



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL
DOUTORADO EM RECURSOS HÍDRICOS**

REJANE FELIX PEREIRA

**ESTUDO DO IMPACTO DA VARIAÇÃO DOS PARÂMETROS NO CÁLCULO
FINAL DO ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA (IQA) COMO CRITÉRIO DE
CLASSIFICAÇÃO DOS CORPOS HÍDRICOS SUPERFICIAIS**

**FORTALEZA
2015**

REJANE FELIX PEREIRA

**ESTUDO DO IMPACTO DA VARIAÇÃO DOS PARÂMETROS NO CÁLCULO
FINAL DO ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA (IQA) COMO CRITÉRIO DE
CLASSIFICAÇÃO DOS CORPOS HÍDRICOS SUPERFICIAIS.**

Tese apresentada ao Curso de Doutorado em Engenharia Civil do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil. Área de concentração: Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. Antonio Idivan Vieira Nunes.

**FORTALEZA
2015**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca de Pós-Graduação em Engenharia - BPGE

P495e

Pereira, Rejane Félix.

Estudo do impacto da variação dos parâmetros no cálculo final do índice de qualidade da água (IQA) como critério de classificação dos corpos hídricos superficiais / Rejane Félix Pereira. – 2015. 123 f. : il. color. , enc. ; 30 cm.

Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Recursos Hídricos, Fortaleza, 2015.

Área de Concentração: Recursos Hídricos.

Orientação: Prof. Dr. Antonio Idivan Vieira Nunes.

1. Recursos hídricos. 2. Água - Qualidade. 3. Gestão da qualidade da água. I. Título.

REJANE FELIX PEREIRA

**ESTUDO DO IMPACTO DA VARIAÇÃO DOS PARÂMETROS NO CÁLCULO
FINAL DO ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA (IQA) COMO CRITÉRIO DE
CLASSIFICAÇÃO DOS CORPOS HÍDRICOS SUPERFICIAIS.**

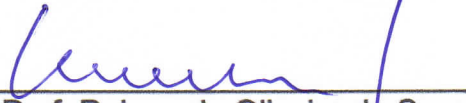
Tese apresentada ao Curso de Doutorado em Engenharia Civil do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil. Área de concentração: Recursos Hídricos.

Aprovada em: 28 / 04 / 2015

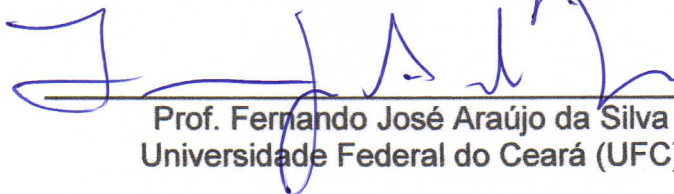
BANCA EXAMINADORA



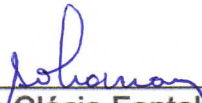
Prof. Antônio Idivan Vieira Nunes, Dr. (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)



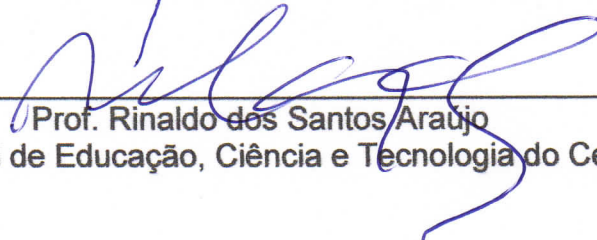
Prof. Raimundo Oliveira de Souza
Universidade Federal do Ceará (UFC)



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



Prof. Antônio Clécio Fontelles Thomaz
Universidade Estadual do Ceará (UECE)



Prof. Rinaldo dos Santos Araújo
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE)

Aos meus queridos avôs: Luis Ferreira
Lopes e João Pereira da Silva.

AGRADECIMENTOS

À Deus, pelo dom da vida, proteção e benção.

Aos meus queridos e amados pais, pelo amor, dedicação, compreensão e pelo incentivo constante.

Aos meus irmãos pelo apoio e paciência.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Antonio Idivan Vieira Nunes, por ter aceitado me orientar, pelo apoio, ensinamentos e incentivos.

Ao professor Marco Aurélio Holanda de Castro, pelos ensinamentos, incentivos e oportunidades.

Aos professores, Dr. Iran Eduardo Lima Neto, Dr. Suetônio Mota, Dr. Raimundo Souza pelas preciosas sugestões e contribuições no exame de qualificação.

Aos professores, Dr. Raimundo Oliveira de Souza, Dr. Fernando José Araújo da Silva, Dr. Antônio Clécio Fontelles Thomaz e Dr. Rinaldo dos Santos Araújo pela disposição em participar da banca examinadora.

À Companhia de Gerenciamento dos Recursos Hídricos de Estado do Ceará – COGERH, na pessoa de Walt Disney Paulino pela amizade e disponibilidade dos dados.

A todos os funcionários do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, e em especial a: Shirley, Edineuza, Umbelina, Joviene e Chavier.

Aos amigos que fiz ao longo curso.

À coordenação de Aperfeiçoamento de Nível Superior (CAPES), pela bolsa de pesquisa.

“A menos que modifiquemos a nossa
maneira de pensar, não seremos capazes
de resolver os problemas causados pela
forma como nos acostumamos a ver o
mundo”.
(Albert Einstein).

RESUMO

A água é uma substância indispensável para a vida, e por isso, desde a década de 1960 a sociedade exige soluções para mitigar sua deterioração da qualidade da água. A partir de então, iniciou-se o monitoramento da qualidade das águas. Esse monitoramento é realizado através de índices que foram e estão sendo desenvolvidos ou melhorados com a finalidade de sintetizar todas as características das substâncias presentes na água de um manancial em um único número. O índice de qualidade da água mais utilizado em todo o mundo é o IQA, que foi desenvolvido em 1970 pela National Sanitation Foundation (NSF) e mais tarde foi adaptado pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) para ser utilizado no Brasil. Em 2005 o Instituto de Gestão das Águas de Minas (IGAM) desenvolveu um programa para determinação do IQA, o chamado Sistema de cálculo de Qualidade da Água (SCQA), e limitou as faixas de qualidades em intervalos diferentes das adotadas pela CETESB. Assim, com o objetivo de facilitar a tomada de decisão em relação à gestão da qualidade das águas de um manancial, foi desenvolvido nesta pesquisa um programa na plataforma Matlab que determina o valor do IQA pelas metodologias da CETESB e do IGAM/SCQA e realiza simulações para prever os parâmetros que devem ser controlados para manter a atual qualidade da água e os que devem ser trabalhados (elevados ou reduzidos) para obtenção do valor do IQA desejado no manancial. O programa analisa ainda se os valores dos parâmetros estão dentro das faixas de classificação das águas doces segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005. Para simulação foram montados três cenários, no primeiro o IQA pertencia a faixa de qualidade péssima, no segundo, o IQA pertencia a faixa de qualidade razoável, segundo a metodologia de cálculo do IGAM/SCQA, e a faixa de qualidade boa, de acordo com metodologia de cálculo da CETESB, e no terceiro cenário, o IQA pertencia a faixa de qualidade de qualidade ótima. O programa apresentou os parâmetros que deveriam ser trabalhados para obtenção de diferentes valores de IQA.

Palavras-Chave: IQA. Gestão da Qualidade da Água. Monitoramento.

ABSTRACT

Water is an essential ingredient for life, and so from the 1960 society demands solutions to mitigate deterioration of water quality. Since then, it began monitoring water quality. This monitoring is performed through indexes that have been and are being developed or improved in order to synthesize all the features of these substances in the water of a fountain on a single number. The quality index of more water used worldwide is the WQI, which was developed in 1970 by the National Sanitation Foundation (NSF) and was later adapted by the Environmental Sanitation Technology (CETESB) for use in Brazil. In 2005 the Institute of Minas Water Management (IGAM) developed a program to determine the WQI, called the Water Quality Calculation system (SCQA), and limited the qualities of tracks at different intervals of the adopted by CETESB. Thus, in order to facilitate decision making for the management of water quality of a spring it was developed in this study a program in Matlab platform that determines the value of the WQI methodologies CETESB and IGAM/SCQA and performs simulations to predict the parameters that must be controlled to maintain the current water quality and that should be worked (high or low) to obtain the desired value of the WQI in spring. The program also examines whether the parameter values are within the freshwater classification ranges according to CONAMA Resolution N° 357/2005. For simulation were mounted three scenarios, the first belonged to the WQI of poor quality range in the second, the WQI belonged to reasonable quality range, according to the calculation methodology of IGAM/SCQA, and good quality range, according to CETESB calculation methodology, and the third scenario, the WQI belonged to optimum quality quality range. The program presented the parameters that should be worked to obtain different values of WQI.

Keywords: WQI. Water Quality Management. Monitoring.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Agentes de alteração da qualidade de lagos e reservatórios.....	24
Figura 2 - Curvas de Qualidade Padrão das variáveis do ISTO.....	31
Figura 3 - Fluxograma da metodologia proposta.....	41
Figura 4 - Curvas médias de variação de qualidade dos subíndices.	45
Figura 5 - Interface do programa desenvolvido mostrando a variação do IQA com a variação do OD no cenário 1.	62
Figura 6 - Interface do programa desenvolvido mostrando a variação do IQA com a variação do CT no cenário 1.....	63
Figura 7 - Variação do IQA em relação à variação do pH no cenário 1.	63
Figura 8 - Variação do IQA em relação à variação da DBO no cenário 1.	64
Figura 9 - Variação do IQA em relação à variação dos Nitratos totais no cenário 1.	64
Figura 10 - Variação do IQA em relação à variação dos Fosfatos totais no cenário 1.	65
Figura 11 - Variação do IQA em relação à variação da Turbidez no cenário 1.	65
Figura 12 - Variação do IQA em relação à variação dos Sólidos Totais no cenário 1.	66
Figura 21 - Interface do programa desenvolvido mostrando a variação do IQA com a variação do OD.	83
Figura 22 - Variação do IQA em relação à variação dos CT.	84
Figura 23 - Interface do programa desenvolvido mostrando a variação do IQA com a variação do pH.	99

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Parâmetros de Qualidade da Água do IQA e pesos para o somatório	44
Tabela 2 – Parâmetros de Qualidade da Água do IQA e respectivos pesos para o produtório.	46
Tabela 3 – Classificação das faixas do IQA	47
Tabela 4 – Valor dos parâmetros e do IQA em seus respectivos cenários.	60
Tabela 5 – Dados de saída do cenário 1, metodologia IGAM/SCQA.	66
Tabela 6 – Dados de saída do cenário 1, metodologia CETESB.	68
Tabela 7 – Variação do IQA em relação à variação do oxigênio dissolvido com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA do cenário 1.	75
Tabela 8 – Variação do IQA em relação à variação dos coliformes com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA do cenário 1.	76
Tabela 9 – Variação do IQA em relação à variação do pH com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA do cenário 1.	77
Tabela 10 – Variação do IQA em relação à variação da DBO com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA do cenário 1.	78
Tabela 11– Variação do IQA em relação à variação da NO ₃ com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA do cenário 1.	79
Tabela 12– Variação do IQA em relação à variação do PO ₄ com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA do cenário 1.	80
Tabela 13 – Variação do IQA em relação à variação da TU com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA do cenário 1.	81
Tabela 14 – Variação do IQA em relação à variação dos ST com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA do cenário 1.	82
Tabela 15 – Dados de saída do cenário 2, metodologia IGAM/SCQA.	86
Tabela 16 – Dados de saída do cenário 2, metodologia CETESB.	86
Tabela 17 – Variação do IQA em relação à variação do oxigênio dissolvido com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA do cenário 2.	91
Tabela 18 – Variação do IQA em relação à variação dos coliformes com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA do cenário 2.	92
Tabela 19 – Variação do IQA em relação à variação do pH com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA do cenário 2.	93

Tabela 20 – Variação do IQA em relação à variação da DBO com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA do cenário 2.....	94
Tabela 21 – Variação do IQA em relação à variação da NO3 com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA do cenário 2.....	95
Tabela 22 – Variação do IQA em relação à variação do PO4 com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA do cenário 2.....	96
Tabela 23 – Variação do IQA em relação à variação da TU com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA do cenário 2.....	97
Tabela 24 – Variação do IQA em relação à variação dos ST com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA do cenário 2.....	98
Tabela 25 – Dados de saída do cenário 3, metodologia IGAM/SCQA.....	101
Tabela 26 – Dados de saída do cenário 3, metodologia CETESB.....	102
Tabela 27 – Variação do IQA em relação à variação do oxigênio dissolvido com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA do cenário 3. ..	107
Tabela 28 – Variação do IQA em relação à variação dos coliformes com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA do cenário 3. ..	108
Tabela 29 – Variação do IQA em relação à variação do pH com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA do cenário 3.....	109
Tabela 30 – Variação do IQA em relação à variação da DBO com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA no cenário 3.....	110
Tabela 31– Variação do IQA em relação à variação da NO3 com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA no cenário 3.....	111
Tabela 32– Variação do IQA em relação à variação do PO4 com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA do cenário 3.....	111
Tabela 33 – Variação do IQA em relação à variação da TU com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA do cenário 3.....	113
Tabela 34 – Variação do IQA em relação à variação dos ST com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA no cenário 3.....	114

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
IAP	Índice de Qualidade da Água Bruta para fins de Abastecimento Público
IET	Índice de Estado Trófico
IGAM	Instituto Mineiro de Gestão das Águas
IN	Índice de Balneabilidade
IQA	Índice de Qualidade das Águas
IVA	Proteção da Vida Aquática
NSF	National Sanitation Foundation
SCQA	Sistema de Cálculo da Qualidade da Água
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
ANA	Agencia Nacional de Águas
ISTO	Índice de Substâncias Tóxicas e Organolépticas
COPAM	Conselho Estadual de Política Ambiental
CERH-MG	Conselho Estadual de Recursos Hídricos de Minas Gerais
IPMCA	Índice de Variáveis Mínimas para a Preservação da Vida Aquática
MMA	Ministério do Meio Ambiente
O.D.	Percentual de oxigênio dissolvido saturado
C.T.	Concentração de coliformes termotolerantes
pH	Potencial hidrogenionico
D.B.O	Concentração da demanda bioquímica de oxigênio
NO ₃	Concentração dos nitratos totais
PO ₄	Concentração de fosfatos totais
TU	Valor da turbidez
S.T.	Concentração dos sólidos totais

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	17
1.1	Considerações iniciais	17
1.2	Objetivo	19
1.2.1	Objetivo geral	19
1.2.2	Objetivos específicos	19
1.3	Metodologia Utilizada	20
1.4	Estrutura do Trabalho	20
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	22
2.1	Gestão da Qualidade dos Recursos Hídricos	22
2.2	Reservatórios	22
2.2.1	Os principais agentes de deterioração da qualidade das águas	22
2.3	Parâmetros de Qualidade da Água	24
2.3.1	Padrões de qualidade das águas	25
2.4	Monitoramento da Qualidade das Águas	27
2.5	Técnicas de Avaliação de Vulnerabilidade de Águas Superficiais	28
2.5.1	Índice de qualidade da água (IQA)	29
2.5.2	Índice de qualidade da água bruta - abastecimento público (IAP)	30
2.5.3	Índice de estado trófico (IET)	31
2.5.4	Índice de contaminação por tóxicos	32
2.5.5	Índice de balneabilidade (IB)	33
2.5.6	Índice de qualidade de água para a proteção da vida aquática (IVA)	34
2.6	Índice de Qualidade da Água (IQA)	34
2.6.1	Histórico	36
2.7	Limitações do IQA	39
3	METODOLOGIA	41
3.1	Elaboração da Ferramenta em MATLAB	42
3.1.1	Determinação do índice de qualidade de água – NSF	43
3.1.2	Determinação do índice de qualidade de água – CETESB	46
3.1.3	Determinação do índice de qualidade de água – SCQA	54
3.2	Concepção dos Cenários	59
3.3	Análise dos Cenários	60

4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	61
4.1	Análise do IQA - Variação Individual dos Parâmetros do Cenário 1	61
4.1.1	Metodologia IGAM/SCQA	61
4.1.2	Metodologia CETESB	68
4.2	Análise do IQA – Variação dupla dos Parâmetros do Cenário 1	69
4.2.1	Metodologia IGAM/SCQA e metodologia CETESB	69
4.3	Análise do IQA - Variação Individual dos Parâmetros do Cenário 2	83
4.3.1	Metodologia IGAM/SCQA	83
4.3.2	Metodologia CETESB	86
4.4	Análise do IQA – Variação dupla dos Parâmetros do Cenário 2	88
4.4.1	Metodologia IGAM/SCQA e metodologia CETESB	88
4.5	Análise do IQA - Variação Individual dos Parâmetros do Cenário 3	99
4.5.1	Metodologia IGAM/SCQA	99
4.5.2	Metodologia CETESB	102
4.6	Análise do IQA – Variação dupla dos Parâmetros do Cenário 3	104
4.6.1	Metodologia IGAM/SCQA e metodologia CETESB	104
5	CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES	115
	REFERÊNCIAS	118

1 INTRODUÇÃO

1.1 Considerações iniciais

A Revolução Industrial do século XVIII ocasionou o rápido crescimento demográfico urbano, que culminou com necessidade de instalação de sistemas de infraestrutura que garantisse água em quantidade e qualidade adequada para consumo humano e industrial.

Somente mais tarde, no final do século XIX, é que se começou a dispensar maior atenção à proteção da qualidade da água de abastecimento, desde sua captação até a entrega ao consumidor. Essa preocupação se baseou nas descobertas que foram realizadas a partir de então, quando diversos cientistas mostraram que havia uma relação entre a água e a transmissão de várias doenças causadas por agentes físicos, químicos e biológicos.

A água é uma das substâncias mais importantes, portanto, sua qualidade e quantidade necessárias são fatores determinantes para sobrevivência humana. Por isso, a água deve atender às condições mínimas para que possa ser ingerida ou utilizada para fins higiênicos, o que se consegue por meio de tratamento, quando a água do manancial oferece risco à saúde pública.

O século XX foi caracterizado pela crescente economia fundamentada na exploração dos recursos naturais esgotáveis que era baseada na ocupação urbana e no desenvolvimento agrícola e industrial nas margens dos mananciais, o que ocasionou crescente deterioração da qualidade da água, prejudicando o seu uso para o abastecimento doméstico. Daí, surgiram, na década de 1960, os primeiros movimentos ambientalistas motivados pela contaminação das águas. Esses movimentos se fortaleceram na década de 1970, que foi marcada pelo crescimento das revoluções comportamentais. Nessa época, a sociedade passou a exigir soluções para os problemas ambientais que se apresentavam. Iniciou-se, então, o monitoramento da qualidade das águas com o objetivo de determinar o melhor tratamento a ser dispensado conforme as necessidades de utilização pela sociedade.

Para caracterização da qualidade da água são analisados fenômenos físico-químicos e biológicos que são associados a diversos parâmetros, dificultando a avaliação de suas interrelações.

Definiu-se, deste modo, sintetizar esses fenômenos, por meio de um único número e relacioná-lo a um estado de qualidade da água, tornando-os mais compreensível à sociedade em geral. Em contrapartida, durante o processo de síntese podem ocorrer perdas de informações sobre o comportamento de cada parâmetro analisado.

Segundo ANA (2014a) os principais índices de qualidade da água utilizados no Brasil são: Índice de Qualidade das Águas (IQA), Índice de Qualidade da Água Bruta para fins de Abastecimento Público (IAP), Índice de Estado Trófico (IET), Índice de Contaminação por Tóxicos, Índice de Balneabilidade (IB) e o Índice de Qualidade de Água para a Proteção da Vida Aquática (IVA).

O Índice de Qualidade das Águas (IQA) foi desenvolvido pela *National Sanitation Foundation* (NSF) e adaptado pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) do Estado de São Paulo para ser utilizado no Brasil com o objetivo de avaliar a qualidade da água bruta, tendo em vista seu uso para o abastecimento humano após tratamento adequado.

O IQA classifica a qualidade de um determinado manancial em cinco faixas - péssima, ruim, razoável, boa e ótima - que permitem comparações entre diferentes cursos d'água, passando informações referentes à qualidade da água, inclusive em relação à tendência da evolução da qualidade com o passar do tempo. Tais informações são importantes, pois oferecem à sociedade conhecimento adequado da qualidade das águas superficiais, de forma a subsidiar os tomadores de decisão ou gestores de recursos hídricos e de meio ambiente na definição de políticas públicas para a recuperação da qualidade das águas, contribuindo com a gestão sustentável dos recursos hídricos.

As águas dentro das faixas razoável, boa e ótima são consideradas próprias para o abastecimento público após tratamento convencional. Já as que estão nas faixas ruim ou péssima necessitam de tratamentos mais sofisticados, aumentando o custo da água tratada.

O IQA é particularmente sensível à contaminação por esgotos domésticos, o que justifica sua utilização, visto que, esta ainda é a principal pressão sobre a qualidade das águas brasileiras (CETESB, 2014a).

1.2 Objetivo

1.2.1 *Objetivo geral*

O Índice de Qualidade da Água ainda é o índice mais utilizado no mundo e é um dos instrumentos de gestão das águas aplicado no Brasil.

Com o objetivo de facilitar e sistematizar a avaliação do IQA, este trabalho apresenta o desenvolvimento de uma ferramenta, através da utilização do *software* Matlab, para verificar a influência de cada parâmetro, individual e associado dois a dois, na mudança de faixa de classificação do IQA determinado pelas equações do SCQA (Sistema de Cálculo da Qualidade da Água) desenvolvidas pelo IGAM (Instituto Mineiro de Gestão das Águas) e usando as equações desenvolvidas pela CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental).

1.2.2 *Objetivos específicos*

- Definição do(s) parâmetro(s) a ser(em) monitorados com maior frequência;
- Direcionamento de políticas públicas para manter ou aumentar o IQA;
- Verificação se os parâmetros estão dentro dos limites preconizados na Resolução CONAMA nº 357/2005;
- Verificação de qual metodologia de cálculo (CETESB ou IGAM/SCQA) mais influencia a mudança de faixa do IQA.

1.3 Metodologia Utilizada

A metodologia utilizada nesta pesquisa é de natureza descritiva e experimental, na qual, inicialmente foram coletadas informações sobre equações utilizadas por cada instituição aqui estudada na determinação do IQA para posterior exploração dos parâmetros utilizados por cada equação.

Em seguida, foi realizada uma busca na literatura, cujo objetivo foi compreender melhor o tema proposto e reunir subsídios para reflexão.

Posteriormente, as equações para determinação do IQA foram inseridas no Matlab e foi desenvolvida uma interface gráfica de fácil manuseio para avaliação dos resultados.

Com as informações obtidas foram montados cenários para posterior análise da variação do IQA em função do valor de cada parâmetro de forma individual e associados dois a dois.

1.4 Estrutura do Trabalho

Este estudo está organizado da seguinte maneira:

O capítulo 1 trata de uma breve introdução, apresentando a justificativa e os objetivos do tema abordado.

O capítulo 2 aborda revisão da literatura sobre gestão da qualidade dos recursos hídricos, reservatórios, parâmetros de qualidade das águas, monitoramento da qualidade da água, técnicas de avaliação de vulnerabilidade das águas superficiais, índice de qualidade da água e suas limitações.

O capítulo 3 versa sobre a metodologia adotada para elaboração deste estudo, apresentando a elaboração da ferramenta em MATLAB, as equações utilizadas, concepção e escolha dos cenários.

O capítulo 4 apresenta os resultados e as análises dos cenários escolhidos no capítulo 3.

Já o capítulo 5 expõe as conclusões e as propostas para futuros trabalhos.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Gestão da Qualidade dos Recursos Hídricos

Na década de 1980, a gestão da qualidade das águas superficiais tinha como foco combater a fonte pontual de poluentes. Atualmente, conforme afirma Chapra (2008), essa gestão vai muito além do problema da fonte pontual, ou seja, ela abrange todas as fontes de poluição.

Martins (2010) salienta que na gestão da qualidade das águas superficiais são utilizadas três ferramentas principais, a saber: o monitoramento, a análise teórica e a modelação matemática. Embora cada ferramenta tenha suas vantagens, todas também têm pontos desfavoráveis, fazendo com que apenas o uso conjunto seja realmente produtivo nos problemas de gestão ambiental.

2.2 Reservatórios

Reservatórios são sistemas artificiais construídos pelo homem para atender a finalidades específicas, tais como, geração de energia elétrica, irrigação, abastecimento d'água, recreação, pesca, entre outras.

Straskraba e Tundisi (2013) afirmam que para uma análise dos aspectos relacionados à qualidade da água, deve-se considerar o reservatório como um ecossistema composto por subsistemas (químicos, físicos e biológicos) que interagem entre si, pois a visão holística é fundamental para o gerenciamento dos reservatórios.

2.2.1 Os principais agentes de deterioração da qualidade das águas

Martins (2010) destaca que os principais agentes de deterioração da qualidade das águas armazenadas em lagos e reservatórios, a partir dos elementos orgânicos e inorgânicos conservados na área inundada ou introduzidos durante e após a inundação são:

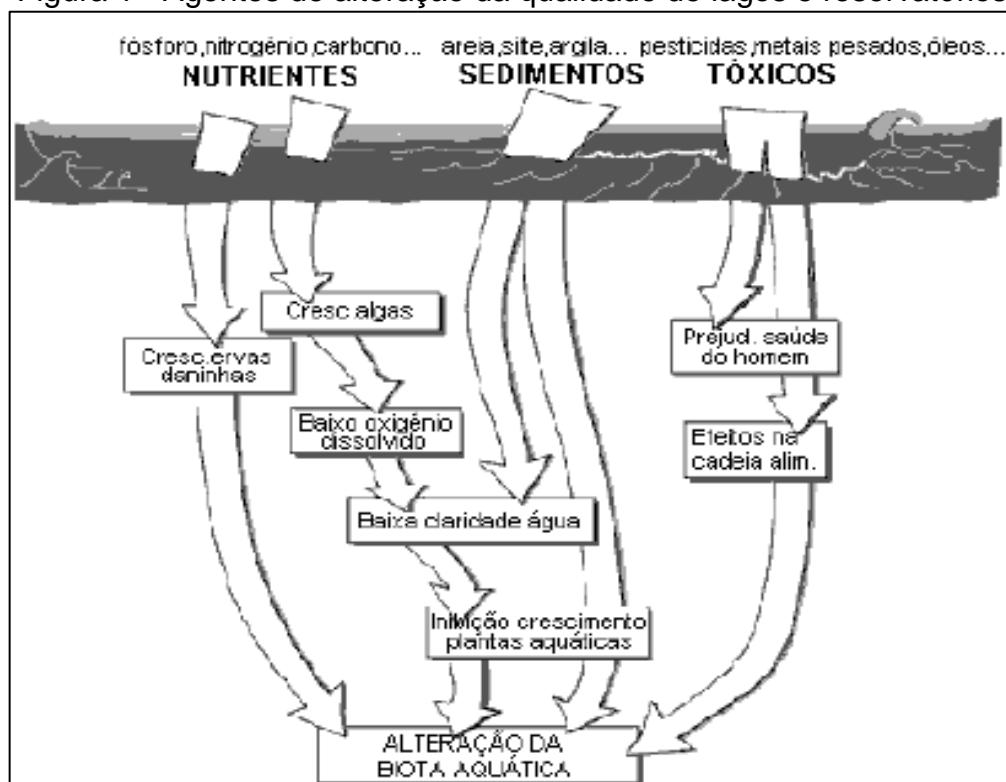
- Carreamento de nutrientes das habitações pelos esgotos e do solo agrícola pelas enxurradas, respectivamente (em especial o fósforo, nitrogênio e carbono);
- Transporte de sedimentos da bacia de drenagem (areia, silte e argila) e decomposição da matéria orgânica de plantas e animais (algas, plâncton, etc.) existentes no próprio lago/reservatório;
- Introdução de produtos tóxicos (pesticidas e metais pesados), organolépticos (clorofenóis) e seres patogênicos, pelo ar, pelos esgotos e pela chuva (ácido sulfúrico, mercúrio, etc.).

Ainda, segundo Martins (2010), os nutrientes são elementos essenciais ao desenvolvimento da biota aquática e que podem, quando em excesso, provocar a eutrofização dos lagos e reservatórios, ou seja, o seu enriquecimento exagerado de nutrientes gera danos consideráveis para o meio ambiente. Os principais nutrientes são o Fósforo, Nitrogênio, Carbono e Sílica.

Martins (2010), ainda define que os sedimentos são materiais sólidos e semifluidos depositados no leito dos lagos e reservatórios por causa do carreamento pelas enxurradas (de areia, silte e argila) da bacia de contribuição. São formados também pela deposição de matéria orgânica em decomposição (originada na bacia ou na própria água) ou por outro meio. E que as substâncias tóxicas permanecem retidas por mais tempo nas águas e sedimentos dos lagos e reservatórios do que na água corrente dos córregos e rios, aumentando naqueles o risco à exposição em termos de concentração e duração, quer para a biota aquática como para o homem, que depende da água para beber ou de alimentos, como os peixes, retirados dos mesmos.

A Figura 1 esquematiza os agentes que influenciam a qualidade das águas em reservatórios.

Figura 1 - Agentes de alteração da qualidade de lagos e reservatórios.



Fonte: Martins (2010).

2.3 Parâmetros de Qualidade da Água

A avaliação da qualidade da água é um processo global de verificação da natureza física, química e biológica da água, em relação à sua qualidade natural, efeitos das ações antrópicas e dos usos esperados (MARQUES, 2002).

Para Von Sperling (2005), a água contém diversos componentes, os quais provêm do próprio ambiente natural ou foram introduzidos pela ação do homem. Para caracterizar uma água, são determinados diversos parâmetros que representam as suas características físicas, químicas e biológicas. Esses parâmetros são indicadores da qualidade da água e constituem impurezas quando alcançam valores superiores aos estabelecidos para determinado uso.

- Parâmetros Físicos

São os parâmetros relacionados à estética da água que, dependendo da quantidade, podem indicar processos que influenciem na qualidade da água.

Os principais parâmetros físicos presentes na água são: temperatura, sabor e odor, cor, turbidez, sólidos/resíduo total.

- Parâmetros Químicos

São os parâmetros relacionados às reações químicas presentes na água, tais como: pH (potencial hidrogeniônico), alcalinidade, dureza, cloretos, ferro e manganês, nitrogênio total, fósforo total, fluoretos, oxigênio dissolvido (OD), matéria orgânica, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), componentes inorgânicos, componentes orgânicos e condutividade elétrica.

- Parâmetros Biológicos

São parâmetros analisados sob o ponto de vista de organismos indicadores, tais como coliformes termotolerantes e algas.

2.3.1 *Padrões de qualidade das águas*

Segundo Ott (1978), pode-se concluir que a diversidade de parâmetros utilizados nos diversos índices aparentemente é resultado de diferentes suposições a respeito da importância atribuída a cada um deles.

Mota (2006) relata que os padrões de qualidade da água variam para cada tipo de uso. Os teores máximos de impurezas permitidos na água são estabelecidos em função dos seus usos. Esses teores constituem os padrões de qualidade, os quais são fixados por entidades públicas, com o objetivo de garantir que a água a ser utilizada para um determinado fim não contenha impurezas que venham a prejudicá-lo.

Portanto, os padrões de potabilidade (água destinada ao abastecimento humano) são diferentes dos de balneabilidade (água para fins de recreação de contato primário), os quais, por sua vez, não são iguais aos estabelecidos para a água de irrigação ou destinada ao uso industrial. Mesmo entre as indústrias, existem requisitos variáveis de qualidade, dependendo do tipo de processamento e dos produtos das mesmas (MOTA, 2006).

Porto (1991) enfatiza que os padrões de qualidade das águas são utilizados para que possam regulamentar e controlar os níveis de qualidade a serem mantidos em um corpo de água, dependendo do uso a que ele está destinado.

A Portaria nº 2914 de 12 de dezembro de 2011 do Ministério da Saúde estabelece os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Nela, são apresentados os valores máximos permitidos de alguns parâmetros para água potável com o padrão de aceitação de consumo humano após o processo de tratamento da água.

No Brasil, os padrões de qualidade das águas são estabelecidos pela Resolução do CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005 (alterada pelas resoluções CONAMA nº 410/2009 e nº 430/2011), que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e as diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

A referida resolução divide as águas em três grupos, de acordo com o percentual de salinidade apresentado. Dentro de cada grupo as águas são classificadas em classes conforme a qualidade requerida para seus usos preponderantes. A Resolução do CONAMA nº 357 estabelece, ainda, os limites máximos dos parâmetros utilizados na determinação do Índice de Qualidade das Águas (IQA) para as classes I a IV do grupo de águas doces.

Oliveira e Marques (2008) enfatizam que a legislação brasileira sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais, embora possua referência ao equilíbrio ecológico aquático, o qual não deve ser afetado pela degradação da qualidade das águas, não considera a dimensão ecológica dos corpos hídricos, aproveitando somente os parâmetros físicos, químicos e biológicos.

2.4 Monitoramento da Qualidade das Águas

Gastaldini e Mendonça (2001) definem que a avaliação da qualidade de água é um estudo das características físicas, químicas e biológicas da água, relativas a determinados usos, particularmente aqueles que afetam a saúde pública e o ecossistema em si, enquanto que monitoramento da qualidade da água é a coleta de informações em locais fixos e em intervalos regulares para aquisição de dados que permitam o conhecimento das condições atuais e da evolução da qualidade. Diferenciam-se assim, os principais objetivos da avaliação e do monitoramento da qualidade de água, como sendo avaliação da qualidade da água a verificação do fato da qualidade ser adequada para determinados usos, enquanto o monitoramento é a verificação de tendências na qualidade do meio aquático e a observação da forma como este é afetado por contaminantes, atividades antrópicas e/ou processos de tratamento de efluentes.

Koide e Souza (2001) definem qualidade da água como o conjunto de características químicas, físicas e biológicas, relacionadas com o seu uso para um fim específico.

Benvenuti et al. (2013) afirmam que o monitoramento de corpos hídricos proporciona informações importantes para o gerenciamento da bacia hidrográfica, e com isso, permite o diagnóstico e previsões de cenários com o objetivo de promover o desenvolvimento sustentável da região. O monitoramento efetivo envolve análises químicas, físicas e bacteriológicas, que permitem diagnosticar a qualidade da água em cada ponto avaliado. O uso de indicadores de qualidade de água consiste no emprego de variáveis que se correlacionam com as alterações ocorridas na microbacia, sejam estas de origens antrópica ou natural. Cada sistema lótico possui características próprias, o que torna difícil estabelecer uma única variável como um indicador padrão para qualquer sistema hídrico.

A Agência Nacional de Águas (2014a) afirma ainda que as práticas relacionadas ao monitoramento de qualidade de água incluem a coleta de dados e de amostras de água em locais específicos, feita em intervalos regulares de tempo, de modo a gerar informações que possam ser utilizadas para a definição das condições presentes de qualidade da água.

Uma avaliação criteriosa da qualidade da água requer, portanto, uma estrutura metodológica que seja capaz de integrar variáveis representativas dos processos alteradores das suas condições estruturais, bem como das respostas à ação dos estímulos externos, que podem variar (em escala) do nível individual ao ecossistêmico (BOLLMANN; EDWIGES, 2008).

Para uma avaliação adequada da qualidade da água, podem ser utilizadas diversas configurações, em termos de localização dos pontos de monitoramento, de periodicidade e de tipo de parâmetros monitorados, sempre em função dos objetivos visados (ANA, 2014a).

2.5 Técnicas de Avaliação de Vulnerabilidade de Águas Superficiais

Os números índice (ou apenas índice) são indicadores que comparam as variações de um fenômeno complexo no tempo ou em outras situações diversas, ou seja, é um número que permite sintetizar e apresentar de forma eficaz a natureza das alterações em uma ou em várias variáveis que compõem um fenômeno.

Conforme Abbasi et al. (2012), os índices são os únicos números ordinais, formados da combinação de variáveis que compõem o fenômeno a ser analisado. E são utilizados para facilitar a compreensão e interpretação das variáveis que contribuíram para sua formação. Segundo Fisher e Shell (1972), a utilização de um índice para representar o estado de um fenômeno se originou na economia e no comércio.

Abbasi et al. (2012) afirmam ainda que, os índices também têm sido amplamente utilizados na ecologia para representar riqueza de espécies e uniformidade, e em muitos outros campos, tais como medicina, sociologia, segurança de processos, engenharias e etc.

Para Sadiq et al. (2010), índices são representações compostas de uma condição ou situação derivada de uma série de variáveis observadas ou medidas, cujo objetivo é resumir um grande volume de informações em um único número, que

é fácil de entender e de interpretar, podendo ser usado como ferramenta de comunicação e para caracterizar o estado de um sistema específico.

De acordo com Sadiq et al. (2010), Índices ambientais são índices que fornecem uma imagem única composta de uma ou várias condições ambientais de cada sistema específico. Esses índices são utilizados como ferramentas de comunicação pelas agências reguladoras para descrever a "qualidade" ou "saúde" de um sistema ambiental específico (por exemplo, ar, água, solo e sedimentos) e avaliar o impacto das políticas de regulação em várias práticas de gestão ambiental.

Para Gastaldini e Teixeira (2003), os índices de qualidade da água devem ser utilizados para a tomada de decisão na fase de planejamento e não devem ser aplicados quando se necessita de conhecimento mais detalhado do corpo d'água.

A Agência Nacional de Águas (2014b) indica que o uso de índices de qualidade da água surge da necessidade de sintetizar a informação sobre vários parâmetros físico-químicos, visando informar a população e orientar as ações de planejamento e gestão da qualidade da água. Os índices facilitam a comunicação com o público leigo, já que permitem sintetizar várias informações em um número único. Por outro lado, neste processo de síntese ocorre a perda de informação sobre o comportamento dos parâmetros analisados. Portanto, qualquer análise mais detalhada deve considerar os parâmetros individuais que determinam a qualidade das águas.

O Brasil intensificou a adoção do IQA a partir de um relatório anual de 1972 elaborado pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente, no qual se verificou a necessidade da utilização de índices para o meio ambiente (MMA, 2003).

2.5.1 *Índice de qualidade da água (IQA)*

O IQA foi desenvolvido para avaliar a qualidade da água bruta visando seu uso para o abastecimento público, após tratamento. Os parâmetros utilizados no cálculo do IQA são em sua maioria indicadores de contaminação causada pelo lançamento de esgotos domésticos. A avaliação da qualidade da água obtida pelo IQA apresenta limitações, já que este índice não analisa vários parâmetros

importantes para o abastecimento público, tais como substâncias tóxicas (ex.: metais pesados, pesticidas, compostos orgânicos), protozoários patogênicos e substâncias que interferem nas propriedades organolépticas da água.

2.5.2 *Índice de qualidade da água bruta - abastecimento público (IAP)*

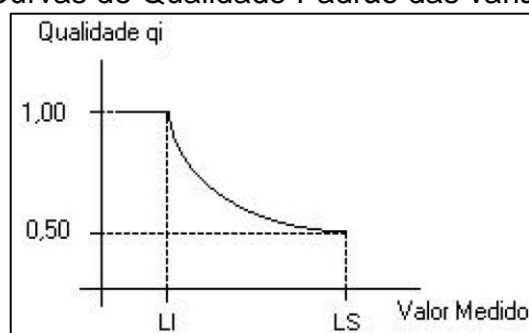
O Índice de Qualidade da Água Bruta para fins de Abastecimento Público (IAP) foi criado por um Grupo Técnico composto por integrantes da CETESB, SABESP, institutos de pesquisa e universidades. O índice é composto por três grupos de parâmetros, a saber (CETESB, 2014c):

- *Índice de Qualidade das Águas (IQA):* temperatura d'água, pH, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, coliformes termotolerantes, nitrogênio total, fósforo total, resíduo total e turbidez;
- *Parâmetros que avaliam a presença de substâncias tóxicas:* teste de mutagenicidade, potencial de formação de trihalometanos, cádmio, chumbo, cromo total, mercúrio e níquel;
- *Parâmetros que afetam a qualidade organoléptica da água:* fenóis, ferro, manganês, alumínio, cobre e zinco.

Os parâmetros que avaliam a presença de substâncias tóxicas e que afetam a qualidade organoléptica são compostos de maneira a fornecer o Índice de Substâncias Tóxicas e Organolépticas (ISTO).

Para cada parâmetro incluído no ISTO são estabelecidas curvas de qualidade que atribuem ponderações variando de 0 a 1. As curvas de qualidade, representadas através do potencial de formação de trihalometanos e da quantidade de metais, foram construídas utilizando-se dois níveis de qualidade (qi), que associam os valores numéricos 1,0 e 0,5, respectivamente, ao limite inferior (LI) e ao limite superior (LS), conforme apresentado na Figura 2.

Figura 2 - Curvas de Qualidade Padrão das variáveis do ISTO



Fonte: CETESB (2014c).

As faixas de variação de qualidade (q_i), que são atribuídas aos valores medidos para o potencial de formação de trihalometanos, para os metais que compõem o ISTO, refletem as seguintes condições de qualidade da água bruta destinada ao abastecimento público:

Valor medido < LI: águas adequadas para o consumo humano. Atendem aos padrões de potabilidade da Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde em relação às variáveis avaliadas.

LI < Valor medido < LS: águas adequadas para tratamento convencional. Atendem aos padrões de qualidade da classe 3 da Resolução CONAMA 357/05 em relação às variáveis determinadas.

Valor medido > LS: águas que não devem ser submetidas apenas a tratamento convencional. Não atendem aos padrões de qualidade da classe 3 da Resolução CONAMA 357/05 em relação às variáveis avaliadas.

2.5.3 Índice de estado trófico (IET)

Esteves (2011) define eutrofização como o aumento da concentração de nutrientes, sobretudo fósforo e nitrogênio, nos ecossistemas aquáticos, que tem como consequência o aumento de suas produtividades. Esse processo advém principalmente em lagos e represas, embora possa ocorrer mais raramente em rios, uma vez que as condições ambientais destes são mais desfavoráveis para o crescimento de algas.

Von Sperling (2009) afirma que de todos os fenômenos poluidores da água, a eutrofização é aquele que apresenta as características mais complexas, em função de sua base essencialmente biológica, assegurando que o conceito de eutrofização relaciona-se com uma superfertilização do ambiente aquático, em decorrência da presença de nutrientes, implicando em um crescimento excessivo de plantas aquáticas, caracterizando-se, assim, o estabelecimento da eutrofização.

A eutrofização é o processo progressivo de enriquecimento de nutrientes dos sistemas de água. O aumento em nutrientes conduz a um aumento da produtividade do sistema de água, o que pode resultar em um aumento excessivo na biomassa de algas ou de outros produtores primários, tais como macrófitas ou erva de pato.

O Índice do Estado Trófico tem por finalidade classificar corpos d'água em diferentes graus de trofia, ou melhor, avalia a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas ou ao aumento da infestação de macrófitas aquáticas.

Como principais efeitos da eutrofização citam-se: maus odores e mortandade de peixes, mudanças na biodiversidade aquática, redução na navegação e capacidade de transporte, modificações na qualidade e quantidade de peixes de valor comercial, contaminação da água destinada ao abastecimento público. A produção de energia hidroelétrica também pode ser afetada pela presença excessiva de macrófitas aquáticas. Em alguns casos, as toxinas podem estar presentes na água após o tratamento da água, o que pode agravar ainda mais seus efeitos crônicos.

Nesse índice, os resultados do índice calculado a partir dos valores de fósforo, devem ser entendidos como uma medida do potencial de eutrofização, já que este nutriente atua como o agente causador do processo.

2.5.4 Índice de contaminação por tóxicos

O Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) adota uma classificação dos corpos d'água em função das concentrações observadas dos seguintes

parâmetros: Amônia, Arsênio total, Bário total, Cádmio total, Chumbo total, Cianeto livre, Cobre total, Cobre dissolvido, Cromo hexavalente, Cromo total, Fenóis totais, Mercúrio total, Nitritos, Nitratos e Zinco total (MMA, 2003).

Essas concentrações são comparadas aos limites estabelecidos para as classes de enquadramento dos corpos de água determinadas pela Resolução CONAMA nº 357/05 ou pela Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG N.º 1, de 05 de Maio de 2008.

A contaminação por tóxicos é classificada em Baixa, Média ou Alta. Na classe baixa as substâncias tóxicas apresentam concentrações iguais ou inferiores a 20% dos limites de classe de enquadramento do trecho do corpo de água onde se localiza o ponto de amostragem. Na classe média ocorrem concentrações entre 20% e 100% dos limites mencionados, e na classe alta as concentrações são superiores a 100% dos limites.

A pior situação do conjunto de resultados define a faixa de contaminação. Assim, se um dos parâmetros apresentou valor acima de 100% (o dobro da concentração limite), em pelo menos uma das campanhas do ano, a contaminação no ponto de amostragem será classificada como alta.

2.5.5 *Índice de balneabilidade (IB)*

A análise de balneabilidade avalia a qualidade dos corpos d'água para a recreação de contato primário, sendo utilizada tanto em praias litorâneas quanto em águas interiores. (ANA, 2014c)

A legislação que estabelece os critérios e limites para análise de balneabilidade é a Resolução CONAMA nº 274, de 29 de novembro de 2000.

A partir dos resultados obtidos nos monitoramentos (semanal e mensal), a CETESB (2014a) desenvolveu um índice de Balneabilidade, que representa uma síntese da qualidade das águas monitoradas ao longo do ano. Nos locais em que é realizado monitoramento semanal, o Índice de Balneabilidade é calculado a partir das classificações obtidas ao longo das 52 semanas do ano. Nos locais em que é

realizado monitoramento mensal, o índice é calculado a partir das densidades de *E. coli* ou de coliforme termotolerante.

2.5.6 *Índice de qualidade de água para a proteção da vida aquática (IVA)*

Zagatto et al. (1999) apontam que o IVA tem o objetivo de avaliar a qualidade das águas visando à proteção da fauna e da flora em geral, diferenciado, portanto, de um índice para avaliação da água para o consumo humano e recreação de contato primário.

O IVA considera a presença e concentração de contaminantes químicos tóxicos, seu efeito sobre os organismos aquáticos (toxicidade) e duas das variáveis consideradas essenciais para a biota (pH e oxigênio dissolvido). Consideram-se ainda, as variáveis agrupadas no IPMCA – Índice de Variáveis Mínimas para a Preservação da Vida Aquática, bem como o IET – Índice do Estado Trófico de Carlson modificado por Toledo (1990) e Lamparelli (2004). Desta forma, o IVA fornece informações não só sobre a qualidade da água em termos ecotoxicológicos, como também sobre o seu grau de trofia.

O índice de qualidade das águas mais utilizado no Brasil, conforme Gastaldini e Teixeira (2003) é o Índice de Qualidade de Água (IQA), objeto deste estudo, que corresponde à adaptação do índice de qualidade de água desenvolvido pela National Sanitation Foundation, que é uma organização não governamental americana, fundada em 1944.

2.6 **Índice de Qualidade da Água (IQA)**

Almeida e Schwarzbold (2003) relatam que uma importante ferramenta existente para abordagem da qualidade de água dos mais variados corpos hídricos é o Índice de Qualidade de Água (IQA), o qual é usado nas suas várias formas como uma metodologia integradora, por converter várias informações num único resultado numérico.

Nikbakht (2004) apresenta que o índice de qualidade da água é uma ferramenta utilizada para determinar as condições de qualidade da água e requer conhecimentos sobre princípios e conceitos básicos de água e questões conexas. É o método mais conhecido de expressar a qualidade da água que apresenta uma unidade estável e reprodutível de medida que responde a alterações nas características principais da água (BROWN et al., 1972).

Para Bharti e Katyal (2011) índices de qualidade de água visam dar um único valor para a qualidade da água de uma fonte de redução de grande quantidade de parâmetros em uma expressão mais simples e permitindo uma fácil interpretação dos dados de monitoramento.

Já Bordalo et al. (2006) definem IQA como um mecanismo para a apresentação de uma expressão numérica, cumulativamente derivada de diversas variáveis, que define um certo nível de qualidade da água. Em outras palavras, o IQA resume grandes quantidades de dados de qualidade da água em termos simples (excelente, bom, razoável, ruim e péssimo) para a comunicação à administração e ao público de uma forma consistente (BHARTI; KATYAL, 2011). Couillard e Lefebvre (1985) e House e Ellis (1980) também destacam a importância dos índices como ferramenta de informação ao público, promovendo um melhor entendimento entre a população leiga e as pessoas que gerenciam o ambiente.

Conforme Gastaldini e Teixeira (2003), o IQA é uma síntese da avaliação individual do estado ou condição de nove variáveis, fornecendo uma indicação relativa da qualidade da água em diferentes pontos no espaço e/ou no tempo, e que pode ser vantajosamente utilizada como instrumento de gestão ambiental (avaliação da efetividade de programas de controle da poluição, estabelecimento de prioridades para áreas de controle). No entanto, é importante ressaltar que o IQA não leva em conta formas tóxicas que podem comprometer seriamente a qualidade das águas para os diversos usos.

Gastaldini e Souza (1994) asseguram que os índices de qualidade da água foram propostos visando resumir as variáveis analisadas em um único número, que permita analisar a evolução da qualidade da água no tempo e no espaço e que serve para facilitar a interpretação de uma extensa lista de variáveis ou indicadores.

Comitesinos (1990) afirma que um IQA indica sinteticamente a qualidade da água, sendo expresso por um valor numérico. Uma das vantagens do seu uso para determinação da qualidade da água é a coerente uniformidade de critérios para apresentação à opinião pública, possibilitando uma forma de comparação relativa entre os sistemas hídricos.

Lohani e Musthapha (1982) versam que a ideia básica dos índices de qualidade é agrupar uma série de variáveis numa escala comum, combinando-as em um único número.

Segundo Ott (1978), o índice de qualidade da água (IQA) pode ser utilizado como uma ferramenta para traduzir múltiplas variáveis em um único critério adequado, e estabelecer níveis de qualidade da água com base nos padrões de qualidade da água para um determinado sistema aquático. E isso simplifica o relatório de qualidade da água e melhora a compreensão das questões de qualidade da água por meio da integração de dados complexos, gerando uma classificação que descreve o estado da qualidade da água e avalia suas tendências de qualidade. (BOYACIOĞLU, 2013).

Ott (1978) classifica os índices de qualidade de água em três tipos básicos: índices elaborados a partir da opinião de especialistas, índices baseados em métodos estatísticos e índices biológicos. E que podem ser utilizados para diversas finalidades.

2.6.1 *Histórico*

Conforme Abbasi e Abbasi (2012), nas últimas três décadas, o IQA foi e continua sendo o índice de qualidade mais utilizado no mundo, porém, o conceito em sua forma rudimentar foi introduzido pela primeira vez há mais de 150 anos, em 1848, na Alemanha, onde a presença ou ausência de certos organismos na água foi usada como indicador da qualidade de uma fonte de água. Desde então, vários países europeus têm desenvolvido e aplicado diferentes sistemas de classificação da qualidade das águas nas suas regiões. Esses sistemas de classificação de água, geralmente, eram de dois tipos:

- Aqueles preocupados com a quantidade de poluição presente;
- Aqueles preocupados com as comunidades que vivem de organismos macroscópicos ou microscópicos.

Ao invés de atribuir um valor numérico para representar a qualidade da água, esses sistemas de classificação categorizavam as massas de água em uma das várias classes ou níveis de poluição. Por outro lado, os índices que utilizam uma escala numérica para representar gradações de níveis de qualidade da água são um fenômeno recente, começando com o índice de Horton, apresentado em 1965 (ABBASI; ABBASI, 2012).

Horton, em 1965, desenvolveu um simples índice de qualidade de água em conjunto com a comissão de saneamento do vale do Rio Ohia. Referindo-se aos índices como ferramenta para a avaliação dos programas de redução da poluição e para informação pública (DERÍSIO, 1992). Um grande número de índices de qualidade da água tem aparecido na literatura desde aquela época. Entre os mais conhecidos é o índice de qualidade da água desenvolvido pela *National Sanitation Foundation* (NSF) proposto em 1970.

O índice de Horton (1965) é calculado como a soma ponderada dos valores dos subíndices. Os subíndices são calculados usando uma tabela de valores de subíndices específicos correspondentes aos intervalos de cada variável. O índice de Horton varia de 0 a 100, com '0' representando água de má qualidade e '100' representando a água com ótima qualidade. Ele tem uma "escala decrescente" porque os números de índice diminuem à medida que a poluição aumenta.

No final da década de 1960, Brown, Deininger, McClelland, e Tozer apresentaram um índice de qualidade da água com base em uma pesquisa nacional de especialistas em qualidade. Nesse trabalho, que foi apoiado pela National Sanitation Foundation (NSF), 142 pessoas foram entrevistadas por meio de questionários. Em expedições sucessivas, os entrevistados foram solicitados a determinar quais variáveis deveriam ser incluídas em um índice de qualidade da água, e qual importância (peso) deveria ser atribuída a cada variável. Em cada discussão sucessiva, os entrevistados receberam um resumo das respostas do grupo e foram autorizados a alterar as suas respostas. Esta abordagem, conhecida

como técnica Delphi se destina a dar uma maior convergência de opinião sobre a importância de cada variável para a qualidade da água. Os 77 entrevistados que completaram todos os questionários elegeram nove variáveis: oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, pH, coliformes termotolerantes, nitrato, fosfato total, temperatura, turbidez e sólidos totais. Segundo Ott (1978), a primeira versão do IQA-NSF se refere à soma ponderada dos nove subíndices, cada um dos quais é lido a partir de um gráfico. Em outra versão da NSF, a forma do produto, os pesos são tratados como expoentes dos subíndices e os resultados são multiplicados entre si.

Prati et al. (1971) propuseram um índice com base nos sistemas de classificação da qualidade da água. Utilizaram o índice nos sistemas da Inglaterra, Alemanha, União Soviética, Tchecoslováquia, Nova Zelândia, Polônia e Estados dos Estados Unidos. O índice inclui 13 variáveis e é calculado como média aritmética de 13 subíndices. Ao contrário do NSF, que utiliza equações matemáticas para cada subíndice e ao contrário, também, do índice de Horton e da NSF, possui uma escala crescente que varia de '0', que corresponde à água de boa qualidade, '15' ou mais, correspondendo à água de má qualidade.

McDuffie e Haney (1973) sugeriram um índice de qualidade de água com oito variáveis, o índice de poluição do rio (RPI), que tem uma escala crescente e é baseada na razão entre o valor observado de cada variável para o seu valor "natural". RPI varia de '100', considerando o nível natural da água, a 1000, nível altamente poluído. O RPI foi aplicado com base em testes de estações em córregos no Estado de Nova Iorque.

Dinius (1972) propôs um índice de qualidade de água como parte de um grande sistema de contabilidade social rudimentar destinado a avaliar as despesas de controle de poluição da água. Esse índice inclui 11 variáveis, e utiliza equações matemáticas explícitas para determinação das funções dos subíndices. Tem uma escala que diminui com o aumento da poluição, variando de 0 a 100. É calculado através da soma ponderada de seus subíndices.

Bharti e Katyal (2011) afirmam que o pioneirismo de Horton foi seguido por vários pesquisadores com o objetivo de formular diversos IQA's e seu uso tem

sido fortemente defendido pelos órgãos responsáveis pelo abastecimento de água e controle da poluição da água.

No decorrer dos anos, vêm sendo desenvolvidos, analisados e/ou utilizados vários índices de qualidade da água, cada um com sua própria finalidade, alguns deles estão descritos em: Shoji et al.(1966); Brown et al. (1970); Prati et al., (1971); Chutter, (1972); Heister Jr. (1972); Padgett e Stanford, (1973); Landwehr e Deininger (1976); Bolton et al. (1978); House e Ellis (1980); Lohani e Musthapha, (1982); Couillard e Lefebvre (1985); Smith (1989); Smith (1990); Haase e Schafer, (1992); Andreatza (1997); Comitesinos (1990); Santos (1993); Gastaldini et al. (1994); Palupi et al. (1995); Bharti e Katyal (2001); Cude (2002); Srebotnjak *et al.*, 2012; Abhishek e Khambete, 2013; Boyacioğlu et al., 2013. Para Srebotnjak *et al.* (2012) as diferenças básicas entre esses índices são a maneira com que seus subíndices foram desenvolvidos.

Apesar da atenção que IQA's recebem na literatura científica e dos profissionais da área, não há um método único amplamente aceito e, além disso, todos os índices utilizados atualmente são restritos em sua aplicabilidade e abrangência, pois cada autor adota diferentes indicadores, pesos e subíndices. (KIM e SONG, 2009).

2.7 Limitações do IQA

Como todo índice, o IQA, devido à agregação de dados, pode perder ou “esconder” informações importantes. A água pode apresentar um índice de qualidade bom, porém possuir restrições ao seu uso, por isso ele não deve substituir uma avaliação detalhada da qualidade das águas. Além disso, o índice não contempla outras variáveis, tais como: metais pesados, compostos orgânicos com potencial mutagênico, substâncias que afetam as propriedades organolépticas da água, número de células de cianobactérias, e o potencial de formação de trihalometanos das águas de um manancial (CETESB, 2014b).

É importante salientar que este índice foi desenvolvido para avaliar a qualidade das águas, tendo como determinante principal a sua utilização para o

abastecimento público, considerando aspectos relativos ao tratamento dessas águas (CETESB, 2014b).

O IQA também se torna limitado pela subjetividade relacionada com a seleção de variáveis e das suas ponderações.

Apesar destas limitações, o fato de que uma grande quantidade de esforço tem sido dispendido no desenvolvimento e na melhoria dos índices de qualidade da água é o próprio indicativo de seu valor intrínseco (RICHARDSON, 1997).

Para aumentar a sua utilização, deve-se alcançar o equilíbrio entre as metodologias mais simplificadas e as de complexidade excessiva, além de que o índice deve ser utilizado em seu próprio contexto (BHARGAVA, 1983).

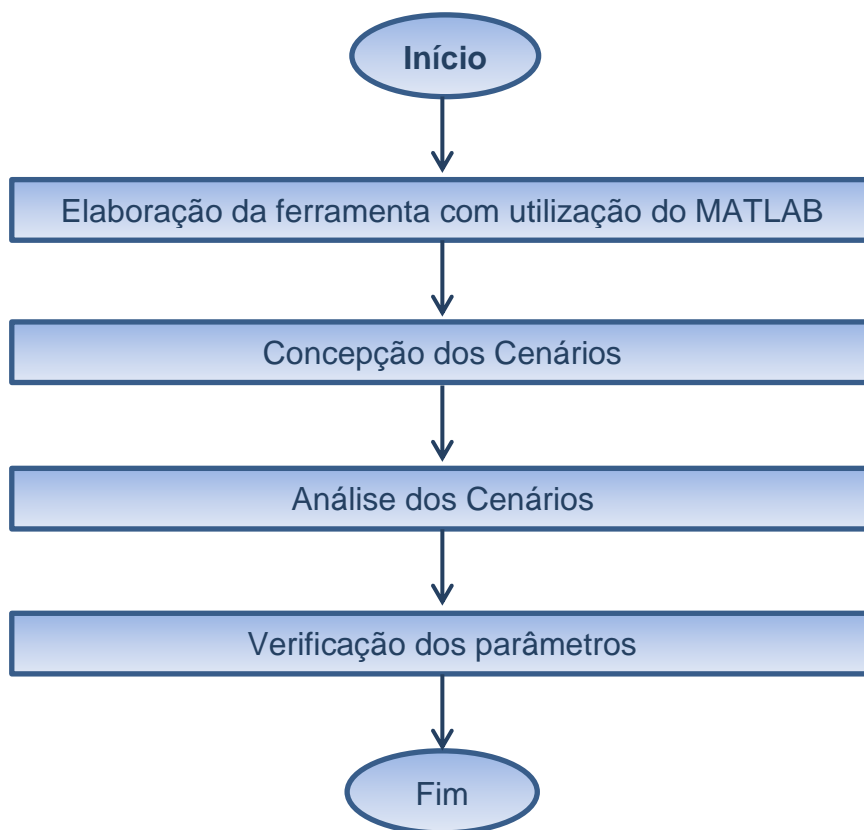
3 METODOLOGIA

A metodologia utilizada consistiu em desenvolver uma ferramenta com a utilização do software MATLAB que mostre por meio de gráficos e tabelas a variação do IQA em função da variação de seus parâmetros. Para o cálculo do IQA, foram inseridas na ferramenta as equações desenvolvidas pela CETESB e as equações desenvolvidas pelo IMG para o SCQA.

Após o desenvolvimento da ferramenta, foram escolhidos três cenários para verificação do parâmetro (ou parâmetros) que mais influencia a variação do IQA, contribuindo para mudança de faixa de qualidade da água do manancial.

A figura 3 mostra o fluxograma da metodologia utilizada nesta pesquisa

Figura 3 - Fluxograma da metodologia proposta



Fonte: Autora (2015).

3.1 Elaboração da Ferramenta em MATLAB

Foi desenvolvida uma ferramenta com a utilização do software MATLAB para facilitar o cálculo do Índice de Qualidade de Água (IQA) e o desenvolvimento dos gráficos para visualização dos diferentes valores do IQA em função da variação de cada um dos seus parâmetros.

A ferramenta foi desenvolvida através da implementação das equações para o cálculo do IQA, em que o usuário utiliza como dados de entrada os valores do percentual de oxigênio dissolvido, coliformes termotolerantes, nitratos, fosfatos, demanda bioquímica de oxigênio e sólidos totais e os valores do pH, e da turbidez. O usuário tem a opção escolher a metodologia de cálculo do IQA a ser utilizada – CETESB ou SCQA, podendo ainda verificar se os valores dos parâmetros estão de acordo a Resolução CONAMA nº 357/2005 e suas alterações.

Após a entrada dos dados e a determinação da metodologia de cálculo, o usuário escolhe o parâmetro que deseja variar para verificar o comportamento do valor do IQA. Neste caso, a variação do IQA ocorre em função da variação de um único parâmetro, os outros parâmetros inseridos permanecem constantes. Como dados de saída, a ferramenta apresenta um gráfico da variação IQA em função do parâmetro escolhido, mostra também o valor do parâmetro estudado para que se tenha um valor máximo do IQA. Esses valores são apresentados também em percentuais.

A ferramenta permite, ainda, a verificação da variação do IQA quando se altera dois parâmetros, deixando os outros constantes. Para este caso, o programa apresenta como dados de saída o valor máximo do IQA obtido com a variação dos dois parâmetros escolhidos, e as tabela com os valores do IQA e dos parâmetros escolhidos.

Com a análise dos dados de saída o gestor poderá escolher o melhor ou os melhores parâmetros que devem ser monitorados ou trabalhados para redução ou aumento da concentração para melhorar a classificação da qualidade da água do manancial.

Todas as equações dos parâmetros utilizadas na determinação IQA, tanto pela CETESB como pelo IGAM são derivadas das curvas de qualidade de cada parâmetro, desenvolvidas pela *National Sanitation Foundation* (NSF), conforme apresentada na Figura 4.

3.1.1 Determinação do índice de qualidade de água – NSF

O índice de qualidade desenvolvido em 1970 por Brown, McClelland, Deininger e Tozer com o apoio da NSF, conhecido como IQA-NSF, possui estrutura similar ao índice Horton.

A estrutura original do IQA-NSF, proposta por BROWN et al. (1970) resulta em uma combinação linear com pesos dos subíndices. A forma aditiva para cálculo do IQA-NSF está apresentada na equação 1.

$$IQA_{NSF} = \sum_{i=1}^n W_i q_i \quad (1)$$

Onde:

IQA_{NSF} – índice de qualidade da água (é um número entre 0 e 100);

W_i – peso relativo do *i-ésimo* parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade, conforme apresentado na tabela 1;

q_i – qualidade do *i-ésimo* parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva “curva média de variação de qualidade”, em função de sua concentração medida, conforme Figura 4.

n – número de parâmetros que entram no cálculo do IQA ($n=9$)

Os parâmetros utilizados para determinação do IQA-NSF (somatório) e seus respectivos pesos estão descritos na Tabela 1.

O valor da qualidade do subíndice de cada parâmetro é obtido através da curva média de variação de qualidade, em função de sua concentração medida. A

curva média de cada parâmetro utilizada pela NSF e, também, pela CETESB está indicada na Figura 4.

Tabela 1 – Parâmetros de Qualidade da Água do IQA e pesos para o somatório

Parâmetros	Pesos (W)
Oxigênio dissolvido	0,17
Coliformes termotolerantes	0,16
Potencial hidrogeniônico - pH	0,11
Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO _{5,20}	0,11
Temperatura da água	0,10
Nitratos	0,10
Fosfatos	0,10
Turbidez	0,08
Resíduo total	0,07

Fonte: Ott (1978).

Por apresentar resultados mascarados que ocorriam quando um subíndice apresentava valores extremamente baixos de qualidade, foi proposto, também por Brown et al. (1972) a forma multiplicativa para o cálculo do IQA-NSF, conforme verificada na equação 2.

$$IQA_{NSF} = \prod_{i=1}^n q_i^{W_i} \quad (2)$$

Onde:

IQA_{NSF} – índice de qualidade da água (é um número entre 0 e 100);

W_i – peso relativo do *i-ésimo* parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade, conforme apresentado na tabela 2;

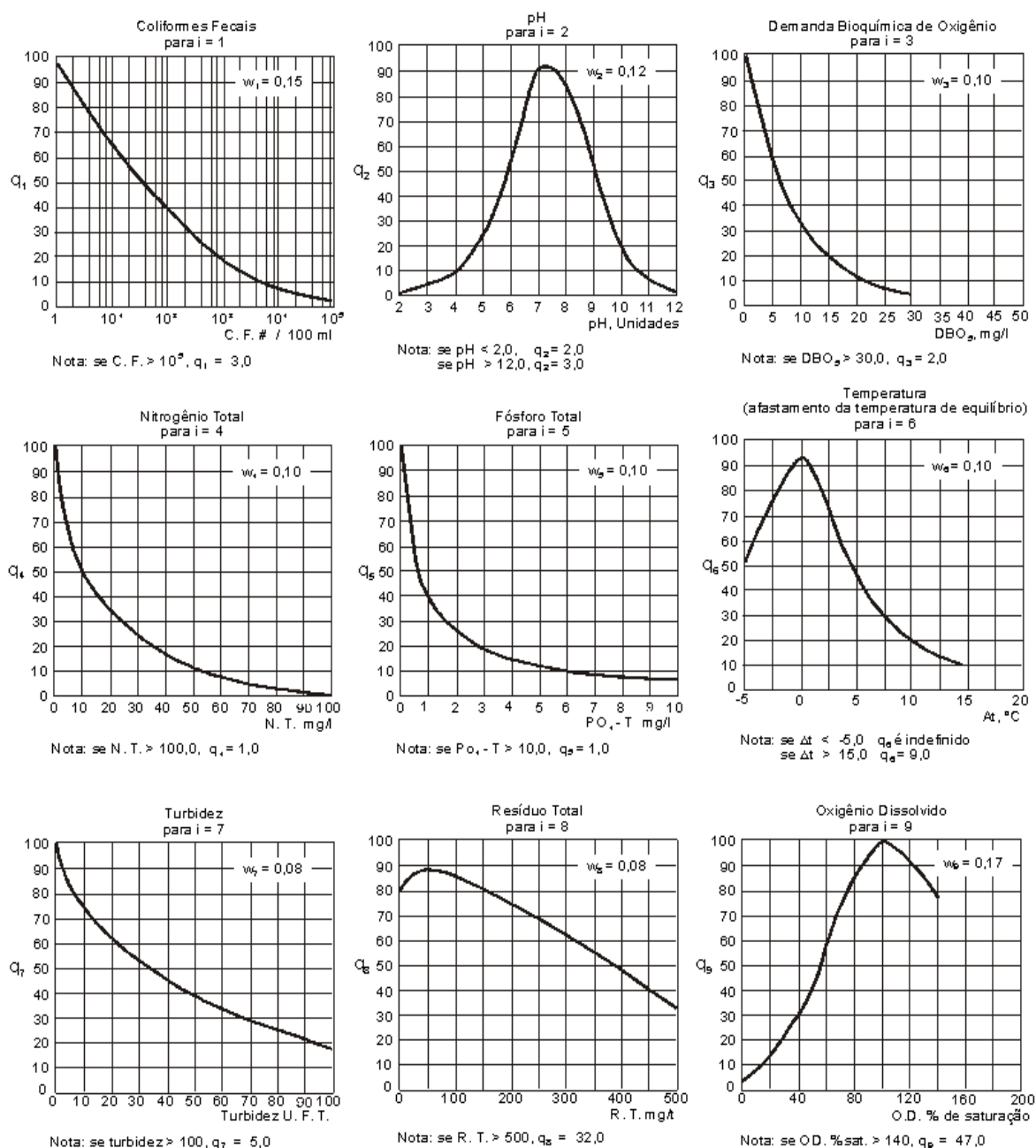
q_i – qualidade do *i-ésimo* parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva “curva média de variação de qualidade”, em função de sua concentração medida, conforme Figura 1;

n – número de parâmetros que entram no cálculo do IQA ($n=9$).

Na forma multiplicativa, se qualquer um dos subíndices se aproximar de zero, o índice global também se aproximará de zero. Essa é a forma do índice mais utilizada.

Os parâmetros utilizados para determinação do IQA-NSF (produtório) e seus respectivos pesos estão descritos na Tabela 2.

Figura 4 - Curvas médias de variação de qualidade dos subíndices.



Fonte: Agência Nacional de Águas (2014b).

Tabela 2 – Parâmetros de Qualidade da Água do IQA e respectivos pesos para o produtório.

Parâmetros	Pesos (W)
Oxigênio dissolvido	0,17
Coliformes termotolerantes	0,15
Potencial hidrogeniônico - pH	0,12
Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO _{5,20}	0,10
Temperatura da água	0,10
Nitratos (Nitrogênio total)	0,10
Fosfatos (Fósforo Total)	0,10
Turbidez	0,08
Resíduo total	0,08

Fonte: Agencia Nacional de Águas (2014a).

A curva média, desenvolvida pela NSF, de variação da qualidade de cada parâmetro utilizado para determinação da qualidade das águas está indicada na Figura 4.

3.1.2 Determinação do índice de qualidade de água – CETESB

Em 1975, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) passou a utilizar o IQA-NSF na forma multiplicativa mediante a modificação do parâmetro nitrogênio nitrato para nitrogênio total, uma vez que, no Estado de São Paulo, os rios se mostram comprometidos por esgotos domésticos, que são ricos em outras formas de nitrogênio, tais como orgânico e o amoniacal. Dessa forma, utiliza-se a curva do nitrogênio considerando-se o nitrogênio total e o fosfato como fósforo total (MMA, 2003).

A forma utilizada pela CETESB para se calcular o IQA é o produtório, idêntico à equação 2.

Os parâmetros utilizados para determinação do IQA e seus respectivos pesos estão descritos na Tabela 2.

O valor da qualidade do subíndice de cada parâmetro é obtida através da curva média de variação de qualidade, em função de sua concentração medida. A

curva média de cada parâmetro utilizada pela CETESB é a mesma utilizada pela NSF e está indicada na Figura 3.

Os valores do IQA são classificados em faixas, que variam entre os estados brasileiros conforme Tabela 3.

Tabela 3 – Classificação das faixas do IQA

Faixas de IQA utilizadas nos seguintes Estados: AL, MG, MT, PR, RJ, RN, RS	Faixas de IQA utilizadas nos seguintes Estados: BA, CE, ES, GO, MS, PB, PE, SP	Avaliação da Qualidade da Água
90-100	80-100	Ótima
70-90	52-80	Boa
50-70	37-52	Razoável
25-50	20-36	Ruim
0-25	0-20	Péssima

Fonte: Agência Nacional de Águas (2014a).

Caso não haja o valor dos 9 (nove) parâmetros, o cálculo do IQA é inviabilizado (CETESB, 2014b). Porém, quando ocorre a ausência da medição de um dos parâmetros, para viabilizar o cálculo do IQA, as companhias de gestão fazem uma redistribuição dos pesos entre os parâmetros medidos e determinam o IQA, conhecido como IQA modificado.

No IQA, a temperatura entra no cálculo como desvio da temperatura normal, ocasionada por um despejo térmico ou frio, e não havendo algum desvio, o subíndice da temperatura entra com valor máximo igual a 93 (Derísio, 1992).

A CETESB transformou as curvas de qualidade dos parâmetros da Figura 4 em equações, as quais estão representadas abaixo, facilitando o cálculo do IQA (MMA, 2003).

- Equação para determinação da curva de qualidade do Oxigênio Dissolvido

Para percentual de saturação $\leq 50\%$:

$$q_{OD} = 3 + 0,34(\%sat) + 0,008095(\%sat)^2 + 1,35252(\%sat)^3 \quad (3)$$

Para 50% < percentual de saturação ≤ 85%:

$$q_{OD} = 3 - 1,166(\%sat) + 0,058(\%sat)^2 - 3,803435 \times 0,0001(\%sat)^3 \quad (4)$$

Para 85% < percentual de saturação ≤ 100%:

$$q_{OD} = 3 + 3,7745(\%sat)^{0,704889} \quad (5)$$

Para 100% < percentual de saturação ≤ 140%:

$$q_{OD} = 3 + 2,9(\%sat) - 0,02496(\%sat)^2 + 5,60919 \times 0,00001(\%sat)^3 \quad (6)$$

Para percentual de saturação > 140%:

$$q_{OD} = 3 + 47 \quad (7)$$

Concentração de saturação do OD (C_s) em mg/L:

$$C_s = (14,62 - 0,3898temp + 0,006969temp^2 - 0,00005896temp^3) \times (1 - 0,0000228675alt)^{5,167} \quad (8)$$

Porcentagem de saturação ($\%sat$):

$$\%sat = 100 \times OD/C_s \quad (9)$$

Onde, OD é a concentração em mg/L do oxigênio dissolvido na água, alt é a altitude em decímetro, $temp$ é a temperatura em °C e q_{OD} é o valor da qualidade/subíndice do referido parâmetro.

- Equação para determinação da curva de qualidade dos Coliformes Termotolerantes.

Quando o logaritmo da quantidade de coliformes (*col*) medida em NMP/100ml for maior que 0 e menor ou igual a 1 ($0 < \log(col) \leq 1$):

$$q_{COL} = 100 - 33\log(col) \quad (10)$$

Quando o logaritmo da quantidade de coliformes (*col*) medida em NMP/100ml for maior que 1 e menor ou igual a 5 ($1 < \log(col) \leq 5$):

$$q_{COL} = 100 - 37,2 \log(col) + 3,60743(\log(col))^2 \quad (11)$$

Quando o logaritmo da quantidade de coliformes (*col*) medida em NMP/100ml for maior que 5 ($\log(col) > 5$):

$$q_{COL} = 3 \quad (12)$$

Onde q_{COL} é o valor da qualidade/subíndice para referido parâmetro.

- Equação para determinação da curva de qualidade do pH.

Quando o valor do pH for menor ou igual a 2 ($pH \leq 2$):

$$q_{pH} = 2 \quad (13)$$

Quando $2 < pH \leq 4$:

$$q_{pH} = 13,6 - 10,6(pH) + 2,4364(pH^2) \quad (14)$$

Quando $4 < pH \leq 6,2$:

$$q_{pH} = 155,5 - 77,36(pH) + 10,2481(pH^2) \quad (15)$$

Quando $6,2 < pH \leq 7$:

$$q_{pH} = -657,2 + 197,38(pH) - 12,9167(pH^2) \quad (16)$$

Quando $7 < pH \leq 8$:

$$q_{pH} = -427,8 + 142,05(pH) - 9,695(pH^2) \quad (17)$$

Quando $8 < pH \leq 8,5$:

$$q_{pH} = 216 - 16(pH) \quad (18)$$

Quando $8,5 < pH \leq 9$:

$$q_{pH} = 1415823 e^{-1,1507(pH)} \quad (19)$$

Quando $9 < pH \leq 10$:

$$q_{pH} = 228 - 27(pH) \quad (20)$$

Quando $10 < pH \leq 12$:

$$q_{pH} = 633 - 106,5(pH) + 4,5(pH^2) \quad (21)$$

Quando $12 < pH \leq 14$:

$$q_{pH} = 3 \quad (22)$$

Onde pH é o valor do pH medido na amostra e q_{pH} é o valor da qualidade/subíndice para o referido parâmetro.

- Equação para determinação da curva de qualidade da DBO.

Quando o valor da DBO estiver entre 0 e 5 ($0 < DBO \leq 5$):

$$q_{DBO} = 99,96 e^{-0,1232728(DBO)} \quad (23)$$

Quando $5 < DBO \leq 15$:

$$q_{DBO} = 104,67 - 31,5463 \log(DBO) \quad (24)$$

Quando $15 < DBO \leq 30$:

$$q_{DBO} = 4394,91(DBO^{-1,99809}) \quad (25)$$

Quando $DBO > 30$:

$$q_{DBO} = 2 \quad (26)$$

Onde DBO é o valor da concentração (mg/L) de DBO na amostra e q_{DBO} é o valor da qualidade/subíndice para o referido parâmetro.

- Equação para determinação da curva de qualidade do Nitrogênio Total.

Observando-se que a CETESB considera Nitrogênio Total ao invés de Nitratos.

Quando o valor da concentração, em mg/L, do Nitrogênio Total (N) estiver entre 0 e 10 ($0 < N \leq 10$):

$$q_N = 100 - 8,169N + 0,3059N^2 \quad (27)$$

Quando $10 < N \leq 60$:

$$q_N = 101,9 - 23,1023 \log(N) \quad (28)$$

Quando $60 < N \leq 100$:

$$q_N = 159,3148e^{-0,0512842N} \quad (29)$$

Quando $N > 100$:

$$q_N = 1 \quad (30)$$

Onde N é a concentração de nitrogênio total em mg/L e q_N é o valor da qualidade/subíndice para o referido parâmetro.

- Equação para determinação da curva de qualidade do Fosfato (PO_4).

Observando-se que a CETESB faz levantamento do Fósforo Total, que para ser transformado em Fosfatos e ser utilizado na equação e no gráfico da Figura 4, faz-se necessário multiplica-lo por 3,066, transformando-o, assim, em fosfato.

Quando o valor da concentração, em mg/L, do Fosfato (PO_4) estiver entre 0 e 1 ($0 < PO_4 \leq 1$):

$$q_{PO_4} = 99e^{-0,91629(PO_4)} \quad (31)$$

Quando $1 < PO_4 \leq 5$:

$$q_{PO_4} = 57,6 - 20,178(PO_4) + 2,1326(PO_4^2) \quad (32)$$

Quando $5 < PO_4 \leq 10$:

$$q_{PO_4} = 19,8e^{-0,13544(PO_4)} \quad (33)$$

Quando $PO_4 > 10$:

$$q_{PO_4} = 5 \quad (34)$$

Onde PO_4 é a concentração de fosfato em mg/L e q_{PO_4} é o valor da qualidade/subíndice para o referido parâmetro.

- Equação para determinação da curva de qualidade dos Sólidos Totais.

Quando o valor da concentração, em mg/L, dos Sólidos totais (ST) estiver entre 0 e 150 ($0 < ST \leq 150$):

$$q_{ST} = 79,75 + 0,166(ST) - 0,001088(ST^2) \quad (35)$$

Quando $150 < ST \leq 500$):

$$q_{ST} = 101,67 - 0,13917(ST) \quad (36)$$

Quando $ST > 500$:

$$q_{ST} = 32 \quad (37)$$

Onde ST é a concentração de sólidos totais em mg/L e q_{ST} é o valor da qualidade/subíndice para o referido parâmetro.

- Equação para determinação da curva de qualidade da Turbidez.

Quando o valor da Turbidez (TU), em UNT, estiver entre 0 e 25 ($0 < TU \leq 25$):

$$q_{TU} = 100,17 - 2,67(TU) + 0,03775(TU^2) \quad (38)$$

Quando $25 < TU \leq 100$:

$$q_{TU} = 84,76e^{-0,016206(TU)} \quad (39)$$

Quando $TU > 100$:

$$q_{TU} = 5 \quad (40)$$

Onde TU é a turbidez em UNT e q_{TU} é o valor da qualidade/subíndice para o referido parâmetro.

- Equação para determinação da curva de qualidade da Temperatura

Para o parâmetro Temperatura, a CETESB assume um valor constante para o subíndice q_{TEMP} igual a 94, pois, nas condições brasileiras, a temperatura dos corpos d'água não se afasta significativamente da temperatura de equilíbrio.

3.1.3 Determinação do Índice de qualidade de água – SCQA

Para aprimorar o banco de dados já existente e facilitar o cálculo do IQA, o Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) desenvolveu um sistema chamado de Sistema de Cálculo de Qualidade da Água (SCQA). Nele, o IQA é determinado também através da equação 2, utilizando os parâmetros e seus respectivos pesos apresentados na Tabela 2, porém os valores da qualidade de cada parâmetro (ou subíndice) é determinado através das equações descritas a seguir.

- Equação para determinação da curva de qualidade do Oxigênio Dissolvido

O primeiro passo para a determinação do índice para Oxigênio Dissolvido é a determinação da Concentração de saturação de oxigênio:

$$C_s = (14,2e^{-0,0212T} - (0,0016C_{Cl}e^{-0,0264T})) \times (0,994 - (0,0001042H)) \quad (41)$$

Onde C_s é concentração de saturação de oxigênio em mg/L, T é a temperatura em °C, C_{Cl} é a Concentração de Cloreto em mg/L e H é a Altitude em metros.

Depois se calcula a porcentagem de oxigênio dissolvido, dada pela equação 42.

$$OD\% = (OD/C_s) \times 100 \quad (42)$$

Onde $OD\%$ é a porcentagem de oxigênio dissolvido, OD é a concentração de oxigênio dissolvido (mg/L).

Para OD% saturação ≤ 100

$$q_{OD} = 100(\text{sen}(y_1))^2 - [(2,5\text{sen}(y_2) - 0,018(OD\%) + 6,86) \times \text{sen}(y_3)] + \frac{12}{e^{y_4} + e^{y_5}} \quad (43)$$

$$y_1 = 0,01396(OD\%) + 0,0873 \quad (44)$$

$$y_2 = \frac{\pi}{56} [(OD\%) - 27] \quad (45)$$

$$y_3 = \frac{\pi}{85} - [(OD\%) - 15] \quad (46)$$

$$y_4 = \frac{[(OD\%) - 65]}{10} \quad (47)$$

$$y_5 = \frac{[65 - (OD\%)]}{10} \quad (48)$$

Para $100 < OD\%$ saturação ≤ 140

$$q_{OD} = -0,00777142857142832 \times (OD\%)^2 + 1,27854285714278(OD\%) + 49,8817148572 \quad (49)$$

Para OD% saturação > 140

$$q_{OD} = 47,0 \quad (50)$$

Onde q_{OD} é a qualidade/subíndice para o parâmetro Oxigênio Dissolvido.

- Equação para determinação da curva de qualidade dos Coliformes Termotolerantes.

Para $CT \leq 10^5$ NMP/100mL

$$q_{COL} = 98,24034 - 34,7145(\log(CT)) + 2,614267(\log(CT))^2 + 0,107821(\log(CT))^3 \quad (51)$$

Para $CT > 10^5$ NMP/100mL

$$q_{COL} = 3,0 \quad (52)$$

Onde CT é a concentração de coliformes termotolerantes e q_{COL} é a qualidade/subíndice para o referido parâmetro.

- Equação para determinação da curva de qualidade do pH.

Para $pH \leq 2,0$

$$q_{pH} = 2,0 \quad (53)$$

Para $2,0 < pH \leq 6,9$

$$q_{pH} = -37,1085 + 41,91277(pH) - 15,7043(pH)^2 + 2,417486(pH)^3 - 0,091252(pH)^4 \quad (54)$$

Para $6,9 < pH \leq 7,1$

$$q_{pH} = -4,69365 - 21,4593(pH) - 68,4561(pH)^2 + 21,638886(pH)^3 - 1,59165(pH)^4 \quad (55)$$

Para $7,1 < pH \leq 12$

$$q_{pH} = -7698,19 + 3262,031(pH) - 499,494(pH)^2 + 33,1551(pH)^3 - 0,810613(pH)^4 \quad (56)$$

Para $pH > 12,0$

$$q_{pH} = 3,0 \quad (57)$$

Onde pH é o valor do pH da amostra e q_{pH} é a qualidade/subíndice para o referido parâmetro.

- Equação para determinação da curva de qualidade da DBO.

Para $DBO \leq 30$ mg/L

$$q_{DBO} = 100,9571 - 10,7121(DBO) + 0,49544(DBO)^2 - 0,011167(DBO)^3 + 0,0001(DBO)^4 \quad (58)$$

Para $DBO > 30$ mg/L

$$q_{DBO} = 2,0 \quad (59)$$

Onde DBO é a concentração da DBO e q_{DBO} é a qualidade/subíndice para o referido parâmetro.

- Equação para determinação da curva de qualidade do Nitrato total (NO_3).

Para $NO_3 \leq 10$ mg/L

$$q_{NO_3} = -5,1(NO_3) + 100,17 \quad (60)$$

Para $10 < NO_3 \leq 60$ mg/L

$$q_{NO_3} = -22,853 \ln(NO_3) + 101,18 \quad (61)$$

Para $60 < NO_3 \leq 90$ mg/L

$$q_{NO_3} = 10.000.000.000(NO_3)^{-5,1161} + 101,18 \quad (62)$$

Para $NO_3 > 90$ mg/L

$$q_{NO_3} = 1,0 \quad (63)$$

Onde NO_3 é a concentração de Nitratos e q_{NO_3} é a qualidade/subíndice para o referido parâmetro.

- Equação para determinação da curva de qualidade do Fosfato total (PO_4).

Para $PO_4 \leq 10$ mg/L

$$q_{PO_4} = 79,7(PO_4 + 0,821)^{-1,15} \quad (64)$$

Para $PO_4 > 10$ mg/L

$$q_{PO_4} = 5,0 \quad (65)$$

Onde PO_4 é a concentração de Fosfato e q_{PO_4} é a qualidade/subíndice para o referido parâmetro.

- Equação para determinação da curva de qualidade da Turbidez (TU).

Para $TU \leq 100$ NTU

$$q_{TU} = 90,37e^{-0,0169(TU)} - 15\cos(0,0571(TU - 30)) + 10,22e^{-0,231(TU)} - 0,8 \quad (66)$$

Para $TU > 100$ NTU

$$q_{TU} = 5,0 \quad (67)$$

Onde TU é a Turbidez e q_{TU} é a qualidade/subíndice para o referido parâmetro.

- Equação para determinação da curva de qualidade dos Sólidos Totais (ST).

Para $ST \leq 500$ mg/L

$$q_{ST} = 133,17e^{-0,0027(ST)} - 53,17e^{-0,0141(ST)} + [(-6,2e^{-0,00462(ST)})\text{sen}(0,0146(ST))] \quad (68)$$

Para $ST > 500$ mg/L

$$q_{ST} = 30,0 \quad (69)$$

Onde ST é a concentração de Sólidos Totais e q_{ST} é a qualidade/subíndice para o referido parâmetro.

- Equação para determinação da curva de qualidade da Temperatura (T).

Para $-0,625 < \Delta T \leq 0,625$

$$q_T = 4,8\Delta T + 93 \quad (70)$$

As equações e as curvas, desenvolvidas pela NSF, consideram as características dos corpos de água e variações climáticas dos Estados Unidos da América (EUA), sendo a variação de temperatura de equilíbrio o principal parâmetro afetado. No Brasil, os ambientes não recebem cargas térmicas elevadas, portanto, a equação da NSF que determina a da qualidade da temperatura (q_T) não condiz com a realidade brasileira, pois a variação da temperatura de equilíbrio é próxima de zero ($\Delta T \cong 0$). Deste modo, o valor da qualidade/subíndice para a temperatura será $q_T = 93$ (MMA, 2003).

3.2 Concepção dos Cenários

Para verificação da sensibilidade do IQA em relação à variação dos parâmetros que o formam, foram concebidos 3 (três) cenários. Cada cenário foi analisado nas duas metodologias de cálculo, IGAM/SCQA e CETESB, em que, pode-se verificar a maior sensibilidade do IQA em relação ao parâmetro modificado.

Os cenários foram montados considerando um valor de IQA intermediário para cada faixa de qualidade, conforme apresentado na Tabela 4, que apresenta ainda, os valores dos parâmetros para cada cenário.

Tabela 4 – Valor dos parâmetros e do IQA em seus respectivos cenários.

Parâmetros	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3
Oxigênio dissolvido (%sat)	14	69	98
Coliformes termotolerantes (nmp/100mL)	150000	2500	1
pH	3,5	7	7,5
DBO(mg/L)	9	4	0,4
Var, Temperatura da água (°C)	0	0	0
Nitratos (mg/L)	9	0,1	0,18
Fosfatos (mg/L)	8	0,08	0,07
Turbidez (ntu)	120	60	2
Sólidos totais (mg/L)	500	80	50
IQA-IGAM/CSQA	13	60	95
IQA-CETESB	14	60	95
Classificação da Qualidade	Péssima	Razoável Boa	Ótima

Fonte: Autora (2014).

3.3 Análise dos Cenários

Em cada cenário, no primeiro momento, variou-se isoladamente a quantidade de cada um dos parâmetros que formam o IQA, exceto a temperatura, utilizando as equações para determinação da curva de qualidade dos subíndices desenvolvidas pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM/SCSQA) e pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) e verificou-se a sensibilidade da variação do IQA em função de cada parâmetro. No segundo momento, variou-se dois parâmetros ao mesmo tempo e verificou-se a variação do IQA em relação a esses dois parâmetros.

O programa mostra o valor máximo e mínimo que o IQA pode atingir ao variar determinado parâmetro(s), auxiliando o gestor na tomada de decisão sobre qual parâmetro merece ter mais atenção no controle.

Os valores dos parâmetros de cada cenário foram inseridos como dados de entrada na ferramenta desenvolvida e procedeu-se com a análise dos resultados apresentados no capítulo seguinte.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nas figuras seguintes, a nomenclatura dos parâmetros se apresenta na forma abreviada conforme listadas abaixo:

- O.D. – Percentual de oxigênio dissolvido saturado;
- C.T. – Concentração de coliformes termotolerantes;
- P.H. – Potencial hidrogenionico;
- D.B.O. – Concentração da demanda bioquímica de oxigênio;
- NO3 – Concentração dos nitratos totais;
- PO4 – Concentração de fosfatos totais;
- TU – valor da turbidez;
- S.T. – Concentração dos sólidos totais.

Para cada cenário inserido na ferramenta foi analisado a sensibilidade da variação do IQA em relação a todos os parâmetros de forma individual. Depois, foi analisada a variação do IQA em relação à variação de dois parâmetros ao mesmo tempo. Considerando sempre as duas metodologias de cálculo.

4.1 Análise do IQA - Variação Individual dos Parâmetros do Cenário 1

4.1.1 Metodologia IGAM/SCQA

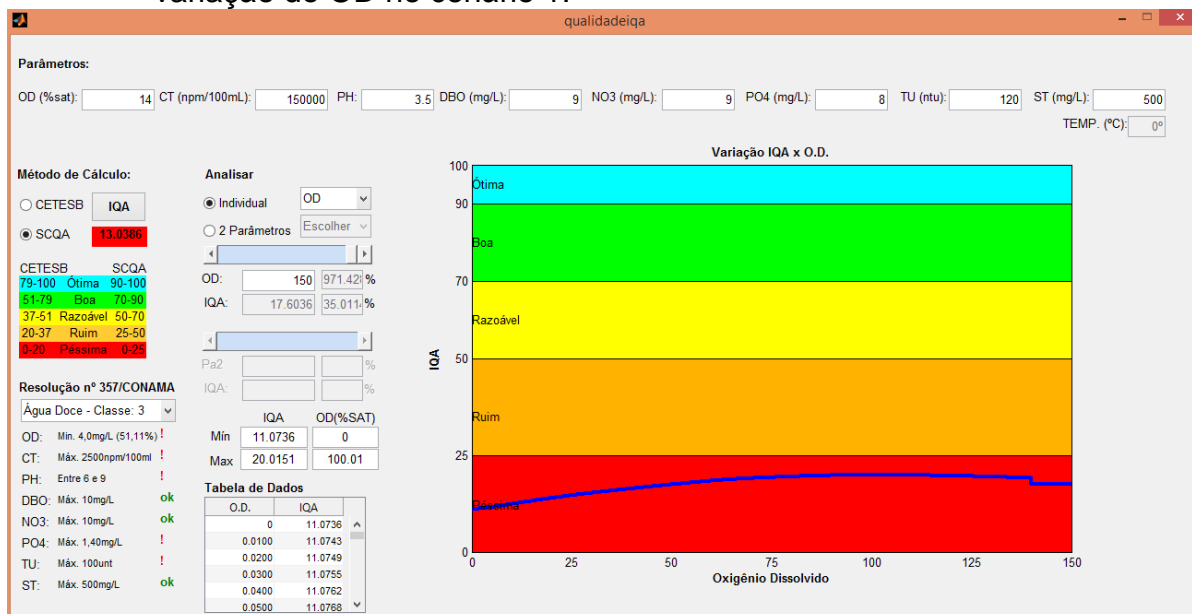
Ao inserir no programa os dados de entrada referentes ao cenário 1, e escolhendo a metodologia preconizada pelo IGAM/SCQA, o programa apresentou os seguintes resultados:

A Figura 5 apresenta a interface do programa desenvolvido ao variar apenas o oxigênio dissolvido (OD). Nela, tem-se a inserção dos parâmetros do cenário 1, a marcação pelo usuário do *radiobutton* SCQA, a verificação dos parâmetros em relação à água doce de classe 3 (o usuário pode mudar a qualquer tempo essa verificação) na qual, apenas a demanda bioquímica de oxigênio, os nitratos e os fosfatos estão dentro das faixas preconizadas na Resolução CONAMA

nº 357/2005. Apresenta também, a escolha do tipo de análise marcada (individual) e como parâmetro escolhido, o oxigênio dissolvido.

Visualiza-se ainda na Figura 5, a barra deslizante ativa que é utilizada para variação do parâmetro escolhido, os valores do IQA máximo e do IQA mínimo obtidos com a variação do parâmetro, percentual de variação do IQA e do parâmetro, uma tabela com valores e um gráfico com uma linha espessa na cor azul, que não importa a variação do oxigênio dissolvido, para um cenário de um IQA na faixa de péssimo e considerando a metodologia do SCQA, ela não mudará de faixa de qualidade. Porém, o valor máximo do IQA obtido quando houve variação do oxigênio dissolvido foi 20, um aumento de 54% em relação ao valor inicial do IQA, para um percentual de OD saturado de 100%.

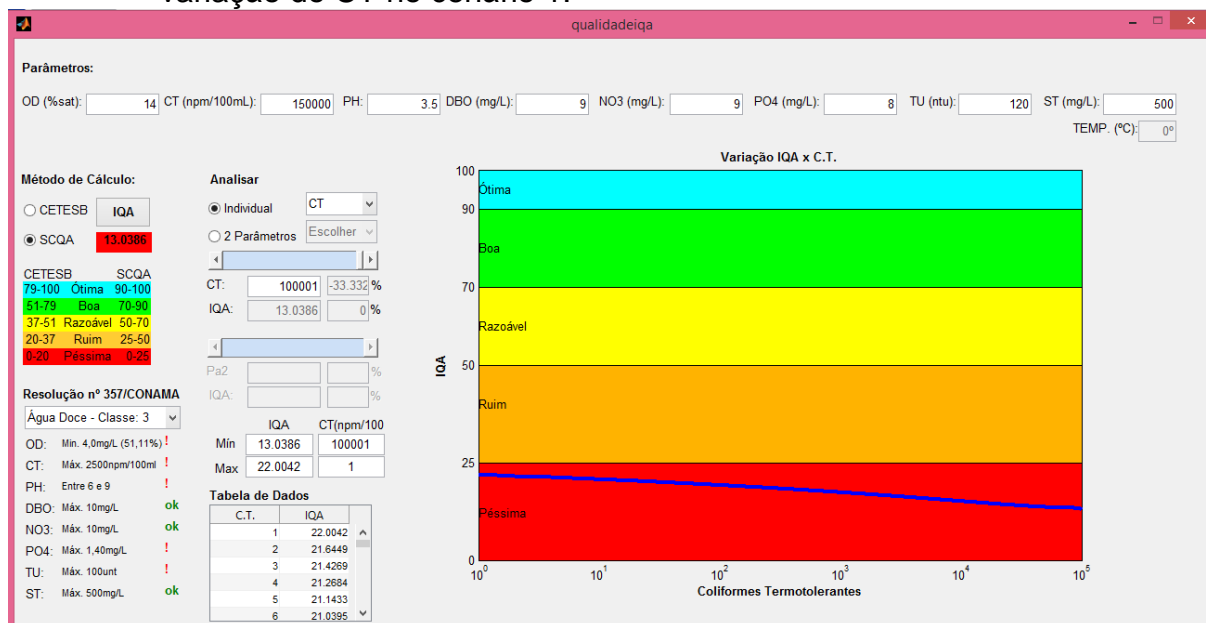
Figura 5 - Interface do programa desenvolvido mostrando a variação do IQA com a variação do OD no cenário 1.



Fonte: Autora (2015).

A Figura 6 apresenta os mesmos dados da Figura 5 com exceção do parâmetro escolhido, neste caso, os coliformes termotolerantes.

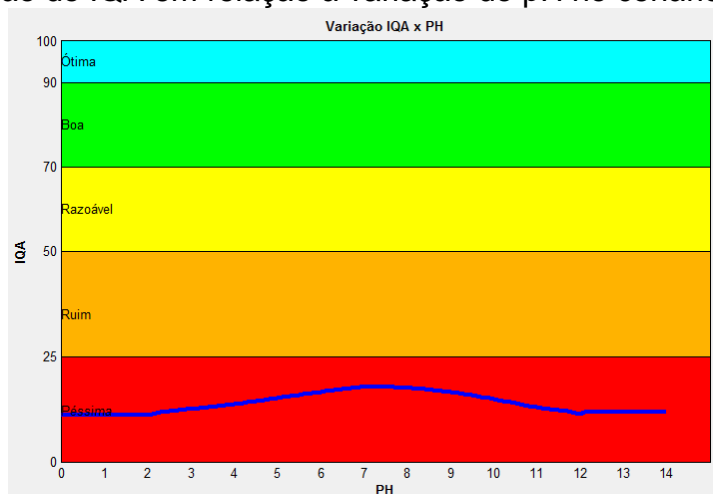
Figura 6 - Interface do programa desenvolvido mostrando a variação do IQA com a variação do CT no cenário 1.



Fonte: Autora (2015).

A Figura 7 apresenta o gráfico gerado pelo programa que mostra a variação do IQA em função do pH.

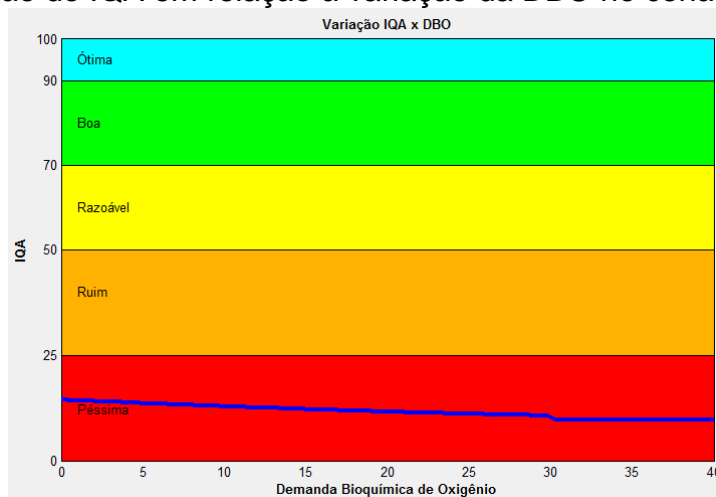
Figura 7 - Variação do IQA em relação à variação do pH no cenário 1.



Fonte: Autora (2015)

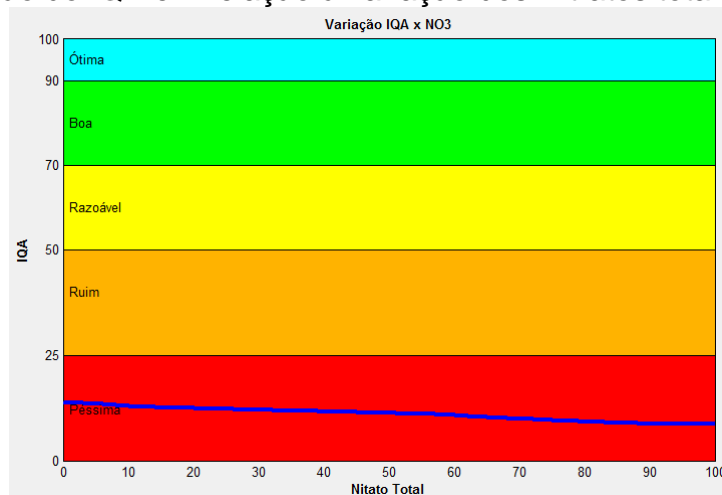
Figura 8 mostra a variação do IQA em relação à variação da DBO, neste caso, a variação da DBO não aumentou, de forma considerável, o valor do IQA, portanto a qualidade do manancial permaneceu a mesma.

Figura 8 - Variação do IQA em relação à variação da DBO no cenário 1.



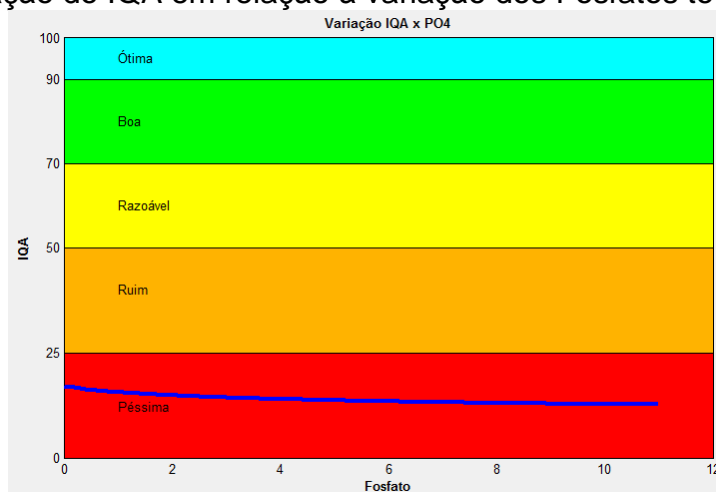
Na Figura 9 está representada variação do IQA em função dos nitratos totais.

Figura 9 - Variação do IQA em relação à variação dos Nitratos totais no cenário 1.



A redução da concentração de PO4 à zero proporcionou um aumento do IQA, mesmo assim, a qualidade do manancial representado pelo cenário 1 permaneceu na mesma, conforme Figura 10.

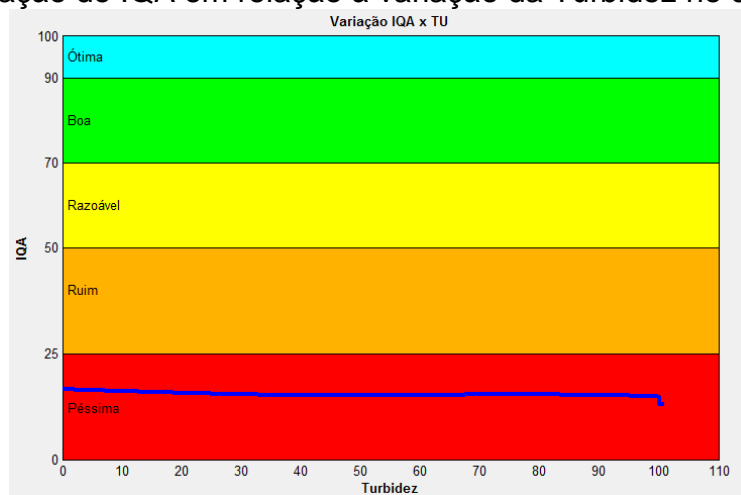
Figura 10 - Variação do IQA em relação à variação dos Fosfatos totais no cenário 1.



Fonte: Autora (2015).

A redução da concentração da turbidez à zero também proporcionou um aumento do IQA, porém ele permaneceu com qualidade péssima, segundo Figura 11.

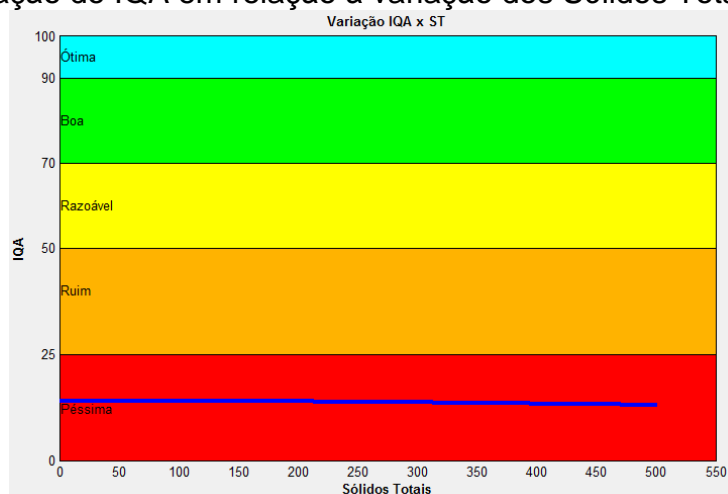
Figura 11 - Variação do IQA em relação à variação da Turbidez no cenário 1.



Fonte: Autora (2015).

Quando se variou os sólidos totais, o maior valor do IQA alcançado foi 14, correspondendo um aumento em torno de 7,7% quando os sólidos totais se reduzem de 500 para 55,8. A Figura 12 ilustra essa variação.

Figura 12 - Variação do IQA em relação à variação dos Sólidos Totais no cenário 1.



Fonte: Autora (2015)

As Figuras de número 5 a 12 foram apresentadas com o objetivo de mostrar a interface do programa quando se analisa a variação de um parâmetro individual. As informações contidas nessas figuras se resumem na Tabela 5, que apresenta os dados de saída fornecidos pelo programa na análise da variação individual de cada parâmetro para o cenário 1 com o IQA calculado pela metodologia do IGAM/SCQA.

Tabela 5 – Dados de saída do cenário 1, metodologia IGAM/SCQA.

Parâmetros Analisados	Valor dos Parâmetros					Valor do IQA				
	Inicial	IQA máx.	%	IQA min.	%	Inicial	Máx.	%	Mín.	%
O.D (%sat)	14,0	100,0	614	0,0	-100,0	13,0	20,0	53,8	11,1	-14,6
C.T. (nmp/100mL)	150.000,0	1,0	-100	100.001,0	-33,3	13,0	22,0	69,2	13,0	0,0
pH	3,5	7,4	111	2,0	-42,9	13,0	17,7	36,2	11,2	-13,8
DBO _{5,20} (mg/L)	9,0	0,0	-100	30,0	233,3	13,0	14,4	10,8	9,7	-25,4
NO ₃ (mg/L)	9,0	0,0	-100	100,0	1.011,1	13,0	13,9	6,9	8,7	-33,1
PO ₄ (mg/L)	8,0	0,0	-100	11,0	37,5	13,0	17,1	31,5	12,7	-2,3
TU (ntu)	120,0	0,0	-100	101,0	-15,8	13,0	16,6	27,7	13,0	0,0
ST (mg/L)	500,0	55,8	-89	501,0	0,2	13,0	14,1	8,5	12,9	-0,8

Fonte: Autora (2015).

Quando se trabalhou a variação dos parâmetros de forma individual no cenário 1, utilizando as equações do IGAM/SCQA verificou-se que o maior valor obtido para o IQA foi 22, que corresponde a um aumento de 69,2%, que foi obtido após a redução de 100% da concentração de coliformes. Porém esse aumento não foi suficiente para que o IQA saísse da faixa de qualidade péssima, conforme adotado pelo IGAM/SCQA.

Na variação do oxigênio dissolvido verificou-se que quando ele variou o seu percentual de saturação de 0 a 100% houve um aumento no valor do IQA em torno de 56,8%. Para o percentual de saturação superior a 100% o valor do IQA foi reduzindo até o limite, que era igual a 13.

Na variação do pH de 0 a 2, o valor do IQA permaneceu constante em torno de 11,2, correspondendo a uma redução de 13,8%. Quando o pH variou de 2 a 6,9 o percebeu-se que o valor do IQA foi aumentado até um valor máximo de 17,7, que corresponde a um aumento de 36,2%. Com o aumento do pH de 6,9 a 12, percebeu-se uma redução do valor do IQA que variou de 17,7 até 11,7, resultando em uma redução de aproximadamente 13% em relação ao valor inicial do IQA apresentado no cenário 1.

O aumento da DBO ocasionou uma redução do valor do IQA em torno de 25,4%, e sua redução à zero aumenta o IQA em um percentual de 10,8%, que corresponde a um IQA igual a 14,4.

O crescimento da concentração de nitratos totais gerou uma redução do valor do IQA até um valor constante de 8,7, que correspondeu a uma redução de 33,1%.

Da mesma forma dos nitratos totais, o aumento da concentração do fósforo total também ocasionou uma redução do valor do IQA, porém muito menor, em torno de 2,3%.

A redução da turbidez tendeu a um leve aumento do valor do IQA em torno de 27,7%.

Os sólidos totais foi o único parâmetro em que a variação do IQA foi mínima, quando se analisou o IQA máximo e o IQA mínimo obtido com sua variação.

4.1.2 Metodologia CETESB

A inserção dos dados de entrada referente ao cenário 1 e a escolha da metodologia de cálculo da CETESB é realizada da mesma maneira apresentada na figura 5. Após a inserção dos dados, o programa apresentou os resultados dispostos na Tabela 6.

Tabela 6 – Dados de saída do cenário 1, metodologia CETESB

Parâmetros Analisados	Valor dos Parâmetros					Valor do IQA				
	Inicial	IQA máx.	% Var.	IQA min.	% Var.	Inicial	Máx.	% Var.	Mín.	% Var.
O.D (%sat)	14,0	100,0	614	0,0	-100,0	14,0	21,0	50,0	11,6	-17,1
C.T. (nmp/100mL)	150.000,0	1,0	-100	100.001,0	-33,3	14,0	23,8	70,0	14,0	0,0
pH	3,5	7,3	109	2,0	-42,9	14,0	19,4	38,6	12,2	-12,9
DBO _{5,20} (mg/L)	9,0	0	-100	30,0	233,3	14,0	14,5	3,6	9,8	-30,0
NO ₃ (mg/L)	9,0	0	-100	100,0	1.011,1	14,0	15,0	7,1	9,4	-32,9
PO ₄ (mg/L)	8,0	0	-100	11,0	37,5	14,0	18,4	31,4	13,6	-2,9
TU (ntu)	120,0	0	-100	101,0	-15,8	14,0	17,7	26,4	14,0	0,0
ST (mg/L)	500,0	0,0	-100	501,0	0,2	14,0	15,1	7,9	14,0	0,0

Fonte: Autora (2014).

Quando o cenário 1 foi analisado utilizando as equações desenvolvidas pela CETESB, percebeu-se que dois parâmetros induziram a mudança de faixa do IQA de acordo com as faixas definidas pela CETESB. Um desses parâmetros foi o percentual de saturação do oxigênio dissolvido, que com o aumento para um percentual de 100% elevou o valor do IQA calculado pela CETESB em 50%, resultando em um valor de 21, sendo, portanto, alocada na faixa de qualidade ruim, que é superior à faixa de qualidade considerada péssima.

O outro parâmetro que também induziu a mudança de faixa foi a redução da concentração dos coliformes termotolerantes, que se mostrou mais efetiva do que o parâmetro anterior. A redução dos coliformes à zero elevou o valor do IQA de 14 para 23,8, um aumento de 70%, que influenciou na mudança de faixa de qualidade do manancial caracterizado pelo cenário 1.

Outro parâmetro, cuja variação por pouco não ocasionou a mudança de faixa de qualidade do IQA foi o pH. Este parâmetro com o valor de 7,3 limitou o valor máximo do IQA em 19,4. O IQA se comporta da mesma maneira da variação desse

parâmetro com utilização das equações do SCQA, diferenciando-se pouco nos limites e nos valores.

O aumento da DBO ocasionou uma redução do valor do IQA em torno de 30%, maior do que a redução ocasionada na análise desse parâmetro através das equações do IGAM/SCQA.

O crescimento da concentração de nitratos totais gerou uma redução do valor do IQA até um valor constante de 9,4, que correspondeu a uma redução de 32,9%, menor que a redução gerada no método do IGAM/SCQA.

Da mesma forma dos nitratos totais, o aumento da concentração do fósforo total também ocasionou uma redução do valor do IQA, porém muito menor, em torno de 2,9% contra a redução de 2,4% utilizada pelo IGAM/SCQA.

A redução da turbidez tendeu um leve aumento do valor do IQA em torno de 26,4%. Já os sólidos totais foi o único parâmetro em que a variação do IQA foi mínima, quando se analisou o IQA máximo e o IQA mínimo obtido com sua variação.

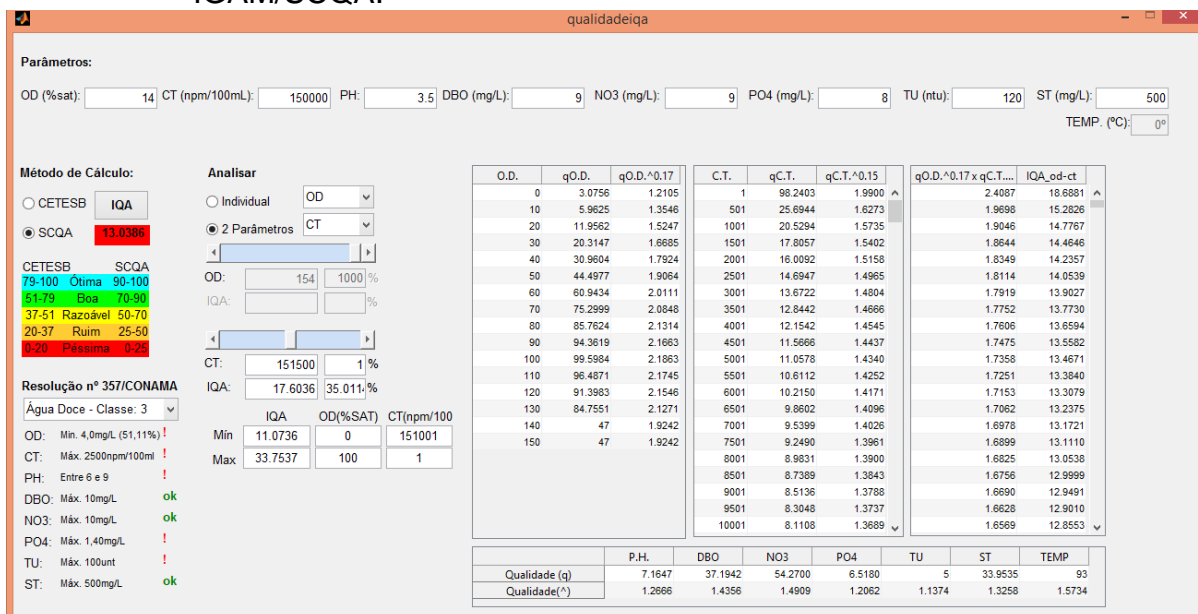
4.2 Análise do IQA – Variação dupla dos Parâmetros do Cenário 1

4.2.1 Metodologia IGAM/SCQA e metodologia CETESB

A Figura 13 apresenta a interface do programa para análise do IQA quando há variação na concentração de dois parâmetros ao mesmo tempo. Nela, temos as mesmas informações presentes na interface da análise individual, com exceção do gráfico. Apresenta ainda, as tabelas com os valores da qualidade (qi) de cada parâmetro analisado e dos respectivos IQA e seus valores máximos e mínimos.

Os dados fornecidos pelo programa na análise do cenário 1 foram resumidos na Tabela 7, que apresenta os valores da variação do oxigênio dissolvido combinado com os outros sete parâmetros utilizados para o cálculo do IQA usando as equações desenvolvidas pelo IGAM/SCQA e pela CETESB.

Figura 13 - Interface do programa desenvolvido mostrando a variação do IQA em relação à variação do OD e dos CT utilizando as equações do IGAM/SCQA.



Fonte: Autora (2015).

As Figuras 14 a 20 ilustram os gráficos que podem ser desenvolvidos com os dados de saída do programa e auxílio de um editor de gráficos.

A Figura 14 apresenta variação do IQA em relação à variação do oxigênio dissolvido (OD) e dos coliformes termotolerantes (CT). Cada parâmetro foi determinado através das equações desenvolvidas pelo IGAM/SCQA e pela CETESB.

A combinação do aumento do percentual de oxigênio dissolvido saturado para até 100% e a redução da concentração de coliformes à zero gerou o máximo valor do IQA que poderia ser obtido com a combinação dessa variação, que foi de 35,6, quando se utilizou as equações da CETESB e de 33,7, quando se utilizou as equações do IGAM/SCQA.

A variação do oxigênio dissolvido combinada com a variação dos coliformes ocasionou picos de crescimento do valor do IQA. Após cada pico de crescimento, houve um decréscimo do valor IQA, porém, o menor valor do IQA resultante de cada pico seguinte foi maior que o menor valor do IQA dos picos anteriores. Quando o percentual de oxigênio dissolvido foi maior que 100%, o IQA

começou a atingir picos cada vez menores, e com o aumento da concentração de coliformes o valor do IQA decresceu, mas não chegou a atingir o menor valor obtido após o primeiro pico, conforme Figura 14.

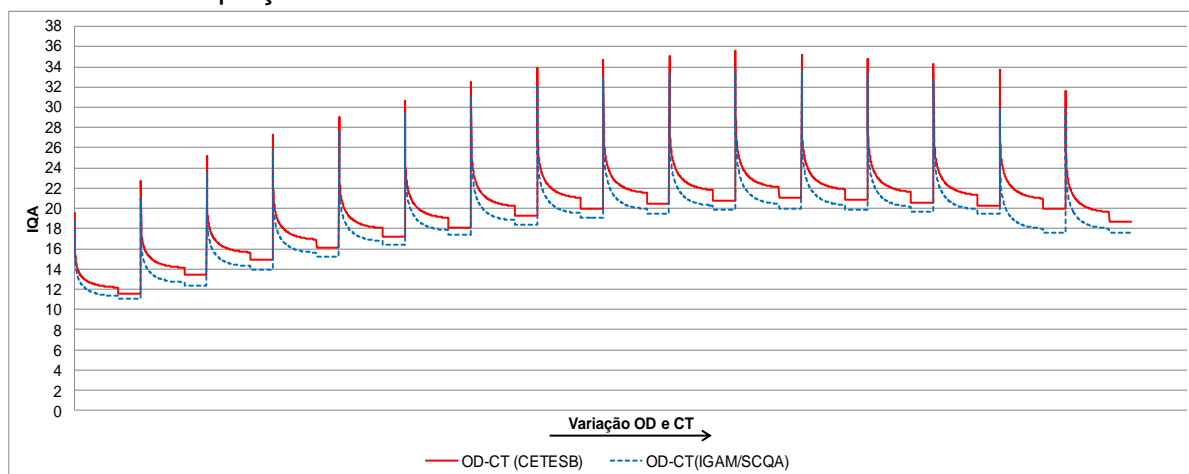
A Figura 15 apresenta variação do IQA em relação à variação do oxigênio dissolvido (OD) e potencial hidrogenionico (pH). Cada parâmetro foi determinado através das equações desenvolvidas pelo IGAM/SCQA e pela CETESB.

A combinação do aumento do percentual de oxigênio dissolvido saturado para até 100% e o aumento do pH para 7,3, quando utilizada as equações da CETESB, ou aumento para 7,5, quando utilizada as equações do IGAM/SCQA, provocou picos máximos do valor do IQA. Para valores do percentual de oxigênio dissolvido maiores que 100% o valor dos picos foram reduzindo, porém, não apresentou valores menores que o pico inicial. Nesta combinação, o valor máximo do IQA ficou em torno de 29, quando usada as equações da CETESB, e de 27,2, quando usada as equações do IGAM/SCQA. Esse aumento proporcionou uma melhoria na classificação da faixa de qualidade do IQA passando de péssima para ruim. A variação do IQA em função da variação combinada do percentual do oxigênio dissolvido e do pH está ilustrada na Figura 15.

As Figuras 14, a 20 mostram ainda que, o valor do IQA aumentou com o aumento do percentual de oxigênio dissolvido juntamente com a redução da concentração dos outros parâmetros associados nas figuras. Quando a DBO aumenta, o valor do IQA sofre uma redução que vai aumentando na medida em o percentual de oxigênio dissolvido aumenta até o oxigênio atingir um percentual de 100%, após este percentual a redução do valor do IQA tende a diminuir e permanecer constante. Elas também apresentam que os valores do IQA determinados com a utilização das equações da CETESB são sempre superiores aos determinados pelas equações do IGAM/SCQA.

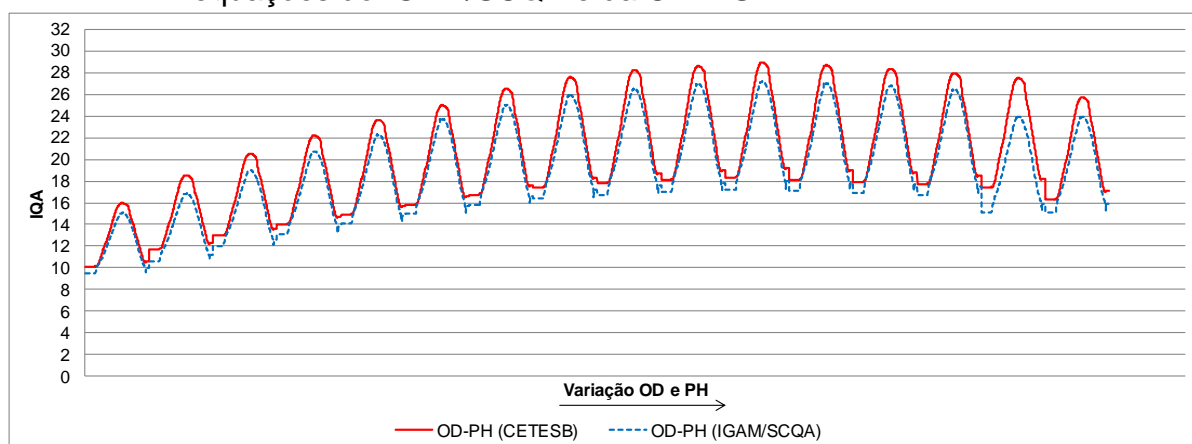
A maior variação do IQA foi obtida com a variação do oxigênio dissolvido combinado com a variação dos coliformes, conforme Figura 15. E que a menor variação do IQA ocorreu quando a variação do oxigênio dissolvido foi combinada com a variação dos sólidos totais, conforme Figura 20.

Figura 14 - Variação do IQA em relação à variação do OD e dos CT utilizando as equações do IGAM/SCQA e da CETESB.



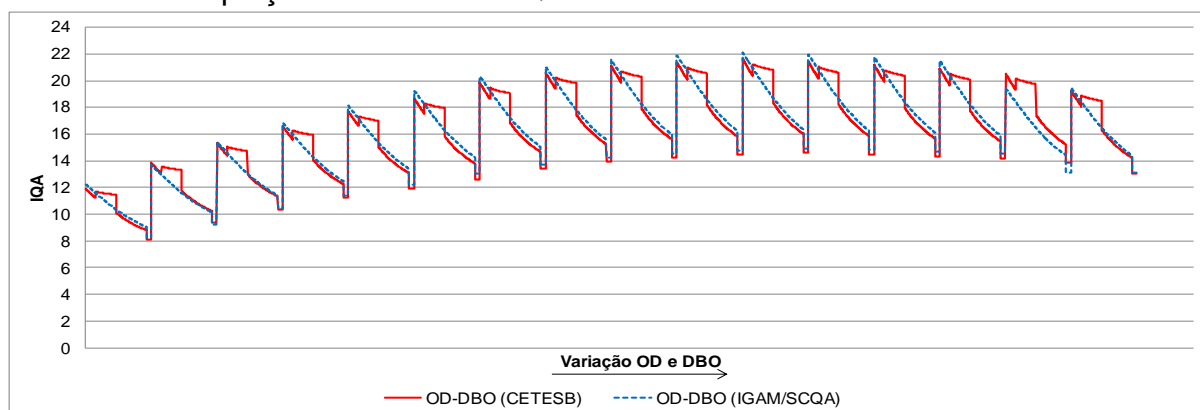
Fonte: Autora (2015).

Figura 15 - Variação do IQA em relação à variação do OD e do pH utilizando as equações do IGAM/SCQA e da CETESB.



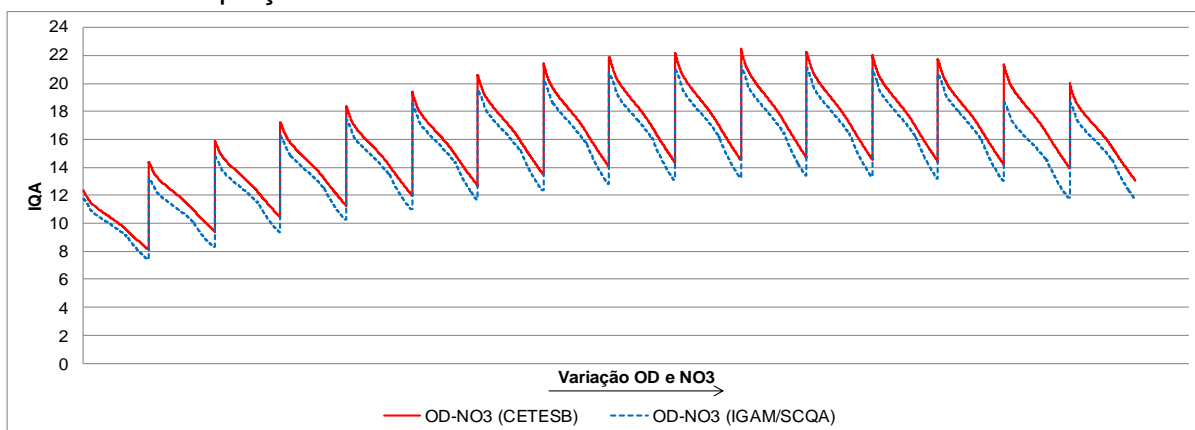
Fonte: Autora (2015).

Figura 16 - Variação do IQA em relação à variação do OD e da DBO utilizando as equações do IGAM/SCQA e da CETESB.



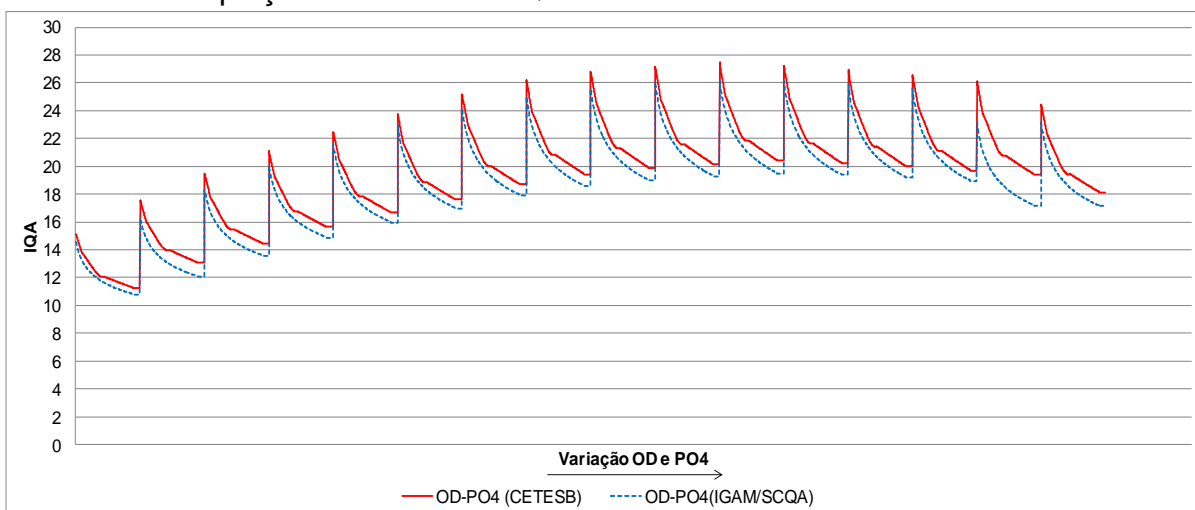
Fonte: Autora (2015).

Figura 17 - Variação do IQA em relação à variação do OD e do NO3 utilizando as equações do IGAM/SCQA e da CETESB.



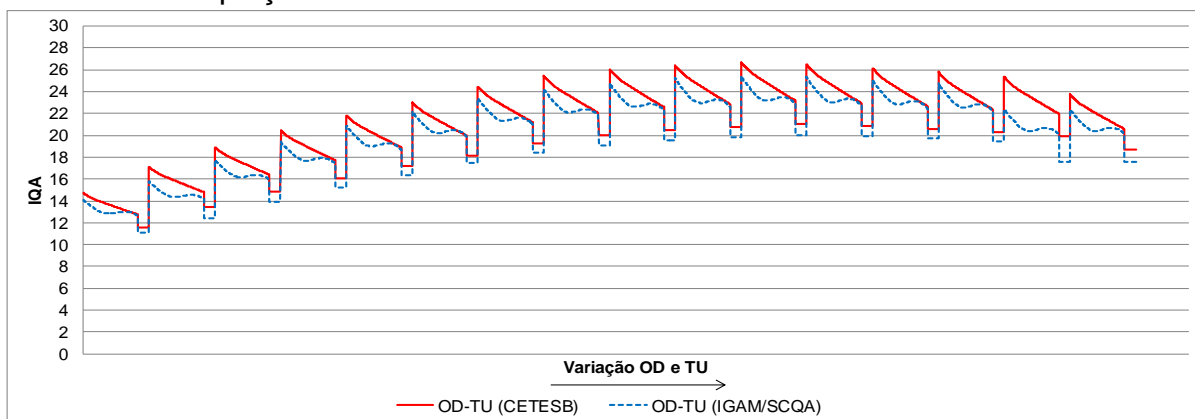
Fonte: Autora (2015).

Figura 18 - Variação do IQA em relação à variação do OD e do PO4 utilizando as equações do IGAM/SCQA e da CETESB.



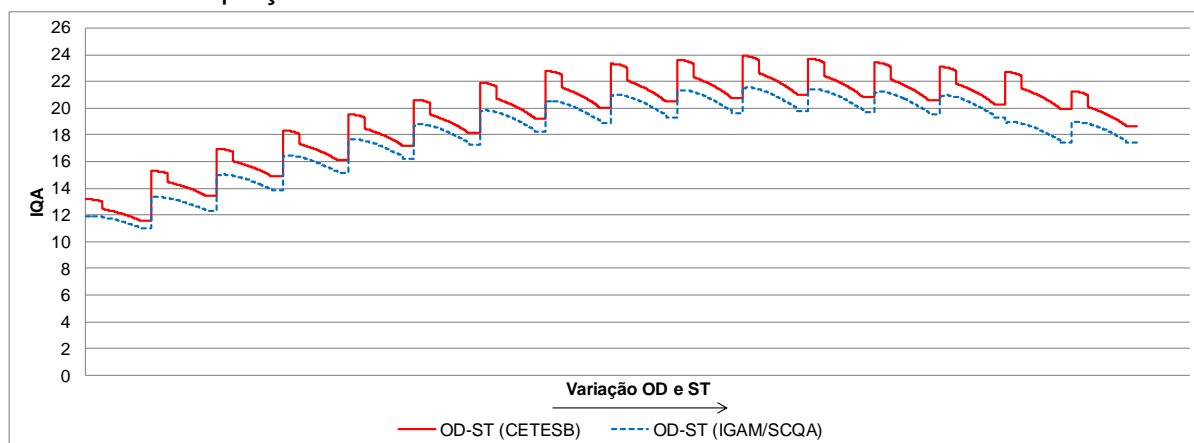
Fonte: Autora (2015).

Figura 19 - Variação do IQA em relação à variação do OD e da TU utilizando as equações do IGAM/SCQA e da CETESB.



Fonte: Autora (2015).

Figura 20 - Variação do IQA em relação à variação do OD e da ST utilizando as equações do IGAM/SCQA e da CETESB.



Fonte: Autora (2015).

Foram analisados também para o cenário 1 a variação do IQA em relação a variação dos coliformes combinado com a variação de cada parâmetro que o determina. Depois foi verificada a variação do IQA em relação à variação combinada do pH com cada um dos outros parâmetros. O mesmo foi realizado para a DBO, nitratos, sólidos totais e turbidez.

Com as tabelas fornecidas pelo programa, verificou-se que as combinações de variação que geraram maiores valores do IQA foram respectivamente, oxigênio dissolvido e coliformes, e os coliformes combinados com pH, PO₄, turbidez e sólidos totais. Nessas combinações foram verificados valores de IQA que proporcionam sua mudança de faixa de qualidade. Conforme apresentado nas Tabelas 7 a 14.

Tabela 7 – Variação do IQA em relação à variação do oxigênio dissolvido com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA do cenário 1.

Parâmetros Analisados	Inicial	Metodologia IGAM/SCQA				Metodologia CETESB			
		Máximo	% Var.	Mínimo	% Var.	Máximo	% Var.	Mínimo	% Var.
O.D (%sat)	14	100,0	614,3	0,0	-100,0	100,0	614,3	0,0	-100,0
C.T. (nmp/100mL)	1,50E+05	1,0	-100,0	1,50E+05	0,0	1,0	-100,0	1,50E+05	0,0
IQA - IGAM/SCQA	13	33,7	159,2	11,1	-14,6	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	35,6	154,3	11,6	-17,1
O.D (%sat)	14	100,0	614,3	0,0	-100,0	100,0	614,3	0,0	-100,0
pH	3,5	7,5	114,3	2,0	-42,9	7,3	108,6	2,0	-42,9
IQA - IGAM/SCQA	13	27,2	109,2	9,5	-26,9	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	29,0	107,1	10,1	-27,9
O.D (%sat)	14	28,0	100,0	0,0	-100,0	100,0	614,3	0,0	-100,0
DBO _{5,20} (mg/L)	9	0,0	-100,0	32,4	260,0	0,0	-100,0	32,4	260,0
IQA - IGAM/SCQA	13	22,1	70,0	8,3	-36,2	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	21,6	54,3	8,1	-42,1
O.D (%sat)	14	100,0	614,3	0,0	-100,0	100,0	614,3	0,0	-100,0
NO ₃ (mg/L)	9	0,0	-100,0	91,8	920,0	0,0	-100,0	91,8	920,0
IQA - IGAM/SCQA	13	21,3	63,8	7,4	-43,1	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	22,5	60,7	8,1	-42,1
O.D (%sat)	14	100,0	614,3	0,0	-100,0	100,0	614,3	0,0	-100,0
PO ₄ (mg/L)	8	0,0	-100,0	10,0	25,0	0,0	-100,0	10,0	25,0
IQA - IGAM/SCQA	13	26,3	102,3	10,0	-23,1	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	27,5	96,4	11,2	-20,0
O.D (%sat)	14	100,0	614,3	0,0	-100,0	100,0	614,3	0,0	-100,0
TU (ntu)	120	0,0	-100,0	101,0	-15,8	0,0	-100,0	101,0	-15,8
IQA - IGAM/SCQA	13	25,5	96,2	11,1	-14,6	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	26,7	90,7	11,6	-17,1
O.D (%sat)	14	100,0	614,3	0,0	-100,0	100,0	614,3	0,0	-100,0
ST (mg/L)	500	55,8	-88,8	501,0	0,2	0,0	-100,0	501,0	0,2
IQA - IGAM/SCQA	13	21,6	66,2	11,0	-15,4	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	23,9	70,7	11,6	-17,1

NA – não se aplica.

Fonte: Autora (2015).

Tabela 8 – Variação do IQA em relação à variação dos coliformes com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA do cenário 1.

Parâmetros Analisados	Inicial	Metodologia IGAM/SCQA				Metodologia CETESB			
		Máx.	% Var.	Mínimo	% Var	Máx.	% Var.	Mínimo	% Var.
C.T. (nmp/100mL)	1,50E+05	1,0	-100,0	1,50E+05	0,0	1,0	-100,0	1,50E+05	0,0
O.D (%sat)	14	100,0	614,3	0,0	-100,0	100,0	614,3	0,0	-100,0
IQA - IGAM/SCQA	13	33,7	159,2	11,1	-14,6	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	35,6	154,3	11,6	-17,1
C.T. (nmp/100mL)	1,50E+05	1,0	-100,0	1,50E+05	0,0	1,0	-100,0	1,50E+05	0,0
pH	3,5	7,5	114,3	2,0	-42,9	7,3	108,6	2,0	-42,9
IQA - IGAM/SCQA	13	29,9	130,0	11,2	-13,8	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	32,8	134,3	12,2	-12,9
C.T. (nmp/100mL)	1,50E+05	1,0	-100,0	1,50E+05	0,0	1,0	-100,0	1,50E+05	0,0
DBO _{5,20} (mg/L)	9	0,0	-100,0	31,0	244,4	0,0	-100,0	31,0	244,4
IQA - IGAM/SCQA	13	24,3	86,9	9,7	-25,4	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	24,5	75,0	9,8	-30,0
C.T. (nmp/100mL)	1,50E+05	1,0	-100,0	1,50E+05	0,0	1,0	-100,0	1,50E+05	0,0
NO ₃ (mg/L)	9	0,0	-100,0	91,8	920,0	0,0	-100,0	91,8	920,0
IQA - IGAM/SCQA	13	23,4	80,0	8,7	-33,1	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	25,4	81,4	9,8	-30,0
C.T. (nmp/100mL)	1,50E+05	1,0	-100,0	1,50E+05	0,0	1,0	-100,0	1,50E+05	0,0
PO ₄ (mg/L)	8	0,0	-100,0	10,0	25,0	0,0	-100,0	11,2	40,0
IQA - IGAM/SCQA	13	28,9	122,3	12,6	-3,1	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	31,0	121,4	13,0	-7,1
C.T. (nmp/100mL)	1,50E+05	1,0	-100,0	1,50E+05	0,0	1,0	-100,0	1,50E+05	0,0
TU (ntu)	120	0,0	-100,0	101,0	-15,8	0,0	-100,0	101,0	-15,8
IQA - IGAM/SCQA	13	28,0	115,4	13,0	0,0	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	30,0	114,3	14,0	0,0
C.T. (nmp/100mL)	1,50E+05	1,0	-100,0	1,50E+05	0,0	1,0	-100,0	1,50E+05	0,0
ST (mg/L)	500	55,8	-88,8	501,0	0,2	0,0	-100,0	501,0	0,2
IQA - IGAM/SCQA	13	23,7	82,3	13,6	4,6	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	27,1	93,6	14,0	0,0

Fonte: Autora (2015).

Tabela 9 – Variação do IQA em relação à variação do pH com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA do cenário 1.

Parâmetros Analisados	Inicial	Metodologia IGAM/SCQA				Metodologia CETESB			
		Máx.	% Var.	Mín.	% Var.	Máx.	% Var.	Mínimo	% Var.
pH	3,5	7,5	114,3	2,0	-42,9	7,3	108,6	2,0	-42,9
O.D (%sat)	14	100,0	614,3	0,0	-100,0	100,0	614,3	0,0	-100,0
IQA - IGAM/SCQA	13	27,2	109,3	9,5	-26,9	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	29,0	107,1	10,1	-27,9
pH	3,5	7,5	114,3	2,0	-42,9	7,3	108,6	2,0	-42,9
C.T. (nmp/100mL)	1,50E+05	1,0	-100,0	1,50E+05	0,0	1,0	-100,0	1,50E+05	0,0
IQA - IGAM/SCQA	13	29,9	130,0	11,2	-13,8	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	32,8	134,3	12,2	-12,9
pH	3,5	7,5	114,3	2,0	-42,9	7,3	108,6	2,0	-42,9
DBO _{5,20} (mg/L)	9	0,0	-100,0	31,0	244,4	0,0	-100,0	31,0	244,4
IQA - IGAM/SCQA	13	19,6	50,8	8,3	-36,2	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	20,0	42,9	8,5	-39,3
pH	3,5	7,5	114,3	2,0	-42,9	7,3	108,6	2,0	-42,9
NO ₃ (mg/L)	9	0,0	-100,0	91,8	920,0	0,0	-100,0	91,8	920,0
IQA - IGAM/SCQA	13	18,9	45,4	7,5	-42,3	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	20,7	47,9	8,2	-41,4
pH	3,5	7,5	114,3	2,0	-42,9	7,3	108,6	2,0	-42,9
PO ₄ (mg/L)	8	0,0	-100,0	11,2	40,0	0,0	-100,0	11,2	40,0
IQA - IGAM/SCQA	13	23,3	79,2	10,9	-16,2	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	25,4	81,4	11,9	-15,0
pH	3,5	7,5	114,3	2,0	-42,9	7,3	108,6	2,0	-42,9
TU (ntu)	120	0,0	-100,0	101,0	-15,8	0,0	-100,0	101,0	-15,8
IQA - IGAM/SCQA	13	22,6	73,8	11,2	-13,8	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	24,6	75,7	12,2	-12,9
pH	3,5	7,5	114,3	2,0	-42,9	7,3	108,6	2,0	-42,9
ST (mg/L)	500	55,8	-88,8	501,0	0,2	0,0	-100,0	501,0	0,2
IQA - IGAM/SCQA	13	19,1	46,9	11,2	-13,8	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	22,1	57,9	12,2	-12,9

NA – não se aplica.

Fonte: Autora (2015).

Tabela 10 – Variação do IQA em relação à variação da DBO com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA do cenário 1.

Parâmetros Analisados	Inicial	Metodologia IGAM/SCQA				Metodologia CETESB			
		Máx.	% Var.	Mín.	% Var.	Máx.	% Var.	Mínimo	% Var.
DBO _{5,20} (mg/L)	9	0,0	-100,0	31,0	244,4	0,0	-100,0	31,0	244,4
O.D (%sat)	14	100,0	614,3	0,0	-100,0	100,0	614,3	0,0	-100,0
IQA - IGAM/SCQA	13	22,1	70,0	8,3	-36,2	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	21,6	54,3	8,1	-42,1
DBO _{5,20} (mg/L)	9	0,0	-100,0	31,0	244,4	0,0	-100,0	31,0	244,4
C.T. (nmp/100mL)	1,50E+05	1,0	-100,0	1,50E+05	0,0	1,0	-100,0	1,50E+05	0,0
IQA - IGAM/SCQA	13	24,3	86,9	9,7	-25,4	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	24,5	75,0	9,8	-30,0
DBO _{5,20} (mg/L)	9	0,0	-100,0	31,0	244,4	0,0	-100,0	31,0	244,4
pH	3,5	7,5	114,3	2,0	-42,9	7,3	108,6	2,0	-42,9
IQA - IGAM/SCQA	13	19,6	50,8	8,3	-36,2	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	20,0	42,9	8,5	-39,3
DBO _{5,20} (mg/L)	9	0,0	-100,0	31,0	244,4	0,0	-100,0	31,0	244,4
NO ₃ (mg/L)	9	0,0	-100,0	100,0	1.011,1	0,0	-100,0	91,8	920,0
IQA - IGAM/SCQA	13	15,3	17,7	6,5	-50,0	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	15,5	10,7	6,6	-52,9
DBO _{5,20} (mg/L)	9	0,0	-100,0	31,0	244,4	0,0	-100,0	31,0	244,4
PO ₄ (mg/L)	8	0,0	-100,0	11,2	40,0	0,0	-100,0	11,2	40,0
IQA - IGAM/SCQA	13	18,9	45,4	9,5	-26,9	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	18,9	35,0	9,5	-32,1
DBO _{5,20} (mg/L)	9	0,0	-100,0	31,0	244,4	0,0	-100,0	31,0	244,4
TU (ntu)	120	0,0	-100,0	101,0	-15,8	0,0	-100,0	101,0	-15,8
IQA - IGAM/SCQA	13	18,3	40,8	9,7	-25,4	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	18,4	31,4	9,8	-30,0
DBO _{5,20} (mg/L)	9	0,0	-100,0	31,0	244,4	0,0	-100,0	31,0	244,4
ST (mg/L)	500	55,8	-88,8	501,0	0,2	0,0	-100,0	501,0	0,2
IQA - IGAM/SCQA	13	15,5	19,2	9,7	-25,4	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	16,5	17,9	9,8	-30,0

NA – não se aplica.

Fonte: Autora (2015).

Tabela 11– Variação do IQA em relação à variação da NO3 com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA do cenário 1.

Parâmetros Analisados	Inicial	Metodologia IGAM/SCQA				Metodologia CETESB			
		Máx.	% Var.	Mín.	% Var.	Máx.	% Var.	Mínimo	% Var.
NO3 (mg/L)	9	0,0	-100,0	100,0	1.011,1	0,0	-100,0	100,0	1.011,1
O.D (%sat)	14	100,0	614,3	0,0	-100,0	100,0	614,3	0,0	-100,0
IQA - IGAM/SCQA	13	21,3	63,8	7,4	-43,1	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	22,4	60,0	7,8	-44,3
NO3 (mg/L)	9	0,0	-100,0	91,8	920,0	0,0	-100,0	100,0	1.011,1
C.T. (nmp/100mL)	1,50E+05	1,0	-100,0	1,50E+05	0,0	1,0	-100,0	1,50E+05	0,0
IQA - IGAM/SCQA	13	23,4	80,0	8,7	-33,1	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	25,4	81,4	9,5	-32,1
NO3 (mg/L)	9	0,0	-100,0	100,0	1.011,1	0,0	-100,0	100,0	1.011,1
pH	3,5	7,5	114,3	2,0	-42,9	7,3	108,6	2,0	-42,9
IQA - IGAM/SCQA	13	18,9	45,4	7,5	-42,3	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	20,7	47,9	8,2	-41,4
NO3 (mg/L)	9	0,0	-100,0	100,0	1.011,1	0,0	-100,0	91,8	920,0
DBO _{5,20} (mg/L)	9	0,0	-100,0	31,0	244,4	0,0	-100,0	31,0	244,4
IQA - IGAM/SCQA	13	15,3	17,7	6,5	-50,0	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	15,5	10,7	6,6	-52,9
NO3 (mg/L)	9	0,0	-100,0	100,0	1.011,1	0,0	-100,0	100,0	1.011,1
PO4 (mg/L)	8	0,0	-100,0	11,2	40,0	0,0	-100,0	11,2	40,0
IQA - IGAM/SCQA	13	18,2	40,0	8,5	-34,6	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	19,7	40,7	9,2	-34,3
NO3 (mg/L)	9	0,0	-100,0	100,0	1.011,1	0,0	-100,0	100,0	1.011,1
TU (ntu)	120	0,0	-100,0	101,0	-15,8	0,0	-100,0	101,0	-15,8
IQA - IGAM/SCQA	13	17,6	35,4	8,7	-33,1	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	19,1	36,4	9,5	-32,1
NO3 (mg/L)	9	0,0	-100,0	100,0	1.011,1	0,0	-100,0	100,0	1.011,1
ST (mg/L)	500	55,8	-88,8	501,0	0,2	0,0	-100,0	501,0	0,2
IQA - IGAM/SCQA	13	14,9	14,6	8,7	-33,1	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	17,1	22,1	9,5	-32,1

NA – não se aplica.

Fonte: Autora (2015).

Tabela 12– Variação do IQA em relação à variação do PO4 com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA do cenário1.

Parâmetros Analisados	Inicial	Metodologia IGAM/SCQA				Metodologia CETESB			
		Máx.	% Var.	Mín.	% Var.	Máx.	% Var.	Mín.	% Var.
PO4 (mg/L)	8	0,0	-100,0	11,2	40,0	0,0	-100,0	11,2	40,0
O.D (%sat)	14	100,0	614,3	0,0	-100,0	100,0	614,3	0,0	-100,0
IQA - IGAM/SCQA	13	26,3	102,3	10,8	-16,9	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	27,5	96,4	11,2	-20,0
PO4 (mg/L)	8	0,0	-100,0	11,2	40,0	0,0	-100,0	11,2	40,0
C.T. (nmp/100mL)	1,50E+05	1,0	-100,0	1,50E+05	0,0	1,0	-100,0	1,50E+05	0,0
IQA - IGAM/SCQA	13	28,9	122,3	12,7	-2,3	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	31,1	122,1	13,6	-2,9
PO4 (mg/L)	8	0,0	-100,0	11,2	40,0	0,0	-100,0	11,2	40,0
pH	3,5	7,5	114,3	2,0	-42,9	7,3	108,6	2,0	-42,9
IQA - IGAM/SCQA	13	23,3	79,2	10,9	-16,2	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	25,4	81,4	11,9	-15,0
PO4 (mg/L)	8	0,0	-100,0	11,2	40,0	0,0	-100,0	11,2	40,0
DBO _{5,20} (mg/L)	9	0,0	-100,0	31,0	244,4	0,0	-100,0	31,0	244,4
IQA - IGAM/SCQA	13	18,9	45,4	6,5	-50,0	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	18,9	35,0	9,5	-32,1
PO4 (mg/L)	8	0,0	-100,0	11,2	40,0	0,0	-100,0	11,2	40,0
NO3 (mg/L)	9	0,0	-100,0	100,0	1.011,1	0,0	-100,0	100,0	1.011,1
IQA - IGAM/SCQA	13	18,2	40,0	8,5	-34,6	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	19,7	40,7	9,2	-34,3
PO4 (mg/L)	8	0,0	-100,0	11,2	40,0	0,0	-100,0	11,2	40,0
TU (ntu)	120	0,0	-100,0	101,0	-15,8	0,0	-100,0	101,0	-15,8
IQA - IGAM/SCQA	13	21,8	67,7	12,7	-2,3	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	27,4	95,7	13,6	-2,9
PO4 (mg/L)	8	0,0	-100,0	11,2	40,0	0,0	-100,0	11,2	40,0
ST (mg/L)	500	55,8	-88,8	501,0	0,2	0,0	-100,0	501,0	0,2
IQA - IGAM/SCQA	13	18,7	43,8	12,7	-2,3	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	20,9	49,3	13,6	-2,9

NA – não se aplica.

Fonte: Autora (2015).

Tabela 13 – Variação do IQA em relação à variação da TU com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA do cenário 1.

Parâmetros Analisados	Inicial	Metodologia IGAM/SCQA				Metodologia CETESB			
		Máx.	% Var.	Mín.	% Var.	Máx.	% Var.	Mínimo	% Var.
TU (ntu)	120	0,0	-100,0	101,0	-15,8	0,0	-100,0	101,0	-15,8
O.D (%sat)	14	100,0	614,3	0,0	-100,0	100,0	614,3	0,0	-100,0
IQA - IGAM/SCQA	13	25,5	96,2	11,7	-10,0	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	26,7	90,7	11,6	-17,1
TU (ntu)	120	0,0	-100,0	101,0	-15,8	0,0	-100,0	101,0	-15,8
C.T. (nmp/100mL)	1,50E+05	1,0	-100,0	1,50E+05	0,0	1,0	-100,0	1,50E+05	0,0
IQA - IGAM/SCQA	13	28,0	115,4	13,0	0,0	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	28,4	102,9	13,2	-5,7
TU (ntu)	120	0,0	-100,0	101,0	-15,8	0,0	-100,0	101,0	-15,8
pH	3,5	7,5	114,3	2,0	-42,9	7,3	108,6	2,0	-42,9
IQA - IGAM/SCQA	13	22,6	73,8	11,2	-13,8	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	24,6	75,7	12,2	-12,9
TU (ntu)	120	0,0	-100,0	101,0	-15,8	0,0	-100,0	101,0	-15,8
DBO _{5,20} (mg/L)	9	0,0	-100,0	31,0	244,4	0,0	-100,0	31,0	244,4
IQA - IGAM/SCQA	13	18,3	40,8	9,7	-25,4	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	18,4	31,4	9,8	-30,0
TU (ntu)	120	0,0	-100,0	101,0	-15,8	0,0	-100,0	101,0	-15,8
NO ₃ (mg/L)	9	0,0	-100,0	100,0	1.011,1	0,0	-100,0	100,0	1.011,1
IQA - IGAM/SCQA	13	17,6	35,4	8,7	-33,1	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	19,1	36,4	9,5	-32,1
TU (ntu)	120	0,0	-100,0	101,0	-15,8	0,0	-100,0	101,0	-15,8
PO ₄ (mg/L)	8	0,0	-100,0	11,2	40,0	0,0	-100,0	11,2	40,0
IQA - IGAM/SCQA	13	21,8	67,7	12,7	-2,3	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	23,4	67,1	13,6	-2,9
TU (ntu)	120	0,0	-100,0	101,0	-15,8	0,0	-100,0	101,0	-15,8
ST (mg/L)	500	55,8	-88,8	501,0	0,2	0,0	-100,0	501,0	0,2
IQA - IGAM/SCQA	13	17,9	37,7	13,0	0,0	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	20,3	45,0	14,0	0,0

NA – não se aplica.

Fonte: Autora (2015).

Tabela 14 – Variação do IQA em relação à variação dos ST com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA do cenário 1.

Parâmetros Analisados	Inicial	Metodologia IGAM/SCQA				Metodologia CETESB			
		Máx.	% Var.	Mín.	% Var.	Máx.	% Var.	Mínimo	% Var.
ST (mg/L)	500	55,8	-88,8	501,0	0,2	0,0	-100,0	501,0	0,2
O.D (%sat)	14	100,0	614,3	0,0	-100,0	100,0	614,3	0,0	-100,0
IQA - IGAM/SCQA	13	21,6	66,2	11,1	-14,6	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	23,9	70,7	11,6	-17,1
ST (mg/L)	500	55,8	-88,8	501,0	0,2	0,0	-100,0	501,0	0,2
C.T. (nmp/100mL)	1,50E+05	1,0	-100,0	1,50E+05	0,0	1,0	-100,0	1,50E+05	0,0
IQA - IGAM/SCQA	13	23,7	82,3	13,0	0,0	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	25,4	81,4	13,2	-5,7
ST (mg/L)	500	55,8	-88,8	501,0	0,2	0,0	-100,0	501,0	0,2
pH	3,5	7,5	114,3	2,0	-42,9	7,3	108,6	2,0	-42,9
IQA - IGAM/SCQA	13	19,1	46,9	11,2	-13,8	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	22,1	57,9	12,2	-12,9
ST (mg/L)	500	55,8	-88,8	501,0	0,2	0,0	-100,0	501,0	0,2
DBO _{5,20} (mg/L)	9	0,0	-100,0	31,0	244,4	0,0	-100,0	31,0	244,4
IQA - IGAM/SCQA	13	15,5	19,2	9,7	-25,4	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	16,5	17,9	9,8	-30,0
ST (mg/L)	500	55,8	-88,8	501,0	0,2	0,0	-100,0	501,0	0,2
NO ₃ (mg/L)	9	0,0	-100,0	100,0	1011,1	0,0	-100,0	100,0	1.011,1
IQA - IGAM/SCQA	13	17,6	35,4	8,7	-33,1	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	17,1	22,1	12,9	-7,9
ST (mg/L)	500	55,8	-88,8	501,0	0,2	0,0	-100,0	501,0	0,2
PO ₄ (mg/L)	8	0,0	-100,0	11,2	40,0	0,0	-100,0	11,2	40,0
IQA - IGAM/SCQA	13	18,5	42,3	12,7	-2,3	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	20,9	49,3	13,6	-2,9
ST (mg/L)	500	55,8	-88,8	501,0	0,2	0,0	-100,0	501,0	0,2
TU (ntu)	120	0,0	-100,0	101,0	-15,8	0,0	-100,0	101,0	-15,8
IQA - IGAM/SCQA	13	17,9	37,7	13,0	0,0	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	14	NA	NA	NA	NA	20,3	45,0	14,0	0,0

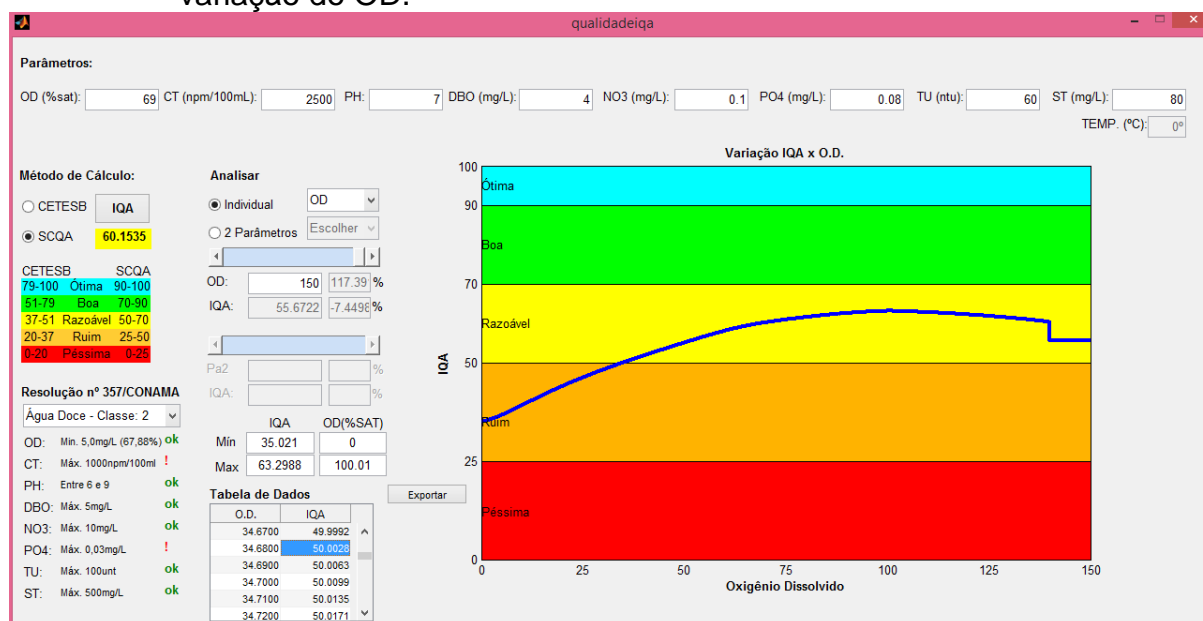
Fonte: Autora (2015).

4.3 Análise do IQA - Variação Individual dos Parâmetros do Cenário 2

4.3.1 Metodologia IGAM/SCQA

Ao inserir no programa os dados de entrada referentes ao cenário 2, e escolhendo a metodologia preconizada pelo IGAM/SCQA, o programa apresentou os dados abaixo.

Figura 21 - Interface do programa desenvolvido mostrando a variação do IQA com a variação do OD.



Fonte: Autora (2015).

A Figura 21 apresenta a interface do programa desenvolvido ao variar apenas o oxigênio dissolvido (O.D.). Nela, temos a inserção dos parâmetros do cenário 2, a marcação pelo usuário do *radiobutton* CETESB, a verificação dos parâmetros em relação à água doce de classe 2 (o usuário pode mudar a qualquer tempo essa verificação) na qual, apenas os coliformes e os fosfatos não estão dentro da faixa preconizada na Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces. Apresenta também, a escolha do tipo de análise marcada (individual) e como parâmetro escolhido, o oxigênio dissolvido.

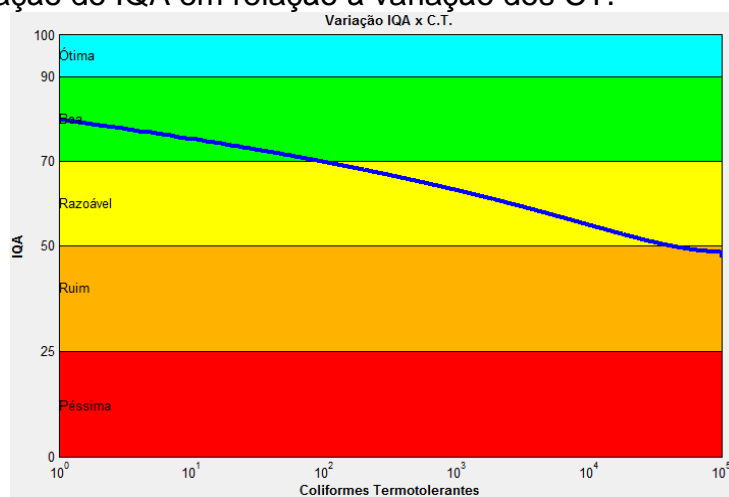
Visualizamos ainda na Figura 21, a barra deslizante ativa que é utilizada para variação do parâmetro escolhido, os valores do IQA máximo e do IQA mínimo

obtidos com a variação do parâmetro, percentual de variação do IQA e do parâmetro, uma tabela com valores e um gráfico com uma linha espessa na cor azul.

Conforme a Figura 21, a análise da variação do percentual do oxigênio dissolvido para o cenário 2 mostrou que se deve controlar o percentual de oxigênio dissolvido para este cenário, pois, para percentuais menores que 34,7% o IQA saiu da faixa de classificação razoável para ruim. Quando o percentual de oxigênio dissolvido esteve entre 34,7% e 100%, houve um crescimento do valor do IQA. Para valores do percentual de oxigênio dissolvido acima de 100% e menores que 140%, o valor do IQA passou a reduzir, e permaneceu constante, no valor de 55,7 quando o oxigênio dissolvido atingiu valores acima de 140%.

A Figura 22 apresenta a variação do IQA em relação à variação dos coliformes quando utilizada as equações da IGAM/SCQA. Com a elevação dos coliformes para valores acima de $4,2 \times 10^4$ nmp/100mL o IQA mudou para faixa de qualidade inferior (faixa ruim). Quando a concentração de coliformes ficou entre 97 nmp/100mL e $4,2 \times 10^4$ nmp/100mL o IQA permaneceu na faixa de classificação original (faixa razoável) e para valores menores que 97, o IQA atingiu valores que o fez passar para faixa de qualidade imediatamente superior (faixa boa).

Figura 22 - Variação do IQA em relação à variação dos CT.



Fonte: Autora (2015).

Da mesma maneira, o programa apresenta a variação do IQA em relação aos outros parâmetros. Abaixo, segue a descrição da variação de cada um.

Para valores de pH menores que 4,8 e maiores que 10,1, o IQA reduziu e passou para faixa de qualidade inferior. Para pH maior que 4,8 e menor que 10,1, o IQA permaneceu na faixa de qualidade original, tendo o seu valor máximo de 60,3 no pH igual a 7,4. O pH original do cenário já se apresenta próximo ao valor ótimo (valor em que o IQA é máximo), portanto, qualquer variação nesse parâmetro, neste caso, pode ocasionar redução no IQA.

O aumento da concentração da DBO para valores acima de 21 fez com que o IQA mudasse para faixa de qualidade imediatamente inferior. Já a redução de sua concentração aumentou o valor do IQA, no entanto, ele não mudou para faixa de qualidade superior.

A elevação da concentração dos nitratos ocasionou um decréscimo do valor do IQA. Neste cenário, para concentrações de nitratos acima de 44mg/L o IQA permaneceu na faixa de qualidade razoável, obtendo o valor máximo de 60,2. Para concentrações maiores, o IQA decresceu para o mínimo 38, mudando para faixa de qualidade classificada como ruim.

A análise dos fosfatos totais mostrou um decréscimo do IQA com o aumento da concentração desse parâmetro. Para concentrações de fosfatos abaixo de 3,7mg/L o IQA decresceu para 45,1 passando para faixa de qualidade inferior. E para concentrações abaixo de 3,7, o IQA aumentou para o máximo de 60,8, não induzindo a mudança de faixa de qualidade.

A variação da turbidez é um dos parâmetros que ocasionam menor variação do IQA, neste caso, um máximo de 65,7 para um mínimo de 51,6. O crescimento da turbidez gerou um decréscimo do valor do IQA, no entanto, ele permaneceu na faixa de qualidade razoável.

A variação da concentração dos sólidos totais ocasionou a menor variação do IQA para este cenário, variando de um máximo de 65,7 para 51,6. O IQA aumentou com a redução da concentração desse parâmetro.

A tabela 15 apresenta um resumo dos dados de saída do programa desenvolvido quando foi analisado individualmente cada parâmetro do cenário 2 utilizando as equações desenvolvidas pelo IGAM/SCQA.

Tabela 15 – Dados de saída do cenário 2, metodologia IGAM/SCQA.

Parâmetros Analisados	Valor dos Parâmetros					Valor do IQA				
	Inicial	IQA máx.	%	IQA min.	%	Inicial	Máx.	%	Mín.	%
O.D (%sat)	69,0	100,0	45	0,0	-100,0	60,0	63,3	5,5	35,0	41,7
C.T. (nmp/100mL)	2.500,0	1,0	-100	100.000,0	3.900,0	60,0	80	33,3	47,4	21,0
pH	7,0	7,4	6	2,0	-71,4	60,0	60,3	0,5	38,0	36,7
DBO _{5,20} (mg/L)	4,0	0,0	-100	30,0	650,0	60,0	62,8	4,7	42,4	29,3
NO ₃ (mg/L)	0,1	0,0	-100	100,0	99.900,0	60,0	60,2	0,3	38,0	36,7
PO ₄ (mg/L)	0,08	0,0	-100	11,0	13.650,0	60,0	60,8	1,3	45,1	24,8
TU (ntu)	60,0	0,0	-100	101,0	68,3	60,0	65,7	9,5	51,6	14,0
ST (mg/L)	80,0	55,8	-30	501,0	526,3	60,0	60,2	0,3	55,3	7,8

Fonte: Autora (2014).

4.3.2 Metodologia CETESB

A inserção dos dados de entrada referente ao cenário 2 e a escolha da metodologia de cálculo da CETESB é realizada da mesma maneira apresentada na figura 21. Após a inserção dos dados, o programa apresentou os resultados dispostos na Tabela 16.

Tabela 16 – Dados de saída do cenário 2, metodologia CETESB

Parâmetros Analisados	Valor dos Parâmetros					Valor do IQA				
	Inicial	IQA máx.	% Var.	IQA min.	% Var.	Inicial	Máx.	% Var.	Mín.	% Var.
O.D (%sat)	69,0	100,0	45	0,0	-100,0	60,0	63,1	5,2	34,8	-42,0
C.T. (nmp/100mL)	2.500,0	1,0	-100	100.000,0	3.900,0	60,0	79,4	32,3	46,9	-21,8
pH	7,0	7,3	4	2,0	-71,4	60,0	60,0	0,0	37,9	-36,8
DBO _{5,20} (mg/L)	4,0	0,0	-100	30,0	650,0	60,0	62,9	4,8	42,6	-29,0
NO ₃ (mg/L)	0,1	0,0	-100	100,0	99.900,0	60,0	60,0	0,0	37,6	-37,3
PO ₄ (mg/L)	0,1	0,0	-100	11,0	13.650,0	60,0	60,4	0,7	44,8	-25,3
TU (ntu)	60,0	0,0	-100	101,0	68,3	60,0	65,6	9,3	51,6	-14,0
ST (mg/L)	80,0	0,0	-100	501,0	526,3	60,0	59,6	-0,7	55,1	-8,2

Fonte: Autora (2014).

Para metodologia da CESTEB este cenário de enquadra dentro da faixa de qualidade boa.

A análise da variação do percentual de oxigênio dissolvido mostrou que quando seu percentual foi menor que 3,6% o IQA mudou para faixa de qualidade inferior, obteve um valor mínimo de 34,8, que, de acordo com as faixas da CETESB, está dentro da faixa de qualidade considerada ruim. Para percentuais entre 3,6% e 35,1% o IQA aumentou de 34,8 para 50. De 35,1% até 140% o IQA continuou a aumentar, no entanto, para percentuais acima de 140% o IQA passou a decrescer e obteve um mínimo de 56. Para este cenário, a variação do percentual do oxigênio dissolvido utilizando as equações da CETESB, fez com que o IQA passasse por três faixas de qualidade.

A redução da concentração de coliformes fez com que elevasse o valor do IQA, a ponto de ficar no limite da faixa de qualidade ótima. Porém, o aumento exagerado dessa concentração para em torno de $6,26 \times 10^4$ fez com que o IQA diminuísse para 49, caindo para faixa imediatamente inferior, considerada razoável.

Com relação à variação do pH, o IQA permaneceu dentro da faixa de qualidade boa, somente quando o pH variou entre 4,9 e 10. Para valores de pH menores que 4,9 e maiores 10 ocasionaram redução no valor do IQA que obteve o valor mínimo de 37,9 para o pH igual a 2 e de 39,7 para o pH igual a 12.

O aumento da DBO também ocasionou uma redução do valor do IQA. Para concentração de DBO abaixo de 21mg/L o IQA muda para faixa razoável. Para concentrações abaixo desse valor, o IQA aumentou para um máximo de 62,9, permanecendo na faixa original do cenário.

O IQA quase não variou com a variação da concentração dos nitratos de 0mg/L a 60mg/L, valor no qual o fez mudar bruscamente para faixa inferior e permaneceu reduzindo até o mínimo de 37,6 para concentração de 100mg/L de nitratos.

Da mesma forma dos parâmetros anteriores, o valor do IQA reduziu com o aumento da concentração dos fosfatos, caindo para faixa inferior quando a concentração do parâmetro ficou em torno de 3,2mg/L, e depois atingiu o valor mínimo de 44,8 para concentrações acima de 11mg/L.

O IQA reduziu gradualmente com o aumento da turbidez, finalizando em um valor mínimo de 51,6. Quando a turbidez foi reduzida a zero o IQA atingiu seu valor máximo de 65,6. A variação do IQA com a turbidez não influenciou a mudança de faixa de qualidade.

A variação dos sólidos totais foi o que menos ocasionou variação no valor do IQA. A redução da concentração de sólidos totais a zero, não influenciou o aumento do IQA. No entanto, o aumento da sua concentração o IQA atingiu o valor mínimo de 55,1.

4.4 Análise do IQA – Variação dupla dos Parâmetros do Cenário 2

4.4.1 Metodologia IGAM/SCQA e metodologia CETESB

Ao inserir os dados do cenário 2 na mesma interface apresentada na Figura 13, analisou-se inicialmente a variação do IQA em função da variação combinada do percentual de oxigênio dissolvido com cada um dos outros parâmetros com compõem o cálculo do IQA utilizando as duas metodologias de cálculo apresentadas. Logo após, foi analisado a variação do IQA em função da variação combinada dos coliformes com os outros parâmetros necessários para o cálculo do IQA. Em seguida, a variação do IQA em relação à variação combinada do pH com os outros parâmetros, e assim sucessivamente. Os resultados estão apresentados nas Tabelas 17 a 24.

Os resultados que o programa apresentou indicaram que, para o cenário 2, classificado na faixa de qualidade razoável pelo IGAM/SCQA e na faixa de qualidade boa pela CETESB, a combinação de variação que ocasionou o maior valor para o IQA foi a variação dos coliformes com a variação da turbidez que fez com que o valor do IQA passasse de 60 para 87, utilizando as duas metodologias e cálculo. Neste caso, o IQA mudou para faixa de qualidade ótima, segundo a CETESB, e segundo o IGAM/SCQA, para faixa de qualidade boa.

A análise da variação do percentual do oxigênio dissolvido com os outros parâmetros que formam o IQA mostrou como melhor resultado sua combinação com

a variação dos coliformes, pois, o IQA máximo resultou em torno de 84. A segunda melhor combinação com a variação do percentual de oxigênio dissolvido foi a variação da turbidez que resultou em um IQA de 69. A terceira combinação foi com a variação da DBO em que o IQA resultou em 66.

A primeira melhor combinação resultou em uma mudança de faixa de qualidade do IQA, saiu de uma faixa considerada razoável pelo IGAM/SCQA e passou para faixa de qualidade boa. De acordo com as faixas da CETESB, o IQA saiu de uma faixa de qualidade boa, para faixa de qualidade ótima. As outras combinações não ocasionaram a elevação do IQA necessária para mudança de faixa de qualidade superior.

Ainda na combinação da variação do oxigênio com os outros parâmetros, a combinação que resultou em um menor valor do IQA foi com a variação dos nitratos e com a variação do pH, que reduziram a faixa de classificação do IQA para faixa de péssimo, segundo IGAM, e para faixa de qualidade ruim, segundo a CETESB.

A análise da variação dos coliformes com os outros parâmetros que formam o IQA mostrou o melhor resultado de todas as outras combinações. Como melhor resultado foi sua combinação com a variação da turbidez, pois, o IQA máximo resultou em torno de 87. A segunda melhor combinação com a variação dos coliformes com a variação do percentual de oxigênio dissolvido que resultou em um IQA em torno de 84. A terceira combinação foi com a variação da DBO em que o IQA resultou em torno de 83,6.

Ainda na análise dos coliformes termotolerantes, o menor IQA máximo, em torno de 80, foi obtido com combinação da variação dos sólidos totais, nitratos e pH. E o menor valor do IQA mínimo, em torno de 30, foi obtido na combinação com a variação do pH e dos nitratos.

O maior valor do IQA alcançado com a combinação variação do pH com os outros parâmetros foi 80, que foi obtido com a variação dos coliformes. Com as combinação da variação do pH com os outros parâmetros obteve-se um IQA máximo entre 60 e 65.

O estudo da variação da DBO mostrou que o IQA máximo foi obtido com a combinação da sua variação com a variação dos coliformes, que resultou no valor em torno de 84. As outras combinações obtiveram IQA máximo variando em torno de 63 e 66.

A variação dos nitratos combinado com a variação do outros parâmetros apresentou resultados semelhantes às combinações da DBO. O IQA máximo obtido foi de 80, quando combinada com a variação dos coliformes. E as outras combinações apresentaram IQA máximo variando entre 60 e 66. Sua variação com os nitratos também resultou no menor valor do IQA mínimo que foi de 22.

A variação dos fosfatos combinados com outros parâmetros resultou em IQA máximo de 80, que foi obtido com sua variação combinada com a variação dos coliformes. Sua variação com a variação dos outros parâmetros resultou em um IQA máximo variando de 60 a 66.

A variação da turbidez combinada com a variação dos coliformes foi a que mostrou o maior valor do IQA máximo que foi 87. Sua segunda melhor combinação foi com a variação do percentual do oxigênio dissolvido e com a variação da DBO, que obteve IQA máximo igual a 69.

O melhor resultado do IQA máximo obtido no estudo da combinação da variação da concentração de sólidos totais foi com a variação dos coliformes, que apresentou o valor de 80. Já com a combinação dos outros parâmetros o valor do IQA máximo variou de 60 a 66.

Tabela 17 – Variação do IQA em relação à variação do oxigênio dissolvido com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA do cenário 2.

Parâmetros Analisados	Inicial	Metodologia IGAM/SCQA				Metodologia CETESB			
		Máximo	% Var.	Mínimo	% Var.	Máx.	% Var.	Mín.	% Var.
O.D (%sat)	69	100,0	44,9	0,0	-100,0	100,0	44,9	0,0	-100,0
C.T. (nmp/100mL)	2,50E+03	1,0	-100,0	1,00E+05	3.900,0	1,0	-100,0	1,00E+05	3.900,0
IQA - IGAM/SCQA	60	84,1	40,2	27,6	-54,0	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	83,6	39,3	27,2	-54,7
O.D (%sat)	14	100,0	614,3	0,0	-100,0	100,0	614,3	0,0	-100,0
pH	7	7,5	7,1	2,0	-71,4	7,3	4,3	2,0	-71,4
IQA - IGAM/SCQA	60	63,4	5,7	22,1	-63,2	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	63,2	5,3	22,0	-63,3
O.D (%sat)	69	28,0	-59,4	0,0	-100,0	100,0	44,9	0,0	-100,0
DBO _{5,20} (mg/L)	4	0,0	-100,0	30,0	650,0	0,0	-100,0	30,0	650,0
IQA - IGAM/SCQA	60	66,0	10,0	24,7	-58,8	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	66,3	10,5	24,7	-58,8
O.D (%sat)	69	100,0	44,9	0,0	-100,0	100,0	44,9	0,0	-100,0
NO ₃ (mg/L)	9	0,0	-100,0	100,0	1.011,1	0,0	-100,0	91,8	920,0
IQA - IGAM/SCQA	60	63,3	5,5	22,1	-63,2	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	63,1	5,2	21,8	-63,7
O.D (%sat)	69	100,0	44,9	0,0	-100,0	100,0	44,9	0,0	-100,0
PO ₄ (mg/L)	0,08	0,0	-100,0	10,0	12.400,0	0,0	-100,0	10,0	12.400,0
IQA - IGAM/SCQA	60	63,9	6,5	26,2	-56,3	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	63,6	6,0	26,0	-56,7
O.D (%sat)	69	100,0	44,9	0,0	-100,0	100,0	44,9	0,0	-100,0
TU (ntu)	60	0,0	-100,0	101,0	68,3	0,0	-100,0	101,0	68,3
IQA - IGAM/SCQA	60	69,0	15,0	30,0	-50,0	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	69,1	15,2	30,0	-50,0
O.D (%sat)	69	100,0	44,9	0,0	-100,0	100,0	44,9	0,0	-100,0
ST (mg/L)	80	55,8	-30,3	501,0	526,3	0,0	-100,0	501,0	526,3
IQA - IGAM/SCQA	60	63,3	5,5	32,0	-46,7	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	63,5	5,8	32,1	-46,5

NA – não se aplica.

Fonte: Autora (2015).

Tabela 18 – Variação do IQA em relação à variação dos coliformes com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA do cenário 2.

Parâmetros Analisados	Inicial	Metodologia IGAM/SCQA				Metodologia CETESB			
		Máx.	% Var.	Mínimo	% Var	Máx.	% Var.	Mínimo	% Var.
C.T. (nmp/100mL)	2,50E+03	1,0	-100,0	1,00E+05	3.900,0	1,0	-100,0	1,00E+05	3.900,0
O.D (%sat)	69	100,0	44,9	0,0	-100,0	100,0	44,9	0,0	-100,0
IQA - IGAM/SCQA	60	84,1	40,2	32,9	-45,2	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	83,7	39,5	32,9	-45,2
C.T. (nmp/100mL)	2,50E+03	1,0	-100,0	1,00E+05	3.900,0	1,0	-100,0	1,00E+05	3.900,0
pH	7	7,5	7,1	2,0	-71,4	7,3	4,3	2,0	-71,4
IQA - IGAM/SCQA	60	80,2	33,7	30,0	-50,0	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	79,5	32,5	32,8	-45,3
C.T. (nmp/100mL)	2,50E+03	1,0	-100,0	1,00E+05	3.900,0	1,0	-100,0	1,00E+05	3.900,0
DBO _{5,20} (mg/L)	4	0,0	-100,0	31,0	675,0	0,0	-100,0	31,0	675,0
IQA - IGAM/SCQA	60	83,6	39,3	33,5	-44,2	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	83,5	39,2	33,4	-44,3
C.T. (nmp/100mL)	2,50E+03	1,0	-100,0	1,00E+05	3.900,0	1,0	-100,0	1,00E+05	3.900,0
NO ₃ (mg/L)	0,1	0,0	-100,0	100,0	99.900,0	0,0	-100,0	91,8	91.700,0
IQA - IGAM/SCQA	60	80,0	33,3	29,9	-50,2	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	79,5	32,5	29,5	-50,8
C.T. (nmp/100mL)	2,50E+03	1,0	-100,0	1,00E+05	3.900,0	1,0	-100,0	1,00E+05	3.900,0
PO ₄ (mg/L)	0,01	0,0	-100,0	10,0	99.900,0	0,0	-100,0	11,2	111.900,0
IQA - IGAM/SCQA	60	80,8	34,7	35,5	-40,8	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	80,0	33,3	35,1	-41,5
C.T. (nmp/100mL)	2,50E+03	1,0	-100,0	1,00E+05	3.900,0	1,0	-100,0	1,00E+05	3.900,0
TU (ntu)	60	0,0	-100,0	101,0	68,3	0,0	-100,0	101,0	68,3
IQA - IGAM/SCQA	60	87,3	45,5	40,6	-32,3	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	87,0	45,0	40,5	-32,5
C.T. (nmp/100mL)	2,50E+03	1,0	-100,0	1,00E+05	3.900,0	1,0	-100,0	1,00E+05	3.900,0
ST (mg/L)	80	55,8	-30,3	501,0	526,3	0,0	-100,0	501,0	526,3
IQA - IGAM/SCQA	60	80,0	33,3	43,5	-27,5	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	79,9	33,2	43,4	-27,7

NA – não se aplica.

Fonte: Autora (2015).

Tabela 19 – Variação do IQA em relação à variação do pH com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA do cenário 2.

Parâmetros Analisados	Inicial	Metodologia IGAM/SCQA				Metodologia CETESB			
		Máx.	% Var.	Mín.	% Var.	Máx.	% Var.	Mínimo	% Var.
pH	7	7,5	114,3	2,0	-42,9	7,3	108,6	2,0	-42,9
O.D (%sat)	69	100,0	614,3	0,0	-100,0	100,0	614,3	0,0	-100,0
IQA - IGAM/SCQA	60	27,2	109,3	9,5	-26,9	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	29,0	107,1	10,1	-27,9
pH	7	7,5	114,3	2,0	-42,9	7,3	108,6	2,0	-42,9
C.T. (nmp/100mL)	2,50E+03	1,0	-100,0	1,50E+05	0,0	1,0	-100,0	1,50E+05	0,0
IQA - IGAM/SCQA	60	29,9	130,0	11,2	-13,8	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	32,8	134,3	12,2	-12,9
pH	7	7,5	114,3	2,0	-42,9	7,3	108,6	2,0	-42,9
DBO _{5,20} (mg/L)	4	0,0	-100,0	31,0	244,4	0,0	-100,0	31,0	244,4
IQA - IGAM/SCQA	60	19,6	50,8	8,3	-36,2	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	20,0	42,9	8,5	-39,3
pH	7	7,5	114,3	2,0	-42,9	7,3	108,6	2,0	-42,9
NO ₃ (mg/L)	0,1	0,0	-100,0	91,8	920,0	0,0	-100,0	91,8	920,0
IQA - IGAM/SCQA	60	18,9	45,4	7,5	-42,3	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	20,7	47,9	8,2	-41,4
pH	7	7,5	114,3	2,0	-42,9	7,3	108,6	2,0	-42,9
PO ₄ (mg/L)	0,08	0,0	-100,0	11,2	40,0	0,0	-100,0	11,2	40,0
IQA - IGAM/SCQA	60	23,3	79,2	10,9	-16,2	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	25,4	81,4	11,9	-15,0
pH	7	7,5	114,3	2,0	-42,9	7,3	108,6	2,0	-42,9
TU (ntu)	60	0,0	-100,0	101,0	-15,8	0,0	-100,0	101,0	-15,8
IQA - IGAM/SCQA	60	22,6	73,8	11,2	-13,8	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	24,6	75,7	12,2	-12,9
pH	7	7,5	114,3	2,0	-42,9	7,3	108,6	2,0	-42,9
ST (mg/L)	80	55,8	-88,8	501,0	0,2	0,0	-100,0	501,0	0,2
IQA - IGAM/SCQA	60	19,1	46,9	11,2	-13,8	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	22,1	57,9	12,2	-12,9

Fonte: Autora (2015).

Tabela 20 – Variação do IQA em relação à variação da DBO com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA do cenário 2.

Parâmetros Analisados	Inicial	Metodologia IGAM/SCQA				Metodologia CETESB			
		Máx.	% Var.	Mín.	% Var.	Máx.	% Var.	Mínimo	% Var.
DBO _{5,20} (mg/L)	4	0,0	-100,0	31,0	675,0	0,0	-100,0	31,0	675,0
O.D (%sat)	69	100,0	614,3	0,0	-100,0	100,0	614,3	0,0	-100,0
IQA - IGAM/SCQA	60	66,0	10,0	24,7	-58,8	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	66,3	10,5	24,7	-58,8
DBO _{5,20} (mg/L)	4	0,0	-100,0	31,0	675,0	0,0	-100,0	31,0	675,0
C.T. (nmp/100mL)	2,50E+03	1,0	-100,0	1,50E+05	0,0	1,0	-100,0	1,50E+05	0,0
IQA - IGAM/SCQA	60	83,6	39,3	33,5	-44,2	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	83,5	39,2	33,4	-44,3
DBO _{5,20} (mg/L)	4	0,0	-100,0	31,0	675,0	0,0	-100,0	31,0	675,0
pH	7	7,5	7,1	2,0	-71,4	7,3	4,3	2,0	-71,4
IQA - IGAM/SCQA	60	63,0	5,0	26,8	-55,3	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	63,0	5,0	26,9	-55,2
DBO _{5,20} (mg/L)	4	0,0	-100,0	31,0	675,0	0,0	-100,0	31,0	675,0
NO ₃ (mg/L)	0,1	0,0	-100,0	100,0	1.011,1	0,0	-100,0	91,8	920,0
IQA - IGAM/SCQA	60	62,9	4,8	26,8	-55,3	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	63,0	5,0	26,7	-55,5
DBO _{5,20} (mg/L)	4	0,0	-100,0	31,0	675,0	0,0	-100,0	31,0	675,0
PO ₄ (mg/L)	0,08	0,0	-100,0	11,2	40,0	0,0	-100,0	11,2	40,0
IQA - IGAM/SCQA	60	63,5	5,8	31,8	-47,0	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	63,4	5,7	31,8	-47,0
DBO _{5,20} (mg/L)	4	0,0	-100,0	31,0	675,0	0,0	-100,0	31,0	675,0
TU (ntu)	60	0,0	-100,0	101,0	-15,8	0,0	-100,0	101,0	-15,8
IQA - IGAM/SCQA	60	68,6	14,3	36,4	-39,3	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	68,9	14,8	36,7	-38,8
DBO _{5,20} (mg/L)	4	0,0	-100,0	31,0	675,0	0,0	-100,0	31,0	675,0
ST (mg/L)	80	55,8	-88,8	501,0	0,2	0,0	-100,0	501,0	0,2
IQA - IGAM/SCQA	60	62,9	4,8	39,0	-35,0	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	63,3	5,5	39,3	-34,5

NA – não se aplica.

Fonte: Autora (2015).

Tabela 21 – Variação do IQA em relação à variação da NO3 com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA do cenário 2.

Parâmetros Analisados	Inicial	Metodologia IGAM/SCQA				Metodologia CETESB			
		Máx.	% Var.	Mín.	% Var.	Máx.	% Var.	Mínimo	% Var.
NO3 (mg/L)	0,1	0,0	-100,0	100,0	1.011,1	0,0	-100,0	100,0	1.011,1
O.D (%sat)	69	100,0	614,3	0,0	-100,0	100,0	614,3	0,0	-100,0
IQA - IGAM/SCQA	60	21,3	63,8	7,4	-43,1	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	22,4	60,0	7,8	-44,3
NO3 (mg/L)	0,1	0,0	-100,0	91,8	920,0	0,0	-100,0	100,0	1.011,1
C.T. (nmp/100mL)	2,50E+03	1,0	-100,0	1,50E+05	0,0	1,0	-100,0	1,50E+05	0,0
IQA - IGAM/SCQA	60	23,4	80,0	8,7	-33,1	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	25,4	81,4	9,5	-32,1
NO3 (mg/L)	0,1	0,0	-100,0	100,0	1.011,1	0,0	-100,0	100,0	1.011,1
pH	7	7,5	114,3	2,0	-42,9	7,3	108,6	2,0	-42,9
IQA - IGAM/SCQA	60	18,9	45,4	7,5	-42,3	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	20,7	47,9	8,2	-41,4
NO3 (mg/L)	0,1	0,0	-100,0	100,0	1.011,1	0,0	-100,0	91,8	920,0
DBO _{5,20} (mg/L)	4	0,0	-100,0	31,0	244,4	0,0	-100,0	31,0	244,4
IQA - IGAM/SCQA	60	15,3	17,7	6,5	-50,0	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	15,5	10,7	6,6	-52,9
NO3 (mg/L)	0,1	0,0	-100,0	100,0	1.011,1	0,0	-100,0	100,0	1.011,1
PO4 (mg/L)	0,08	0,0	-100,0	11,2	40,0	0,0	-100,0	11,2	40,0
IQA - IGAM/SCQA	60	18,2	40,0	8,5	-34,6	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	19,7	40,7	9,2	-34,3
NO3 (mg/L)	0,1	0,0	-100,0	100,0	1.011,1	0,0	-100,0	100,0	1.011,1
TU (ntu)	60	0,0	-100,0	101,0	-15,8	0,0	-100,0	101,0	-15,8
IQA - IGAM/SCQA	60	17,6	35,4	8,7	-33,1	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	19,1	36,4	9,5	-32,1
NO3 (mg/L)	0,1	0,0	-100,0	100,0	1.011,1	0,0	-100,0	100,0	1.011,1
ST (mg/L)	80	55,8	-88,8	501,0	0,2	0,0	-100,0	501,0	0,2
IQA - IGAM/SCQA	60	14,9	14,6	8,7	-33,1	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	17,1	22,1	9,5	-32,1

NA – não se aplica.

Fonte: Autora (2015).

Tabela 22 – Variação do IQA em relação à variação do PO4 com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA do cenário 2.

Parâmetros Analisados	Inicial	Metodologia IGAM/SCQA				Metodologia CETESB			
		Máx.	% Var.	Mín.	% Var.	Máx.	% Var.	Mín.	% Var.
PO4 (mg/L)	0,08	0,0	-100,0	11,2	40,0	0,0	-100,0	11,2	40,0
O.D (%sat)	69	100,0	614,3	0,0	-100,0	100,0	614,3	0,0	-100,0
IQA - IGAM/SCQA	60	26,3	102,3	10,8	-16,9	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	27,5	96,4	11,2	-20,0
PO4 (mg/L)	0,08	0,0	-100,0	11,2	40,0	0,0	-100,0	11,2	40,0
C.T. (nmp/100mL)	2,50E+03	1,0	-100,0	1,50E+05	0,0	1,0	-100,0	1,50E+05	0,0
IQA - IGAM/SCQA	60	28,9	122,3	12,7	-2,3	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	31,1	122,1	13,6	-2,9
PO4 (mg/L)	0,08	0,0	-100,0	11,2	40,0	0,0	-100,0	11,2	40,0
pH	7	7,5	114,3	2,0	-42,9	7,3	108,6	2,0	-42,9
IQA - IGAM/SCQA	60	23,3	79,2	10,9	-16,2	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	25,4	81,4	11,9	-15,0
PO4 (mg/L)	0,08	0,0	-100,0	11,2	40,0	0,0	-100,0	11,2	40,0
DBO _{5,20} (mg/L)	4	0,0	-100,0	31,0	244,4	0,0	-100,0	31,0	244,4
IQA - IGAM/SCQA	60	18,9	45,4	6,5	-50,0	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	18,9	35,0	9,5	-32,1
PO4 (mg/L)	0,08	0,0	-100,0	11,2	40,0	0,0	-100,0	11,2	40,0
NO3 (mg/L)	0,1	0,0	-100,0	100,0	1.011,1	0,0	-100,0	100,0	1.011,1
IQA - IGAM/SCQA	60	18,2	40,0	8,5	-34,6	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	19,7	40,7	9,2	-34,3
PO4 (mg/L)	0,08	0,0	-100,0	11,2	40,0	0,0	-100,0	11,2	40,0
TU (ntu)	60	0,0	-100,0	101,0	-15,8	0,0	-100,0	101,0	-15,8
IQA - IGAM/SCQA	60	21,8	67,7	12,7	-2,3	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	80	NA	NA	NA	NA	27,4	95,7	13,6	-2,9
PO4 (mg/L)	0,08	0,0	-100,0	11,2	13.900,0	0,0	-100,0	11,2	13.900,0
ST (mg/L)	80	55,8	-30,3	501,0	526,3	0,0	-100,0	501,0	526,3
IQA - IGAM/SCQA	60	60,8	1,3	41,4	-31,0	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	60,8	1,3	41,4	-31,0

NA – não se aplica.

Fonte: Autora (2015).

Tabela 23 – Variação do IQA em relação à variação da TU com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA do cenário 2.

Parâmetros Analisados	Inicial	Metodologia IGAM/SCQA				Metodologia CETESB			
		Máx.	% Var.	Mín.	% Var.	Máx.	% Var.	Mínimo	% Var.
TU (ntu)	60	0,0	-100,0	101,0	68,3	0,0	-100,0	101,0	68,3
O.D (%sat)	69	100,0	44,9	0,0	-100,0	100,0	44,9	0,0	-100,0
IQA - IGAM/SCQA	60	69,0	15,0	30,0	-50,0	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	69,1	15,2	30,0	-50,0
TU (ntu)	60	0,0	-100,0	101,0	68,3	0,0	-100,0	101,0	68,3
C.T. (nmp/100mL)	2,50E+03	1,0	-100,0	1,50E+05	5.900,0	1,0	-100,0	1,50E+05	5.900,0
IQA - IGAM/SCQA	60	87,3	45,5	40,6	-32,3	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	87,0	45,0	40,5	-32,5
TU (ntu)	60	0,0	-100,0	101,0	68,3	0,0	-100,0	101,0	68,3
pH	7	7,5	7,1	2,0	-71,4	7,3	4,3	2,0	-71,4
IQA - IGAM/SCQA	60	65,8	9,7	32,6	-45,7	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	65,7	9,5	32,6	-45,7
TU (ntu)	60	0,0	-100,0	101,0	68,3	0,0	-100,0	101,0	68,3
DBO _{5,20} (mg/L)	4	0,0	-100,0	31,0	675,0	0,0	-100,0	31,0	675,0
IQA - IGAM/SCQA	60	68,6	14,3	36,4	-39,3	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	68,9	14,8	36,7	-38,8
TU (ntu)	60	0,0	-100,0	101,0	68,3	0,0	-100,0	101,0	68,3
NO ₃ (mg/L)	0,1	0,0	-100,0	100,0	99.900,0	0,0	-100,0	100,0	99.900,0
IQA - IGAM/SCQA	60	65,7	9,5	32,6	-45,7	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	65,7	9,5	32,4	-46,0
TU (ntu)	60	0,0	-100,0	101,0	68,3	0,0	-100,0	101,0	68,3
PO ₄ (mg/L)	0,08	0,0	-100,0	11,2	13.900,0	0,0	-100,0	11,2	13.900,0
IQA - IGAM/SCQA	60	66,4	10,7	38,6	-35,7	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	80	NA	NA	NA	NA	66,1	-17,4	38,6	-51,8
TU (ntu)	60	0,0	-100,0	101,0	68,3	0,0	-100,0	101,0	68,3
ST (mg/L)	80	55,8	-30,3	501,0	526,3	0,0	-100,0	501,0	526,3
IQA - IGAM/SCQA	60	65,7	9,5	47,4	-21,0	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	66,0	10,0	47,7	-20,5

NA – não se aplica.

Fonte: Autora (2015).

Tabela 24 – Variação do IQA em relação à variação dos ST com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA do cenário 2.

Parâmetros Analisados	Inicial	Metodologia IGAM/SCQA				Metodologia CETESB			
		Máx.	% Var.	Mín.	% Var.	Máx.	% Var.	Mínimo	% Var.
ST (mg/L)	80	-30,3	-88,8	501,0	0,2	0,0	-100,0	501,0	0,2
O.D (%sat)	69	44,9	614,3	0,0	-100,0	100,0	614,3	0,0	-100,0
IQA - IGAM/SCQA	60	5,5	66,2	11,1	-14,6	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	23,9	70,7	11,6	-17,1
ST (mg/L)	80	-30,3	-88,8	501,0	0,2	0,0	-100,0	501,0	0,2
C.T. (nmp/100mL)	2,50E+03	-100,0	-100,0	1,50E+05	0,0	1,0	-100,0	1,50E+05	0,0
IQA - IGAM/SCQA	60	33,3	82,3	13,0	0,0	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	25,4	81,4	13,2	-5,7
ST (mg/L)	80	-30,3	-88,8	501,0	0,2	0,0	-100,0	501,0	0,2
pH	7	7,1	114,3	2,0	-42,9	7,3	108,6	2,0	-42,9
IQA - IGAM/SCQA	60	0,5	46,9	11,2	-13,8	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	22,1	57,9	12,2	-12,9
ST (mg/L)	80	-30,3	-88,8	501,0	0,2	0,0	-100,0	501,0	0,2
DBO _{5,20} (mg/L)	4	-100,0	-100,0	31,0	244,4	0,0	-100,0	31,0	244,4
IQA - IGAM/SCQA	60	4,8	19,2	9,7	-25,4	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	16,5	17,9	9,8	-30,0
ST (mg/L)	80	-30,3	-88,8	501,0	0,2	0,0	-100,0	501,0	0,2
NO3 (mg/L)	0,1	-100,0	-100,0	100,0	1011,1	0,0	-100,0	100,0	1.011,1
IQA - IGAM/SCQA	60	0,3	35,4	8,7	-33,1	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	17,1	22,1	12,9	-7,9
ST (mg/L)	80	-30,3	-88,8	501,0	0,2	0,0	-100,0	501,0	0,2
PO4 (mg/L)	0,08	-100,0	-100,0	11,2	40,0	0,0	-100,0	11,2	40,0
IQA - IGAM/SCQA	60	1,3	42,3	12,7	-2,3	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	20,9	49,3	13,6	-2,9
ST (mg/L)	80	-30,3	-88,8	501,0	0,2	0,0	-100,0	501,0	0,2
TU (ntu)	60	-100,0	-100,0	101,0	-15,8	0,0	-100,0	101,0	-15,8
IQA - IGAM/SCQA	60	405,4	37,7	13,0	0,0	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	60	NA	NA	NA	NA	20,3	45,0	14,0	0,0

NA – não se aplica.

Fonte: Autora (2015).

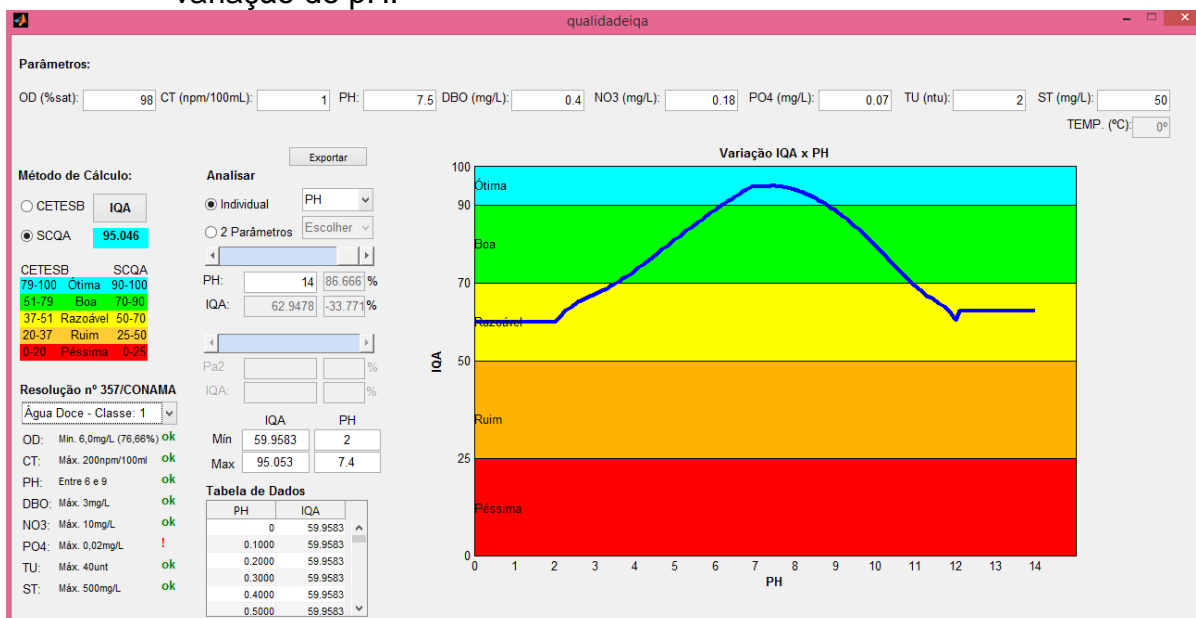
4.5 Análise do IQA - Variação Individual dos Parâmetros do Cenário 3

4.5.1 Metodologia IGAM/SCQA

Ao inserir no programa os dados de entrada referentes ao cenário 3, e escolhendo a metodologia preconizada pelo IGAM/SCQA, o programa apresentou os seguintes resultados.

A Figura 23 apresenta a interface do programa desenvolvido ao variar apenas o pH. Nela, temos a inserção dos parâmetros do cenário 3, a marcação pelo usuário do *radiobutton* SCQA, a verificação dos parâmetros em relação à água doce de classe 1 (o usuário pode mudar a qualquer tempo essa verificação) na qual, apenas a concentração dos fosfatos não estão dentro da faixa preconizada na Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces classe 1. Apresenta também, a escolha do tipo de análise marcada (individual) e como parâmetro escolhido, o pH.

Figura 23 - Interface do programa desenvolvido mostrando a variação do IQA com a variação do pH.



Fonte: Autora (2015).

Conforme a Figura 23, a análise da variação do pH para o cenário 3 mostrou que para valores de pH menores que 2 o IQA se manteve constante no seu valor mínimo que foi de 59,6. Logo após, na medida em que o pH cresceu o valor do IQA também cresceu até o valor máximo de 95, que ocorreu quando o pH atingiu o valor de 7,4, após esse valor o pH decresceu e com ele, o valor do IQA também, até uma constante igual a 62,9.

Ainda na análise do pH, verificou-se que o IQA permaneceu na faixa de qualidade original do cenário apenas quando o pH variou de 6,2 até 8,8. Para valores de pH entre 3,6 e 6,2 e entre 8,8 e 10,9 o IQA classificou-se em na faixa de qualidade boa. Porém, para valores de pH menores que 3,6 e 10,9 o IQA passou para faixa de classificação razoável.

Ao estudar a variação do IQA com o percentual de oxigênio dissolvido, percebeu-se que o valor do IQA máximo obtido foi de 95,2, para um percentual igual a 100% - valor próximo ao do cenário em estudo. Observou-se ainda que, o IQA se manteve dentro da faixa de qualidade ótima quando o percentual de oxigênio dissolvido esteve entre 67,1% e 140%. Da mesma maneira dos cenários anteriores, o IQA aumentou até o percentual desse parâmetro atingisse 100%, para valores superiores a este, o IQA decresceu.

A quantidade de coliformes do cenário é quantidade mínima, ou seja a quantidade em que o IQA atingiu seu valor máximo que foi de 95. Para valores superiores de coliformes, o IQA decresceu até o valor mínimo de 56, passando para faixa de qualidade considerada razoável. O IQA permaneceu na faixa de qualidade ótima até os coliformes atingirem um valor de 8nmp/100mL. Depois, permaneceu na faixa de qualidade boa até o valor em torno de 3500nmp/100mL, quando passou para faixa de qualidade razoável e nela permaneceu.

A mínima variação da DBO fez com que o IQA caísse para a faixa de qualidade boa. Essa variação foi de 0 a 4,3mg/L, e permaneceu nela até a contração da DBO atingir 30mg/L, a partir da qual o IQA permaneceu na faixa de qualidade razoável.

Igualmente a DBO, a mínima variação da concentração dos nitratos, de 0 para 8mg/L, também fez com que o IQA mudasse para faixa de qualidade inferior.

Para concentrações entre 8mg/L e 66mg/L, o IQA permaneceu na faixa de qualidade boa. Já para concentrações superiores a 66mg/L, o IQA passou para faixa razoável e nela permaneceu até atingir o valor mínimo de 60.

A mínima variação dos fosfatos, de 0 a 0,6mg/L, influenciou o IQA para a faixa de qualidade inferior e permaneceu nela até atingir O seu valor mínimo que foi 71, para variação deste parâmetro.

O IQA permaneceu na faixa de qualidade ótima quando a turbidez variou de 0 a 28,6ntu. Em seguida passou para faixa de qualidade boa, e nela permaneceu até atingir o seu valor mínimo de 75.

Quando os sólidos totais variaram de 0 a 413mg/L, o IQA permaneceu na faixa de qualidade ótima. Para concentrações acima desse valor, o IQA passou para faixa de qualidade boa e nela permaneceu reduzindo até atingir o seu valor mínimo de 87,3.

A tabela 25 apresenta um resumo dos dados de saída do programa desenvolvido quando foi analisado individualmente cada parâmetro do cenário 3 utilizando as equações desenvolvidas pelo IGAM/SCQA. Nesta tabela estão apresentados os valores máximos e mínimos do IQA obtido com a variação individual de cada parâmetro com seus respectivos percentuais de acréscimos e decréscimos.

Tabela 25 – Dados de saída do cenário 3, metodologia IGAM/SCQA.

Parâmetros Analisados	Valor dos Parâmetros					Valor do IQA				
	Inicial	IQA máx.	%	IQA min.	%	Inicial	Máx.	%	Mín.	%
O.D (%sat)	98,00	100,0	2	0,0	-100,0	95,0	95,2	0,2	52,7	-44,5
C.T. (nmp/100mL)	1,00	1,0	0	100.000,0	1,0E+07	95,0	95,0	0,0	56,0	-41,1
pH	7,50	7,4	-1	2,0	-73,3	95,0	95,0	0,0	59,9	-36,9
DBO _{5,20} (mg/L)	0,40	0,0	-100	30,0	7.400,0	95,0	95,4	0,4	64,5	-32,1
NO ₃ (mg/L)	0,18	0,0	-100	100,0	55.455,6	95,0	95,1	0,1	60,0	-36,8
PO ₄ (mg/L)	0,07	0,0	-100	11,0	15.614,3	95,0	95,9	0,9	71,1	-25,2
TU (ntu)	2,00	0,0	-100	101,0	4.950,0	95,0	95,7	0,7	75,2	-20,8
ST (mg/L)	50,00	55,8	12	501,0	902,0	95,0	95,1	0,1	87,3	-8,1

Fonte: Autora (2015).

4.5.2 Metodologia CETESB

A inserção dos dados de entrada referente ao cenário 3 e a escolha da metodologia de cálculo da CETESB é realizada da mesma maneira apresentada na Figura 23. Após a inserção dos dados, o programa apresentou os resultados dispostos na Tabela 26.

Tabela 26 – Dados de saída do cenário 3, metodologia CETESB

Parâmetros Analisados	Valor dos Parâmetros					Valor do IQA				
	Inicial	IQA máx.	% Var.	IQA min.	% Var.	Inicial	Máx.	% Var.	Mín.	% Var.
O.D (%sat)	98,00	100,0	2	0,0	-100,0	95,0	95,4	0,4	52,5	-44,7
C.T. (nmp/100mL)	1,00	1,0	0	100.000,0	1,0E+07	95,0	95,2	0,2	56,3	-40,7
pH	7,50	7,3	-3	2,0	-73,3	95,0	95,2	0,2	60,1	-36,7
DBO _{5,20} (mg/L)	0,40	0,0	-100	30,0	7.400,0	95,0	95,7	0,7	64,7	-31,9
NO ₃ (mg/L)	0,18	0,0	-100	100,0	55.455,6	95,0	95,3	0,3	59,8	-37,1
PO ₄ (mg/L)	0,07	0,0	-100	11,0	15.614,3	95,0	95,8	0,8	71,1	-25,2
TU (ntu)	2,00	0,0	-100	101,0	4.950,0	95,0	95,6	0,6	75,2	-20,8
ST (mg/L)	50,00	0,0	-100	501,0	902,0	95,0	94,8	-0,2	87,7	-7,7

Fonte: Autora (2015).

Utilizando as equações da CETESB, o cenário também se enquadrou na faixa de qualidade ótima.

Durante a análise da variação do percentual de oxigênio dissolvido, o IQA obteve o valor mínimo de 52,5 quando o percentual atingiu percentual igual à zero e mudou para faixa de qualidade ótima quando o percentual foi igual a 42,3%. Na medida em que o percentual de oxigênio foi aumentando o valor do IQA também aumentou até um valor máximo de 95,4 quando percentual foi de 100%. Para um percentual acima desse valor o IQA reduziu-se a 0,4%, porém continuou na faixa de qualidade ótima.

Na análise dos coliformes, percebeu-se a redução no valor do IQA, mesmo assim, ele permaneceu na faixa de qualidade ótima quando a variação dos coliformes esteve entre 1nmp/100mL e 346nmp/100mL. Para concentrações de coliformes acima desse valor, constatou-se que o IQA continuou a reduzir até um valor de 56,3 passando para faixa de qualidade boa.

A análise da variação do IQA em função da variação do pH mostrou que o IQA permaneceu na faixa de qualidade ótima quando o pH variou de 4,8 a 10,1, e obteve o seu valor máximo, igual a 95,2, quando o pH foi igual a 7,5. Para valores de pH menores que 4,8 e maiores que 10,1 o valor do IQA decresceu permanecendo na faixa de qualidade boa.

O IQA mostrou uma redução com o aumento da DBO. No entanto, manteve-se na faixa de qualidade ótima quando a variação da DBO esteve entre zero e 17,4mg/L. Para maiores valores de DBO o IQA mudou para faixa de qualidade boa e permaneceu com valor constante de 64,7.

A variação dos nitratos mostrou a menor variação do entre o IQA máximo e o IQA mínimo obtido. Para concentrações entre zero e 61,5mg/L o IQA permaneceu na faixa de qualidade original do cenário em estudo. Para concentrações maiores, o IQA continuou reduzindo e resultou em 59,8, dentro da faixa de qualidade boa.

Conforme a variação dos nitratos, o aumento da concentração do fosfatos ocasionou uma redução do IQA. Ele permaneceu na faixa original até os fosfatos atingirem uma concentração em torno de 3,3mg/L. Após esse valor o IQA passou para faixa de qualidade inferior obtendo 71,1 como valor mínimo.

A variação da turbidez de zero a 100ntu resultou em uma leve redução do IQA que não influenciou sua mudança de faixa de qualidade. Para valores de turbidez acima de 100 o IQA passa a mudar de faixa, conseguindo um mínimo de 75,2.

A variação da concentração dos sólidos totais também resultou na redução do IQA, porém ele não mudou de faixa e sua variação foi de 94,8 para 97,6.

4.6 Análise do IQA – Variação dupla dos Parâmetros do Cenário 3

4.6.1 Metodologia IGAM/SCQA e metodologia CETESB

Ao inserir os dados do cenário 3 na mesma interface apresentada na Figura 13, analisou-se inicialmente a variação do IQA em função da variação combinada do percentual de oxigênio dissolvido com cada um dos outros parâmetros que compõem o cálculo do IQA utilizando as duas metodologias de cálculo apresentadas. Logo após, foi analisado a variação do IQA em função da variação combinada dos coliformes com os outros parâmetros necessários para o cálculo do IQA. Em seguida, a variação do IQA em relação à variação combinada do pH com os outros parâmetros, e assim sucessivamente. Os resultados estão apresentados nas Tabelas 27 a 34.

Neste cenário, a análise da variação do percentual de oxigênio dissolvido com a variação dos outros parâmetros que formam o IQA mostrou que o maior valor obtido para o IQA ficou em torno de 95, valor já definido no cenário. Já o menor valor do IQA oscilou entre 33 e 49, portanto verificou-se a mudança da faixa de qualidade do IQA para faixas de qualidade inferiores, neste caso, para a combinação com a variação dos coliformes, do pH e da concentração dos nitratos, o IQA atingiu a faixa de qualidade ruim, tanto para a metodologia do IGAM/SCQA como para a metodologia do CETESB. No entanto, a variação do percentual de oxigênio dissolvido com a variação da concentração dos fosfatos, da turbidez e da concentração dos sólidos totais, considerando as equações e faixas de qualidade da CETESB, o IQA decresceu até atingir a faixa de qualidade razoável.

A análise da variação dos coliformes combinada com a variação dos outros parâmetros indicou que o maior valor obtido do IQA, também, permaneceu em torno de 95. E o menor valor do IQA variou entre 31 e 52. Verificou-se a mudança de faixa do IQA para faixas inferiores, até a considerada de qualidade ruim, quando foi feita a análise da variação dos coliformes com a variação do percentual de oxigênio dissolvido, da concentração da DBO, do pH, da concentração dos nitratos e dos fosfatos, e da turbidez para a metodologia desenvolvida pelo IGAM/SCQA. Ainda considerando a metodologia do IGAM/SCQA, o único parâmetro

cuja variação combinada ocasionou a mudança de faixa de qualidade ótima para qualidade razoável foi a com os sólidos totais.

O decréscimo do IQA até a faixa considerada razoável pela metodologia da CETESB foi verificado ao combinar a variação dos coliformes com concentração da DBO, dos fosfatos e da turbidez.

A variação do pH, considerando a metodologia do IGAM/SCQA mostrou que a faixa de qualidade do IQA variou de ótima para ruim quando houve a combinação da variação desse parâmetro com todos os outros parâmetros, exceto os sólidos totais, que culminou em um IQA mínimo de 55, fazendo o IQA estacionar na faixa de qualidade razoável. Quando a verificação foi realizada com as equações da CETESB, o IQA só desceu até a faixa ruim, com a variação combinada do pH com a variação do percentual de oxigênio dissolvido, e depois com a variação da concentração de coliformes. Com os outros parâmetros ele estacionou na faixa de qualidade razoável.

A análise da variação da DBO combinada com a variação dos outros parâmetros, quando utilizada as equações do IGAM/SCQA, apresentou que o IQA decresceu até a faixa de qualidade razoável quando foi feita a combinação desse parâmetro com a variação dos sólidos totais e da turbidez. Com os outros parâmetros o IQA decresceu até a faixa ruim.

O estudo da variação da DBO combinada com outros parâmetros, quando utilizada as equações da CETESB, mostrou que o IQA decresceu até atingir a faixa de qualidade somente com a combinação da variação do percentual de oxigênio dissolvido. Já para combinação da variação desse parâmetro com a variação da DBO, do pH, dos nitratos e dos fosfatos, a faixa mínima atingida pelo IQA foi a de qualidade razoável. E para combinação do parâmetro em estudo com a variação da, com a variação dos sólidos totais, o IQA estacionou na faixa de qualidade boa.

Considerando a metodologia do IGAM/SCQA, a combinação da concentração dos nitratos com a variação dos outros parâmetros fez com que a faixa de qualidade do IQA decrescesse para faixa de qualidade ruim, exceto quando este parâmetro foi variado com a variação dos sólidos totais em que o valor mínimo atingido pelo IQA foi de 55, estacionando na faixa de qualidade razoável.

Ao considerar a metodologia da CETESB, a combinação da variação dos nitratos com a variação da DBO, dos fosfatos e da turbidez reduziu a faixa de qualidade do IQA de ótima para razoável. A variação desse parâmetro com os sólidos totais o IQA parou na faixa de qualidade boa.

A combinação da variação dos fosfatos com a variação da turbidez, e com dos sólidos totais fizeram com que o IQA mudasse para faixa de qualidade razoável, quando verificada pelas equações do IGAM/SCQA. Quando a combinação da variação dos nitratos com a variação dos outros parâmetros foi analisada através das equações da CETESB, o IQA decresceu para faixa de qualidade boa, exceto na combinação com a variação do parâmetro em estudo com a variação da turbidez e depois com a variação dos sólidos totais, que resultaram em IQA's dentro da faixa de qualidade boa.

Tabela 27 – Variação do IQA em relação à variação do oxigênio dissolvido com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA do cenário 3.

Parâmetros Analisados	Inicial	Metodologia IGAM/SCQA				Metodologia CETESB			
		Máximo	% Var.	Mínimo	% Var.	Máx.	% Var.	Mín.	% Var.
O.D (%sat)	98	100,0	44,9	0,0	-100,0	100,0	44,9	0,0	-100,0
C.T. (nmp/100mL)	1	1,0	-100,0	1,00E+05	3.900,0	1,0	-100,0	1,00E+05	3.900,0
IQA - IGAM/SCQA	95	84,1	40,2	27,6	-54,0	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	83,6	39,3	27,2	-54,7
O.D (%sat)	98	100,0	614,3	0,0	-100,0	100,0	614,3	0,0	-100,0
pH	7,5	7,5	7,1	2,0	-71,4	7,3	4,3	2,0	-71,4
IQA - IGAM/SCQA	95	63,4	5,7	22,1	-63,2	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	63,2	5,3	22,0	-63,3
O.D (%sat)	98	28,0	-59,4	0,0	-100,0	100,0	44,9	0,0	-100,0
DBO _{5,20} (mg/L)	0,4	0,0	-100,0	30,0	650,0	0,0	-100,0	30,0	650,0
IQA - IGAM/SCQA	95	66,0	10,0	24,7	-58,8	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	66,3	10,5	24,7	-58,8
O.D (%sat)	98	100,0	44,9	0,0	-100,0	100,0	44,9	0,0	-100,0
NO ₃ (mg/L)	0,18	0,0	-100,0	100,0	1.011,1	0,0	-100,0	91,8	920,0
IQA - IGAM/SCQA	95	63,3	5,5	22,1	-63,2	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	63,1	5,2	21,8	-63,7
O.D (%sat)	98	100,0	44,9	0,0	-100,0	100,0	44,9	0,0	-100,0
PO ₄ (mg/L)	0,07	0,0	-100,0	10,0	12.400,0	0,0	-100,0	10,0	12.400,0
IQA - IGAM/SCQA	95	63,9	6,5	26,2	-56,3	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	63,6	6,0	26,0	-56,7
O.D (%sat)	98	100,0	44,9	0,0	-100,0	100,0	44,9	0,0	-100,0
TU (ntu)	2	0,0	-100,0	101,0	68,3	0,0	-100,0	101,0	68,3
IQA - IGAM/SCQA	95	69,0	15,0	30,0	-50,0	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	69,1	15,2	30,0	-50,0
O.D (%sat)	69	100,0	44,9	0,0	-100,0	100,0	44,9	0,0	-100,0
ST (mg/L)	50	55,8	-30,3	501,0	526,3	0,0	-100,0	501,0	526,3
IQA - IGAM/SCQA	95	63,3	5,5	32,0	-46,7	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	63,5	5,8	32,1	-46,5

NA – não se aplica.

Fonte: Autora (2015).

Tabela 28 – Variação do IQA em relação à variação dos coliformes com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA do cenário 3.

Parâmetros Analisados	Inicial	Metodologia IGAM/SCQA				Metodologia CETESB			
		Máx.	% Var.	Mínimo	% Var	Máx.	% Var.	Mínimo	% Var.
C.T. (nmp/100mL)	1	1,0	0,0	1,00E+05	1,00E+07	1,0	0,0	1,00E+05	1,00E+07
O.D (%sat)	98	100,0	2,0	0,0	-100,0	100,0	2,0	0,0	-100,0
IQA - IGAM/SCQA	95	95,2	0,2	31,2	-67,2	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	95,4	0,4	31,1	-67,3
C.T. (nmp/100mL)	1	1,0	0,0	1,00E+05	1,00E+07	1,0	0,0	1,00E+05	1,00E+07
pH	7,5	7,5	0,0	2,0	-73,3	7,3	-2,7	2,0	-73,3
IQA - IGAM/SCQA	95	95,1	0,1	35,5	-62,6	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	95,3	0,3	35,5	-62,6
C.T. (nmp/100mL)	1	1,0	0,0	1,00E+05	1,00E+07	1,0	0,0	1,00E+05	1,00E+07
DBO _{5,20} (mg/L)	0,4	0,0	-100,0	31,0	7.650,0	0,0	-100,0	31,0	7.650,0
IQA - IGAM/SCQA	95	95,4	0,4	38,2	-59,8	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	95,7	0,7	38,2	-59,8
C.T. (nmp/100mL)	1	1,0	0,0	1,00E+05	1,00E+07	1,0	0,0	1,00E+05	1,00E+07
NO ₃ (mg/L)	0,18	0,0	-100,0	100,0	55.455,6	0,0	-100,0	91,8	50.900,0
IQA - IGAM/SCQA	95	95,1	0,1	35,6	-62,5	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	95,4	0,4	35,4	-62,7
C.T. (nmp/100mL)	1	1,0	0,0	1,00E+05	1,00E+07	1,0	0,0	1,00E+05	1,00E+07
PO ₄ (mg/L)	0,07	0,0	-100,0	10,0	14.185,7	0,0	-100,0	11,2	15.900,0
IQA - IGAM/SCQA	95	95,9	0,9	42,1	-55,7	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	95,8	0,8	42,0	-55,8
C.T. (nmp/100mL)	1	1,0	0,0	1,00E+05	1,00E+07	1,0	0,0	1,00E+05	1,00E+07
TU (ntu)	2	0,0	-100,0	101,0	4.950,0	0,0	-100,0	101,0	4.950,0
IQA - IGAM/SCQA	95	95,7	0,7	44,6	-53,1	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	95,6	0,6	44,5	-53,2
C.T. (nmp/100mL)	1	1,0	0,0	1,00E+05	1,00E+07	1,0	0,0	1,00E+05	1,00E+07
ST (mg/L)	80	55,8	-30,3	501,0	526,3	0,0	-100,0	501,0	526,3
IQA - IGAM/SCQA	95	95,0	0,0	51,7	-45,6	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	95,5	0,5	52,0	-45,3

NA – não se aplica.

Fonte: Autora (2015).

Tabela 29 – Variação do IQA em relação à variação do pH com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA do cenário 3.

Parâmetros Analisados	Inicial	Metodologia IGAM/SCQA				Metodologia CETESB			
		Máx.	% Var.	Mín.	% Var.	Máx.	% Var.	Mínimo	% Var.
pH	7,5	7,5	114,3	2,0	-42,9	7,3	108,6	2,0	-42,9
O.D (%sat)	98	100,0	614,3	0,0	-100,0	100,0	614,3	0,0	-100,0
IQA - IGAM/SCQA	95	27,2	109,3	9,5	-26,9	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	29,0	107,1	10,1	-27,9
pH	7,5	7,5	114,3	2,0	-42,9	7,3	108,6	2,0	-42,9
C.T. (nmp/100mL)	1	1,0	-100,0	1,50E+05	0,0	1,0	-100,0	1,50E+05	0,0
IQA - IGAM/SCQA	95	29,9	130,0	11,2	-13,8	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	32,8	134,3	12,2	-12,9
pH	7,5	7,5	114,3	2,0	-42,9	7,3	108,6	2,0	-42,9
DBO _{5,20} (mg/L)	0,4	0,0	-100,0	31,0	244,4	0,0	-100,0	31,0	244,4
IQA - IGAM/SCQA	95	19,6	50,8	8,3	-36,2	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	20,0	42,9	8,5	-39,3
pH	7,5	7,5	114,3	2,0	-42,9	7,3	108,6	2,0	-42,9
NO ₃ (mg/L)	0,18	0,0	-100,0	91,8	920,0	0,0	-100,0	91,8	920,0
IQA - IGAM/SCQA	95	18,9	45,4	7,5	-42,3	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	20,7	47,9	8,2	-41,4
pH	7,5	7,5	114,3	2,0	-42,9	7,3	108,6	2,0	-42,9
PO ₄ (mg/L)	0,07	0,0	-100,0	11,2	40,0	0,0	-100,0	11,2	40,0
IQA - IGAM/SCQA	95	23,3	79,2	10,9	-16,2	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	25,4	81,4	11,9	-15,0
pH	7,5	7,5	114,3	2,0	-42,9	7,3	108,6	2,0	-42,9
TU (ntu)	2	0,0	-100,0	101,0	-15,8	0,0	-100,0	101,0	-15,8
IQA - IGAM/SCQA	95	22,6	73,8	11,2	-13,8	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	24,6	75,7	12,2	-12,9
pH	7,5	7,5	114,3	2,0	-42,9	7,3	108,6	2,0	-42,9
ST (mg/L)	50	55,8	-88,8	501,0	0,2	0,0	-100,0	501,0	0,2
IQA - IGAM/SCQA	95	19,1	46,9	11,2	-13,8	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	22,1	57,9	12,2	-12,9

NA – não se aplica.

Fonte: Autora (2015).

Tabela 30 – Variação do IQA em relação à variação da DBO com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA no cenário 3.

Parâmetros Analisados	Inicial	Metodologia IGAM/SCQA				Metodologia CETESB			
		Máx.	% Var.	Mín.	% Var.	Máx.	% Var.	Mínimo	% Var.
DBO _{5,20} (mg/L)	0,4	0,0	-100,0	31,0	7.650,0	0,0	-100,0	31,0	7.650,0
O.D (%sat)	98	100,0	2,0	0,0	-100,0	100,0	2,0	0,0	-100,0
IQA - IGAM/SCQA	95	95,6	0,6	35,7	-62,4	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	95,9	0,9	35,7	-62,4
DBO _{5,20} (mg/L)	0,4	0,0	-100,0	31,0	7.650,0	0,0	-100,0	31,0	7.650,0
C.T. (nmp/100mL)	1,0	1,0	0,0	1,50E+05	1,50E+07	1,0	0,0	1,50E+05	1,50E+07
IQA - IGAM/SCQA	95	95,4	0,4	38,2	-59,8	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	95,7	0,7	38,2	-59,8
DBO _{5,20} (mg/L)	0,4	0,0	-100,0	31,0	7.650,0	0,0	-100,0	31,0	7.650,0
pH	7,5	7,5	0,0	2,0	-73,3	7,3	-2,7	2,0	-73,3
IQA - IGAM/SCQA	95	95,5	0,5	40,7	-57,2	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	95,7	0,7	40,9	-56,9
DBO _{5,20} (mg/L)	0,4	0,0	-100,0	31,0	7.650,0	0,0	-100,0	31,0	7.650,0
NO ₃ (mg/L)	0,018	0,0	-100,0	100,0	555.455,6	0,0	-100,0	91,8	509.900
IQA - IGAM/SCQA	95	95,5	0,5	40,7	-57,2	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	95,8	0,8	40,7	-57,2
DBO _{5,20} (mg/L)	0,4	0,0	-100,0	31,0	7.650,0	0,0	-100,0	31,0	7.650,0
PO ₄ (mg/L)	0,07	0,0	-100,0	11,2	13.900,0	0,0	-100,0	11,2	13.900,0
IQA - IGAM/SCQA	95	96,3	1,4	48,2	-49,3	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	96,3	1,4	48,3	-49,2
DBO _{5,20} (mg/L)	0,4	0,0	-100,0	31,0	7.650,0	0,0	-100,0	31,0	7.650,0
TU (ntu)	2	0,0	-100,0	101,0	4.950,0	0,0	-100,0	101,0	4.950,0
IQA - IGAM/SCQA	95	96,1	1,2	51,0	-46,3	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	96,1	1,2	51,1	-46,2
DBO _{5,20} (mg/L)	0,4	0,0	-100,0	31,0	7.650,0	0,0	-100,0	31,0	7.650,0
ST (mg/L)	50	55,8	11,6	501,0	902,0	0,0	-100,0	501,0	902,0
IQA - IGAM/SCQA	95	95,5	0,5	59,2	-37,7	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	95,9	0,9	59,8	-37,1

NA – não se aplica.

Fonte: Autora (2015).

Tabela 31– Variação do IQA em relação à variação da NO3 com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA no cenário 3.

Parâmetros Analisados	Inicial	Metodologia IGAM/SCQA				Metodologia CETESB			
		Máx.	% Var.	Mín.	% Var.	Máx.	% Var.	Mínimo	% Var.
NO3 (mg/L)	0,018	0,0	-100,0	100,0	1.011,1	0,0	-100,0	100,0	1.011,1
O.D (%sat)	98	100,0	614,3	0,0	-100,0	100,0	614,3	0,0	-100,0
IQA - IGAM/SCQA	95	21,3	63,8	7,4	-43,1	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	22,4	60,0	7,8	-44,3
NO3 (mg/L)	0,018	0,0	-100,0	91,8	920,0	0,0	-100,0	100,0	1.011,1
C.T. (nmp/100mL)	1	1,0	-100,0	1,50E+05	0,0	1,0	-100,0	1,50E+05	0,0
IQA - IGAM/SCQA	95	23,4	80,0	8,7	-33,1	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	25,4	81,4	9,5	-32,1
NO3 (mg/L)	0,018	0,0	-100,0	100,0	1.011,1	0,0	-100,0	100,0	1.011,1
pH	7,5	7,5	114,3	2,0	-42,9	7,3	108,6	2,0	-42,9
IQA - IGAM/SCQA	95	18,9	45,4	7,5	-42,3	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	20,7	47,9	8,2	-41,4
NO3 (mg/L)	0,018	0,0	-100,0	100,0	1.011,1	0,0	-100,0	91,8	920,0
DBO _{5,20} (mg/L)	0,4	0,0	-100,0	31,0	244,4	0,0	-100,0	31,0	244,4
IQA - IGAM/SCQA	95	15,3	17,7	6,5	-50,0	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	15,5	10,7	6,6	-52,9
NO3 (mg/L)	0,018	0,0	-100,0	100,0	1.011,1	0,0	-100,0	100,0	1.011,1
PO4 (mg/L)	0,07	0,0	-100,0	11,2	40,0	0,0	-100,0	11,2	40,0
IQA - IGAM/SCQA	95	18,2	40,0	8,5	-34,6	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	19,7	40,7	9,2	-34,3
NO3 (mg/L)	0,18	0,0	-100,0	100,0	1.011,1	0,0	-100,0	100,0	1.011,1
TU (ntu)	2	0,0	-100,0	101,0	-15,8	0,0	-100,0	101,0	-15,8
IQA - IGAM/SCQA	95	17,6	35,4	8,7	-33,1	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	19,1	36,4	9,5	-32,1
NO3 (mg/L)	0,018	0,0	-100,0	100,0	1.011,1	0,0	-100,0	100,0	1.011,1
ST (mg/L)	50	55,8	-88,8	501,0	0,2	0,0	-100,0	501,0	0,2
IQA - IGAM/SCQA	95	14,9	14,6	8,7	-33,1	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	17,1	22,1	9,5	-32,1

NA – não se aplica.

Fonte: Autora (2015).

Tabela 32– Variação do IQA em relação à variação do PO4 com a variação de outros

parâmetros que determinam o IQA do canário 3.

Parâmetros Analisados	Inicial	Metodologia IGAM/SCQA				Metodologia CETESB			
		Máx.	% Var.	Mín.	% Var.	Máx.	% Var.	Mín.	% Var.
PO4 (mg/L)	0,07	0,0	-100,0	11,2	15.900,0	0,0	-100,0	11,2	15.900,0
O.D (%sat)	98	100,0	2,0	0,0	-100,0	100,0	2,0	0,0	-100,0
IQA - IGAM/SCQA	95	96,1	1,2	39,4	-58,5	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	96,2	1,3	39,3	-58,6
PO4 (mg/L)	0,07	0,0	-100,0	11,2	15.900,0	0,0	-100,0	11,2	15.900,0
C.T. (nmp/100mL)	1,00	1,0	0,0	1,50E5	1,50E7	1,0	0,0	1,50E5	1,50E7
IQA - IGAM/SCQA	95	95,9	0,9	42,1	-55,7	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	95,8	0,8	42,0	-55,8
PO4 (mg/L)	0,07	0,0	-100,0	11,2	15.900,0	0,0	-100,0	11,2	15.900,0
pH	7,5	7,5	0,0	2,0	-73,3	7,3	-2,7	2,0	-73,3
IQA - IGAM/SCQA	95	95,6	0,6	44,9	-52,7	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	95,9	0,9	44,9	-52,7
PO4 (mg/L)	0,07	0,0	-100,0	11,2	15.900,0	0,0	-100,0	11,2	15.900,0
DBO _{5,20} (mg/L)	0,4	0,0	-100,0	31,0	7.650,0	0,0	-100,0	31,0	7.650,0
IQA - IGAM/SCQA	95	96,3	1,4	48,2	-49,3	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	96,3	1,4	48,3	-49,2
PO4 (mg/L)	0,07	0,0	-100,0	11,2	15.900,0	0,0	-100,0	11,2	15.900,0
NO3 (mg/L)	0,18	0,0	-100,0	100,0	55.455,6	0,0	-100,0	100,0	55.455,6
IQA - IGAM/SCQA	95	96,0	1,1	44,9	-52,7	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	96,0	1,1	44,7	-52,9
PO4 (mg/L)	0,07	0,0	-100,0	11,2	15.900,0	0,0	-100,0	11,2	15.900,0
TU (ntu)	2	0,0	-100,0	101,0	4.950,0	0,0	-100,0	101,0	4.950,0
IQA - IGAM/SCQA	95	96,6	1,7	56,3	-40,7	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	96,2	1,3	56,2	-40,8
PO4 (mg/L)	0,07	0,0	-100,0	11,2	15.900,0	0,0	-100,0	11,2	15.900,0
ST (mg/L)	50	55,8	11,6	501,0	902,0	0,0	-100,0	501,0	902,0
IQA - IGAM/SCQA	95	96,0	1,1	65,3	-31,3	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	96,1	1,2	65,7	-30,8

NA – não se aplica.

Fonte: Autora (2015).

Tabela 33 – Variação do IQA em relação à variação da TU com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA do cenário 3.

Parâmetros Analisados	Inicial	Metodologia IGAM/SCQA				Metodologia CETESB			
		Máx.	% Var.	Mín.	% Var.	Máx.	% Var.	Mínimo	% Var.
TU (ntu)	2	-100,0	-100,0	101,0	-15,8	0,0	-100,0	101,0	-15,8
O.D (%sat)	98	44,9	614,3	0,0	-100,0	100,0	614,3	0,0	-100,0
IQA - IGAM/SCQA	95	15,0	96,2	11,7	-10,0	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	26,7	90,7	11,6	-17,1
TU (ntu)	2	-100,0	-100,0	101,0	-15,8	0,0	-100,0	101,0	-15,8
C.T. (nmp/100mL)	1,00E+00	-100,0	-100,0	1,50E+05	0,0	1,0	-100,0	1,50E+05	0,0
IQA - IGAM/SCQA	95	45,5	115,4	13,0	0,0	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	28,4	102,9	13,2	-5,7
TU (ntu)	2	-100,0	-100,0	101,0	-15,8	0,0	-100,0	101,0	-15,8
pH	7	7,1	114,3	2,0	-42,9	7,3	108,6	2,0	-42,9
IQA - IGAM/SCQA	95	9,7	73,8	11,2	-13,8	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	24,6	75,7	12,2	-12,9
TU (ntu)	2	-100,0	-100,0	101,0	-15,8	0,0	-100,0	101,0	-15,8
DBO _{5,20} (mg/L)	4	-100,0	-100,0	31,0	244,4	0,0	-100,0	31,0	244,4
IQA - IGAM/SCQA	95	14,3	40,8	9,7	-25,4	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	18,4	31,4	9,8	-30,0
TU (ntu)	2	-100,0	-100,0	101,0	-15,8	0,0	-100,0	101,0	-15,8
NO ₃ (mg/L)	0,1	-100,0	-100,0	100,0	1.011,1	0,0	-100,0	100,0	1.011,1
IQA - IGAM/SCQA	95	9,5	35,4	8,7	-33,1	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	19,1	36,4	9,5	-32,1
TU (ntu)	2	-100,0	-100,0	101,0	-15,8	0,0	-100,0	101,0	-15,8
PO ₄ (mg/L)	0,08	-100,0	-100,0	11,2	40,0	0,0	-100,0	11,2	40,0
IQA - IGAM/SCQA	95	10,7	67,7	12,7	-2,3	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	23,4	67,1	13,6	-2,9
TU (ntu)	2	-100,0	-100,0	101,0	-15,8	0,0	-100,0	101,0	-15,8
ST (mg/L)	50	-30,3	-88,8	501,0	0,2	0,0	-100,0	501,0	0,2
IQA - IGAM/SCQA	95	9,5	37,7	13,0	0,0	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	20,3	45,0	14,0	0,0

NA – não se aplica.

Fonte: Autora (2015).

Tabela 34 – Variação do IQA em relação à variação dos ST com a variação de outros parâmetros que determinam o IQA no cenário 3.

Parâmetros Analisados	Inicial	Metodologia IGAM/SCQA				Metodologia CETESB			
		Máx.	% Var.	Mín.	% Var.	Máx.	% Var.	Mínimo	% Var.
ST (mg/L)	50	-30,3	-88,8	501,0	0,2	0,0	-100,0	501,0	0,2
O.D (%sat)	98	44,9	614,3	0,0	-100,0	100,0	614,3	0,0	-100,0
IQA - IGAM/SCQA	95	5,5	66,2	11,1	-14,6	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	23,9	70,7	11,6	-17,1
ST (mg/L)	50	-30,3	-88,8	501,0	0,2	0,0	-100,0	501,0	0,2
C.T. (nmp/100mL)	1	-100,0	-100,0	1,50E+05	0,0	1,0	-100,0	1,50E+05	0,0
IQA - IGAM/SCQA	95	33,3	82,3	13,0	0,0	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	25,4	81,4	13,2	-5,7
ST (mg/L)	50	-30,3	-88,8	501,0	0,2	0,0	-100,0	501,0	0,2
pH	7,5	7,1	114,3	2,0	-42,9	7,3	108,6	2,0	-42,9
IQA - IGAM/SCQA	95	0,5	46,9	11,2	-13,8	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	22,1	57,9	12,2	-12,9
ST (mg/L)	50	-30,3	-88,8	501,0	0,2	0,0	-100,0	501,0	0,2
DBO _{5,20} (mg/L)	0,4	-100,0	-100,0	31,0	244,4	0,0	-100,0	31,0	244,4
IQA - IGAM/SCQA	95	4,8	19,2	9,7	-25,4	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	16,5	17,9	9,8	-30,0
ST (mg/L)	50	-30,3	-88,8	501,0	0,2	0,0	-100,0	501,0	0,2
NO3 (mg/L)	0,18	-100,0	-100,0	100,0	1011,1	0,0	-100,0	100,0	1.011,1
IQA - IGAM/SCQA	95	0,3	35,4	8,7	-33,1	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	17,1	22,1	12,9	-7,9
ST (mg/L)	50	-30,3	-88,8	501,0	0,2	0,0	-100,0	501,0	0,2
PO4 (mg/L)	0,07	-100,0	-100,0	11,2	40,0	0,0	-100,0	11,2	40,0
IQA - IGAM/SCQA	95	1,3	42,3	12,7	-2,3	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	20,9	49,3	13,6	-2,9
ST (mg/L)	50	-30,3	-88,8	501,0	0,2	0,0	-100,0	501,0	0,2
TU (ntu)	2	-100,0	-100,0	101,0	-15,8	0,0	-100,0	101,0	-15,8
IQA - IGAM/SCQA	95	405,4	37,7	13,0	0,0	NA	NA	NA	NA
IQA - CETESB	95	NA	NA	NA	NA	20,3	45,0	14,0	0,0

NA – não se aplica.

Fonte: Autora (2015).

5 CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES

Na variação individual de cada parâmetro, o programa indicou que o parâmetro que mais influencia na variação do IQA é a concentração dos coliformes, seguido pelo percentual de oxigênio dissolvido.

O aumento do IQA ocasionado pela variação individual de cada parâmetro tendeu a reduzir com a melhoria da faixa de qualidade. Conforme verificado nos cenários. No cenário 1 o IQA máximo obtido teve um aumento em torno de 70%, no cenário 2, esse aumento foi em torno de 33% e no cenário 3, não houve aumento considerável.

Para mudança de faixa de qualidade do cenário 1 para uma faixa superior os dados de saída do programa indicaram como primeira opção a variação do percentual de oxigênio dissolvido com a variação da concentração de coliformes. A segunda opção foi a variação dos coliformes combinada com a variação o pH. E a terceira opção, variação dos coliformes combinada com a variação dos fosfatos. Para essas opções, o IQA sairá da faixa de qualidade péssima para faixa de qualidade ruim. Para cada uma dessas opções, as tabelas fornecidas pelo programa indicam várias opções de combinação dos valores de cada parâmetro combinado.

Considerando as equações do IGAM/SCQA e a variação individual de cada parâmetro, o cenário 2 é classificado dentro da faixa de qualidade razoável. Para melhoria de faixa de qualidade do IQA, neste caso, o programa indicou como primeira opção a redução dos coliformes, e como segunda opção o controle do percentual de oxigênio dissolvido, indicando os valores limites de cada faixa.

Ainda considerando as equações do IGAM/SCQA, agora, para variação combinada de dois parâmetros para o cenário 2, o programa indicou várias opções de combinação que induzem a mudança de faixa do IQA. Com os parâmetros deste cenário e considerando esta metodologia, a faixa máxima que o IQA alcançou foi à faixa de qualidade boa. Como primeira opção, a variação dos coliformes termotolerantes com a turbidez. A segunda opção, a variação dos coliformes com o percentual de oxigênio dissolvido e a terceira opção, variação dos coliformes combinado com a variação da DBO.

Considerando as equações desenvolvidas pela CETESB e a variação individual de cada parâmetro, o cenário 2 é classificado dentro da faixa de qualidade boa. Para melhoria de faixa de qualidade do IQA, neste caso, o programa indicou como única opção a redução dos coliformes a 1.

Ainda no cenário 2, considerando agora as equações do IGAM/SCQA e a variação combinada de dois parâmetros, o programa indicou várias opções de combinação que induzem a mudança de faixa do IQA para uma faixa de qualidade superior – qualidade ótima. Com os parâmetros deste cenário e considerando esta metodologia, o programa gerou várias combinações. Como primeira opção, a variação dos coliformes com a turbidez. A segunda opção, a variação dos coliformes com o percentual de oxigênio dissolvido e a terceira opção, variação dos coliformes combinado com a variação da DBO.

No cenário 3, não há como o IQA mudar para faixa superior, pois ele já se encontra na última faixa, a de qualidade ótima. Por isso, a análise dos dados gerados pelo programa tem que foco no controle dos parâmetros. Na análise individual, o programa sugeriu primeiramente o controle do percentual de oxigênio dissolvido, depois, o controle dos coliformes. Indicou ainda o parâmetro que menos influenciou a redução do IQA, neste caso, os sólidos totais.

Os dados mostraram que todas as combinações de variação do percentual de oxigênio dissolvido e todas as combinações de variação dos coliformes devem ser monitoradas, pois, dependendo da variação, a faixa de qualidade do IQA pode cair até para faixa de qualidade péssima.

O programa mostrou ainda os parâmetros de cada cenário que não estão de acordo com os limites preconizados pela Resolução CONAMA 354/2005 para determinadas classes de água doce.

Para estudos futuros, recomenda-se:

- A automatização formatada das tabelas dos dados de saída do programa;
- Criação de gráficos que apresente a variação do IQA em relação à variação combinada de dois ou mais parâmetros;
- Inserção de outros indicadores de qualidade na ferramenta;
- Inserção outros controles de gestão da qualidade da água.

REFERÊNCIAS

ABBASI, T.; ABBASI, S. A. **Water Quality Indices**. Elsevier, 2012.

ABHISHEK, S.; KHAMBETE A. K. Statistical Analysis to Identify the Main parameters to the Wastewater Quality Index of Cetyl: A Case Study at Vapi, Gujarat, India. **Journal of Environmental Research and Development**, vol. 7, p.1294-1304, Jan/Mar 2013.

ALMEIDA, M. A. B. ; SCHWARZBOLD, A. Avaliação Sazonal da Qualidade das Águas do Arroio da Cria Montenegro, RS com Aplicação de um Índice de Qualidade de Água (IQA). **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, vol 8, nº.1, p.81-97, Jan/Mar, 2003.

ANA – Agencia Nacional de Águas. **Programa Nacional de Qualidade das Águas**. Disponível em: <http://pnqa.ana.gov.br/rede/rede_monitoramento.aspx>. Acessado em 23 de janeiro de 2014a.

ANA – Agencia Nacional de Águas. **Programa Nacional de Qualidade das Águas**. Disponível em: <<http://pnqa.ana.gov.br/IndicadoresQA/introdução.aspx>>. Acessado em 23 de janeiro de 2014b.

ANA – Agencia Nacional de Águas. **Programa Nacional de Qualidade das Águas**. Disponível em: <<http://pnqa.ana.gov.br/IndicadoresQA/IndiceB.aspx>>. Acessado em 23 de janeiro de 2014c.

ANDREAZZA, A. M. P. **Contribuição à gestão ambiental da bacia hidrográfica do arroio do Conde/RS, com ênfase na qualidade das águas superficiais**. 184f. Dissertação (mestrado). Curso de Pós-Graduação em Ecologia. Instituto de Biociências, UFRGS. 1997.

BENVENUTTI, T.; RUBIO, M. A. K.; KLAUCK, C.R.; RODRIGUES, M. A. S. **Avaliação da Qualidade da Água em Regiões de Nascente da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos**. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 20, 2013, Bento Gonçalves. **Anais...** Rio grande do Sul, 2013.

BHARGAVA, D. S. Use of a quality index for river classification and zoning of Ganga River. **Environmental Pollution** (Série B), vol. 6, p. 51-67, 1983.

BHARTI, N.; KATYAL, D. Water quality indices used for surface water vulnerability assessment, University School of Environment Management, G.G.S.Indrapratha University, Dwarka, **International Journal of Environmental Sciences**, vol. 2, nº 1, p. 154-173, 2011.

BOLLMANN, H. A. ; EDWIGES, T. Avaliação da qualidade das águas do Rio Belém, Curitiba-PR, com o emprego de indicadores quantitativos e perceptivos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, vol. 13, p. 443-452, 2008.

BOLTON, P. W.; CURRIE, J. C.; TERVET, D. J.; WELSH, W. T. An index to improve water quality classification. **Water Pollution Controller**, vol.77, nº2,p. 271-284, 1978.

BORDALO, A. A.; TEIXEIRA, R.; WIEBE, W. J. **A water quality index applied to an international shared river basin**: The case of the Douro River, Environmental Management, nº 38, p. 910-920, 2006.

BOYACIOĞLU, H.; GÜNDOĞDU, V.; BOYACIOĞLU, H. Investigation of priorities in water quality management based on correlations and variations. **Marine Pollution Bulletin**, vol.69, issues 1–2, p. 48-54, 2013.

BOYACIOĞLU, H., 2007. **Development of a water quality index based on a European classification scheme**. Water SA, vol. 33 (1), p. 101-106, 2007.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria nº 2914**, de 12 de dezembro de 2011 do Ministério da Saúde. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução CONAMA nº 357**, de 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.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução CONAMA nº 410**, de 05 de maio de 2009. Prorroga o prazo para complementação das condições e padrões de lançamento de efluentes, previsto no art. 44 da Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, e no art. 3º da Resolução nº 397, de 3 de abril de 2008.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução CONAMA nº 410**, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução CONAMA nº 274**, de 29 de novembro de 2000. Dispõe sobre a balneabilidade dos corpos hídricos.

BROWN, R.M.; MCCLEILAND, N.J.; DEININGER, R.A.; O'CONNOR, M.F. **A Water Quality Index** - Crossing the Psychological Barrier (Jenkis, S.H., ed.) Proc. Int. Conf. on Water Poll. Res., Jerusalem, vol.6, 1972.

BROWN, R. M.; MCCLELLAND, N.I.; DEININGER R. A.; TOZER R. G. **A water quality index – Do we dare?**. Water and Sewagw Works, October 1970.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **IB - Índice de Balneabilidade**. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/>>

aguas-superficiais/aguas-interiores/documentos/indices/08.pdf>. Acessado em 03 de fevereiro de 2014a.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **IQA – Índice de Qualidade das Águas** Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/aguas-interiores/documentos/indices/02.pdf>>. Acessado em 03 de fevereiro de 2014b.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **IQA – Índice de Qualidade das Águas** Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/aguas-interiores/documentos/indices/03.pdf>>. Acessado em 03 de fevereiro de 2014c.

CHAPRA, S. C. **Surface Water Quality Modeling**. Waveland Press INC, 2008

CHUTTER, F. M. An empirical biotic index of the quality of water in south African streams and rivers. **Water Research**, vol.6, p. 19-30, 1972.

COMITESINOS. **Utilização de um Índice de Qualidade da Água para o Rio dos Sinos/RS**. Porto Alegre, 1990.

CUDE, C. G. Oregon water quality index: a tool for evaluating water quality management. **Journal of the American Water Resources Association**, vol. 38, p. 125-137, 2002.

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

DERISIO, J. C. **Introdução ao Controle da Poluição Ambiental**. 1ª ed., São Paulo, CETESB, 1992.

DINIUS, S. H. Social accounting system for evaluating water resources. **Water Resources Research**, vol.8, nº 5, p. 1159-1177, 1972.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro, Ed. Interciência, 3ª edição, 2011.

FISHER, F. M.; SHELL, K. **The Economic Theory of Price Indexes**. New York, Academic Press, 1972.

GASTALDINI, M. C. C.; MENDONÇA, A. S. F. **Conceitos para Avaliação da Qualidade da Água**. In: PAIVA, J. B. D. de; PAIVA, E. M. C. D. de (Orgs.) Hidrologia Aplicada à Gestão de Pequenas Bacias Hidrográficas. Porto Alegre: ABRH, 2001.

GASTALDINI, M. C. C.; SOUZA, M. D. S.; THOMAS FILHO, D. F.; SILVA, G. **Diagnóstico do Vacacaí-Mirim através de índices de qualidade de água**. In: Marques, D. da M. *Qualidade das águas continentais no Mercosul*. Porto Alegre, ABRH, 1994.

GASTALDINI, C.C.M.; TEIXEIRA, C. E. **Avaliação da Qualidade da Água**. In: Paiva, D. B. J. & Paiva, D.C.M.E. (eds) Hidrologia Aplicada à Gestão de Pequenas Bacias Hidrográficas. Porto Alegre: ABRH, 2003.

HAASE, J.; SCHÄFER, A. **Avaliação ecológica do arroio Velhaco, RS**. Ata Limnológica Brasileira, vol.4, 1992.

HEISTER Jr., R. D. The biotic index as a measure of organic pollution in streams. **American Biology Teacher**, vol.34, p. 79-83, 1972.

HORTON, R. K. An Index Number System for Rating Water Quality, **Journal of Water Pollution Control Federation**, nº37(3), p. 300-305, 1965.

HOUSE, M. A.; ELLIS, J. B. **Water quality indices: an additional management tool?** *Program Water. Technology*, vol.13, p. 336-344, 1980.

KIM, K.; SONG, T. Development of a water quality loading index based on water quality modeling. **Journal of Environmental Management**, vol. 90, p. 1534–1543, 2009.

KOIDE, S.; SOUZA, M. A. A. **Monitoramento da qualidade da água**. In: PAIVA, J. B. D. de; PAIVA, E. M. C. D. de (Orgs.) Hidrologia Aplicada à Gestão de Pequenas Bacias Hidrográficas. Porto Alegre: ABRH, 2001.

LAMPARELLI, M.C. **Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento**. 235f. Tese (doutorado). Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LANDWEHR, J. M.; DEININGER, R. A. A comparison of several water quality indexes. **Journal WPCF**, vol.48, nº5, p. 954, 1976.

LOHANI, B. N.; MUSTAPHA, N. Indices for water quality assessment in rivers: a case study of the Linggi river, in Malaysia. **Water Supply & Management**, vol.6, nº6, p. 545-555, 1982.

MCDUFFIE B.; HANEY J.T. **A proposed river pollution index**. American Chemical Society, Division of Water, Air and Waste Chemistry, New York, 1973.

MARQUES, D. da M. **Consolidação e Homogeneização de Procedimentos para Monitoramento e Avaliação da Qualidade da Água**: procedimentos vigentes na FEMA/MT: procedimentos básicos para monitoramento e avaliação da qualidade de água. Cuiabá: Fundação Estadual do Meio Ambiente, 2002.

MARTINS, J. R. S. **Decaimento e mistura de poluentes no meio aquático**. EPUSP-PHD-2460. 2010.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. **Índices e Indicadores de Qualidade da Água – Revisão da Literatura. Monitoramento da Qualidade da Água como Instrumento de Controle Ambiental e Gestão dos Recursos Hídricos no Estado de Pernambuco**. Programa Nacional do Meio Ambiente II – PNMAII. Recife, 2003.

MOTA, S. **Introdução à engenharia ambiental**. Rio de Janeiro: Abes, 4ª Ed., 2006.

Nikbakht M. **The effect assessment of ahvaz no.1,2 water treatment plant on karoon water quality**, 111f. Dissertação (mestrado), Ahvaz: IA University, 2004.

OLIVEIRA, C. C. de; MARQUES, D. da M. Proteção e Qualidade dos Recursos Hídricos Brasileiros: contribuições da diretiva europeia para a água. **Revista de Gestion del Agua de America Latina - Rega**. Associação Brasileira de Recursos Hídricos - ABRH. v. 5, nº 1, p. 5-12, jan/jun, 2008.

OTT, W.R. **Water Quality Indices: A Survey of Indices Used in the United States**. U.S. Environmental Protection Agency Office of Research and Development, Washington, D.C. 1978.

PADGETT, J. H.; STANFORD, R. A. An industrial pollution index. **Water Resources Bulletin**, vol.9, nº2, p. 320-327, 1973.

PALUPI, K.; SUMENGEN, S.; INSWIASRI, S.; AGUSTINA, L.; NUNIK, S. A.; SUNARYA, W. & QURAISSY, A. River water-quality study in the vicinity of Jakarta. **Water Science and Technology**, vol.31, nº9, p. 17-25, 1995.

PORTO, M. F. A. **Estabelecimento de Parâmetros de Controle da Poluição**. In: PORTO, Rubem La Laina. (Org.). Hidrologia Ambiental. São Paulo: Associação Brasileira de Recursos Hídricos - ABRH, vol. 3, 1991.

PRATI, L.; PAVANELLO, R.; PESARIN, F. Assessment of Surface Water Quality by a Single Index of Pollution, **Journal of Water Resources**, vol. 5, p. 741-751, 1971.

RICHARDSON, A. M. **Development of an estuarine water quality index for New South Wales**. 148f. Dissertação (mestrado). University of Sydney, Sydney.

SADIQ, R.; HAJIB, S. A.; COOLC, G.; RODRIGUEZ, M. J. Using penalty functions to evaluate aggregation models for environmental indices. **Journal of Environmental Management**. Vol. 91, p. 706-716, Jan/Fev 2010.

STRASKRABA, M., TUNDISI, J. G., **Gerenciamento da qualidade da água de represas**. In: Coleção diretrizes para o gerenciamento de lagos. Editora Oficina de Textos. Vol. 9, 4ª ed., São Carlos, 2013.

SANTOS, J. E. B. Controle ambiental em Mangue Seco. **Avaliação preliminar da qualidade das águas**. A água em revista. Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM), nº1, novembro, 1993.

SHOJI, H.; YAMAMOTO, T. & NAKAMURA, T. Factor Analysis on Stream Pollution of the Yodo River System. **Journal Air & Water Pollution**, vol.10, p. 291-299, 1966.

SMITH, D. G. A better water quality indexing system for rivers and streams. **Water Resource**, vol. 24, nº10, p. 1237-1244, 1990.

SONG T.; KYEHYUN K. Development of a water quality loading index based on water quality modeling. **Journal of Environmental Management**, vol. 90, nº3, p.1534-1543, 2009.

SREBOTNJAK, T.; CARR, G.; SHERBININ, A.; RICKWOOD, CA. A global Water Quality Index and hot-deck imputation of missing data. **Ecological Indicators**, vol.17, p. 108-119, 2012.

TOLEDO Jr., A. P. **Informe preliminar sobre os estudos para a obtenção de um índice para avaliação do estado trófico de reservatórios de regiões quentes tropicais**. São Paulo: CETESB, 1990.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. Vol. 1. 3ª Ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 2005.

VON SPERLING, E. Estudo Sobre Influência na Qualidade da Água Decorrente da Implantação da Barragem de Santo Hipólito, Rio das Velhas-mg. Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas, Belo Horizonte, nov/2009.

ZAGATTO, P. A.; LORENZETTI, M. L.; LAMPARELLI, M. C.; SALVADOR, M. E.; MENEGON Jr., N.; BERTOLETTI, E. **Aperfeiçoamento dos índices de qualidade das águas**. In: Congresso Brasileiro de Limnologia. Florianópolis, 1999.