescimento, nos últimos anos, em diversos trabalhos realizados pela comunidade técnica e científica em diversos países, é o IQA_{CCME} desenvolvido pelo Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente. Este índice é um método consistente, baseado na combinação de três fatores que representam: a abrangência (alcance) do impacto causado pela desconformidade, a frequência com que a desconformidade ocorre e a amplitude dessa desconformidade, isto é, o desvio em relação à qualidade da água. Ao contrário de outros índices que não são aceitos em todo o mundo (BORDALO, 2001; TYAGI et al., 2013), o IQA_{CCME} é flexível em relação ao tipo e quantidade de parâmetros a serem utilizados

(CCME IQA, 2003) em seu cálculo, por isso pode ser aplicado por quaisquer agências nos mais diversos países (CCME, 2001; KHAN; PATERSON e KHAN, 2003; LUMB, HALLIWELL e SHARMA, 2006; TYAGI et al., 2013; RAY, 2015) uma vez que a caracterização da qualidade da água leva em consideração os valores máximos e mínimos estabelecidos pela legislação. Outro fato interessante é sua versatilidade, pois permite mudar as variáveis analisadas de acordo com o interesse do estudo e/ou do tipo de água avaliada (LUMB et al., 2006; KHAN et al., 2005; KHAN et al., 2003), contudo para realização do cálculo, é recomendado que se utilize, no mínimo, quatro parâmetros e quatro campanhas de medição (RAY, 2015; KANKAL et al., 2012; KHAN et al., 2005).

2.13. Monitoramento da qualidade de água

No Brasil as primeiras coletas de dados hidrometeorológicos, segundo Braga, Porto e Tucci (2006), reportam ao início do século XX. Já em âmbito estadual esses autores afirmam que as agências estaduais de controle ambiental iniciaram suas atividades de monitoramento na década de setenta (1970), sendo São Paulo e Rio de Janeiro os Estados pioneiros nessa implantação.

A gestão de qualquer atividade ou recurso depende, essencialmente, de informações confiáveis, se tratando de recursos hídricos isso não pode ser diferente, visto que a informação é base que garante a qualidade da decisão. No entanto, quando se refere aos recursos hídricos os autores Braga, Porto e Tucci (2006), asseguram que a área de qualidade da água talvez seja uma das que menos dispõem de informações, pensamento que ganha reforço na publicação “Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil” realizada pela ANA (2005), onde esta Agência afirmou que as informações sobre a qualidade da água no país ainda são insuficiente ou inexistente em várias bacias.

Consensualmente a qualidade de um ambiente aquático é definida: em função da presença de substâncias inorgânicas ou orgânicas em diferentes concentrações e especiações e, segundo a composição e estrutura da biota aquática presente no corpo de água (MEYBECK & HELMER, 1996). Além disso, a quantidade e a qualidade dos elementos presentes na água sofrem influência do solo da região, do clima, da geologia, da geomorfologia, da vegetação circundante, dos ecossistemas aquáticos adjacentes, condições que prevalecem na bacia de drenagem. Por conseguinte, sofrem variações temporais e espaciais em decorrência de processos internos e externos ao corpo de água,

contudo podem ser determinadas através de medidas quantitativas e qualitativas, como determinações físicas, químicas, bioquímicas, biológicas, ou através de índices bióticos, aspectos visuais, inventário de espécies.

O monitoramento da qualidade da água tem por finalidade obter informações quantitativas e qualitativas das características dessa água através de amostragem, no intuito de fornecer subsídios ou dados para a elaboração e avaliação de ações efetivas para planos de recuperação e prevenção, dentre outros. Também é condição necessária para garantir a qualidade adequada aos múltiplos usos de um recurso hídrico seja atual e/ou futuro.

O monitoramento, por sua vez, é um sistema contínuo de observações, medições e avaliações, que consiste em um programa de repetidas observações, medidas e registro de parâmetros em um determinado período, com propósito definido. Consiste também em definir a localização dos pontos de coleta, escolha das variáveis, determinação da frequência, análise laboratorial, análise de dados e utilização dos dados obtidos para tomada de decisão (WARD, 1999).

Na busca de soluções para os conflitos entre os múltiplos usos da água (abastecimento doméstico, irrigação, navegação, abastecimento industrial, recreação, dentre outros) é mister a implantação de um programa de monitoramento da qualidade da água para subsidiar a avaliação das condições deste recurso, bem como, fornecer informações para orientar a tomada de decisões com relação ao gerenciamento da água. O monitoramento se constitui em um passo fundamental para o gerenciamento integrado da qualidade e quantidade de qualquer recurso hídrico.

Diante dos exposto, a existência de um monitoramento da qualidade da água é essencial, uma vez que, pode fornecer dados completos e precisos sobre a qualidade da água, se tornando um grande aliado para garantir a manutenção das condições adequadas da água para os múltiplos usos ao longo da bacia.

O gerenciamento de qualidade da água exige que sejam estabelecidas formas de acompanhamento da variação de indicadores da qualidade da água, permitindo avaliar as condições de poluição e alteração de um corpo hídrico. Este controle só será exequível se for definido um conjunto de parâmetros significativos que atendam a um objetivo estipulado (PORTO, 1991). Por exemplo, se o corpo hídrico estiver destinado à recreação de contato primário, o conjunto de parâmetros de qualidade de água deverá incluir todos aqueles que indiquem alterações na água, prejudiciais aos usuários.

2.14. Parâmetros de qualidades de água

Afirma a ANA (2009) que nesta fase a análise pode ser realizada a partir de dados secundários e/ou de campanhas de campo e que o principal objetivo, nessa etapa é verificar a que classes de qualidade (e respectivos usos) os corpos hídricos que serão enquadrados, se encontram no momento atual, ou seja, anterior ao enquadramento de fato. Essa análise permite evitar que se proponha, no momento do enquadramento, níveis de qualidade de água incompatíveis com a realidade da bacia.

A Resolução CONAMA nº 357/2005 elenca uma lista de parâmetros de qualidade da água que devem ser utilizados para classificar uma água. Entretanto, a Resolução CNRH nº 91/2008 estabelece que o conjunto de parâmetros de qualidade da água adotado no processo de enquadramento deve ser definido em função dos preponderantes mais restritivos. Portanto, à luz dessa Resolução, não é necessária a análise de todos os parâmetros listados na Resolução CONAMA no 357/2005, mas sim daqueles que têm relação direta com as fontes de poluição existentes na bacia e que podem afetar os usos pretendidos.

Isto posto, na caracterização da qualidade da água do Ribeirão São João, utilizou-se os seguintes parâmetros:

2.14.1. Temperatura da Água

A temperatura tem importância vital para toda a dinâmica de ecossistemas aquáticos. Suas medições representam a intensidade de calor neste meio e são fundamentais para a compreensão de processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem nesses ambientes.

Variações diurnas na temperatura da água são normais, fazem parte do regime climático e contribuem para a destruição vertical de nutrientes e gases dissolvidos, entretanto mudanças introduzidas no ciclo natural da estrutura térmica da água tem implicação direta no comportamento das reações químicas, na estratificação da massa de água, solubilidade dos gases, afeta processos significativos, como respiração, fotossíntese, decomposição, quantidade da flora e fauna, precipitação, coagulação, floculação e sedimentação de alguns compostos (WETZEL, 1981; VON SPERLING, 2005, BASSOI e GUAZELLI, 2005; DI BERNANDO e PAS, 2008; TUNDISI e TUNDISI, 2008).

2.14.2. Potencial Hidrogeniônico (pH)

O potencial hidrogeniônico (pH) caracteriza o grau de acidez ou alcalidade de um ambiente (AYERS,1999), é determinado pelo número de íons livre de hidrogênio (H^+) em uma substância (OROZCO, LOPEZ e DURAN, 2013). É um parâmetro importante em muitos estudos no campo ambiental, uma vez que o pH influencia muitos processos químicos e biológicos. Tem variação de ácido a básico, numa escala de 0 a 14, seu ponto neutro situa entre 6,5 e 7,5, condição que depende da temperatura. Também é utilizado como indicador da solubilidade de íons em águas (OROZCO, LOPEZ e DURAN, 2013).

Exerce grande influência sobre a fisiologia dos organismos nos ecossistemas aquáticos. Em determinadas condições, o pH pode contribuir para a precipitação de elementos químicos como metais pesados, permitir que elementos tóxicos, sejam mais móveis e se tornem disponíveis para serem usados pelos organismos e plantas aquáticas, particularmente para as espécies sensíveis (CETESB, 2012, YAN et al., 2007). Algumas espécies de peixe podem tolerar faixa de pH que variam de 4,0 a 10,0, contudo em pH extremos deformações nos peixes ocorrem frequentemente (YAN et al., 2007).

O conhecimento do pH de uma água também permite avaliar o poder de corrosão e verificar se a água em relação a este parâmetro se enquadra dentro das legislações pertinentes (MACÊDO, 2005). Nas estações de tratamentos de esgotos, o pH também influencia decisivamente no processo, principalmente nos biológicos, bem como nas estações de tratamento de águas a eficiência de diversas etapas como: coagulação, floculação e desinfecção mantém estreita dependência de determinadas faixas de pH.

O pH de um corpo aquático sofre influência direta da quantidade de matéria a ser decomposta e de outros fatores como: águas da chuva, os esgotos, água do lençol freático, do solo, visto que quanto mais ácido for o solo drenado, mais ácidas serão as águas de um ecossistema aquático situado nesta área (CARVALHO, 2010). Entretanto, em águas naturais as variações neste parâmetro, segundo Branco (1986), são ocasionadas geralmente pelo consumo e/ou produção de dióxido de carbono (CO_2), realizados pelos organismos fotossintetizadores e pelos fenômenos de respiração / fermentação de todos os organismos presentes na massa de água, produzindo ácidos orgânicos fracos.

O pH de um ecossistema aquático também pode variar substancialmente, dentro de uma bacia hidrográfica, em função do tipo de solo. Em áreas com solos ácidos,

normalmente as águas dos corpos hídricos tendem a ser ácidas, como por exemplo, em região de Cerrado, onde o solo tem elevadas concentrações de alumínio, quando drenado, arrasta uma quantidade considerável de ácidos para os corpos d'água, reduzindo o pH (CAMARGO, 1996). De forma geral, lembra Maier (1987) que o pH de rios brasileiros tem tendência a variar de neutro a ácido.

2.13.3. Oxigênio Dissolvido (OD)

A medição de oxigênio dissolvido é uma das mais usadas em estudos de ambientes aquáticos. Uma vez que este parâmetro é essencial para o metabolismo de todos os organismos que apresentam respiração do tipo aeróbio, bem como para compreender a distribuição, comportamento e crescimento dos organismos aquáticos, incluindo peixes e muitos invertebrados (WETZEL, 1981; WEINER E MATTHEWS, 2003). O oxigênio dissolvido fornece valiosas informações sobre reações biológicas e bioquímicas que acontecem nas águas, por isso é importantíssimo para se conhecer o grau de pureza de águas superficiais, sua distribuição tem grande influência sobre a solubilidade de muitos nutrientes (WETZEL, 2000). Tradicionalmente é um dos mais importantes métodos de avaliação química (investigação e caracterização da dinâmica) de ecossistemas.

As principais fontes de oxigênio para as águas naturais são a atmosfera e fotossíntese, vale destacar que sua concentração também depende de temperatura, pressão atmosférica, pressão parcial da água e de vários íons (HUTCHINSON, 1957; WETZEL, 2000). Por outro lado, as perdas são devidas ao consumo de decomposição de matéria orgânica, respiração de organismos, agrotóxicos e oxidação de íons metálicos (ESTEVES, 1988).

2.13.4. Série Nitrogenada

O nitrogênio é um dos elementos mais abundante, chegando aproximadamente a 79% da massa atmosférica (COSTA, 1991). É um nutriente fundamental e se encontra nas células de todos os seres vivos, também é o maior componente das proteínas e constituintes dos ácidos nucleicos (ESTEVES, 1988; OROZCO, LOPEZ e DURAN, 2013). Seu ciclo é um processo bioquímico no qual se produz as formas orgânicas e inorgânicas por fixação, assimilação e desnitrificação (OROZCO, LOPEZ e DURAN, 2013). Todos os

componentes no ciclo do nitrogênio são de grande importância para o manejo de qualidade da água. E as principais origens deste nutriente podem ser: a precipitação, material orgânico e inorgânico, a fixação procariótica, aporte devido à drenagem superficial e subterrânea, esgotos domésticos e industriais (WETZEL, 1981; MOSS, 1995). Em sistema aquático, o nitrogênio alterna-se sob várias formas, como: Nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), amônia (NH_3), íon amônia (NH_4^+) (WETZEL, 1981; MACEDO, 2005).

A presença de nitrogênio amoniacal na água significa matéria orgânica em decomposição, em grande quantidade pode causar sufocamento de peixes, já o nitrato em concentrações superiores a 5 mg/L demonstram condições sanitárias inadequadas, pois suas fontes principais são dejetos humanos e animais. Águas naturais não poluídas geralmente contêm apenas quantidades mínimas de nitrato. Em águas de superfície, os nitratos são a forma mais comum de nitrogênio encontrado, é um nutriente absorvido pelas plantas e assimilados por proteína celular. Estimula o crescimento da planta, especialmente de algas, pode causar problemas de qualidade da água associados com eutrofização. Altas concentrações de nitrato na água potável podem apresentar um risco para as crianças. Nitratos por si só não são tóxicos. No entanto, quando convertida a nitrito pode reagir com a hemoglobina no sangue, e ser absorvido pelo o sangue, onde se combina irreversivelmente com hemoglobina, em casos graves, uma condição conhecida como metemoglobinemia infantil pode ser fatal para os jovens bebês.

Já o nitrito em águas superficiais, normalmente se apresenta em pequenas concentrações, devido a sua instabilidade na presença de oxigênio, mas a presença do íon nitrito indica processo biológico ativo influenciado por poluição orgânica (BASSOI E GUAZELLI, 2004, MACEDO, 2007). De modo geral o nitrogênio em excesso contribui para o desenvolvimento de algas em mananciais e deve ser eliminado para evitar a proliferação excessiva das mesmas. Teores elevados de nitrato e nitrito podem provocar a perda da capacidade de oxigenação do sangue e conseqüentemente a descoloração de pele, levando ao surgimento da doença chamada methemoglobinomia (ou cianose), principalmente em crianças (MOTA, 2010, MACEDO, 2007). A exposição prolongada a níveis baixo de nitratos e / ou nitritos pode causar diurese, aumentando quantidade de urina. Segundo Orozco, Lopez e Duran (2013), há menções na literatura sobre o potencial para o desenvolvimento de câncer em humanos relacionados a presenças de nitratos e/ou nitritos, entretanto sua associação não está clara até o momento (MITCHELL et al., 2000).

Os nitritos e nitratos são altamente solúveis em água e têm grande mobilização no ambiente em geral, devido a estas propriedades esses compostos possuem elevado potencial para poluir águas superficiais e também podem chegar às águas subterrâneas por filtração (DUNN et al., 2005). De forma geral, os compostos nitrogenados atingem a água através da precipitação, do escoamento superficial e de efluentes de indústrias de alimentos, águas residuais domésticas e agrícolas.

2.13.5. Fósforo Total

O fósforo total inclui orgânicos e inorgânicos, e se apresenta nas águas sob as formas de fosfatos orgânicos, ortofosfatos e polifosfatos (PO_4^{-3} , H PO_4^{-2} , $\text{H}_2 \text{PO}_4^-$, $\text{H}_3 \text{PO}_4$) (ESTEVES, 1998; VON SPERLING, 2005; ESTEVES, 1988; WETZEL, 1991; CETESB, 2012, MACEDO, 2007).

Tem importância fundamental no metabolismo dos seres vivos, como armazenamento de energia e estruturação de membrana celular. Assim como o nitrogênio, o fósforo constitui-se em um dos elementos essenciais para o funcionamento e crescimento de plantas aquáticas e bactérias estabilizadoras de matéria orgânica, é também chamado de macro-nutrientes, por ser exigido também em grande quantidade pelas células, no entanto em grandes concentrações pode contribuir para o processo de eutrofização (VON SPERLING, 2005; CETESB, 2012, TUNDISI e TUNDISI, 2008; MACEDO, 2007).

Seus aportes em águas naturais são devido, principalmente, às atividades humanas como: descargas de esgotos sanitários, efluentes industriais, fontes agrícolas dispersas e drenagem urbana (MITCHELL et al, 1991; CETESB, 2012; POMPÊO e MOSCCHINE-CARLOS, 2003).

2.13.6. Turbidez

A turbidez de uma água representa o grau de dispersão e absorção de um feixe de luz incidente nesta, como o próprio nome indica, está relacionada à aparência turva da água, decorre da presença de material coloidal ou em suspensão. É um indicador geral da qualidade da água, embora não ofereça informações sobre um contaminante específico. De modo geral, pode se dizer que a turbidez é a inferência da concentração das partículas suspensas na água, como por exemplo, plâncton, algas, bactérias, areia, argilas, silte e/ou

por fontes de poluição que lançam material fino nos corpos hídricos. A turbidez é medida pelo espalhamento da luz (normalmente, luz azul) causado por esses materiais (VON SPERLING, 2005; MACEDO, 2007; RICHETER, 2009, TUNDISI e TUNDIS, 2008; DI BERNADO e PAZ, 2008; CETESB, 2012).

Valores altos de turbidez reduzem a penetração de raios solares na água prejudicando a fotossíntese onde ela ainda pode ocorrer (zona eufótica), interferem negativamente na dinâmica de ecossistemas aquáticos levando a quadros como, por exemplo, redução das concentrações de oxigênio da água e podendo até levar a supressão de peixes e nas estações de tratamento de águas sua alteração nas dosagens de coagulantes e auxiliares. Em águas superficiais varia, normalmente entre 1 e 1000uT (DI BERNARDE & PAZ, 2008).

2.13.7. Coliformes Termotolerantes (CF)

O termo coliforme termotolerantes tem sido utilizado para denotar microrganismos que crescem a 44 ou 44,5°C fermentando a lactose em 24 horas. Além de presentes em fezes humanas e de animais podem, também, ser encontradas em solos, plantas ou quaisquer efluentes contendo matéria orgânica.

É o indicador de qualidade bacteriológica de água muito utilizado para o estabelecimento de padrões de uso. (APHA, 2005).

2.13.8. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) é um teste empírico que é utilizado para estimar as necessidades de oxigênio que microorganismos utilizam para a oxidação bioquímica da matéria orgânica. Foi concebido no Reino Unido Royal como uma forma de avaliar a taxa de oxidação bioquímica que ocorreria numa corpo de água natural que recebeu alta carga de efluente poluentes. Em resumo, a DBO representa a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica presente na água através da decomposição microbiana aeróbia. A DBO_{5, 20} é a quantidade de oxigênio consumido durante 5 dias em uma temperatura de 20°C (ANA, 2016).

Valores altos deste parâmetro num corpo d'água são provocados geralmente pelo lançamento de cargas orgânicas, principalmente esgotos domésticos. A ocorrência de altos

valores deste parâmetro causa uma diminuição dos valores de oxigênio dissolvido na água, o que pode provocar mortandades de peixes e eliminação de outros organismos aquáticos.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Caracterização da área de estudo

O monitoramento da qualidade da água foi realizado no Ribeirão São João, recurso hídrico que serve de fonte de abastecimento para a população de Porto Nacional. A Bacia Hidrográfica do Ribeirão São João situa-se na margem direita do reservatório da Usina Hidrelétrica Luis Eduardo Magalhães, Rio Tocantins, no município Porto Nacional, região central do Estado do Tocantins, zona metropolitana de Palmas. Segundo Silva (2010), a Bacia Hidrográfica está localizada no polígono compreendido pelas seguintes coordenadas 10°46'43" e 10°41'20" de latitude sul e 48°14'16" e 48°24'51" de longitude oeste, possui uma área de 82 km² (Figura 1). Porto Nacional ocupa área de 4.464,11 Km², o que corresponde a 1,61% da área total do Estado do Tocantins, tem uma população estimada de 49.146 habitantes (IBGE, 2016), distando aproximadamente 62 km de Palmas, capital do Estado.

O Ribeirão São João possui sua nascente numa altitude aproximada de 601m (SILVA, 2010) suas águas percorrem o sentido Leste-Oeste, atravessando várias propriedades rurais e alguns bairros representativos, tais como: Jardim Querido, Jardim Umuarama, Santa Helena e Vila Nova até desaguar no reservatório, numa altitude de 212m acima do nível do mar.

O clima da região é classificado como sendo do tipo C2wA'a' (Método de Thornthwaite) clima úmido subúmido com pequena deficiência hídrica, evapotranspiração potencial média anual de 1.500 mm, distribuindo-se no verão em torno de 420 mm, ao longo de três meses consecutivos com temperaturas mais elevadas (TOCANTINS, 2015). A concentração das precipitações ocorre durante a estação chuvosa, no período compreendido de novembro a abril, correspondendo, aproximadamente, 80% da pluviosidade. A vegetação natural dominante na área da bacia corresponde ao cerrado. Já em relação aos aspectos pedológicos, predomina na região o Latossolos com menores porções de solos Litólicos e Hidromórficos.

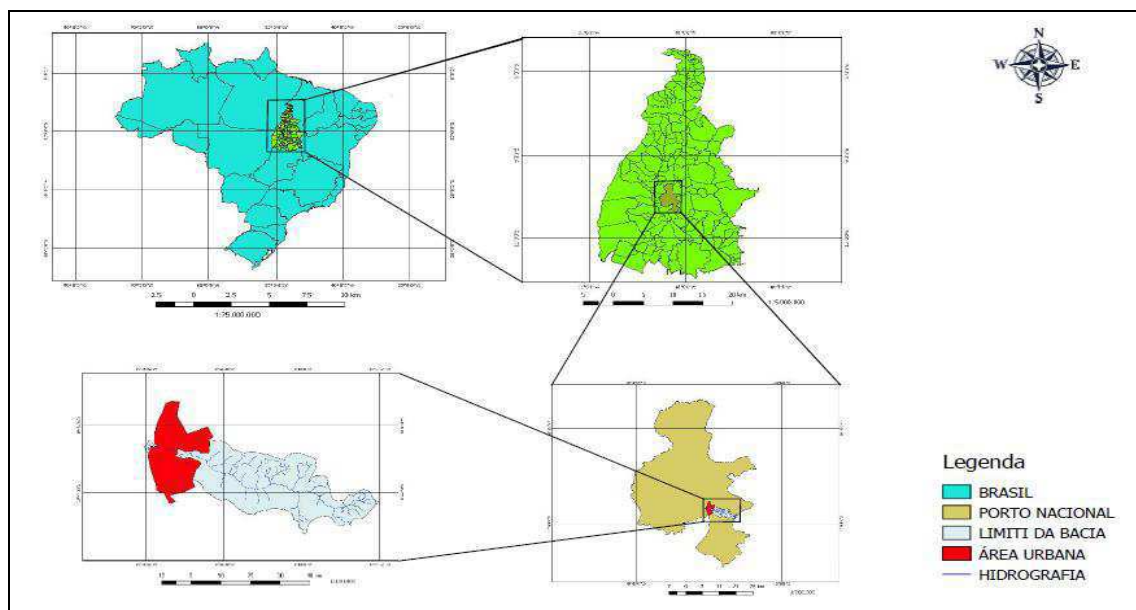


Figura 05. Bacia Hidrográfica do Ribeirão São João

3.2. Análise de água

As amostras foram coletadas mensalmente, a partir do mês de dezembro de 2015 até maio de 2016. A metodologia adotada foi dividida e exposta em duas partes na seguinte ordem: primeiro, a metodologia de campo e depois a metodologia de laboratório.

3.2.1. Metodologia de Campo

As coletas de campo foram feitas com coletor de rio, e as medidas *in situ* realizadas com aparelhos portáteis específicos para cada parâmetro.

A temperatura da água e o oxigênio dissolvido foram determinados *in locu* com oxímetro modelo SL 520 da Solar, já o parâmetro condutividade foi analisado com o condutímetro HQ14d Hach e o pH com potenciômetro modelo Star A211 da Orion, segundo os protocolos de uso destes aparelhos.

3.2.2. Metodologia de Laboratório

As amostras foram coletadas em um frasco de 1000 ml e em seguida acondicionadas em caixas térmicas contendo gelo e depois levadas para serem analisadas segundo os métodos descritos

- Coliformes Totais (CT) foi analisado segundo a técnica colillert.
- Nitrogênio Total: foi analisado pelo método diferenciação (APHA, 2005).
- Nitrato: foi analisado por espectrometria (APHA, 2005).
- Nitrito: foi analisado por espectrometria (APHA, 2005).
- Fósforo Total: foi analisado por espectrometria (APHA, 2005).
- Turbidez: determinada pelo método nefelométrico (APHA, 2005).
- Demanda Bioquímica de Oxigênio (BDO): foi determinada por diferenciação (APHA, 2005).

3.3. Cálculo do IQA_{CCME}

Para o acompanhamento da qualidade de água em relação às metas de enquadramento foi utilizado o IQA_{CCME} desenvolvido pelo Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME, 2001). Este índice é uma metodologia matemática estatística, baseada na frequência das falhas relativas às condições de qualidade da água. Para o cálculo desse índice de qualidade da água foram utilizados os limites preconizados pela Resolução Conama nº 357/2005.

A fórmula do IQA_{CCME} congrega três fatores, denominado como: Alcance (F₁); Frequência (F₂) e Amplitude (F₃).

Onde:

Fator 1 - Representa a abrangência das desconformidades, isto é, a percentagem de parâmetros de qualidade de água que apresentaram desconformidade com o padrão do enquadramento ou têm valores fora dos limites estabelecidos para o uso que está sendo avaliado para um total de variáveis consideradas; dado pela seguinte equação:

$$F_1 = \left(\frac{\text{Números de variáveis fora do padrão}}{\text{Número total de variáveis}} \right) \times 100 \quad (1)$$

Fator 2 - Representa a porcentagem de vezes em que a variável esteve em desconformidade com o padrão do enquadramento, é a razão de valores fora níveis desejáveis para dados variáveis totais estudado, dado pela seguinte equação:

$$F_2 = \left(\frac{\text{Número de análises fora do padrão}}{\text{Número total de análises}} \right) \times 100 \quad (2)$$

Fator 3 - Representa a extensão da não conformidade legal, isto é, diferença entre o valor observado e o valor desejado, no caso, limite do enquadramento, sendo calculado em três etapas:

I) O número de vezes no qual a concentração individual é maior que o limite máximo da classe; o número de vezes que uma concentração individual é maior que VMP, este será denominado "excluído" e expresso como segue:

$$\text{Variação}_i = \left(\frac{\text{Valor análise fora do padrão } i}{\text{Valor de referência } j} \right) - 1 \quad (3_a)$$

Para os casos em que o valor da análise não deve ser menor que VMP, O número de vezes no qual a concentração individual menor que, quando o objetivo é um mínimo;

$$\text{Variação}_i = \left(\frac{\text{Valor de referência } j}{\text{Valor análise fora do padrão } i} \right) - 1 \quad (3_b)$$

II) O número total de medições individuais que está em desacordo com a meta é calculado somando as variações individuais em relação aos limites legais e dividindo pelo número total de medições;

$$nse = \frac{\sum_{i=1}^n \text{variação}_i}{\text{Número total de análises}} \quad (4)$$

III) O valor de F3 é calculado pela soma normalizada das variações (snv) em relação aos limites legais, sendo que estas são reduzidas a uma variável entre 0 e 100:

$$F_3 = \left(\frac{nse}{0,01 nse + 0,01} \right) \quad (5)$$

A fórmula de cálculo do ICE é dada pela Equação:

$$IQA_{CCME} = 100 - \frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1,732} \quad (6)$$

O fator de 1,732 normaliza os valores resultantes para a faixa entre 0 e 100. Quanto mais próximo de zero, mais as metas de qualidade do enquadramento estão sendo desrespeitadas, seja pela abrangência, pela frequência ou pela amplitude das violações. São estabelecidas faixas de valores para este índice, as quais caracterizem o cumprimento das metas de qualidade das águas definidas pelo enquadramento, conforme o Quadro 1.

Aplicação da fórmula produz um número entre 0 (pior qualidade de água) e 100 (melhor qualidade de água) (CCME, 2001b). Essa faixa 0 – 100 está dividida em cinco categorias descritivas pela tabela abaixo. Assim quanto mais próximo de 100 o ICE, melhor é a qualidade da água analisada.

Tabela 01. Classificação da qualidade da água

Valor	Classe	Significado
95 - 100	ÓTIMA	A qualidade da água está protegida com virtual ausência de impactos. A qualidade da água está muito próxima da condição natural. Estes valores de ICE somente podem ser obtidos se todas as medidas estiverem durante todo o tempo dentro dos padrões estabelecidos pelo enquadramento.
80 - 94	BOA	A qualidade de água está protegida, apresentando somente um pequeno grau de impacto. A qualidade da água raramente se desvia dos padrões estabelecidos pelo enquadramento.
65 - 79	REGULAR	A qualidade de água está protegida, mas ocasionalmente ocorrem impactos. A qualidade da água algumas vezes se desvia dos padrões estabelecidos pelo enquadramento.
45 - 64	RUIM	A qualidade de água está frequentemente afetada. Com frequência os parâmetros de qualidade da água não atendem os padrões estabelecidos pelo enquadramento.
0 - 44	PÉSSIMA	A qualidade de água quase sempre está alterada. Os parâmetros de qualidade frequentemente não atendem os padrões estabelecidos pelo enquadramento.

Fonte: Adaptado do CCME (2001).

Para o cálculo do ICE, considerou-se o enquadramento atual dos Ribeirão São João na classe 2, cujas legislações em vigor determinam. Nesse cálculo, somente foram utilizados parâmetros que possuem limites preconizados pela Resolução Conama nº 357/2005.

3.4. Definição dos Pontos de Coleta

A localização e a caracterização dos pontos foram realizadas com sistema de geoprocessamento (GPS), visitas de campo e informações dos moradores. Assim foram definidos os seguintes pontos de coleta:

Para a definição dos pontos de coleta de água, foram realizados estudos bibliográficos relacionados à área e visitas de campo com o intuito de obter informações que auxiliassem na definição dos pontos de coleta e apontassem as possíveis causas da contaminação da água.

Durante a visita de campo foi determinada a localização dos pontos que é apresentada a seguir.

Ponto Um (PI)

Com coordenadas geográficas S 10° 46' 08,0" e W 48° 15' 57,0" localiza-se na Fazenda Pilão. Este ponto foi escolhido por ficar próximo à nascente (Figura 06).



Figura 06. Ponto Um (PI) – Fazenda Pilão

Ponto Dois (PII)

Com coordenadas S 10°43'04,52" e W 48°22'19,7", foi escolhido por se localizar na Represa da Saneatins –Odebrecht Ambiental; utilizado para captação de água que serve para abastecimento do município de Porto Nacional (Figura 15).



Figura 07. Ponto Dois (PII) - Represa da Saneatins –Odebrecht Ambiental.

Ponto Três (PIII)

Este ponto foi escolhido porque se encontra em área urbana, próximo a sua confluência com o rio Tocantins, possui coordenadas S 10° 42' 09,02" e W 48° 23' 46,46" (Figura 08).



Figura 08. Ponto Três (PIII) Prainha.

3.5. Correlação com Legislação Ambiental e Literatura Técnica

A qualidade da água é definida em função de valores máximos e mínimos permitidos para variáveis físicas, químicas e biológicas, estabelecida pelas Resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA, considerando que o controle da poluição está diretamente relacionado com a proteção da saúde, equilíbrio ecológico do meio ambiente, qualidade de vida, levando-se em conta os usos prioritários. Neste trabalho, os valores obtidos para os parâmetros estudados estão correlacionados com os padrões estabelecidos pelas Resoluções n°. 274/2000 e 357/2005 do CONAMA e complementações citadas na literatura específica. Essa relação permite uma visão geral da qualidade da água e do estado ambiental do Ribeirão em estudo.

3.6. Usos Múltiplos de Água

A metodologia da pesquisa consistiu na coleta e na análise de dados, incluindo: trabalhos de campo, registros fotográficos, artigos publicados em periódicos e trabalhos acadêmicos disponíveis em meio eletrônico, buscando-se identificar os usos múltiplos desse recurso hídrico.

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1. Oxigênio Dissolvido (OD)

A presença de oxigênio na água é um sinal positivo, visto que indica que não existe contaminação, um dos principais fatores que contribui para a mudança nos níveis de oxigênio é a acumulação de matéria orgânica de degradação de plantas aquáticas e entradas de águas residuais (MITCHELL, 1991). As concentrações de oxigênio dissolvido em água dependem da temperatura, aumentando substancialmente em água fria, da salinidade, da turbulência e da pressão atmosférica, para águas naturais os valores típicos variam entre 15 mg/L a 0 °C e 8 mg/L a 25 °C ao nível do mar (MC NEELY et al., 1979; HEM, 1989).

As concentrações de oxigênio dissolvido na água são apresentadas na Figura 09 que apresenta valor máximo de 5,21 mg.L-1 no Ponto Dois (PII) no mês de dezembro/2015 e o mínimo 4,42 mg.L-1 no Ponto Dois (PII) no mês de dezembro.

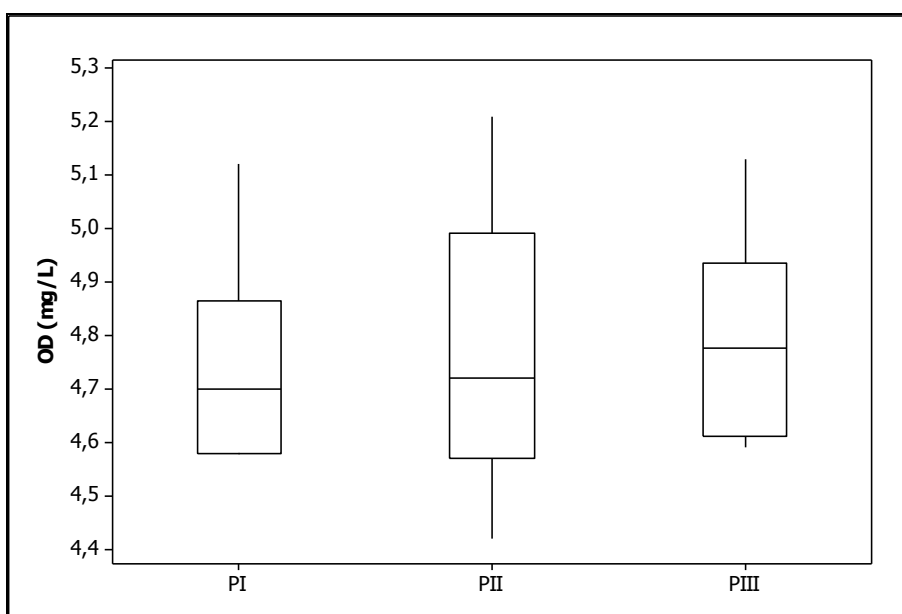


Figura 09. Boxplot do Oxigênio dissolvido nos três pontos de coleta.

Neste mesmo ribeirão, Balduino (2012) relatou que obteve valores médios de 4,52 mg.L⁻¹, Dourado (2008) desenvolvendo estudos com o objetivo realizar análise ambiental da bacia hidrográfica Ribeirão São João, no município de Palmas, encontrou valores que

oscilaram de $8,7 \text{ mg.L}^{-1}$ para o mês de abril de 2006 e $3,1 \text{ mg.L}^{-1}$ para fevereiro desse mesmo ano; no período de 2014 a 2015 em monitoramento realizado por Carvalho et al (2008) neste Ribeirão foi registrado valores que variaram entre $4,8$ e $5,3 \text{ mg.L}^{-1}$ semelhante aos registrados nesta pesquisa. Concentrações de oxigênio dissolvido, abaixo de 5 mg/L , indicaram condições próximas à anaerobiose de corpo hídrico, que normalmente, pode está associado ao metabolismo microbiano durante a degradação da matéria orgânica (YSA & JIMOH, 2015; HOSSAIN et al., 2013). As concentrações obtidas neste trabalho, demonstram que em $83,3 \%$ das análises, os teores de OD ficaram abaixo de 5 mg/L , limite mínimo que é estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005 para água doce de Classe 2. Já Carvalho et al (2016) nos anos de 2014 a 2015 estudando este mesmo corpo hídrico registram que somente $61,1\%$ dos dados obtidos naquele período ficaram a abaixo desse valor, indicando que a poluição aumentou significativamente neste corpo hídrico, pois teve um incremento de $22,2\%$ em curto espaço de tempo, em relação a este parâmetro.

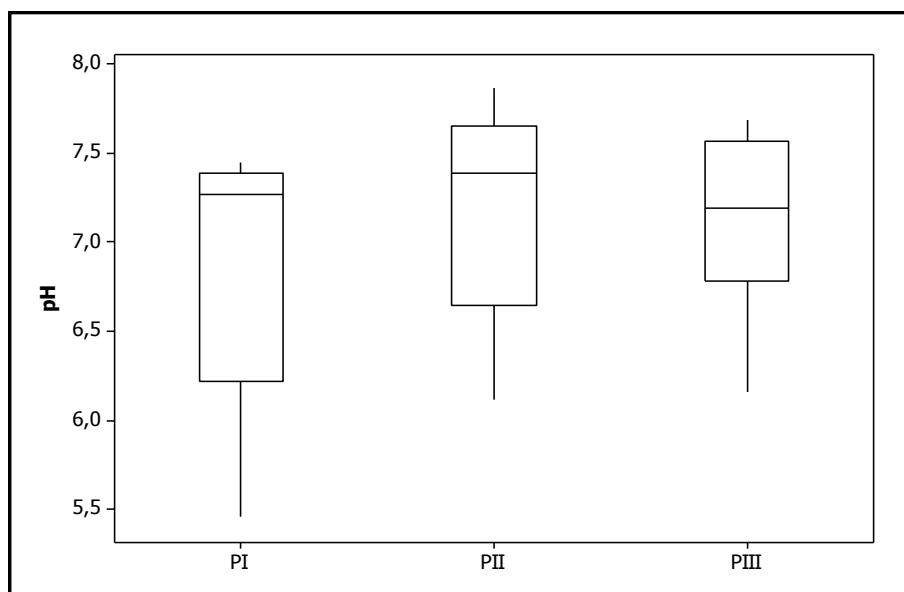
Concentrações de oxigênio dissolvido, abaixo de 5 mg/L , situação registrada para todo o período deste trabalho, mostraram condições próximas a anaerobiose de corpo hídrico, que normalmente, pode está associado ao metabolismo microbiano durante a degradação da matéria orgânica (YSA & JIMOH, 2015; HOSSAIN et al., 2013)

4.2. Potencial Hidrogeniônico (pH)

O pH é o termo usado para medir a intensidade de acidez ou alcalinidade de uma solução. Em águas naturais seus valores podem oscilar entre 4 (água da chuva) e 9 dependendo do substrato com o qual a água entra em contato (TUNDISI, 2008; MC NEELY et al, 1984). Na Figura 10, observamos que o pH apresentou valores que variaram de $7,87$ a $5,46$ ocorrendo, respectivamente, o mínimo em fevereiro de 2016, no Ponto Um (PI) e o máximo em janeiro do mesmo ano, no Ponto Dois (PII). Os valores revelam claro

predomínio de valores básicos neste período de estudo. Dourado (2012) registrou pH de 7,7 na bacia hidrográfica Ribeirão São João, no município de Palmas; Balduino (2012) registrou valores médios de 6,56 no Ribeirão São João em Porto Nacional; 7,38 foi registrado por Dourado et al em 2006 nos Córregos da Prata e Retiro; Dourado et al (2012) em estudo realizado em três Córregos, situados no pólo de Fruticultura Irrigada São João, município de Porto Nacional – TO, encontrou resultados que oscilaram entre 4,9 e 7,38; Lima (2010) obteve valores entre 0,50 e 8,26 para o Ribeirão Lajeado e 0,38 e 10,22 para Corrego Ponto da Passagem; Almeida (2016) obteve valores alcalinos no Córrego Pernada, localizado no município de Paraíso do Tocantins – TO; Condo (2016) registrou, no Ribeirão Taquarussu grandes valores que variam entre 5,98 e 7,87; Carvalho et al (2016) pesquisando o Ribeirão São João em Porto Nacional também obteve valores entre 6,3 e 7,9. Conforme pode ser visto os valores registrados neste trabalho estão dentro da faixa comumente encontrada nesta região, e o aumento do valor de pH pode ser devido às baixas atividades fotossintéticas que reduz a assimilação de dióxido de carbono e bicarbonatos (DRICHE et al., 2015, RUBIO-ARIAS, 2015). Vale destacar que os valores se encontram dentro da faixa permitida para água doce classe dois.

Durante todo o período de estudo, este parâmetro sempre esteve dentro dos limites estabelecidos para água doce classe Dois, determinado pela resolução 357/05 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA).



4.3. Nitrogênio Total

O nitrogênio também é um indicador de contaminação orgânica (SEOÁNEZ, 1999), águas naturais raramente contém mais de 0,1 mg/L, valores maiores são indicadores de contaminação por atividades humanas. Este tipo de contaminação indica a presença de sais de amônia ou de decomposição de proteínas na água.

O nitrogênio total apresentou-se em elevadas concentrações ao longo do período de estudado. A Figura 11 evidencia as variações da concentração de nitrogênio total ocorridas nos três pontos de coleta. Nota-se que o menor valor foi de 4,10 mg. L⁻¹, no Ponto Um (PI) no mês de dezembro de 2015 e mais elevado foi de 7,38 mg. L⁻¹ no mês de março deste mesmo ano, no ponto Dois (PII). Observa-se um incremento nos meses de dezembro, janeiro e fevereiro coincidindo como os maiores valores de precipitação, evidenciando que, possivelmente, as chuvas tenham influenciado neste comportamento.

Carvalho et al (2016) apresentam o valor mínimo de 4,06 mg.L⁻¹ e máximo de 8,64 mg.L⁻¹ para este Ribeirão; Balduino (2012) registrou para este mesmo Ribeirão valores que oscilaram entre 4,06 mg.L⁻¹ e 9,05 mg.L⁻¹ com média de 6,55 mg.L⁻¹. Outros autores estudando corpos hídricos na região central do estado do Tocantins, também obtiveram resultados semelhantes aos desta pesquisa, como Carvalho (1997) no Ribeirão Lajeado, obteve valores que variaram entre 0,18 mg. L⁻¹ e 3,072 mg. L⁻¹; Lima (2010) registrou valores que ficaram ente 1,90 mg. L⁻¹ e 6,44 mg. L⁻¹ também para o Ribeirão Lajeado. 7,38 foi registrado por Lima em 2010 nos Córregos Mutum. Esses autores apontaram também, como causa principal destas elevações, a degradação da vegetação, os esgotos, fertilizantes e drenagem da bacia hidrográfica, quadro este que pode ser evocado para justificar as altas concentrações encontradas nesta pesquisa.

Destaca-se que ao ser comparadas as concentrações obtidas para o Ribeirão São João com os valores de águas naturais, observamos que estas são superiores a 0,1 mg/L, desta maneira indicando a presença de poluição nitrogenada.

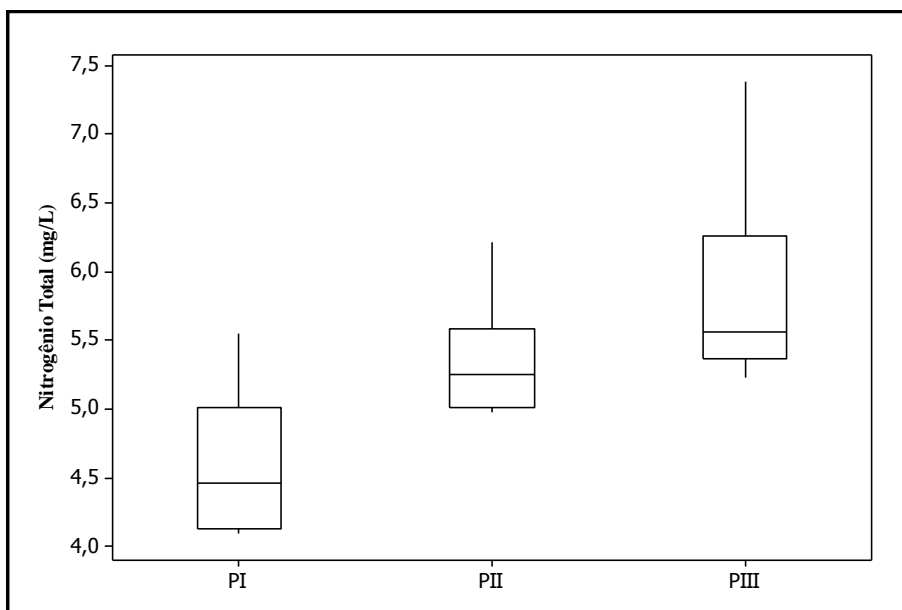


Figura 11. Boxplot do nitrogênio total nos três pontos de coleta.

O nitrogênio é um nutriente limitante, normalmente exigido em maior quantidade pelas culturas devido a sua condição de constituinte das proteínas. Sua deficiência afeta todos os processos vitais da planta, a capacidade fotossintética diminui, o crescimento é retardado e a reprodução é prejudicada. A função básica do nitrogênio é estimular o crescimento vegetativo da grande maioria das culturas em solos agrícolas, aumentar o tamanho dos grãos de cereais; em hortaliças, como alface e rabanete, é responsável pela suculência, qualidade desejável nessas culturas. Assim, para o aumento da produção são utilizadas quantidades elevadas de fertilizantes em função do desempenho que tem no rendimento das culturas, todavia devido ao seu elevado dinamismo grandes concentrações de nitrogênio (orgânico ou inorgânico) são liberadas para o ambiente. O uso de nitrogênio, além da capacidade de fixação pelas plantas, pode ser considerado como a principal fonte de nitrato para a água (KIRCHMANN, 1994), principalmente nos locais onde a aplicação de fertilizantes nitrogenados ou de esterco ocorre antes de pico de chuva. A concentração de nitrogênio carregado pela enxurrada está associada a diversos fatores como as características e propriedades do solo, declividade e práticas agrícolas como: tipo de cultivo, época de aplicação e forma de incorporação ao solo (OWENS, 1994).

Entretanto os resultados obtidos para todos os pontos sempre estiveram maiores do que o nível recomendado pela resolução CONAMA nº357/05 para água classe II. Sendo que as possíveis fontes de nitrogênio para este Ribeirão são escoamento superficial, descarga de

esgoto doméstico, fertilizantes, decomposição da matéria orgânica e resíduos agrícolas e excrementos de animais (CARVALHO et al., 2016; CARVALHO et al., 2009; VON SPERLING, 2005). Ao longo da Bacia do Ribeirão, vários problemas ambientais que geralmente têm uma relação direta com as concentrações de nitrogênio foram registrados, como moradias irregulares, presença de animais domésticos, lixo descartados em locais inadequados, inundações de bairros, inexistência de rede de esgoto doméstico, problemas comuns e recorrentes nesta área. Assim cuidado especial deve ser dispensado a este parâmetro, uma vez que o nitrogênio em excesso contribui para o desenvolvimento de algas, sendo prejudicial quando ocorre em concentrações elevadas, visto que a degradação da qualidade da água devido ao nitrogênio amoniacal é uma preocupação pública e ambiental em todo o mundo porque ele é um importante nutriente que pode provocar a eutrofização (HOSSAIN et al., 2013; WANG et al., 2010).

4.4. Nitrato

O Nitrato, ao longo do período monitorado, variou de 0,01 a 1,7mg/L. Os valores mais baixos sempre ocorreram em PI e PII (Figura 12), sendo possível verificar que nesses pontos os valores apresentaram simetria, possivelmente, a razão para isto se deve a descargas recorrentes de matéria orgânica, fertilizantes e nutrientes. Os dados obtidos demonstram que em 100% das análises, os teores de nitrato sempre ficaram abaixo de 10,0 mg/L, limite máximo que é estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005 para água doce de Classe 2.

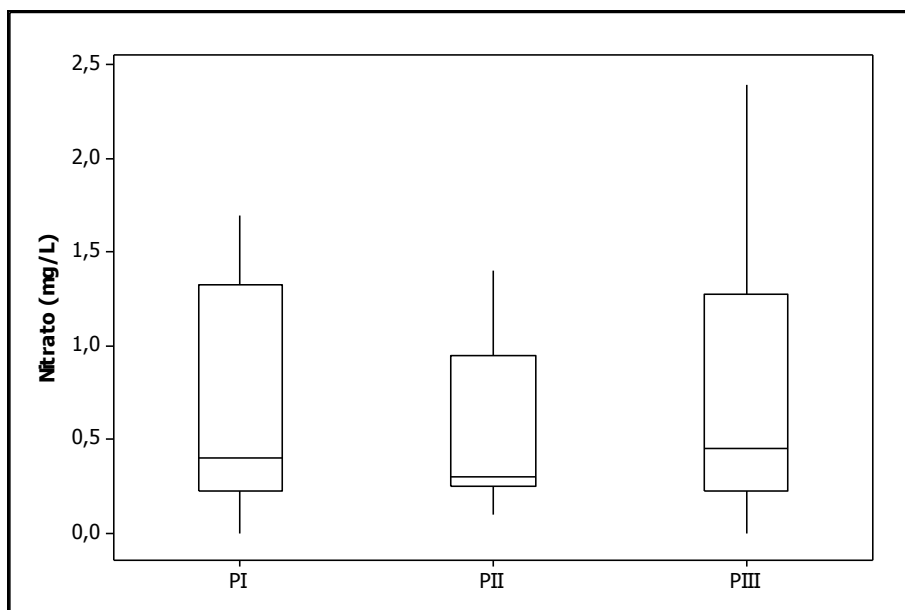


Figura 12. Boxplot do nitrato nos três pontos de coleta.

4.5. Nitrito

A concentração de nitrito da água analisada variou de 0,001 a 0,018 mg/L. Conforme pode ser visto na Figura 13, durante o período de estudo todos os valores deste parâmetro sempre estiveram abaixo de 1,0 mg/L, valor máximo estabelecido para rios de Classe 2, segundo a Resolução CONAMA 357/2005, isto posto, não há evidência de poluição por nitrito para o ribeirão São João.

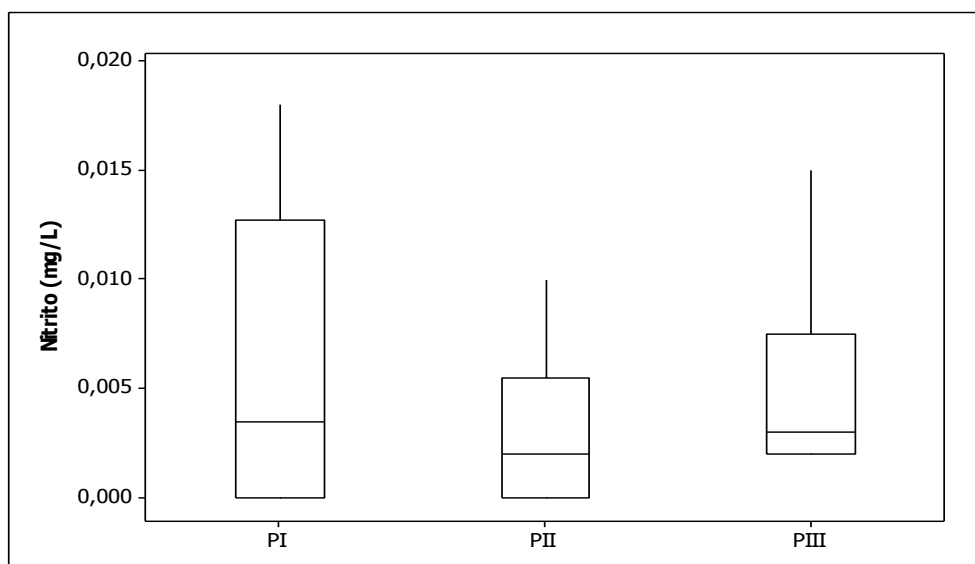


Figura 13. Boxplot do nitrito nos três pontos de coleta.

4.6. Fósforo Total

As concentrações de fósforo total apresentaram grandes oscilações espacial-temporais sem, contudo, mostrar padrão definido de variações. A Figura 14 mostra a flutuação das medidas da concentração de fósforo nos três pontos do Ribeirão durante o ciclo de seis meses, indicando que as maiores elevações ocorrem à medida que se aproxima dos Pontos Um (PI).

Nota-se que o teor mais elevado foi de 1,7 mg. L⁻¹ nos Ponto Um (PI) no mês de março de 2016 e menor valor de 0,01 mg. L⁻¹, nos Ponto Um e Dois (PI; PII) em dezembro de 2015. Apresentou média de 0,496 mg. L⁻¹ ficando sempre acima de 0,10mg.L⁻¹, limite máximo estabelecido pela Resolução 357/05 do CONAMA.

Condo (2016) destacou elevados valores deste parâmetro (0,11 e 0,49 mg/L) para o Ribeirão Taquarussu Pequeno nos anos de 2014, respectivamente; os dados de Almeida (2016) para o Ribeirão São João em Paraíso do Tocantins no período compreendido entre maio e outubro de 2015 mostraram valores que variaram de 0,011 a 4,89 mg/l neste mesmo corpo hídrico. Balduino (2012) em sua pesquisa de mestrado, quando avaliou as águas do Ribeirão São João em Porto Nacional obteve valores que se encontram entre 0,00 a 0,16 mg/L. Estudos desenvolvido por Carvalho et al (2010) neste mesmo Ribeirão evidenciaram que o avanço da eutrofização nesta região é fato que compromete a qualidade de água desta região.

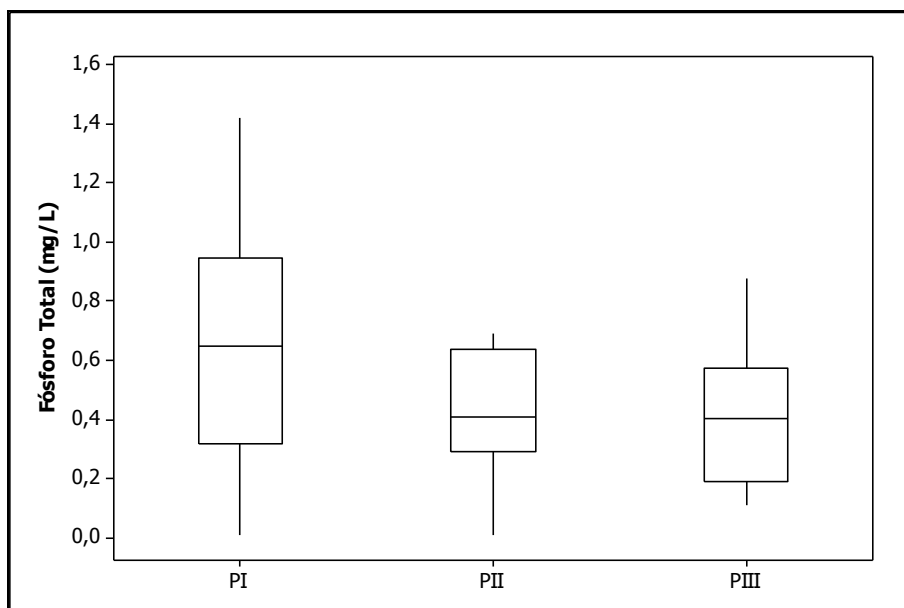


Figura 14. Boxplot do fósforo total nos três pontos de coleta.

Segundo Carvalho et al (2016), as concentrações mais elevadas deste parâmetro neste recurso hídrico podem estar associadas a descargas de águas residuais domésticas juntamente com o carreamento de nutrientes via escoamento superficial, detergentes superfosfatados, abatedouros, agricultura existente na bacia hidrográfica (CARVALHO et al., 2009; VON SPERLING, 2005), resuspensão do sedimento do fundo do rio, (BARROS,2008; KOSKI-VAHALA&HARTIKAINEN, 2001; MCDOWELL et al., 2001). Ao se comparar os valores de fósforo total com os padrões definidos na Resolução CONAMA 357 de 2005, nota-se que foi somente nos pontos um e dois (PI e PII) no mês de dezembro que estas concentrações estiveram abaixo do limite máximo estabelecido para rios Classe 2. Ressalta-se, ainda, que este corpo hídrico encontra-se eutrofizado visto que os resultados obtidos para a variável fósforo total, durante a maior parte do período de estudo em todos os pontos de coleta, sempre excederam o valor de $0,05 \text{ mg. L}^{-1}$.

4.7. DBO

A DBO é um indicador da quantidade de oxigênio requerido pelas as bactérias para estabilizarem as substâncias orgânicas biodegradáveis (Amadi et al., 2010) e as águas naturais com valores menores que 4 mg.L^{-1} são consideradas razoavelmente limpas, se os valores superam a 10 mg.L^{-1} , as água estão contaminadas com matéria orgânica (Mc NEELY, 1879). Analisando a Figura 15 os valores de DBO oscilaram entre 096 mg.L^{-1} no

Ponto Três (PIII) em Dezembro de 2015 e $5,81 \text{ mg.L}^{-1}$ no Ponto Dois no mês de janeiro de 2016.

Outros estudos realizados na região no período de 2012 e 2014 por Balduino (2012) e Condo (2016), respectivamente chegaram aos valores máximos de $3,88$ e $3,65 \text{ mg.L}^{-1}$. O trabalho de monitoramento desenvolvido por Carvalho et al (2016) apresenta o valor de $3,99 \text{ mg.L}^{-1}$ em 2015, para este Ribeirão. Comparando os valores obtidos durante nosso estudo com o valor de 5 mg.L^{-1} que determina a Resolução do 375/2005 do CONAMA nota-se que as águas do São João de forma geral, no que refere aos valores de DBO na maior parte do período estudado (55,55%) sempre estiveram abaixo de 5 mg/L valor máximo estabelecido para rios de Classe 2, segundo a Resolução CONAMA 357/2005, isto posto há evidencia de poluição por matéria orgânica biodegradável sobre os crivos dessa legislação.

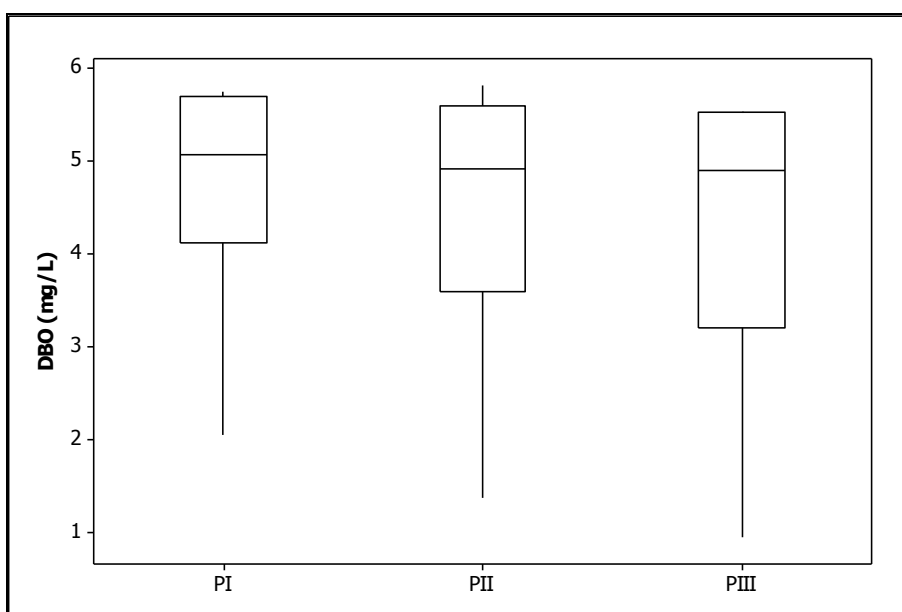


Figura 15. Boxplot da DBO nos três pontos de coleta.

4.8. Turbidez

Em águas naturais a turbidez varia, geralmente, entre 1 e 1000 UTN (DI BERNARDE & PAZ, 2008), de forma simplificada, expressa a transparência da água (HELLER & PÁDUA, 2006). Os valores de turbidez no Ribeirão São João (Figura 16) ficaram entre 2,53 UTN em PI no mês de maio de 2016 e 25,3 UTN em PIII no mês

janeiro deste mesmo ano. Carvalho et al.,(2016) e Carvalho et al.,(2015) registram valores máximos bem inferiores aos encontrados neste estudo (4,45 e 8,3 UNT) respectivamente, para este mesmo Ribeirão. Porém os dados destes trabalhos estão dentro do limite superior de turbidez estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005, para água doce classe dois, correspondendo a 100 UNT. Isso demonstra que houve um crescimento significativo nos níveis de turbidez, aproximadamente 5,6 vezes, nos últimos quatro anos.

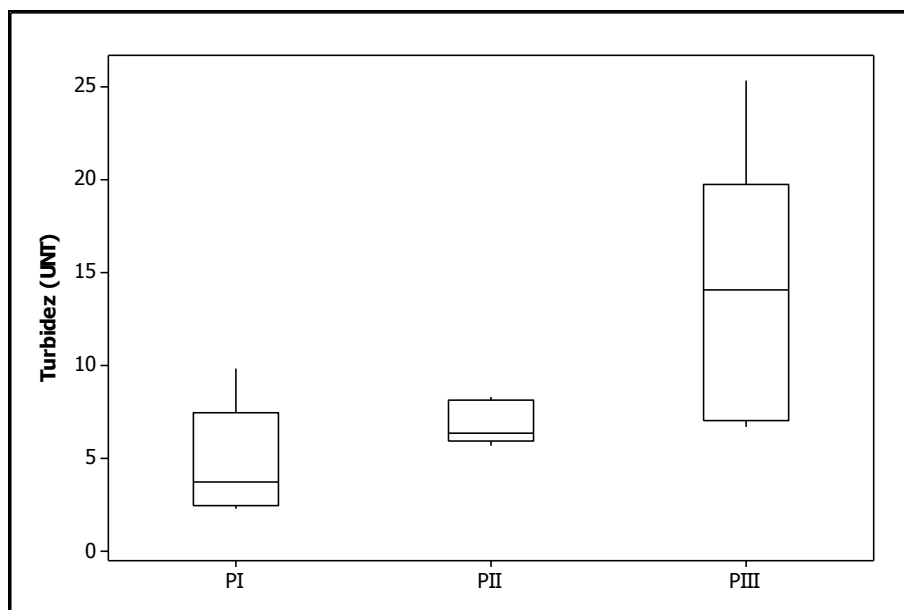


Figura 16: Boxplot da DBO nos três pontos de coleta.

4.9. Coliformes termotolerantes

Valores elevados para o parâmetro coliformes sempre foram observados para as águas do Ribeirão São João durante esta pesquisa. Fato este que é bastante preocupante visto que estes organismos são encontrados em fezes humanas e de animais de sangue quente. As medidas referentes aos coliformes termotolerantes não apresentaram variação ao longo do ciclo de estudos, os valores registrados sempre foram 2419,6 NMP/100ml (Figura 17) em todos os pontos.

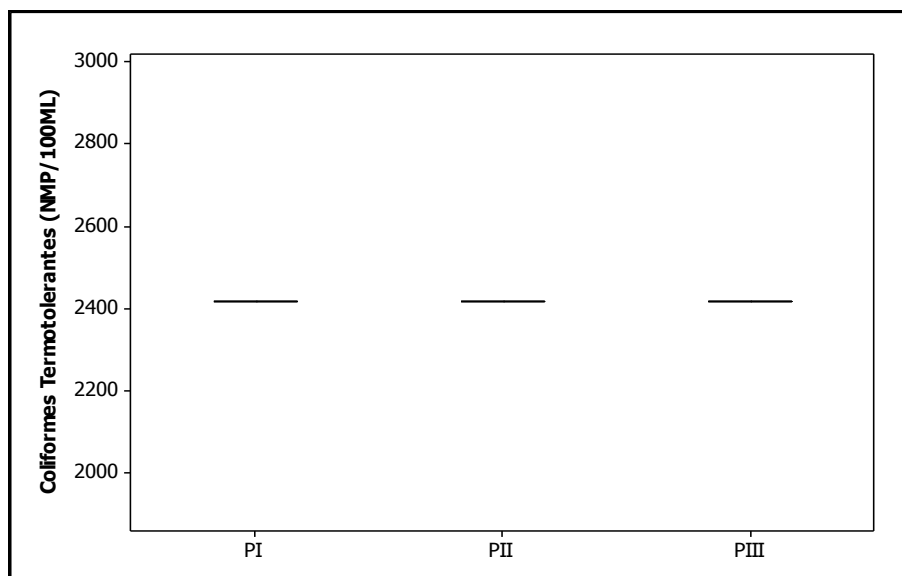


Figura 17. Boxplot dos Coliformes Termotolerantes nos três pontos de coleta.

Carvalho et al (2016) e Balduino (2012) estudaram a variação quantitativa de variáveis físicas, químicas e biológicas neste Ribeirão e, destacaram que o nível de contaminação fecal se mostrou relativamente elevado. Outro trabalho neste mesmo corpo hídrico realizado por Naval et al (2017) também registrou valores elevados principalmente no período de maior precipitação pluviométrica, estes dados explicitam uma tendência de contaminação ao longo do tempo. Estes altos valores neste parâmetro podem estar relacionados à poluição difusa na bacia de drenagem, descargas de efluentes provenientes de residências instaladas na área de proteção permanente, bem como a processos de ressuspensão de sedimentos provocados durante atividades recreativas muito comum no Ribeirão. Um grande número de publicações têm mostrado que há uma relação direta entre as atividades recreativas, náutica e a ressuspensão de microrganismos presentes em sedimentos. É consenso que a ressuspensão de sedimentos contribui para a elevação das concentrações de bactérias, dentre elas *E. coli*, já que os sedimentos além de servirem como abrigo, favorecem o desenvolvimento desses microrganismos e a ascensão dos mesmos na coluna d'água (GOYALETAL.,1977; DOYLEETAL.,1992; BUCKLEY et. al.,1998; CRABILL et al.,1999; SMITH et al., 2008; REHMANNAND e SOUPIR, 2009; PACHEPSKY e SHELTON, 2011). Desta forma, evento como esses pode ter contribuído significativamente para os baixos níveis de qualidade microbiológica das águas do Ribeirão São João.

Os resultados das amostras analisadas, quando comparados com os limites estabelecidos pelos valores acima do aceitável pela legislação brasileira (Resolução

CONAMA 274/2000 e Resolução CONAMA 357/2005), demonstram que a água do Ribeirão São João em PIII é imprópria para diversos usos, como: lazer de contato primário, pesca amadora, dentre outros, atividades comuns nesta bacia.

4.10. Índice de qualidade de água (IQA_{CCME})

Os resultados dos parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos das águas superficiais do Ribeirão São João foram utilizados no cálculo do IQA_{CCME} para o período de dezembro/2015 a maio/2016. A classificação da qualidade das águas do Ribeirão São João foi feita a partir dos valores utilizados no índice em conformidade com o enquadramento adotado pela Agência Nacional de Águas obtido a partir de adaptações nos valores do IQA_{CCME}.

Observou-se que o comportamento do IQA_{CCME} apresentou pequena oscilação entre os valores obtidos ao longo do corpo hídrico (Tabela 02), indicando que a qualidade de água para o período estudado pode ser classificada na categoria ruim (média = 48,69) ao longo deste Ribeirão, isso evidencia de forma nítida que a qualidade de água está sendo frequentemente afetada e com regularidade os parâmetros não atenderam os padrões estabelecidos pelo enquadramento na classe dois.

Tabela 02. Valores de IQA_{CCME} do Ribeirão São João nos três pontos amostrais.

Ponto de coleta	PI	PII	PIII
IQA _{CCME}	48,92	48,9	48,25

Os baixos valores do IQA_{CCME} podem estar relacionados ao uso do solo, descarga doméstica e drenagem da bacia hidrográfica. Estudos análogos como os de Carvalho et. al. (2016) Umamaheshwari (2016), Gazzaz et al. (2015), Liou et al. (2015), Ocampo-Duque et al. (2015) e Rubio-Arias (2015) atribuíram as oscilações nos valores do IQAs a contribuições procedentes de atividades domésticas, agropecuária, drenagem da bacia que por sua vez afetam corpos d'água, condições similares ao encontrado neste estudo. Embora as oscilações na maioria dos parâmetros integrantes do IQA apresentem evidências de que são determinadas por fatores antrópicos, não se pode descartar a interferência de elementos naturais, que podem contribuir para alterações nas concentrações, principalmente de coliformes, fator que pode levar a diagnósticos equivocados. Em síntese, a água do

Ribeirão São João falhou em atender os padrões legais e sua utilização para fins como dessedentação, uso recreativo, dentre outros, acha-se de certa forma comprometida.

Conclui-se que a utilização de IQA é imprescindível para o monitoramento da qualidade dos recursos hídricos, bem como para a tomada de decisão em fase de planejamento. Para o caso específico da bacia do Ribeirão São João observa-se que o IQACCME descreve de maneira holística e satisfatoriamente a qualidade da água. O IQACCME demonstrou ser uma boa ferramenta para monitoramento e avaliação quando se trata de enquadramento. Além de ser usado para classificação e enquadramento, os valores obtidos por meio desse instrumento podem servir de guia para o planejamento e gestão dos recursos hídricos de forma geral. Vale destacar que este IQA foi capaz de demonstrar de forma clara e objetiva o estado do recurso hídrico em relação aos objetivos preestabelecidos.

No caso específico do Ribeirão São João, os valores do IQA mostram uma tendência de degradação da qualidade da água ao longo do Ribeirão e seus baixos valores sugerem a necessidade urgente de serem adotadas medidas de controle da poluição e degradação.

Por fim esse instrumento pode ser considerado uma ferramenta bastante flexível, uma vez que permite a alteração de parâmetros, ou seja, incluir ou excluir variáveis, mudar padrões ou valores de referência, bem como se adapta aos mais diversos objetivos, também pode ser utilizado tanto para avaliar água doce como salobra, salina, superficiais ou subterrâneas. Vale destacar que é um instrumento muito sólido, pois foi capaz de descrever com propriedades a qualidade das águas do Ribeirão, revelando seu real estado de qualidade quando comparado aos padrões legais estabelecidos.

4.11. Usos do Solo e da água

Diversos usos do solo e água foram identificados, ao longo da bacia do Ribeirão São João, os quais são expostos a seguir:

4.11.1. Lazer

As atividades recreativas acontecem de forma incipiente, mais expressivas na localidade denominada Prainha. O mergulho é geralmente apreciado pela comunidade que reside nas proximidades.

As Figuras 18 a e b mostram que é prática comum, pessoas (adultos e crianças) utilizarem as águas do Ribeirão São João para fins recreativos. Entretanto os resultados encontrados por esta pesquisa mostram que estas águas apresentaram condições impróprias para a recreação (elevados índices de coliformes verificados), assim, usar estas águas para lazer representa riscos para a saúde dos usuários. Neste caso é forçoso destacar que de acordo com o que estabelece a resolução 274/00 do CONAMA em seu artigo 2º, parágrafo 2º, alínea c, uma água só é satisfatória para lazer de contato primário: quando em 80% ou mais de um conjunto de amostras obtidas e colhidas no mesmo local, houver no máximo 1.000 coliformes fecais (termotolerantes), índice que sempre foi ultrapassado durante as observações nesta pesquisa.



Figura 18. Lazer de contato primário praticado em diversos pontos do Ribeirão.

Ao longo do Ribeirão, as margens são utilizadas para o lazer da comunidade local e por moradores circunvizinhos, mais precisamente nos finais de semana. No entanto, não existe infraestrutura adequada para aproveitamento deste recurso.

4.11.2. Dessedentação de Animais

A pecuária está presente ao longo da bacia, embora venha reduzindo sua intensidade. Conforme mostra a Figura 24, na bacia há presença de rebanho de bovinos, porém com o advento da soja, diversas áreas que antes eram utilizadas para pecuária, vêm sendo tomadas para plantação de soja.



Figura 19. Bovinocultura praticada em diversos pontos do Ribeirão.

4.11.3. Abastecimento Doméstico

Conforme a Lei Federal 9.433/97, em situação de escassez, o uso da água para consumo humano tem prioridade sobre qualquer outro tipo de uso. Foi constatado durante a pesquisa que, além da captação realizado pela empresa Saneatins-Odebrecht, as águas do Ribeirão também, são utilizadas para fins de abastecimento por uma parcela de uma comunidade ribeirinha (higiene pessoal e limpeza de utensílios). Além disso, o Ribeirão São João até mesmo algumas pessoas que moram na zona urbana e possuem água encanada em casa fazem usos de suas águas (Figura 20). Esse é um costume da comunidade ribeirinha, e estes cidadãos fazem dessa prática um verdadeiro momento de lazer.



Figura 20. Uso das águas do Ribeirão São João na zona urbana

4.11.4. Irrigação

É consensual que o maior usuário dos recursos hídricos é a irrigação de culturas agrícolas, por um uso consuntivo, demanda cuidados e técnicas especiais para o aproveitamento racional com o mínimo de desperdício. No entanto, quando utilizada de forma incorreta, além de gerar problemas quantitativos, a irrigação pode afetar drasticamente tanto a qualidade dos solos como recursos hídricos superficiais e subterrâneos (SETTI et. al, 2000). Embora exista barragem ao longo da bacia não é possível afirmar se são utilizadas para o fim de irrigação.

4.11.5. Extração Mineral

A mineração é considerada uma atividade impactante de alta magnitude, visto que pode desencadear a alteração nas propriedades físicas, químicas e biológicas do meio onde está sendo praticada. E se tratando de extração de metais, como, por exemplo o ouro, pode contaminar os recursos hídricos, por metais pesados resultando em danos ambientais graves que na maioria das situações seus efeitos só serão identificados muito tempo depois.

Considerando o alerta da placa, pode-se inferir que esta atividade ocorre na bacia, apesar da luta dos proprietários das terras para inibir tal prática.



Figura 21. Tentativa de combate a garimpagem

É forçoso lembrar que a erosão do solo em área urbana e rural, aliada ao desmatamento vêm contribuindo energicamente para o avançado processo de assoreamento dos cursos de água nestas áreas, conforme mostrado nas Figuras 22 a, b,c e d.



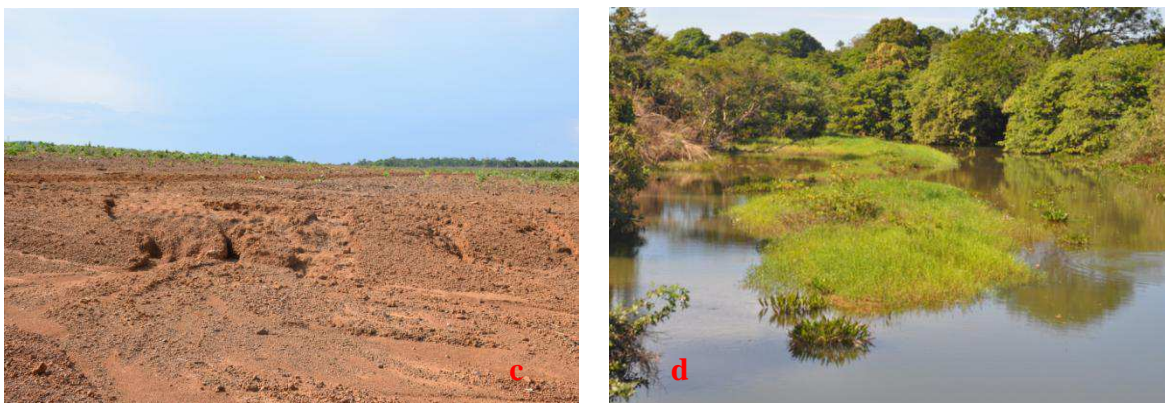


Figura 22. Práticas inadequadas e seus efeitos.

4.11.6. Disposição final de lixo e esgoto

O lançamento de efluentes, resíduos sólidos e detritos é fator de poluição e degradação que comprometem usos de um recurso hídrico. Condição registrada em diversos pontos desta área, tais como lançamento de esgoto *in natura* no ribeirão, lixo disposto inadequadamente em diversos locais, principalmente nas proximidades da área urbana. Segundo Tucci (2000), estes resíduos funcionam como fonte permanente de contaminação, além disso, o lançamento de efluentes sem tratamento contamina os recursos hídricos por patógenos e também contribui para a redução da capacidade de diluição que na maioria das vezes já se encontra limitada. Outra fonte de degradação identificada foi a invasão das áreas de proteção ambiental (APP) para implantação de usos diversos (Figura 23).



Figura 23. Usos da Área de proteção ambiental.

5. CONCLUSÕES

A partir dos resultados obtidos neste estudo pode-se concluir que:

I - O resultado mostra nitidamente que o IQACCME pode ser utilizado em programas de monitoramento da qualidade da água bem como para avaliar a água para diferentes usos.

II - O IQACCME é essencial para verificar conformidades ao enquadramento da qualidade dos recursos hídricos em função da robustez e versatilidade;

III - As águas do Ribeirão têm diversos usos que requerem diferentes níveis de qualidade;

IV – O estado qualitativo das águas representa riscos de doenças para a população que usa o Ribeirão para lazer;

V - As análises demonstraram que as águas do Ribeirão nos três pontos estudados não atenderam aos padrões de qualidade determinados pelas Resoluções 357/2005 e 274/2000 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), revelando-se imprópria para diversos usos;

VI - O modelo de desenvolvimento adotado nesta região tem sido baseado na superexploração dos recursos naturais, fato que compromete a sustentabilidade dos recursos naturais desta bacia;

6. SUGESTÕES

Diante do quadro que foi diagnosticado por este estudo recomenda-se, dentre outras, que as seguintes ações sejam implementadas:

- I. A implantação de sistema de gerenciamento e planejamento ambiental efetivo na microbacia hidrográfica com definição dos diversos usos, compatíveis com a infraestrutura e com a capacidade suporte dos ecossistemas para absorver as cargas poluidoras, como forma de prevenir a poluição;
- II. Que seja expandido para zona rural um sistema de coleta de resíduos no município, bem como o combate à disposição inadequada do lixo.
- III. Que seja desenvolvido campanhas educativas e posteriormente ações de fiscalização e controle em relação ao uso sustentável dos recursos desta área;
- IV. Que desenvolva ações efetivas para coibir a extração mineral clandestina;
- V. Que seja desenvolvido campanhas de Educação Ambiental; fato que pode ser realizado pelos agentes comunitários de saúde que são atores essenciais em ações efetivas de educação ambiental devido sua proximidades com a comunidade;
- VI. Promover políticas públicas efetivas e reforçar os quadros institucionais para que desenvolvam ações estratégicas de longo prazo de luta contra a degradação e poluição;
- VII. Estabelecer diagnósticos periodicamente da qualidade da água dando continuidade a este estudo, buscando manter um banco de dados atualizado e disponível para a sociedade e gestores públicos consultarem nos momentos de tomada de decisões e de implantação de políticas.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUILERA, P. A.; CASTRO, H.; RESCIA, A.; SCHMITS, M.F. Methodological Development of an Index of Coastal Water Quality: Application in a Tourist Area. *Environmental Management*. v. 27, n. 2, p. 295- 301, 2001.

ALBERTI, M.; J. PARKER. Indices of environmental quality: the search for credible measures. *Environmental Impact Assessment Review*. n.11. p. 95-101, 1991

ALMEIDA, A. A. **Estudo Comparativo entre os Métodos IQA_{NSF} e IQA_{CCME} na Análise da Qualidade da Água do Rio Cuiabá**. Cuiabá, 2007. Dissertação (Mestrado em Física e Meio Ambiente) – Universidade Federal de Mato Grosso.

ALMEIDA, I. W. **Capacidade de autodepuração do córrego pernada frente às demandas de expansão do sistema de esgotamento sanitário de paraíso do tocantins – TO**. Palmas, 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Tocantins.

AMADO, J.Á.; RUBIÑOS, E.P.; GAVI, F.R.; ALARCÓN, J.J.C.; HERNÁNDEZ, E.A.; RAMÍREZ, C.A.: “Índice de calidad del agua en la cuenca del río Amajac, Hidalgo, México: Diagnóstico y Predicción”. *Revista Internacional de Botánica Experimental*. N. 75. P. 71–83, 2006.

Agência Nacional de Águas (ANA). **Panorama do enquadramento dos corpos d'água do Brasil, e, Panorama da qualidade das águas subterrâneas no Brasil**. Brasília. 2007.

_____**Implementação do enquadramento em bacias hidrográficas no Brasil; Sistema nacional de informações sobre recursos hídricos – Snirh no Brasil: arquitetura computacional e sistêmica**. Brasília, 2009.

_____**Panorama da qualidade das águas superficiais do Brasil: 2012**. Brasília, 2012.

_____**Planos de recursos hídricos e enquadramento dos corpos de água. Cadernos de Capacitação em Recursos Hídricos**. v.5. Brasília: ANA, 2013.

_____**Agência Nacional de Águas. Indicadores de Qualidade**. Disponível em: <http://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx>. Acesso em: 10/02/2017.

AMADI, A.N., P.I. OLASEHINDE, E.A.;OKOSUN.; J. YISA, 2010. Assessment of the water quality index of Otamiri and Oramiriukwa rivers. **Physics International**.V.1, Issue 2. 116-123, 2010. Disponível em: < <http://thescipub.com/PDF/pisp.2010.116.123.pdf>> Acesso em: 15 out. 2015.

AMARO, C. A. **Proposta de um índice para avaliação de conformidade da qualidade dos corpos hídricos ao enquadramento**. Dissertação. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. Universidade de São Paulo, 2009.

APHA – American Public Health Association. Standard methods for the examination of water and wastewater.21 ed. Washington D.C. APHA-AWWAWPCF, 2005.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D.W. **A qualidade da água na agricultura**. Trad. H. R. GHEYI; J. F. de MEDEIROS; F. A. V. DAMASCENO. Campina Grande: UFPB, 1999.

BALDUINO, A. R. Qualidade da água da bacia hidrográfica do ribeirão são joão na região centro-norte do brasil no município de porto nacional – Tocantins. Taubaté, 2012. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais). Universidade de Taubaté.

BALL, R. O. & CHURCH, R. L. Water quality indexing and scoring. **Journal of the Environmental Engineering Division**, v.106, p.757-771. 1980.

BARRERA-ROLDÁN A.; SALDÍVAR-VALDÉS A. Proposal and application of a Sustainable Development Index. **Ecological Indicators**, 2, p. 251-256, 2002.

BARROS, F. M. **Dinâmica do nitrogênio e do fósforo e estado trófico nas águas do rio Turvo Sujo**. 2008. Tese (doutorado em Engenharia Agrícola) Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Minas Gerais, 2008 b. Disponível em:< http://www.tede.ufv.br/tesesimplificado/tde_arquivos/12/TDE-2009-02-04T084442Z1517/Publico/texto%20completo.pdf>. Acesso em:11 de ago 2015.

BASSOI, L. J.; GUAZELLI, R. M. Controle ambiental da água In: PHILIPPI Jr, A.; ROMÉRO, M. DE A.; BRUNA, G. C. **Curso de gestão ambiental**. Barueri: Mamole, 2004.

BEAMONTE, E.C.; MARTÍNEZ, A.C.; FERRER, E.V. Water quality indicators: Comparison of a probabilistic index and a general quality index. The case of the

Confederación Hidrográfica del Júcar (Spain). **Ecological Indicators** v. 10(5). p. 1049 – 1054, 2010.

BEEKMAN, G. B.; ABRAHAM, E. M. **Indicadores de la desertificación para América del sur**. Mendoza: Marti Fierro, 2006.

BEEKMAN, G. B. El programa combate a la desertificación y mitigación de los efectos de sequía en América del Sur IICA/BID. In: BEEKMAN, G. B.; ABRAHAM, E. M. **Indicadores de la desertificación para América del sur**. Mendoza: Marti Fierro, 2006.

BORDALO, A. A.; NILSUMRANCHIT, W.; CHALERMWAT, K. Water quality and uses of the Bangpakong river (Eastern Thailand)”, **Water Res.**, 35(15). 3635-3642. 2001.

BOSSEL, H. **Earth at a Crossroads: Paths to a Sustainable Future**. Cambridge: Cambridge University Press, 1998.

BRANCO,S.M. **Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária**. 3 ed. São Paulo. CETESB, 1986.

BRAGA, B.; PORTO, M.; TUCCI, C. E. M. Monitoramento de quantidade e qualidade das águas. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (Ed.) **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação- 3ª Ed. Ver. e amp.** São Paulo: Escritoras Editora, 2006.

BRAGA, B.; HESPANHO, I.; CONE, J. G. L. et al. **Introdução à engenharia ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável**. 2ª Ed. São Paulo. Pearson Prentice Hall, 2005.

BRASIL. Lei 9433, de 8 de janeiro de 1997. **Institui a política nacional de recursos hídricos e cria o sistema de gestão de recursos hídricos**. Brasília, 1997. Disponível em <http://www.sbau.com.br/arquivos/materias_paulo_tarso.htm>. Acesso em: 06 ago. 2006.

BROWN, R.M. et al . A water quality index – do we dare? *Water & Sewage Works*, Chicago, v. 117, n. 10, p. 339-343, Oct. 1970

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA (2005). Resolução nº 357 - 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.**Resoluções CONAMA**.

Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>. Acesso em: 15 mai. 2015.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA (2000). Resolução nº 274 – 29 de novembro de 2000. Define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras. **Resoluções CONAMA**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=272>. Acesso em: 15 mai. 2015.

BUCKLEY, R.; CLOUGH, E.; WARNKEN, W.; WILD, C., 1998. Coliformbacteria in streambed sediment in a subtropical rainforestconservation reserve. **Water research** 32, 1852–1856.

CAMARGO, A. F. M.; FERREIRA, R. A. R.; SCHYIAVETTI, A.; BINI, L. M. . The influence of the physiography and human activities on the limnological characteristics of the lotic ecosystems of the south coast of São Paulo, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliense**. Brasil, vol. 8. p.231-243. 1996

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

CARRERA-FERNADEZ, J.; GARRIDO, R. J. **Economia dos recursos hídricos**. Salvador: Edufba, 2002.

CARVALHO, A. P. **Diagnóstico da influência dos diferentes usos (solo e água) sobre a qualidade da água do Ribeirão Lajeando**. Palmas, 1997. TCC (Bacharelado em Engenharia Ambiental) Fundação Universidade do Tocantins.

CARVALHO, A. R.; SCHLITTLER, F. H. M.; TORNISIELO, V. L. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físicos da água. **Química Nova**, São Paulo, v. 23, n. 5, p. 618-22, 2000.

CARVALHO, A. de P.; MORAES NETO, J. M.; LIMA, V. L. A. de ; SILVA, D. G. K. C. Estudo da degradação ambiental do açude de Bodocongó em Campina Grande – PB. **Revista Engenharia Ambiental**. Espírito Santo do Pinhal. v. 6, n. 2, p. 293-305, mai/ago 2009.

CARVALHO, A. P. **Estudo da degradação ambiental da bacia hidrográfica do açude Soledade**. Campina Grande, 2010. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Campina Grande.

CARVALHO, A. de P.; MORAES NETO, J. M.; LIMA, V. L. A.; SILVA, D. G. K. C. Determinação espacial e temporal do IQA do açude Soledade em Soledade-PB. **Revista Engenharia Ambiental**. Espírito Santo do Pinhal. v. 8, n. 2, p. 138-147, abr/jun 2011.

CARVALHO, A. P.; BALDUINO, A.R.; NETO, P.F.; TARGA, M.S.; ALMEIDA, A.A.S. Caracterização físico-química das águas da bacia hidrográfica do ribeirão São João na fazenda pilão em Porto Nacional - Tocantins. **VIII Congresso Norte Nordeste de pesquisa e inovação**. Disponível em: <<http://ocs.connepi.ifba.edu.br/files/conferences/1/schedConfs/1/papers/3341/submission/review/3341-5166-1-RV.pdf>>. Acesso em: 10/05/2015.

CARVALHO, A. P.; BALDUINO, A. B.; MACIEL, G. M.; PICANÇO., A. P. Avaliação da poluição em rios utilizando índices de qualidade da água: um estudo de caso no Ribeirão São João Em Porto Nacional –TO. São Paulo, UNESP, Geociências, v. 35, n. 3, p.472-484, 2016.

CETESB – Centro Tecnológico de Saneamento Básico. **Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem. Séries Relatórios**. Qualidades das águas interiores do Estado de São Paulo, 2009. Disponível em: <<http://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/32/2013/11/variaveis.pdf>>. Acesso em: 10 jan. 2017.

_____. Relatório de qualidade das águas superficiais. Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade - Apêndice D, 2015. Disponível em: <<http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/wpcontent/uploads/sites/32/2013/11/Ap%C3%AAndice-D-Significado-Ambiental-eSanit%C3%A1rio-das-Vari%C3%A1veis-de-Qualidade-1.pdf>>. Acesso em: 29 de ago. 2016.

CCME. Canadian Council of Ministers of the Environment, “Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: CCME Water Quality Index 1.0, Technical Report,” In: Canadian environmental quality guidelines, 2001. Disponível em: <[http://www.ccme.ca/files/Resources/calculators/WQI%20Technical%20Report%20\(en\).pdf](http://www.ccme.ca/files/Resources/calculators/WQI%20Technical%20Report%20(en).pdf)>. Acesso em 20 fev. 2017.

CCME – Canadian Council of Ministers of the Environment. CCME WATER QUALITY INDEX 1.0. User’s Manual. In: Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. 2001a. Disponível em: <<http://>

[http://www.ccme.ca/files/Resources/calculators/WQI%20User's%20Manual%20\(en\).pdf](http://www.ccme.ca/files/Resources/calculators/WQI%20User's%20Manual%20(en).pdf)>.

Acesso em 20 fev. 2017.

CRABILL, C.; DONALD, R.; SNELLING, J.; FOUST, R.; SOUTHAM, G. The impact of sediment fecal coliform reservoirs on seasonal water quality in Oak Creek, Arizona. **Water Research**. v. 33, n. 9, p. 2163-2171, 1999.

CHRISTOFIDIS, M. **O enquadramento participativo de corpos d'água como um instrumento da gestão de recursos hídricos com aplicação na bacia do rio cubatão sul-sc**. Florianópolis, 2006. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina.

CONDO, C. R. P. **Avaliação da qualidade da água do ribeirão taquaruçu durante o processo de implantação do projeto produtor de águas**. Palmas, 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Tocantins.

COSTA, A. F. da. **Introdução à ecologia das águas doces**. Recife. Universidade Federal Rural de Pernambuco: Imprensa Universitária, 1991.

COUILLARD, D.; LEFEBVRE, Y. Analysis of water quality indices. *Journal of Environmental Management*. v.21, p.161-179, 1985.

CUDE, C. (2001). Oregon water quality index: a tool for evaluating water quality management effectiveness. **Journal of the American Resources Association**. v. 37(1). p. 125-138. 2001.

DAHL, A. L. The big picture: comprehensive approaches. In: MOLDAN, B.; BILHARZ, S. (Ed). *Sustainability Indicators: report of the project on indicators of sustainable development*. Chichester: John Wiley & Sons Ltda, 1997.

DEBELS, P.; FIGUEROA, R.; URRUTIA, R.; BARRA, R.; NIELL, X. Evaluation of Water Quality in the Chillán River (central Chile) Using Physicochemical Parameters and a Modified Water Quality Index. **Environmental Monitoring and Assessment**. v. 110, p. 301-322, 2005

DI BERNARDE, L.; PAZ, L.P. A. **Seleção de tecnologias de tratamento de água**. São Carlos. LDIBE LTDA, 2008.

DIREÇÃO GERAL DO AMBIENTE – DGA. **Proposta para um sistema de indicadores de desenvolvimento sustentável**. Amadora, Portugal, 2000.

DINIUS, S. H. Design of a water quality index. **Journal of the American Water Resources Association**. n.23 (5), p. 33-43. 1987

DITO, R. M.; O'FARRELL, D.; BOND, W. Sustainable community indicators software. Guidelines for the development of sustainability indicators: user reference. Ottawa: Environment Canada/CMHC/Westland Resource Group, 1999. Disponível em: < http://publications.gc.ca/collections/collection_2014/ec/En4-246-1999-eng.pdf>. acesso em: 11 de março de 2017.

DOJLIDO J.; RANISZEWSKI, J.; WOYCIECHOWSKA, J. Water quality index applied to river in the vistula. River basin in Poland. **Environmental monitoring and assessment**. v. 33. p. 33-42. 1994

DOYLE, J. D.; TUNNICLIFF, B.; KRAMER, K.; KUEHL, R.; BRICKLER, S. K. 1992. Instability of fecal coliform populations in waters and bottomsedimentsatrecreationalbeachesinArizona. **Water Research**.26 (7), 979–988

DOURADO, J. C. **ANÁLISE da Bacia do Ribeirão São João, TOCANTINS: uma contribuição metodológica ao planejamento e gestão ambiental**.RIO DE JANEIRO, 2008. Tese (Doutorado em Geografia). Instituto de Geociências. Universidade Federal do Rio de Janeiro.

DOURADO, D. P.; SILVA FILHO, J. E. M.; SANTOS, P. R.R.; LIMA, F. S. O.; LÁZARI, T. M.; MURAISHI, C. T. Estudo de indicadores da qualidade da água em mananciais superficiais do Pólo de Fruticultura Irrigada São João. In: XII Congresso norte nordete de pesquisa e ionovação. Anais... Palmas, 2012. Disponível em: < <http://www.ifto.edu.br/connepi/layout.php?pagina=news.php&id=2357>>. acesso em: 10 de fev. de 2017.

DRICHE, M.;ABDESSEMED, D.; G. NEZZAL, 2008. Treatment of Wastewater by Natural Lagoon for its Reuse in Irrigation. **Am. J. Eng. Applied Sci**. 1: 408-413. 2008. Disponível em: < <http://thescipub.com/pdf/10.3844/ajeassp.>>. Acesso em: 25 de nov. 2016

DUNN, S. M.; VINTEN, A. J. A.; LILLY, A.; DEGROOTE, J.; MCGECHAN, M. Modelling nitrate losses from agricultural activities on a national scale. **Water Science Technology**, v. 51, p. 319–327, 2005.

ESPINOSA, C. B. e HIDALGO, Y. G. Índice canadiense de calidad de las aguas para la cuenca del río Naranjo, provincia Las Tunas, Cuba. **Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias**. Vol. 23, n.3 . pp. 11-16 jul-sep. 2014. Disponível em <http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2071-00542014000300002&lng=es&nrm=iso>. acessado em: 14 de fev. de 2017.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2ª Edição. Rio de Janeiro. Editora Interciência. 1998. 602-p.

FERNÁNDEZ, N., RAMÍREZ, A., SOLANO, F. **Índices fisicoquímicos de Calidad del agua, un estudio comparativo**. Conferencia Internacional Usos Múltiples del Agua: Para la Vida y el Desarrollo Sostenible, Universidad del Valle, Cinara, 2003.

FERREIRA, N. C. **Aplicação de índices de qualidade de água (IQA) como apoio à carcinicultura marinha**. Florianópolis, 2009. 61 p. Dissertação (Mestrado em Aquicultura) Universidade Federal de Santa Catarina.

FILHO, A. C. P.; BONDAROVSKY, S. H. **Água, bem econômico e de domínio público**. R. CEJ, n 12, p 13-16, 2000.

FINOTTI, A.R.; FINKLER, R.; SUSIN, N. e SCHNEIDER, V.E. Use of water quality index as a tool for urban water resources management. **Int. J. Sus. Dev. Plann.** Vol. 10, n. 6. p. 781–794. 2015.

FREITAS, A. J.; Gestão de recursos hídricos In: SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F. **Gestão de recursos hídricos: aspectos legais, econômicos e sociais**. Brasília-DF: Secretaria dos Recursos Hídricos; Viçosa-MG: Universidade Federal de Viçosa; Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2000.

GARCIA, S.; GUERRERO, M. Indicadores de sustentabilidad ambiental em La gestión de espacios verdes: Parque urbano Monte Calvário, Tandil, Argentina. **Geografía Norte Grande**. n.35, p.45-57, 2006.

GAZZAZ, N. M.; YUSOFF, M. K.; ARIS, A. Z.; JUAHIR, H. ; RAMLI, M. F. Artificial Neural Network Modeling of the Water Quality Index for Kinta River (Malaysia) Using Water Quality Variables as Predictors. **Marine Pollution Bulletin**, Vol. 64, No. 11, 2012, pp. 2409-2420. Disponível em:<<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.01.032>>. Acesso em: 15 out. 2015.

GERHARD, R. *Microbiologia de la águas*. 1987. Acríbia. P. 233-251.

GOYAL, S.M., GERBA, C.P., MELNICK, G.L., 1977. Occurrence and distribution of bacterial indicators and pathogens in canal communities along the Texas Coast. **Applied and Environmental Microbiology** 34 (2), 139–149.

GOOGLE, Maps. Mapas Interativos: Porto Nacional. Disponível em: <http://maps.google.com.br/maps?hl=pt-BR&tab=wl>. Acesso em 05 de mar 2017.

GRAF, A. C. B. **Água, bem mais precioso do milênio**: o papel dos Estados. *R. CEJ*, n. 12, pp 30-39, 2000.

HAMMOND, A.; ADRIAANSE, A.; RODENBURG, E.; BRYANT, D.; WOODWARD, R. **Environmental indicators: a systematic approach to measuring and reporting an environmental policy performance in the context of sustainable development**. Washington: World Resource Institute, 1995.

HARDI, P.; ZDAN, T. (eds.). *Assessing sustainable development: principles in practice*. Canada: International Institute for Sustainable Development, 1997

HARMANCIOGLU, N. B.; OZKUL, S. A.; ALPASLAN, M. N. Water monitoring and network design. In: HARMANCIOGLU, N. B.; SINGH, V. P.; ALPASLAN, M. N. (Ed.) **Environmental data management**. The Hague: Kluwer Academic Publishers, 1998. p.61-100. (Water Science Technology Library, 27).

HELLER, L.; PÁDUA, V. L. **Abastecimento para consumo humano**. Belo Horizonte. UFMG, 2006.

HELMOND, C. A. V.; BREUKEL, R. M., 1997. Physico-chemical water quality indices. In: OTTENS, J. J.; CLAESSEN, F. A. M.; STOKS, P. G.; TIMMERMAN, J. G.; WARD, R. C. (Eds.). **Monitoring, tailor-made II. Proceedings of an International workshop on information strategies in water management**. Nunspeet, The Netherlands, pp. 475–479. 1997.

HEM, J. D. Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. 3rd Edition. U.S. Washington. **Geological Survey Water-Supply Paper 2254**, 1989. DC. 263

HOLLING, C. S. **Adaptive Environmental Assessment and Management**. Chichester: John Wiley & Sons Ltd., 1978.

HOSSAIN, M.A.; SUJAU L.M.; NASLY, M.A. Water Quality Index: an Indicator of Surface Water Pollution in Eastern part of Peninsular Malaysia. **Research Journal of Recent Sciences**. Vol. 2(10). 10-17, Oct. 2013.

HORTON, R. K. . An index number system for rating water quality. **Journal of the Water Pollution Control Federation**. vol. 37, no. 3, pp. 300–306, 1965.

HOUSE, M. H. Water quality indices as indicators of ecosystem change. **Environmental Monitoring and Assessment**. n.15. p. 255-263. 1990.

UTCHINSON, G E. **A treatise on limnology**. Vol.1. Geography, physics and chemistry. New York. John Wiley & Sons, 1957.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão, cidades@cidade**, Brasília, 2010. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/cidadesat> Acesso em 12/12/2016.

IDE; C. N.; ROHCE; K. F; TROLI; A. C; et al. IQAS PARA MATO GROSSO DO SUL: QUAIS REFLETEM A SITUAÇÃO REAL?. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2000, Porto Alegre-RS. **Anais do XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro: ABES, 2000.

JORGENSEN, S.E. (2005). Introduction. In: JORGENSEN , S.E.; COSTANZA, R.; XU, F.L. (Eds.). **Handbook of ecological indicators for assessment of ecosystem health** . New York: CRC Press Taylor & Francis Group.

KANKAL, N. C.; INDURKAR, M. M. ; GUDADHE, S. K.; WATE, S. R. Water quality index of surface water bodies of Gujarat, India. **Asian Journal of Experimental Sciences**. v.26, n.1, pp. 39–48, 2012.

KHAN, A. A.; PATERSON, R.; KHAN, H. **Modification and Application of the CCME WQI for the Communication of Drinking Water Quality Data in Newfoundland and Labrado, Proceedings of the 38th Central Symposium on Water Quality Research**. Canadian Association on Water Quality, Burlington, Canada. 2003.

KHAN A. A.; PATERSON, R. ; KHAN, H. Modification and application of the Canadian Council of Ministers of the Enviroment Water Quality Index (CCME WQI) for the

communication of drinking water quality data in Newfoundland and Labrador. **Water Quality Research Journal of Canada** 39. 258. 2004

KHAN, A. A.; TOBIN, A.; PATERSON, R.; KHAN, H.; WARREN, R. Application of CCME procedures for deriving site-specific water quality guidelines for the CCME Water Quality Index. *Water Qual. Res. J. Can.*, vol. 40, no. 4, pp. 448–456, 2005.

KIRCHMAN, N, H. Animal and municipal organic wastes and water quality. In: LAL, R.; STEWART, A. B. **Soil Processes and Water Quality**. Madison, p. 163-232. 1994.

KOSKI-VAHALA, J.; HARTIKAINEN, H. Assessment of the risk of phosphorus loading due to resuspended sediment. **Journal of Environmental Quality**. Madison, v. 30, p. 960-966, 2001. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2001.303960x>.

KRÓLAK, E.; MAŁGORZATA, S.; MAŁGORZATA, K. The usefulness of various indices in the assessment of water quality of a lowland river. **Ecohydrology & Hydrobiology**. v. 9(2–4). p. 271 – 280, 2009.

KUNG, H.; YING, L.; LIU, Y. A complementary tool to water quality indices: fuzzy clustering analysis. *Water Resources*. v. 28 (3). p. 525-533. 1992

LERMONTOV, A.; YOKOYAMA, L.; LERMONTOV, M.; SOARES, M .A. M. River quality analysis using fuzzy water quality index: Ribeira do Iguape river watershed, Brazil. **Ecological Indicators**. v. 9(6): 1188 – 1197, 2009.

LIMA, D. A. S. **Influência da mata ciliar na qualidade da água na bacia do Ribeirão Lajeado - TO**. Porto Alegre, 2010. Dissertação (Mestrado em Recursos hídricos e saneamento ambiental). Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

LIU, S. M.; LO, S. L.; WANG, S. H. A Generalized Water Quality Index for Taiwan. **Environmental Monitoring and Assessment**, Vol. 96, No. 1-3, 2004, pp. 35-52. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1023/B:EMAS.0000031715.83752.a1>>. Acesso em: 15 out. 2015.

LORENZ, C.M.; GILBERT, A.J.; COFINO, W.P. Environmental auditing: Indicators for Transboundary river management. **Environmental Management** , v. 28, n. 1, p. 115-129, 2001.

LUMB, A.; HALLIWELL, D.; SHARMA, T. Application of CCME water quality index to monitor water quality: a case of the Mackenzie river basin, Canada. **Environ. Monit. Assess.** 113. 411-429. 2006.

LYNCH K. **A imagem da cidade**. São Paulo. Martins Fontes, 2006.

MA, Z.; SONG, X.; WAN, R.; GAO, L. A modified water quality index for intensive shrimp ponds of *Litopenaeus vannamei*. **Ecological Indicators**. v. 24(0). p. 287 – 293, 2013.

MACÊDO, J. A.B. **Águas & Águas**. Belo Horizonte: CQ-MG. 2007. 3 ed. 1043 p.

MACHADO, P. A. L. **Direto ambiental brasileiro**. 13ª Ed. São Paulo: Malheiros editores, 2005.

MAGALHÃES Jr, A. P. **Indicadores ambientais e recursos hídricos: Realidade e perspectivas para o Brasil a partir da experiência francesa**. Bertrand Brasil. São Paulo, 2007.

MAIER, M. H. Ecologia da bacia do Rio Jacaré-Pepira (47° 55' - 48° 55' W; 22° 30' - 21° 55' S - Brasil): qualidade da água do rio principal. **Ciência & Cultura**, Campinas, v. 39, n. 2, p. 164-185, 1987.

MAHESH KUMAR, M. K.; M. K. MAHESH e SUSHMITHA, B. R. CCME Water Quality Index and Assessment of Physico- Chemical Parameters of Chikkakere, Periyapatna, Mysore District, Karnataka State, India. **International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology**. V. 3. I.8, p. 15343-15347 August, 2014.

MALHEIROS, T. F.; COUTINHO, S. M. V.; PHILIPPI Jr, A. Indicadores de sustentabilidade: uma abordagem conceitual. *In* COUTINHO, S. M. V.; PHILIPPI Jr, A. . **Indicadores de sustentabilidade e gestão ambiental**. Manole. São Paulo, 2012.

MARCOS, M.; BOTANA, J. Polución y corrosión en ríos contaminados. III Congreso de ingeniería civil, territorio y medio ambiente. Agua, Biodiversidad e Ingeniería. Zaragoza, 25-27 de octubre de 2006. Extraído el 2 de septiembre de 2007, de <http://www.ciccp.es/biblio.es>. 2006.

MARANHÃO, N. Sistema de indicadores para planejamento e gestão dos recursos hídricos de bacias hidrográficas. Rio de Janeiro, 2007. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro.

MARQUES, M. N.; DAUDE, L. F.; SOUZA, R. M. G. L.; COTRIM, M. E. B.; PIRES, M.A. F. Avaliação de um índice dinâmico de qualidade de água para abastecimento. um estudo de caso. **Exacta**. v. 5, n. 1, p. 47-55, jan./jun. São Paulo, 2007.

McNEELY, R. N.; NEIMANIS, V. P.; DWYER, L. **Water Quality Sourcebook. A Guide to Water Quality Parameters**. Ottawa: Environment Canada, 1979.

McDOWELL, R. W.; SHARPLEY, A. N.; CONDRON, L. M.; HAYGORTH, P. M.; BROOKES, P. C. Processes controlling soil phosphorus release and implications for agricultural management. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**. v. 59, p. 269-284, 2001. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1014419206761>

MEADOWS, D. Indicators and Information Systems for Sustainable Development. The Sustainability Institute, Hartland Four Corners. USA, 1998.

McNEELY, R. N.; NEIMANIS, V. P.; DWYER, L. **Water quality sourcebook: a guide to water parameters**. Ottawa, 1979.

MENEZES, J. M.; SILVA Jr, G. C.; PRADO, R. B. Índice de qualidade de água (iqaccme) aplicado à avaliação de aquíferos do estado do Rio de Janeiro. **Águas Subterrâneas**. v. 27(2). p. 79-92, 2013. Disponível em: < WWW.abas.org>. Acessado em: 04 de nov de 2016.

MIERZWA, J. C.; HESPANHOL, I. Água na indústria: uso racional e reuso. São Paulo: Oficina de Texto, 2005.

MEYBEC, M.; HELMER, R. An introduction to water quality. In: CHAPMAN, D. **Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring**. 2nd Edition. Cambridge: University Press, 1996.

MITCHELL, J.K.; MCISAAC, G.F.; WALKER, S.E. ; HIRSCHI, M.C. 2000. Nitrate in river and subsurface flows from an east central Illinois watershed. **Transactions of the ASAE**. 43:337-342.

MITCHELL, M. S. et al. **Manual de campo de projeto del rio. Uno guia para monitorear la calidad agua em El rio bravo**. 2º Ed. Proyecto del Rio. New México, 1991.

MMA - MINISTERIO DO MEIO AMBIENTE. Secretaria de Recursos Hídricos. **Plano Nacional de Recursos Hídricos. Síntese Executiva – português**. Brasília, 2006

MOSS, B. **Ecology of fresh waters man and medium**. 2 ed. Austria: Black Wel Science, 1995.

MOTA, S. **Preservação e conservação de recursos hídricos**, 2^a ed. Rio de Janeiro: ABEAS, 1997.

_____. Introdução à engenharia ambiental. Rio de Janeiro: ABES, 2010. 4 ed. 388 p.

NAVAL, L. P.; SILVA, C. D. F.; SANTOS, A. I. C. **Valiação da influência do córrego são João no aporte de contaminação fecal no reservatório da uhe luís Eduardo magalhães, tocantins-brasil, e a respectiva influência na balneabilidade das praias locais**. Disponível em: <http://www.bvsde.paho.org/bvsAIDIS/PuertoRico29/tocantin.pdf>. Acesso em: 23 de jAn. de 2017.

OCAMPO-DUQUE, W.; FERRÉ-HUGUET, N.; DOMINGO, J. L.; SCHUHMACHER, M. Assessing Water Quality in River With Fuzzy Inference Systems: A Case Study. **Environment International**. v. 32, p. 733-742, 2006.

OCAMPO-DUQUE, W.; OSORIO, C.; PIAMBA, C.; SCHUHMA-CHER, M.; DOMINGO, J. L. Water Quality Analysis in Rivers with Non-Parametric Probability Distributions and Fuzzy Inference Systems: Application to the Cauca River Colombia. *Environment International*, Vol. 52, 2013, pp. 17-28. Disponível em:<<http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2012.11.007>> Acesso em: 15 out. 2015.

OECD. Organization for Economic Co-operation on Development. **Environmental Indicators: concets and terminology**. Paris : Group on the state of the environment, OECD, 1993.

_____. **To measure sustainable development**, Paris : OECD, 2000.

OROZCO, C. M. ; LOPEZ, H. E. F.; DURAN, A. A. C. **Calidad del agua del embalse de la presa la vega y su impacto en las tierras agrícolas bajo riego**. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias Centro de Investigación Regional Pacífico Centro Campo Experimental. Centro Altos de Jalisco. Tepatitlán de Morelos Jalisco, México, 2013.

OTT, W. R. **Environmental Indices: theory and practice**, Ann Arbor Science, Ann Arbor. Michigan, 371 p. 1978.

OWENS, L. B. Impacts of soil N management on the quality of surface and subsurface water. In: LAL, R.; STEWART, B.A. (ed.) **Soil processes and water quality**. Advances in soil science, Boca Raton, Lewis Publishers, p.137-162, 1994.

PACHEPSKY, Y. A.; SHELTON, D. R. Escherichia coli and fecal coliforms in freshwater and estuarine sediments. **Journal Critical Reviews in Environmental Science and Technology**. v. 41(12). p. 1067–1110, 2011

PINEDA, M. D.; SCHÄFER, A. Adequação de Critérios e Métodos de Avaliação da Qualidade de Águas Superficiais Baseada no Estudo Ecológico do Rio Gravataí, RS, Brasil. **Ciência e Cultura**. v. 39, p. 198- 206, 1987.

POMPÊO, M. L. M.; MOSCHINI-CARLOS, V. **Macrófitas aquáticas e perifíton, aspectos ecológicos e metodológicos**. São Carlos. Rima, 2003.

PORTO, M.; KELMAN, J. **Water Resources policy in Brazil**. 2005. Disponível em: <http://www.ana.gov.br>. Acesso em 03/09/2006.

PORTO, M. F. A.; BRANCO, S. M.; LUCA, S. J. Caracteriação da qualidade da água. In: PORTO, R. L. L. (Org.). **Hidrologia ambiental**. São Paulo. EDUSP-ABRH, 1991

RAY, S.; BARI, S. H.; SHUVRO, S. D. Assessment of water quality of goalichara: a water quality index based approach. **ARNP Journal of Science and Technology**. v. 5, n. 7, Jul, 2015

REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J.,G. **Águas Doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 3º Ed. São Paulo. Escrituras. 2006.

REED, M .S.; FRASER, E. D. G.; DOUGILL, A. J. 2006. An adaptive learning process for developing and applying sustainability indicators with local communities. **Ecological Economics**. n. 59. P. 406–418.

REHMANN, C.R., SOUPIR, M.R., 2009. Importance of interactions between the water column and the sediment for microbial concentrations in streams. **Water Research** 43 (18),4579–4589.

RICHTER, C. A. **Água: métodos e tecnologia de tratamento**. São Paulo: Blucher, 2009.

ROJAS, L. V.; MACÍAS, N. A.; FONSECA, D. F. El Índice de Calidad de Agua como herramienta para la gestión de los recursos hídricos. *Medio Ambiente y Desarrollo*. Año 9, No.16, 2009. Disponible em: <http://ama.redciencia.cu/articulos/16.01.pdf>. Acceso: 19/11/2013.

ROSEMOND, S. D.; DURO, D. C.; DUBE, M. Comparative analysis of regional water quality in Canada using the water quality index. *Environ Monit Assess*. 156:223–240, 2009.

RUBIO-ARIAS, H.; OCHOA-RIVERO, J. M.; QUINTANA1, R. M.; SAUCEDO-TERAN, R.; ORTIZ-DELGADO, R. C.; REY-BURCIAGA, N. I.; ESPINOZA-PRIETO, J. R. Development of a Water Quality Index (WQI) of an Artificial Aquatic Ecosystem in Mexico. *Journal of Environmental Protection*, 2013, 4, 1296-1306 Disponible em: <<http://dx.doi.org/10.4236/jep.2013.411151>> Acceso em: 15 out. 2015.

SADIQ, R.; TESHAMARIAM, S.: Probability density functions based weights for ordered weighted averaging (OWA) operators: An example of water quality indices. *European Journal of Operational Research*. n.182(3). p.1350 – 1368, 2007.

SAMBONI, N. E.; CARVAJAL, Y.; ESCOBAR, J.C. Revisión de parámetros físico-químicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. *Ingeniería e Investigación*. n. 27. p.172–181, 2007.

SÁNCHEZ, E.; COLMENAREJO, M.F.; VICENTE, J.; RUBIO, A.; GARCÍA, M.G.; TRAVIESO, L.; BORJA, R. Use of the water quality index and dissolved oxygen deficit as simple indicators of watersheds pollution. *Ecological Indicators*. n. 7(2): 315 – 328, 2007.

SANTILLI, J. *Aspectos jurídicos da Política Nacional de Recursos Hídricos*. Série Grandes Eventos – Meio Ambiente, 2007. Disponible em: <http://www.estig.ipbeja.pt/~ac_direito/Santilli.pdf>. Acceso em: 09 mar. 2017.

SEGNESTAM, L. *Indicators of Environmental and Sustainable Development*. World Bank and Oxford University Press, Oxford. 2002.

SELIG W.; HÜBENER, T.; MICHALIK, M. Dissolved and particulate phosphorus forms in a eutrophic shallow lake. *Aquatic Sciences*. v. 64, p. 97-105, 2002.

SEOÁNEZ, M. A. I. *Ingeniería del medioambiente aplicada al medio natural continental*. Segunda edición. Madrid. Mundi-Prensa, 1999. 702 p.

- SETTI, A. A.; WERNECK, J.E. F.; CHAVES, A. G. M; PEREIRA, I C. **Introdução ao gerenciamento de recursos hídricos**. 2ª ed. – Brasília: Agência Nacional de Energia Elétrica, Superintendência de Estudos e Informações Hidrológicas, 2000.
- SHOJI, H.; YAMANOTO, T.; NAKAMURA, T. Factor Analysis on Stream Pollution of the Yodo River Systems. **Air and Water Pollution**. v.10, p. 291-299, 1966.
- SILVA, A. S.; OLIVEIRA, R. **Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias**. Campina Grande – Paraíba, 2001.
- SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F. **Gestão de recursos hídricos: aspectos legais, econômicos, administrativos e sociais**. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 2005.
- SMITH, J.; EDWARDS, J.; HILGER, H.; STECK, T, R. Soil can be a reservoir for coliform bacteria released into streams. **Journal of General and Applied Microbiology**. p. 54: 173–179. 2008.
- SOLIMINI, A. G.; GULIA, P.; MANFRINOTTI, M.; CARCHINI, G. Performance of Different Biotic Indices and Sampling Methods in Assessing Water Quality in the Lowland Stretch of the Tiber River. *Hydrobiologia*. v. 422/423, p. 197-208, 2000.
- SREBOTNJAK, T.; CARR, G.; SHERBININ, A.; RICKWOOD, C.: A global Water Quality Index and hot-deck imputation of missing data. **Ecological Indicators**. 17(0). p. 108 – 119, 2012.
- STANKEY, G.H. et al. The Limits of Acceptable Change (LAC) system for wilderness planning. **General Technical Report INT**. n. 176, p.1-37, 1985.
- SWAMEE, P. B.; TYAGI, A.; MASCE, P. E. Improved method for aggregation of water quality subindices. **Journal of Environmental Engineering**. V. 133. N. 2, Feb., 2007
- TELLES, D. D.; DOMINGUES, A. F. Água na agricultura e pecuária. In: Rebouças, A. C.; Braga, B.; Tundisi, J. G. **Água Doces do Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. São Paulo. Escrituras, 2006.
- TYAGI, S.; SHARMA. B.; SINGH. P.; DOBHAL. R. Water quality assessment in terms of water quality index. **American Journal of Water Resources**. v. 1, No. 3. P.34-38. 2001.

TOLEDO, L. G. NICOLELLA, G. Índice de Qualidade de Água em Microbacia Sob Uso Agrícola e Urbano. *Scientia Agrícola*. v. 59, n. 1, p. 181-186, jan/mar. 2002.

TSEGAYE, T.; SHEPPARD, D.; ISLAM, K. R.; JOHNSON, A.; TADESSE, W.; ATALAY, A.; MARZEN, L. Development of Chemical Index as a Measure of In-stream Water Quality in Response to Land-use and Land-cover Changes. **Water, Air, and Soil Pollution**. v. 174, p. 161-179, 2006

TUCCI, C. E. M.; MARQUES, D. .M. L. (ORG.). **A avaliação e controle da drenagem urbana**. UFRS: Porto Alegre, 2000.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. São Paulo. Oficina, 2008.

TWINING-WARD, L.; BUTLER, R. Implementing STD on a Small Island: development and use of sustainable tourism development indicators in Samoa. **Journal of Sustainable Tourism**. vol. 10, n. 5, p. 363-387, 2002.

TORRES, P.; CRUZ, C.H.; PATIÑO, P., 2009. Índices de calidad de agua em fuentes superficiales utilizadas en la producción de agua para consumo humano. Una revisión crítica. **Revista Ingeniarías Universidad de Medellin**. v. 8(15), p. 79-94, 2009.

TOCANTINS. Secretaria do Planejamento. Superintendência de Planejamento e Gestão Central de Políticas Públicas: Diretoria Zoneamento Ecológico-Econômico. **Atlas do Tocantins: Subsídios ao Planejamento da Gestão Territorial**. 5. Ed. Palmas: Seplan, 2008. 62 p. Disponível em: <http://www.seplan.to.gov.br/download/20080929093220-atlas-do-Tocantins-2012-portugues.pdf>. Acesso em: 11 de fevereiro de 2015.

TOCANTINS. Lei nº 1.307, de 22 de março de 2002. Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos, e adota outras providências. Disponível em < <https://central3.to.gov.br/arquivo/225863/>>. Acesso em: 06 jan. 2017.

UMAMAHESHWARI, S. CCME water quality index in river cauvery basin at Talakadu, Southindia. **International Journal of Plant, Animal and Environmental Sciences**. V. 6, Issue-1, Jan-Mar, 2016.

VALENTIN, A., SPANGENBERG, J.H., 2000. A guide to community sustainability indicators. **Environmental Impact Assessment Review**. N. 20, p. 381–392.

VIRKUTYTE, G.; SILLANPÄ, M. Chemical Evaluation of Potable Water in Eastern Qinghai Province, China: Human health aspects. **Environment International**. v. 32, p. 80-86, 2006.

VON SPERLING, M.; **Introdução à qualidade das águas e aos tratamentos de esgotos**. 3^a Ed. Belo Horizonte - MG. Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

WANG, F.; DING, Y.; GE, L.; REN, H.; DING, L. Effect of high-strength ammonia nitrogen acclimation on sludge activity in sequencing batch reactor. **Journal of Environmental Sciences**. 22(11), 1683–1688. 10 de mar. 2010.

WARD, R. C. **Management and Monitoring of Water Quality**. Fort Collins: Chemical and Bioresource Engineering Department, Colorado State University, 1999.

WETZEL, R.G. **Limnología**. Barcelona. Omega, 1981.

WETZEL, R.G.; LIKENS, G.E. **Limnological analyses**. 2 ed. New York: Springer-Verlag, 2001.

WEINER, R. F.; MATTHEWS, R. A. **Environmental engineering**. Butterworth-Heinemann, 2003.

WHO - World Health Organization. **Guidelines for safe recreational water environments: coastal and fresh waters**. Vol.1, WHO, 2003.

WU, J. A Generic Index of Diatom Assemblages as Bioindicator of Pollution in the Keelung River of Taiwan. **Hydrobiologia**. v. 397, p. 79-87, 1999.

YISA, J.; JIMOH. T. Analytical Studies on Water Quality Index of River Landzu. **American Journal of Applied Sciences**. 2007(4), 453-458. Disponível em: <http://www.researchgate.net/profile/Jimoh_Tijani_Oladejo/publication/46179150_Analytical_Studies_on_Water_Quality_Index_of_River_Landzu/links/5404d1600cf2bba34c1d201d.pdf>. Acesso em: 16 out. 2015.

