

AMANDA RODRIGUES MOREIRA DE OLIVEIRA

**DESENVOLVIMENTO DE ÍNDICES DE QUALIDADE DA ÁGUA COM
NÚMERO REDUZIDO DE PARÂMETROS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2017

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa**

T

Oliveira, Amanda Rodrigues Moreira de, 1989-
O48d Desenvolvimento de índices de qualidade da água com
2017 número reduzido de parâmetros : . / Amanda Rodrigues Moreira
de Oliveira. – Viçosa, MG, 2017.
x, 117f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Orientador: Alisson Carraro Borges.
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.
Inclui bibliografia.

1. Recursos hídricos - Gestão. 2. Água - Qualidade.
I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia
Agrícola. Doutorado em Engenharia Agrícola. II. Título.

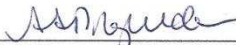
CDD 22 ed. 333.91

AMANDA RODRIGUES MOREIRA DE OIVEIRA

**DESENVOLVIMENTO DE ÍNDICES DE QUALIDADE DA ÁGUA COM
NÚMERO REDUZIDO DE PARÂMETROS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

APROVADA: 27 de novembro de 2017.



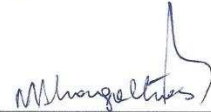
Ana Augusta Passos Rezende



Igor Rodrigues de Assis



Fernanda Fernandes Heleno



Marcos Alves de Magalhães



Alisson Carraro Borges
(Orientador)

*Aos meus pais, meus irmãos e meu esposo, pela
compreensão, apoio e incentivo.*

Dedico.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, pelo dom da vida, pela fé e perseverança, por sempre me acompanhar em toda essa caminhada, me dando força e sabedoria para superar os momentos difíceis.

À minha mãe Helena e meu pai José Geraldo, pelo amor e carinho, pela dedicação de suas vidas à minha criação e educação e por sempre acreditarem em mim.

Aos meus irmãos Fernanda, Pedro Augusto e Ana Luiza, por me fazer tão feliz provando que o aprendizado nunca cessa.

À Universidade Federal de Viçosa, pela oportunidade de realizar o curso, por intermédio do Departamento de Engenharia Agrícola.

Ao Professor Alisson Carraro Borges, pela oportunidade, incentivo e orientação.

Aos Professores Antonio Teixeira de Matos e Moysés Nascimento, pelos conselhos, incentivo, coorientação e ajuda.

Ao Professor Igor Rodrigues de Assis, por todo esforço despendido para auxiliar na obtenção dos dados.

Aos membros da banca de qualificação, Professores Ann Honor Mounteer, Antonio Teixeira de Matos, Moysés Nascimento e Silvio Bueno Pereira pela participação e sugestões no trabalho.

Aos membros da banca, Professores Ana Augusta Passos Rezende, Igor Rodrigues de Assis, Marcos Alves de Magalhães e Doutora Fernanda Fernandes Heleno pela participação e sugestões no trabalho.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo auxílio financeiro concedido por meio da bolsa de estudos.

A todos aqueles que cederam dados para a execução deste trabalho: à Agência Nacional de Águas (ANA); ao Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM); à Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB).

A todos os professores do Departamento de Engenharia Agrícola, pelos ensinamentos desde a graduação.

Ao meu esposo, eterno namorado, Marcus Vinícius, pelo exemplo de dedicação e perseverança, pelo amor, carinho, compreensão, conselhos e, principalmente, por me fazer feliz e deixar que eu o faça também.

Ao meu irmão Marcos Vinícius, pela amizade desde o primeiro dia de minha vida, pelo exemplo que foi e por me apoiar e incentivar.

Aos meus avós Tomé, Maria Augusta, Jacinto e Maria Fernanda, por me ampararem nos momentos difíceis, e por sempre estar dispostos a dar aquele carinho todo especial que somente eles têm.

Aos meus tios e primos, pelo carinho e incentivo, em especial ao meu tio Luís Carlos, por sempre acreditar em meu potencial e nunca me deixar desistir.

Aos bons amigos que conquistei no decorrer de minha vida, sempre presentes e dispostos a compartilhar alegrias e tristezas.

A todos os funcionários do DEA pelo auxílio, amizade e agradável convivência.

Aos amigos e colegas do DEA e da UFV.

Aos amigos e colegas do GPQA e PET.EAA, pela companhia e aprendizado, desde a graduação.

A todos os amigos e colegas de curso, pela convivência e aprendizado durante os anos de minha vida acadêmica, sintam-se todos agradecidos.

A todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho.

BIOGRAFIA

AMANDA RODRIGUES MOREIRA DE OLIVEIRA, filha de José Geraldo Moreira e Maria Helena Rodrigues Moreira, nasceu no dia 11 de dezembro de 1989, em Viçosa, Minas Gerais.

Em março de 2008, iniciou o curso de Engenharia Agrícola e Ambiental na Universidade Federal de Viçosa (UFV), graduando-se em maio de 2013.

Em abril de 2013, iniciou o Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, pela Universidade Federal de Viçosa (UFV), em nível de mestrado, na área de Recursos Hídricos e Ambientais, obtendo o título de *Magister Scientiae* em Engenharia Agrícola em maio de 2014.

Em março de 2014, iniciou o Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, pela Universidade Federal de Viçosa (UFV), em nível de doutorado, na área de Recursos Hídricos e Ambientais, submetendo-se a defesa em novembro de 2017.

CONTEÚDO

RESUMO	ix
ABSTRACT	x
1. INTRODUÇÃO GERAL.....	1
1.1. Objetivos	2
1.2. Conteúdo do trabalho	3
1.3. Referências	4
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
2.1. Qualidade da água doce no Brasil: balanço quali-quantitativo	5
2.2. Principais parâmetros de qualidade da água.....	10
2.3. Índice de Qualidade de Água	13
2.3.1. Vantagens e limitações	20
2.3.2. Outras abordagens.....	23
2.3.3. Outros índices	27
2.4. Análise multivariada no aprimoramento do IQA	29
2.4.1. Análise de componentes principais.....	31
2.4.2. Análise Fatorial.....	32
2.4.3. Análise de <i>cluster</i>	33
2.5. Referências	34
3. ESTIMATIVA DA CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS SUSPENSOS A PARTIR DA TURBIDEZ NAS ÁGUAS DA BACIA DO RIO DOCE	41
RESUMO	41
ABSTRACT	42
3.1. INTRODUÇÃO.....	43
3.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	45
3.2.1. Área de estudo	45
3.2.2. Características dos dados	46
3.2.3. Pré-tratamento dos dados.....	47
3.2.4. Análises estatísticas	47
3.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	49
3.3.1. Pré-tratamento dos dados.....	49
3.3.2. Ajuste de modelos de regressão.....	50

3.3.3. Verificação da igualdade dos modelos para predição da concentração de SST.....	56
3.4. CONCLUSÕES.....	60
3.5. REFERÊNCIAS.....	60
4. DESENVOLVIMENTO DE UM ÍNDICE DE QUALIDADE DAS ÁGUAS COM NÚMERO DE PARÂMETROS REDUZIDOS.....	64
RESUMO.....	64
ABSTRACT.....	65
4.1. INTRODUÇÃO.....	67
4.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	69
4.2.1. Área de estudo.....	69
4.2.2. Características dos dados.....	70
4.2.3. Pré-tratamento dos dados.....	71
4.2.4. Elaboração do IQA _{red}	71
4.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	75
4.3.1. Qualidade das águas da bacia do rio Doce.....	75
4.3.2. Índice de qualidade de água com número reduzido de parâmetros – IQA _{red}	76
4.4. CONCLUSÕES.....	90
4.5. REFERÊNCIAS.....	90
5. VIABILIDADE DO USO DE ÍNDICES MÍNIMOS PARA MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA: UMA COMPARAÇÃO DE MÉTODOS.....	95
RESUMO.....	95
ABSTRACT.....	96
5.1. INTRODUÇÃO.....	97
5.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	98
5.2.1. Área de estudo.....	98
5.2.2. Características dos dados.....	100
5.2.3. Pré-tratamento dos dados.....	100
5.2.4. Índices mínimos.....	101
5.2.5. Análise da viabilidade.....	102
5.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	104
5.3.1. Qualidade das águas da bacia do rio Tietê.....	104

5.3.2. Análise da viabilidade do uso de índices mínimos de qualidade de água	107
5.4. CONCLUSÕES	112
5.5. REFERÊNCIAS	113
6. CONCLUSÕES GERAIS E SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS....	
.....	116

RESUMO

OLIVEIRA, Amanda Rodrigues Moreira, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, novembro de 2017. **Desenvolvimento de índices de qualidade da água com número reduzido de parâmetros.** Orientador: Alisson Carraro Borges. Coorientadores: Antonio Teixeira de Matos e Moysés Nascimento.

O monitoramento regular da qualidade das águas é de suma importância, porém, não se trata de uma prática fácil, devido à gama de parâmetros que podem qualificar a água. A demanda por tempo, falhas nos testes e até mesmo o custo com o processo analítico e infraestrutura laboratorial podem ser fatores limitantes para a avaliação da qualidade das águas, principalmente quando se trata de países emergentes. Além disso, há de se considerar o custo ambiental decorrente do uso e disposição final dos produtos analíticos utilizados nas análises de laboratório. Pelo exposto, objetivo deste trabalho foi desenvolver índices de qualidade da água com número reduzido de parâmetros, para auxílio à gestão dos recursos hídricos. Para isso, foi utilizado o banco de dados de qualidade da água superficial do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) e base de dados de qualidade das águas interiores da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Foram aplicados métodos de estatística robusta e convencional para o pré-tratamento e análise dos dados. O melhor cenário para cálculo do índice com número reduzido de parâmetros é obtido ao se considerar os parâmetros oxigênio dissolvido, pH, variação de temperatura, fosfatos, nitratos e turbidez. Como alternativa de baixo custo, o índice pode ser obtido ao se considerar os parâmetros oxigênio dissolvido, pH, variação de temperatura, nitratos e turbidez. Independente do cenário, os índices reduzidos proporcionaram superestimativa na qualidade da água. Deve-se ter o cuidado de se avaliar periodicamente a correlação dos índices reduzidos com os métodos atualmente praticados. Verificou-se que os métodos propostos neste trabalho proporcionam resultados satisfatórios para análise do perfil da qualidade das águas, sendo ferramentas úteis no que diz respeito à gestão dos recursos hídricos, constituindo excelente opção, principalmente, para países emergentes, além de possibilitar o estabelecimento de um sistema de controle de monitoramento em tempo real.

ABSTRACT

OLIVEIRA, Amanda Rodrigues Moreira, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, November, 2017. **Development of a water quality indexes with less parameters.** Advisor: Alisson Carraro Borges. Co-Advisors: Antonio Teixeira de Matos and Moysés Nascimento.

Regular monitoring of water quality is of paramount importance, but it is not a simple task because of the different parameters that dictate water quality. The demand for time, test failures, and even costs of analytical processes and laboratory infrastructure can be limiting factors for water quality assessment, especially when it comes to emerging countries. In addition, the environmental cost resulting from the use and final disposal of the analytical products used in the laboratory analyzes must be considered. Therefore, the objective of this work was to develop water quality indexes with less parameters that can aid in the management of water resources. In order to do this, the water quality database of the Minas Gerais Institute of Water Management (IGAM) and the inland water quality database of the Environmental Agency of São Paulo State (CETESB) were used. Robust and conventional statistical methods were applied for pre-treatment and data analysis. The best scenario for calculating the index with a reduced number of parameters is obtained by considering the following parameters: dissolved oxygen, pH, temperature change, phosphates, nitrates, and turbidity. As a low cost alternative, the index can be obtained by considering the following parameters: dissolved oxygen, pH, temperature change, nitrates, and turbidity. Regardless of the scenario, reduced rates provided an overestimate of water quality. The correlation of reduced indices should be periodically evaluated with currently practiced methods. It was verified that the methods proposed in this work provide satisfactory results for the analysis of the water quality profile. These useful tools for the management of water resources constitute an excellent option, mainly for developing countries, and allow for the establishment of a monitoring system in real time.

1. INTRODUÇÃO GERAL

A situação da disponibilidade de água doce no mundo é bastante preocupante, visto que as fontes hídricas vêm sofrendo, gradativamente, a ação degradadora do homem. Descargas de poluição doméstica e industrial, utilização imprópria do solo e de insumos agrícolas, desmatamento, mineração, e muitas outras atividades antrópicas são as responsáveis pelo comprometimento tanto da quantidade, como da qualidade da água disponível.

A redução na quantidade e qualidade dos recursos hídricos se tornou preocupação em todo o mundo, incluindo países com grande disponibilidade de água, como o Brasil, uma vez que a disponibilidade desse recurso é um dos principais fatores que limitam o desenvolvimento socioeconômico de um povo (COLETTI et al., 2010). A quantidade de água é dada pelas vazões dos cursos hídricos; já a qualidade é representada pelos compostos que nela se encontram, estando dissolvidos ou não.

Devido às suas propriedades de solvente e à sua capacidade de transportar partículas, a água não se apresenta no ambiente na forma puramente molecular (H_2O). Nela estão presentes compostos de origem natural e antropogênica (VON SPERLING, 2014), tais como sais, metais, microrganismos, matéria orgânica, entre outros. Estes constituintes, também conhecidos como *parâmetros* de qualidade da água (termo preferencialmente usado nesse estudo), são responsáveis pela caracterização da qualidade da mesma (VON SPERLING, 2014), sendo assim, os responsáveis pela sua classificação de acordo com a nobreza de seu uso.

A eficiente gestão dos recursos hídricos é essencial para a prática de um modelo de desenvolvimento sustentável (PINHEIRO et al., 2013). Neste contexto, o monitoramento regular da qualidade das águas é de suma importância, porém, não se trata de uma prática fácil (GOHER et al., 2014) devido à gama de parâmetros que podem qualificar a água.

A demanda por tempo, falhas nos testes e, até mesmo o custo com o processo analítico e infraestrutura laboratorial podem ser fatores limitantes para a avaliação da qualidade das águas, principalmente quando se trata de países emergentes (BAKAN et al., 2010; KANNEL et al., 2007; SRIVASTAVA; KUMAR, 2013). Deve-se

ressaltar, também como fatores limitantes, o custo ambiental decorrente do uso e destinação final dos produtos analíticos.

Pelo exposto, torna-se necessário o desenvolvimento de métodos simples, práticos e de custo reduzido para o monitoramento da qualidade das águas. Para, então, vislumbrar uma boa gestão dos recursos hídricos, de forma a garantir os seus usos múltiplos.

1.1. Objetivos

O objetivo geral deste estudo foi desenvolver índices de qualidade da água com número reduzido de parâmetros, para auxílio à gestão dos recursos hídricos. Os objetivos específicos foram:

- Obtenção de modelo(s) de estimativa da concentração de sólidos suspensos totais a partir dos dados de turbidez;
- Desenvolvimento de índices de qualidade das águas com número reduzido de parâmetros; e
- Análise da viabilidade do uso de índices mínimos para monitoramento da qualidade da água, comparando métodos existentes com os índices propostos.

1.2. Conteúdo do trabalho

A organização desse trabalho consistiu na introdução geral e objetivos, revisão bibliográfica, três capítulos no formato de artigos científicos e as conclusões gerais e sugestões para trabalhos futuros. Os itens introdução geral e objetivos já foram abordados com o intuito de apresentar o tema de estudo. A revisão bibliográfica que se seguirá, fornecerá informações necessárias para melhor entendimento e apresentação do estado-da-arte do tema.

O primeiro artigo consiste na estimativa da turbidez a partir da concentração de sólidos suspensos nas águas de duas importantes sub-bacias do rio Doce (rio Piranga e rio Piracicaba). Neste artigo, propõe-se a obtenção de modelo(s) de estimativa da concentração de sólidos suspensos totais a partir dos dados de turbidez. Tal estudo foi realizado com vistas à obtenção da concentração de sólidos totais de forma prática, utilizando-se, para isso, sondas multiparâmetro; o que possibilitaria a utilização de tal parâmetro caso se deseje obter um índice de qualidade das águas em tempo real.

No segundo artigo é apresentado o desenvolvimento de índices de qualidade da água com número reduzido de parâmetros (IQA_{red}). O intuito foi propor um índice prático, facilmente obtido e que seja equivalente ao atualmente praticado no estado de Minas Gerais (IQA_{IGAM}), para águas da bacia do rio Doce.

O terceiro artigo aborda uma análise da viabilidade do uso de índices mínimos para o monitoramento da qualidade da água, comparando diferentes métodos apresentados na literatura, assim como os propostos no segundo artigo deste trabalho.

O último item, conclusões gerais e sugestões para trabalhos futuros, aborda os achados dos três artigos, resumindo-os com enfoque nas vantagens e limitações do que foi inicialmente proposto e apresenta sugestões de trabalhos futuros para aprimoramento das propostas apresentadas neste trabalho.

1.3. Referências

BAKAN, G. et al. Integrated environmental quality assessment of the Kızılırmak River and its coastal environment. **Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 10, n. 4, p. 453–462, 2010.

COLETTI, C. et al. Water quality index using multivariate factorial analysis. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 5, p. 517–522, 2010.

GOHER, M. E. et al. Evaluation of surface water quality and heavy metal indices of Ismailia Canal, Nile River, Egypt. **The Egyptian Journal of Aquatic Research**, v. 40, n. 3, p. 225–233, 2014.

KANNEL, P. R. et al. Application of Water Quality Indices and Dissolved Oxygen as Indicators for River Water Classification and Urban Impact Assessment. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 132, n. 1, p. 93–110, 2007.

PINHEIRO, R. B. et al. Outorga para lançamento de efluentes—Uma metodologia de apoio à gestão de recursos hídricos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 18, n. 4, p. 55–65, 2013.

SRIVASTAVA, G.; KUMAR, P. Water quality index with missing parameters. **International Journal of research in Engineering and Technology**, v. 2, n. 4, p. 609–614, 2013.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Qualidade da água doce no Brasil: balanço quali-quantitativo

O monitoramento regular da qualidade das águas é de importância notória para a gestão eficiente dos recursos hídricos; porém, não se trata de uma prática fácil (GOHER et al., 2014) devido à gama de parâmetros que devem ser utilizados para qualificar a água. A Agência Nacional de Águas – ANA (2005) apresenta que: “A informação sobre qualidade de água no país ainda é esparsa ou inexistente, em várias bacias. Pouco estados possuem redes de monitoramento adequadas, em termos de frequência, parâmetros e número de pontos de amostragem.”.

Com o decorrer dos anos observou-se um aumento do número de pontos monitorados – resultado de esforços da ANA e dos órgãos gestores estaduais em aprimorar e ampliar o monitoramento da qualidade das águas superficiais no Brasil. Mesmo assim, as redes de monitoramento ainda não cobrem todo o país (ANA, 2012).

Apesar dessas dificuldades, o relatório de Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil – 2013 (ANA, 2013) que apresenta a situação da qualidade da água no território brasileiro. As análises apresentadas por ANA (2013) são baseadas em dados de 17 unidades da federação que possuem redes de monitoramento de qualidade das águas superficiais. Com estes dados, foram calculados o Índice de Qualidade da Água (IQA) e o Índice de Estado Trófico (IET) (ANA, 2013).

Na Figura 2.1 é apresentado o percentual de pontos dentro de cada classe do IQA considerando-se o Brasil como um todo e considerando pontos de monitoramento em rios que atravessam áreas urbanas.

Pode-se observar que, de forma geral, a qualidade das águas brasileiras é boa – 76% dos pontos apresentaram IQA “Bom”. Porém, considerando-se os pontos em áreas urbanas, nota-se que prevalece uma qualidade de “Regular” (30%) e “Ruim” (32%).

Segundo ANA (2013): “Os valores médios de IQA classificados como ‘ruins’ ou ‘péssimos’ foram, em sua maioria, detectados em corpos hídricos que atravessam áreas urbanas densamente povoadas, como regiões metropolitanas e grandes cidades

do interior. Este fato deve-se ao lançamento de efluentes tratados ou esgotos sanitários lançados *in natura* nos corpos hídricos”.

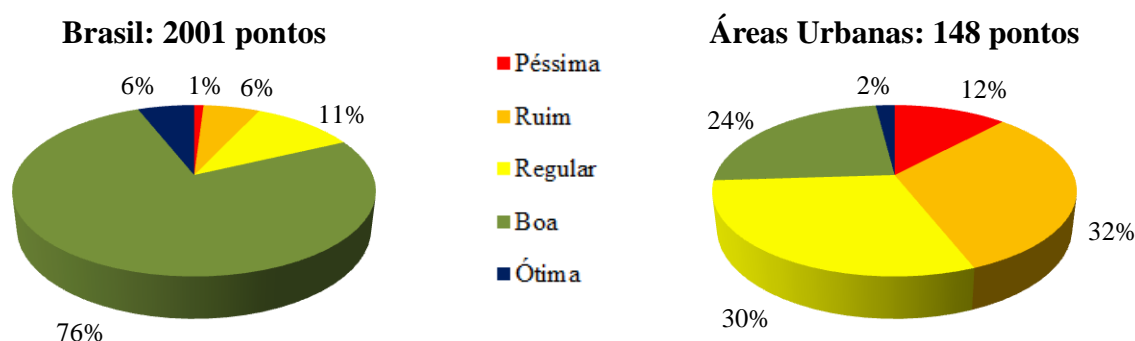


Figura 2.1. Porcentagem de pontos de monitoramento por classe do IQA.

Fonte: (ANA, 2013)

A piora na qualidade da água em áreas urbanas, principalmente devido ao lançamento de esgotos sem devido tratamento, não é uma realidade exclusivamente brasileira. Em diversos trabalhos que estudam a qualidade da água em várias partes do mundo, observa-se este mesmo perfil: piora da qualidade da água em áreas urbanas. Exemplos disso pode-se citar o trabalho de Pesce e Wunderlin (2000), na Argentina; Kannel et al. (2007), no Nepal; Sánchez et al. (2007), na Espanha; Bakan et al. (2010), na Turquia.

No âmbito nacional, tem-se que a questão do lançamento de esgoto nos rios brasileiros é bastante preocupante. Em 2015, 58 % das cidades brasileiras tinham rede de esgoto; mas somente 42,7 % dos esgotos gerados recebiam tratamento (SNIS, 2017). Em 2008, o não tratamento de esgotos sanitários, juntamente com resíduos agrotóxicos e destinação inapropriada dos resíduos sólidos urbanos, respondia por 72% das incidências de poluição e contaminação das águas de mananciais superficiais, 60% dos poços rasos e 54% dos poços profundos (IBGE, 2011).

Pode-se dizer, então, que o lançamento de esgotos *in natura* nos rios brasileiros tem sido o grande responsável pelo comprometimento da qualidade das águas. Assim como também, o responsável pela desconformidade de parâmetros de qualidade da água com o padrão classe 2 (Figura 2.2) (ANA, 2013).

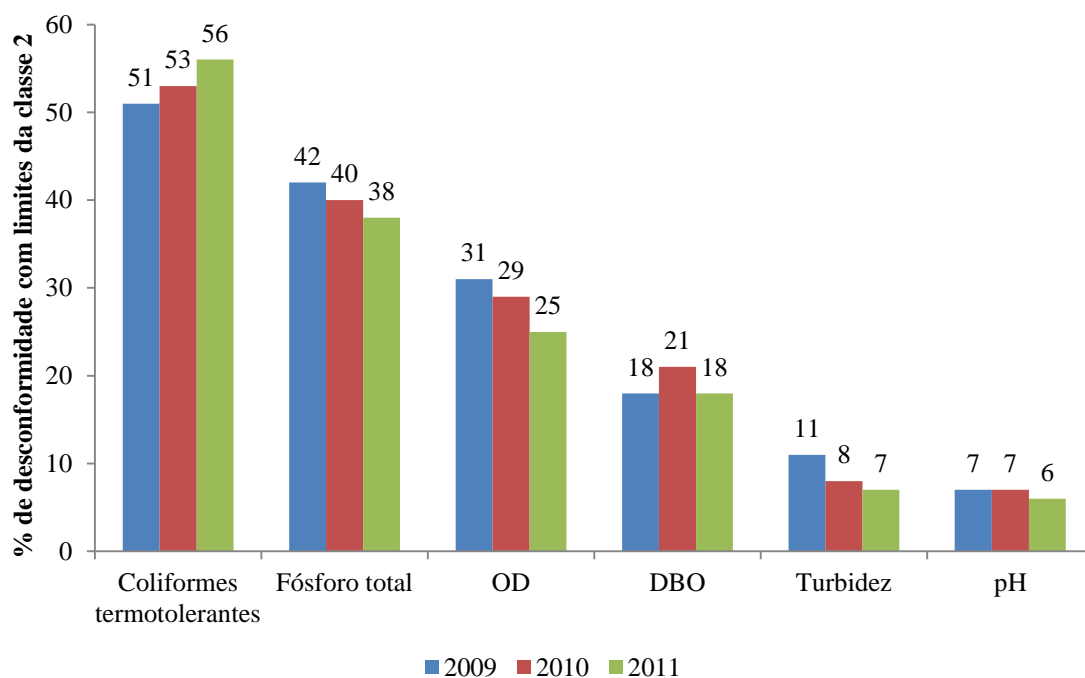


Figura 2.2. Porcentagem de resultados em desconformidade com o padrão classe 2. Fonte: (ANA, 2013)

Nota-se que os coliformes termotolerantes e o fósforo total são os parâmetros em maior desconformidade com os padrões estabelecidos para águas de classe 2, principalmente devido aos baixos níveis de coleta e tratamento de esgotos no país (ANA, 2013).

Com o intuito de gerar um diagnóstico das cargas orgânicas domésticas, a ANA (2013) realizou uma estimativa do lançamento, nos cursos de água, de cargas de esgoto sanitário urbano dos municípios brasileiros, assim como também da capacidade de assimilação dessas cargas pelos corpos hídricos (ANA, 2013). Na Figura 2.3 é apresentado o balanço qualitativo em relação à carga orgânica lançada e assimilada.

Pode-se notar que a região hidrográfica do Atlântico Nordeste Oriental e Atlântico Leste apresentam as condições mais críticas para a assimilação dos esgotos sanitários. Esta situação pode ser explicada pelo fato dessas duas bacias se encontrarem na região semiárida, onde muitos dos rios são intermitentes e não possuem capacidade de assimilação das cargas de esgoto lançadas (ANA, 2013). Então, trata-se de um problema mais relacionado à disponibilidade hídrica do que propriamente à qualidade.

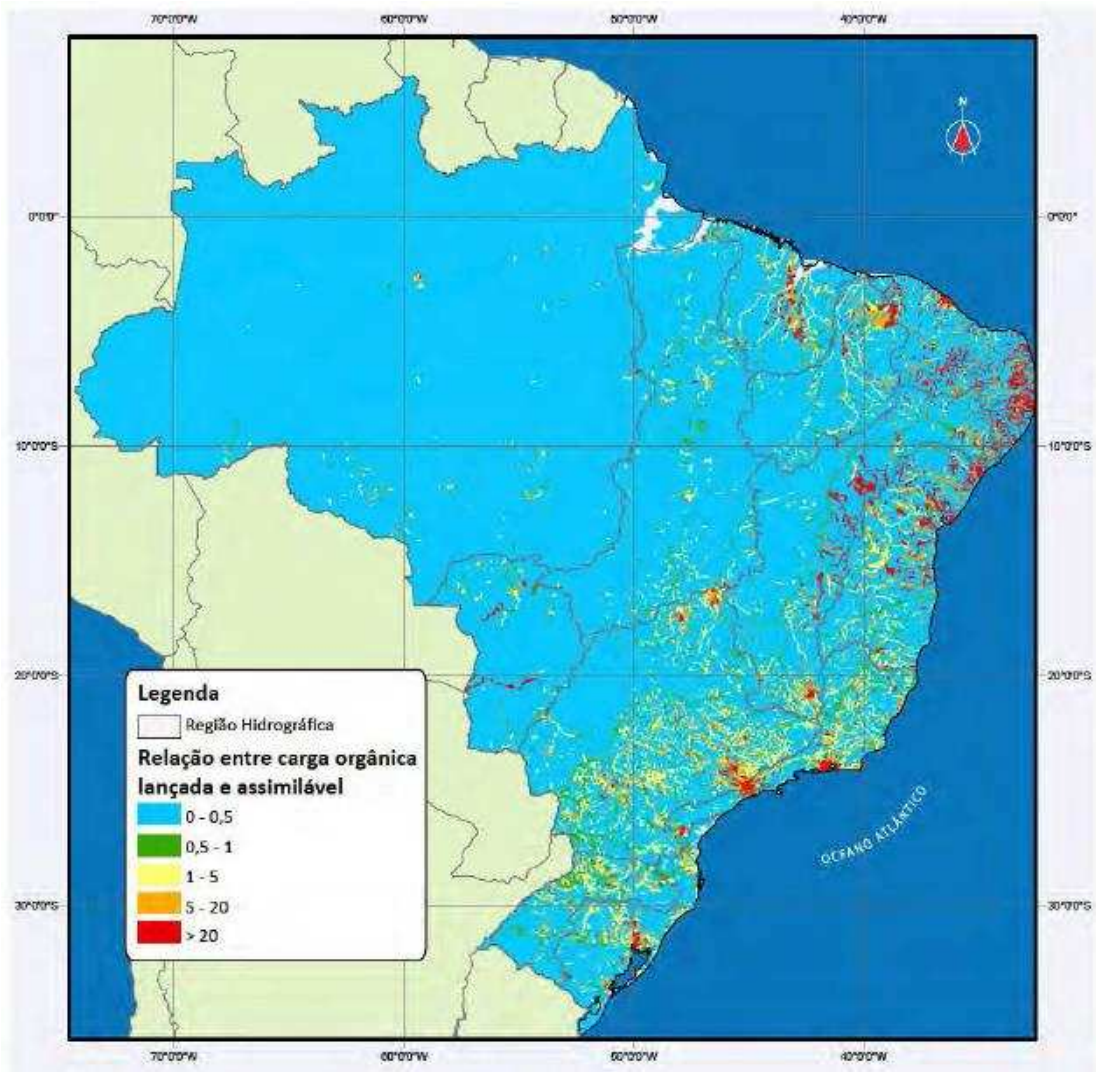


Figura 2.3. Balanço qualitativo – relação entre carga orgânica lançada e assimilada. Fonte: (ANA, 2013)

Também se observa condições críticas para a assimilação dos esgotos sanitários em rios que atravessam regiões com elevada densidade populacional, como é o caso de regiões metropolitanas. Neste caso, o problema não está somente relacionado à disponibilidade hídrica, mas, também, à elevada carga orgânica lançada (ANA, 2013).

Para finalizar, na Figura 2.4 é apresentada a situação brasileira quanto ao balanço quali-quantitativo.

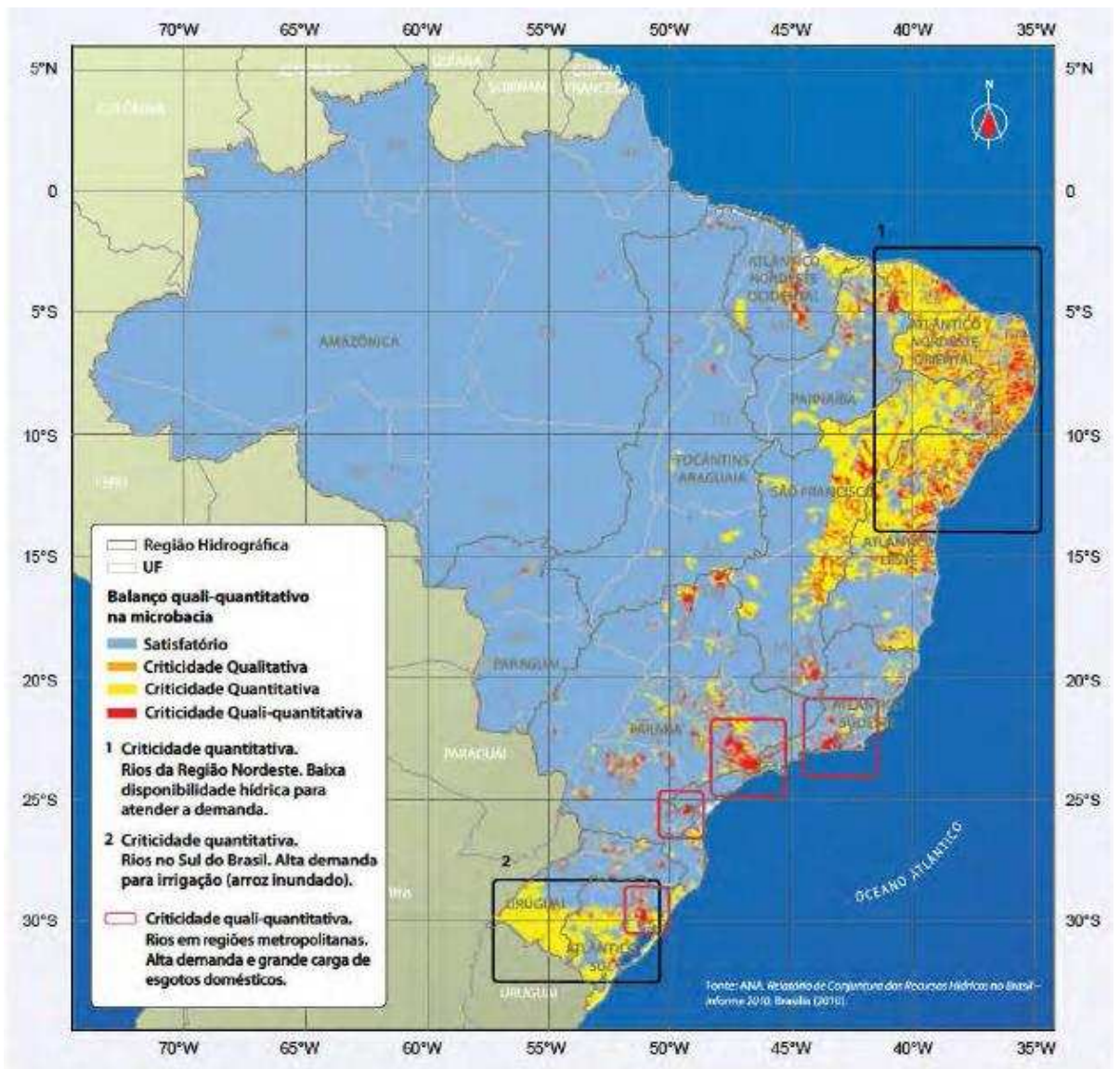


Figura 2.4. Balanço quali-quantitativo das águas superficiais do Brasil.
 Fonte: (ANA, 2013)

Observa-se que na região nordeste predominam rios com situação crítica, em termos quantitativos, o que se deve à baixa disponibilidade hídrica que os corpos de água oferecem. Além disso, nota-se alguns pontos com situação crítica quali-quantitativa, coincidentes com regiões metropolitanas que apresentam elevada demanda hídrica e fazem lançamento de altas cargas orgânicas nos rios.

Via de regra, o Brasil apresenta uma situação satisfatória quanto à disponibilidade/demanda e qualidade das águas, com destaque para as regiões hidrográficas Amazônica, Tocantins-Araguaia e Paraguai (ANA, 2013). Contudo, em decorrência das dimensões continentais e diversidade geográfica, este país apresenta cenários bem distintos relacionados à disponibilidade hídrica, sendo afetado por

problemas relativos à quantidade, assim como também à qualidade das águas (SANTOS; BARACUHY; LIMA, 2010).

Então, pode-se dizer que a escassez e estresse hídrico não contempla o Brasil como um todo e, por isso, não se deve generalizar este problema. O Brasil, de forma geral, apresenta grande disponibilidade hídrica e com qualidade, porém, para o gerenciamento correto dos seus recursos hídricos, não se deve considerar o Brasil como um todo, pois, essas características dos recursos hídricos apresentam variação espacial. Nem mesmo as regiões hidrográficas como um todo, visto que, dentro destas regiões as características dos recursos hídricos também apresentam variabilidade espacial. As unidades devem ser mais homogêneas possíveis para se praticar a gestão correta dos recursos hídricos.

Os locais onde pode se considerar haver problemas de escassez e estresse hídrico são regiões que apresentam elevada demanda em relação à disponibilidade hídrica oferecida e/ou regiões com alta densidade populacional que produzem grandes quantidades de esgotos que são lançados nos rios. Como, geralmente, esses locais são de grande importância socioeconômica, devem ser concentrados grandes esforços para o desenvolvimento de tecnologias acessíveis de monitoramento, tanto qualitativo como quantitativo, para se garantir os usos múltiplos dos recursos hídricos.

2.2. Principais parâmetros de qualidade da água

Jordão e Pessôa (2011) apresentam que: “Parâmetros de qualidade são grandezas que indicam as características da água, ou dos esgotos, ou dos corpos d’água. Assim como as características, os parâmetros são de natureza física, química e biológica.”.

Um dos parâmetros de qualidade da água – bastante importante por englobar, com exceção dos gases dissolvidos, todos os contaminantes da água – são os sólidos totais (ST). Os ST nada mais são que toda matéria que permanece como resíduo após evaporação a 103 °C (APHA; AWWA; WEF, 2012). Esses sólidos podem ser classificados pelas características físicas, de acordo com o seu tamanho e estado – sendo eles os sólidos em suspensão (SS), sólidos coloidais (SC) e os sólidos

dissolvidos (SD) – ou químicas – que são os sólidos orgânicos e inorgânicos (VON SPERLING, 2014).

A turbidez, outro parâmetro de qualidade de água, de fácil mensuração, representa o grau de interferência da passagem da luz através da água (VON SPERLING, 2014). Este parâmetro pode dar indicativos da concentração de sólidos suspensos nas águas. Isto porque a forma do constituinte responsável pela turbidez são os sólidos em suspensão. A turbidez representa o grau de interferência da passagem da luz através da água, conferindo uma aparência turva à mesma (VON SPERLING, 2014).

O oxigênio dissolvido (OD), como o próprio nome já diz, trata-se da quantidade do gás oxigênio presente nas águas. É o parâmetro mais importante e mais bem estabelecido relacionado à qualidade da água (AKKOYUNLU; AKINER, 2012), sendo um parâmetro primordial para a vida aquática (PESCE; WUNDERLIN, 2000; KANNEL et al., 2007; BAKAN et al., 2010; AKKOYUNLU; AKINER, 2012; NAVEEDULLAH et al., 2016).

O consumo do OD das águas é um dos mais sérios problemas de sua poluição, uma vez que provoca desequilíbrios ecológicos, podendo causar a extinção de organismos aeróbios e, como consequente, a morte dos demais seres aquáticos. Isto ocorre, pois, nos processos aeróbios, o oxigênio dissolvido é fundamental para a respiração dos microrganismos aeróbios que realizam a degradação da matéria orgânica (JORDÃO; PESSÔA, 2011).

Outra forma de interferir na concentração de OD nas águas é a temperatura – outro parâmetro de qualidade de água, também – posto que elevações da temperatura da água diminuem a solubilidade de gases (VON SPERLING, 2014). Estando o oxigênio presente nas águas na forma de um gás, a elevação da temperatura acarreta diminuição na concentração do mesmo, podendo provocar desequilíbrios ecológicos, como posto acima.

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e a Demanda Química de Oxigênio (DQO) são parâmetros que mensuram, indiretamente, a matéria orgânica presente na água (VON SPERLING, 2014, 2007). Define-se DBO como sendo a quantidade de oxigênio necessária para que microrganismos aeróbios mineralizem o material orgânico carbonáceo de uma amostra (MATOS, 2004). Já a DQO é definida como sendo a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a fração orgânica de uma amostra que seja oxidável pelo permanganato ou dicromato de potássio em

solução ácida (JORDÃO; PESSÔA, 2011). Ou seja, na análise de DQO se quantifica a quantidade de oxigênio necessária para oxidar o material orgânico biodegradável e não biodegradável. Assim, pode-se dizer que a DQO, em conjunto com a DBO, proporciona uma caracterização do potencial de biodegradabilidade do material orgânico presente nas águas.

O nitrogênio (N) e o fósforo (P) são nutrientes que alimentam a base da cadeia alimentar aquática (MATOS, 2011a). Em excesso, tais nutrientes podem causar graves prejuízos ao corpo hídrico como a eutrofização e, como consequência, a preocupante proliferação de cianobactérias (MATOS, 2011a), por isso são parâmetros de suma importância para a qualidade das águas.

A água pode ser veículo de propagação de diversas doenças humanas causadas por vírus, bactérias e protozoários, como, por exemplo, a febre tifoide, cólera, candidíase, giardíase, amebíase, hepatite A e disenteria. Por isso, faz-se necessário o diagnóstico dos agentes patogênicos em água para consumo humano. Porém esses se encontram em baixas concentrações, o que torna difícil a identificação; embora este empecilho possa ser superado com o estudo dos denominados “indicadores de contaminação fecal” (MATOS, 2004).

A bactéria termotolerante *Escherichia coli* é uma das utilizadas como indicador de poluição fecal – além de outros organismos aceitos como bons indicadores, como os coliformes totais (CT), estreptococos fecais (EsF) e enterococos fecais (EnF). No entanto, ressalta-se que a *E. coli* é reconhecida como a única espécie coliforme que se desenvolve apenas na flora intestinal de animais de sangue quente; além de ser facilmente distinta de outros membros do grupo de coliformes fecais (JORDÃO; PESSÔA, 2011).

Para finalizar, outro parâmetro importante é o pH, que representa a medida da atividade do íon H^+ no meio, sendo expresso numa escala variando de 0 a 14 (MATOS, 2012). O pH em cursos hídricos influencia no equilíbrio de compostos químicos, pode indicar contaminação por efluentes industriais, além de poder indicar à proliferação de algas (VON SPERLING, 2014). Ou seja, o pH pode ser considerado bom indicativo do equilíbrio do ecossistema aquático.

A medição desses parâmetros descritos pode ser realizada em laboratórios, por meio das metodologias presentes no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WEF, 2012). Alguns deles, também, podem ser mensurados com utilização de sensores acoplados em sondas

multiparâmetros. No mercado existem sondas/sensores que realizam a medição da turbidez, do pH, da concentração de SS, SD, OD, algumas das formas do nitrogênio – como amônio e nitrato – e fósforo – fosfato. Exemplos são os sensores e sondas multiparâmetros da *Hach*, *Aquaread*, *Atlas Scientific*, *OTT Hydromet*, *YSI* e *Horiba*.

Esses tipos de equipamentos tornam-se de grande valia, posto que análises laboratoriais demandam tempo e geram consumo de produtos químicos, acarretando em mais “poluição” ambiental. Já os sensores, são alternativas rápidas e “limpas” para mensuração de parâmetros de qualidade da água, possibilitando realizar um maior número de análises, em menor período de tempo.

2.3. Índice de Qualidade de Água

A qualidade das águas de superfície é uma questão muito sensível (SÁNCHEZ et al., 2007) e, mesmo assim, tem-se observado que as escassas fontes hídricas disponíveis vêm sofrendo a ação degradadora do homem devido a alguns fatores importantes, como o aumento da população, a industrialização e a urbanização (TYAGI et al., 2013), que tem comprometido seus usos múltiplos.

A redução na quantidade e qualidade dos recursos hídricos se tornou uma preocupação em todo o mundo, incluindo países com grande potencial de água, como o Brasil, uma vez que a disponibilidade de água é um dos principais fatores que limitam o desenvolvimento socioeconômico (COLETTI et al., 2010).

A qualidade da água de qualquer área específica ou fonte específica pode ser avaliada por meio de parâmetros físicos, químicos e biológicos (TYAGI et al., 2013). Brown et al. (1970) já afirmavam àquela época que muito se estudava em relação à qualidade da água, ou ainda mais sobre a falta dela; mas pouco se sabia como isso estava sendo mensurado. Agências federais, estaduais e locais coletavam uma infinidade de dados de qualidade de água medidos como parâmetros individuais. Estes, por sua vez, acabavam em arquivos volumosos ou ocasionalmente sendo publicados em folhetos, porém, tratam-se de informações difícil de digerir e assimilar (BROWN et al., 1970).

Isso representa um problema, pois a população, que deveria ser a maior beneficiada por tal prática, acaba prejudicada devido à dificuldade de compreensão das características da água (TYAGI et al., 2013). Dessa forma, os Índices de

Qualidade de Água (IQA) surgiram no intuito de apresentar informações resumidas, simplificando complexos relatórios com diversos dados de qualidade da água (JERÔNIMO; SOUZA, 2013). Trata-se, então, de um instrumento matemático utilizado para transformar grandes quantidades de dados que qualificam a água em um único valor que representa o nível de qualidade desse recurso (SÁNCHEZ et al., 2007; SRIVASTAVA; KUMAR, 2013).

A primeira tentativa de desenvolver um IQA foi na Alemanha, em 1948 (ALVES; TERESA; NABOUT, 2014). Em 1965, o pesquisador alemão Horton apresentou o primeiro IQA, calculado por ponderação de alguns parâmetros de qualidade da água (JERÔNIMO; SOUZA, 2013). Desde então, a formulação e utilização de índices têm sido fortemente defendida por órgãos de responsabilidade ambiental, no intuito de fornecer informações tanto para o setor de abastecimento público de água quanto para os setores de gestão dos recursos hídricos, para o controle de poluição da água. Dentre os exemplos de casos, pode-se dizer que o IQA da *National Sanitation Foundation* dos Estados Unidos (NSF) é internacionalmente conhecido (JERÔNIMO; SOUZA, 2013) e o mais difundido (MENEZES; SILVA JUNIOR; PRADO, 2013).

O IQA-NSF foi desenvolvido por Brown et al. (1970) utilizando a técnica Delphi – uma pesquisa de opinião para extrair informações de especialistas da área. Consiste de um índice de média ponderada de nove parâmetros de qualidade da água, sendo eles: OD, Coliformes Fecais (atualmente Coliformes Termotolerantes), DBO, pH, variação de Temperatura, Fosfatos, Nitratos, Turbidez e Sólidos Totais. Na Equação 2.1 é apresentada a forma do índice original:

$$\text{IQA-NSF} = \sum_{i=1}^n w_i q_i \quad (\text{Equação 2.1})$$

Em que,

IQA – índice de qualidade da água, um número entre 0 e 100;

w_i – peso correspondente ao i -ésimo parâmetro, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade, sendo que o somatório dos mesmos deve atingir 1;

q_i – qualidade do i -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva “curva média de variação de qualidade”;

n – número de parâmetros do índice.

No decorrer da utilização do índice, verificou-se que, na forma aditiva, embora de fácil compreensão e fácil de calcular, faltava sensibilidade em termos do efeito de um único valor de parâmetro (ABBASI; ABBASI, 2012), isto é, o resultado ficava mascarado quando um parâmetro de qualidade da água apresentava valores extremos. Levando isto em conta, Brown et al. (1973), citados por Abbasi e Abbasi (2012) propuseram uma variação do IQA-NSF de uma forma multiplicativa (Equação 2.2). Nessa forma, os mesmos pesos tornam-se potências de q_i .

$$\text{IQA-NSF} = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (\text{Equação 2.2})$$

As investigações subsequentes mostram que a formulação multiplicativa concorda melhor com a opinião de especialistas que fizeram o uso de ambas as formas. No entanto, ambas continuaram em uso (LUMB; SHARMA; BIBEAULT, 2011), sendo a forma multiplicativa mais usada no Brasil.

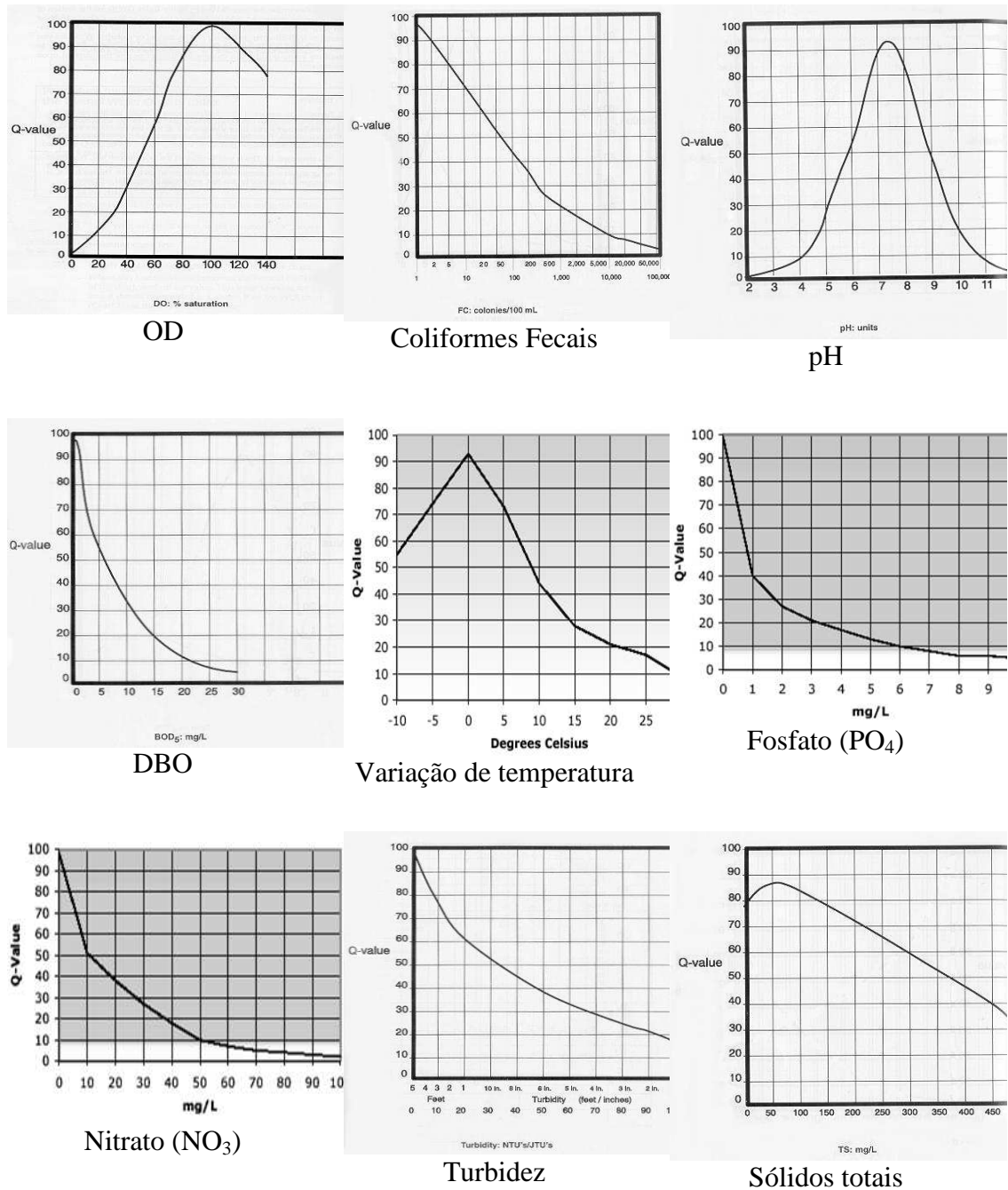
Na Tabela 2.1, estão apresentados os pesos dos 9 parâmetros de qualidade de água do IQA-NSF.

Tabela 2.1. Pesos de cada parâmetro para cálculo do IQA segundo IQA-NSF

<i>Parâmetros</i>	<i>Pesos (w_i)</i>
Oxigênio Dissolvido (OD)	0,17
Coliformes Fecais (Termotolerantes)	0,16
pH	0,11
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	0,11
Mudança de temperatura	0,10
Fosfato	0,10
Nitrato	0,10
Turbidez	0,08
Sólidos totais	0,07

Adaptado de Oram (2015)

Já na Figura 2.5, estão apresentadas as curvas médias de variação de qualidade para cada parâmetro, ambos atualmente praticados.



Nota: Se a DBO for maior que 30 mg L⁻¹, o valor de q será 2./ Se o oxigênio dissolvido for maior do que 140%, o valor de q será igual a 50./ Se a concentração de coliformes for superior a 100000 NMP 100 mL⁻¹, o valor de q será igual a 2./ Se o valor de pH for inferior a 2,0 ou superior a 12,0, o valor de q será igual a 0./ Se a concentração de nitrato for superior a 100 mg L⁻¹, o valor de q será igual a 1./ O valor de temperatura corresponde a diferença entre a temperatura de um sítio de referência e a do ponto de coleta./ Se a concentração de sólidos totais for superior a 500 mg L⁻¹, o valor de q será igual a 20./ Se a concentração de fósforo for superior a 10 mg L⁻¹, o valor de q será igual a 2./ Se a turbidez for superior a 100 NTU, o valor de q será igual a 5.

Figura 2.5. Curvas médias de variação de qualidade para os 9 parâmetros do IQA-NSF.

Adaptado de Oram (2015)

A classificação da qualidade da água é feita como apresentado na Tabela 2.2. Nesta tabela, é apresentada a versão original do NSF, tal como adotada por alguns órgãos brasileiros (VON SPERLING, 2007), a exemplo o Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM).

Tabela 2.2. Classificação da qualidade da água segundo IQA-NSF

<i>Nível</i>	<i>Faixa do IQA</i>
Excelente	$90 < \text{IQA} \leq 100$
Bom	$70 < \text{IQA} \leq 90$
Médio	$50 < \text{IQA} \leq 70$
Ruim	$25 < \text{IQA} \leq 50$
Muito Ruim	$0 < \text{IQA} \leq 25$

Adaptado de von Sperling (2007)

O IQA foi modificado pelo IGAM e, atualmente, é adotado no estado de Minas Gerais (PINTO, 2011). O IQA modificado adota a forma apresentada na Equação 2.2. Contudo, é calculado com base nos parâmetros OD, coliformes termotolerantes (ou *E. coli*) – ao invés de CF – DBO, pH, variação de temperatura, fosfatos (PO_4), nitratos (NO_3), turbidez e sólidos totais (ST); além de uma pequena diferença nos pesos de cada parâmetro – 0,15 para coliformes termotolerantes (ou *E. coli*); 0,12 para pH; 0,10 para DBO; 0,08 para ST.

A CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo) vem utilizando o IQA-NSF (Equação 2.2) desde 1975 (CETESB, 2004; LOPES, 2007). Entretanto, algumas modificações foram feitas, sendo que uma das modificações se refere à classificação da qualidade da água, como pode ser visto comparando a Tabela 2.2 com a Tabela 2.3 apresentada a seguir.

Tabela 2.3. Classificação da qualidade da água segundo IQA-CETESB

<i>Nível</i>	<i>Faixa do IQA</i>
Ótima	$79 < \text{IQA} \leq 100$
Boa	$51 < \text{IQA} \leq 79$
Regular	$36 < \text{IQA} \leq 51$
Ruim	$19 < \text{IQA} \leq 36$
Péssima	$\text{IQA} \leq 19$

Adaptado de CETESB (2015)

A CETESB utiliza as curvas e pesos apresentados na Figura 2.6 para determinar a qualidade da água dos mananciais do estado de São Paulo, porém com mais uma modificação. Essa outra modificação em relação ao IQA da refere-se à concentração de nitratos. A CETESB realizou uma adaptação deste parâmetro, mudando-o para nitrogênio total (LOPES, 2007; VON SPERLING, 2007; CPRH, 2015). Segundo essa abordagem, os rios paulistas se mostram comprometidos por esgotos sanitários, que são ricos em outras formas de nitrogênio, tais como o nitrogênio orgânico e o amoniacal. É possível a utilização da curva do nitrogênio para o nitrato, porém, é necessário verificar se essa forma é a preponderante nos rios (CPRH, 2015).

Assim, pode-se dizer que a abordagem do IQA-NSF apresenta suas vantagens, porém há limitações para seu uso dependendo da localidade de onde se aplica tal índice, assim como as modificações do IQA-CETESB abordadas por (CPRH, 2015).

No tópico seguinte serão elucidadas as principais vantagens e limitações apresentadas na literatura sobre a abordagem utilizada para quantificar a qualidade da água por meio do IQA. E, então, serão apresentados trabalhos que buscam uma melhor adequação do índice para indicação da qualidade das águas.

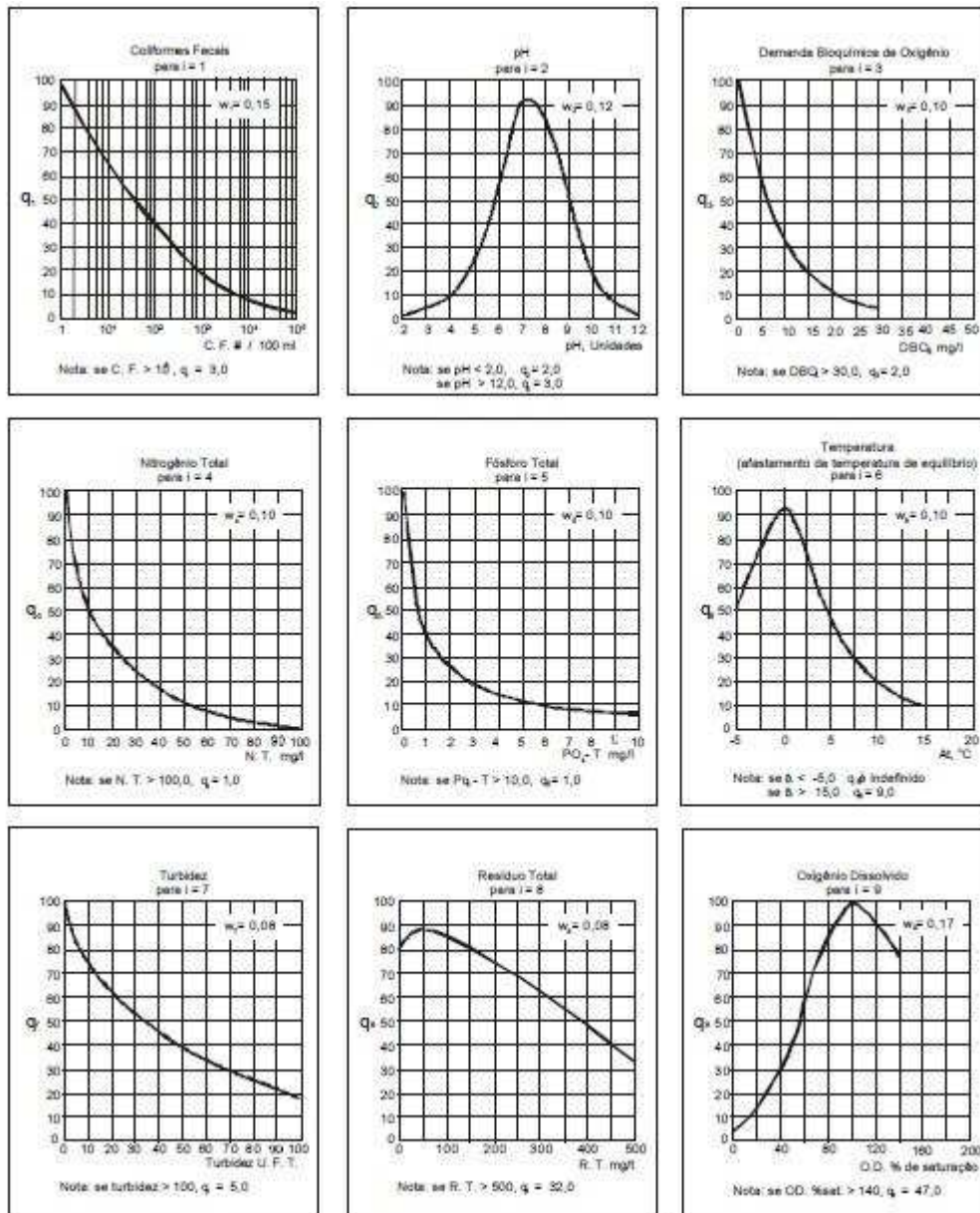


Figura 2.6. Curvas médias de variação de qualidade para os 9 parâmetros do IQA-CETESB.

Fonte: (CETESB, 2015)

2.3.1. Vantagens e limitações

Como apresentado anteriormente, os IQAs surgiram no intuito de apresentar informações resumidas, simplificando complexos relatórios com diversos dados de qualidade da água (JERÔNIMO; SOUZA, 2013), ou seja, trata-se de índices simplificadoros.

Brown et al. (1970) apresentam que o IQA por eles desenvolvido é um método significativo, uniforme para avaliar a qualidade global de um curso de água, comparar as condições de qualidade em diferentes pontos no espaço e no tempo, e medir o progresso – ou falta de progresso – em programas de redução da poluição da água. Estes autores apresentam, também, que o IQA pode exercer um papel essencial no processo de monitoramento da qualidade da água e educação ambiental, visto que se trata de uma maneira prática e de fácil entendimento para os órgãos gestores e a população em geral. Então, pode-se dizer que o uso de IQA é uma prática simples, que permite a classificação adequada da qualidade da água (SÁNCHEZ et al., 2007).

Foi percebido que o uso do parâmetro individual de qualidade da água com a finalidade de qualificar os cursos hídricos não é de fácil compreensão para o público comum. Assim, o IQA se apresenta como uma das formas mais eficazes para descrever a qualidade da água, se mostrando uma ferramenta útil na modificação das políticas formuladas por diversas agências de monitoramento ambiental (TYAGI et al., 2013).

Os IQAs refletem o nível de salubridade da água, atuando como integradores das características físicas, químicas e biológicas desse recurso natural, fornecendo indicativos das disfunções do ecossistema e contribuindo para as tomadas de decisão mais eficientes no manejo de bacias hidrográficas (BERTOSSI et al., 2013). Por isso, os IQAs têm sido amplamente utilizados com o objetivo de identificar a variação espacial e temporal da qualidade das águas em uma bacia hidrográfica (COLETTI et al., 2010).

A formulação proposta pelo IQA-NSF e sua adaptação feita pela CETESB não são passíveis de alteração, aplicando-se pesos específicos a cada parâmetro de qualidade de água, de acordo com conveniências locais ou de forma de avaliação (BERTOSSI et al., 2013). A implicação disso é o fato de que se torna impossível o cálculo do índice quando não se possui um dos parâmetros indicados pelo método

(BERTOSSSI et al., 2013). A CETESB (2015) apresenta que: “No caso de não se dispor do valor de alguma das nove variáveis, o cálculo do IQA é inviabilizado.”.

Srivastava e Kumar (2013) apontam que o objetivo de um índice é transformar dados complexos de qualidade da água em informações que é compreensível e utilizável pelo público, ou seja, o IQA é uma ferramenta útil no monitoramento da qualidade da água. Porém, estes mesmos autores afirmam que a obtenção de todos os nove parâmetros de qualidade de água que constituem o índice pode não ser uma prática tão fácil, devido à demanda por tempo ou por causa de falha no teste, tornando-se a aplicação do IQA inviável (BERTOSSSI et al., 2013; CETESB, 2015). Então, o desenvolvimento de índices modificados com a finalidade de obter resultados satisfatórios, utilizando-se um número reduzido de parâmetros, é de extrema importância para redução de gastos (AKKOYUNLU; AKINER, 2012).

Os resultados apresentados pelo IQA devem ser compatíveis com as normas de qualidade da água (AKKOYUNLU; AKINER, 2012). Porém, Moretto et al. (2012) apresentam que estudos de monitoramento ambiental na Bacia Hidrográfica do Rio Pardo, RS, Brasil, nos anos de 2007 a 2009, demonstraram falta de concordância entre a avaliação da qualidade da água obtida através do IQA-NSF – que variou de "regular" para "bom" – e pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) Resolução 357/2005, que foi ruim ("classe 4"). Segundo Moretto et al. (2012) estas diferenças podem ser explicadas pelo fato de o IQA apresentar baixo peso de importância relativa de alguns parâmetros no cálculo do índice, como coliformes termotolerantes e fosfato, quando aplicados à bacia hidrográfica do rio Pardo, em comparação com a Resolução CONAMA 357/2005, que identificou esses parâmetros como os mais importantes, uma vez que caracterizam o principal problema ambiental detectado na bacia: o processo de eutrofização.

O IQA-NSF não se trata de um índice objetivo, visto que os parâmetros de qualidade de água foram escolhidos e ponderados por determinados especialistas da área; assim, há sempre a chance de que outros especialistas, se consultados, escolherem outros parâmetros e procederem outras classificações (LUMB; SHARMA; BIBEAULT, 2011). Isso pode ocorrer no caso de especialistas de regiões diferentes, que apresentam problemas de qualidade diferentes. Assim, a constatação de Moretto et al. (2012) pode ser explicada pela subjetividade na elaboração do índice original.

Para avaliar os impactos humanos sobre a qualidade da água, devem ser consideradas variações no espaço e no tempo e nos processos biológicos, físicos e químicos dos sistemas naturais (LOBATO et al., 2015). Quando se refere à qualidade da água, muito se pensa sobre a quantificação de parâmetros físicos e químicos. Porém, referir-se à qualidade da água não se trata apenas na quantificação de parâmetros físicos e químicos, a qualidade da água é o reflexo do efeito combinado de diversos processos que ocorrem no corpo hídrico, isto é, o funcionamento do ecossistema (BUENO; GALBIATTI; BORGES, 2005). Isso acaba por exigir certa especificidade para cada condição, assim os parâmetros incluídos na construção de um índice podem ser diferentes, com a finalidade de refletir as características geográficas e específicas da área (LOBATO et al., 2015).

Nesse contexto, Tyagi et al. (2013) afirmam que não há um índice elaborado e aceito globalmente para mensurar a qualidade da água, alguns países usaram e tem usado dados de monitoramento de qualidade da água locais no desenvolvimento de índices de qualidade da água (TYAGI et al., 2013). Whittaker et al. (2015) afirmam que a construção de um IQA dos próprios dados de monitoramento local é preferível à atribuição de pesos subjetivos. Porém, o que se nota é uma dificuldade de promover uma comparação da qualidade da água de diferentes localidades por meio da utilização deste tipo de índice devido à especificidade de cada local (WHITTAKER et al., 2015).

Outro problema do uso do IQA é o fato de que nestes índices, geralmente, são utilizados parâmetros físicos e químicos (ROCHA; ANDRADE; LOPES, 2015; YAN; LIU; MA, 2014), não sendo contemplados atributos biológicos relacionados ao funcionamento do ecossistema. Contrário às análises físicas e químicas, a biomonitoramento pode dar indicações sobre contaminantes e substâncias desconhecidas que geralmente não são analisados (YAN; LIU; MA, 2014).

Resumidamente, pode-se dizer que as vantagens do uso do IQA se baseiam no fato de ser um índice que apresenta informações resumidas, simplificando complexos relatórios com diversos dados de qualidade da água que são de difícil entendimento. Auxiliando, assim, programas de redução da poluição da água e no processo de educação ambiental, visto que se trata de uma maneira prática e de fácil entendimento para os órgãos gestores e a população em geral. Já as limitações se baseiam no grande número de parâmetros e, principalmente, na subjetividade da

elaboração original do IQA, não contemplando características da água que possam refletir sobre o equilíbrio do ecossistema de locais diversos.

Tendo em vista essas diversas limitações do uso do IQA para quantificar a qualidade da água – mas sabendo-se, também, da praticidade do uso de índices desta natureza para a eficiente gestão dos recursos hídricos – diversos autores (e.g. Akkoyunlu e Akiner (2012), Moretto et al. (2012), Srivastava e Kumar (2013), Yan, Liu e Ma, (2014)) tem abordado este índice de formas variadas, no intuito de suprir eventuais limitações. Estes serão abordados em maiores detalhes a seguir.

2.3.2. Outras abordagens

Como pôde ser observado no tópico anterior, muitas são as vantagens do uso do IQA para qualificar a água, principalmente do ponto de vista da comunicação com órgãos gestores e a população. Porém, viu-se também que este tipo de abordagem sobre a qualidade da água apresenta limitações. Porém, muitos pesquisadores têm buscado maneiras de suprir tais limitações, como será descrito a seguir.

Um dos problemas constatados na literatura, e apresentado no item anterior, é o fato de o IQA, mesmo simplificando extensos relatórios de qualidade da água, ainda contempla um número muito grande de parâmetros. E que a ausência de um dos parâmetros implica na impossibilidade de se realizar o cálculo do índice (BERTOSSI et al., 2013; CETESB, 2015).

A despeito da recomendação de não uso do IQA-NSF, em caso de não se poder ter todos os parâmetros monitorados, Srivastava e Kumar (2013) propuseram uma forma de se calcular o IQA caso existam parâmetros faltantes. A fórmula proposta nada mais é que o cálculo do IQA apresentado na Equação 2.1, desconsiderando-se os parâmetros faltantes e dividindo pelo somatório dos pesos dos parâmetros que foram mensurados (Equação 2.3).

$$IQA_{\text{red}} = \frac{\sum w_i q_i}{\sum w_i} \quad (\text{Equação 2.3})$$

Entende-se que esta metodologia se baseia na redistribuição ponderada dos pesos dos parâmetros faltantes para os parâmetros que serão considerados no cálculo.

Assim, acredita-se que pode ser feita a redistribuição dos pesos e proceder o cálculo utilizando-se a Equação 2.2 (considerando os pesos redistribuídos de forma ponderada).

Segundo Srivastava e Kumar (2013), embora a fórmula padrão (Equação 2.1) para calcular o IQA proporcione melhores resultados, a Equação 2.3, proposta por eles, proporciona resultados muito próximos. Isso significa que o IQA da equação padrão e o IQA calculado pela Equação 2.3 – com a qual se possibilita cálculos mesmo considerando-se dados faltantes – proporciona a mesma classificação da qualidade da água (excelente, bom, médio, ruim ou muito ruim).

Aplicando essa formulação em um trecho do rio Ganges, Srivastava e Kumar (2013) não observaram mudança na classificação do curso. Assim, estes autores puderam concluir que a equação para calcular o índice de qualidade da água com os parâmetros faltantes é muito útil quando há impossibilidade de se obter os nove parâmetros de qualidade de água.

Esses autores demonstraram que não é impossível o cálculo do IQA na ausência de algum dos parâmetros. Porém, deve-se ter cuidado ao aplicar a equação, verificando se a ausência de mais de um parâmetro ou de algum parâmetro em específico não causará diferenças na classificação da qualidade da água.

Segundo Akkoyunlu e Akiner (2012), desenvolver índices modificados, a fim de obter resultados confiáveis utilizando um número reduzido de parâmetros, é muito útil do ponto de vista econômico, visto que são evitados gastos com a medição de um grande número de parâmetros. Assim, esses autores geraram um $IQA_{\text{mín}}$ (índice de qualidade de água mínimo), que leva em conta a temperatura, pH, OD, sólidos suspensos totais (SST) e condutividade elétrica (CE).

Os dados utilizados nesta pesquisa foram obtidos a partir do programa de monitoramento da Turquia. Os dados coletados entre 1987 e 2007 foram analisados e os parâmetros de qualidade da água que contemplariam o $IQA_{\text{mín}}$ foram escolhidos pelos autores, considerando pesquisas anteriores sobre a implicação de cada parâmetro sobre a qualidade das águas.

Os autores afirmam que ao selecionar esses cinco parâmetros foram considerados, principalmente, aqueles comumente importantes na qualidade da água potável (AKKOYUNLU; AKINER, 2012). Além disso, a praticidade de medição foi o fator chave por trás da decisão de quais parâmetros considerarem, optando por

aqueles que podem ser quantificados facilmente por uso de sondas multiparâmetros e instrumentos portáteis compactos (AKKOYUNLU; AKINER, 2012).

Akkoyunlu e Akiner (2012) puderam concluir que o IQA_{\min} foi desenvolvido com sucesso, minimizando o número de parâmetros de qualidade de água necessários, e puderam constatar que até 70 % dos custos são economizados quando se utiliza essa abordagem.

Outro problema constatado e apresentado no tópico anterior é o fato da formulação original do IQA (IQA-NSF) ter ocorrido de maneira subjetiva, por meio de pesquisa com especialistas da área de uma região específica. Assim, tem-se uma preocupação na aplicação deste índice em outras regiões/países no que diz respeito à contemplação do real problema local. No Brasil, a CETESB faz uso do IQA-NSF, porém com modificações que já foram apresentadas. Estas modificações foram no intuito de adequar melhor a abordagem do IQA às condições dos cursos de água, neste caso, do estado de São Paulo.

Neste contexto, Moretto et al. (2012) observaram que estudos de monitoramento ambiental na bacia hidrográfica do rio Pardo, RS, Brasil, nos anos de 2007 a 2009, demonstraram falta de concordância entre a avaliação da qualidade da água obtida através do IQA-NSF – que variou de "regular" para "bom" – e pela Resolução CONAMA 357/2005, que foi ruim ("classe 4"). Assim, estes autores apresentaram uma calibração do IQA-NSF, baseando-se na Resolução CONAMA 357/2005 – que dispõe sobre classificação dos corpos hídricos e diretrizes ambientais para o seu enquadramento.

Utilizando de um banco de dados (2007 a 2009) do Laboratório de Limnologia da Universidade de Santa Cruz do Sul (UNISC), RS, correspondente aos estudos de monitoramento ambiental realizados na bacia hidrográfica do rio Pardo, novos pesos da importância relativa das variáveis usadas para calcular o IQA foram atribuídos, por meio de análise de componentes principais (MORETTO et al., 2012). Então os autores puderam obter um índice que concordava com os resultados da avaliação da qualidade da água utilizando a Resolução CONAMA 357/2005.

As diferenças entre a classificação do IQA e a do CONAMA podem ser explicadas pelo fato de o IQA apresentar baixo peso de importância relativa de alguns parâmetros no cálculo do índice, como coliformes termotolerantes e fosfato – identificados como os parâmetros mais importantes, uma vez que caracterizam o

principal problema ambiental detectado na bacia: o processo de eutrofização (MORETTO et al., 2012).

Moretto et al. (2012) puderam concluir que a análise de componentes principais é uma ferramenta adequada para a calibração dos pesos utilizados na fórmula do cálculo do IQA; e que os novos pesos calibrados gerou concordância da classificação proposta pelo IQA com a classificação da Resolução CONAMA 357/2005, conseqüentemente, eles são adequados para a realidade da Bacia Hidrográfica do rio Pardo.

Por fim, outra limitação apresentada sobre a abordagem do IQA é o fato de nele serem abordados parâmetros físicos, químicos e biológicos (apenas considerando os coliformes), não sendo contemplados atributos biológicos relacionados ao funcionamento do ecossistema. Neste sentido, Yan, Liu e Ma (2014) sugeriram verificar a existência de possíveis relações entre IQA e atributos biológicos.

No estudo de Yan, Liu e Ma (2014) foi investigada a possibilidade de unir os dois aspectos da qualidade da água: estado ecológico – em termos de atividades de enzimas extracelulares, produtividade primária bruta, taxa de respiração diária, índice de diversidade e índice de abundância – e estado químico – expressos pelo IQA. Para isso, foram realizadas análises físicas, químicas e biológicas no lago Baiyangdian, localizado no norte da China (YAN; LIU; MA, 2014).

Com a obtenção dos dados de qualidade, calculou-se o IQA e procedeu-se a análise de regressão linear. Como resultado, observaram uma boa correlação do IQA com os parâmetros de estado ecológico, mostrando que o estudo foi de grande valia para a compreensão do estado químico e ecológico da qualidade da água (YAN; LIU; MA, 2014).

Segundo Souza (2008) qualquer formulação de IQA terá vantagens e limitações. Índices amplamente utilizados, difundidos mundialmente, podem precisar de adaptações ao local, tornando-os mais específicos. Isso não os tornará livres de limitações, porém, as vantagens ressaltam quando se consideram as peculiaridades locais e o objetivo de sua aplicação (SOUZA, 2008).

2.3.3. Outros índices

Além dos IQAs outros índices são também utilizados para proporcionar uma indicação da qualidade do meio aquático. Alguns deles são: o índice de estado trófico (IET); índice de substâncias tóxicas e organolépticas (ISTO); o índice de qualidade da água para proteção da vida aquática e de comunidades aquáticas (IVA); índice da comunidade fitoplanctônica (ICF); índice de balneabilidade (IB). Esses índices contemplam fatores que não são levados em consideração no cálculo do IQA, buscando corrigir, de alguma forma, limitações do IQA, proporcionando valores que retratam a qualidade da água de forma mais ampla para uma dada finalidade (trofia, abastecimento, vida aquática, contato primário).

O IET tem por finalidade classificar corpos de água em diferentes graus de trofia, ou seja, possibilita uma avaliação na qualidade da água no que se refere ao seu enriquecimento com nutrientes e o possível crescimento excessivo das algas e/ou macrófitas aquáticas (MATOS, 2011b). Dos IETs propostos, os de uso mais comum no Brasil são o de Carlson (1977), a modificação proposta por Toledo Jr et al. (1983) e Toledo Jr (1990), e a modificação proposta por Lamparelli (2004). Para o cálculo deste tipo de índice os parâmetros de qualidade de água considerados são clorofila a, transparência (por meio do desaparecimento visual do disco de Secchi) e concentração de fósforo total.

O ISTO é o resultado do produto dos grupos de substâncias tóxicas e as que alteram a qualidade organoléptica da água. Os parâmetros que indicam a presença de substâncias tóxicas (teste de mutagenicidade, potencial de formação de trihalometanos, cádmio, chumbo, cromo total, mercúrio e níquel) e que afetam a qualidade organoléptica (fenóis, ferro, manganês, alumínio, cobre e zinco) são agrupados de maneira a fornecer o ISTO. Para cada parâmetro incluído no ISTO são estabelecidas curvas de qualidade, que atribuem ponderações variando de 0 a 1. Para o cálculo deste índice são obrigatórios os parâmetros alumínio dissolvido, ferro dissolvido, manganês e potencial de formação de trihalometanos. O ISTO é utilizado para determinar o índice de qualidade das águas brutas para fins de abastecimento público (IAP), que nada mais é que o produto da ponderação dos resultados atuais do IQA e do ISTO (CETESB, 2004).

O IVA tem o objetivo de avaliar a qualidade das águas para fins de proteção da fauna e flora em geral, diferentemente de um índice para avaliação da água para o

consumo humano e recreação de contato primário (CETESB, 2004). O IVA é considerado um indicador mais adequado da qualidade da água visando à proteção da vida aquática por incorporar, com ponderação mais significativa, parâmetros mais representativos, especialmente no que se refere à toxicidade para os organismos aquáticos e à eutrofização das águas (MATOS, 2011a).

Este índice leva em consideração a presença e concentração de contaminantes químicos tóxicos, seu efeito sobre os organismos aquáticos (toxicidade) e dois dos parâmetros considerados essenciais para a biota (pH e OD). Esses parâmetros são agrupados no índice de parâmetros mínimos para a preservação da vida aquática (IPMCA) – sendo os parâmetros do grupo de substâncias tóxicas (cobre, zinco, chumbo, cromo, mercúrio, níquel, cádmio, surfactantes e fenóis) e do grupo de parâmetros essenciais (OD, pH e toxicidade) – assim como também no IET – sendo os parâmetros concentração de clorofila a, transparência e concentração de fósforo total (CETESB, 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 (MATOS, 2011b).

O ICF foi elaborado pela CETESB, juntamente com o Instituto de Botânica e Universidade Federal de São Carlos, e teve como objetivo reavaliar o IQA, até então aplicado pela CETESB. O cálculo do ICF é feito priorizando os corpos hídricos lênticos (reservatórios), principalmente os utilizados para abastecimento público. Este índice utiliza da dominância dos grandes grupos que compõem o fitoplâncton, da densidade dos organismos e do IET, visando a classificação da qualidade da água em ótima, boa, regular e ruim (CETESB, 2004).

Por fim, o IB é um índice que visa avaliar a qualidade da água para fins de recreação de contato primário, sendo aplicado em praias de águas interiores, localizadas em rios e reservatórios. Foi desenvolvido pela CETESB com base nos dados obtidos do monitoramento bacteriológico semanal, no intuito de determinar de forma mais clara a tendência da qualidade das praias (CETESB, 2004).

Como visto, o índice desenvolvido por Brown et al. (1970) é um índice que trata da qualidade da água de forma geral. Abbasi e Abbasi (2012) citam outros índices que leva em consideração alguns usos específicos da água, como por exemplo, o índice desenvolvido por Walski e Parker, em 1974, que se baseia em informações empíricas sobre a adequação da qualidade da água para um uso específico, desenvolvido especificamente para águas utilizadas em atividades de

recreação, como natação e pesca. Segundo Abbasi e Abbasi (2012), os autores introduziram quatro categorias gerais de parâmetros, sendo eles: parâmetros que afetam a vida aquática (por exemplo, OD, pH e temperatura); parâmetros que afetam a saúde (por exemplo, coliformes); parâmetros que afetam o gosto e odor; e parâmetros que prejudiquem o aspecto da água (por exemplo, turbidez, cor e gordura).

Outro índice, também citado por Abbasi e Abbasi (2012), é o desenvolvido por Smith em 1990. Trata-se de um índice baseado na opinião de especialistas, bem como nos padrões de qualidade da água. O índice de Smith aborda quatro tipos de uso da água, tanto usos de contato como também uso sem contato, sendo eles: uso geral; uso de contato primário (natação); uso como abastecimento; e uso da vida aquático (desova de peixes) (ABBASI; ABBASI, 2012).

Abbasi e Abbasi (2012) também apresentam o índice de toxicidade aquática, proposto por Wepener e outros colaboradores, em 1992. Este índice foi desenvolvido para avaliar a saúde dos ecossistemas aquáticos. Para isso, foi utilizado como indicador de saúde os efeitos tóxicos que eram produzidos sobre os peixes por águas com diferentes qualidades. Além disso, foram empregados parâmetros físicos e químicos de qualidade da água sendo eles: pH, OD, turbidez, amônio, sais dissolvidos totais, fluoreto, potássio e ortofosfato.

Como se pode observar, são índices que incorporam parâmetros que retratam a qualidade da água de forma mais ampla, mostrando a preocupação em ter água de qualidade para manutenção e desenvolvimento do ecossistema e das atividades vivas.

2.4. Análise multivariada no aprimoramento do IQA

Embora os IQAs sejam úteis para quantificar a qualidade da água, técnicas estatísticas têm sido amplamente utilizadas para avaliar a qualidade da água e até mesmo para criar novos índices (GHOLIKANDI et al., 2012). Coletti et al. (2010) afirmam que para elaboração de um índice que melhor caracteriza a qualidade de uma fonte de água é imprescindível a utilização de técnicas estatísticas.

Sabino, Lage e Almeida (2014) afirmam que técnicas estatísticas convencionais não devem ser utilizadas em dados ambientais, visto que estes frequentemente apresentam valores censurados, perdidos ou discrepantes; além de as

amostras serem consideradas dependentes por terem componentes espaciais e temporais; e dificilmente estes dados seguem uma distribuição normal ou log-normal. Torna-se necessário, então, o uso de métodos estatísticos robustos a variações relacionadas às hipóteses dos modelos. O uso de tais métodos pode ser observado em diversos trabalhos que propõe índices alternativos de qualidade da água (e.g. Coletti et al. (2010), Moretto et al. (2012), Vieira et al. (2012), Bertossi et al. (2013), Al-Mutairi, Abahussain e El-Battay (2014); Lobato et al. (2015), Rocha, Andrade e Lopes (2015)).

Além disso, a qualidade da água é um fenômeno multivariado devido aos vários parâmetros existentes que são utilizados para caracterizar a qualidade de um corpo hídrico (LANDWEHR, 1979). Um desenvolvimento notável nos últimos anos tem sido a introdução da análise estatística multivariada para discernir os parâmetros importantes para a avaliação do IQA (LUMB; SHARMA; BIBEAULT, 2011).

Hair Jr et al. (2009) definiram a análise multivariada como sendo todas as técnicas estatísticas que simultaneamente analisam múltiplas medidas sobre indivíduos ou objetos sob investigação.

Com o crescimento contínuo em dados de qualidade da água, a seleção dos parâmetros de qualidade da água para o cálculo do IQA deve basear-se em métodos mais elaborados, tais como a análise estatística multivariada em vez de métodos subjetivos – por exemplo, o método de Delphi que tem sido utilizado em muitos estudos. A abordagem assim realizada melhoraria a robustez dos IQAs e, também, a credibilidade (LUMB; SHARMA; BIBEAULT, 2011).

Os trabalhos de formulação ou aprimoramento de índices aplicando técnicas estatísticas incluem análise de fatores, análise de componentes principais e análise de agrupamento (LANDWEHR, 1979; GHOLIKANDI et al., 2012; WHITTAKER et al., 2015).

A análise de componentes principais (ACP), análise fatorial (AF) e análise de *cluster* (AC) ou análise de agrupamento, são análises multivariadas que ajudam na interpretação das relações de dados complexos para entender melhor a qualidade da água e o estado ecológico dos sistemas estudados. Além disso, permitem a identificação de possíveis fatores que influenciam o ecossistema aquático e oferecem uma ferramenta valiosa para a gestão segura de água (GHOLIKANDI et al., 2012).

Então, uma abordagem mais detalhada destas três técnicas supracitadas será realizada a seguir.

2.4.1. Análise de componentes principais

A análise de componentes principais (ACP) é uma técnica da estatística multivariada que tem por objetivo a modelagem da estrutura de covariância das variáveis em estudo (FERREIRA, 2008). A técnica consiste em transformar um conjunto original de variáveis em outro conjunto de variáveis latentes – os componentes principais (CP) – que representam combinações lineares do grupo de variáveis originais (FERREIRA, 2008).

O objetivo geral da ACP consiste tanto em reduzir os dados quanto interpretá-los adequadamente. Uma análise das componentes principais frequentemente revela relações que não eram previamente consideradas e, assim, permitem interpretações que não iriam, de outro modo, aparecer (VALENTE et al., 2011).

Segundo Hair Jr et al. (2009) utiliza-se da análise de componentes principais quando o objetivo é resumir a maior parte da informação original (variância) a um número mínimo de fatores para fins de previsão.

Atualmente, um dos principais usos da ACP ocorre quando as variáveis são originárias de processos em que diversas características devem ser observadas ao mesmo tempo (VICINI; SOUZA, 2005), como é o caso dos parâmetros de qualidade da água. Nesse sentido, vários estudos de avaliação da qualidade da água foram realizados por meio da análise de componentes principais (LOBATO et al., 2015), sendo a técnica mais utilizada.

Um exemplo de aplicação desta técnica é o trabalho de Moretto et al. (2012), no qual utilizou da análise de componentes principais para proceder a calibração do IQA para a bacia do rio Pardo (Rio Grande do Sul). Estes autores utilizaram a análise de componentes principais para obter novos pesos para os parâmetros de qualidade da água, de forma a contemplar o real problema da bacia em estudo.

Outro trabalho que utilizou desta técnica multivariada foi o de Bertossi et al. (2013), que propuseram a avaliação da qualidade da água em microbacias com diferentes coberturas do solo, no Sul do Espírito Santo, por meio da proposta de um IQA adaptado utilizando a ACP. Os autores realizaram a análise física, química e biológica das águas. Então, para avaliar a importância de cada parâmetro e promover a eliminação daqueles que contribuíram pouco, em termos de variação espacial e sazonal, para a qualidade das águas estudadas, foi aplicada a análise de componentes principais (BERTOSSO et al., 2013).

Rocha, Andrade e Lopes (2015) também utilizaram da análise de componentes principais no aperfeiçoamento do IQA para classificar a adequação de um reservatório no nordeste do Brasil, com finalidade de abastecimento público.

2.4.2. Análise Fatorial

A AF, da mesma forma que a ACP, tem como principal objetivo descrever a variabilidade original, em termos de um número menor de variáveis aleatórias, denominadas fatores, que a princípio são desconhecidos (MINGOTI, 2005).

Segundo Hair Jr et al. (2009), a diferença entre a AF e a ACP consiste no fato de que ACP considera a variância total e deriva componentes que contêm pequenas proporções da variância única e, em alguns casos, variância de erro. Já a AF considera apenas a variância em comum, assumindo que tanto a variância de erro quanto a única não são de interesse na definição da estrutura das variáveis.

O que determinará entre a escolha de uma ou outra técnica se baseia no objetivo da pesquisa e no conhecimento dos dados (HAIR JR et al., 2009). A ACP é preferida quando o objetivo principal é a explicação das variâncias; já a AF comuns é mais utilizada quando o pesquisador tem interesse em explicar as covariâncias (FERREIRA, 2008).

A AF é utilizada prioritariamente para identificar fatores ou dimensões latentes (não medidas) que refletem o que as variáveis têm em comum. Já a ACP é utilizada quando o objetivo é resumir a maior parte da informação original (variância) a um número mínimo de componentes para fins de previsão (HAIR JR et al., 2009). Possivelmente seja por isso que a grande maioria dos trabalhos realizados no intuito de aprimorar o IQA seja aplicada a ACP. Isto porque a qualidade da água pode ser representada por meio de vários parâmetros de qualidade da água, então, há a necessidade da redução de informação para melhor entendimento.

Ainda assim, observa-se que alguns trabalhos aplicam a técnica de AF. Como, por exemplo, o trabalho de Lobato et al. (2015), no qual propuseram a construção de um IQA para a avaliação da qualidade da água do reservatório de uma hidrelétrica na região amazônica, levando em consideração as características específicas da região da Amazônia. Para isso, os autores utilizaram da AF com a

finalidade de selecionar os parâmetros de qualidade da água relevantes para a construção de ambos os índices.

2.4.3. Análise de *cluster*

Análise de agrupamentos, ou análise de conglomerados, classificação ou *cluster*, é uma técnica multivariada que tem como objetivo dividir os elementos da amostra em grupos, de forma que os elementos pertencentes a um mesmo grupo sejam similares entre si em relação às características que neles foram medidas, e os elementos pertencentes a grupos diferentes sejam heterogêneos em relação a estas mesmas características (MINGOTI, 2005). Os grupos não são pré-definidos, a técnica de análise de agrupamentos é utilizada para identificar os grupos (HAIR JR et al., 2009).

A AC geralmente envolve pelo menos três passos, sendo eles: a medida de alguma forma de similaridade ou associação entre as entidades para determinar quantos grupos realmente existem na amostra; o real processo de agrupamento, onde entidades são divididas em grupos; e, por fim, estabelecer o perfil das variáveis para determinar sua composição (HAIR JR et al., 2009).

Para reunir variáveis semelhantes, existem medidas para avaliar o quão semelhantes, ou diferentes são os objetos. Geralmente, costuma-se avaliar a semelhança em termos de distância entre pares de objetos. Assim, os objetos que possuem a menor distância entre si são mais semelhantes, um do outro, do que os objetos com a maior distância (VICINI; SOUZA, 2005).

Existem várias medidas de distância, tais como distância euclidiana, distância euclidiana quadrada (ou absoluta), distância de Mahalanobis. E para escolha de uma medida particular de distância é aconselhável usar essas diversas medidas e comparar os resultados com padrões teóricos ou conhecidos (HAIR JR et al., 2009).

Alguns estudos têm sido desenvolvidos utilizando-se desta técnica multivariada não para o aperfeiçoamento do IQA propriamente dito, mas de forma a auxiliar no monitoramento da qualidade da água – consequentemente aprimorando o IQA, pois facilita na obtenção dos dados de qualidade de água – analisando a variação espacial e temporal dos dados de qualidade de água e pontos de monitoramento com características semelhantes da qualidade da água.

Como exemplo, pode-se citar o trabalho de Vieira et al. (2012) que utilizaram ferramentas da estatística multivariada para a avaliação das variações espaciais e a interpretação dos dados de qualidade da água obtidos em um programa de monitoramento da bacia do rio Lis (Portugal). A análise de agrupamentos foi realizada para agrupar os pontos de monitoramento de acordo com as características de qualidade da água, de forma a otimizar o número de locais monitorados e, conseqüentemente, minimizando os custos de amostragem e análises (VIEIRA et al., 2012).

Neste mesmo sentido, Al-Mutairi, Abahussain e El-Battay (2014) também utilizaram a análise de agrupamento para reunir seis estações de monitoramento, por meio de dados de IQA. Utilizando tal análise, estes autores verificaram que há possibilidade de seis estações de monitoramento serem reduzidas a duas estações, e o monitoramento continuar sendo representativo do todo.

2.5. Referências

ABBASI, T.; ABBASI, S. A. **Water quality indices**. Amsterdam: Elsevier, 2012.

AKKOYUNLU, A.; AKINER, M. E. Pollution evaluation in streams using water quality indices: A case study from Turkey's Sapanca Lake Basin. **Ecological Indicators**, v. 18, p. 501–511, 2012.

AL-MUTAIRI, N.; ABAHUSSAIN, A.; EL-BATTAY, A. Spatial and temporal characterizations of water quality in Kuwait Bay. **Marine pollution bulletin**, v. 83, n. 1, p. 127–131, 2014.

ALVES, M. T. R.; TERESA, F. B.; NABOUT, J. C. A global scientific literature of research on water quality indices: trends, biases and future directions. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, n. 3, p. 245–253, 2014.

ANA – Agência Nacional de Águas. **Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil**. Brasília: TDA Desenho & Arte Ltda, 2005.

ANA – Agência Nacional de Águas. **Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil 2012**. Brasília: ANA, 2012.

ANA – Agência Nacional de Águas. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: 2013**. Brasília: ANA, 2013.

APHA [American Public Health Association]; AWWA [American Water Works Association]; WEF [Water Environment Federation]. Standard methods for the examination of water and wastewater. **American Public Health Association (APHA): Washington, DC, USA**, n. 22, 2012.

BAKAN, G. et al. Integrated environmental quality assessment of the Kızılırmak River and its coastal environment. **Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 10, n. 4, p. 453–462, 2010.

BERTOSSI, A. P. A. et al. Qualidade da água em microbacias hidrográficas com diferentes coberturas do solo no sul do Espírito Santo. **Revista Árvore**, v. 37, n. 1, p. 107–117, 2013.

BROWN, R. et al. **Validating the WQI**. . In: THE PAPER PRESENTED AT NATIONAL MEETING OF AMERICAN SOCIETY OF CIVIL ENGINEERS ON WATER RESOURCES ENGINEERING, WASHINGTON, DC. 1973

BROWN, R. M. et al. A water quality index - Do we dare? **WATER & SEWAGE WORKS**, v. 117, n. 10, p. 339–343, 1970.

BUENO, L. F.; GALBIATTI, J. A.; BORGES, M. J. Monitoramento de variáveis de qualidade da água do Horto Ouro Verde-Conchal-SP. **Engenharia Agrícola**, v. 25, n. 3, p. 742–748, 2005.

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

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2003/CETESB**. São Paulo: CETESB, 2004.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **IQA – Índice de Qualidade das Águas**, 2015. Disponível em: <<http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/02.pdf>>. Acesso em: 25 ago. 2015

COLETTI, C. et al. Water quality index using multivariate factorial analysis. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 5, p. 517–522, 2010.

CPRH – Agência Estadual de Meio Ambiente. **Seleção de índices e indicadores de qualidade da água**, 2015. Disponível em: <<http://www.cprh.pe.gov.br/downloads/pnma2/qualidade-agua/selecaoIndiceIndicadores.pdf>>. Acesso em: 26 jul. 2015

FERREIRA, D. F. **Estatística multivariada**. 1. ed. Lavras: Editora UFLA, 2008.

GHOLIKANDI, G. B. et al. Assessment of surface water resources quality in Tehran province, Iran. **Desalination and Water Treatment**, v. 37, n. 1–3, p. 8–20, 2012.

GOHER, M. E. et al. Evaluation of surface water quality and heavy metal indices of Ismailia Canal, Nile River, Egypt. **The Egyptian Journal of Aquatic Research**, v. 40, n. 3, p. 225–233, 2014.

HAIR JR, J. F. et al. **Análise multivariada de dados**. 6. ed. Porto Alegre: Bookman Editora, 2009.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Atlas de Saneamento 2011**. Rio de Janeiro: IBGE, 2011.

JERÔNIMO, C. E. DE M.; SOUZA, F. R. S. Determinação do índice de qualidade da água da lagoa de Extremoz-RN: série temporal e correlação a índices pluviométricos. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 10, n. 10, p. 2219–2232, 2013.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 6. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2011.

KANNEL, P. R. et al. Application of Water Quality Indices and Dissolved Oxygen as Indicators for River Water Classification and Urban Impact Assessment. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 132, n. 1, p. 93–110, 2007.

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

LANDWEHR, J. M. A statistical view of a class of water quality indices. **Water Resources Research**, v. 15, n. 2, p. 460–468, 1979.

LOBATO, T. et al. Construction of a novel water quality index and quality indicator for reservoir water quality evaluation: A case study in the Amazon region. **Journal of hydrology**, v. 522, p. 674–683, 2015.

LOPES, F. W. DE A. **Avaliação da qualidade das águas e condições de balneabilidade na bacia do Ribeirão de Carrancas-MG.** Dissertação (Mestrado)—Lavras: Universidade Federal de Lavras, 2007.

LUMB, A.; SHARMA, T.; BIBEAULT, J.-F. A review of genesis and evolution of water quality index (WQI) and some future directions. **Water Quality, Exposure and Health**, v. 3, n. 1, p. 11–24, 2011.

MATOS, A. T. DE. **Tratamento e Disposição Final de Águas Residuárias e Resíduos Sólidos.** Viçosa: Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, 2011a.

MATOS, A. T. DE. **Qualidade do meio físico ambiental.** Viçosa: Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, 2011b.

MATOS, A. T. DE. **Práticas de Poluição Ambiental.** Viçosa: Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, 2004.

MATOS, A. T. DE. **Qualidade do Meio Físico Ambiental: Práticas de Laboratório.** 1. ed. Viçosa: UFV, 2012.

MENEZES, J. M.; SILVA JUNIOR, G. C. DA; PRADO, R. B. Índice de Qualidade de Água (IQACCME) Aplicado à Avaliação de Aquíferos do Estado do Rio de Janeiro. **Águas Subterrâneas**, v. 27, n. 2, p. 79–92, 2013.

MINGOTI, S. A. **Análise de dados através de métodos de estatística multivariada: uma abordagem aplicada.** Belo Horizonte: Editora UFMG, 2005.

MORETTO, D. L. et al. Calibration of water quality index (WQI) based on Resolution nº 357/2005 of the Environment National Council (CONAMA). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 1, p. 29–42, 2012.

NAVEEDULLAH, N. et al. Water Quality Characterization of the Siling Reservoir (Zhejiang, China) Using Water Quality Index. **CLEAN–Soil, Air, Water**, v. 44, n. 5, p. 553–562, 2016.

ORAM, B. **Monitoring the Quality of Surface Waters - Calculating NSF Water Quality Index (WQI)**. Disponível em: <<http://www.water-research.net/index.php/water-treatment/water-monitoring/monitoring-the-quality-of-surfacewaters>>. Acesso em: 27 ago. 2015.

PESCE, S. F.; WUNDERLIN, D. A. Use of water quality indices to verify the impact of Córdoba City (Argentina) on Suquía River. **Water Research**, v. 34, n. 11, p. 2915–2926, 2000.

PINTO, L. C. **Índice de qualidade de água com base na normalização dos dados e análise de componentes principais**. Dissertação (Mestrado)—Lavras: Universidade Federal de Lavras, 2011.

ROCHA, F. C.; ANDRADE, E. M.; LOPES, F. B. Water quality index calculated from biological, physical and chemical attributes. **Environmental monitoring and assessment**, v. 187, n. 1, p. 1–15, 2015.

SABINO, C. V. S.; LAGE, L. V.; ALMEIDA, K. C. DE B. Uso de métodos estatísticos robustos na análise ambiental. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 19, n. spe, p. 87–94, 2014.

SÁNCHEZ, E. et al. Use of the water quality index and dissolved oxygen deficit as simple indicators of watersheds pollution. **Ecological Indicators**, v. 7, n. 2, p. 315–328, 2007.

SANTOS, J. S. DOS; BARACUHY, J. G.; LIMA, V. L. DE. Aspectos legais da cobrança de água no Brasil. **Revista Educação Agrícola Superior**, v. 25, n. 2, p. 74–78, 2010.

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2015**. Brasília: SNSA/MCIDADES, 2017.

SOUZA, M. E. T. A. DE. **Proposição de um índice de qualidade da água bruta afluyente a estações convencionais de tratamento de água**. Dissertação (Mestrado)—Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 2008.

SRIVASTAVA, G.; KUMAR, P. Water quality index with missing parameters. **International Journal of research in Engineering and Technology**, v. 2, n. 4, p. 609–614, 2013.

TOLEDO JR, A. P. et al. **A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais**. . In: 26° CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Camboriú - SC: 1983

TOLEDO JR, A. P. Informe preliminar sobre os estudos para a obtenção de um índice para a avaliação do estado trófico de reservatórios de regiões quentes tropicais. **São Paulo: CETESB**, p. 12, 1990.

TYAGI, S. et al. Water quality assessment in terms of water quality index. **American Journal of Water Resources**, v. 1, n. 3, p. 34–38, 2013.

VALENTE, M. D. R. et al. Modelo de predição para o volume total de quaruba (*Vochysia inundata ducke*) via análise de fatores e regressão. **Revista árvore**, v. 35, n. 2, p. 307–317, 2011.

VICINI, L.; SOUZA, A. M. **Análise multivariada da teoria à prática**. Santa Maria: UFSM, CCNE, 2005.

VIEIRA, J. S. et al. Surface water quality assessment of Lis river using multivariate statistical methods. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 223, n. 9, p. 5549–5561, 2012.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. 1. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2007.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014.

WHITTAKER, G. et al. Application of index number theory to the construction of a water quality index: aggregated nutrient loadings related to the areal extent of hypoxia in the northern Gulf of Mexico. **Ecological Indicators**, v. 49, p. 162–168, 2015.

YAN, J.; LIU, J.; MA, M. In situ variations and relationships of water quality index with periphyton function and diversity metrics in Baiyangdian Lake of China. **Ecotoxicology**, v. 23, n. 4, p. 495–505, 2014.

3. ESTIMATIVA DA CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS SUSPENSOS A PARTIR DA TURBIDEZ NAS ÁGUAS DA BACIA DO RIO DOCE

RESUMO

A presença de sólidos suspensos (SS) nas águas altera as propriedades ópticas da mesma, podendo acarretar impactos ambientais. A quantificação da concentração desses sólidos pode não ser uma prática tão fácil, devido à demanda por tempo e/ou equipamentos, ou por causa de falhas nos testes. Faz-se necessário, então, o desenvolvimento de métodos simples, práticos e de custo reduzido. Sabendo da existência de uma relação direta entre a concentração de sólidos suspensos totais (SST) e a turbidez nas águas e que a análise da turbidez é feita de forma mais rápida e menos dispendiosa, objetivou-se com este trabalho obter modelo(s) matemático(s) para estimativa da concentração de SST a partir dos valores de turbidez, para águas da bacia do rio Doce. Para tal, fez-se o levantamento da base de dados de qualidade da água superficial disponibilizada no “Portal InfoHidro” pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM). Procedeu-se o pré-tratamento dos dados para os valores censurados, perdidos e os valores discrepantes; para este último utilizou-se a técnica do *boxplot* ajustado. Curvas foram ajustadas para os períodos de cheia e seca para as unidades do rio Piranga e do rio Piracicaba. Posteriormente, verificou-se a possibilidade de uma curva única para ambos os períodos e ambas as unidades por meio da técnica das variáveis *dummy*. Com os resultados, observou-se que a técnica do *boxplot* ajustado mostrou-se útil para dados ambientais que dificilmente seguem uma distribuição normal ou log-normal. Obtiveram-se relações lineares com valores de R^2 maiores que 0,6, para SST em função da turbidez da água, com exceção do período seco da unidade do rio Piracicaba. Não foi possível o desenvolvimento de um modelo único para os períodos de cheia e seca, nem mesmo para as unidades dos rios Piranga e Piracicaba. Os modelos gerados apresentaram bons ajustes, podendo ser utilizados para prever a concentração de SST em função da turbidez. Contudo, as condições de cada bacia, em cada período do ano, proporcionaram particularidades na qualidade da água que se refletiram nos modelos de predição; não sendo possível, então, o ajuste de um modelo único.

Palavras-chave: técnicas robustas, *boxplot* ajustado, variáveis *dummy*.

ESTIMATION OF THE CONCENTRATION OF SUSPENDED SOLIDS BASED ON TURBIDITY ON THE DOCE RIVER BASIN WATERS

ABSTRACT

The presence of suspended solids (SS) in the waters alters its optical properties and may lead to environmental impacts. However, quantifying the concentration of these solids may not be so easy, due to time and/or equipment requirements, in addition to method or test failures. Thus, it is necessary to develop simple, practical, and cost-effective methods. By acknowledging the existence of a direct relationship between the concentration of total suspended solids (TSS) and the turbidity in the waters, as well as that the analysis of the turbidity can be performed faster and less expensive, this work aimed to obtain mathematical model(s) to estimate the concentration of TSS from the turbidity values for waters of the Doce river basin. To do so, a survey of the surface water quality database made available through the "Portal InfoHidro" by the Minas Gerais Institute of Water Management (IGAM) was performed. The data were pre-treated for the censored, lost, and discrepant values. For the latter, the adjusted boxplot technique was used. Curves were adjusted for the flood and dry periods for the information from the Piranga and Piracicaba river. Subsequently, the possibility of a single curve for both periods and both units was verified using the dummy variable technique. Reviewing these results, it was observed that the adjusted boxplot technique proved to be useful for environmental data that were difficult to follow with a normal or log-normal distribution. Linear relationships with R^2 values greater than 0.6 were obtained for TSS as a function of water turbidity, except for the dry period of the Piracicaba river unit. It was not possible to develop a single model for the flood and drought periods, neither for the Piranga and Piracicaba rivers. The generated models presented good adjustments, being able to be used to predict the concentration of TSS as a function of turbidity. However, the conditions of each basin in each period of the year provided particularities in water quality that were reflected in the prediction models, and therefore, it is not possible to adjust a single model.

Keywords: robust techniques, adjusted boxplot, dummy variables.

3.1. INTRODUÇÃO

A água não se apresenta no ambiente na forma puramente molecular (H_2O), devido às suas propriedades de solvente e à sua capacidade de transportar partículas. Nela estão presentes compostos de origem natural e antropogênica (VON SPERLING, 2014), tais como sais, metais, microrganismos, matéria orgânica, entre outros. Estes constituintes são responsáveis pela caracterização da qualidade da mesma (VON SPERLING, 2014), sendo assim, os responsáveis pela sua classificação de acordo com a nobreza de seu uso.

Neste sentido, um parâmetro importante para a análise da qualidade da água é a concentração de sólidos suspensos totais (SST); pois, tais tipos de sólidos são bons indicadores da degradação física e estética da qualidade das águas superficiais, sendo, também, bom indicador da presença de outros poluentes (PACKMAN; COMINGS; BOOTH, 1999; HANNOUCHE et al., 2011; KUSARI; AHMEDI, 2013; RÜGNER et al., 2013).

A redução na atividade fotossintética, devido ao impedimento da passagem de raios solares, o transporte de poluentes como o fósforo, mercúrio e compostos orgânicos hidrofóbicos estão associados a elevadas concentrações de SST nas águas (PACKMAN; COMINGS; BOOTH, 1999; RÜGNER et al., 2013).

Os SST também podem provocar a depleção de oxigênio dissolvido (OD) devido ao aumento da temperatura da água superficial, ocasionado pela maior absorção de energia solar por tais sólidos (KANNEL et al., 2007; NAVEEDULLAH et al., 2016). Grande quantidade de sólidos em suspensão (SS) pode afetar a procriação de peixes e invertebrados, devido à obstrução do habitat de reprodução (KANNEL et al., 2007; NAVEEDULLAH et al., 2016). Além disso, os SS podem servir de abrigo para microrganismos patogênicos, podendo estar associados à contaminação bacteriológica (BAKAN et al., 2010).

Como se pode notar, a presença de sólidos suspensos nas águas causa uma série de prejuízos ao meio aquático. O monitoramento periódico da qualidade das águas faz-se, então, de suma importância, embora não se trate de prática fácil (GOHER et al., 2014). A quantificação da concentração de SST na água pode não ser uma tarefa tão simples, devido à demanda por tempo e/ou equipamentos, ou por causa de falhas no teste. Torna-se necessário, então, o desenvolvimento de métodos

simples, práticos e de custo reduzido para a boa gestão dos recursos hídricos, de forma a garantir os seus usos múltiplos.

Seguindo esta linha de raciocínio, outro parâmetro que pode dar indicativos da concentração de SST é a turbidez, que é de fácil mensuração, isto porque o principal fator responsável pela turbidez são os SS (GILVEAR; PETTS, 1985; GRAYSON et al., 1996; HANNOUCHE et al., 2011).

A turbidez é quantificada pelo método nefelométrico, que se baseia na comparação da intensidade de luz espalhada pela amostra em condições definidas, com a intensidade da luz espalhada por uma suspensão considerada padrão. Assim, quanto maior a intensidade da luz espalhada, maior será a turbidez na amostra em análise (APHA; AWWA; WEF, 2012). O equipamento utilizado para a leitura é o turbidímetro, que é constituído de um nefelômetro, sendo a turbidez expressa em unidades nefelométricas de turbidez (NTU). Nas sondas de monitoramento *in situ*, o sensor é constituído de um turbidímetro nefelométrico infravermelho.

Houve tentativas anteriores de utilizar a medida de turbidez para estimar a concentração de SST (e.g. Suk, Guo e Psuty (1998), Hannouche et al. (2011), Kusari e Ahmedi (2013)), porém, não existe uma relação universal entre turbidez e SST. Faz-se necessário, então, o desenvolvimento de relações específicas em cada local (KUSARI; AHMEDI, 2013).

Sabendo da existência de uma relação direta entre a concentração de sólidos suspensos presentes na água e sua turbidez e que a análise da turbidez se processa de forma mais rápida e com menor custo, este trabalho teve por objetivo a obtenção de modelos para estimar a concentração de SST por meio dos dados de turbidez, em águas de duas importantes sub-bacias do rio Doce, sendo elas a do rio Piranga e a do rio Piracicaba.

3.2. MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1. Área de estudo

A bacia hidrográfica do rio Doce é localizada na região Sudeste, entre os paralelos 17°45' e 21°15' S e os meridianos 39°30' e 43°45' O, se dividindo entre os estados de Minas Gerais (86% da área de drenagem) e Espírito Santo (CONSÓRCIO ECOPLAN LUME, 2010). Com população de 3,5 milhões de habitantes (AMORIM et al., 2011), abrangência de 230 municípios e área de drenagem de aproximadamente 86.715 km², esta bacia integra a região hidrográfica do Atlântico Sudeste (CONSÓRCIO ECOPLAN LUME, 2010).

Suas nascentes são localizadas no estado de Minas Gerais, nas serras da Mantiqueira e do Espinhaço. Suas águas são drenadas até o povoado de Regência, no estado do Espírito Santo, onde deságuam no oceano Atlântico (Figura 3.1). Nesta bacia existem dois rios de dominialidade federal, sendo eles o rio Doce e o rio José Pedro, afluente do rio Manhuaçu (CONSÓRCIO ECOPLAN LUME, 2010).

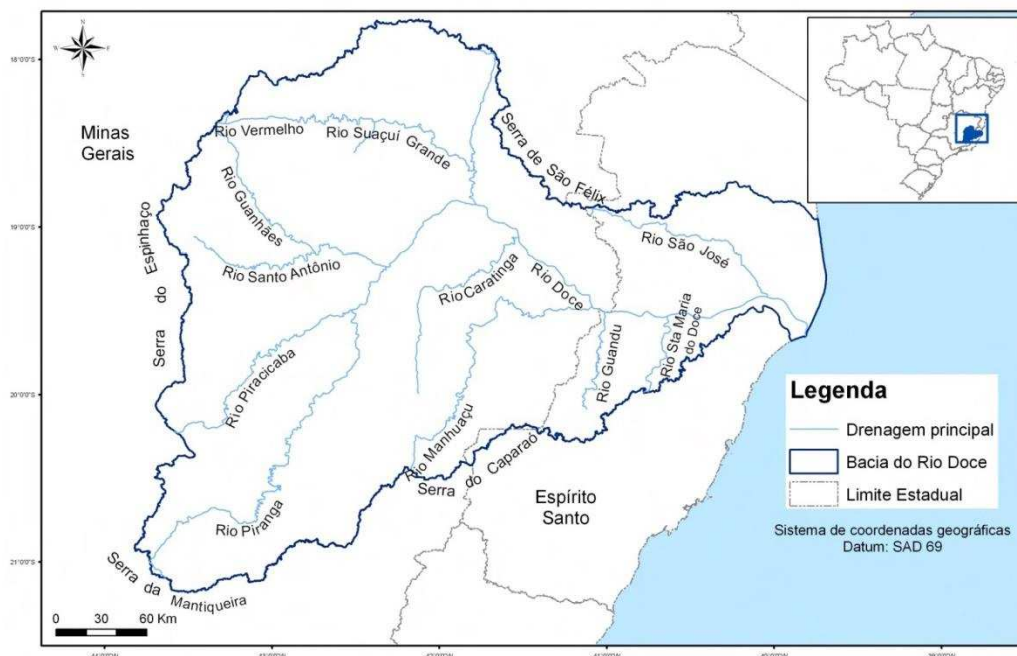


Figura 3.1. Mapa da bacia hidrográfica do rio Doce.
Adaptado de CONSÓRCIO ECOPLAN LUME (2010)

A bacia do rio Doce foi escolhida em virtude de sua grande importância socioeconômica e política, por se tratar de uma bacia com intensa atividade econômica e ocupação populacional.

No estado de Minas Gerais, a bacia do rio Doce é dividida em seis Unidades de Planejamento e Gestão dos Recursos Hídricos (UPGRHs): Comitê de Bacia Hidrográfica do rio Piranga (DO1); Comitê de Bacia Hidrográfica do rio Piracicaba (DO2); Comitê de Bacia Hidrográfica do rio Santo Antônio (DO3); Comitê de Bacia Hidrográfica do rio Suaçuí (DO4); Comitê de Bacia Hidrográfica do rio Caratinga (DO5); e Comitê de Bacia Hidrográfica do rio Manhuaçu (DO6) (CONSÓRCIO ECOPLAN LUME, 2010).

Com a finalidade de comparar UPGRHs da bacia do rio Doce, com distintas atividades predominantes, a UPGRH do rio Piracicaba e a UPGRH do rio Piranga, foram escolhidas para serem estudadas. A primeira com predominante atividade industrial; e a segunda com predominante atividade agrária.

3.2.2. Características dos dados

Para a obtenção de modelos de estimativa da concentração de SST a partir dos dados de turbidez, foi feito o levantamento da base de dados de qualidade da água superficial disponibilizada no “Portal InfoHidro” pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), que monitora a qualidade das águas superficiais e subterrâneas de Minas Gerais desde 1997 – conhecido como “Projeto Águas de Minas” – gerando dados indispensáveis ao gerenciamento correto dos recursos hídricos.

Atualmente, o IGAM possui em sua rede de monitoramento qualitativo sessenta e quatro (64) estações de amostragem localizadas na bacia do rio Doce; sendo que 15 destas estações estão localizadas na UPGRH do rio Piranga, e 13 na UPGRH do rio Piracicaba, ou seja, 44% das estações da bacia estão nessas importantes UPGRHs.

Para avaliar a qualidade das águas, são analisados 56 parâmetros de qualidade da água, dentre elas estão a turbidez e a concentração de SST. As coletas de amostras e as respectivas análises são realizadas pelo Serviço Nacional de Aprendizagem Industrial – Unidade Centro Tecnológico de Minas Gerais (SENAI – CETEC).

A frequência das análises variou entre semestral, quadrimestral, trimensal e mensal. Ao todo, tem-se 3062 coletas realizadas em toda bacia do rio Doce, entre os anos 1997 e 2014. Destas coletas, 793 foram realizadas na UPGRH do rio Piranga, e 688 na UPGRH do rio Piracicaba (48% do total).

3.2.3. Pré-tratamento dos dados

Geralmente dados ambientais apresentam valores censurados, perdidos, além de valores discrepantes (*outliers*) (SABINO; LAGE; ALMEIDA, 2014). Para evitar quaisquer problemas que estes tipos de valores possam causar nas análises estatísticas, o banco de dados deve ser tratado.

Assim, neste trabalho, a metodologia apresentada por Sabino, Lage e Almeida (2014) foi utilizada para tratar os valores censurados. De acordo com esta metodologia, os valores que se encontram abaixo do limite mínimo de detecção são substituídos pela metade do limite mínimo de detecção; já os valores que se encontram acima do valor máximo mensurado pelo órgão responsável são mantidos.

No caso dos dados perdidos, a amostra que não apresentasse um dos dois parâmetros estudados, ou não apresentasse nenhum dos dois parâmetros, foi excluída, pois, como neste trabalho procurou-se encontrar uma relação entre SST e turbidez, se um dos parâmetros (ou os dois parâmetros) não for mensurado, não há um par para contabilizar nos modelos de regressão a serem ajustados.

Para a investigação e posterior eliminação dos *outliers*, foi utilizado o método do *boxplot* ajustado, proposto por Vandervieren e Hubert (2004).

3.2.4. Análises estatísticas

Após o pré-tratamento dos dados, modelos de regressão lineares foram ajustados para as duas UPGRHs: Piranga e Piracicaba. Nos modelos ajustados foram considerados o regime pluviométrico das unidades, isto é, foram ajustados modelos de regressão linear simples para o período chuvoso – que, segundo CONSÓRCIO ECOPLAN LUME (2010), se estende de outubro a março – e para o período seco – que se estende de abril a setembro (CONSÓRCIO ECOPLAN LUME, 2010).

De posse dos modelos devidamente ajustados, buscou-se verificar a igualdade dos modelos de regressão cheia/seca e Piranga/Piracicaba. Isto é, avaliar entre as equações se os parâmetros estimados são estatisticamente iguais, com o intuito de se obter uma única equação. Segundo Regazzi e Silva (2010), trata-se de uma prática muito frequente em análise de regressão. Para tal, foi empregado o método das variáveis *dummy*.

O método das variáveis *dummy*, juntamente com o método da identidade de modelos, são os mais relevantes para comparações entre equações de regressões lineares (MAGALHÃES; ANDRADE, 2009). Os métodos apresentam resultados bem semelhantes; porém, com as variáveis *dummy* tem-se menor probabilidade de ocorrência de Erro Tipo I e de Erro Tipo II (MAGALHÃES; ANDRADE, 2009); por isso, neste estudo optou-se por utilizá-lo.

Este método consiste na inclusão de variáveis binárias aditivas e multiplicativas, as variáveis *dummy*, que assumem valores 0 e 1. Então, novos modelos, incluindo essas variáveis, são ajustados da seguinte forma (Equação 3.1) (MAGALHÃES; ANDRADE, 2009):

$$Y_i = \beta_0 + \beta_1 D + \beta_2 X_i + \beta_3 (DX_i) + \varepsilon_i \quad (\text{Equação 3.1})$$

$i = 1, \dots, (n_1 + n_2)$

Em que,

$D = 1$ para as observações de um primeiro conjunto (com n_1 observações);

$D = 0$ para as observações de um segundo conjunto (com n_2 observações).

Ajustados os novos modelos, seus coeficientes são testados (teste t de Student) e, então, interpretam-se os resultados.

Pela Equação 3.1, observa-se que β_1 e β_3 são diferenças de interceptos e inclinações, respectivamente. Assim, se β_1 é significativo, entende-se que os modelos originais não apresentam um intercepto comum; se β_1 é não significativo, β_0 representa o intercepto comum para os modelos originais. Por outro lado, se β_3 é significativo, quer dizer que os modelos originais não apresentam um coeficiente angular comum; se β_3 é não significativo, β_2 representa o coeficiente angular comum para os modelos originais (MAGALHÃES; ANDRADE, 2009).

3.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.3.1. Pré-tratamento dos dados

Neste trabalho, ajustou-se um modelo de regressão linear. Então, para se obterem resultados mais confiáveis, foi investigada a existência de *outliers*, que poderiam afetar os resultados finais da análise estatística.

Inicialmente, utilizou-se o método do *boxplot* (aqui será denominado de *boxplot* original); porém, observou-se que uma grande quantidade dos valores se enquadraram como sendo discrepante (aproximadamente 15% dos valores); que, caso fossem eliminados das análises, poderiam comprometer a veracidade dos resultados.

O método *boxplot* original, que se trata das “cercas de Tukey” (R CORE TEAM, 2016), assume por pressuposto que os dados sigam distribuição normal. Realizando testes de aderência às distribuições tipo normal e log-normal – Anderson–Darling, Kolmogorov–Smirnov, Shapiro–Wilk e Ryan–Joiner – observou-se que não houve aderência às curvas de distribuição analisadas (p -valor $\leq 0,05$) nos dados de nenhuma das UPGRHs. Vandervieren e Hubert (2004) explicam que, quando se usam métodos convencionais na análise de dados distorcidos (abnormais), geralmente muitos pontos são classificados como *outliers*, pois os valores de corte são derivados da distribuição normal.

Como dados ambientais dificilmente seguem uma distribuição normal ou log-normal (SABINO; LAGE; ALMEIDA, 2014) – o que foi confirmado para os dados em análise – para proceder à análise da existência de *outliers*, optou-se, então, pelo método proposto por Vandervieren e Hubert (2004).

Estes autores propuseram um *boxplot* ajustado, que possui limites inferior e superior mais robustos a variações relacionadas à normalidade e que aderem a todas as distribuições (LYRA, 2014). Para a construção do intervalo de tolerância do método do *boxplot* ajustado, uma medida de assimetria robusta a variações da normalidade dos dados é levada em consideração (VANDERVIEREN; HUBERT, 2004). Na Figura 3.2 pode-se observar a diferença entre os intervalos de tolerância entre o *boxplot* original e o *boxplot* ajustado para a UPGRH do rio Piranga.

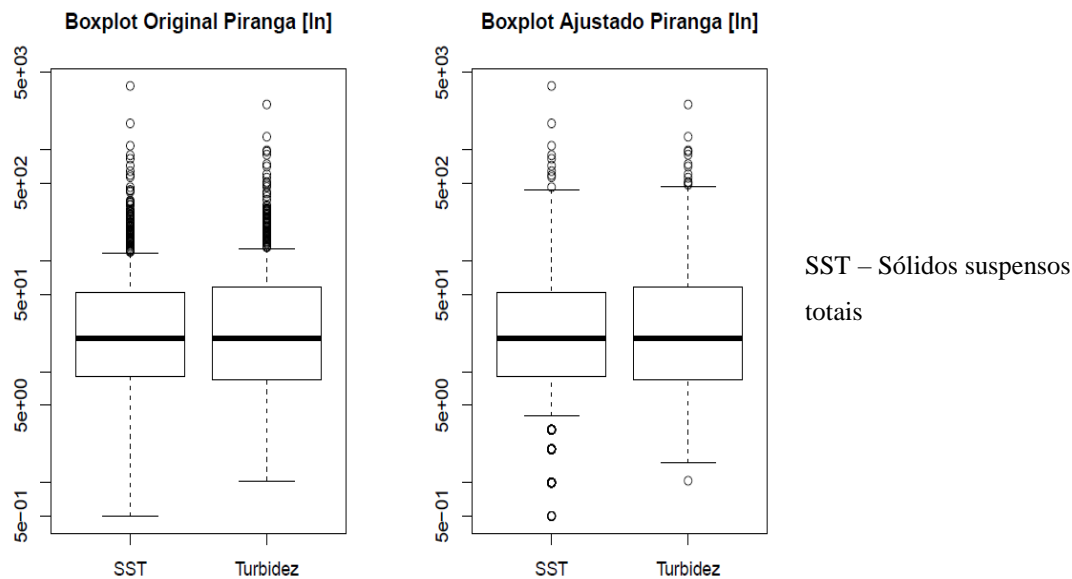


Figura 3.2. Comparação do método do *boxplot* ajustado e *boxplot* original para investigação da existência de *outliers* dos valores de SST e turbidez para a UPGRH do rio Piranga.

*A representação dos dados na forma de logaritmo natural foi feita para melhor visualização dos limites.

Utilizando o *boxplot* ajustado, a quantidade dos valores mantidos na distribuição é maior (aproximadamente 8% dos dados foram censurados).

Então, como proposto, os dados de turbidez e SST do banco de dados foram tratados. Após a eliminação dos valores perdidos e, posterior eliminação dos *outliers*, das 3066 coletas realizadas em toda bacia do rio Doce, entre os anos 1997 e 2014, restaram 2721. Das 793 coletas realizadas na UPGRH do rio Piranga, restaram 730; e das 688 coletas realizadas na UPGRH do rio Piracicaba, restaram 613. Isto quer dizer que, para as análises estatísticas ainda se tem, aproximadamente, 88% do total de coletas iniciais.

3.3.2. Ajuste de modelos de regressão

Procedendo-se a análise de variância (ANOVA), considerando o modelo de regressão linear simples, pode-se observar que, a turbidez tem relação linear significativa com a concentração de SST, em todos os modelos ajustados ($p\text{-valor} \leq 0,01$). Outros autores, também estudando a relação entre estes dois parâmetros em cursos hídricos, encontraram uma relação linear entre eles (e.g. Suk, Guo e Psuty

(1998), Daphne, Utomo e Kenneth (2011), Rügner et al. (2013)). Pavanelli e Bigi (2005), utilizando amostras preparadas em laboratório com concentrações específicas de sólidos, também constataram relação linear entre essas variáveis. Já Bhargava e Mariam (1990) observaram tanto uma relação linear quanto curvilínea; porém, estes autores estudaram a relação entre a turbidez e o conteúdo de SST em suspensões de 4 tipos diferentes de solos. A diferença entre das relações para cada tipo de suspensão de solo se deve, principalmente, a variações nas características espectrais de cada material estudado (BHARGAVA; MARIAM, 1990).

Nas Tabelas 3.1 e 3.2, estão apresentadas as estimativas dos coeficientes de regressão para os períodos chuvosos e secos das duas UPGRHs, Piranga e Piracicaba.

Tabela 3.1. Coeficientes de regressão do modelo linear simples para a concentração de SST em função da turbidez na UPGRH do Piranga, para os períodos chuvoso e seco

	<i>Fatores</i>	<i>Coefficiente de regressão</i>	<i>Desvio padrão</i>	<i>Estat. t</i>	<i>p-valor</i>
Chuvoso	Intercepto	9,99	2,47	4,04	<0,001
	Turbidez	0,86	0,02	30,71	<0,001
Seco	Intercepto	4,36	0,88	4,98	<0,001
	Turbidez	0,79	0,02	46,20	<0,001

Tabela 3.2. Coeficientes de regressão do modelo linear simples para a concentração de SST em função da turbidez na UPGRH do Piracicaba, para os períodos chuvoso e seco

	<i>Fatores</i>	<i>Coefficiente de regressão</i>	<i>Desvio padrão</i>	<i>Estat. t</i>	<i>p-valor</i>
Chuvoso	Intercepto	10,18	2,27	4,49	<0,001
	Turbidez	0,64	0,03	25,26	<0,001
Seco	Intercepto	4,58	1,21	3,77	<0,001
	Turbidez	0,56	0,03	19,00	<0,001

Os coeficientes de ajuste foram significativos ($p\text{-valor} \leq 0,01$) para todos os modelos ajustados (Tabelas 3.1 e 3.2). Nota-se, também, que, no intervalo da análise, aumento na turbidez reflete em aumento na concentração de SST, fato também evidenciado pelos autores supracitados.

Segundo Rügner et al. (2013), na literatura tem sido relatado frequentemente coeficientes angulares entre 1 e 2, porém, estes mesmos autores apresentam outros trabalhos que obtiveram coeficientes angulares entre 0,75 a 3,3. Suk, Guo e Psuty

(1998), monitorando a concentração de SST e de turbidez em um rio em 25 períodos de tempo diferentes, observaram coeficientes angulares entre 0,2 a 2,8. Então, os coeficientes obtidos no presente trabalho são comparáveis aos valores encontrados na literatura.

Constatou-se em algumas amostras que, embora o valor da turbidez fosse elevado, o valor da concentração de SST foi baixo, como pode ser observado nos gráficos da Figura 3.3.

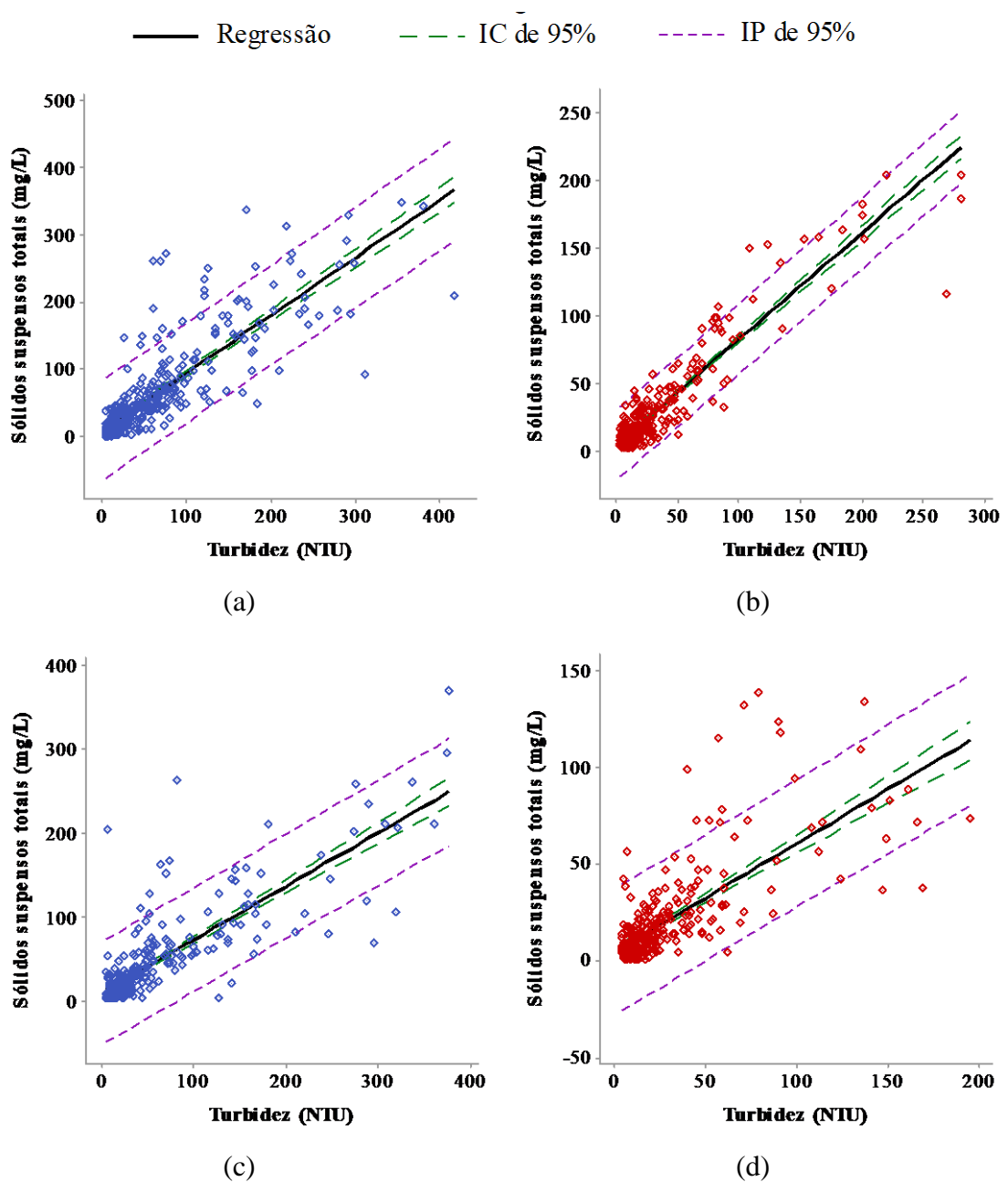


Figura 3.3. Gráficos de dispersão da turbidez em amostras de água coletadas na UPGRH do rio Piranga, nos períodos de cheia (a) e seca (b); e na UPGRH do rio Piracicaba, nos períodos de cheia (c) e seca (d).
IC – Intervalo de confiança / IP – Intervalo de predição

Este fato pode ser consequência de uma elevada concentração de sólidos coloidais (água barrenta), nas amostras coletadas. Estes sólidos podem ser contabilizados na turbidez em algum momento de turbulência da água; porém, não são considerados na concentração de SST, já que para isso os sólidos devem apresentar tamanho entre $10^0\mu\text{m}$ a $10^3\mu\text{m}$ (VON SPERLING, 2014), e os sólidos coloidais se encontram na faixa de $10^{-3}\mu\text{m}$ a $10^0\mu\text{m}$ (VON SPERLING, 2014).

Observa-se, também, o contrário, ou seja, em algumas amostras, embora o valor da turbidez seja baixo, o valor da concentração de SST é alto. Segundo Metcalf & Eddy et al. (2003), a medição da turbidez, especialmente valores baixos, apresenta um alto grau de variabilidade dependendo da fonte de luz e do método de medição, o que poderia explicar o ocorrido com essas amostras. Daphne, Utomo e Kenneth (2011) também verificaram a possibilidade de ocorrência de baixos valores de turbidez relacionados a uma concentração de SST na amostra de um rio, e que isso pode ser devido a uma fração de areia fina presente nas amostras que foi rapidamente instalada abaixo da zona monitorada pelo turbidímetro. Este fato foi constatado ao se observar tal fração de areia presa em um conjunto com outros sólidos em suspensão durante a filtração usando filtro de fibra de vidro de $0,6\mu\text{m}$ ao medir a concentração de SST (DAPHNE; UTOMO; KENNETH, 2011).

Em ambos os casos, o motivo para que isso tenha ocorrido pode ser, também, o fato da turbidez ser medida de uma propriedade óptica, sujeita à interferência da forma, tamanho, índice de refração e densidade das partículas, bem como da cor da água, porém, pouco influencia na concentração do material em suspensão (BHARGAVA; MARIAM, 1990; GIPPEL, 1995; DAPHNE; UTOMO; KENNETH, 2011; HANNOUCHE et al., 2011; RÜGNER et al., 2013). Ou seja, a relação entre SST e turbidez é dependente das variações nas características espectrais do material em suspensão (DAPHNE; UTOMO; KENNETH, 2011).

Erros de leitura e/ou análise podem, também, ter proporcionado os problemas supracitados. Gippel (1995) apresenta que dados de turbidez medidos em laboratórios podem ser censurados devido a problemas de aglomeração de partículas no recipiente de acondicionamento da amostra. Já Suk, Guo e Psuty (1998) relatam que, para monitoramento *in situ*, o comprometimento dos dados coletados pode ocorrer devido às altas taxas de crescimento biológico nos instrumentos. Pavanelli e Bigi (2005) demonstraram que, ao se armazenar as amostras por um longo período (1 mês), há um aumento na turbidez da água, devido ao desenvolvimento de

microrganismos e algas, agregação de argilas e floculação, além de outras reações biológicas e produção de gás.

Seguindo a avaliação dos modelos ajustados, verificou-se possíveis afastamentos das suposições do modelo, conseqüentemente, o ajuste do mesmo, investigando se os resíduos apresentam distribuição normal. Para as duas UPGRHs, nos períodos chuvosos e secos, observou-se não aderência à curva de distribuição normal ($p\text{-valor} \leq 0,05$) em nenhum dos testes – Anderson-Darling, Shapiro-Wilk, Kolmogorov-Smirnov, Ryan-Joiner. Segundo Minitab (2014), a precisão do p-valor é sensível a erros residuais não-normais quando se tratam de amostras pequenas (inferior a 15). Logo, como as amostras são suficientemente grandes, o ajuste dos modelos não é comprometido pela não normalidade dos resíduos.

Por fim, nas Tabelas 3.3 e 3.4 estão apresentados os valores do coeficiente de determinação (R^2) para os períodos chuvosos e secos das duas UPGRHs, Piranga e Piracicaba.

Tabela 3.3. Medida descritiva da qualidade do ajuste do modelo de regressão linear simples para a concentração de SST em amostras de água coletadas na UPGRH do Piranga, para os períodos chuvoso e seco

	<i>Desvio Padrão dos Resíduos</i>	<i>Graus de Liberdade</i>	R^2
Chuvoso	37,68613	395	0,70540
Seco	13,13033	333	0,86538

Tabela 3.4. Medida descritiva da qualidade do ajuste do modelo de regressão linear simples para a concentração de SST em amostras de água coletadas na UPGRH do Piracicaba, para os períodos chuvoso e seco

	<i>Desvio Padrão dos Resíduos</i>	<i>Graus de Liberdade</i>	R^2
Chuvoso	31,29905	301	0,68017
Seco	16,53345	310	0,53876

Os valores de R^2 são elevados – exceto para o período seco da unidade do rio Piracicaba – então, têm-se indícios de que o modelo linear simples se ajustou bem ao conjunto de dados analisados para os períodos chuvosos e secos das duas UPGRHs, Piranga e Piracicaba. Contudo, para Barros Neto, Scarminio e Bruns (2007), modelos com $R^2 < 0,60$ devem ser usados somente como indicadores de tendência, nunca para fins preditivos. Logo, apenas o modelo ajustado para o período seco na UPGRH do Piracicaba não poderá ser utilizado com finalidade de predizer a concentração de SST.

Rügner et al. (2013) apresentam valores de R^2 que constam na literatura variando de 0,73 a 0,99; contudo, estes autores, estudando a relação entre SST e turbidez em bacias do sudeste da Alemanha, encontraram R^2 variando entre 0,59 a 0,98. Pode-se dizer, então, que os valores de coeficientes de determinação obtidos neste trabalho são comparáveis aos presentes na literatura. Lembrando-se que vários são os fatores que influenciam na relação entre SST e a turbidez – como comentado anteriormente – então, não se pode estabelecer um critério em relação a isso.

O baixo valor de R^2 no período seco da UPGRH do Piracicaba se deve ao fato anteriormente descrito: muitos pontos com elevado valor de turbidez e baixo valor da concentração de SST e, também, muitos pontos com baixo valor de turbidez e elevada concentração de SST. Ao se retirar tais valores, observou-se melhor ajuste do modelo, o que pode ser notado pelo aumento no valor de R^2 para 0,78.

Suk, Guo e Psuty (1998) observaram que as baixas concentrações de SST atrapalharam o bom ajuste dos modelos. Já Daphne, Utomo e Kenneth (2011), constataram que, à medida que se aumenta o SST, a incerteza na turbidez também é aumentada, sendo observado maior consistência em uma concentração máxima de SST de aproximadamente 50 mg L^{-1} – obtendo-se R^2 de 0,81, ao se restringir a faixa de concentração de SST. Como apresentado acima, ao se retirar os valores que comprometiam o bom ajuste do modelo, obteve-se um valor de R^2 próximo ao obtido por Daphne, Utomo e Kenneth (2011), porém a concentração máxima de SST que possibilitou maior consistência nos resultados foi de, aproximadamente, 90 mg L^{-1} .

Mesmo como indicadores de tendência, os modelos seriam de grande valia. Como já mencionado, o monitoramento da qualidade das águas é muito importante, porém não é uma prática fácil (GOHER et al., 2014). Tendo-se modelos que indicam tendência da magnitude de determinado parâmetro, caso se observe algum valor discrepante, análises mais precisas podem ser efetuadas e, então, medidas serem tomadas (KUSARI; AHMEDI, 2013). Isso contribuiria para um processo mais prático e economicamente viável de monitoramento da qualidade da água, principalmente em países ainda em desenvolvimento (KUSARI; AHMEDI, 2013; RÜGNER et al., 2013).

3.3.3. Verificação da igualdade dos modelos para predição da concentração de SST

Épocas de cheia a erosão hídrica se intensifica, carreando mais partículas de solo para os rios. Porém, esses sólidos carregados “ficam mais diluídos”, já que, segundo CONSÓRCIO ECOPLAN LUME (2010), trata-se de uma época com elevados índices pluviométricos. Contrariamente, nas épocas de seca, a erosão hídrica comumente é baixa, porém, os índices pluviométricos também são menores e, então, os sólidos “ficam mais concentrados”. Considerando que os fenômenos que ocorre em cada período poderiam se anular, avaliou-se a possibilidade da obtenção de um modelo único que representasse os dois períodos. Nas Tabelas 3.5 e 3.6 estão apresentados os resultados obtidos utilizando o método das variáveis *dummy*, para os períodos de chuvoso e seco – atribuindo $D = 0$ para o período seco e $D = 1$ para o período chuvoso.

Tabela 3.5. Estimativa dos coeficientes de regressão do novo modelo ajustado para a concentração de SST em amostras de água coletadas na UPGRH do Piranga

<i>Fatores</i>	<i>Estimativa</i>	<i>Erro padrão</i>	<i>Estat. t</i>	<i>p-valor</i>	
Intercepto	4,36	1,94	2,24	0,03	*
D	5,64	2,73	2,07	0,04	*
Turbidez	0,79	0,04	20,8	<0,001	***
D:Turbidez	0,07	0,04	1,63	0,10	ns

Nota: * significativo em nível de 0,05 de probabilidade; ** significativo em nível de 0,01 de probabilidade; *** significativo em nível de 0,001 de probabilidade; ^{ns} não significativo pelo teste t de Student. D – variável *dummy* (D=0, período seco; D=1 período chuvoso).

Tabela 3.6. Estimativa dos coeficientes de regressão do novo modelo ajustado para a concentração de SST em amostras de água coletadas na UPGRH do Piracicaba

<i>Fatores</i>	<i>Estimativa</i>	<i>Erro padrão</i>	<i>Estat. t</i>	<i>p-valor</i>	
Intercepto	4,58	1,83	2,50	0,01	*
D	5,60	2,57	2,17	0,03	*
Turbidez	0,56	0,04	12,6	<0,001	***
D:Turbidez	0,08	0,05	1,63	0,10	ns

Nota: * significativo em nível de 0,05 de probabilidade; ** significativo em nível de 0,01 de probabilidade; *** significativo em nível de 0,001 de probabilidade; ^{ns} não significativo pelo teste t de Student. D – variável *dummy* (D=0, período seco; D=1 período chuvoso).

Para ambas as UPGRHs o coeficiente de D é significativo. Logo, percebem-se evidências amostrais para que a hipótese de igualdade de interceptos dos modelos lineares dos dois períodos (cheia e seca) não seja verdadeira. Porém, o coeficiente da interação D: Turbidez não é significativo, em ambas UPGRHs. Isto quer dizer que se têm indícios de que os modelos lineares dos dois períodos (cheia e seca) são paralelos. Ou seja, para ambas as UPGRHs, os modelos de cheia e seca apresentam os coeficientes angulares estatisticamente iguais; porém, não possuem igualdade de intercepto. Logo, não é possível uma única equação para prever a concentração de SST em função da turbidez tanto no período de cheia quanto no período de seca, em cada UPGRH.

A possibilidade de igualdade entre os modelos das UPGRHs para cada período também foi testada. Para a UPGRH do Piranga foi atribuído D=1, e para a UPGRH do Piracicaba foi atribuído D=0. Da mesma maneira, foram ajustados novos modelos de todo o conjunto de dados de cada período (Piranga e Piracicaba) e incluindo as variáveis *dummy*. Os resultados obtidos utilizando o método das variáveis *dummy* estão apresentados nas Tabelas 3.7 e 3.8.

Tabela 3.7. Estimativa dos coeficientes de regressão do novo modelo ajustado para a concentração de SST em amostras de água coletadas na bacia hidrográfica do rio Doce, no período de cheia

<i>Fatores</i>	<i>Estimativa</i>	<i>Erro padrão</i>	<i>Estat. t</i>	<i>p-valor</i>	
Intercepto	10,2	2,54	4,01	<0,001	***
D	-0,18	3,43	-0,05	0,96	ns
Turbidez	0,64	0,03	22,5	<0,001	***
D:Turbidez	0,22	0,04	5,65	<0,001	***

Nota: * significativo em nível de 0,05 de probabilidade; ** significativo em nível de 0,01 de probabilidade; *** significativo em nível de 0,001 de probabilidade; ^{ns} não significativo pelo teste t de Student. D – variável *dummy* (D=0, UPGRH Piracicaba; D=1, UPGRH Piranga).

Tabela 3.8. Estimativa dos coeficientes de regressão do novo modelo ajustado para a concentração de SST em amostras de água coletadas na bacia hidrográfica do rio Doce, no período de seca

<i>Fatores</i>	<i>Estimativa</i>	<i>Erro padrão</i>	<i>Estat. t</i>	<i>p-valor</i>	
Intercepto	4,58	1,09	4,20	<0,001	***
D	-0.23	1,47	-0,15	0,88	ns
Turbidez	0,56	0,03	21,1	<0,001	***
D:Turbidez	0,23	0,03	6,88	<0,001	***

Nota: * significativo em nível de 0,05 de probabilidade; ** significativo em nível de 0,01 de probabilidade; *** significativo em nível de 0,001 de probabilidade; ^{ns} não significativo pelo teste t de Student. D – variável *dummy* (D=0, UPGRH Piracicaba; D=1, UPGRH Piranga).

Observando os dados apresentados nas Tabelas 3.7 e 3.8, pode-se dizer que se têm indícios de que os modelos da UPGRH do Piranga e da UPGRH do Piracicaba, para ambos os períodos do ano, não possuem paralelismo. Porém, percebe-se evidências amostrais para que a hipótese de igualdade de interceptos dos modelos lineares das duas UPGRHs (Piranga e Piracicaba) seja verdadeira. Assim, pode-se dizer que os modelos da UPGRH do Piranga e da UPGRH do Piracicaba, em ambos períodos do ano, possuem igualdade de intercepto, porém não apresentam paralelismo. Logo, não é possível uma única equação para predizer a concentração de SST em função da turbidez, tanto na UPGRH do Piranga como na UPGRH do Piracicaba, em cada período do ano.

O ajuste de um modelo único para as duas as UPGRHs em estudo, de forma a contemplar os períodos chuvosos e secos não foi possível. Tais resultados corroboram os de Hannouche et al. (2011), que verificaram variação entre os modelos para as condições de seca e cheia e, também, entre locais. Estes autores explicam que nas águas residuárias urbanas ou águas pluviais as características dos sólidos em suspensão são heterogêneas e variáveis, por isso é possível ocorrerem variações no tempo e espaço (HANNOUCHE et al., 2011).

De acordo com Daphne, Utomo e Kenneth (2011), a relação entre SST e turbidez é dependente das variações nas características espectrais do material em suspensão, assim, a relação é única em cada situação, como se pode observar no presente trabalho e, também, no trabalho de Hannouche et al. (2011). Faz-se necessário, então, a utilização de um modelo para cada situação.

Em cada situação, as equações que descrevem os modelos ajustados para predizer a concentração de SST em função da turbidez na UPGRH do Piranga, nos

períodos chuvoso e seco, estão apresentadas nas Equações 3.2 e 3.3, respectivamente:

$$SST_{\text{chuvoso}} = 0,86 \text{ Turbidez} + 9,99 \quad (\text{Equação 3.2})$$

$$SST_{\text{seco}} = 0,79 \text{ Turbidez} + 4,36 \quad (\text{Equação 3.3})$$

Em que,

SST_{chuvoso} – concentração de sólidos suspensos totais no período chuvoso (mg L^{-1});

SST_{seco} – concentração de sólidos suspensos totais no período seco (mg L^{-1});

Turbidez – medida de turbidez (NTU).

Já as equações que descrevem os modelos ajustados para predizer a concentração de SST em função da turbidez na UPGRH do Piracicaba, nos períodos chuvoso e seco, estão apresentadas nas Equações 3.4 e 3.5, respectivamente:

$$SST_{\text{chuvoso}} = 0,64 \text{ Turbidez} + 10,18 \quad (\text{Equação 3.4})$$

$$SST_{\text{seco}} = 0,56 \text{ Turbidez} + 4,58 \quad (\text{Equação 3.5})$$

Em que,

SST_{chuvoso} – concentração de sólidos suspensos totais para o período chuvoso (mg L^{-1});

SST_{seco} – concentração de sólidos suspensos totais para o período seco (mg L^{-1});

Turbidez – medida de turbidez (NTU).

3.4. CONCLUSÕES

Os modelos gerados com os dados de concentração de sólidos suspensos totais e turbidez apresentaram bons ajustes, podendo, assim, serem utilizados para prever a concentração de sólidos suspensos totais em função da turbidez. Com exceção do modelo para o período seco da UPGRH do Piracicaba, porém, ainda pode ser utilizado como indicador de tendência.

Cada bacia, em cada período do ano, apresenta suas particularidades que foram refletidas nos modelos para predição da concentração de sólidos suspensos totais em função da turbidez. Não foi possível, então, o ajuste de um modelo único para as duas UPGRHs em estudo, de forma a contemplar os períodos chuvosos e secos, fazendo-se necessário a utilização de um modelo para cada situação.

3.5. REFERÊNCIAS

AMORIM, M. A. M. et al. **A cobrança pelo uso de recursos hídricos na bacia hidrográfica do Rio Doce**. XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. **Anais...** In: XIX SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HIDRÍCOS. Maceió: 2011

APHA [American Public Health Association]; AWWA [American Water Works Association]; WEF [Water Environment Federation]. Standard methods for the examination of water and wastewater. **American Public Health Association (APHA): Washington, DC, USA**, n. 22, 2012.

BAKAN, G. et al. Integrated environmental quality assessment of the Kızılırmak River and its coastal environment. **Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 10, n. 4, p. 453–462, 2010.

BARROS NETO, B.; SCARMINIO, I. S.; BRUNS, R. E. **Como Fazer Experimentos-: Pesquisa e Desenvolvimento na Ciência e na Indústria**. 3. ed. Campinas: Editora Unicamp, 2007.

BHARGAVA, D. S.; MARIAM, D. W. Spectral reflectance relationships to turbidity generated by different clay materials. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 56, n. 2, p. 225–229, 1990.

CONSÓRCIO ECOPLAN LUME. Plano integrado de recursos hídricos da bacia hidrográfica do Rio Doce e planos de ações para as unidades de planejamento e gestão de recursos hídricos no âmbito da bacia do Rio Doce. **Governador Valadares: Consórcio Ecoplan-Lume**, v. 1, p. 478, 2010.

DAPHNE, L. H. X.; UTOMO, H. D.; KENNETH, L. Z. H. Correlation between turbidity and total suspended solids in Singapore rivers. **Journal of Water Sustainability**, v. 1, n. 3, p. 313–322, 2011.

GILVEAR, D. J.; PETTS, G. E. Turbidity and suspended solids variations downstream of a regulating reservoir. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 10, n. 4, p. 363–373, 1985.

GIPPEL, C. J. Potential of turbidity monitoring for measuring the transport of suspended solids in streams. **Hydrological processes**, v. 9, n. 1, p. 83–97, 1995.

GOHER, M. E. et al. Evaluation of surface water quality and heavy metal indices of Ismailia Canal, Nile River, Egypt. **The Egyptian Journal of Aquatic Research**, v. 40, n. 3, p. 225–233, 2014.

GRAYSON, R. B. et al. The potential of field turbidity measurements for the computation of total phosphorus and suspended solids loads. **Journal of Environmental Management**, v. 47, n. 3, p. 257–267, 1996.

HANNOUCHE, A. et al. Relationship between turbidity and total suspended solids concentration within a combined sewer system. **Water Science and Technology**, v. 64, n. 12, p. 2445–2452, 2011.

KANNEL, P. R. et al. Application of Water Quality Indices and Dissolved Oxygen as Indicators for River Water Classification and Urban Impact Assessment. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 132, n. 1, p. 93–110, 2007.

KUSARI, L.; AHMEDI, F. The use of Turbidity and Total Suspended Solids Correlation for the Surface Water Quality Monitoring. **International Journal of Current Engineering and Technology**, v. 3, n. 4, p. 1311–1314, 2013.

LYRA, T. F. **Métodos para detecção de outliers em séries de preços do índice de preços ao consumidor**. Dissertação (Mestrado)—Rio de Janeiro: Fundação Getúlio Vargas, Escola de Matemática Aplicada, 2014.

MAGALHÃES, S. R.; ANDRADE, E. A. DE. Teste para verificar a igualdade de modelos de regressão e uma aplicação na área médica. **e-xacta**, v. 2, n. 1, p. 34–41, 2009.

METCALF & EDDY et al. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4. ed. New York: McGraw Hill, 2003.

MINITAB. **Simple regression**. Minitab Assistant, 2014. Disponível em: <https://support.minitab.com/en-us/minitab/18/Assistant_Simple_Regression.pdf>. Acesso em: 6 jun. 2016

NAVEEDULLAH, N. et al. Water Quality Characterization of the Siling Reservoir (Zhejiang, China) Using Water Quality Index. **CLEAN–Soil, Air, Water**, v. 44, n. 5, p. 553–562, 2016.

PACKMAN, J. J.; COMINGS, K. J.; BOOTH, D. B. Using turbidity to determine total suspended solids in urbanizing streams in the Puget Lowlands. **In: Confronting Uncertainty: Managing Change in Water Resources and the Environment, Canadian Water Resources Association annual meeting, Vancouver**, p. 158–165, 1999.

PAVANELLI, D.; BIGI, A. Indirect methods to estimate suspended sediment concentration: reliability and relationship of turbidity and settleable solids. **Biosystems engineering**, v. 90, n. 1, p. 75–83, 2005.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2016.

REGAZZI, A. J.; SILVA, C. H. O. Testes para verificar a igualdade de parâmetros e a identidade de modelos de regressão não-linear em dados de experimento com delineamento em blocos casualizados. **Ceres**, v. 57, n. 3, p. 315–320, 2010.

RÜGNER, H. et al. Turbidity as a proxy for total suspended solids (TSS) and particle facilitated pollutant transport in catchments. **Environmental earth sciences**, v. 69, n. 2, p. 373–380, 2013.

SABINO, C. V. S.; LAGE, L. V.; ALMEIDA, K. C. DE B. Uso de métodos estatísticos robustos na análise ambiental. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 19, n. spe, p. 87–94, 2014.

SUK, N. S.; GUO, Q.; PSUTY, N. P. Feasibility of using a turbidimeter to quantify suspended solids concentration in a tidal saltmarsh creek. **Estuarine, Coastal and shelf science**, v. 46, n. 3, p. 383–391, 1998.

VANDERVIEREN, E.; HUBERT, M. An adjusted boxplot for skewed distributions. **Proceedings in Computational Statistics**, v. 52, n. 12, p. 1933–1940, 2004.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014.

4. DESENVOLVIMENTO DE UM ÍNDICE DE QUALIDADE DAS ÁGUAS COM NÚMERO DE PARÂMETROS REDUZIDOS

RESUMO

O desenvolvimento de índices de qualidade da água (IQAs) modificados que proporcionam resultados confiáveis, utilizando número reduzido de parâmetros é muito útil, do ponto de vista econômico, visto que economiza tempo e gastos com infraestrutura, mão de obra e reagentes laboratoriais. Sabendo-se da importância de tal assunto, principalmente para países emergentes, neste trabalho objetivou-se o desenvolvimento de um índice de qualidade das águas com número de parâmetros reduzido (IQA_{red}), em relação ao atualmente utilizado no estado de Minas Gerais (IQA_{IGAM}), para águas da bacia do rio Doce. Para isso, fez-se o levantamento da base de dados de qualidade da água superficial disponibilizada, no “Portal InfoHidro”, pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM). Realizou-se o pré-tratamento dos dados para os valores censurados e perdidos. Além disso, fez-se a padronização dos dados, visando equiparar a ordem de grandeza dos diferentes parâmetros de qualidade da água para posterior realização de análise multivariada. Então, procedeu-se o cálculo do IQA_{red} , suprimindo-se os parâmetros demanda bioquímica de oxigênio, *Escherichia coli*, fosfato e sólidos totais, em 4 cenários distintos. Em cada um dos cenários foi avaliada, também, a presença e ausência do parâmetro variação de temperatura. Em cada cenário simulado considerou-se a redistribuição dos pesos dos parâmetros suprimidos de forma ponderada entre os demais parâmetros; redistribuição dos pesos entre os demais parâmetros por meio da otimização da correlação entre IQA_{red} e IQA_{IGAM} ; e redistribuição baseada na análise de *cluster* dos parâmetros utilizados no cálculo do IQA_{IGAM} . Foi analisada, também, a classificação da qualidade da água pelo IQA_{red} utilizando novas faixas de valores. A redistribuição dos pesos baseada na análise de *cluster* foi a melhor opção para a elaboração do IQA_{red} . O melhor cenário foi o do cálculo do IQA_{red} considerando apenas os parâmetros oxigênio dissolvido (OD), pH, variação de temperatura, fosfatos, nitratos e turbidez. Como alternativa de mais baixo custo de análises, recomenda-se o cálculo do IQA_{red} considerando os parâmetros OD, pH, variação de temperatura, nitratos e turbidez. Independente do cenário, o IQA_{red} proporcionou superestimativa da qualidade da água, quando comparado ao IQA_{IGAM} . A classificação da qualidade da

água utilizando novas faixas limita o uso do índice reduzido desenvolvido apenas para as condições de qualidade dos parâmetros estudados, sendo a melhor opção manter as faixas de valores de classificação original. Conclui-se que, no que diz respeito ao uso do IQA com finalidade de gestão, o IQA_{red} é uma ferramenta útil e prática, além de possibilitar um sistema de controle de monitoramento em tempo real.

Palavras-chave: análise de *cluster*, custo analítico, monitoramento em tempo real.

DEVELOPMENT OF A WATER QUALITY INDEX WITH LESS PARAMETERS

ABSTRACT

The development of modified water quality indexes (WQI) that provide reliable results using a reduced number of parameters is very economically useful, since it saves time and infrastructure, labor, and laboratory reagents expenses. Realizing the importance of this work, especially in developing countries, the objective of this work was to develop a water quality index with less parameters (WQI_{red}), in relation to the one currently used in the state of Minas Gerais (WQI_{IGAM}) for waters of the River Doce basin. To this effect, an analysis of the water quality database available through the "Portal InfoHidro" from the Minas Gerais Institute of Water Management (IGAM) was performed. Pre-treatment of the data was performed for censored and lost values. In addition, the data was standardized to match the order of magnitude of the different water quality parameters for subsequent multivariate analysis. Then, the WQI_{red} was calculated, suppressing the following parameters: biochemical oxygen demand, *Escherichia coli*, phosphate, and total solids, for 4 different scenarios. In each of the scenarios, the presence and absence of the temperature change parameter was also evaluated. In each simulated scenarios, the weight redistribution for the suppressed parameters was considered. Similarly, parameter weights were redistributed among the other parameters by optimizing the correlation between WQI_{red} and WQI_{IGAM}, and this redistribution was also performed based on cluster analysis of the parameters used in the WQI_{IGAM} calculation. The classification of water quality by WQI_{red} was also analyzed using new ranges of values. The redistribution of weights based on cluster analysis was the best option for

the optimization of WQI_{red} . The best scenario was the calculation of the WQI_{red} using only the following parameters: dissolved oxygen (DO), pH, temperature change, phosphates, nitrates, and turbidity. As an alternative of lower cost of analysis, it is recommended to calculate the WQI_{red} considering the parameters OD, pH, temperature change, nitrates and turbidity. Regardless of the scenario, WQI_{red} provided an overestimate of water quality when compared to WQI_{IGAM} . The classification of water quality using new ranges limits the use of the reduced index developed only with the quality conditions of the studied parameters. This was the best option to maintain the original classification value ranges. With respect to the use of the WQI for management purposes, it was concluded that WQI_{red} is a useful and practical tool, as well as enabling a monitoring system for use in real time.

Keywords: cluster analysis, analytical cost, real-time monitoring.

4.1. INTRODUÇÃO

A situação da poluição das águas tem se agravado devido às diversas ações antrópicas como o aumento das descargas de esgotos sanitários, a utilização inadequada dos solos e dos insumos agrícolas, desmatamento, mineração (RIBEIRO et al., 2011). A qualidade da água pode ocasionar restrições da disponibilidade hídrica (PINHEIRO et al., 2013), impedindo-a de ser usada para os demais fins e, com isso, dificultando seus usos múltiplos.

O monitoramento regular da qualidade da água torna-se de eminente importância para uma eficiente gestão dos recursos hídricos. Porém, não se trata de prática fácil (GOHER et al., 2014), devido à gama de parâmetros que podem qualificar a água. Ademais, a diversidade destes parâmetros, implica em dificuldade de compreensão das características de qualidade da água, principalmente para a população, que deveria ser a maior beneficiada da prática de monitoramento (TYAGI et al., 2013).

Dessa forma, os Índices de Qualidade de Água (IQA) surgiram no intuito de apresentar informações resumidas, simplificando complexos relatórios com diversos dados de qualidade da água (JERÔNIMO; SOUZA, 2013). Trata-se, então, de um instrumento matemático utilizado para transformar grandes quantidades de dados que qualificam a água em um único valor, que represente o nível de qualidade desta (SÁNCHEZ et al., 2007).

Segundo Alves, Teresa e Nabout (2014), a primeira tentativa de desenvolver um IQA foi na Alemanha, em 1948. Em 1965, o pesquisador alemão Horton apresentou o primeiro IQA, calculado por ponderação de alguns parâmetros de qualidade da água (JERÔNIMO; SOUZA, 2013). Desde então, a formulação e utilização de índices têm sido fortemente defendida por órgãos de responsabilidade ambiental, no intuito de fornecer informações tanto para o setor de abastecimento quanto para os setores de gestão dos recursos hídricos para o controle de poluição da água. Dentre os exemplos de índices desenvolvidos, o IQA da *National Sanitation Foundation* dos Estados Unidos (NSF), IQA do Conselho Canadense do Ministério do Meio Ambiente (CCME), IQA Britânico, IQA do Oregon e IQA da Flórida (JERÔNIMO; SOUZA, 2013).

O índice da NSF é internacionalmente conhecido (JERÔNIMO; SOUZA, 2013) e o mais difundido (MENEZES; SILVA JUNIOR; PRADO, 2013). Este IQA

foi desenvolvido por Brown et al. (1970) utilizando a técnica Delphi – uma pesquisa de opinião para extrair informações de especialistas da área (BROWN et al., 1970). Consiste em um índice de média ponderada de nove parâmetros de qualidade da água, sendo eles: oxigênio dissolvido (OD), coliformes fecais (CF), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), pH, variação de temperatura, fosfatos, nitratos, turbidez e sólidos totais (ST) (BROWN et al., 1970).

Este índice foi modificado pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) e atualmente adotado no estado de Minas Gerais (PINTO, 2011). O IQA modificado pelo IGAM é calculado com base nos parâmetros OD, coliformes termotolerantes (atualmente *Escherichia coli*) – ao invés de CF – DBO, pH, variação de temperatura, fosfatos, nitratos, turbidez e ST; além de uma pequena diferença nos pesos de cada parâmetro.

Apesar das modificações, trabalhar com um índice composto por nove parâmetros ainda pode acarretar algumas dificuldades, principalmente no que diz respeito à coleta de dados. Às vezes, torna-se difícil obter as concentrações de todos os parâmetros, devido à demanda por tempo, ou até mesmo falta de recursos financeiros e condições de infraestrutura para proceder às análises (SRIVASTAVA; KUMAR, 2013), principalmente quando se trata de países em desenvolvimento.

Segundo Akkoyunlu e Akiner (2012), desenvolver índices modificados a fim de obter resultados confiáveis utilizando número reduzido de parâmetros é muito útil do ponto de vista econômico, visto que evita gastos com a medição de grande número de parâmetros.

Sabendo da importância de tal assunto, principalmente para países emergentes, neste trabalho objetivou-se o desenvolvimento de um índice de qualidade das águas com número de parâmetros reduzido (IQA_{red}); que seja prático, facilmente obtido e equivalente ao atualmente praticado no estado de Minas Gerais (IQA_{IGAM}), para águas da bacia do rio Doce.

4.2. MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1. Área de estudo

A bacia hidrográfica do rio Doce localiza-se na região Sudeste, entre os estados de Minas Gerais e Espírito Santo. Situada entre os paralelos 17°45' e 21°15' S e os meridianos 39°30' e 43°45' O, esta bacia integra a região hidrográfica do Atlântico Sudeste. Suas nascentes estão no estado de Minas Gerais, nas serras da Mantiqueira e do Espinhaço; suas águas são drenadas até o litoral do Espírito Santo, desaguando no oceano Atlântico (Figura 4.1) (CONSÓRCIO ECOPLAN LUME, 2010).

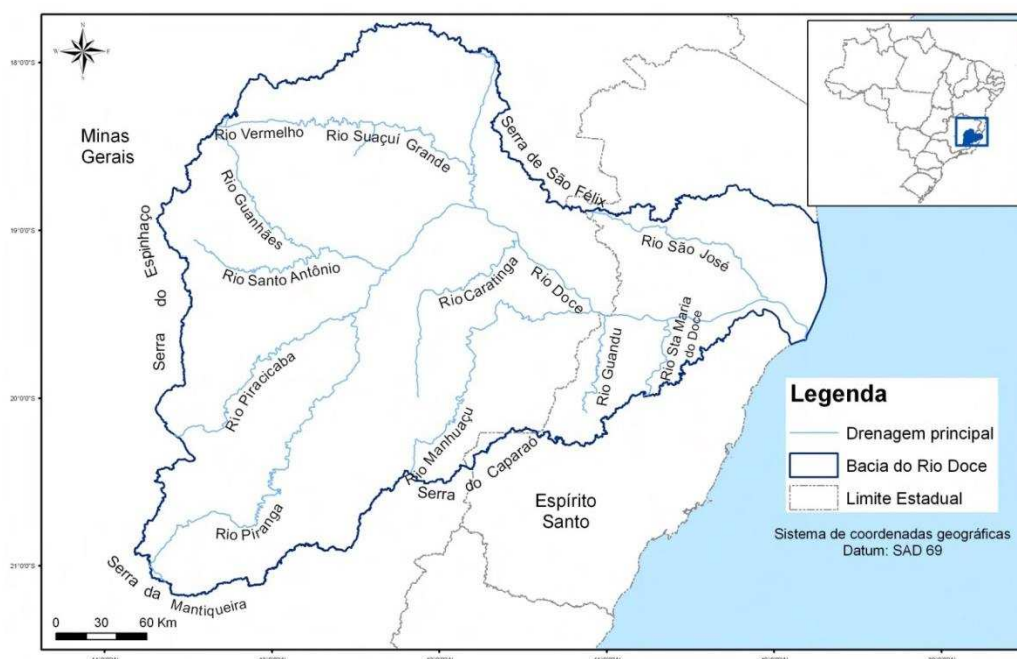


Figura 4.1. Mapa de localização da bacia hidrográfica do rio Doce. Adaptado de (CONSÓRCIO ECOPLAN LUME, 2010)

Com área de drenagem de aproximadamente 86.715 km² – 86 % pertencente ao estado de Minas Gerais, 14% ao estado do Espírito Santo – a bacia do rio Doce abrange 230 municípios (CONSÓRCIO ECOPLAN LUME, 2010), contemplando uma população de 3,5 milhões de habitantes (AMORIM et al., 2011).

Em Minas Gerais, esta bacia é dividida em seis Unidades de Planejamento e Gestão dos Recursos Hídricos (UPGRHs), são elas: Comitê de Bacia Hidrográfica do rio Piranga (DO1); Comitê de Bacia Hidrográfica do rio Piracicaba (DO2); Comitê

de Bacia Hidrográfica do rio Santo Antônio (DO3); Comitê de Bacia Hidrográfica do rio Suaçuí (DO4); Comitê de Bacia Hidrográfica do rio Caratinga (DO5); e Comitê de Bacia Hidrográfica do rio Manhuaçu (DO6) (CONSÓRCIO ECOPLAN LUME, 2010).

É uma bacia com atividade econômica diversificada, destacando-se as atividades agropecuária, agroindustrial, minerária, industrial, atividades de prestação de serviços e geração de energia elétrica (CONSÓRCIO ECOPLAN LUME, 2010). Por este motivo, a bacia hidrográfica do rio Doce, em específico as unidades do rio Piranga e do rio Piracicaba, foi escolhida como área de estudo do presente trabalho.

4.2.2. Características dos dados

Para o desenvolvimento do IQA_{red} que seja equivalente ao IQA_{IGAM} , utilizou-se da base de dados de qualidade da água superficial disponibilizada no “Portal InfoHidro”. Essas informações são fornecidas pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), que monitora a qualidade das águas superficiais e subterrâneas de Minas Gerais desde 1997 – conhecido como “Projeto Águas de Minas”. O Serviço Nacional de Aprendizagem Industrial – Unidade Centro Tecnológico de Minas Gerais (SENAI – CETEC) – é o responsável pela realização das coletas de amostras e as respectivas análises.

Atualmente o IGAM conta com sessenta e quatro (64) estações de amostragem em sua rede de monitoramento qualitativo na bacia do rio Doce. Estão localizadas na UPGRH do rio Piranga 15 destas estações e, na UPGRH do rio Piracicaba, 13. As duas UPGRHs juntas representam 44% das estações da bacia.

Para avaliar a qualidade das águas, são analisados 56 parâmetros, dentre eles estão os nove utilizados no cálculo do IQA_{IGAM} , sendo que o valor dos coliformes termotolerantes em 2013 foi substituído pelo de *E. coli* no cálculo desse parâmetro. Além disso, em Minas Gerais o IGAM não monitora o valor de fosfatos, somente, mas sim o de fósforo total. O IGAM procede uma conversão estequiométrica dividindo a concentração de fósforo total por 0,3261 para se obter a concentração de fosfato.

4.2.3. Pré-tratamento dos dados

Dados ambientais apresentam, geralmente, valores censurados e perdidos (SABINO; LAGE; ALMEIDA, 2014). Para evitar quaisquer problemas nas análises estatísticas, o banco de dados foi tratado.

Para tratar os valores censurados, a metodologia apresentada por Sabino, Lage e Almeida (2014) foi utilizada. Segundo tal metodologia, os valores que se encontram abaixo do limite mínimo de detecção são substituídos pela metade do limite mínimo de detecção; já os valores que se encontram acima do valor máximo mensurado pelo órgão responsável são mantidos.

No caso dos dados perdidos, a amostra que não apresentasse um dos nove parâmetros, ou não apresentasse nenhum dos parâmetros, foi excluída. Pois, neste trabalho procurou-se simular a ausência de determinados parâmetros de maneira controlada. Ou seja, para o desenvolvimento do IQA_{red} equivalente ao do IQA_{IGAM} , era necessário que o IQA_{IGAM} fosse calculado com todos seus nove parâmetros; para, então, estudar o impacto dos parâmetros faltantes no índice reduzido.

Apesar do extenso número de amostragens, trata-se de um banco de dados bastante falho. Então, optou-se por trabalhar com UPGRHs que apresentassem um maior intervalo de tempo contínuo com o máximo de pontos amostrados. Assim, neste estudo, foram trabalhados os dados das UPGRHs do rio Piranga e do rio Piracicaba, no período entre 2009 a 2015.

Procedeu-se, também, a padronização dos dados, visando equiparar a ordem de grandeza dos diferentes parâmetros de qualidade da água (MINGOTI, 2005) para, então, posterior realização de análise multivariada. Para cada parâmetro de qualidade de água e cada elemento amostral, os valores observados foram subtraídos da média e divididos pelo desvio padrão. Segundo Mingoti (2005), trata-se da padronização mais comum.

4.2.4. Elaboração do IQA_{red}

Após o pré-tratamento dos dados, seguiu-se a elaboração do IQA_{red} equivalente ao do IQA_{IGAM} . Inicialmente, foi calculado o IQA_{IGAM} para cada ponto

amostrado do banco de dados tratado. Para isso, utilizou-se a Equação 4.1 e os pesos descritos na Tabela 4.1.

$$IQA_{IGAM} = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (\text{Equação 4.1})$$

Em que,

IQA_{IGAM} – Índice de Qualidade de Água, variando de 0 a 100;

q_i – qualidade do parâmetro i obtido através da curva média específica de qualidade;

w_i – peso atribuído ao parâmetro, em função de sua importância na qualidade, entre 0 e 1;

n – número de parâmetros.

Tabela 4.1. Pesos dos parâmetros para cálculo do IQA_{IGAM}

<i>Parâmetros</i>	<i>Pesos (w_i)</i>
Oxigênio Dissolvido (OD)	0,17
Coliformes Termotolerantes / <i>E. coli</i>	0,15
pH	0,12
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	0,10
Variação da temperatura (ΔT)	0,10
Fosfato	0,10
Nitrato	0,10
Turbidez	0,08
Sólidos totais (ST)	0,08

Adaptado de IGAM (2016)

A qualidade do parâmetro variação da temperatura ($q_{\text{variação da temperatura}}$) é constante e igual a 93, visto que no Brasil os ambientes não recebem cargas térmicas elevadas, assim, a variação da temperatura é próxima de zero, o que resulta numa qualidade igual a 93 (FERREIRA; ALMEIDA, 2005).

A classificação da qualidade da água foi feita como apresentado na Tabela 4.2.

Tabela 4.2. Classificação da qualidade da água adotada em Minas Gerais pelo IGAM

<i>Nível</i>	<i>Faixa do IQA</i>
Excelente	$90 < \text{IQA} \leq 100$
Bom	$70 < \text{IQA} \leq 90$
Médio	$50 < \text{IQA} \leq 70$
Ruim	$25 < \text{IQA} \leq 50$
Muito Ruim	$\text{IQA} \leq 25$

Adaptado de IGAM (2016)

O cálculo do IQA_{red} segue a mesma linha de raciocínio do IQA_{IGAM} , porém, alguns parâmetros foram retirados do cálculo. Foram analisados quatro cenários distintos para o cálculo do IQA_{red} , sendo eles: i) ausência dos parâmetros DBO, *E. coli* e fosfato; ii) ausência dos parâmetros DBO e *E. coli*; iii) ausência dos parâmetros DBO, *E. coli* e ST; iv) ausência dos parâmetros DBO, *E. coli*, fosfato e ST. Em cada um dos cenários foi avaliada, também, a presença e ausência do parâmetro variação de temperatura, pelo fato de a qualidade de tal parâmetro ser sempre constante.

Ao selecionar os parâmetros para compor o IQA_{red} , o fator chave para a decisão foi a praticidade de obtenção dos dados, assim como Akkoyunlu; Akiner (2012) também procederam. Os parâmetros OD, pH, nitrato, fosfato e turbidez podem ser facilmente medidos utilizando sondas de qualidade de água multiparâmetros. A temperatura também é facilmente obtida; contudo, a qualidade da mesma é sempre constante. Por isso, analisou-se a contemplação e não contemplação deste parâmetro no cálculo do IQA_{red} , em cada cenário.

No caso do parâmetro ST, ele pode ser obtido indiretamente por meio de outros parâmetros que são mensurados por sondas. Assim, para o cálculo do IQA_{red} , os ST foram obtidos por meio da soma dos sólidos suspensos totais (SST) – estimados pelos modelos obtidos no capítulo anterior deste trabalho – e sólidos dissolvidos totais (SDT) – estimados pelas relações entre SDT e condutividade elétrica (CE) apresentadas por Walton (1989). Este autor propôs fatores de conversão da medida de CE para SDT (k) que varia de 0,50 a 0,75, de acordo com o valor da C medida. Sendo o fator k 0,50 para baixos valores de condutividade elétrica, aumentando para k 0,75 com o aumento deste parâmetro de qualidade de água.

Ao se omitir parâmetros do cálculo do IQA, os pesos dos parâmetros faltantes devem ser redistribuídos de forma que o somatório dos w_i seja igual a 1. Neste trabalho, os pesos foram redistribuídos de três formas: i) pesos redistribuídos de forma ponderada entre os demais parâmetros, assim como proposto por Srivastava e Kumar (2013); ii) pesos redistribuídos entre os demais parâmetros por meio da otimização da correlação entre IQA_{red} e IQA_{IGAM} ; iii) pesos redistribuídos baseados na análise de *cluster* dos parâmetros utilizados no cálculo do IQA_{IGAM} . No caso da ausência do parâmetro variação da temperatura, em todos os casos optou-se por realizar a distribuição do peso deste parâmetro de forma ponderada para os demais parâmetros.

A redistribuição dos pesos por meio da otimização da correlação entre IQA_{red} e IQA_{IGAM} foi realizada por meio de método iterativo. Buscou-se redistribuir os pesos para os demais parâmetros de forma a obter o maior valor possível de correlação entre o IQA_{red} e IQA_{IGAM} – respeitando a condição de que o somatório destes pesos deve ser igual a unidade. Para realização da análise de *cluster*, adotou-se a distância euclidiana para medir a dissimilaridade entre os parâmetros de qualidade de água; e o algoritmo de Ward foi utilizado para agrupar os parâmetros.

A classificação da qualidade da água pelo IQA_{red} foi realizada utilizando as faixas de valores de IQA, assim como apresentado na Tabela 4.2. Também foram consideradas duas classificações alternativas: i) FAIXA I – utilizando a correlação entre IQA_{red} e IQA_{IGAM} – isto é, obtiveram-se modelos que correlacionam o IQA_{IGAM} com cada um dos melhores cenários de IQA_{red} , aplicando-se, então, os valores de IQA das faixas (Tabela 4.2) nos modelos, a fim de se obterem novas faixas; ii) FAIXA II – verificou-se a porcentagem de pontos do IQA_{IGAM} que se encontravam em cada classe do IQA (Tabela 4.2), aplicou-se essas porcentagens nos pontos do IQA_{red} de forma hierárquica, os valores que limitavam uma classe e outra passaram a constituir a nova faixa.

Os valores dos índices reduzidos foram avaliados pelo coeficiente de correlação de Pearson (r). Foi verificada, também, a equivalência dos índices reduzidos com o IQA_{IGAM} considerando as classes.

4.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.3.1. Qualidade das águas da bacia do rio Doce

Uma análise preliminar da qualidade da água da bacia do rio Doce – considerando as UPGRHs do rio Piranga e do rio Piracicaba – foi realizada. Na Figura 4.2 é apresentado o percentual de pontos dentro de cada classe do IQA_{IGAM}, considerando-se a série de dados completa e considerando cada ano monitorado. Nota-se que entre os anos de 2009 a 2015 as águas apresentam qualidade razoável – 63% dos pontos apresentaram classificação “Médio”, 29% “Bom” e 8% “Ruim”. A análise de cada ano mostra que não se tem um perfil de qualidade homogêneo para a bacia.

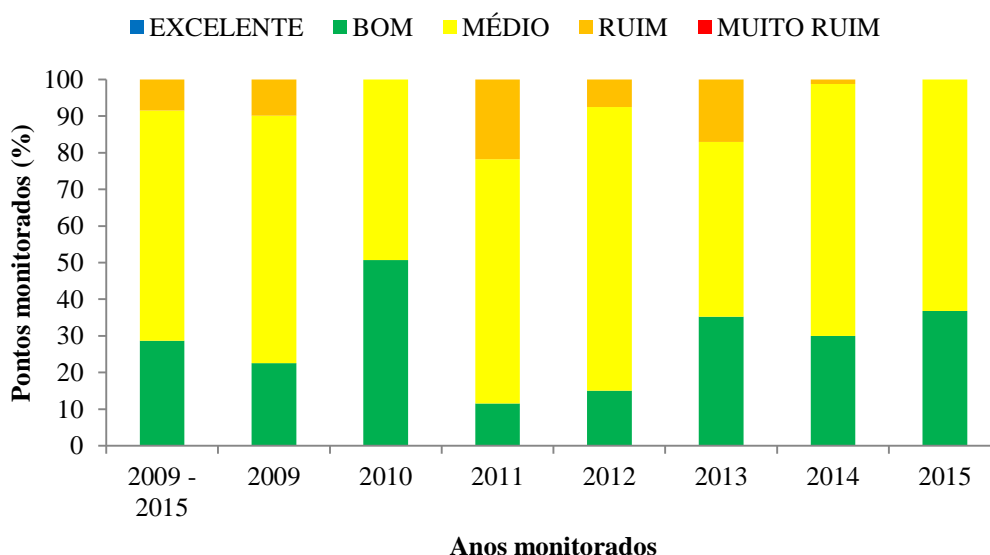


Figura 4.2. Qualidade das águas da bacia do rio Doce – IQA_{IGAM}.

A qualidade da água foi comprometida, na maioria das vezes, devido aos parâmetros *E. coli* e turbidez. Isto porque, a qualidade destes parâmetros, obtidas através da curva média específica de qualidade, em média, foi de 20 e 55, respectivamente.

Segundo ANA (2013), o comprometimento da qualidade das águas é notório em corpos hídricos que atravessam áreas urbanas densamente povoadas, pelo fato de ocorrer lançamento de efluentes tratados ou esgotos sanitários lançados *in natura* nos corpos hídricos. Além disso, IGAM (2016) apresenta que o IQA é, sobretudo,

sensível à contaminação por esgotos, já que *E. coli* é um indicador de contaminação exclusivamente fecal (VON SPERLING, 2014) e a turbidez também está associada à contaminação bacteriológica (PESCE; WUNDERLIN, 2000; BAKAN et al., 2010). Infere-se que os baixos valores de qualidade dos parâmetros *E. coli* e turbidez se trata de um sinal de comprometimento da qualidade das águas, devido ao lançamento, nos cursos d'água, de esgotos tratados ou não.

A questão do lançamento de esgoto nos rios brasileiros é bastante preocupante. Em 2015, 58 % das cidades brasileiras tinham rede de esgoto; mas somente 42,7 % dos esgotos gerados recebiam tratamento (SNIS, 2017). Segundo o IBGE (2011), em 2008, o não tratamento de esgotos sanitários, juntamente com resíduos agrotóxicos e destinação inapropriada dos resíduos sólidos urbanos, respondia por 72 % das incidências de poluição e contaminação das águas de mananciais superficiais.

Pode-se dizer, então, que o lançamento de esgotos *in natura* nos rios brasileiros tem sido o grande responsável pelo comprometimento da qualidade das águas. Porém, não se trata de uma realidade exclusivamente brasileira. Observa-se em diversos trabalhos, que estudam a qualidade da água em várias partes do mundo, este mesmo perfil: piora da qualidade da água em áreas urbanas. Exemplos disso pode-se citar o trabalho de Pesce e Wunderlin (2000), na Argentina; Kannel et al. (2007), no Nepal; Sánchez et al. (2007), na Espanha; e Bakan et al. (2010), na Turquia.

4.3.2. Índice de qualidade de água com número reduzido de parâmetros – IQA_{red}

Os cenários simulados suprimindo os parâmetros listados anteriormente e redistribuindo os pesos de forma ponderada entre os demais parâmetros, assim como proposto por Srivastava e Kumar (2013) e, assim como o IGAM (2016) procede. Na Tabela 4.3 é apresentado o coeficiente de correlação de Pearson para a relação entre o IQA_{red} e o IQA_{IGAM} , além da porcentagem de pontos que apresentaram compatibilidade e incompatibilidade de classes com o IQA_{IGAM} .

Tabela 4.3. Coeficientes de correlação de Pearson para o IQA_{red} e IQA_{IGAM} e porcentagem de pontos com compatibilidade e incompatibilidade de classes – IQA_{red} calculado considerando a redistribuição dos pesos de forma ponderada para os demais parâmetros

Parâmetros faltantes	r	Classes se mantiveram (%)	Superestimou (%)	Subestimou (%)
DBO, <i>E. coli</i> e fosfato	0,73*	22	78	0
DBO, <i>E. coli</i> , fosfato e ΔT	0,73*	27	73	0
DBO e <i>E. coli</i>	0,75*	21	79	0
DBO, <i>E. coli</i> e ΔT	0,75*	23	77	0
DBO, <i>E. coli</i> e sólidos totais	0,75*	20	80	0
DBO, <i>E. coli</i> , sólidos totais e ΔT	0,75*	22	78	0
DBO, <i>E. coli</i> , fosfato e sólidos totais	0,73*	21	79	0
DBO, <i>E. coli</i> , fosfato, sólidos totais e ΔT	0,73*	24	76	0

*: correlação significativa em nível de 0,001 de probabilidade pelo teste t.

Para Dancey e Reidy (2008) $0,10 \leq |r| < 0,40$, indica uma correlação fraca; $0,40 \leq |r| < 0,70$, correlação moderada; $0,70 \leq |r| < 1$, correlação forte; e, $|r| = 1$, correlação perfeita. Logo, tem-se que cada um dos oito cenários de IQA_{red} e o IQA_{IGAM} são fortemente correlacionados, sendo essa correlação positiva e significativa. Assim, os índices reduzidos podem ser utilizados como indicadores do perfil da qualidade das águas.

Se considerar o cálculo do IQA com finalidade de gestão dos recursos hídricos, o uso do IQA_{red} – calculado como nesta primeira situação – somente como indicador do perfil da qualidade das águas seria de grande valia. Pois, caso observasse alguma desconformidade na qualidade da água, análises mais precisas poderiam ser realizadas para, então, planos de gestão pudessem ser elaborados.

Porém, observa-se que, apesar de o IQA_{red} apresentar forte correlação com IQA_{IGAM}, a porcentagem de pontos que se mantiveram na classe foi muito baixa. O IQA_{red} superestimou a qualidade da água na maioria dos pontos. Portanto, para a finalidade de gestão, o IQA_{red} deve ser melhorado.

O IGAM (2016) apresenta que, se no ponto de amostragem é ausente um dos parâmetros coliformes termotolerantes/*E. coli* e OD, não é realizado o cálculo do IQA para o dado ponto de amostragem. Isto, provavelmente, se deve ao fato dos

coliformes (*E. coli*) serem o parâmetro que apresenta o maior índice de ultrapassagem dos limites estabelecidos para o padrão classe (CONSÓRCIO ECOPLAN LUME, 2010; ANA, 2013). Já o OD, por ser, provavelmente, o parâmetro mais importante e mais bem estabelecido relacionado à qualidade da água (AKKOYUNLU; AKINER, 2012), e um parâmetro primordial para a vida aquática (PESCE; WUNDERLIN, 2000; KANNEL et al., 2007; BAKAN et al., 2010; AKKOYUNLU; AKINER, 2012; NAVEEDULLAH et al., 2016).

Assim, acredita-se que a não contemplação de *E. coli* no índice reduzido pode ter comprometido a boa equivalência entre o índice proposto e o índice atualmente praticado. Ainda, porque a qualidade da água da bacia do rio Doce foi comprometida, na maioria das vezes, devido aos parâmetros *E. coli* e turbidez. Principalmente devido à *E. coli*, por apresentar, em média, a menor qualidade ($q = 20$).

Apesar de toda problemática do parâmetro *E. coli*, optou-se por não incluí-lo no IQA_{red}, por se tratar de um parâmetro que, para sua análise, demanda muito tempo e gastos com mão de obra, aquisição de reagentes e infraestrutura laboratorial, além de ser um parâmetro de ocorrência natural intensa.

Srivastava e Kumar (2013) procederam ao cálculo do IQA utilizando a forma aditiva do índice original, proposto por Brown et al. (1970). Ao suprimir o parâmetro DBO e redistribuir o peso de forma ponderada entre os demais parâmetros, estes autores observaram pequena diferença no valor do IQA, porém, verificaram conformidade de classes. Vale destacar que Srivastava e Kumar (2013) apresentaram resultados da supressão de apenas um parâmetro em um único ponto específico. Isto não quer dizer que em um grande número de pontos amostrados os resultados obtidos por estes autores seriam tão satisfatórios.

O IGAM (2016) afirma ainda que, na ausência dos demais parâmetros (que não *E. coli* e OD), o IQA deve ser calculado considerando os valores dos oito parâmetros restantes, sendo o peso do parâmetro faltante redistribuído entre os demais. Infere-se que o cálculo do IQA, para o IGAM, só se procede na ausência de apenas um único parâmetro, que não *E. coli* e OD. Neste trabalho, simulou-se a supressão de 3 a 5 parâmetros, podendo ter comprometido, também, o bom resultado, porém, necessário para alcançar o objetivo do presente trabalho.

Buscando melhorar a equivalência entre o IQA_{red} e o IQA_{IGAM}, procedeu-se à análise dos mesmos cenários de supressão dos parâmetros listados anteriormente.

Neste caso, os pesos foram redistribuídos entre os demais parâmetros por meio da otimização da correlação entre IQA_{red} e IQA_{IGAM} .

Os novos resultados mostraram os índices reduzidos também estão fortemente correlacionados positivamente com o IQA_{IGAM} – pequeno aumento do coeficiente de correlação de Pearson, estando entre 0,74 e 0,76, todas as correlações significativas. Verificou-se, também, grande redução da porcentagem de pontos em conformidade de classes com o IQA_{IGAM} – a porcentagem de pontos em que as classes se mantiveram variou de 12 % a 13 %. Logo, procurou-se utilizar de outras técnicas para a definição da redistribuição dos pesos dos parâmetros faltantes.

Para elaboração de um índice que melhor caracterize a qualidade de uma fonte de água, é imprescindível o uso de técnicas estatísticas (COLETTI et al., 2010). Porém, técnicas estatísticas convencionais não devem ser utilizadas em dados ambientais (SABINO; LAGE; ALMEIDA, 2014). Além disso, a qualidade da água é um fenômeno multivariado devido ao grande número de parâmetros que são utilizados para caracterizar a qualidade de um corpo hídrico (LANDWEHR, 1979).

Um desenvolvimento notável nos últimos anos tem sido a introdução da análise estatística multivariada para discernir os parâmetros importantes para a avaliação do IQA (LUMB; SHARMA; BIBEAL, 2011). Os trabalhos de formulação ou aprimoramento de índices aplicando técnicas estatísticas incluem análise de fatores, análise de componentes principais e análise de agrupamento (LANDWEHR, 1979; GHOLIKANDI et al., 2012; WHITTAKER et al., 2015).

Neste trabalho, utilizou-se da análise de *cluster* – ou análise de agrupamentos, ou análise de conglomerados, ou classificação – por se tratar de uma técnica multivariada que tem como objetivo dividir os elementos da amostra em grupos (MINGOTI, 2005). Essa divisão ocorre de forma que os elementos pertencentes a um mesmo grupo sejam similares entre si, em relação às características que neles foram medidas, e os elementos pertencentes a grupos diferentes sejam heterogêneos em relação a estas mesmas características (MINGOTI, 2005).

Ao proceder à análise de *cluster*, o objetivo foi agrupar os parâmetros de qualidade de água envolvidos no cálculo do IQA, para saber quais se comportavam de maneira semelhante, no que se refere à qualidade da água. Então, de acordo com o agrupamento, realizar a distribuição dos pesos dos parâmetros faltantes para aqueles parâmetros que se encontram mais “próximos”.

Na Figura 4.3, observa-se o dendrograma dos parâmetros de qualidade da água utilizados no cálculo do IQA. O parâmetro variação de temperatura não está presente por não ser mensurado e sim estabelecido um valor de qualidade constante.

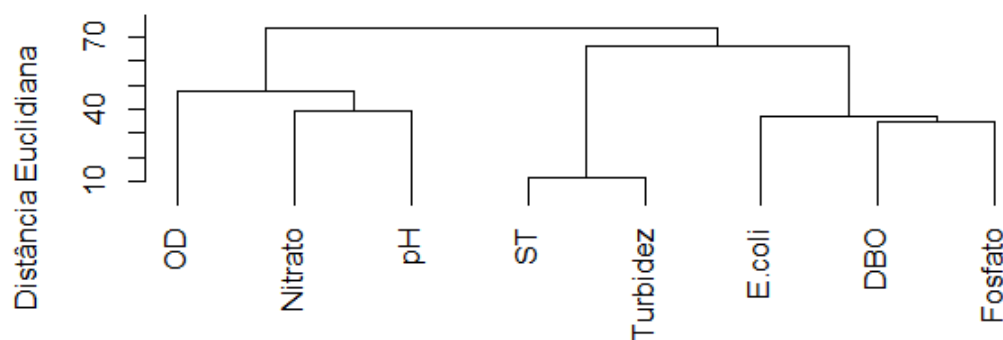


Figura 4.3. Dendrograma dos parâmetros de qualidade de água.

Os resultados apresentados na Figura 4.3 permitem agrupar os parâmetros em dois grupos distintos, sendo eles: i) OD, nitrato e pH; ii) ST, turbidez, *E. coli*, DBO, fosfato. Assim, no segundo grupo, sendo a turbidez o único parâmetro a não ser suprimido em nenhum dos 4 cenários simulados, optou-se por atribuir a este parâmetro todos os pesos dos parâmetros faltantes. Além disso, procedendo-se desta forma para a redistribuição dos pesos evitam-se maiores problemas com a superestimação da qualidade da água ao utilizar o IQA_{red} .

Como já apresentado, a qualidade da água da bacia do rio Doce tem sido comprometida, na maioria das vezes, devido aos parâmetros *E. coli* e turbidez, por estes dois parâmetros apresentarem, em média, o menor valor de qualidade – 20 e 55, respectivamente. Caso não ocorra a supressão dos parâmetros fosfato ou ST e os pesos forem redistribuídos, por exemplo, de forma ponderada entre fosfato, turbidez e ST, pode ocorrer uma grande chance de o IQA_{red} superestimar, ainda mais, a qualidade da água, visto que os valores médios da qualidade dos parâmetros fosfato e ST são, respectivamente, 85 e 83.

No caso da não supressão do parâmetro ST, ainda pode-se verificar, como mais uma vantagem em atribuir todos os pesos dos parâmetros faltantes para a turbidez, a menor possibilidade de propagação de erros na estimação da qualidade da água.

O parâmetro ST, ao ser considerado, foi obtido por meio da soma dos SST – estimados pelos modelos obtidos no capítulo anterior – e SDT – estimados pelas relações entre SDT e CE apresentadas por Walton (1989). Porém, as estimativas podem não ser tão representativas da real concentração de ST presentes na água devido a alguns fatores.

Primeiramente, a turbidez é a medida de uma propriedade óptica. Então, as propriedades físicas das partículas (forma, tamanho, índice de refração etc.) podem interferir na medição deste parâmetro, porém, pouco interferir na concentração do material em suspensão (BHARGAVA; MARIAM, 1990; GIPPEL, 1995; DAPHNE; UTOMO; KENNETH, 2011; HANNOUCHE et al., 2011; RÜGNER et al., 2013). Além disso, a medição da turbidez, especialmente valores baixos, apresenta alto grau de variabilidade dependendo da fonte de luz e do método de medição (METCALF & EDDY et al., 2003).

Em segundo lugar, a CE está diretamente relacionada com a concentração de SDT, caso estes sólidos presentes na água consistam, principalmente, de componentes iônicos condutores de eletricidade (ATEKWANA et al., 2004). Isto é, se ocorrer predominância dos sólidos dissolvidos fixos, tem-se boa correlação entre SDT e CE. O que não ocorre nas águas da bacia do rio Doce, devido ao aporte de altas concentrações de material orgânico, provenientes do lançamento de esgotos, como já discutido.

Todos estes fatores apresentados podem vir a ocasionar erros ainda maiores, ao se estimar a qualidade da água utilizando o IQA_{red} , atribuindo os pesos dos parâmetros faltantes, de forma acumulada, também aos do ST.

Na Tabela 4.4 pode-se observar a matriz de correlação para o valor de qualidade ponderado (q_i^{wi}) dos parâmetros de qualidade da água. Com os resultados apresentados nesta tabela, confirma-se que a escolha da distribuição dos pesos dos parâmetros faltantes para a turbidez foi a melhor opção, já que, direta ou indiretamente, o valor de q_i^{wi} dos parâmetros que foram suprimidos no cálculo dos índices reduzidos correlaciona-se, significativamente, melhor com q_i^{wi} da turbidez (em negrito encontram-se as melhores correlações para os parâmetros faltantes).

Tabela 4.4. Correlação de Pearson entre os valores de qualidades ponderados (q_i^{wi}) dos parâmetros de qualidade da água da bacia hidrográfica do Rio Doce

Parâmetros de qualidade	OD	<i>E. coli</i>	pH	DBO	Nitrato	Fosfato	ΔT	Turbidez
<i>E. coli</i>	0,10*							
pH	0,10*	0,03						
DBO	0,08*	0,10*	-0,01					
Nitrato	-0,02	-0,01	-0,26*	0,08				
Fosfato	-0,04	0,25*	-0,07	0,17*	0,19*			
ΔT	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00		
Turbidez	-0,09*	0,34*	0,11*	0,10*	-0,15*	0,52*	0,00	
ST	-0,03	0,28*	0,05	0,15*	-0,03	0,48*	0,00	0,65*

Nota: em negrito, encontram-se as melhores correlações para os parâmetros faltantes.

*: correlação significativa em nível de 0,05 de probabilidade pelo teste t.

Na Tabela 4.5 é apresentado o coeficiente de correlação de Pearson para o IQA_{red} – calculado considerando a redistribuição dos pesos baseada na análise de *cluster* – e o IQA_{IGAM} , além da porcentagem de pontos que apresentaram compatibilidade e incompatibilidade de classes com o IQA_{IGAM} .

Tabela 4.5. Coeficientes de correlação de Pearson para o IQA_{red} e IQA_{IGAM} e porcentagem de pontos com compatibilidade e incompatibilidade de classes – IQA_{red} calculado considerando a redistribuição dos pesos baseada na análise de *cluster*

Parâmetros faltantes	r	Classes se mantiveram (%)	Superestimou (%)	Subestimou (%)
DBO, <i>E. coli</i> e fosfato	0,71*	54	37	9
DBO, <i>E. coli</i> , fosfato e ΔT	0,71*	50	37	13
DBO e <i>E. coli</i>	0,73*	52	43	5
DBO, <i>E. coli</i> e ΔT	0,72*	55	39	6
DBO, <i>E. coli</i> e sólidos totais	0,72*	55	38	7
DBO, <i>E. coli</i> , sólidos totais e ΔT	0,72*	48	39	13
DBO, <i>E. coli</i> , fosfato e sólidos totais	0,70*	50	36	14
DBO, <i>E. coli</i> , fosfato, sólidos totais e ΔT	0,70*	48	34	18

*: correlação significativa em nível de 0,001 de probabilidade pelo teste t.

Os valores da correlação de Pearson apresentados na Tabela 4.5 mostraram que o IQA_{red} e o IQA_{IGAM} apresentam uma correlação forte para todos os cenários –

segundo a classificação de Dancey e Reidy (2008) – assim como os apresentados na Tabela 4.3. Isso faz com que as duas situações se encontrem em mesmo patamar de equivalência.

Por outro lado, considera-se os resultados apresentados na Tabela 4.5 melhores que os apresentados na Tabela 4.3, pois, a porcentagem de pontos que se mantiveram na classe foi superior, em todos os cenários simulados. Essa porcentagem, na maioria das vezes, é superior à da porcentagem de pontos em não conformidade de classe. Então, pode-se dizer que a redistribuição dos pesos baseada na análise de *cluster* permitiu melhor equivalência entre o IQA_{red} e o IQA_{IGAM} , sendo a melhor opção para a elaboração do IQA_{red} . Escolhida a melhor redistribuição dos pesos, em sequência, deve-se determinar qual o melhor cenário simulado dentre os apresentados.

Considerando-se o objetivo inicial do trabalho, com base nos dados apresentados na Tabela 4.5, pode-se dizer que o melhor cenário é o cálculo do IQA na ausência dos parâmetros DBO, *E. coli* e ST. Ou seja, o IQA_{red} ser calculado considerando-se apenas os parâmetros OD, pH, variação de temperatura, fosfatos, nitratos e turbidez. Esse cenário proporciona a maior porcentagem de pontos em conformidade de classes e um dos maiores coeficiente de correlação de Pearson. Isto significa melhor equivalência com o IQA_{IGAM} .

Nota-se que a medida de todos os parâmetros deste cenário pode ser facilmente obtida ao se utilizar sondas multiparâmetros. Segundo Akkoyunlu e Akiner (2012), muitos desses tipos de equipamentos são credenciados e vastamente utilizados em todo o mundo, além de possuir preços acessíveis. Ademais, a utilização das sondas multiparâmetros pode reduzir a quantidade de dados perdidos, visto que não é necessária amostragens, acondicionamento, transporte – práticas que poderiam ocasionar a perda de amostras. Outro fator interessante é a redução dos custos com mão de obra, reagentes químicos e infraestrutura laboratorial.

O que poderia ser um empecilho à aplicação do IQA_{red} calculado com os parâmetros OD, pH, variação de temperatura, fosfatos, nitratos e turbidez, seria o monitoramento do fósforo. Existem sondas que realizam a medição de fósforo, porém a um custo bastante elevado (USD 30 mil), que poderia tornar dispendioso o monitoramento deste parâmetro.

Analisando-se os dados apresentados na Tabela 4.5, tem-se como boa alternativa o cálculo do IQA na ausência dos parâmetros DBO, *E. coli*, fósforo e ST,

principalmente para países emergentes, que possuem limitados recursos financeiros. Isto porque a diferença, tanto do coeficiente de correlação quanto da porcentagem de pontos em conformidade de classes, é bem pequena.

Tratando-se do desenvolvimento de um índice com número reduzido de parâmetros, parece pouco prático a consideração do parâmetro variação de temperatura, visto que trata-se de um valor não mensurável e constante no cálculo do IQA. O objetivo do presente trabalho não foi apenas obter um índice com número reduzido de parâmetros, mas também que este índice fosse equivalente ao IQA_{IGAM} . Sendo a variação da temperatura um parâmetro constante no IQA_{IGAM} , e que pouco influencia na praticidade de um índice reduzido, este foi considerado para poder obter melhores correlações entre o IQA_{red} e o IQA_{IGAM} e melhores porcentagens de conformidade de classes.

Apesar dos dois cenários descritos anteriormente apresentarem os melhores resultados – melhor equivalência com IQA_{IGAM} – ainda tem-se o problema de elevada superestimativa na qualidade das águas, como pode ser observado na Figura 4.4.

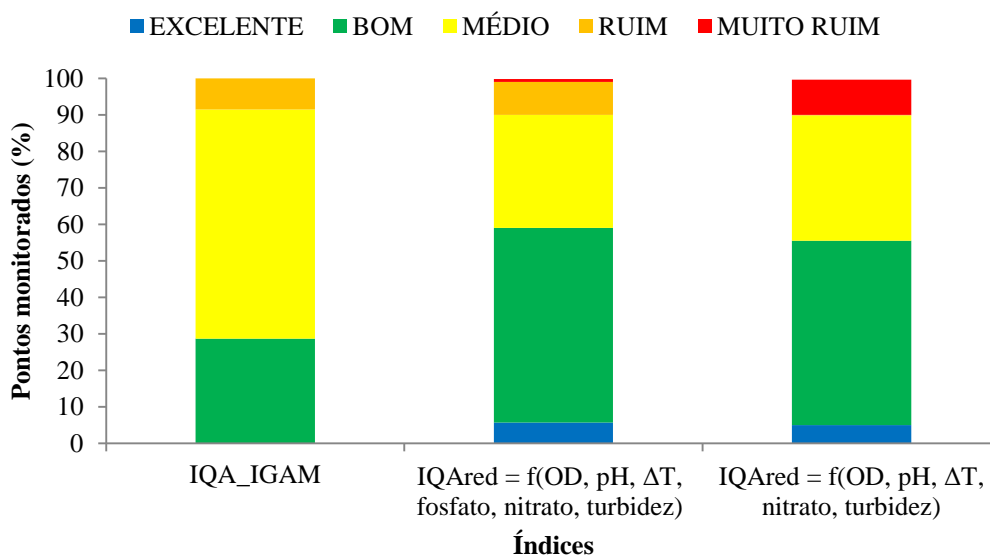


Figura 4.4. Qualidade das águas da bacia do rio Doce no período de 2009 a 2015 – IQA_{IGAM} e os dois melhores cenários para IQA_{red} .

Nota-se que, de forma geral, a qualidade das águas da bacia do rio Doce foi superestimada. Para os dois cenários de IQA_{red} , observou-se aumento de pontos com classificação “Bom” de 29% (IQA_{IGAM}) para mais de 50% (IQA_{red}); e redução nos de

classificação “Médio” de 63% para menos que 35%. Além de mais de 5% dos pontos apresentarem classificação “Excelente”.

Esta superestimativa na qualidade da água também foi relatada por outros autores em trabalhos que apresentaram propostas de IQAs utilizando um número mínimo de parâmetros. Pesce e Wunderlin (2000) estudando, na Argentina, a qualidade da água de rios propuseram um IQA mínimo com 3 parâmetros, OD; CE e turbidez. Moscuza et al. (2007), também na Argentina, propuseram um IQA mínimo com apenas 2 parâmetros, OD e CE. Já Kannel et al. (2007), no Nepal, propuseram um índice mínimo com 5 parâmetros, OD, CE, SST, temperatura e pH. Naveedullah et al. (2016), na China, também propuseram um índice mínimo com 5 parâmetros, OD, CE, turbidez, temperatura e pH. Todos esses autores verificaram que os índices de qualidade da água com número mínimo de parâmetros apresentaram superestimativa na qualidade da água, corroborando os resultados obtidos neste trabalho.

Porém, os autores supracitados obtiveram melhor equivalência entre o índice referência e o índice mínimo, o que pode ser atribuído à diferença no IQA referencial. Neste trabalho, utilizou-se IQA atualmente praticado pelo IGAM, que teve origem no IQA proposto por Brown et al. (1970). Já os autores citados anteriormente, utilizaram como referência o índice de Bascarán. A forma como cada um é calculado, os parâmetros selecionados, pode ter favorecido a obtenção de melhor equivalência. Além disso, neste trabalho, diferentemente dos trabalhos discutidos, analisou-se um período extenso de dados (7 anos) e numa bacia hidrográfica com atividades bastante diversificadas.

Para fins informativos, a divisão em 5 classes de qualidade da água parece pouco prático. O conceito do que seja água com qualidade boa ou excelente, e ruim ou muito ruim, mostra-se redundante. Assim, propôs-se a classificação da qualidade da água considerando como “Boa” (“Excelente” e “Bom”), “Regular” (“Médio”) e “Ruim” (“Ruim” e “Muito Ruim”) (Figura 4.5).

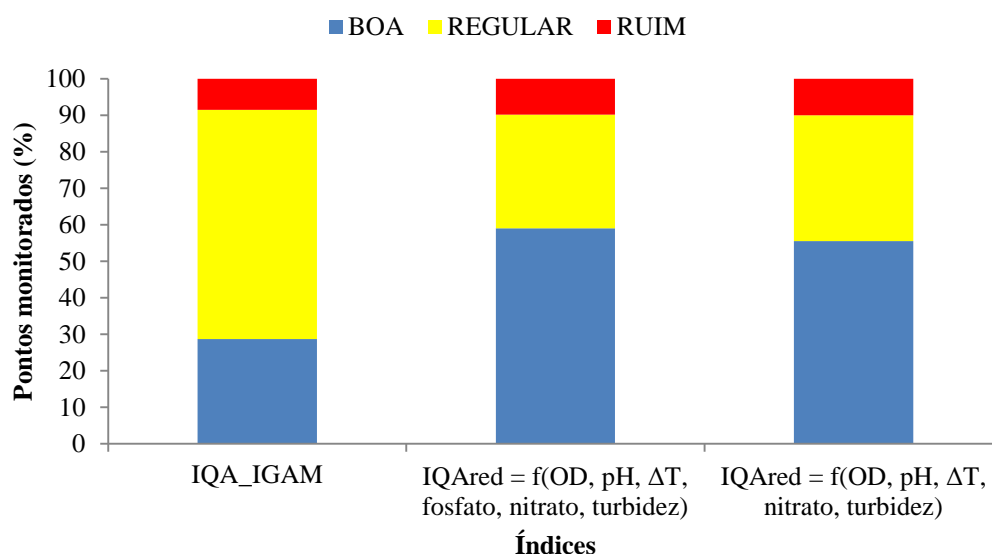


Figura 4.5. Qualidade das águas da bacia do rio Doce no período de 2009 a 2015, retratada em 3 classes – IQA_{IGAM} e os dois melhores cenários para IQA_{red}.

Nota-se, ainda, uma superestimativa na qualidade da água, porém, em menor porcentagem quando comparada à classificação em 5 faixas (Tabela 4.6).

Tabela 4.6. Porcentagem de pontos com compatibilidade e incompatibilidade de classes – dois melhores cenários IQA_{red}, classificados em 3 classes de qualidade

IQA _{red}	Classes se mantiveram (%)	Superestimou (%)	Subestimou (%)
f(OD, pH, ΔT, fosfato, nitrato, turbidez)	59	35	6
f(OD, pH, ΔT, nitrato, turbidez)	61	32	7

Segundo IGAM (2016), as classes do IQA_{IGAM} de acordo com as faixas de valores de IQA (Tabela 4.2) apresentam um significado para a gestão dos recursos hídricos, em que as classes “Excelente”, “Bom” e “Médio” indicam que as águas são apropriadas para tratamento convencional, visando-se o abastecimento público. Já as classes “Ruim” e “Muito Ruim”, águas impróprias para tratamento convencional visando o abastecimento público, sendo necessários tratamentos mais avançados (IGAM, 2016). Sendo assim, no que diz respeito ao uso do IQA com finalidade de gestão, o IQA_{red} é uma ferramenta útil e confiável, como se pode observar na Figura 4.6.

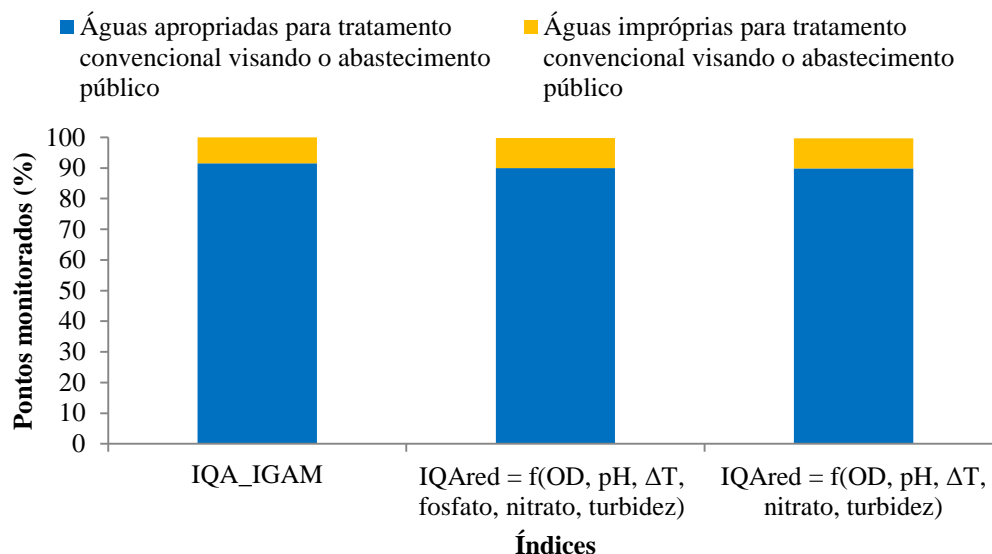


Figura 4.6. Significado da qualidade das águas da bacia do rio Doce, no período de 2009 a 2015 – IQA_{IGAM} e os dois melhores cenários para IQA_{red}.

Na Figura 4.6 é apresentado o percentual de pontos que se encontram dentro de cada uma das condições de gerenciamento dos recursos hídricos descritos por IGAM (2016), considerando-se a série de dados completa para o IQA_{IGAM} e para os dois melhores cenários do IQA_{red}. Observa-se uma diferença mínima entre o IQA_{IGAM} e os dois cenários de IQA_{red}, sendo que este subestimou a qualidade da água em menos de 2% dos pontos amostrados.

Portanto, pode-se afirmar que o uso do IQA_{red} proporciona resultados plausíveis para análise do perfil da qualidade da água, permitindo a obtenção de um mapa mensal de monitoramento da qualidade da água da bacia do rio Doce, por exemplo. Além disso, o IQA_{red} possibilita o estabelecimento de um sistema de controle de monitoramento em tempo real, já que todos os parâmetros considerados podem ser obtidos diretamente utilizando sondas multiparâmetros – considerando-se os dois melhores cenários.

Entretanto, para obter resultados mais confiáveis utilizando o IQA_{red}, seus valores devem estar bem correlacionados com o índice atualmente praticado, neste caso o IQA_{IGAM}. Então, seria necessário apenas manter o monitoramento periódico de rotina utilizando o IQA_{IGAM} – trimestral, como o IGAM já procede – apenas para garantir os resultados obtidos com o monitoramento prévio do IQA_{red}.

Pesce e Wunderlin (2000), Kannel et al. (2007), Moscuza et al. (2007) e Naveedullah et al. (2016) também notaram que, apesar da superestimativa da

qualidade da água, os índices desenvolvidos por eles com número mínimo de parâmetros apresentaram resultados aceitáveis para análise do perfil de qualidade da água.

Uma tentativa de classificação da qualidade da água pelo IQA_{red} foi realizada utilizando novas faixas com o intuito de melhorar a equivalência entre o índice reduzido desenvolvido e o IQA_{IGAM} . Nas Tabelas 4.7 e 4.8 tem-se as novas faixas para os dois melhores cenários de IQA_{red} . Na Figura 4.7, a porcentagem de pontos que apresentaram conformidade e desconformidade de classes com o IQA_{IGAM} , para cada um dos dois melhores cenários, em cada uma das duas faixas.

Tabela 4.7. Novas faixas de classificação da qualidade da água $IQA_{red} = f(\text{OD}, \text{pH}, \Delta T, \text{fosfato}, \text{nitrato}, \text{turbidez})$

Nível	FAIXA I	FAIXA II
Excelente	$95^* < IQA \leq 100^*$	$95 < IQA \leq 100$
Bom	$77 < IQA \leq 95^*$	$83 < IQA \leq 95$
Médio	$50 < IQA \leq 77$	$27 < IQA \leq 83$
Ruim	$17 < IQA \leq 50$	$20 < IQA \leq 27$
Muito Ruim	$IQA \leq 17$	$IQA \leq 20$

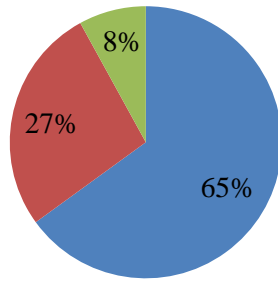
*Valores determinados manualmente para evitar exceder 100.

Tabela 4.8. Novas faixas de classificação da qualidade da água $IQA_{red} = f(\text{OD}, \text{pH}, \Delta T, \text{nitrato}, \text{turbidez})$

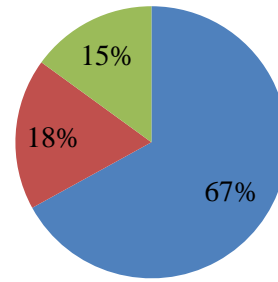
Nível	FAIXA I	FAIXA II
Excelente	$97^* < IQA \leq 100^*$	$97 < IQA \leq 100$
Bom	$75 < IQA \leq 97^*$	$82 < IQA \leq 97$
Médio	$46 < IQA \leq 75$	$25 < IQA \leq 82$
Ruim	$10 < IQA \leq 46$	$15 < IQA \leq 25$
Muito Ruim	$IQA \leq 10$	$IQA \leq 15$

*Valores determinados manualmente para evitar exceder 100.

$$IQA_{red} = f(OD, pH, \Delta T, \text{fosfato}, \text{nitrito}, \text{turbidez})$$

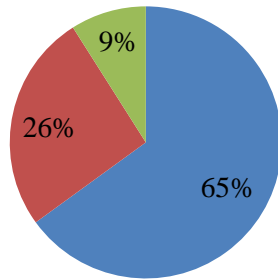


(a)

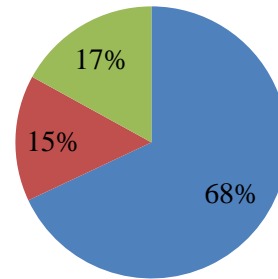


(b)

$$IQA_{red} = f(OD, pH, \Delta T, \text{nitrito}, \text{turbidez})$$



(c)



(d)

■ Classe se manteve ■ Superestimou ■ Subestimou

Figura 4.7. Porcentagem de pontos em conformidade e desconformidade de classes para os dois melhores cenários de IQA_{red} considerando (a) e (c) FAIXA I, (b) e (d) FAIXA II.

Aumento na porcentagem de pontos em conformidade de classe foi observado (10% a 13%), sendo a nova faixa proposta utilizando a porcentagem de pontos dentro de cada classe a que apresentou melhores resultados. Contudo, percebeu-se que isto poderia aumentar a especificidade do IQA_{red} , limitando o uso deste índice apenas para as condições de qualidade dos parâmetros estudados. Além disso, provavelmente, as novas faixas teriam que ser ajustadas de tempos em tempos, pois a correlação entre o IQA_{IGAM} e o IQA_{red} pode se alterar. Kannel et al. (2007) apresentam que os coeficientes de regressão devem ser confirmados de tempos em tempos para se ter resultados sempre confiáveis. Então, optou-se por manter as faixas de valores de classificação original.

4.4. CONCLUSÕES

A redistribuição dos pesos baseada na análise de *cluster* proporcionou melhor equivalência entre o IQA_{red} e o IQA_{IGAM} , sendo a melhor opção para a elaboração do IQA_{red} . O melhor cenário é o cálculo do IQA_{red} considerando-se apenas os parâmetros OD, pH, variação de temperatura, fosfatos, nitratos e turbidez. Como alternativa ainda mais econômica, o cálculo do IQA_{red} pode ser feito considerando-se apenas os parâmetros OD, pH, variação de temperatura, nitratos e turbidez.

O uso do IQA_{red} proporcionou bons resultados para análise do perfil de qualidade da água da bacia do rio Doce, apesar de haver superestimativa quando comparado ao obtido por IQA_{IGAM} . Entretanto, para se obterem resultados mais confiáveis utilizando o IQA_{red} , seus valores devem estar bem correlacionados com o índice atualmente praticado, sendo necessário manter um monitoramento periódico de rotina.

A classificação da qualidade da água utilizando novas faixas limita o uso do índice reduzido desenvolvido apenas para as condições de qualidade dos parâmetros estudados, sendo a melhor opção manter as faixas de valores de classificação original.

No que diz respeito ao uso do IQA com finalidade de gestão, o IQA_{red} é uma ferramenta útil e confiável, além de possibilitar um sistema de controle de monitoramento em tempo real, pois são parâmetros que podem ser monitorados com uso de sondas multiparâmetros.

4.5. REFERÊNCIAS

AKKOYUNLU, A.; AKINER, M. E. Pollution evaluation in streams using water quality indices: A case study from Turkey's Sapanca Lake Basin. **Ecological Indicators**, v. 18, p. 501–511, 2012.

ALVES, M. T. R.; TERESA, F. B.; NABOUT, J. C. A global scientific literature of research on water quality indices: trends, biases and future directions. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, n. 3, p. 245–253, 2014.

AMORIM, M. A. M. et al. **A cobrança pelo uso de recursos hídricos na bacia hidrográfica do Rio Doce**. XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. **Anais...** In: XIX SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HIDRÍCOS. Maceió: 2011

ANA – Agência Nacional de Águas. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: 2013**. Brasília: ANA, 2013.

ATEKWANA, E. A. et al. The relationship of total dissolved solids measurements to bulk electrical conductivity in an aquifer contaminated with hydrocarbon. **Journal of Applied Geophysics**, v. 56, n. 4, p. 281–294, 2004.

BAKAN, G. et al. Integrated environmental quality assessment of the Kızılırmak River and its coastal environment. **Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 10, n. 4, p. 453–462, 2010.

BHARGAVA, D. S.; MARIAM, D. W. Spectral reflectance relationships to turbidity generated by different clay materials. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 56, n. 2, p. 225–229, 1990.

BROWN, R. M. et al. A water quality index - Do we dare? **WATER & SEWAGE WORKS**, v. 117, n. 10, p. 339–343, 1970.

COLETTI, C. et al. Water quality index using multivariate factorial analysis. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 5, p. 517–522, 2010.

CONSÓRCIO ECOPLAN LUME. Plano integrado de recursos hídricos da bacia hidrográfica do Rio Doce e planos de ações para as unidades de planejamento e gestão de recursos hídricos no âmbito da bacia do Rio Doce. **Governador Valadares: Consórcio Ecoplan-Lume**, v. 1, p. 478, 2010.

DANCEY, C. P.; REIDY, J. **Estatística sem matemática para psicologia**. 3. ed. Porto Alegre: Artmed, 2008.

DAPHNE, L. H. X.; UTOMO, H. D.; KENNETH, L. Z. H. Correlation between turbidity and total suspended solids in Singapore rivers. **Journal of Water Sustainability**, v. 1, n. 3, p. 313–322, 2011.

FERREIRA, E. C. F.; ALMEIDA, M. C. **Sistema de Cálculo da Qualidade da Água (SCQA) Estabelecimento das Equações do índice de Qualidade das Águas (IQA)**. Programa Nacional do Meio Ambiente–PNMA II, , 2005.

GHOLIKANDI, G. B. et al. Assessment of surface water resources quality in Tehran province, Iran. **Desalination and Water Treatment**, v. 37, n. 1–3, p. 8–20, 2012.

GIPPEL, C. J. Potential of turbidity monitoring for measuring the transport of suspended solids in streams. **Hydrological processes**, v. 9, n. 1, p. 83–97, 1995.

GOHER, M. E. et al. Evaluation of surface water quality and heavy metal indices of Ismailia Canal, Nile River, Egypt. **The Egyptian Journal of Aquatic Research**, v. 40, n. 3, p. 225–233, 2014.

HANNOUCHE, A. et al. Relationship between turbidity and total suspended solids concentration within a combined sewer system. **Water Science and Technology**, v. 64, n. 12, p. 2445–2452, 2011.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Atlas de Saneamento 2011**. Rio de Janeiro: IBGE, 2011.

IGAM – Instituto Mineiro de Gestão das Águas. **Qualidade das águas superficiais de Minas Gerais em 2015 – Resumo executivo**. Belo Horizonte: Instituto Mineiro de Gestão das Águas, 2016.

JERÔNIMO, C. E. DE M.; SOUZA, F. R. S. Determinação do índice de qualidade da água da lagoa de Extremoz-RN: série temporal e correlação a índices pluviométricos. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 10, n. 10, p. 2219–2232, 2013.

KANNEL, P. R. et al. Application of Water Quality Indices and Dissolved Oxygen as Indicators for River Water Classification and Urban Impact Assessment. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 132, n. 1, p. 93–110, 2007.

LANDWEHR, J. M. A statistical view of a class of water quality indices. **Water Resources Research**, v. 15, n. 2, p. 460–468, 1979.

LUMB, A.; SHARMA, T.; BIBEAULT, J.-F. A review of genesis and evolution of water quality index (WQI) and some future directions. **Water Quality, Exposure and Health**, v. 3, n. 1, p. 11–24, 2011.

MENEZES, J. M.; SILVA JUNIOR, G. C. DA; PRADO, R. B. Índice de Qualidade de Água (IQACCME) Aplicado à Avaliação de Aquíferos do Estado do Rio de Janeiro. **Águas Subterrâneas**, v. 27, n. 2, p. 79–92, 2013.

METCALF & EDDY et al. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4. ed. New York: McGraw Hill, 2003.

MINGOTI, S. A. **Análise de dados através de métodos de estatística multivariada: uma abordagem aplicada**. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2005.

MOSCUZZA, C. et al. Water quality index as an tool for river assessment in agricultural areas in the pampean plains of Argentina. **Journal of Urban and Environmental Engineering**, v. 1, n. 1, p. 18–25, 2007.

NAVEEDULLAH, N. et al. Water Quality Characterization of the Siling Reservoir (Zhejiang, China) Using Water Quality Index. **CLEAN–Soil, Air, Water**, v. 44, n. 5, p. 553–562, 2016.

PESCE, S. F.; WUNDERLIN, D. A. Use of water quality indices to verify the impact of Córdoba City (Argentina) on Suquía River. **Water Research**, v. 34, n. 11, p. 2915–2926, 2000.

PINHEIRO, R. B. et al. Outorga para lançamento de efluentes—Uma metodologia de apoio à gestão de recursos hídricos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 18, n. 4, p. 55–65, 2013.

PINTO, L. C. **Índice de qualidade de água com base na normalização dos dados e análise de componentes principais**. Dissertação (Mestrado)—Lavras: Universidade Federal de Lavras, 2011.

RIBEIRO, C. B. DE M. et al. Warning system based on theoretical-experimental study of dispersion of soluble pollutants in rivers. **Engenharia Agrícola**, v. 31, n. 5, p. 985–997, 2011.

RÜGNER, H. et al. Turbidity as a proxy for total suspended solids (TSS) and particle facilitated pollutant transport in catchments. **Environmental earth sciences**, v. 69, n. 2, p. 373–380, 2013.

SABINO, C. V. S.; LAGE, L. V.; ALMEIDA, K. C. DE B. Uso de métodos estatísticos robustos na análise ambiental. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 19, n. spe, p. 87–94, 2014.

SÁNCHEZ, E. et al. Use of the water quality index and dissolved oxygen deficit as simple indicators of watersheds pollution. **Ecological Indicators**, v. 7, n. 2, p. 315–328, 2007.

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2015**. Brasília: SNSA/MCIDADES, 2017.

SRIVASTAVA, G.; KUMAR, P. Water quality index with missing parameters. **International Journal of research in Engineering and Technology**, v. 2, n. 4, p. 609–614, 2013.

TYAGI, S. et al. Water quality assessment in terms of water quality index. **American Journal of Water Resources**, v. 1, n. 3, p. 34–38, 2013.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014.

WALTON, N. R. G. Electrical conductivity and total dissolved solids—What is their precise relationship? **Desalination**, v. 72, n. 3, p. 275–292, 1989.

WHITTAKER, G. et al. Application of index number theory to the construction of a water quality index: aggregated nutrient loadings related to the areal extent of hypoxia in the northern Gulf of Mexico. **Ecological Indicators**, v. 49, p. 162–168, 2015.

5. VIABILIDADE DO USO DE ÍNDICES MÍNIMOS PARA MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA: UMA COMPARAÇÃO DE MÉTODOS

RESUMO

Os Índices de Qualidade de Água (IQA) surgiram no intuito de apresentar informações resumidas, sendo integradores das características físicas, químicas e biológicas das águas. Porém, a obtenção de todos os parâmetros de qualidade de água que constituem os índices pode ser um empecilho à utilização dos mesmos. Então, muitos têm sido os esforços para o desenvolvimento de índices modificados, com a finalidade de obter resultados satisfatórios utilizando-se número reduzido de parâmetros. Assim, neste trabalho objetivou-se analisar a viabilidade no uso de índices mínimos para monitoramento da qualidade da água, comparando-se diferentes métodos, aplicados ao banco de dados de qualidade de águas interiores da bacia do rio Tietê. Para isso, foram comparados três índices presentes na literatura, além do índice reduzido previamente desenvolvido neste trabalho. O banco de dados da Companhia Ambiental do estado de São Paulo, do ano de 2016, das unidades do Tietê/Jacaré e do Tietê/Batalha foi tratado e, então, calcularam-se os índices mínimos e reduzido. Para análise da viabilidade, os índices foram classificados pelos métodos atualmente praticados nos estados de São Paulo e Minas Gerais e comparados aos mesmos. Melhores correlações foram observadas entre o índice reduzido com os índices praticados nos dois estados. Contudo, para o estado de Minas Gerais, o índice reduzido proporcionou melhor equivalência de classes; para o estado de São Paulo, os índices presentes na literatura foram mais equivalentes. Conclui-se que o uso de índices mínimos proporciona resultados satisfatórios para análise do perfil de qualidade da água. Entretanto, para obter resultados mais confiáveis utilizando os índices mínimos, seus valores devem estar bem correlacionados com o índice atualmente praticado. Além disso, os índices mínimos e reduzidos são ferramentas úteis e praticáveis, no que diz respeito ao uso do IQA com finalidade de gestão.

Palavras-chave: índice de Bascarán, gestão dos recursos hídricos, monitoramento em tempo real.

VIABILITY OF THE USE OF MINIMUM INDICES FOR MONITORING WATER QUALITY: A COMPARISON OF METHODS

ABSTRACT

The Water Quality Indexes (WQI) were developed in order to present summary information, integrating the physical, chemical, and biological characteristics of the water. However, obtaining all water quality parameters that constitute the indices may be a hindrance to their use. Many efforts have been made to develop modified indexes in order to obtain satisfactory results, using a reduced number of parameters. Thus, the objective of this work was to analyze the feasibility of using minimum indexes for monitoring water quality by comparing different methods that are applied to the quality database of inland waters of the Tietê river basin. For this, three indices present in the literature were compared, in addition to the reduced index previously developed in this work. To this effect, three indices from the literature were compared, in addition to the reduced index previously developed in this work. The database of the Environmental Agency of São Paulo State from 2016 for the Tietê/Jacaré and Tietê/Batalha cases was treated, and then, the minimum and reduced rates were calculated. For feasibility analysis, the indices were classified by the methods currently practiced in the states of São Paulo and Minas Gerais and then compared. Better correlations were observed between the reduced index and the indices practiced in the two states. The reduced index provided better class equivalence for the state of Minas Gerais. For the state of São Paulo, the indices present in the literature were more equivalent. It was concluded that the use of minimum indexes provides satisfactory results for water quality profile analysis. However, their values must be well correlated with the index currently practiced to obtain more reliable results using the minimum indexes. In addition, minimum and reduced indexes are useful and practical tools for the use of WQI for management purposes.

Keywords: Bascarán's index, water resources management, real-time monitoring.

5.1. INTRODUÇÃO

O conhecimento da qualidade da água de córregos e rios é essencial para gestão dos recursos hídricos. A qualidade da água de qualquer área ou fonte específica pode ser avaliada por meio de parâmetros físicos, químicos e biológicos (TYAGI et al., 2013).

Referir-se à qualidade da água não se trata apenas na quantificação de parâmetros físicos e químicos. A qualidade da água é o reflexo do efeito combinado de diversos processos que ocorrem no corpo hídrico, isto é, o funcionamento do ecossistema (BUENO; GALBIATTI; BORGES, 2005). Os Índices de Qualidade de Água (IQA) vieram, então, como integradores das características físicas, químicas e biológicas das águas, fornecendo indicativos das disfunções do ecossistema e contribuindo para as tomadas de decisão mais eficientes no manejo de bacias hidrográficas, refletindo o nível de salubridade da água (BERTOSSI et al., 2013). Por isso, os IQAs têm sido amplamente utilizados com o objetivo de identificar a variação espacial e temporal na qualidade das águas em uma bacia hidrográfica (COLETTI et al., 2010).

Os IQAs são instrumentos matemáticos simplificadores, que transformam dados complexos de qualidade da água em informações compreensíveis e utilizáveis pelo público, indicando o nível de qualidade dos recursos hídricos (SÁNCHEZ et al., 2007; JERÔNIMO; SOUZA, 2013; SRIVASTAVA; KUMAR, 2013). Apesar disso, a obtenção de todos os parâmetros de qualidade de água que constituem o índice pode não ser uma prática tão fácil, devido à demanda por tempo ou por causa de falhas nos testes (SRIVASTAVA; KUMAR, 2013), tornando-se a aplicação do IQA inviável (BERTOSSI et al., 2013; CETESB, 2015). Ademais, o grande número de parâmetros gera gastos para a obtenção, além do custo ambiental decorrente dos produtos analíticos utilizados nas análises.

Nesse contexto, o desenvolvimento de índices modificados com a finalidade de obter resultados satisfatórios, utilizando-se número reduzido de parâmetros, é de extrema importância para redução de gastos (AKKOYUNLU; AKINER, 2012). Este fato é comprovado pelo bom número de material literário tratando sobre elaboração de índices mínimos para retratar a qualidade da água em diversas partes do mundo. Como exemplos, pode-se listar o trabalho de Pesce e Wunderlin (2000), na Argentina, que propuseram um IQA mínimo com 3 parâmetros; o de Moscuza et al.

(2007), que também na Argentina, propuseram um IQA mínimo com apenas 2 parâmetros; e o recente trabalho de Naveedullah et al. (2016), que propuseram um índice mínimo com 5 parâmetros, na China.

No capítulo anterior, também foi apresentado índices de qualidade das águas com número de parâmetros reduzido (IQA_{red}). Estes índices foram desenvolvidos para águas da bacia do rio Doce – em específico as unidades do rio Piranga e do rio Piracicaba – e equivalentes ao índice atualmente praticado no estado de Minas Gerais (IQA_{IGAM}). A principal proposta contemplava 6 parâmetros e, a proposta alternativa, 5 parâmetros.

Sabendo da importância de tal assunto, neste trabalho objetivou-se analisar a viabilidade do uso de índices mínimos para monitoramento da qualidade da água, comparando diferentes métodos, aplicados ao banco de dados de qualidade de águas interiores da bacia do rio Tietê.

5.2. MATERIAL E MÉTODOS

5.2.1. Área de estudo

Para avaliação da viabilidade dos índices anteriormente desenvolvidos para as unidades dos rios Piranga e Piracicaba (Minas Gerais), e dos demais índices apresentados na literatura, escolheu-se a bacia hidrográfica do rio Tietê, em específico as Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHIs) do Tietê/Jacaré e Tietê/Batalha.

A bacia hidrográfica do rio Tietê situa-se na região Sudeste, integrando a região hidrográfica do Paraná, com área de drenagem de aproximadamente 73.400 km², e uma população de aproximadamente 29,2 milhões de habitantes. O Tietê é o rio de maior extensão do estado de São Paulo – percorrendo apenas terras paulistas, no sentido leste-oeste, em uma extensão de aproximadamente 1.100 km – nasce nas escarpas da Serra do Mar, a 22 km do litoral, no município de Salesópolis e sua foz localiza-se no rio Paraná, na fronteira com o Estado de Mato Grosso do Sul, no município de Itapurá (SÃO PAULO, 2011).

Essa bacia engloba seis UGRHIs, sendo elas: Piracicaba/Capivari/Jundiá (UGRHI 05); Alto Tietê (UGRHI 06); Tietê/Sorocaba (UGRHI 10); Tietê/Jacaré

(UGRHI 13); Tietê/Batalha (UGRHI 16); e Baixo Tietê (UGRHI 19) (SÃO PAULO, 2013), como pode ser observado na Figura 5.1.

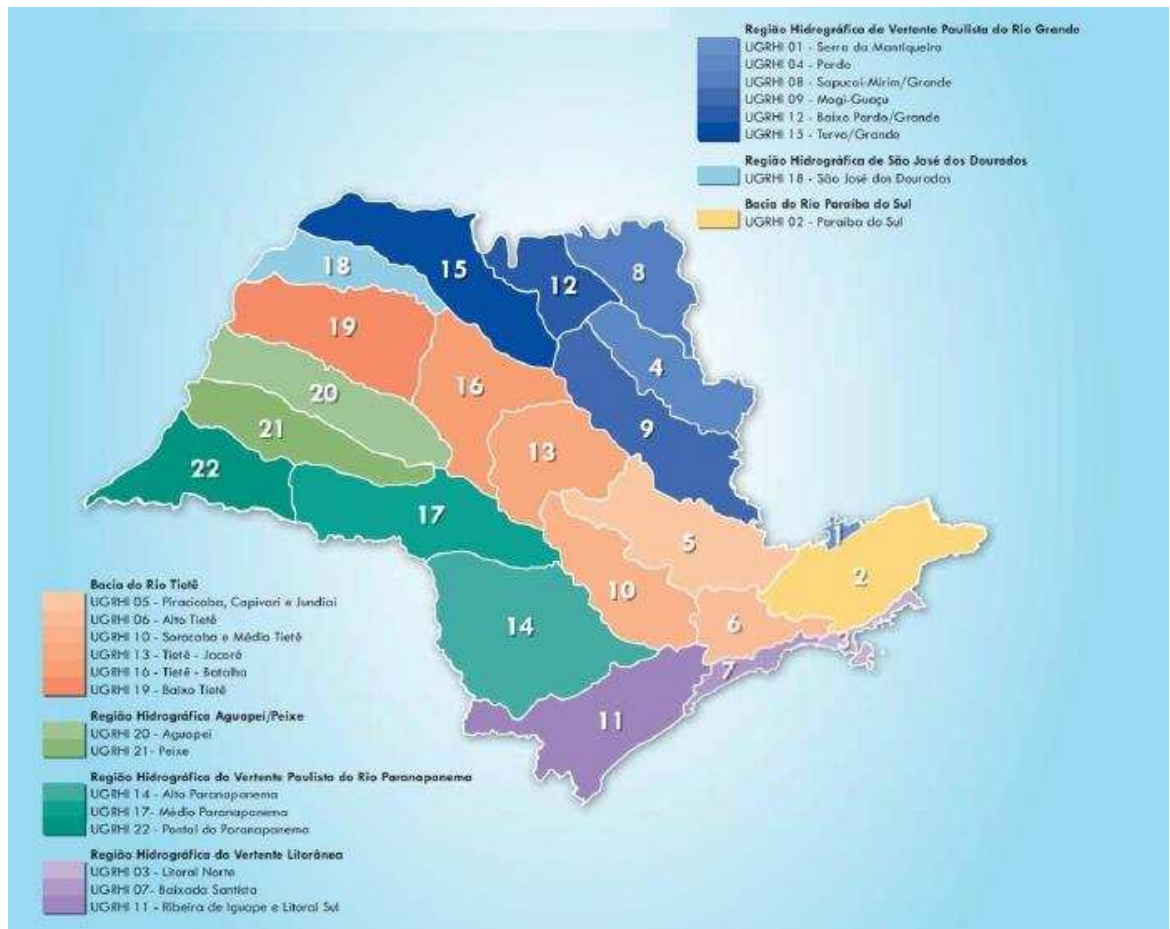


Figura 5.1. Mapa das bacias e regiões hidrográficas do estado de São Paulo.
Fonte: SÃO PAULO (2013)

A escolha da bacia hidrográfica do rio Tietê e das duas UGRHIs, Jacaré e Batalha, foi fundamentada pelo fato de apresentar grande importância socioeconômica e política, por se tratar de uma bacia com intensa atividade econômica e ocupação populacional, a exemplo das duas unidades da bacia do rio Doce, estudada no capítulo anterior. Mesmo sendo bacias/unidades semelhantes, elas estão localizadas em região hidrográfica diferentes; assim, ao se analisar a viabilidade dos índices anteriormente desenvolvidos neste trabalho, pode-se verificar se estes são reprodutíveis e flexíveis.

5.2.2. Características dos dados

Para analisar a viabilidade do uso de índices mínimos no monitoramento da qualidade da água, comparando diferentes métodos, foi feito o levantamento da base de dados de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo. Essas informações são fornecidas pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), que monitora a qualidade das águas interiores do estado de São Paulo, desde 1974. Para o presente trabalho considerou-se o monitoramento do último ano – no caso, ano de 2016, contemplando-se os parâmetros necessários para o cálculo dos índices em análise.

Atualmente, a CETESB possui em sua rede de monitoramento qualitativo 449 pontos de amostragem distribuídos pelos principais rios e reservatórios (CETESB, 2017); sendo que 13 destes pontos estão localizados na UGRHI do Tietê/Jacaré, e 9 na UGRHI Tietê/Batalha. A frequência das análises é, via de regra, bimestral.

5.2.3. Pré-tratamento dos dados

Para evitar quaisquer problemas que a presença de valores censurados e perdidos possam causar nas análises estatísticas, o banco de dados deve ser tratado. Para tratar os valores censurados, geralmente presentes em dados ambientais, a metodologia apresentada por Sabino, Lage e Almeida (2014) foi utilizada. Os autores apresentam que, os valores que se encontram abaixo do limite mínimo de detecção são substituídos pela metade do limite mínimo de detecção; já os valores que se encontram acima do valor máximo mensurado pelo órgão responsável são mantidos.

Para dados perdidos, o ponto de amostragem que não apresentasse um dos parâmetros necessários para o cálculo dos índices analisados ou não apresentasse nenhum dos parâmetros, foi excluída. Apesar do pequeno número de pontos amostrados, trata-se de um banco de dados bem completo, sem parâmetros faltantes no período escolhido das duas UGRHIs em estudo.

5.2.4. Índices mínimos

O estudo da viabilidade do uso de índices mínimos no monitoramento da qualidade da água contemplou um dos índices previamente propostos (capítulo anterior) e 3 índices distintos encontrados na literatura, sendo eles: o índice proposto por Pesce e Wunderlin (2000), que consiste em um IQA mínimo com 3 parâmetros (oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica (CE) e turbidez); o índice proposto por Moscuza et al. (2007), que consiste em um IQA mínimo com apenas 2 parâmetros (OD e CE); e o índice proposto por Naveedullah et al. (2016), que consiste em índice mínimo com 5 parâmetros (OD, CE, turbidez, temperatura e pH). Estes três índices são baseados na proposta do índice de Bascarán (consultar Pesce e Wunderlin (2000)) (Equação 5.1).

$$IQA_{\text{Bascarán}} = k \frac{\sum_{i=1}^n C_i P_i}{\sum_{i=1}^n P_i} \quad (\text{Equação 5.1})$$

Em que,

k – é uma constante de ajuste em função do aspecto visual das águas, atribuída conforme a seguinte escala: 1,00 para águas sem contaminação aparente; 0,75 para águas ligeiramente contaminadas; 0,50 para águas contaminadas; 0,25 para águas altamente contaminadas;

C_i – valor atribuído a cada parâmetro, após a normalização; e

P_i – peso relativo atribuído a cada parâmetro, o valor pode variar de 1 a 4, sendo o valor 4 atribuído a parâmetros que tem maior importância para a preservação da vida aquática, e o valor de 1 a parâmetros que tem um impacto menor.

O índice previamente propostos no capítulo anterior também foi utilizado para esta comparação. Trata-se de um índice de qualidade das águas com número reduzido de parâmetros (IQA_{red}) equivalente ao índice atualmente praticado pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), no estado de Minas Gerais (IQA_{IGAM}), desenvolvido para águas da bacia do rio Doce – em específico as unidades do rio Piranga e do rio Piracicaba – com base no IQA_{IGAM} (Equação 5.2).

$$IQA_{IGAM} = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (\text{Equação 5.2})$$

Em que,

IQA_{IGAM} – Índice de Qualidade de Água, variando de 0 a 100;

q_i – qualidade do parâmetro i obtido através da curva média específica de qualidade;

w_i – peso atribuído ao parâmetro, em função de sua importância na qualidade, entre 0 e 1;

n – número de parâmetros.

O IQA_{red} é calculado utilizando 5 parâmetros: (OD, pH, variação de temperatura, nitratos e turbidez). Como a CETESB não utiliza nitratos para o cálculo do IQA (utiliza do nitrogênio total) optou-se, também por analisar este IQA_{red} na ausência do parâmetro nitrato. Assim, para a comparação, utilizou-se IQA_{red}^{IGAM} (OD, pH, variação de temperatura, nitratos e turbidez) e IQA_{red}^{CETESB} (OD, pH, variação de temperatura e turbidez).

Ambos os índices utilizam o mesmo método de cálculo do IQA praticado pelo IGAM e CETESB, porém, com uma diferença no peso atribuído ao parâmetro turbidez em função de sua importância na qualidade. Para o IQA_{red}^{IGAM} , o parâmetro turbidez adquire o peso igual a 0,51; já para o IQA_{red}^{CETESB} o peso é de 0,61. Os demais parâmetros apresentam o mesmo peso do método do IGAM e CETESB.

5.2.5. Análise da viabilidade

Para análise da viabilidade do uso de índices mínimos para monitoramento da qualidade da água foram calculados os cinco índices descritos no item anterior e avaliados em relação aos índices atualmente praticados pelo IGAM e pela CETESB, IQA_{IGAM} e IQA_{CETESB} , respectivamente. Esses dois índices foram escolhidos como “índices-padrão” pelo fato do IQA_{red} ter sido desenvolvidos para uma bacia mineira e aplicados em dados de uma bacia paulista.

O cálculo do IQA_{CETESB} utiliza o mesmo método do IQA_{IGAM} , porém, com duas diferenças: i) para o cálculo do índice considera-se o nitrogênio total e não a forma de nitrato; ii) para a classificação da qualidade da água, utilizam-se faixas diferentes. Para uma análise mais ampla, os índices mínimos foram classificados utilizando as duas faixas (Tabela 5.1) e, então, comparados aos dois “índices-padrão”, visto que Pesce e Wunderlin (2000) e Moscuza et al. (2007) não apresentam uma classificação específica para os métodos propostos. Por sua vez, Naveedullah et al. (2016) utilizaram faixa idêntica à do IGAM (Tabela 5.1), possivelmente por ser essa a base do IQA da *National Sanitation Foundation* (NSF) dos Estados Unidos (IQA-NSF), já que este índice é internacionalmente conhecido (JERÔNIMO; SOUZA, 2013) e o mais difundido (MENEZES; SILVA JUNIOR; PRADO, 2013).

Tabela 5.1. Classificação da qualidade da água segundo IGAM e CETESB

IQA_{CETESB}		IQA_{IGAM}	
Nível	Faixa do IQA_{CETESB}	Nível	Faixa do IQA_{IGAM}
Ótima	$79 < IQA \leq 100$	Excelente	$90 < IQA \leq 100$
Boa	$51 < IQA \leq 79$	Bom	$70 < IQA \leq 90$
Regular	$36 < IQA \leq 51$	Médio	$50 < IQA \leq 70$
Ruim	$19 < IQA \leq 36$	Ruim	$25 < IQA \leq 50$
Péssima	$IQA \leq 19$	Muito Ruim	$IQA \leq 25$

Adaptado de CETESB (2015) e IGAM (2016)

O IQA_{red}^{IGAM} foi classificado utilizando a faixa do IGAM; já IQA_{red}^{CETESB} , utilizando a faixa da CETESB. Ambos os índices foram classificados, também, aplicando-se as novas faixas desenvolvidas no capítulo anterior (FAIXA I e FAIXA II), para verificação da reprodutibilidade/flexibilidade das mesmas.

Os índices foram avaliados em função do coeficiente de correlação de Pearson (r) e adequação às classes de qualidade da água em relação aos “índices-padrão”.

5.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.3.1. Qualidade das águas da bacia do rio Tietê

Uma análise preliminar da qualidade da água das UGRHIs Tietê/Batalha e Tietê/Jacaré para o ano de 2016 foi realizada. Na Figura 5.2 é apresentado o percentual de pontos dentro de cada classe do IQA_{CETESB}, considerando-se a série de dados completa e considerando cada bimestre monitorado. Nota-se que, de forma geral, as águas apresentaram boa qualidade no ano em estudo – aproximadamente 84% dos pontos apresentaram classificação entre “Ótima” e “Boa”, 15% “Regular” e, apenas 1% entre “Ruim” e “Péssima”. A análise de cada bimestre mostra que esse mesmo perfil é mantido.

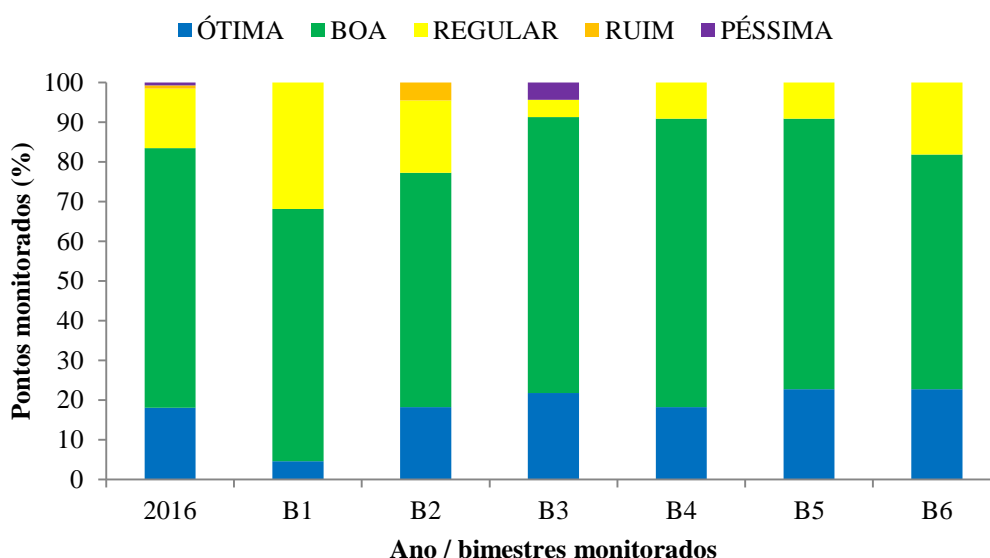


Figura 5.2. Qualidade das águas da bacia do rio Tietê (IQA_{CETESB}) considerando-se o ano de 2016 e seus bimestres (B).

A qualidade da água foi comprometida, na maioria das vezes, devido aos parâmetros *E. coli* e turbidez. A nota de qualidade destes parâmetros, obtidas por meio da curva média específica de qualidade, em média, foi de 32 e 55, respectivamente.

A *E. coli* é um indicador de contaminação exclusivamente fecal (VON SPERLING, 2014); já a turbidez é associada à contaminação bacteriológica (PESCE; WUNDERLIN, 2000; BAKAN et al., 2010), que podem ser de origem fecal. Sendo o

IQA sensível à contaminação por esgotos (IGAM, 2016), infere-se que os baixos valores de qualidade dos parâmetros *E. coli* e turbidez se trata de um sinal de contaminação dos cursos de água por lançamento de esgotos tratados ou não.

Corpos hídricos que atravessam áreas urbanas densamente povoadas apresentam evidente comprometimento da qualidade das águas, devido ao aporte de efluentes tratados ou esgotos sanitários *in natura* (ANA, 2013). O que se encaixa perfeitamente no caso do rio Tietê, que atravessa uma das maiores metrópoles da América Latina. A CPRH (2015) confirma que os rios do estado de São Paulo encontram-se comprometidos por esgotos sanitários.

Com o exposto, entende-se que o lançamento de esgotos *in natura* nos rios tem sido um dos grandes responsáveis pelo comprometimento da qualidade das águas da bacia do rio Tietê. Pesce e Wunderlin (2000), na Argentina; Kannel et al. (2007), no Nepal; Sánchez et al. (2007), na Espanha; e Bakan et al. (2010), na Turquia, também observaram piora da qualidade da água em áreas urbanas. O que demonstra que o lançamento de esgotos sanitários em cursos hídricos é um problema que pode ser considerado global.

Sabendo do comprometimento da qualidade das águas dos rios do estado de São Paulo por esgotos sanitários, a CETESB utiliza para cálculo do IQA o nitrogênio total, em vez do nitrato (LOPES, 2007; VON SPERLING, 2007; CPRH, 2015). Esgotos sanitários são ricos em outras formas de nitrogênio, tais como o nitrogênio orgânico e o amoniacal, assim, justifica o fato da CETESB utilizar o nitrogênio total.

Foi apresentado que uma das diferenças entre IQA_{IGAM} e IQA_{CETESB} é a forma do nitrogênio utilizada no cálculo, então, sabendo-se do impacto dos esgotos sanitários na qualidade dos rios, na Figura 5.3 é apresentada uma comparação entre os métodos do IGAM e CETESB, para verificar o efeito da forma nitrogenada utilizada nos índices.

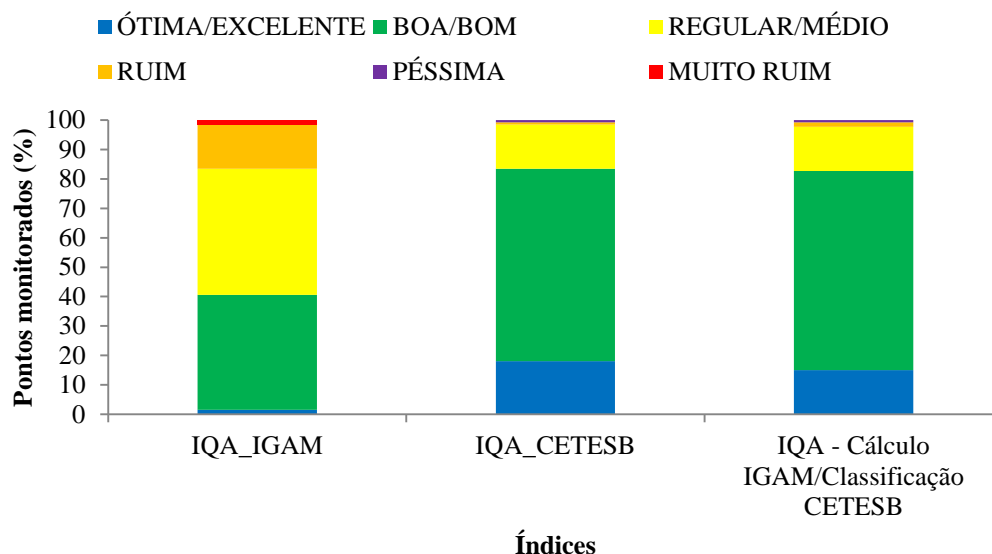


Figura 5.3. Qualidade das águas da bacia do rio Tietê – IQA_{CETESB} e IQA_{IGAM} .

Comparando as duas primeiras colunas do gráfico apresentado na Figura 5.3, nota-se grande diferença entre os métodos, o atualmente aplicado pelo IGAM mostra-se muito mais restritivo, visto que pouco mais de 40% dos pontos apresentaram classificação entre “Excelente” e “Bom”, comparado aos 84% dos pontos entre “Ótima” e “Boa”, segundo classificação da CETESB. Porém, ao se comparar valores, verifica-se que o IQA_{CETESB} e IQA_{IGAM} apresentam uma correlação positiva significativa ($p\text{-valor} < 0,001$) de $r = 0,99$.

Como os valores são muito semelhantes, nota-se que não é a diferença nitrogênio total ou nitrato a responsável pelas classificações discrepantes. A não concordância das faixas deveu-se aos valores praticados por faixa para classificação da qualidade, mais restritivos no caso do IGAM.

Para uma comparação mais fidedigna, na terceira coluna do gráfico apresentado na Figura 5.3 tem-se o percentual de pontos dentro de cada classe do IQA_{CETESB} , considerando o cálculo do IQA_{IGAM} . Comparando as duas últimas colunas da Figura 5.3, nota-se que não há diferença entre os métodos de cálculo (considerando nitrogênio total ou nitrato). Logo, tem-se três hipóteses para justificar o ocorrido: i) não faz diferença a forma nitrogenada monitorada – nitrogênio total ou nitrato – quando a finalidade é cálculo de IQA; ii) o fato de o IGAM considerar o nitrato “cheio” ($\text{mg L}^{-1} \text{NO}_3$) (FERREIRA; ALMEIDA, 2005) e não o nitrogênio que se encontra na forma de nitrato ($\text{mg L}^{-1} \text{N-NO}_3$) – assim como o IQA-NSF, que é a

base tanto do IQA_{IGAM} quanto do IQA_{CETESB} ; iii) a forma nitrogenada predominante nesses corpos hídricos é o nitrato.

Considerando que, em termos de cálculo do IQA, a única diferença entre o método do IGAM e CETESB é o parâmetro relacionado ao nitrogênio, e analisando as duas últimas colunas da Figura 5.3, pode-se dizer que a segunda hipótese, provavelmente, é a mais correta, ao menos em termos numéricos. Nota-se uma pequena subestimativa quando se considera o método de cálculo do IGAM; sendo a única maneira disso acontecer é a concentração de nitrato ser maior que a concentração de nitrogênio total. Como o nitrogênio total contempla todas as formas nitrogenadas presentes na água (nitrito, nitrato, nitrogênio orgânico e amoniacal), o fato descrito só pode ocorrer se considerado o nitrato “cheio” ($mg\ L^{-1}\ NO_3$).

5.3.2. Análise da viabilidade do uso de índices mínimos de qualidade de água

Na Tabela 5.2 é apresentado o coeficiente de correlação de Pearson dos índices mínimos com o IQA_{IGAM} e o IQA_{CETESB} , além da porcentagem de pontos que apresentaram compatibilidade e incompatibilidade de classes com cada um dos “índices-padrão”.

Tabela 5.2. Correlação de Pearson dos índices mínimos com o IQA_{IGAM} e o IQA_{CETESB} e porcentagem com compatibilidade e incompatibilidade de classes

Índices para comparação	Índices mínimos	r	Classes se mantiveram (%)	Superestimou (%)	Subestimou (%)
IQA_{CETESB}	IQA_{red}^{CETESB}	0,78*	29	1	70
	Pesce e Wunderlin (2000)	0,74*	52	17	31
	Moscuzza et al. (2007)	0,54*	32	1	67
	Naveedullah et al. (2016)	0,69*	52	17	31
IQA_{IGAM}	IQA_{red}^{IGAM}	0,78*	60	22	18
	Pesce e Wunderlin (2000)	0,75*	37	56	7
	Moscuzza et al. (2007)	0,55*	45	20	35
	Naveedullah et al. (2016)	0,71*	41	56	3

*: correlação significativa em nível de 0,001 de probabilidade pelo teste t.

Dancey e Reidy (2008) classificam as correlações pela magnitude do coeficiente de correlação de Pearson, em que $0,10 \leq |r| < 0,40$, indica uma correlação fraca; $0,40 \leq |r| < 0,70$, correlação moderada; $0,70 \leq |r| < 1$, correlação forte; e, $|r| = 1$, correlação perfeita. Logo, os índices IQA_{red}^{CETESB} e o de Pesce e Wunderlin (2000) são fortemente correlacionados com o IQA_{CETESB} ; já os índices de Moscuza et al. (2007) e Naveedullah et al. (2016) apresentaram uma correlação moderada com o IQA_{CETESB} , sendo todas essas correlações positivas e significativas. Para o IQA_{IGAM} , com exceção do índice de Moscuza et al. (2007) que apresentou correlação moderada com o IQA_{IGAM} , os demais índices estão fortemente correlacionados com este índice; todas, também, positivas e significativas.

Os índices reduzidos – IQA_{red}^{IGAM} e IQA_{red}^{CETESB} – apresentaram melhor correlação com os “índices-padrão”. Fato que já era esperado, visto que eles foram elaborados com base no mesmo método do IQA_{IGAM} que, por sua vez, se diferencia pouco do método de cálculo do IQA_{CETESB} , já que ambos têm a mesma base (IQA_{NSF}). Já os outros três índices são baseados na proposta do índice de Bascarán, um método diferente.

Considerando esse fato, pode-se dizer que os métodos propostos por Pesce e Wunderlin (2000) e Naveedullah et al. (2016) geraram resultados bastante satisfatórios, provavelmente por contemplarem parâmetros importantes para a qualidade da água da região estudada. Já o método apresentado por Moscuza et al. (2007) não apresentou bons resultados em relação aos “índices-padrão”, certamente por contemplar um número bastante reduzido de parâmetros (OD e CE) que não foram capazes de representar a qualidade da água de forma mais ampla.

Sabendo que o custo do processo analítico envolvido pode ser um fator limitante para a avaliação da qualidade das águas (KANNEL et al., 2007; BAKAN et al., 2010), os índices mínimos e reduzidos, se considerados com finalidade de gestão dos recursos hídricos, são ferramentas úteis e economicamente viáveis. Estes índices, estando bem correlacionados com os “índices-padrão”, podem ser bons indicadores do perfil de qualidade das águas. Assim, caso seja observada alguma desconformidade na qualidade da água, utilizando os índices mínimos ou reduzidos, análises mais precisas poderiam ser realizadas para que, então, planos de gestão pudessem ser elaborados.

Outra vantagem da utilização dos índices mínimos e reduzidos apresentados neste estudo trata-se da facilidade em que todos os parâmetros contemplados nestes

índices podem ser obtidos; já que eles podem ser monitorados utilizando sondas de qualidade de água multiparâmetros. Diversos tipos desses equipamentos são credenciados e vastamente utilizados em todo o mundo, além de possuir preços acessíveis (AKKOYUNLU; AKINER, 2012).

A utilização de sondas multiparâmetros pode reduzir a quantidade de dados perdidos, visto que não é necessária amostragem, acondicionamento, transporte – práticas que poderiam ocasionar a perda de amostras. Outro fator interessante é a redução nos custos de mão de obra, reagentes químicos e infraestrutura laboratorial. Também, o custo ambiental decorrente dos produtos analíticos utilizados nas análises pode ser minimizado. A utilização desses tipos de equipamentos para monitoramento da qualidade da água possibilita, também, a disponibilização em tempo real dos dados em *sites* e aplicativos; podendo-se pensar, até mesmo, na possibilidade de um IQA em tempo real.

Analisando-se a porcentagem de pontos em conformidade e desconformidade de classes, observa-se que os índices mínimos e reduzido, via de regra, subestimaram a qualidade das águas da bacia do rio Tietê, quando classificados pelo método do IQA_{CETESB}, e comparados ao mesmo, sendo que os métodos propostos por Pesce e Wunderlin (2000) e Naveedullah et al. (2016), apesar da menor correlação com o IQA_{CETESB}, apresentaram a melhor equivalência de classes.

Inferiu-se que, nas condições usadas neste trabalho, os índices propostos por Pesce e Wunderlin (2000) e Naveedullah et al. (2016) apresentaram-se como boas alternativas. Levando em consideração a praticidade do método, inferiu-se que o método de Pesce e Wunderlin (2000) apresentou o melhor desempenho, visto que este método contempla menor número de parâmetros de qualidade que o proposto por Naveedullah et al. (2016) e, mesmo assim, apresentou as mesmas porcentagens de compatibilidade e incompatibilidade de classes. Os índices, nesta situação, tiveram a mesma percepção da qualidade das águas da bacia do rio Tietê, porém o índice de Pesce e Wunderlin (2000) necessitou, para isso, menor número de parâmetros monitorado (OD, CE e turbidez).

Já quando os índices mínimos e reduzido foram classificados pelo método do IQA_{IGAM} e comparados ao mesmo, notou-se, quase sempre, superestimativa na qualidade das águas da bacia em estudo. Esta superestimativa da qualidade da água também foi relatado por Pesce e Wunderlin (2000), Moscuza et al. (2007) e Naveedullah et al. (2016); corroborando com os resultados obtidos neste trabalho.

Moscuzza et al. (2007) e Naveedullah et al. (2016) obtiveram melhores correlações entre o índice referência e o índice mínimo. Este fato pode ter ocorrido devido à diferença do IQA “padrão”. Neste trabalho, utilizou-se IQA atualmente praticado pelo IGAM e CETESB, que teve origem do IQA proposto por Brown et al. (1970). Já os autores supracitados, utilizaram como referência o índice de Bascarán para o desenvolvimento da proposta e também para efetuar a comparação. A forma como cada um é calculado, os parâmetros selecionados podem ter favorecido a obtenção de melhores correlações.

O IQA_{red}^{IGAM} , além de apresentar maior coeficiente de correlação de Pearson, apresentou a melhor equivalência de classes. Logo, para uma bacia localizada no estado de Minas Gerais, o índice mais viável seria o IQA_{red}^{IGAM} .

O uso de índices mínimos e reduzidos proporcionou resultados satisfatórios para análise do perfil de qualidade da água para a bacia do rio Tietê. O monitoramento por meio de tais índices permitiria a obtenção de um mapa de monitoramento da qualidade da água com uma frequência inferior às atualmente usadas. Além disso, os índices mínimos e reduzidos apresentados e avaliados neste trabalho têm o potencial de possibilitar um sistema de controle de monitoramento em tempo real, já que todos os parâmetros considerados podem ser obtidos diretamente utilizando sondas multiparâmetros, e que os dados monitorados podem ser facilmente armazenado em *data loggers* e transmitidos via satélite, rádio, entre outros.

Entretanto, para obter resultados mais confiáveis utilizando tais índices, seus valores devem estar bem correlacionados com o índice atualmente praticado, neste caso o IQA_{IGAM} ou IQA_{CETESB} . Seria necessário, então, apenas manter o monitoramento periódico de rotina utilizando o “índice-padrão” apenas para garantir os resultados obtidos com o monitoramento prévio dos índices mínimos.

Nas Tabelas 5.3 e 5.4 tem-se, para IQA_{red}^{IGAM} e IQA_{red}^{CETESB} , a porcentagem de pontos com compatibilidade e incompatibilidade de classes com o IQA_{IGAM} e IQA_{CETESB} , respectivamente, sendo que estes dois novos índices foram classificados pelas duas novas faixas de qualidade obtidas no capítulo anterior.

Tabela 5.3. Porcentagem de pontos com compatibilidade e incompatibilidade de classes com IQA_{IGAM} – para o IQA_{red}^{IGAM} , classificado pelas duas novas faixas de qualidade

		IQA_{red}^{IGAM} (%)
FAIXA I	Classes se mantiveram	66
	Superestimou	15
	Subestimou	19
FAIXA II	Classes se mantiveram	59
	Superestimou	12
	Subestimou	29

Comparando os valores apresentados na Tabela 5.2 com a Tabela 5.3, verifica-se que pouco se alterou a compatibilidade de classes do índice reduzido quando classificado nas novas faixas e comparado ao IQA_{IGAM} .

As novas faixas foram desenvolvidas no intuito de proporcionar melhor equivalência entre o índice reduzido e o IQA_{IGAM} – como foi verificado e confirmado no capítulo anterior. Ao aplicá-las em resultados de IQA_{red} de um banco de dados diferente daquele utilizado para a elaboração de tais faixas, pode-se verificar se elas são reprodutíveis/flexíveis. Logo, diante dos resultados pouco satisfatórios, infere-se que as novas faixas são específicas para as condições nas quais foram desenvolvidas.

Tabela 5.4. Porcentagem de pontos em conformidade e desconformidade de classes com IQA_{CETESB} – para o IQA_{red}^{CETESB} , classificado pelas duas novas faixas de qualidade

		IQA_{red}^{CETESB} (%)
FAIXA I	Classes se mantiveram	17
	Superestimou	1
	Subestimou	82
FAIXA II	Classes se mantiveram	11
	Superestimou	2
	Subestimou	87

Nota-se, comparando os dados apresentados na Tabela 5.2 com a Tabela 5.4, que a porcentagem de pontos com compatibilidade de classes reduziu e a subestimativa da qualidade da água aumento expressivamente. Como já apresentado, as novas faixas foram desenvolvidas no intuito de proporcionar melhor equivalência entre o IQA_{red} e o IQA_{IGAM} ; sendo a faixa de classificação do IQA_{CETESB} bem menos restritiva que a do IQA_{IGAM} , a subestimação da qualidade da água nesta situação já

era esperada. Para melhores resultados, dever-se-ia desenvolver novas faixas de modo a proporcionar melhor equivalência entre os dois novos índices e o IQA_{CETESB} .

5.4. CONCLUSÕES

O uso de índices mínimos proporciona resultados satisfatórios para análise do perfil de qualidade da água, apesar de proporcionar tendência à subestimativa, quando comparado ao IQA_{CETESB} , e superestimativa, quando comparado ao IQA_{IGAM} .

Os métodos dos índices reduzidos aqui desenvolvidos apresentaram melhores correlações com o IQA_{IGAM} e com o IQA_{CETESB} . Porém, os índices desenvolvidos baseados no índice de Bascarán apresentaram melhor equivalência de classes, quando classificados pelo método do IQA_{CETESB} e comparados ao mesmo. Já o índice reduzido apresentou melhor equivalência de classes quando classificados pelo método do IQA_{IGAM} e comparados ao mesmo.

A utilização de novas faixas de classificação na qualidade da água para os índices reduzidos implica em métodos pouco reprodutíveis/flexíveis, sendo possível a aplicação apenas para o local onde foram desenvolvidos.

Para obter resultados mais confiáveis utilizando os índices mínimos, seus valores devem estar bem correlacionados com o índice atualmente praticado, sendo necessário manter o monitoramento periódico de rotina.

Os índices mínimos e reduzidos são ferramentas úteis e praticáveis no que diz respeito ao uso do IQA com finalidade de gestão. Ademais, pode-se vislumbrar um sistema de controle de monitoramento em tempo real, com uso de telemetria e hospedagem em *website* sem grandes custos adicionais.

5.5. REFERÊNCIAS

AKKOYUNLU, A.; AKINER, M. E. Pollution evaluation in streams using water quality indices: A case study from Turkey's Sapanca Lake Basin. **Ecological Indicators**, v. 18, p. 501–511, 2012.

ANA – Agência Nacional de Águas. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: 2013**. Brasília: ANA, 2013.

BAKAN, G. et al. Integrated environmental quality assessment of the Kızılırmak River and its coastal environment. **Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 10, n. 4, p. 453–462, 2010.

BERTOSSI, A. P. A. et al. Qualidade da água em microbacias hidrográficas com diferentes coberturas do solo no sul do Espírito Santo. **Revista Árvore**, v. 37, n. 1, p. 107–117, 2013.

BROWN, R. M. et al. A water quality index - Do we dare? **WATER & SEWAGE WORKS**, v. 117, n. 10, p. 339–343, 1970.

BUENO, L. F.; GALBIATTI, J. A.; BORGES, M. J. Monitoramento de variáveis de qualidade da água do Horto Ouro Verde-Conchal-SP. **Engenharia Agrícola**, v. 25, n. 3, p. 742–748, 2005.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **IQA – Índice de Qualidade das Águas**, 2015. Disponível em: <<http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/02.pdf>>. Acesso em: 25 ago. 2015

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2016**. São Paulo: CETESB, 2017.

COLETTI, C. et al. Water quality index using multivariate factorial analysis. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 5, p. 517–522, 2010.

CPRH – Agência Estadual de Meio Ambiente. **Seleção de índices e indicadores de qualidade da água**, 2015. Disponível em: <<http://www.cprh.pe.gov.br/downloads/pnma2/qualidade-agua/selecaoIndiceIndicadores.pdf>>. Acesso em: 26 jul. 2015

DANCEY, C. P.; REIDY, J. **Estatística sem matemática para psicologia**. 3. ed. Porto Alegre: Artmed, 2008.

FERREIRA, E. C. F.; ALMEIDA, M. C. **Sistema de Cálculo da Qualidade da Água (SCQA) Estabelecimento das Equações do índice de Qualidade das Águas (IQA)** Programa Nacional do Meio Ambiente–PNMA II, , 2005.

IGAM – Instituto Mineiro de Gestão das Águas. **Qualidade das águas superficiais de Minas Gerais em 2015 – Resumo executivo**. Belo Horizonte: Instituto Mineiro de Gestão das Águas, 2016.

JERÔNIMO, C. E. DE M.; SOUZA, F. R. S. Determinação do índice de qualidade da água da lagoa de Extremoz-RN: Série temporal e correlação a índices pluviométricos. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 10, n. 10, p. 2219–2232, 2013.

KANNEL, P. R. et al. Application of Water Quality Indices and Dissolved Oxygen as Indicators for River Water Classification and Urban Impact Assessment. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 132, n. 1, p. 93–110, 2007.

LOPES, F. W. DE A. **Avaliação da qualidade das águas e condições de balneabilidade na bacia do Ribeirão de Carrancas-MG**. Dissertação (Mestrado)—Lavras: Universidade Federal de Lavras, 2007.

MENEZES, J. M.; SILVA JUNIOR, G. C. DA; PRADO, R. B. Índice de Qualidade de Água (IQACCME) Aplicado à Avaliação de Aquíferos do Estado do Rio de Janeiro. **Águas Subterrâneas**, v. 27, n. 2, p. 79–92, 2013.

MOSCUZZA, C. et al. Water quality index as an tool for river assessment in agricultural areas in the pampean plains of Argentina. **Journal of Urban and Environmental Engineering**, v. 1, n. 1, p. 18–25, 2007.

NAVEEDULLAH, N. et al. Water Quality Characterization of the Siling Reservoir (Zhejiang, China) Using Water Quality Index. **CLEAN–Soil, Air, Water**, v. 44, n. 5, p. 553–562, 2016.

PESCE, S. F.; WUNDERLIN, D. A. Use of water quality indices to verify the impact of Córdoba City (Argentina) on Suquía River. **Water Research**, v. 34, n. 11, p. 2915–2926, 2000.

SABINO, C. V. S.; LAGE, L. V.; ALMEIDA, K. C. DE B. Uso de métodos estatísticos robustos na análise ambiental. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 19, n. spe, p. 87–94, 2014.

SÁNCHEZ, E. et al. Use of the water quality index and dissolved oxygen deficit as simple indicators of watersheds pollution. **Ecological Indicators**, v. 7, n. 2, p. 315–328, 2007.

SÃO PAULO – Secretaria de Saneamento e Recursos Hídricos; Coordenadoria de Recursos Hídricos. **Relatório de situação dos recursos hídricos do estado de São Paulo**. São Paulo: SSRH/CRHi, 2011.

SÃO PAULO – Secretaria de Saneamento e Recursos Hídricos; Coordenadoria de Recursos Hídricos. **Plano estadual de recursos hídricos (PERH): 2012/2015**. São Paulo: SSRH/CRHi, 2013.

SRIVASTAVA, G.; KUMAR, P. Water quality index with missing parameters. **International Journal of research in Engineering and Technology**, v. 2, n. 4, p. 609–614, 2013.

TYAGI, S. et al. Water quality assessment in terms of water quality index. **American Journal of Water Resources**, v. 1, n. 3, p. 34–38, 2013.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. 1. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2007.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014.

6. CONCLUSÕES GERAIS E SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Os modelos gerados com os dados de concentração de sólidos suspensos totais e turbidez apresentaram, via de regra, bons ajustes, podendo, assim, serem utilizados para prever a concentração de sólidos suspensos totais em função da turbidez.

Variações espaciais e temporais foram evidenciadas na relação entre sólidos suspensos totais e turbidez.

Os métodos estatísticos robustos a variações relacionadas às hipóteses dos modelos são de grande valia no estudo da qualidade das águas; tanto para pré-tratamento dos dados como também a análise dos mesmos. Os dados ambientais dificilmente seguem uma distribuição normal ou log-normal, além de frequentemente apresentarem valores censurados, perdidos ou discrepantes. Tais condições não afetam os métodos robustos, contrariamente aos métodos estatísticos clássicos. Além disso, a qualidade da água é um fenômeno multivariado devido ao grande número de parâmetros utilizados para caracterização da qualidade de um corpo hídrico.

O melhor cenário para o cálculo do IQA_{red} é o que contempla apenas os parâmetros OD, pH, variação de temperatura, fosfatos, nitratos e turbidez. Como alternativa ainda mais econômica, o cálculo do IQA_{red} pode ser feito considerando-se apenas os parâmetros OD, pH, variação de temperatura, nitratos e turbidez.

O uso do IQA_{red} proporcionou bons resultados para análise do perfil de qualidade da água da bacia do rio Doce, apesar de haver superestimativa quando comparado ao obtido por IQA_{IGAM} .

A utilização de novas faixas de classificação na qualidade da água para os índices reduzidos implica em métodos pouco reprodutíveis/flexíveis, sendo possível a aplicação apenas para o local onde foram desenvolvidos.

Para obter resultados mais confiáveis utilizando os índices mínimos, seus valores devem estar bem correlacionados com o índice atualmente praticado, sendo necessário manter o monitoramento periódico de rotina.

No que diz respeito ao uso do IQA com finalidade de gestão, o IQA_{red} é uma ferramenta útil e confiável para a bacia do rio Doce, além de possibilitar um sistema

de controle de monitoramento em tempo real, pois são parâmetros que podem ser monitorados com uso de sondas multiparâmetros.

O uso de índices mínimos e reduzidos proporciona resultados satisfatórios para análise do perfil de qualidade da água da bacia do rio Tietê, apesar de proporcionar tendência à subestimativa, quando comparado ao IQA_{CETESB} , e superestimativa, quando comparado ao IQA_{IGAM} .

Para trabalhos futuros, sugere-se uma análise mais aprofundada da relação entre os parâmetros de qualidade da água para melhor entendimento da distribuição dos pesos para o cálculo do IQA, e até mesmo para verificar possibilidade de substituição dos parâmetros atualmente considerados por outros que sejam mais facilmente obtidos.